

SEP

SEST

DGEST

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA

Informe Final Año Sabático

Proyecto 6: Estadías en el Sector Productivo o en Centros de Investigación

“Utilización de la modelación de lodos activados en México: Proyecto de demostración”

Presenta

M. en C. Rosa Elena Ortega Aguilar

Metepec, Estado de México, Agosto 2008

Índice

Antecedentes.....	3
<i>Ventajas y limitaciones de la modelación.</i>	3
<i>Breve reseña histórica.</i>	4
<i>Constitución general de los modelos.</i>	4
<i>Modelo conceptual.</i>	5
<i>Fraccionamiento de la DQO y nitrógeno.</i>	6
Lineamientos para la modelación dinámica.....	8
Métodos de caracterización de Aguas Residuales.	9
Métodos sugeridos por el comité científico del ASM 1	9
Protocolo de la STOWA	10
Caracterización biológica.....	11
Parámetros cinéticos y estequiométricos	12
Desarrollo	14
Estudio de la oportunidad de mercado en el tratamiento de aguas residuales en México.....	14
Modelación hidráulica de la planta y sedimentadores.....	15
Curso de capacitación para modelación de lodos residuales.	15
Caracterización del agua residual de la planta en estudio.	16
Participación en el estudio de calibración	18
Referencias.....	21
Anexo.....	23

ANTECEDENTES

El desarrollo de los modelos para Lodos Activados ha permitido un mejor entendimiento de los diferentes procesos de tratamiento. Un modelo es una representación simplificada de la realidad, los conceptuales que dan una imagen de la realidad no proporcionan la información suficiente para llevar a cabo el diseño, los físicos requieren mucho tiempo y son muy caros, entre los matemáticos los modelos dinámicos permiten aproximaciones más cercanas a la realidad. Actualmente la modelación y simulación en plantas de tratamiento de aguas residuales permite evaluar datos de reactores en una planta piloto y predecir el comportamiento de plantas a gran escala, para su diseño. En plantas existentes se pueden predecir respuestas dinámicas a las variaciones en el influente, transmitir experiencias y capacitar a los operadores sin dañar la planta, además como herramienta convincente para las decisiones de los directivos. En cuanto a la investigación sirve para generar conocimiento, un pensamiento crítico y como una plataforma de discusión.

Ventajas y limitaciones de la modelación.

La modelación de las Plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) permite cambiar la concepción de los sistemas biológicos de tratamiento de una “caja negra” a una “caja blanca”, en donde existe un mejor entendimiento de los fenómenos que se realizan, juzgando el modelo siempre en función de sus propósitos de uso, a continuación se listan algunas de las principales ventajas:

La modelación dinámica permite predecir la calidad del efluente, la demanda de oxígeno y la producción de lodo como respuesta de las fluctuaciones en tiempo real de la carga y caudal del influente.

Una vez que se tiene modelada y calibrada una planta, el modelo se puede utilizar con fines de diagnóstico, proyección, comparación de variantes, evaluación de las prácticas actuales, probar cambios en la operación, optimización de procesos y gastos, así como para la capacitación del personal.

En el diseño de plantas, aún cuando no exista físicamente, se pueden probar configuraciones innovadoras y comparar variantes.

Se pueden reducir las necesidades de los estudios piloto, así como el tiempo y la inversión requeridas para ellos si se realizan primero los estudios por modelación y se prueban a escala piloto sólo las soluciones seleccionadas.

Se puede optimizar la configuración y el funcionamiento de una planta de tratamiento, así como responder a numerosas preguntas respecto a su capacidad e impacto de las modificaciones proyectadas.

Con la modelación se pueden realizar estudios sin perturbar el funcionamiento de la planta, ni poner en riesgo sus equipos, se pueden evaluar posibles escenarios para ampliaciones, así como desarrollar nuevos sistemas de control.

Es un medio de formación y concientización de los operadores sobre algunos aspectos críticos para la planta.

Como principales limitaciones se tiene la necesidad de realizar estudios anteriores para calibrar los modelos, los datos que se necesitan para esto generalmente son diferentes de los datos rutinarios de caracterización con que cuentan las plantas de tratamiento. Aún es necesario realizar investigación para evaluar la aplicabilidad de los modelos para diferentes efluentes industriales (Fall, 2007).

Breve reseña histórica.

Uno de los modelos más conocidos y empleados en el diseño de plantas de tratamiento por lodos activados es el de Mac Carty y Laurence 1970, éste considera para el diseño un régimen estacionario y a la DBO o DQO total como parámetro de caracterización, es el expuesto en los libros de tratamiento de aguas clásicos, sin embargo, no permite predecir el comportamiento dinámico de las plantas, ni determinar con exactitud los requerimientos de oxígeno y la producción de lodos (Fall 2007).

En 1982 la Internacional Association of Water Quality (IAWQ, actualmente IWA) incentivó la formación de un grupo internacional de estudio, encargado de acelerar el desarrollo de la modelación dinámica de las plantas de tratamiento. Como primer paso, este grupo realizó el inventario y evaluación de los modelos existentes, encontrando que aquellos que lograron su difusión y uso fueron los más simples que consideraban régimen estacionario y mezcla completa en los reactores, por otra parte, los modelos dinámicos tenían el problema de una pobre difusión, debido a su complejidad, falta de orden en su presentación y limitación en la capacidad de las computadoras para su aplicación.

El grupo formado por Henze (Dinamarca), Grady (USA), Mujer (Suiza) y Marais (Sud-Africa) publicó en 1987 (Henze, 1987) un informe que presentaba lo que actualmente se conoce como Activated Sludge Modelling 1 (ASM1), modelo enfocado a describir la degradación de la materia orgánica, nitrificación y desnitrificación en un proceso de lodos activados. Los principales logros del grupo fueron: consenso en los procesos biológicos que integran el modelo, estandarización de la simbología, uso de una notación matricial para presentar el modelo, propuesta de valores de “default” para los parámetros del modelo, adopción de la DQO y su fraccionamiento para la caracterización del agua y lodos, código de programación para el desarrollo de futuro software de modelación, siendo esto último lo que impulsó el desarrollo de varios paquetes y programas empleados para diseño, operación o investigación de plantas de tratamiento, basados en los conceptos del ASM1 original o alguna de sus modificaciones.

En 1995, los trabajos del grupo renovado se extendieron para publicar la versión ASM2, dirigida a predecir el comportamiento del fósforo. Para 1999 se dieron dos modificaciones que llevaron a la publicación de la versión ASM2d (versión modificada del ASM2) y la versión ASM3 (alternativa al ASM1) (Fall 2007).

Constitución general de los modelos.

Los modelos son la descripción matemática de una serie de procesos que ocurren en un espacio delimitado (tanques y reactores). En el tratamiento de agua los modelos se expresan a través de balances de masa que toman en cuenta la cinética de reacción (procesos de transformación de los componentes químicos del sistema), la hidrodinámica (tipo de flujo y mezcla en el reactor) y el transporte de materia a través de los límites del sistema (flujos de entrada y salida). Los procesos individuales que forman el modelo están relacionados a través de las ecuaciones de leyes de conservación de masa (balances), las que deben resolverse para poder describir los cambios en el

estado del sistema a través de las variables de estado (por ejemplo, concentraciones de biomasa, oxígeno, DQO, nitrógeno). La escritura de estos balances de masa de un modelo resulta en un sistema de ecuaciones diferenciales totales o parciales y de ecuaciones algebraicas. Una forma sistemática de presentar los modelos y facilitar su entendimiento es a través de:

- Una lista de componentes representados por variables de estado (formas de sustancias) involucrados en los procesos
- Una descripción de los procesos de transformación que afectan a los componentes: modelos bioquímicos, coeficientes estequiométricos, expresiones de las leyes de velocidad de las reacciones
- Una caracterización del transporte convectivo de sustancias en los límites del sistema: diagrama de flujo
- La caracterización de la dispersión y mezcla interna según el tipo de reactor/sistema, tanto para los componentes disueltos como para los sólidos suspendidos (sedimentación).

Tradicionalmente los balances de masa involucrados en los procesos biológicos de tratamiento se han expresado en base a la DBO_5 , como se ha mencionado, uno de los desarrollos más significativos del ASM1 fue la adopción de la DQO como componente modelo para el sustrato ya que permite establecer una liga clara de los equivalentes electrónicos entre el sustrato orgánico, la biomasa activa y el oxígeno consumido (Henze, 1987, Uday Cokgör *et. al.*, 1998), se logra una mejor comprensión del proceso de lodos activados y se pueden establecer balances de masa que cierran, además la prueba de DQO es rápida y con resultados repetitivos.

Otra estrategia de gran relevancia fue la adopción de una notación matricial como una forma muy estructurada de presentar los elementos del modelo y su interrelación, en la primera fila se enlistan los componentes (biomasa, sustrato y oxígeno disuelto), en la primera columna los procesos (crecimiento y decaimiento microbiano, en la última columna las expresiones cinéticas para cada proceso, en el centro de la matriz se dan los coeficientes estequiométricos correspondientes a cada componente en el proceso respectivo. En esta matriz se consignan también la nomenclatura de los componentes y la definición de los parámetros cinéticos. Los componentes de la matriz son trece, siete se relacionan con los componentes carbonosos del agua y lodos (medidos como DQO), cuatro son los componentes nitrogenados, el oxígeno disuelto y la alcalinidad, esta última no es esencial para el modelo, pero permite detectar los efectos del cambio en el pH.

Modelo conceptual.

El modelo conceptual que sustenta el comportamiento de lodos activados para el ASM 1 considera el mecanismo muerte – regeneración; para el que sólo una parte del sustrato consumido se utiliza para obtener energía, el resto pasa a la formación de biomasa nueva, donde el parámetro Y_h (rendimiento biomasa/sustrato) representa la relación de sustrato que pasa a formar parte de la biomasa. La Figura 1 es una síntesis de los procesos considerados, reacciones en que participan las bacterias heterotróficas.

En el modelo de muerte – regeneración, el consumo de oxígeno se asocia sólo al consumo de sustrato para obtener energía mediante una reacción de oxidación, Durante el proceso de muerte, la biomasa se divide en materia orgánica inerte y materia orgánica lentamente biodegradable que después de hidrolizarse puede emplearse para mantenimiento e incluso para el crecimiento. Así se explica que aún cuando todo el sustrato extracelular se ha consumido, siga existiendo consumo de oxígeno (llamado

respiración endógena). Durante la fase endógena, la cantidad de biomasa formada por la liberación de sustrato es mucho menor a la cantidad perdida como material inerte, por lo que una población sin sustrato nuevo acaba por desaparecer (Carmona *et al.*, 2004).

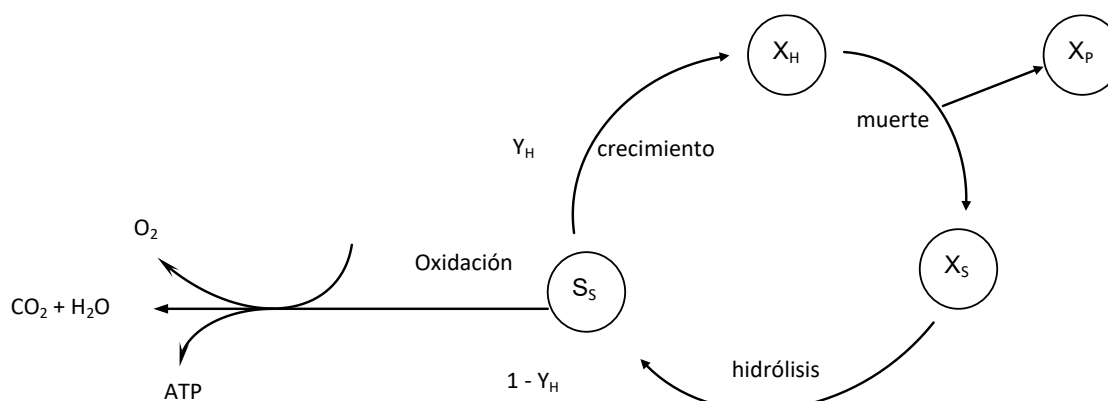


Figura 1. Modelo de muerte-regeneración de organismos heterótrofos

Fraccionamiento de la DQO y nitrógeno.

Aún cuando el uso de la DQO presenta muchas ventajas para la modelación, la DQO total no es suficiente para predecir adecuadamente la producción de lodos y el consumo de oxígeno, sabiendo que la materia orgánica presente en aguas residuales es una gama muy amplia de compuestos, la primera subdivisión importante se basa en su biodegradabilidad. La materia orgánica no biodegradable es biológicamente inerte y pasa inalterada a través del sistema de lodos activados, dependiendo del estado físico en que se encuentren se identifica a la soluble y particulada. La materia orgánica inerte soluble S_i , deja el sistema a la misma concentración a la que entra, la materia orgánica inerte suspendida X_i , se enreda en los lodos activados y se remueve del sistema a través de los lodos de purga. La materia biodegradable a su vez se divide en una fracción de DQO fácilmente biodegradable y su contraparte la lentamente biodegradable, tomando como base la velocidad de degradación de cada grupo (Figura 2).

Para propósitos de modelación la materia fácilmente biodegradable S_s , se ha tratado como si fuera soluble, mientras que el material lentamente biodegradable X_s se trata como si fuera particulado, sin embargo, debe reconocerse que algo del material lentamente biodegradable podrá ser soluble. La materia fácilmente biodegradable está formada de moléculas relativamente simples que son asimiladas por las bacterias heterótrofas y empleada para el crecimiento de biomasa nueva, en contraste la lentamente biodegradable consiste de moléculas relativamente complejas que deberán ser hidrolizadas para formar material fácilmente biodegradable antes de ser usada, se supone que esta hidrólisis no involucra gasto de energía y por tanto no se asocia a la utilización de un aceptor de electrones (Henze, 1987).

La velocidad específica de hidrólisis del sustrato lentamente biodegradable es en general, considerablemente menor que la velocidad de consumo del sustrato fácilmente biodegradable, por lo que viene a constituir el factor limitante en el crecimiento de la biomasa cuando sólo se tiene X_s como

substrato. Además la velocidad de degradación es más lenta en condiciones anóxicas que en condiciones aeróbicas y aparentemente cesa en condiciones anaeróbicas.

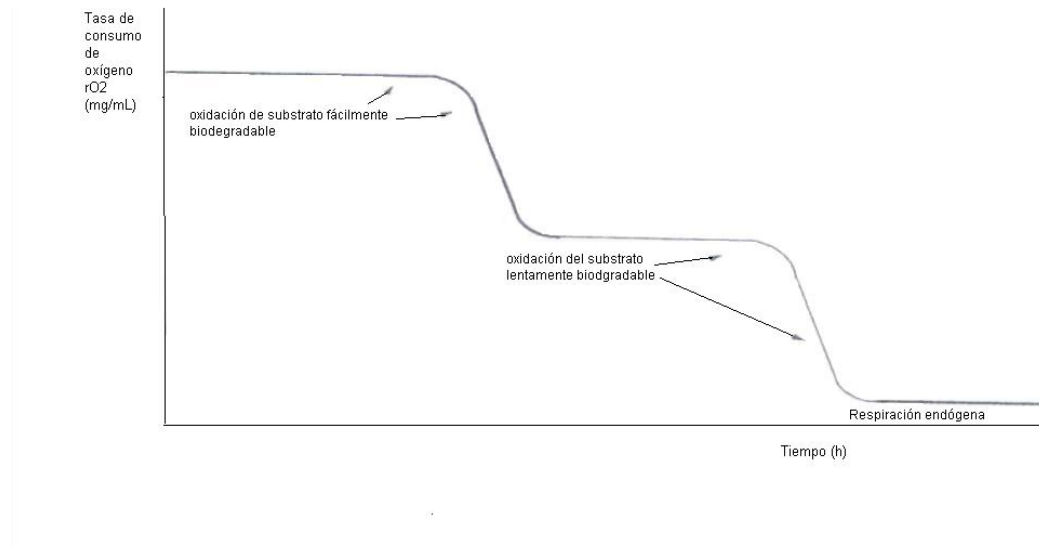


Figura 2. Respirograma de un agua residual en cultivo batch.

La biomasa se pierde por decaimiento, el cual incorpora un gran número de mecanismos, incluyendo el metabolismo endógeno, muerte, predación y lisis, se asume que como resultado de este decaimiento la biomasa se transforma en sustrato lentamente biodegradable y productos particulados X_p que son inertes al ataque microbiológico posterior. Las diferentes formas de materia orgánica, expresadas como DQO se observan esquemáticamente en la Figura 3.

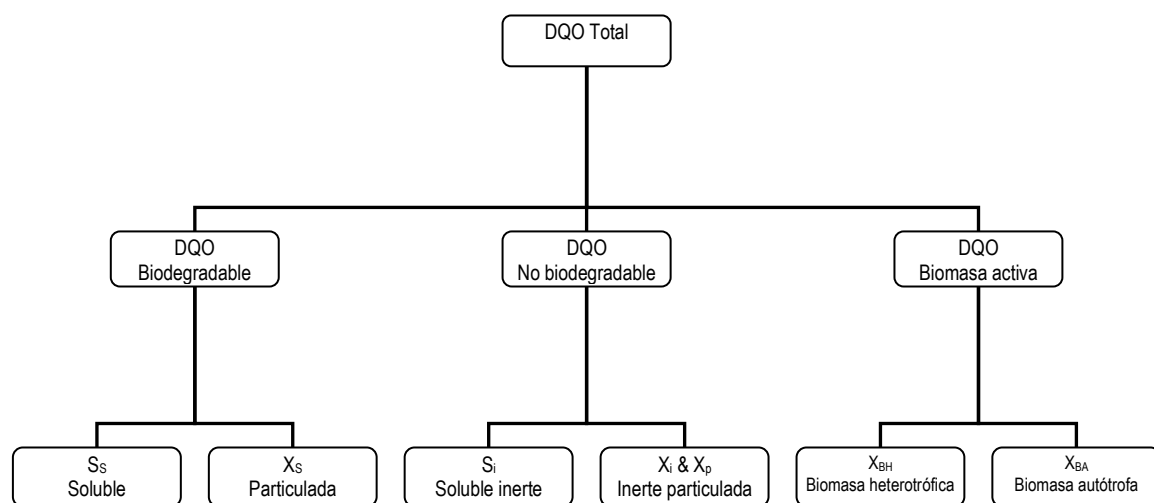


Figura 3. Componentes carbonaceos del agua y lodos, fracciones de la DQO

En el sistema el nitrógeno se encuentra por un lado en forma de nitratos y nitritos (S_{ON}) y por otro como nitrógeno total de Kjeldahl (NTK). Para simplificar el modelo los nitratos y nitritos se consideran en un solo componente. El NTK se divide en nitrógeno amoniacal (S_{NH} , que incluye el $N-NH_4^+$ y $N-NH_3$), nitrógeno orgánico y nitrógeno contenido en la biomasa. Análogo a la materia carbonacea, la nitrogenada se puede dividir en fracciones biodegradable y no biodegradable y cada una en las subdivisiones posteriores. Con respecto a la fracción no biodegradable, la porción particulada está asociada con la DQO particulada no biodegradable, la porción soluble es usualmente muy pequeña y no se incorpora en el modelo. La materia nitrogenada biodegradable puede subdividirse en amoniacal S_{NH} , nitrógeno orgánico soluble S_{ND} y nitrógeno orgánico particulado X_{ND} , este último se hidroliza en paralelo con la materia orgánica lentamente biodegradable. El nitrógeno de la biomasa activa (X_{NB}) se toma en cuenta de forma directa en el sentido que el decaimiento produce nitrógeno orgánico particulado biodegradable (1-fp). El nitrógeno orgánico asociado a la fracción de productos inertes particulados (X_{NP}), así como el asociado a la fracción inerte de materia orgánica (X_{NI}) se pueden calcular fácilmente, aún si no se muestran en la matriz del modelo, la Figura 4 muestra en forma de esquema las fracciones definidas para el nitrógeno.

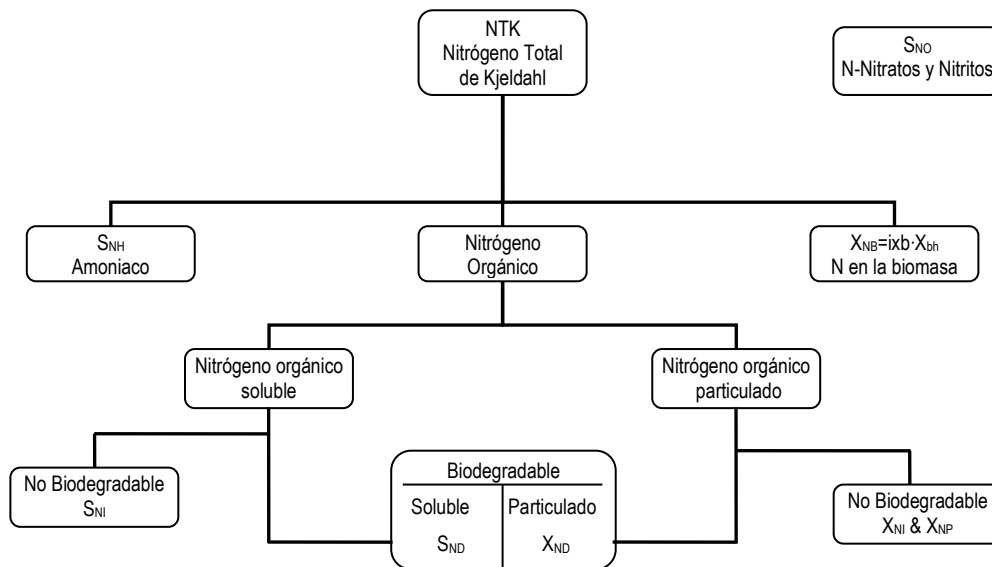


Figura 4. Componentes nitrogenados del agua y lodos, fracciones del nitrógeno.

Lineamientos para la modelación dinámica

Inicialmente los estudios de simulación iniciaban con campañas largas e intensas para la colecta y análisis de cientos de muestras y la verificación potencial de muchos parámetros del modelo por respirometría u otras pruebas. Este procedimiento es muy largo y caro, se ha demostrado que muchos parámetros en sistemas a gran escala son fuertemente sensibles (aun cuando deban valorarse con experimentos batch) por lo que la evaluación experimental de estos parámetros no es útil, lo mismo aplica para algunas mediciones de concentraciones. Cuando se desarrolla un modelo inicial se puede basar en la sensibilidad hacia los parámetros del modelo para definir cuales concentraciones deben

evaluarse con detalle o la variación diaria (Hulsbeek *et. al.*, 2002). La estructura principal del protocolo se muestra en la Figura 5.

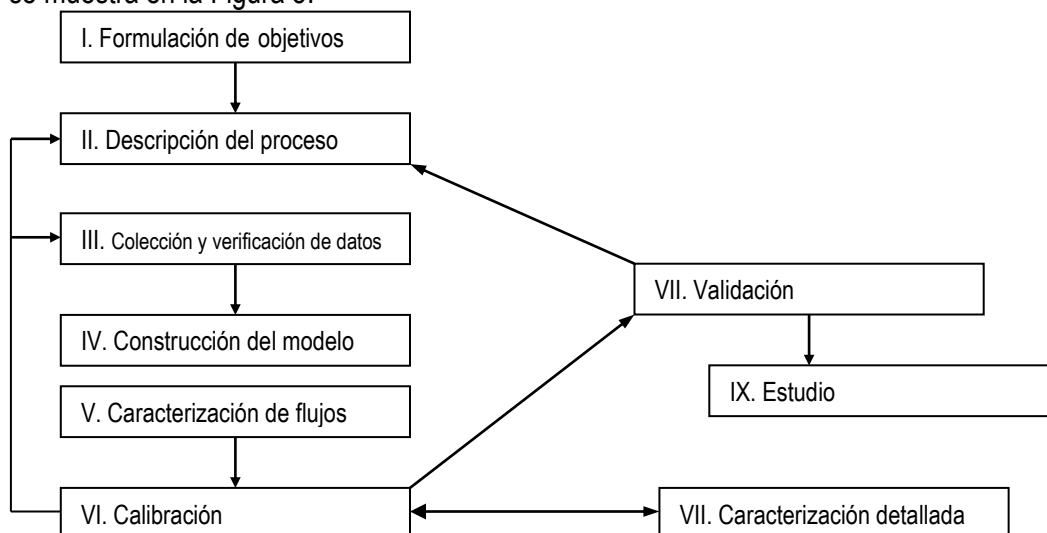


Figura 5. Estructura principal del protocolo de modelación

La estructura particular del protocolo dependerá de los objetivos del estudio, para el que se distinguen tres modelos de estudio diferentes:

- Selección del sistema durante el diseño básico
- Estudios de optimización para PTAR's existentes
- Desarrollo de estrategias de control para PTAR's nuevas y existentes

El nivel requerido de especificaciones del modelo y frecuencia del monitoreo de los flujos relevantes depende de los objetivos mencionados, siendo el desarrollo del control de estrategias el que requiere un nivel de especificaciones mayor (Hulsbeek *et. al.*, 2002).

Métodos de caracterización de Aguas Residuales.

Métodos sugeridos por el comité científico del ASM 1

Las técnicas sugeridas originalmente por el ASM 1 para la determinación de fracciones y constantes cinéticas son respirométricas. Están basadas en la determinación del consumo biológico de oxígeno de una población microbiana bajo condiciones determinadas, que se relaciona directamente con el crecimiento microbiano y el consumo de sustrato para la obtención de energía.

Cuando se corren las pruebas respirométricas es importante que la relación sustrato biomasa (F/M) se encuentre en el nivel adecuado (Ekama *et. al.*, 1986). Si F/M es muy baja el tiempo durante el cual se remueve el sustrato fácilmente biodegradable es muy corto para permitir una medición adecuada de la velocidad de consumo de oxígeno (OUR) y de la velocidad de utilización de nitrato (NUR), mientras que si es muy alta la diferencia entre las velocidades durante las dos fases será tan pequeña para que se distinga claramente, lo que se observa en la figura 6. El manejo de las condiciones ambientales de las pruebas batch permite la determinación de diferentes parámetros requeridos para la modelación.

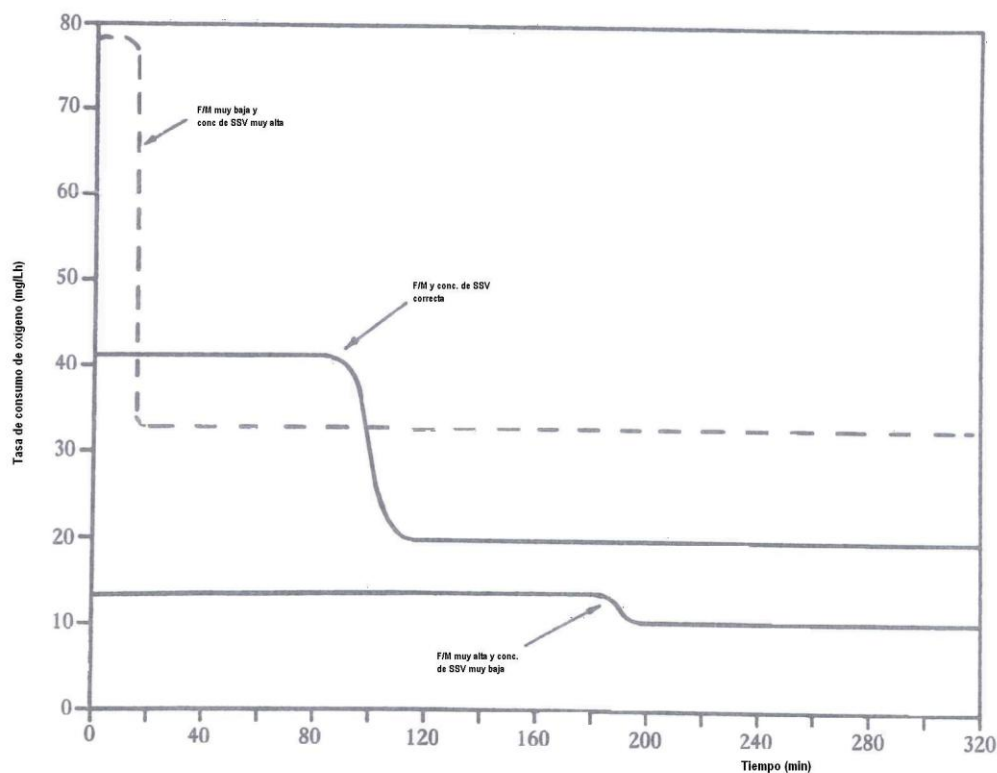


Figura 6. Efecto del cambio en la relación alimento/biomasa sobre la tasa de consumo de oxígeno (OUR) en un reactor por lote.

Protocolo de la STOWA

Los lineamientos para la caracterización del agua residual definidos por la STOWA se basan en un método fisicoquímico de caracterizar la suma de las fracciones solubles de la DQO S_I y S_S , combinado con análisis de DBO (midiendo la DBO en función del tiempo) para determinar la fracción de la DQO biodegradable del influente ($S_S + X_S$). La fracción X_I se encuentra como la diferencia entre la DQO total y las otras fracciones de DQO.

En el fraccionamiento de la DQO del influente se hace una suposición importante que es despreciar las fracciones de biomasa de esta corriente. Para el caso de los organismos heterotróficos no es estrictamente necesario considerar su biomasa en el influente, ya que su velocidad de crecimiento es tal que en la práctica nunca se daría el lavado de este tipo de microorganismos, además, la concentración inicial utilizada para muchos cálculos a menudo suponen la presencia de estos organismos. En cuanto a los organismos autótrofos y los acumuladores de fósforo, debido a sus velocidades de crecimiento tan bajas, deberían considerarse en el influente, ya que se podría dar el lavado de éstos en las plantas de tratamiento de alta carga. Sin embargo, como estas fracciones son generalmente tan pequeñas en el influente, pueden ser despreciadas en comparación con la DQO total. Esta suposición de las fracciones de biomasa despreciable puede sustentarse en la teoría de que la diversidad bacteriana en los lodos

activados es producto de la selección ambiental más que de la inoculación de las aguas residuales (Curtis *et. al.*, 1998)

Caracterización biológica

El método de la STOWA considera determinaciones en el influente de la DQO_T y DQO_S además la DQO_S en el efluente, sin embargo no es suficiente para determinar las diferentes fracciones de DQO requeridas por el modelo, se toma entonces el concepto de la materia orgánica biodegradable (DQO_D) en el influente, que es la suma de la materia fácilmente biodegradable soluble (S_S) y la lentamente biodegradable particulada (X_S) y se establecen una serie de relaciones para llegar a la determinación de las distintas fracciones (Tabla 1). Empleando una relación entre la DQO_D y la DBO, cuya determinación requiere de una serie de análisis en los que se mide la DBO en función del tiempo, la Figura 7 muestra el comportamiento de la DBO medida por duplicado a los 1, 2, 4, 6 y 8 días y el cálculo de la DBO_{tot} , así como la relación con la DQO_D para agua residual municipal.

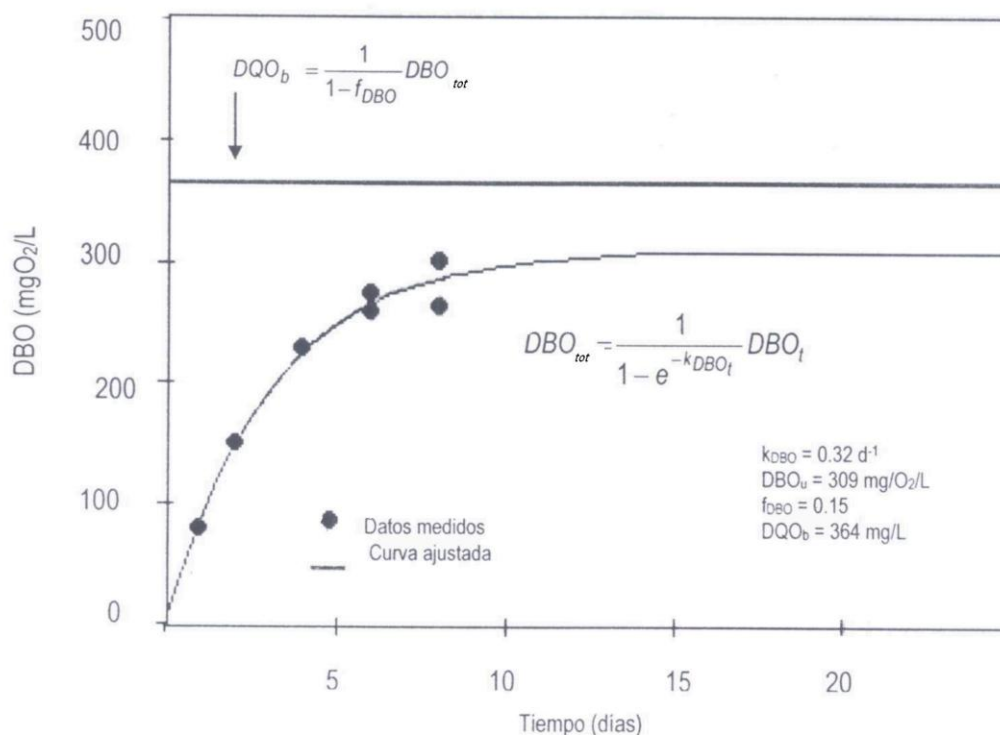


Figura 7. Relación de la DBO con DQO_D

Para la relación dada en la figura, la k_{DBO} es una constante de velocidad de primer orden para las mediciones de DBO vs. tiempo, su valor depende de la proporción que exista entre S_S y X_S la cual está influenciada por el tipo y longitud del sistema de drenaje, la fracción de aguas residuales industriales que contenga y el nivel de pretratamiento con que éstas se desechan, puede determinarse por el ajuste de las curvas de DBO experimentales a la ecuación de DBO_{tot} , los valores de los parámetros k_{DBO} y DBO_{tot} se optimizan por regresión lineal mediante el método de mínimos cuadrados

Tabla 1. Relaciones de las distintas fracciones de la DQO y algunos parámetros cinéticos

Fraccionamiento de DQO por el método STOWA		
DQO _T	$DQO_{inf\ tot} = S_S + S_i + X_S + X_i + H_{Bh} + X_{Ba} \quad (1)$ $DQO_{inf\ tot} = S_S + S_i + X_S + X_i \quad (2)$ Por lo tanto: $DQO_{inf\ tot} = DQO_{inf\ sol} + DQO_{inf\ part} \quad (3)$	Suponiendo que $X_{B,h1} = 0$ y $X_{B,a1} = 0$
DQO _S	$DQO_{inf\ sol} = S_S + S_i \quad (4)$	Utilizando membranas de 0.1 μm
DQO _P	$DQO_{inf\ part} = X_S + X_i \quad (5)$	
Fracción soluble no biodegradable, S_i	$S_i = DQO_{soluble_efl\ uente} \quad (6)$	Utilizando membranas de 0.1 μm
Fracción soluble fácilmente biodegradable, S_S	$S_S = DQO_{soluble_inf\ l uente} - S_i \quad (7)$	
Fracción particulada lentamente biodegradable, X_S	$DBO_b = S_S - X_S \quad (8)$ $DBO_t = DBO_u (1 - e^{-k \cdot t}) \quad (9)$ $DQO_b = \frac{1}{1 - f_{DBO}} DBO_u \quad (10)$ $X_S = DQO_b - S_S \quad (11)$	
Parámetros cinéticos y estequiométricos		
Rendimiento heterotrófico Y_h	$DQO_C = DQO_T - DQO_S \quad (12)$ $Y_h = \frac{DQO_C}{DQO_S} \quad (13)$	Utilizando membranas de 0.45 μm
Coefficiente de decaimiento heterotrófico, b_h	$b_h = \frac{b'_h}{1 - Y_h(1 - f_P)} \quad (14)$	
Determinación de la biomasa heterotrófica inicial, X_{h0}	$X_{h0} = r_{O2,0} \cdot \left[\left(\frac{1 - Y_h}{Y_h} \right) \mu_h + (1 - f_P) b'_h \right]^{-1} \quad (15)$	$r_{O2,0}$ = tasa respirométrica al tiempo t = 0
Materia orgánica fácilmente biodegradable, S_S	$S_S = \frac{\Delta O_2}{1 - Y_h} \quad (16)$	

A pesar de que un método no lineal produce errores menores, el método lineal da resultados comparables para la k_{DBO} (Cutrera *et. al.*, 1999). Cuando para un agua residual dada se ha determinado

k_{DBO} , el valor de la DQO biodegradable (DQO_B) se puede calcular a partir de la DBO_5 , que usualmente se determina en los análisis de rutina.

Es necesario considerar que para periodos largos, en la determinación de la DBO, se presentan tanto el crecimiento como el decaimiento de microorganismos, lo que conduce a que parte de la DQO_B se transforme en fracción inerte, por tanto, la concentración inicial de DQO_B será mayor que DQO_{tot} y se deberá utilizar un factor de corrección (f_{DBO}) al que puede darse un valor de 0.15 (0.1 – 0.2) que es muy cercano con la fracción de la DQO inerte generada por la lisis de la biomasa del ASM. Las mediciones de DBO deben realizarse en muestras no filtradas y con la adición de alilthiourea para inhibir la nitrificación, se obtiene una caracterización más representativa cuando se utiliza el efluente de la planta como inóculo para esta determinación.

Con este método se caracterizan las fracciones orgánicas S_i , S_s y X_s , la fracción X_i se encuentra como la diferencia entre la DQO total y las otras fracciones. Al utilizar las mediciones de la DBO, la biomasa heterotrófica quedará incluida en las fracciones X_s y X_i , lo que es aceptable de acuerdo a la descripción del proceso de lodos activados en el ASM (Roeleveld and van Loosdrecht, 2002).

Henze *et al.* (1995) han establecido que en general no es necesario caracterizar las fracciones de nitrógeno al datar de la materia orgánica, ya que la mayor parte del nitrógeno está presente como amonio que no está acoplado a los componentes orgánicos. Para la parte orgánica del nitrógeno emplean fracciones fijas de nitrógeno para los distintos componentes de la DQO. Debe darse la suficiente atención a la caracterización del nitrógeno para predecir adecuadamente el contenido de nitrógeno en los lodos en el sistema de lodos activados. La cantidad de nitrógeno disponible para oxidación determina la demanda de oxígeno autotrófica y la capacidad requerida de desnitrificación.

Las fracciones de nitrógeno para varios componentes de la DQO pueden encontrarse por aproximaciones del modelo sobre el contenido de nitrógeno en los lodos, empleando como valores iniciales los dados en la Tabla 2. Cuando se requiere mayor claridad se puede determinar los factores de conversión por análisis del nitrógeno amoniacal y el nitrógeno de Kjeldahl en muestras filtradas y no filtradas del influente y el efluente. Es importante mantener constante el nivel de nitrógeno total en el influente.

Tabla 2. Factores de Conversión, intervalos típicos y ecuaciones prácticas para la caracterización de Nitrógeno

Factores de conversión para nitrógeno			Intervalos típicos	
i_{NSI}	0.01	g N/g DQO	0.01 – 0.02	g N/g DQO
i_{NSA}	0	g N/g DQO	0	g N/g DQO
i_{NSF}	0.03	g N/g DQO	0.02 – 0.04	g N/g DQO
i_{NXI}	0.03	g N/g DQO	0.01 – 0.06	g N/g DQO
i_{NXS}	0.04	g N/g DQO	0.02 – 0.06	g N/g DQO

Ecuaciones prácticas

$$S_{NH4} = NH_4 - N_{inf}$$

$$N-Kj_{inf, tot} = S_{NH4} + (S_F \cdot i_{NSF}) + (S \cdot i_{NSI}) + (X_i \cdot i_{NXI}) + (X_s \cdot i_{NXS}) \text{ para ASM1: } (S_s \cdot i_{NSS}) \text{ para } (S_F \cdot i_{NSF}) \text{ con } i_{NSS} = 0.02 \text{ como default}$$

$$N-Kj_{inf, sol} = S_{NH4} + (S_F \cdot i_{NSF}) + (S \cdot i_{NSI}) \text{ filtrado en membrana (0.1 } \mu m) \text{ o floculación}$$

$$N-Kj_{eff, sol} = S_i \cdot i_{NSI} + NH_4 - N_{eff} \text{ filtrado en membrana (0.1 } \mu m) \text{ o floculación}$$

$$N-K_{jinf, part} = N-K_{jinf, tot} - N-K_{jinf, sol} = (X_I \cdot i_{NXI}) + (X_S \cdot i_{NXS})$$

Respecto a la caracterización del fósforo se toman consideraciones semejantes a las consideradas para el nitrógeno, la Tabla 3 muestra los factores de conversión para el fósforo y sus rangos típicos. Para aguas residuales municipales el fósforo soluble S_{PO4} puede aproximarse a la concentración del fósforo inorgánico soluble.

Tabla 3. Factores de Conversión e intervalos típicos para la caracterización de Fósforo

Factores de conversión para fósforo			Intervalos típicos	
I_{PSI}	0	g P/g DQO	0.002 – 0.008	g P/g DQO
I_{PSA}	0	g P/g DQO		0 g P/g DQO
I_{PSF}	0.01	g P/g DQO	0.01 – 0.015	g P/g DQO
I_{PXI}	0.01	g P/g DQO	0.005 – 0.01	g P/g DQO
I_{PXS}	0.01	g P/g DQO	0.01 – 0.015	g P/g DQO

DESARROLLO

A continuación se presenta la descripción general de las actividades desarrolladas durante el periodo sabático comprendido del 26 de agosto de 2007 al 26 de agosto del 2008. Es importante mencionar que los detalles y resultados de la investigación pertenecen a los organismos otorgantes del financiamiento para el proyecto, por lo que no pueden ser plasmados en este documento.

Las actividades consideradas fueron:

- Estudio de la oportunidad de mercado en el tratamiento de aguas residuales en México
- Modelación Hidráulica de la planta y sedimentadores
- Curso de capacitación para modelación de lodos residuales
- Caracterización del agua residual de la planta en estudio
- Participación en el estudio de calibración.

En este orden se presentan.

ESTUDIO DE LA OPORTUNIDAD DE MERCADO EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN MÉXICO.

El grupo de investigación encabezado por el Dr. Cheikh Fall del Centro Interamericano de Recursos del Agua (CIRA) ha incursionado de una forma decidida en la modelación de plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), cuenta con el apoyo de la UNESCO-IHE para llevar a cabo una serie de trabajos para introducir el uso de modelos dinámicos en el diseño, operación y optimización de PTAR municipales. El “Estudio de la oportunidad de mercado en el tratamiento de aguas residuales en México” corresponde al reporte del estudio previsto como primera actividad del proyecto PVW06045: the inception phase, se presenta en el anexo.

MODELACIÓN HIDRÁULICA DE LA PLANTA Y SEDIMENTADORES.

Henze *et. al.* (1995) consideran que los Modelos de Lodos Activados (ASMs, por sus siglas en inglés) son resúmenes elegantes del entendimiento del estado del arte de los procesos de Lodos Activados. Previo a la aplicación de modelos dinámicos para las plantas de tratamiento de aguas residuales se requiere estrictamente la calibración para los ASMs. La cual está conformada por varias etapas, incluyendo experimentos de laboratorio para caracterizar el agua residual que llega a la planta y conocer los parámetros cinéticos/estequiométricos de los procesos biológicos a realizarse en la PTAR, además de la caracterización fisicoquímica y cinética, se requiere una hidráulica y de sedimentación.

La modelación hidráulica y de sedimentación en este proyecto se llevo a cabo en una planta de tratamiento ubicada en la ciudad de Monterrey N.L. Los datos se obtuvieron empleando rodamina como trazador químico, aplicado por pulsos aprovechando el retorno de lodos.

Se llevó a cabo la toma de muestras durante 24 horas en intervalos variables; cada 10 minutos durante las primeras seis horas, las dos horas siguientes cada 30 minutos y el resto cada dos horas.

Las muestras fueron analizadas por fluorometría, para posteriormente trabajar con los datos obtenidos.

CURSO DE CAPACITACIÓN PARA MODELACIÓN DE LODOS RESIDUALES.

Durante el periodo que comprende este informe se tomó el curso Modelación de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales impartido por el Dr. Cheikh Fall en el CIRA, el contenido general del curso fue:

- Principios de la modelación (cinética, estequiometría, balances, hidráulica, notación matricial)
- Ejercicio: desarrollo de una matriz
- Introducción al programa AQUASIM (modelación de sistemas acuáticos)
- Ejercicio de modelación con AQUASIM: Procesos bioquímicos en un reactor batch
- Ejercicio de modelación con AQUASIM: Transporte y separación de sustancias
- Ejercicio de modelación con AQUASIM: Análisis de sensibilidad y estimación de parámetros
- Práctica de demostración en el laboratorio: aireación ($K_L a$)
- Ejercicio de modelación con AQUASIM: aireación ($K_L a$)
- Práctica de demostración en el laboratorio: Respirimetría
- Ejercicio de modelación con AQUASIM: Respirimetría
- Principios de la modelación (cinética, estequiometría, balances, hidráulica, notación matricial)
- Presentación del modelo de lodos activados N°1 (ASM1)
- Generalidades de otros modelos existentes: ASM2, ASM3, ASM2d.
- Protocolo de simulación de plantas de tratamiento de lodos activados
- Modelación de una planta de tratamiento de lodos activados: datos y evaluación del proceso

El curso se impartió a través de presentaciones sobre los fundamentos de los modelos y sobre los procedimientos de simulación.

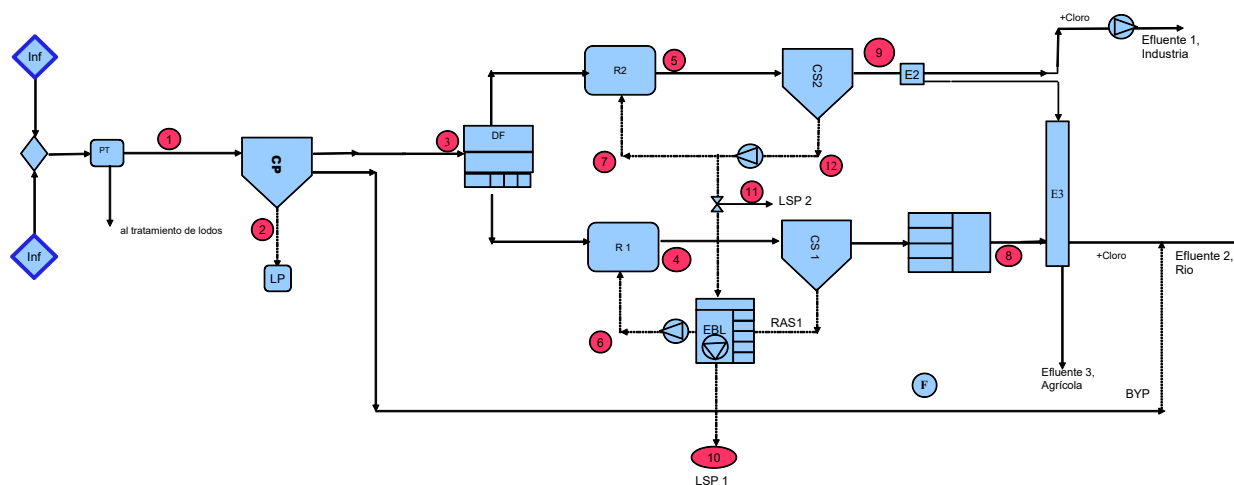
Ejercicios didácticos de computación con el software AQUASIM para familiarizarse en la práctica con la forma de trabajar de los simuladores en general.

Demostración en laboratorio sobre técnicas de respirometría y aireación.

CARACTERIZACIÓN DEL AGUA RESIDUAL DE LA PLANTA EN ESTUDIO.

Dentro del tratamiento de aguas residuales la caracterización de éstas ha jugado un papel muy importante en el diseño, operación y optimización de las plantas de tratamiento, a través del tiempo el desarrollo de estos procesos ha sido acompañado de una evolución en el área de la caracterización, influida también por la mejora en los métodos de análisis. Durante mucho tiempo el diseño y operación de los sistemas de tratamiento estuvieron basados en experiencias semiempíricas con mediciones de las Demandas Bioquímica y Química de Oxígeno (DBO_5 y DQO). Sin embargo con estos parámetros únicamente, no es posible estimar en forma precisa el potencial de un sistema biológico de tratamiento (Kujawa-Roeleveld, 2000).

El trabajo se realizó en una planta de tratamiento de aguas residuales municipales por lodos activados de la Ciudad de Monterrey, que cuenta con tratamiento primario, secundario y de lodos residuales, el sistema biológico está dividido en dos grupos de reactores uno produce un efluente para reuso industrial y el otro para riego agrícola y eliminación a un río aledaño. La Figura 8 muestra un diagrama general de la planta en donde se señalan los puntos de colección de muestras (Tabla 4) para determinar las diferentes fracciones de la DQO y parámetros cinéticos necesarios para la modelación.



Nomenclatura

Inf	Influente a la planta
PT	Pretratamiento
SP	Sedimentador primario
LP	Lodos primarios
DF	Caja de distribución de flujo
R 1	Sistema de reactores 1
R 2	Sistema de reactores 2
CS 1	Clarificador secundario 1
CS 2	Clarificador secundario 2
EBL	Estación de bombeo de lodos
LSP 1	Lodos secundarios de purga 1
LSP 2	Lodos secundarios de purga 2
E 2	Sistema de efluente 2
E 3	Sistema de efluente 3

Figura 8. Diagrama de la Planta de tratamiento.

Tabla 4. Corrientes muestreadas para caracterización de agua y lodos en la planta.

Punto	Corriente
1	Influyente crudo
2	Lodos primarios
3	Efluente sedimentador primario
4	Efluente sistema de reactores aerobios 1
5	Efluente sistema de reactores aerobios 2
6	Recirculación de lodos sistema de reactores 1
7	Recirculación de lodos sistema de reactores 2
8	Efluente sedimentador secundario 1
9	Efluente sedimentador secundario 2
10	Lodos de purga 1
11	Lodos de purga 2

La campaña de caracterización del agua y lodos fue una tarea ardua en la que intervino todo el equipo de investigación y algunos integrantes del personal de la planta, después de la modelación hidráulica se realizó por dos semanas en forma intensa.

Toma de muestras.

El tipo de muestra estuvo en función del parámetro a determinar, para la determinación de la altura de cama de lodos, índice volumétrico de lodos y perfil de velocidad de consumo de oxígeno se emplearon muestras puntuales, el oxígeno disuelto y temperatura se midieron tanto en forma puntual y promedio, el resto de las determinaciones emplearon muestras compuestas.

Para la obtención de las muestras compuestas se contó con muestreadores automáticos con temperatura de 4°C, que extraían alícuotas de 1L cada hora se contó con el registro continuo del flujo de influente, con estos datos se tomaron las alícuotas proporcionales correspondientes.

La tabla 5 muestra las determinaciones y los puntos de la planta en los que se realizaron.

Tabla 5. Determinaciones realizadas al agua residual y lodos, en los distintos puntos del proceso de tratamiento

Determinaciones	Puntos a los Que aplica	Observaciones
Parámetros fisicoquímicos		
Sólidos suspendidos totales	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7,8, 9	Filtración en membranas de 1.2 μm
Sólidos suspendidos volátiles	1, 3, 4, 5, 6, 7,8, 9	
Demanda química de oxígeno (DQO) total	1, 3, 4, 5, 6, 7,8, 9	
DQO _s _GF	3,8, 9	Filtración en membranas de 1.2 μm
DQO _s _ff	3,8, 9	Floculación + filtración en membranas de 0.45 μm
DQO _s _45	1, 3, 4, 5,8, 9	Filtración en membranas de 0.45 μm
DQO _s _01	3,8, 9	Filtración en membranas de 0.1 μm
Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)	1, 3, 4, 5,8, 9	
NTK _s _GF	3	Filtración en membranas de 1.2 μm
NTK _s _45	3, 4, 5,8, 9	Filtración en membranas de 0.45 μm

NTKs_01		Filtración en membranas de 0.1 μm
Amonio NH_3^+	1, 3, 4, 5, 8, 9	Filtración en membranas de 0.45 μm
Tabla 5. Continuación		
Nitratos NO_3^-	1, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9	Filtración en membranas de 0.45 μm
Nitritos NO_2^-	3, 4, 5, 8, 9	Filtración en membranas de 0.45 μm
Fósforo P_t	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9	
$\text{P}_{t_sol_GF}$	3	Filtración en membranas de 1.2 μm
$\text{P}_{t_sol_45}$	9	Filtración en membranas de 0.45 μm
Ortofosfatos PO_4	3, 9	Filtración en membranas de 0.45 μm
Alcalinidad	1, 3, 4, 5, 8, 9	
pH	1, 3, 4, 5, 8, 9	
Ácidos grasos volátiles	1, 3	
Temperatura T_{prom}	4, 5	
Oxígeno disuelto O_2_{prom}	4, 5	
Profundidad de la cama de lodos	8, 9	
Índice volumétrico de lodos	4, 5	
Parámetros biológicos		
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) total	1, 3, 8, 9	
$\text{DBO}_{1,2,4,6,8t}$	3	
DBO_{5sol_45}	3, 8, 9	Filtración en membranas de 0.45 μm
Parámetros respirométricos		
Materia orgánica fácilmente biodegradable S_s	1, 3	
Tasa de consumo de oxígeno OUR	4, 5	

Las determinaciones se llevaron a cabo tanto en el laboratorio de la planta como en uno particular contratado para tal efecto.

PARTICIPACIÓN EN EL ESTUDIO DE CALIBRACIÓN

La calibración de un modelo se entiende como la adaptación del modelo para describir una cierta cantidad de información obtenida de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) en estudio. A menudo esta tarea consume mucho tiempo, típicamente se subestima el tiempo necesario para la calibración (Petersen *et. al.*, 2001) El propósito del modelo determina el acercamiento para la calibración, lo que dificulta hacer una generalización (Henze *et. al.*, 1995).

Habiendo definido el modelo y con una serie de datos iniciales para éste, se puede llevar a cabo la calibración. Hulsbeek *et. al.* (2002) recomiendan realizar la calibración de acuerdo al protocolo esquematizado en la Figura 9. Los parámetros que pueden adoptarse para calibrar adecuadamente el modelo son:

- composición y producción de lodos: influente X_s y X_i , i_{NX} , i_{NI}
- concentración de amonio en el efluente: K_{O_2} , K_{NH_4} , b_A ;
- concentración de nitrato en el efluente: η_{NO_3} , b_H , K_{O_2} , K_{NO_3} , K_{OH}

Primero el contenido de N de los lodos en la simulación debe ser igual al medido. Si no el error se acumulará en el proceso de nitrificación/denitrificación. Ya que el contenido de N en la biomasa es relativamente bien conocido, se aconseja ajustar el contenido de N de las partículas inertes. Esto afectará también la definición de la composición del influente. Si se checa el tiempo de retención celular y se conoce bien el contenido de lodos en la planta de tratamiento se puede calibrar. Esto está muy

influido por el rendimiento, la velocidad de decaimiento y la fracción supuesta de partículas inertes en el influente. Se aconseja usar este último parámetro como el único factor de calibración, ya que de cualquier forma es el parámetro más incierto.

El proceso de nitrificación se calibra con el contenido de amonio en el efluente. Después de verificar que la causa de una predicción errónea del amonio no es un error en el oxígeno disuelto en el modelo o una alcalinidad baja, se pueden emplear los coeficientes de afinidad para el oxígeno o amonio para ajustar el contenido de amonio en el efluente. Para el ajuste de amonio en el efluente a diferentes temperaturas se aconseja utilizar el factor de decaimiento, más que la velocidad de crecimiento, ya que hay una gran incertidumbre en el primer parámetro.

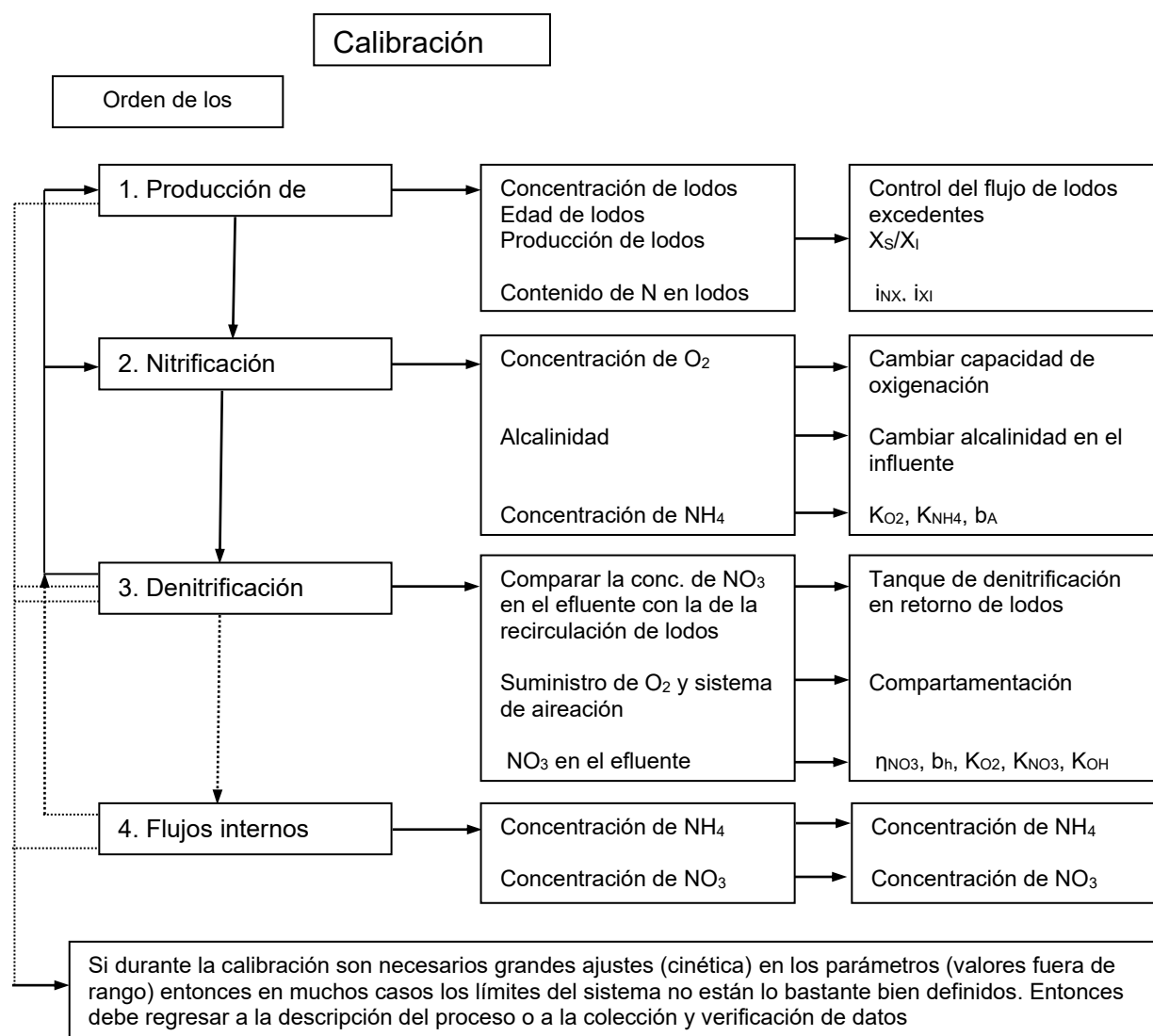


Figura 9. Orden de pasos en la calibración.

La denitrificación puede calibrarse con los nitratos en el efluente. Primero debe checar si el modelo es correcto (denitrificación en la recirculación de lodos, la capacidad de aireación o el rebose de los vertederos). El parámetro más apropiado para calibrar la denitrificación es el factor de reducción para el

crecimiento anóxico y el proceso de hidrólisis o eventualmente el factor de decaimiento heterotrófico. Lo mejor es seleccionar el parámetro más sensible de los sugeridos.

Si se cambian los parámetros en la calibración de la nitrificación/denitrificación, lo más probable es que también la producción de lodos cambie ligeramente. Por tanto se requiere utilizar un acercamiento iterativo. A fin de calibraciones adicionales del modelo las concentraciones en las diferentes unidades del proceso pueden ser calibradas. En principio se puede utilizar el modelo para encontrar cuales concentraciones internas del proceso son sensibles. Éstas se pueden medir entonces. También si fuera necesario calibrar los flujos internos la calibración del efluente deberá checarsse de forma iterativa.

En la Tabla 6 se presentan los valores de default, intervalos sugeridos para los diferentes parámetros del ASM1.

Tabla 6. Valores de default, intervalos sugeridos para algunos parámetros del ASM1.

Símbolo	Descripción	Valores default	Intervalo	Unidades
Y_H	Rendimiento heterotrófico	0.67	0.46-0.69	g DQO/g DQO
Y_A	Rendimiento autotrófico	0.24	0.07-0.28	g DQO/g N
i_{NX}	Masa de N por masa de DQO en biomasa	0.086		g N/g DQO
i_{NI}	Masa de N por masa de DQO en inertes	0.06	0.02-0.1	g N/g DQO
μ_H	Velocidad específica de crecimiento máxima para la biomasa heterótrofa	6	3.0-13.2	L/d
K_S	Coefficiente de saturación media para la biomasa heterótrofa	20	10-180	g DQO/m ³
K_{OH}	Coefficiente de saturación/inhibición para oxígeno, para la biomasa heterótrofa			
K_{NO}	Coefficiente de saturación/inhibición para nitrato	0.5		gNO ₃ -N/m ³
b_H	Velocidad de decaimiento para la biomasa heterótrofa	0.62	0.05-1.6	L/d
b_A	Velocidad de decaimiento para la biomasa autótrofa	0.15		L/d
η_g	Factor de reducción para el crecimiento anóxico	0.8		-
η_h, η_{NO3}	Factor de reducción de la hidrólisis anóxica	0.4	0.6-1.0	-
k_H	Velocidad específica de hidrólisis máxima	3.0	1.0-3.0	L/d
K_X	Coefficiente de saturación para la DQO particulada	0.03	0.01-0.03	gDQO/gDQO
μ	Velocidad específica de crecimiento máxima para la biomasa autótrofa	0.8	0.34-0.8	L/d
K_{NH4}	Coefficiente de saturación para amonio	1.0		gNH ₄ /m ³
K_{OA}	Coefficiente de saturación de oxígeno para la biomasa autótrofa	0.4		gO ₂ /m ³

Si los resultados de la calibración muestran que es necesario un gran ajuste en los parámetros del modelo, la experiencia ha mostrado que existen errores estructurales en el modelo. En este caso no tiene sentido iniciar un programa de monitoreo antes de que la estructura del modelo se ajuste. Por lo tanto los balances deben checarsse nuevamente y hacer algunas mediciones de verificación.

Si el modelo no predice bien inicialmente la calidad del efluente, puede hacerse una prueba de sensibilidad para algunos parámetros de proceso (flujos, set points, etc). Esto ayuda a detectar donde se encuentran los errores potenciales en el proceso. Por este método puede reducirse el número de componentes que deben analizarse, así como el número de análisis.

Como se observa la calibración no es un proceso simple, debido a los retrasos sufridos en la caracterización del agua y lodos de la planta, sólo fue posible conocer las generalidades del proceso mencionado.

REFERENCIAS

Carmona, F. J., Vazquez, F. J., Masrtín, A. y Chica, A. (2004) "Diseño y construcción de un respirómetro". Jornadas de Automática, Ciudad Real, del 8 al 10 de septiembre de 2004. España.

Curtis, T.P., Craine, N.G. and Milner, M.G. (1998) The comparison of Biological Diversity in wastewater and mixed liquor in activated sludge, *Proceedings of the fourth Kollekolle seminar on activated sludge modeling*, Copenhagen, Denmark.

Cutrer, G., Manfredi, L., Valle, C.E. del and Gonzales, J.F. (1999) On the determination of the kinetic parameters for the BOD test, *Water SA*, Vol. 25, No. 3, 377 – 379.

Ekama, E. A., Dold, P. L. y Marais, G. v. R%. (1986). Procedures for determining influent COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Scs. Technol.*, **18** 91-114.

Fall, C. (2007) El Modelo ASM1 de lodos activados. Notas de curso. Centro Interamericano de recursos del agua. Fac. de Ingeniería, UAEM.

Henze, M., Grady, C. P. L., Gujer, W., Marais, G. v. R y Matsuo, T (1987), Activated Sludge Model No. 1. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1. IAWPRC, London.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M. C. y Marais, G. v. R (1995), Activated Sludge Model No. 2. IAWPRC Scientific and Technical Report No. 3. IAWPRC, London.

Hulsbeek J. J. W., Kruit J., Roeleveld P. J. and Loosdrecht M. C. M van (2002) A practical protocol for dynamic modeling of activated sludge systems, *Water Science and Technology*, vol.45 No 6, 127-136.

Mc Carty, P. L. y Lawrence, A. W. (1970) Unified basis for biological treatment design and operation, *Proceedings of the ASCE, J. SED*, Vol. 96 (SA3), 757- 778.

Kujawua- Roeleveld, K. (2000). Estimation of denitrification potential with respiration based techniques, Thesis Wageningen University, ISBN 90-5808-228-8.

Petersen B., Gemaey K., Henze M. and Vanrolleghem P. A. (2001) Calibration of activated sludge models: A critical review of experimental designs in: *Biotechnology for the Environment*. Eds Agathos S. and Reineke W., Focus on Biotechnology, Vol. 3. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, The Netherlands.

Roeleveld, P. J. y van Loosdrecht. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Sci. Technol.*, **45** (6) 77-87.

Henze., Gujer W., Mino T. and Van Loosdrecht M.V. (2002). Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IAWQ scientific and technical report N° 9, edited by IWA Task Group on mathematical modeling for design and operation of biological wastewater treatment, IWA publishing, London UK, 130p.

Ubay, Cokgör, E., Sözen, S., Orhon, D. y Henze, M. (1998). Respirometric analysis of activated sludge behavior-I. Assessment of the readily biodegradable substrate. *Wat. Res.*, **32** (2), 461-475.

ANEXO

Índice

Estudio de la oportunidad de mercado en el tratamiento de aguas residuales en México.....	24
1. Introducción.....	24
2. Contexto político-normativo	24
2.1. Políticas	24
2.2 Marco normativo	26
3. Inversiones en el sector agua.....	28
4. Inventario y estadísticas del sector	29
4.1 Cobertura general.....	29
4.2 Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales.....	29
4.3 Situación en algunas de las entidades de la República.....	30
4.4 Tendencias históricas de crecimiento.....	30
4.5 Procesos de tratamiento predominantes.....	31
4.6 Tamaño de las plantas de lodos activados existentes en México.....	33
5. Mercado de tratamiento de aguas residuales.....	35
5.1 Clientes Potenciales.....	35
5.2 Competidores existentes y potenciales en el mercado de la modelación.....	37
5.3 Algunas sugerencias para el acercamiento y desarrollo del mercado	38
6. Conclusiones	39
Referencias.....	40

ESTUDIO DE LA OPORTUNIDAD DE MERCADO EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES EN MÉXICO.

1. INTRODUCCIÓN.

El objetivo del estudio es de realizar un inventario del mercado mexicano de tratamiento de aguas residuales en general, y de lodos activados en particular, en cuanto a:

- El contexto político y normativo
- Indicadores y características del mercado (inventario)
- Estimación de necesidades futuras
- Características de la competencia, oportunidades e intereses del mercado.

El documento fue elaborado en base a la información pública disponible e incluye opiniones de los autores. Algunos de los datos reportados se transcriben de las fuentes originales, mientras que otros son resultado de los análisis estadísticos realizados por los autores, para evidenciar algunas tendencias o para justificar sus opiniones.

2. CONTEXTO POLÍTICO-NORMATIVO

2.1. Políticas

La política hidráulica en México se instrumenta a través del Programa Nacional de Hidráulica (PNH), el cual se deriva del Plan Nacional de Desarrollo elaborado al iniciar cada sexenio presidencial y que tiene como finalidad establecer los objetivos nacionales, las estrategias y las prioridades para la administración. En el elaborado para 2000-2006 se definieron 6 objetivos entre los que destaca el relativo a:

“Fomentar la ampliación de la cobertura y calidad de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento”.

En los PNH de los sexenios anteriores, se han definido varias líneas estratégicas entre las que se pueden resaltar las siguientes:

- Sustentar el incremento en las coberturas de agua potable y saneamiento.
- Promover el tratamiento de las aguas residuales.
- Apoyar el desarrollo de los organismos operadores y fomentar su eficiencia.

Se espera que las líneas estratégicas no deberán cambiar mucho en los próximos años, pero se espera una posible actualización y/o reorientación del PNH, conforme a las nuevas políticas del sexenio 2007 – 2012. Aún no se han definido los programas para instrumentar el nuevo plan de desarrollo, sin embargo el agua se identifica como uno de los temas prioritarios que deberán atender los programas a definir.

En el plan de desarrollo 2007-2012 publicado en mayo 2007, el adecuado manejo y preservación del agua cobra un papel fundamental, dada su importancia en el bienestar social, el desarrollo económico y la preservación de la riqueza ecológica del país, donde se manifiesta: “Es importante destacar que deseamos ser una nación que cuente con agua en cantidad y calidad suficiente, reconozca su valor estratégico, la utilice de manera eficiente y proteja los cuerpos de agua, para garantizar un desarrollo sustentable y preservar el medio ambiente” y se puede resaltar lo siguiente:

En la introducción del Eje 4. “Sustentabilidad Ambiental” y rubro 4.1 “AGUA”:

Es evidente que el abatimiento del rezago existente en materia de infraestructura para el suministro de agua potable, el establecimiento de los servicios de drenaje y alcantarillado, y el tratamiento de aguas residuales, constituyen uno de los grandes retos que enfrentará México en los próximos años. Es imprescindible invertir en tecnologías que permitan hacer un mejor uso de este recurso, incluyendo el uso de plantas desaladoras, tecnologías avanzadas para riego y reciclaje de aguas residuales.

En el enunciado de algunos de los objetivos y estrategias definidas en el rubro AGUA se estipula lo siguiente:

OBJETIVO 1: Incrementar la cobertura de servicios de agua potable y saneamiento en el país.

ESTRATEGIA 1.1: Promover el desarrollo de la infraestructura necesaria para atender las necesidades existentes de servicios de agua potable y saneamiento en el país.

Se promoverá la certificación de los Organismos Operadores de Agua y su autonomía, **y se apoyará a aquellos municipios que avancen decididamente en el tratamiento de sus aguas residuales** y que apliquen medidas para su reutilización.

ESTRATEGIA 1.3: Promover el desarrollo y difusión de tecnologías más efectivas y eficientes para la potabilización, uso y tratamiento del agua. Será necesario desarrollar eventos de trascendencia nacional para funcionarios de los gobiernos estatales, a fin de difundir información sobre el estado de las tecnologías del agua

OBJETIVO 2: Alcanzar un manejo integral y sustentable del agua.

Un lineamiento fundamental para el uso y conservación del agua es que se debe tener una estrategia integral de manejo sustentable del recurso, las principales estrategias para el manejo del agua se orientarán tanto a evitar al máximo las descargas de agua contaminada a los cauces de ríos y mares, como a mejorar el desarrollo técnico, administrativo y financiero del sector hidráulico. Adicionalmente, se desarrollará e implementará una política integral de reducción de los volúmenes de aguas contaminadas y de tratamiento de aguas residuales para alcanzar **el tratamiento del 60% de ellas al final del sexenio**. Esta política incluirá, incentivos para la construcción de plantas de tratamiento, así como para la reutilización de las aguas tratadas.

ESTRATEGIA 2.2 Expandir la capacidad de tratamiento de aguas residuales en el país y el uso de aguas tratadas.

Una cultura del agua supone maximizar su tratamiento y reciclaje. Es por ello que la instalación y modernización de las plantas de tratamiento y su operación permanente será una tarea importante en todas las regiones de la República Mexicana.

Estos enunciados permiten apreciar la voluntad política y dar un enunciado de la meta más importante en materia de tratamiento de aguas residuales para este sexenio.

2.2 Marco normativo

El sector de las aguas residuales está regulado principalmente a través de 4 normas nacionales (NOM 001, 002, 003 y 004) que especifican la calidad de las aguas residuales y lodos, según el uso y la zona de descarga. No existen normas específicas por giro industrial; estas fueron derogadas y remplazadas por las 4 normas referidas y se complementan en el caso de las aguas residuales industriales, definiendo “Condiciones Particulares de Descarga” en la que funcionarios de la CNA pueden establecer límites adicionales para algunas clases de contaminantes no contemplados en las normas citadas.

La NOM-001-SEMARNAT-1996 Diario Oficial de la Federación (DOF, 1997) establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Los límites aquí establecidos varían de acuerdo al uso del cuerpo de agua. Como una referencia, la tabla 1 muestra los promedios mensuales de contaminantes básicos a observar para los usos más permisivo y restrictivo del cuerpo de agua.

La norma 001 es el estándar generalmente relevante para muchas de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (PTAR), principalmente si sus efluentes son destinados para riego agrícola, donde los límites para nitrógeno (N) y fósforo (P) son muy permisibles. Sin embargo, en algunos casos, existe interés en reducir considerablemente el contenido de N y P para su reuso industrial.

Tabla 1: Ilustración de los rangos de límites fijados (mg/L) para algunos parámetros de la Nom 01 (promedios mensuales)

<i>Parámetro</i>	<i>Uso en Riego agrícola</i>	<i>Uso público urbano / y Protección de vida acuática</i>
Sólidos Suspendidos Totales	150	40
Demanda Bioquímica de Oxígeno ₅	150	30
Nitrógeno Total	40	15
Fósforo Total	20	5
Grasas y aceites	15	15
Demanda Química de Oxígeno	No especificado	
pH	5 a 10	
Coliformes fecales	1000 NMP/100 mL	

Debido a que el contenido de N y P raramente constituyen un problema (con respecto a las normas vigentes), las plantas de tratamiento se diseñan, operan y optimizan habitualmente sólo para la remoción de DBO₅. Los únicos casos en que las PTARs municipales se interesan en la reducción considerable de los contenidos de nitrógeno y fósforo más allá del tratamiento convencional de disminución de la DBO₅ requerida, es cuando existe una política voluntaria o el mercado para el reuso del agua tratada.

México tiene una cobertura de alcantarillado relativamente alta (el 89% de la población), lo que contrasta con la baja proporción de aguas residuales tratadas (35% en 2006). La NOM-001-SEMARNAT-1996 incluye un calendario que obliga a los gobiernos municipales a cumplir los límites de descarga, para el 2000 poblaciones con más de 50 000 habitantes, en 2010 las que cuentan entre 20 000 y 50 000 y en 2020 aquellas entre 2 500 y 20 000, lo que requiere un programa sostenido de construcción de PTAR durante algunos años. Sin embargo, debido a la problemática fiscal que arrastran los organismos operadores y a la carencia de una gran inversión en saneamiento en años pasados, los derechos de descarga del 2001, 2002 y 2004 fueron condonados por decreto (CNA, 2006). Es su lugar, los gobiernos municipales presentaron Programas de Acciones de Saneamiento (PAS). Desde la publicación de los decretos en 2004, se han elaborado y registrado un total de 512 PAS, que representan acciones comprometidas a incrementar el flujo de agua tratada en 32 m³/s más.

Ochenta y seis de los PAS fueron de comunidades mayores de 20 000 habitantes, lo cual aumenta la capacidad de tratamiento en 28 m³/s, in contraste con 4 m³/s de las comunidades de 2 500 a 20 000 personas. En México existen 178 localidades con más de 50 000 habitantes; 2 863 con un intervalo entre 2 500 y 49 999 habitantes y 196 328 con menos de 2 500 habitantes (U.S. Commercial Service, 2007).

La norma NOM-002-SEMARNAT-1996 (DOF, 1998a) establece las condiciones de descarga al alcantarillado público y establece los contenidos máximos de sólidos suspendidos totales, DBO₅, Grasas y aceites, pH y metales aceptables. En el caso de tener una descarga que rebasa los límites, los responsables tienen la obligación de realizar un pretratamiento para poder descargar en el alcantarillado. Los límites de la NOM 002 en cuanto a SST y DBO₅ son los mismos de la NOM 001 que se presentará más adelante.

La norma NOM-003-SEMARNAT-1997 (DOF, 1998b) fija las condiciones que debe cumplir un agua residual tratada para que pueda servir en cualquier proyecto de reuso en servicios públicos. Tanto los SST como la DBO₅ se fijan en 20 mg/L (contacto directo) ó 30 mg/L (contacto indirecto). Los límites para coliformes fecales y huevos de helminto son 240 NMP/100 mL y 1 huevo/L, contra 1000 NMP/100 mL y 5 huevos/L, para contacto directo e indirecto respectivamente.

La norma Establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes en los lodos o biosólidos, provenientes del desazolve de los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, de las plantas potabilizadores y de las plantas de tratamiento de aguas residuales, con el fin de posibilitar su aprovechamiento o disposición final y proteger al ambiente y la salud humana (DOF, 2003).

3. INVERSIONES EN EL SECTOR AGUA.

El total de la inversión en el sector agua, en el 2005, fue de 21 607 millones de pesos contra 13 490 millones en el 2004, lo que representó un incremento de 60% entre estos dos años. El origen de la inversión en el 2005 se representa en la figura 1 (CNA, 2006).

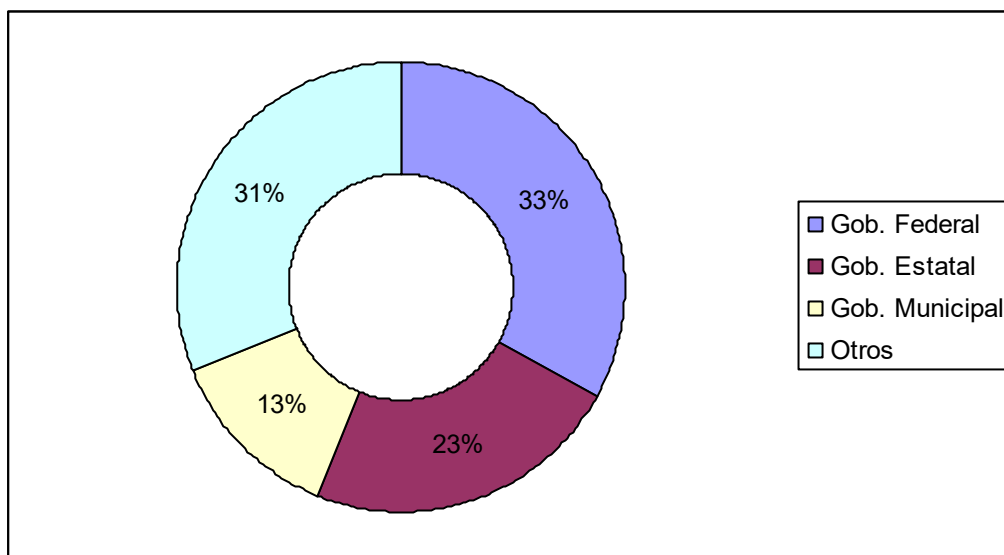


Figura 1: Actores de la inversión en el sector agua en México

El 15 % de la inversión total fue destinada al saneamiento (3267 Millones de pesos), mientras que 38.1 % fue para alcantarillado (8238 Millones). En el 2005 se construyeron un total de 50 plantas de tratamiento nuevas, con una capacidad instalada de 6.2 m³/s y un caudal efectivo de operación de 4.4 m³/s.

El mercado para todo el sector (agua potable, PTAR municipales e industriales, etc.) se espera que alcance \$US 3 511 millones en 2007 y \$US 3 641 millones para el 2008, de los cuales el 80% provendrá de las autoridades de agua federales, estatales y municipales. La parte de servicios del mercado total se estima será alrededor del 12% (U.S Commercial Service, 2007).

El gobierno federal tiene diferentes programas a través de los cuales se realizan la mayoría de las inversiones en el sector agua. Estos son:

- Programa de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento en Zonas urbanas
- Programa de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento en Zonas Rurales
- Programa de agua limpia
- Programa para la modernización de los organismos operadores

Generalmente los proyectos se proponen en los consejos de agua municipales o de gobiernos estatales, en caso de ser aprobados, la infraestructura se puede realizar dentro del programa federal (CNA). Para información la lista de los principales actores en el sector agua se puede encontrar en la página de la CNA (CNA 2007).

4. INVENTARIO Y ESTADÍSTICAS DEL SECTOR

4.1 Cobertura general.

La cobertura de los servicios de agua para los 103, 491, 500 mexicanos, según el segundo conteo de población y vivienda 2005, es:

- 89.2% de la población cuentan con servicios de agua potable
- 85.6 % cuentan con alcantarillado

Esta información evidencia que la cobertura de alcantarillado es relativamente elevada, sin embargo, la existencia de infraestructura de tratamiento de agua residual es muy baja.

Según el último inventario nacional disponible (CNA, 2007), el número de plantas de tratamiento municipales que están en operación en el país es de 1 593 plantas, representando una capacidad instalada de 99.8 m³/s y un caudal real tratado de 74.4 m³/s, comparado con los 206 m³/s que son colectados en los sistemas formales de alcantarillado municipales. Lo que significa que en el 2005, se da tratamiento a sólo 36.1 % del volumen de aguas colectadas. Estos datos muestran que existe un gran déficit en la infraestructura de tratamiento de aguas residuales.

4.2 Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Industriales.

En cuanto a las aguas residuales industriales, se generan 178 m³/s, de los cuales únicamente se trata el 15% en cerca de 1,800 plantas de tratamiento, mientras que los 151 m³/s restantes son descargados a cuerpos receptores sin ningún tratamiento (Gobierno de México, 2007).

El número de plantas de tratamiento de aguas residuales industriales en operación durante 2005, se estima en 1821 plantas, representando un caudal de 28.8 m³/s. Según la CNA, 826 plantas industriales (15.6 m³/s) cumplen las condiciones particulares de descarga, mientras las 995 restantes (11.2 m³/s) no la respetan. Los datos disponibles en el inventario de plantas industriales no detalla los tipos de procesos utilizados ni los caudales tratados, sin embargo señala que el 57 % cuentan con tratamiento secundario e indica que las plantas más grandes están en Veracruz (4.3 m³/s), Nuevo León (2.5 m³/s) y Estado de México (2.2 m³/s), predominando las PTAR industriales pequeñas (menores a 100 L/s). En base a la experiencia de los autores de este reporte, en México los procesos secundarios más frecuentes en las PTAR industriales son lodos activados, ya sea como principal proceso o combinados con una etapa anaerobia, sobre todo en la industria alimenticia y de bebidas.

En el país el sector industrial se vislumbra como un cliente potencial importante para los equipos y servicios que reduzcan sus descargas de aguas residuales, existen alrededor de 400 000 industrias manufactureras distribuidas en varios sectores que usan dentro de sus procesos tanto agua superficial como subterránea (US Commercial Service, 2007). De acuerdo a la CNA citado en el repote de la USA, las industrias que ocasionan la contaminación más importante y que deberían ser consideradas por los proveedores de equipos y servicios para el tratamiento de aguas residuales son: las azucareras, de bebidas y alcoholeras, petrolera, petroquímica, procesamiento de alimentos entre otras. A pesar de que

los proyectos de modelación están más dirigidos y tradicionalmente hechos para las aguas residuales municipales, en la opinión de los autores de este reporte, el extender la oferta de servicios de modelación hacia algunos de los sectores industriales (alimentos y bebidas) puede rendir oportunidades potenciales de mercado. El esfuerzo en este sentido podría dirigirse inicialmente a las compañías exportadoras y a las multinacionales.

4.3 Situación en algunas de las entidades de la República

Las estadísticas muestran que los estados con mayor cantidad de caudales tratados son: Nuevo León (11.1 m³/s), Chihuahua (6.2 m³/s), Estado de México (4.7 m³/s), Baja California (4.4 m³/s) y Distrito Federal (3.5 m³/s). La tabla 2 muestra el caso de algunos de los estados y compara su situación en el rubro de las aguas residuales municipales.

Tabla 2: Estadísticas de las aguas residuales municipales en algunos Estados

Estados	Estado de México	Nuevo León	Distrito Federal	Nacional
Cobertura alcantarillado	91.3%	95.5%	98.7%	85.6
Porcentaje de aguas residuales tratadas	16.6%	98%	12.5%	35%
Caudales tratados	4.6 m ³ /s	11.2 m ³ /s	3.5 m ³ /s	72 m ³ /s
Número de plantas municipales	76	57	30	1433
Población aprox. (habitantes)	14 millones	4.2 millones	8.7 millones	103 millones

El estado de Nuevo León (Monterrey) es una de las excepciones, ya que dispone de una suficiente infraestructura de tratamiento (98 % de las aguas municipales son tratadas), siendo sus desafíos actuales aumentar la eficiencia de las plantas existentes o lograr un mayor porcentaje de reuso de las aguas tratadas.

En el estado de México y el Distrito Federal que son dos de las entidades más importantes del país se tratan sólo el 16.6 % y 12.5 % de las aguas residuales colectadas respectivamente, existe un proyecto para construir en la ciudad de México una gran planta de tratamiento (40 m³/s sedimentación primaria).

4.4 Tendencias históricas de crecimiento.

En la figura 2 se muestra la tendencia de crecimiento tanto para el número total de plantas existentes, como para los caudales tratados en los últimos cinco años.

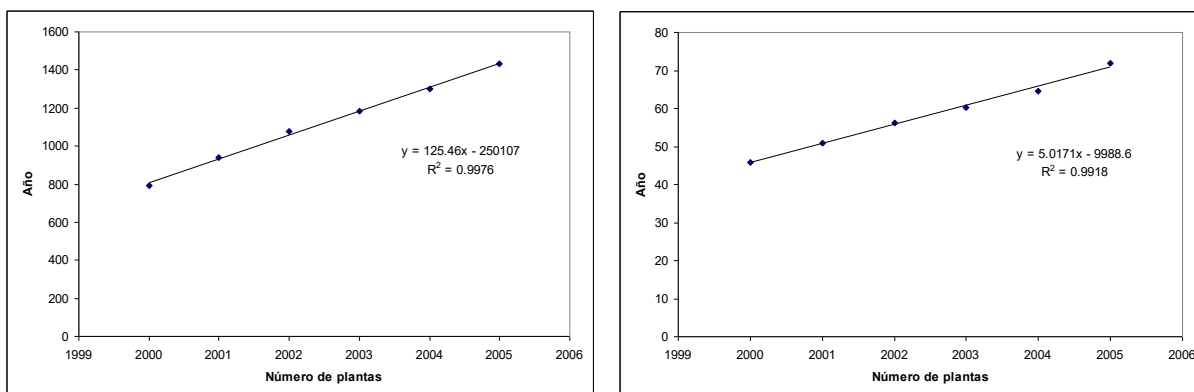


Figura 2. Tendencias de crecimiento de la capacidad de tratamiento para aguas residuales municipales (elaboradas con datos de CNA, 2005).

Las tendencias observadas en años anteriores se ajustan perfectamente a un modelo lineal, resultando en un crecimiento promedio anual de 125 plantas en total y un incremento anual de 5 m³/s en el flujo tratado. Es importante resaltar que los incrementos no sólo corresponden a la construcción de nuevas plantas, incluyen también la rehabilitación de plantas ya existentes. Por ejemplo, en el 2005 se construyeron 50 plantas de tratamiento nuevas con una capacidad total instalada de 6.2 m³/s y un caudal efectivo de operación de 4.1 m³/s. En este caso, la diferencia con los incrementos promedios anuales (125 plantas y 5 m³/s por año) es atribuible al rescate de infraestructura, estimada en 100 pequeñas plantas.

El objetivo plasmado en el plan nacional de desarrollo (PND) es tratar el 60 % de las aguas residuales municipales generadas a finales de 2012 (123 m³/s aprox.), comparado con el 35% logrado en 2006 (72 m³/s). Lo anterior muestra la necesidad de lograr un incremento en el tratamiento de aguas residuales municipales de por lo menos 8.5 m³/s por año. Aparentemente la CNA lanzará en 2007 un plan ambicioso para invitar a las compañías a rehabilitar al menos 300 de las 1433 plantas municipales existentes en grandes poblaciones como la Ciudad de México, Puebla, Estado de México, etc. (Commercial Service, 2007). En nuestra opinión, la reingeniería de plantas de tratamiento puede ser una gran oportunidad para la oferta de servicios de modelación.

4.5 Procesos de tratamiento predominantes.

En el inventario de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (CNA, 2005), se identifica que se emplean más de 20 tipos diferentes de procesos de tratamiento secundario, sin embargo es notable un claro predominio de los procesos de tipo lagunas y lodos activados. La contribución total de estos dos tipos de procesos representa aproximadamente las dos terceras partes del número total de plantas así como de la cantidad total de agua tratada. La figura 3 muestra que las lagunas representan aproximadamente el 42 % de todas las plantas, mientras que su contribución al caudal tratado es 25 %. Inversamente, los procesos de lodos activados constituyen el 25 % del número de plantas, mientras que contribuyen hasta en un 50% de los caudales tratados.

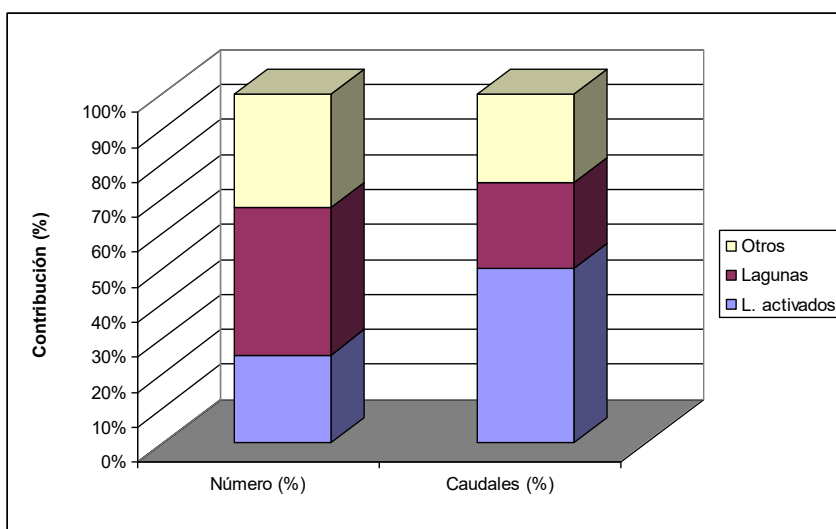


Figura 3: Predominio de los procesos de lodos activados y lagunas en México

Considerando números, el total de plantas de tratamiento que emplean el proceso de lodos activados es de 362, representando un caudal total tratado de 36 m³/s (+zanjas de oxidación + procesos duales). Las lagunas (incluyendo las lagunas aireadas) son 606 en total y tratan un caudal aproximado de 17.7 m³/s.

La tabla 3 es una síntesis que compara la importancia de los procesos de lodos activados en un número selecto de estados de la república.

Tabla 3. Importancia relativa de las plantas de Lodos Activados en algunos Estados.

<i>Estados</i>	<i>Estado de México</i>	<i>Nuevo León</i>	<i>Distrito Federal</i>	<i>Chiapas</i>	<i>Nacional</i>
Proporción de plantas de lodos activados	50%	56%	87%	0%	25%
Proporción de los caudales que son tratados por lodos activados	85%	98%	99%	0%	50%

Es importante notar que en los Estados económicamente más fuertes (D.F, N.L, Edomex) los lodos activados son preponderantes, mientras que son poco utilizados o inexistentes en los Estados con menor riqueza (Chiapas e Hidalgo). Además se observa que la mayor concentración de plantas de lodos activados se encuentra en el Estado de Jalisco cuya capital es Guadalajara (42 plantas de este tipo). Mientras que la planta de tratamiento de mayor capacidad en México (5 m³/s, Planta "Dulces Nombres") es una de tipo lodos activados ubicada en el Estado de Nuevo León cuya capital es Monterrey.

4.6 Tamaño de las plantas de lodos activados existentes en México.

Un análisis realizado a partir de los datos del inventario oficial (CNA 2005) muestra las siguientes estadísticas básicas con respecto a la capacidad instalada (caudales en L/s), para la población de plantas municipales de lodos activados:

Tabla 4. Capacidad de las plantas de tratamiento por Lodos Activados en México

	<i>Caudal (L/s)*</i>
Media	135
Mediana	27
Moda	20
Desviación estándar	432
Mínimo	1
Máximo	5000

*Q: capacidad instalada

El análisis estadístico muestra que el rango de las capacidades es muy amplio (1 a 5000 L/s), pero predominan las plantas pequeñas (mediana de 27 L/s). Adicionalmente, se pudo comprobar que los datos siguen perfectamente una distribución lognormal como se evidencia en la gráfica de comparación de probabilidades elaborada con SSPS (figura 4), los parámetros de la distribución son 29.57 (escala) y 1.64 L/s (forma).

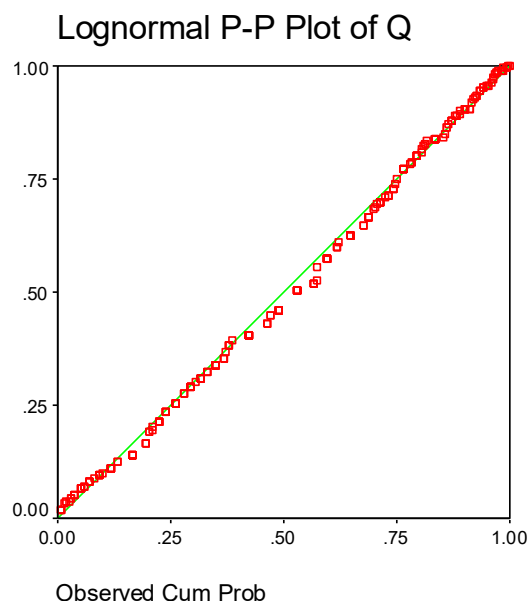


Figura 4. Gráfica de probabilidad acumulativa para los caudales de plantas de Lodos Activados instaladas; Evidencia de una distribución lognormal.

Aplicando la prueba de Kolmogorov Smirnov sobre la variable transformada $\log Q$ se comprobó que se sigue una distribución lognormal (probabilidad de significación de 0.22, muy superior al valor de

referencia de 0.05 que se suele utilizar). La representación de la distribución de los tamaños de plantas de lodos activados se muestra en la figura 5 (escala semi logarítmica).

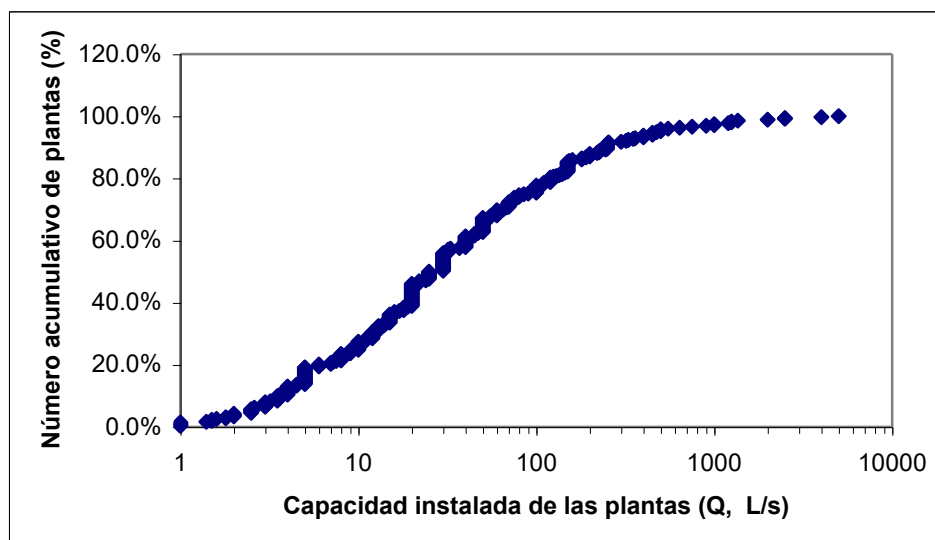


Figura 5: Diagrama de Pareto de la capacidad de las plantas de lodos activados

Del diagrama, se puede resaltar lo siguiente:

- Alrededor de 30 % de las plantas de lodos activados (27.4%) tienen una capacidad igual o menor a 10 L/s.
- Un 40 % más de las plantas tienen una capacidad entre 11 y 50 L/s, lo que resulta en un total de 67 % para la clase 1-50 L/s
- La contribución de las plantas que tienen un caudal entre 50 y 500 L/s es de 28 %, repartidos entre la clase 50 –100 L/s (10%) y 100-500 L/s (18%).
- Las plantas con un caudal mayor o igual a 500 L/s representan sólo el 5% del número total de plantas de lodos activados.

Estas tendencias se resumen en la tabla 5.

Tabla 5. Puntos clave en las capacidades de distribución de las plantas de Lodos Activados.

<i>Rango de caudales instalados (Q, L/s)</i>	<i>Porcentaje de plantas (%)</i>	<i>Total acumulativo (%)</i>
1 - 10	27	27
11 - 50	40	67
51 -100	10	77
101- 499	18	95
≥ 500	5	100

5. MERCADO DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

5.1 Clientes Potenciales.

En el mercado de las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales están involucrados varios actores (organismos), ya sea en la etapa de proyección y construcción de la infraestructura, o bien en la etapa de operación, éstos pueden agruparse en las siguientes categorías:

- La Comisión Nacional del Agua
- Los organismos estatales del Agua (comisiones, en general)
- Los organismos operadores de municipios
- Los operadores privados con concesiones
- Los organismos de financiamiento

La Comisión Nacional del Agua (CNA o CONAGUA) es el órgano superior, técnico, normativo y consultivo de la federación en materia de aguas. En el ámbito de las plantas de tratamiento, la comisión está implicada generalmente en tres casos: 1°) cuando la comisión participa en el financiamiento de la construcción de una planta; 2°) cuando se requiere de su aval técnico ante un organismo de crédito o subsidio; 3°) en su mandato de aplicación y vigilancia de la aplicación de las normas de descarga.

La CNA. suele ser una de las fuentes importantes de financiamiento, por lo que a menudo se encuentra implicada en las construcciones hidráulicas grandes y medianas. En muchos casos, participa junto con los gobiernos de los Estados en las licitaciones y provee algunos servicios técnicos (estudios de factibilidad, proyectos ejecutivos, asesoría, control de especificaciones y subcontratación de firmas de consultoría).

La dirección general de la CNA está organizada en 7 subdirecciones, siendo las dos siguientes las más relevantes para este reporte:

- Subdirección General de Agua Potable, Saneamiento y Drenaje
- Subdirección General Técnica.

Además existen 13 representaciones descentralizadas (Consejos de Cuenca) cuyo ámbito de acción está definido por las cuencas de los principales ríos (regiones que incluyen varios estados).

Cada gobierno de los 32 Estados (incluyendo D.F.) dispone de su propia Comisión del agua (bajo diferentes denominaciones) que sólo depende del Estado.

De igual forma, **cada municipio** tiene también una dependencia que se ocupa del sector Agua y Saneamiento, a veces a nivel metropolitano. Para la construcción de las PTARs, los municipios recurren frecuentemente a recursos estatales, federales e internacionales (Banco Internacional de Desarrollo) para el financiamiento de este tipo de infraestructura. Bajo este esquema, los gobiernos estatales, a través de sus correspondientes Comisiones Estatales de Aguas con el apoyo de la Comisión Nacional del Agua, son los encargados de licitar, supervisar la construcción y vigilar la operación de las PTAR.

Las plantas de tratamiento han sido tradicionalmente construidas bajo la responsabilidad de las comisiones estatales (gobierno de los Estados), con posibilidad de participación de uno o varios implicados (municipio, **organismos de créditos, C.N.A, sector privado**).

No existe un esquema común de como se comparten las responsabilidades de construcción y operación de las plantas de tratamiento entre los distintos niveles de gobierno. Los escenarios varían mucho de un estado al otro y de un proyecto a otro, dentro de un mismo estado. Algunas de las plantas construidas por el Estado son devueltas a los municipios, mientras que otras han quedado bajo la responsabilidad de los gobiernos estatales o bien concesionadas para su operación. En todos los casos, la CNA continúa con la responsabilidad del control del cumplimiento de las normas de descarga.

La operación de las macro-plantas de Toluca por ejemplo, está bajo un esquema de concesión (BOT) a un operador privado (Ecosistemas S.A. de C.V.) por el Gobierno del Estado de México. Al mismo tiempo en el mismo estado, algunas otras plantas están bajo la responsabilidad directa de los municipios o de la comisión estatal del agua (CAEM). Por el contrario, en el Estado de Nuevo-León, después de un primer periodo de concesiones, la operación de la mayoría de las plantas de la zona Metropolitana de Monterrey ha sido confiada a una comisión municipal (SADM, Servicios de Aguas y Drenaje de Monterrey).

Como puede observarse, debido a los diferentes patrones de responsabilidad, los clientes potenciales de las herramientas para la modelación aplicadas al diseño y operación de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (de lodos activados en particular) son:

- La Comisión Nacional del Agua (Dirección general y direcciones regionales).
- Los organismos estatales del Agua (32 estados)
- Los organismos operadores de municipios
- Los operadores privados con concesiones

Una gran parte de los organismos, comisiones y agencias del agua son miembros de la ANEAS (Asociación Nacional de Empresas de Agua y Saneamiento A.C.). Esta asociación tiene cada año una convención que es un foro importante de encuentro entre organismos operadores del país y expositores del sector agua. Los organismos de agua pueden contactarse individualmente a través de sus direcciones o a través de la ANEAS si están asociados, ésta también cuenta con un sitio web y una revista (www.aneas.com.mx).

Como se explicó anteriormente, el esquema de responsabilidades para la construcción u operación de las plantas no es uniforme, ya que se puede tratar según el caso, de una comisión estatal, de la CNA, de una comisión municipal o de un operador privado (concesiones). Por lo que no todos los servicios municipales de aguas listados en el anuario de la ANEAS son clientes potenciales para la modelación de plantas de tratamiento. Se requiere realizar una pequeña investigación, diferentes citas y/o contactos para identificar el interlocutor pertinente en el caso de cada planta relevante.

Además de la convención de ANEAS, existe otro evento comercial relevante relacionado con la Industria Ambiental, éste es el evento anual ENVIRO-PRO, cuya edición 2007 tuvo lugar en la Ciudad de México.

5.2 Competidores existentes y potenciales en el mercado de la modelación.

Globalmente, el mercado de equipo y servicios para aguas residuales se ha tornado más competitivo, especialmente debido a los esfuerzos realizados por compañías de Estados Unidos, Francia, Gran Bretaña, Japón y Canadá principalmente. Éstas firmas generalmente tienen un representante en México o bien cuentan con una alianza estratégica con una firma de recursos de agua local. También fueron participantes activos en exposiciones de comercio y seminarios técnicos en México (U.S. Commercial Service, 2007). Todas las grandes firmas del mundo relacionadas con el agua están presentes en México. (Big water, Degremont, Generale des Eaux, Lyonnaise des Eaux, Siemens, Eco Equipmnt, Mitsubishi Corp, Northwest water, y muchos grupos norteamericanos).

Hasta ahora, la modelación de plantas no es una práctica común en México. Fuera de los estudios iniciados en el CIRA, no se conoce un solo caso publicado o publicitado al que se atribuya alguna decisión tomada, algún cambio realizado, algún diagnóstico definido, o algún ahorro obtenido, gracias al uso de la modelación como herramienta.

En lo que concierne a las universidades y centros de investigación, el CIRA constituye sin duda alguna, la institución más interesada y avanzada en este tema. No hay indicios de que algún investigador de la UNAM (La Universidad Nacional) o en el IMTA (Instituto Mexicano de Tecnología del Agua) trabaje en este tema. Lo que muestra un gran potencial para que el consorcio establezca fácilmente su liderazgo científico.

Con respecto a las firmas de consultores, sobre todo las instaladas en el extranjero, es posible que hayan utilizado alguna vez herramientas de modelación en el DISEÑO de las plantas que tuvieron bajo su responsabilidad. Sin embargo, este uso, si es que existe, debe ser con alcances muy limitados ya que no estuvo basado en datos específicos de las condiciones locales. Al determinar algunos parámetros de default y estudiar el perfil de fraccionamiento de los substratos prevalecientes en el contexto Mexicano, el consorcio de investigación podrá contribuir a alcanzar un mayor acierto y pertinencia en el uso la modelación para la fase de diseño de nuevas plantas.

En cuanto a la utilización de la modelación en plantas existentes, la Compañía Hidromantis ha logrado vender algunas copias de su software GPS-X en el mercado Mexicano y dictado algunos cursos (CIRA, IMTA, UANL) sin lograr realmente una penetración profunda en el mercado. Esta compañía debe identificarse entonces como una competencia potencial. A pesar de estas incursiones, los empleados de las plantas de tratamiento no han podido sacar un provecho concreto de esta herramienta a la fecha. Según nuestra apreciación, las razones de esta situación son múltiples:

- Se introdujo a los empleados directamente en el uso del GPS-X, sin haberles impartido previamente un curso de los conceptos básicos de la modelación de PTAR. Para muchos empleados, éste fue su primer contacto con el software sin contar con un entendimiento razonable de los conceptos del modelo y la calibración. Los cursos del software fueron generalmente muy cortos.
- La aplicabilidad de varios parámetros de default y perfiles de fraccionamiento de influentes no está establecida.
- Hace falta la presencia física de especialistas experimentados, tanto para el uso del software, como en la práctica de la calibración, que estimulen su utilización en diversos problemas (oferta de asesoría).

- La difusión del tema entre los responsables de la toma de decisiones es deficiente, lo que resulta en que simplemente no se incluya a la modelación como una de las opciones que se podría utilizar.

5.3 Algunas sugerencias para el acercamiento y desarrollo del mercado

El objetivo en el futuro es introducir en gran escala el uso de la modelación dentro de las prácticas comunes de diseño y operación de las PTAR en México, no se trata solamente de integrar un mercado existente, se trata de desarrollar primero un segmento inexplorado hasta ahora (modelación) por falta de oferta cercana y por la carencia del conocimiento de la existencia del producto por el cliente común. Los clientes no tienen la modelación en su lista de clasificación de servicios. Por lo anterior, en el futuro, más allá del proyecto PVW, para lograr una penetración profunda en el mercado de la modelación se requerirá necesariamente del apoyo de especialistas en marketing y ventas; sin embargo, se pueden dar algunas opiniones sobre los métodos de acercamiento al mercado.

Al la pertinencia del producto con los retos y necesidades del sector, se puede deducir fácilmente que existe un gran potencial de mercado.

En este ámbito, el primer esfuerzo para desarrollar el mercado debe ser el de identificar mejor al cliente, ya que en materia de plantas de tratamiento municipales, el esquema de participación de responsabilidades es muy variable, tanto de un Estado al otro, como dentro de un mismo Estado. La identificación del cliente incluye también la generación de una lista corta de plantas de tratamiento y/o de las agencias de agua prioritarias. En este sentido, se debe valorar la decisión que habrá de tomarse para limitar el curso previsto en el proyecto, sólo México o extenderlo a América Latina.

Se necesita implementar una estrategia de penetración y desarrollo del mercado, basada en la demostración de la utilidad de la herramienta, en la formación/información de los que toman las decisiones, y en la presentación de la expertise del consorcio. Las dos actividades (curso y aplicación en planta) que conforman el proyecto PVW enfocan hacia la materialización de esta estrategia, pero en todos los proyectos comerciales futuros éstas deberán realizarse en conjunto. Aparentemente, los anuncios en revistas especializadas son muy efectivos, en especial en las publicaciones distribuidas a los miembros de asociaciones o bien entre los distribuidores de equipo para agua y aguas residuales y firmas contratistas (U. S. Commercial Service, 2007).

La venta de productos de modelación en el mercado, sin una preparación previa (cursos e información) de los responsables técnicos de plantas (en diseño o en operación) no puede dar como resultado un éxito duradero. Los cursos y seminarios no siempre deben considerarse como producto de venta en sí, sino como un requisito necesario en la estrategia de desarrollo del mercado de modelación de plantas; son un medio para alcanzar e interesar a los responsables de las plantas de tratamiento (diseñadores y operadores).

Para alcanzar a los tomadores de decisiones y operadores de plantas, en el caso específico del proyecto PVW, se sugiere la siguiente secuencia:

1°) Privilegiar el canal de la ANEAS para el acercamiento con los miembros. Se podría aprovechar la próxima convención de esta asociación para publicitar el curso (13 de agosto 2007) y presentar los resultados del proyecto (calibración de la PTAR) en la convención del próximo año.

2°) Contactar directamente algunos responsables de la CNA y comisiones estatales, así como algunos organismos operadores de plantas para ofrecer el curso y ayudar a definir el perfil de los asistentes al curso.

3°) Incluir una etapa de selección de candidatos a tomar el curso en base a los cargos que desempeñan, su capacidad de asimilación de la materia, y potencialidades para inducir el interés hacia la modelación en sus plantas, entre otros.

Es importante hacer notar que una vez que el mercado se desarrolle, la competencia se hará más evidente. La competitividad técnica y económica, la relación con el cliente, el software utilizado y la captura de información científica privilegiada (sobre las plantas y aguas residuales específicas de México) determinarán el nivel de éxito de los diferentes proveedores. Con relación a la información científica, es importante que el consorcio aproveche el proyecto actual y los futuros para acumular de forma sistemática la cantidad más grande de datos y conocimientos específicos en el área de las PTAR de México (cinética, temperatura, fraccionamiento, etc.).

6. CONCLUSIONES

1°) En la actualidad, solo se tratan 35 % de las aguas residuales municipales y 15% de las descargas industriales, lo que resulta en una severa presión en la mayor parte de los cuerpos de agua superficial.

2°) Las necesidades de resolver los rezagos en materia de tratamiento y reuso de aguas residuales se encuentran plasmadas entre las prioridades del Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012 y son igualmente obligaciones legales para los municipios (según los PAS). Se estima que el objetivo fijado en el mismo plan (alcanzar tratar 60 % de las descargas municipales en el 2012) requerirá el incremento de la capacidad de tratamiento de 8.5 m³/s anualmente.

3°) Históricamente, el proceso de lodos activados ha sido el tipo principal de tecnologías utilizadas (50 % de los caudales municipales tratados). Ante a la urgencia de incrementar significativamente los caudales tratados, sobre todo en las metrópolis, se espera que los procesos de lodos activados se mantengan entre los procesos más utilizados.

4°) Para los procesos de lodos activados existentes se manifiesta un claro predominio de las plantas con una capacidad de tratamiento pequeña (70 % con Q < 50 L/s), sin embargo, debido a las necesidades de crecimiento en el tratamiento de efluentes, nuestra opinión es que muchas de las plantas municipales de este tipo que se construirán a corto y mediano plazo serán de mayor tamaño.

5°) Existen varias plantas que funcionan mal o por debajo de su capacidad instalada, lo que ofrece una gran oportunidad de mercado a desarrollar para incrementar las capacidades de tratamiento en éstas (calidad y cantidad). La optimización y diseño de plantas con base en el enfoque de modelación, se

conoce y utiliza muy frecuentemente en Europa y Estados Unidos, sin embargo, en el mercado local es simplemente ignorado.

6°) El desarrollo del mercado de la modelación tendrá que encausar buena parte de sus esfuerzos en el segmento de las pequeñas plantas ($Q < 50$ L/s, plantas industriales y municipales), con prioridad en la remoción de materia orgánica, y hacia el nitrógeno en algunos casos. La modelación de grandes plantas (> 500 L/s) encontrará un mercado portador en el segmento del diseño, por un lado, y por otro, en la optimización de la producción de aguas de calidad para reuso (remoción de nitrógeno y fósforo).

7°) No existe un esquema común de la forma en que se comparten las responsabilidades de construcción y operación de las plantas entre los diferentes niveles de gobierno, por lo que, según el caso específico de cada estado o planta, el cliente potencial para la modelación puede ser la CNA, el organismo estatal o municipal de aguas, o bien un operador privado (concesiones).

8°) El subsector de tratamiento de aguas residuales industriales representa una buena oportunidad, al extender la oferta de los servicios de modelación entre algunos de los sectores industriales (alimentos y bebidas) se pueden capturar oportunidades potenciales de mercado.

9°) Para futuras actividades comerciales, se necesita implementar una estrategia de penetración y desarrollo del mercado, basada en la demostración de la utilidad de la herramienta, en la formación/información de los tomadores de decisiones y personal de las plantas, y en la presentación de la expertise del consorcio.

10°) Para el caso específico de este proyecto PVW, se sugiere privilegiar el canal de la ANEAS para alcanzar a los organismos operadores, durante las convenciones que tiene esta asociación este año (agosto) y el próximo año.

REFERENCIAS

ANEAS (2006). XX Convención Anual ANEAS, Monterrey 2006. Directorio Oficial de Organismos operadores y expositores. Asociación Nacional de Empresas de Aguas y Saneamiento A.C., México D.F.

C.N.A. (2006). Situación del Subsector Agua potable, Alcantarillado y Saneamiento. Edición 2006, Comisión Nacional del Agua (C.N.A), México, D.F., 246 p. Disponible en: http://www.cna.gob.mx/eCNA/Espaniol/Organismos/Central/Publicaciones/Subsector1999_CNA.htm

C.N.A. (2005). Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación. Edición Diciembre 2005, Comisión Nacional del Agua, México, D.F., 177 p. + anexos, Disponible en: <http://www.cna.gob.mx/eCNA/Espaniol/Directorio/Default.aspx>

C.N.A. (2007). Relación de Prestadores de Servicios de Agua Potable y Saneamiento. Documento pdf Disponible en: <http://www.cna.gob.mx/eCNA/Espaniol/Directorio/Default.aspx>.

Gobierno de México (2007). Plan Nacional de Desarrollo 2007-2012: Disponible en: <http://pnd.calderon.presidencia.gob.mx/index.php?page=agua>

D.O.F (1997). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales, Publicada en el Diario Oficial de la Federación (DOF), el 6 de enero de 1997, México, D.F.

D.O.F (1998a). Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Publicada en el Diario Oficial de la Federación (DOF), el 3 de junio de 1998, México, D.F.

D.O.F (1998b). Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público. Publicada en el Diario Oficial de la Federación (DOF), el 21 de septiembre de 1998, México, D.F.

D.O.F (2003). Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-2002. Protección ambiental; Lodos y biosólidos. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. Publicada en el Diario Oficial de la Federación (DOF), el 15 de agosto de 2003, México, D.F.

U. S Commercial Service (2007). Water and Wastewater Equipment and Services Industry: Mexico. A report of Francisco Ceron, #141273, may 2007. Department of Commerce, U.S.A. Commercial Service in Mexico.