



**UNIVERSITAT DE GIRONA
INSTITUT DE MEDI AMBIENT
DOCTORAT DE COOPERACIÓ**

TESI DOCTORAL

DESARROLLO DE UN MODELO DE DINÁMICA DE SISTEMAS PARA LA OPTIMIZACIÓN DE PARÁMETROS DE ESTABILIDAD EN PROCESOS DE LODOS ACTIVADOS

Autor MSc. Agustín Benítez Hernández

Matanzas Girona, 2005

**UNIVERSITAT DE GIRONA
INSTITUT DE MEDI AMBIENT
DOCTORAT DE COOPERACIÓ**

**TITULO: DESARROLLO DE UN MODELO DE
DINÁMICA DE SISTEMAS PARA LA
OPTIMIZACIÓN DE PARÁMETROS DE ESTABILIDAD
EN PROCESOS DE LODOS ACTIVADOS.**

**Memoria presentada per MSc. Agustín Benítez Hernández
per a optar al grau de Doctor per la Universitat de Girona.
Programa de doctorat "Gestión Ambiental y Desarrollo Sostenible"
Institut de Medi Ambient de la Universitat de Girona**

MSc. Agustín Benítez Hernández

Firma: _____

Director de la tesi en la Universidad de Matanzas

Dr. Héctor Pérez de Alejo Victoria

Firma: _____

Dr. Felix Juan Domínguez Alonso

Firma: _____

Tutor de la Tesi en la Universitat de Girona

Dr. Jaume Puig Bargués

Firma: _____

RESUMEN

Con el fin de desarrollar un modelo matemático que refleje la dinámica de los sistemas biológicos de tratamiento de aguas residuales de cultivo suspendido se realiza un análisis bibliográfico crítico de la literatura relacionada con la modelación de estos sistemas y la cinética microbina de los procesos que en ella ocurren, así como los softwares disponibles para facilitar la modelación y posterior simulación.

Se aplica la metodología de dinámica de sistemas para desarrollar el modelo y se ajusta este a las condiciones de la EDAR por lodos activados “Sol Palmeras” de Varadero con un error menor a 9%. El análisis de sensibilidad demuestra que el modelo responde correctamente a los cambios de carga en el afluente.

Se optimizan los parámetros de estabilidad de esta planta después de ocurrir un aumento brusco en la carga contaminante del afluente y se obtiene la fracción que se debe purgar de la corriente de lodo para hacer lo más estable posible el funcionamiento de la EDAR después de la perturbación.

ABSTRACT

With the purpose of developing a mathematical model that reflects the dynamics of the biological systems of residual water treatment of suspended culture it makes a critical bibliographical analysis of the bibliography related to the modeling of these systems and the microbiological kinetic of the processes that in her happens, as well as the softwares available to facilitate the modeling and later simulation.

The methodology of dynamics of systems is applied to develop the model and adjusts this to the conditions of the EDAR by activated sludges "Sol Palmeras" in Varadero with an error smaller to 9%. The sensitivity analysis demonstrates that the model responds correctly to the changes of load in the affluent.

The parameters of stability of this plant are optimized after happening an abrupt increase in the polluting load of the affluent.

TABLA DE CONTENIDOS

1.- INTRODUCCIÓN	1
1.1.- AGUAS RESIDUALES.	1
1.1.1.- Agua residual doméstica.	2
1.1.2.- Características del agua residual doméstica.	2
1.2.- SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.	7
1.2.1.- Sistemas de tratamiento por lodos activados.	8
1.3.- MODELOS MATEMÁTICOS.	11
1.3.1.- Crecimiento celular.	12
1.3.2.- Utilización del sustrato.	13
1.3.3.- Metabolismo endógeno.	13
1.3.4.- Determinación de los coeficientes cinéticos.	14
1.3.5.- Efecto de la temperatura.	15
1.4.- ENFOQUE SISTÉMICO.	16
1.4.1.- Dinámica de sistemas.	16
1.4.2.- Software para la dinámica de sistemas.	17
2.- ANTECEDENTES	19
2.1.- MODELOS DINÁMICOS PARA LODOS ACTIVADOS.	19
2.1.1.- Modelo de Dold.	19
2.1.1.- Modelos de la Asociación Internacional del Agua (IWA).	19
2.1.2.- Modelos del Grupo BioMath.	21
2.1.3.- Modelos de la Universidad de Uppsala.	21
2.1.4.- Otros Modelos.	21
3.- OBJETIVO	23
4.- DESCRIPCIÓN	25
5.- MATERIAL Y MÉTODOS	32
5.1.- IDENTIFICACIÓN DE LOS ELEMENTOS Y RELACIONES FUNDAMENTALES.	33
5.2.- DISEÑO DEL DIAGRAMA CAUSAL.	33
5.3.- DISEÑO DEL DIAGRAMA DE FORRESTER.	35
5.3.1.- Entrada de materia orgánica.	39
5.3.2.- Consumo de materia orgánica y crecimiento de microorganismos.	41
5.3.3.- Disminución de microorganismos heterótrofos.	42
5.3.4.- Entrada de nitrógeno amoniacal.	43
5.3.5.- Consumo de nitrógeno amoniacal y crecimiento de microorganismos.	44

5.3.6.- <i>Disminución de microorganismos nitrificantes.</i>	46
5.3.7.- <i>Disminución de microorganismos inertes.</i>	47
5.4.- DEFINICIÓN PRECISA DE CADA MAGNITUD.	50
5.5.- IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO EN STELLA.	51
5.6.- VALIDACIÓN DEL MODELO.	53
5.6.1.- <i>Calibración.</i>	53
5.6.2.- <i>Análisis de sensibilidad.</i>	54
5.6.3.- <i>Estabilidad ante cambios en el parámetro Purga.</i>	55
5.7.- OPTIMIZACIÓN DEL SISTEMA PARA REDUCIR LOS EFECTOS DE UNA PUNTA DE CARGA.	56
5.7.1.- <i>Definición de las variables dependientes.</i>	57
5.7.2.- <i>Función objetivo.</i>	59
5.7.3.- <i>Diseño experimental.</i>	60
6.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN	62
6.1.- DIAGRAMA CAUSAL	62
6.2.- CALIBRACIÓN.	63
6.3.- ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD.	65
6.4.- ESTABILIDAD ANTE CAMBIOS EN EL PARÁMETRO PURGA.	68
6.5.- SIMULACIÓN DE UNA PUNTA DE CARGA (PERTURBACIÓN).	71
6.6.- OPTIMIZACIÓN DEL SISTEMA.	74
6.7.- MINIMIZACIÓN DEL SISTEMA.	81
7.- CONCLUSIONES	85
BIBLIOGRAFIA	87
ANEXO 1 : NOMENCLATURA	99
ANEXO 2 : SÍMBOLOS DE FORRESTER	102
ANEXO 3: DIAGRAMA DEL MODELO EN STELLA	103
ANEXO 4: MODELO MATEMÁTICO	104
ANEXO 5: SIMULACIÓN DEL CASO ÓPTIMO	107

1.- INTRODUCCIÓN

Una solución al problema del deterioro ambiental por el vertimiento de aguas residuales contaminadas es la depuración artificial de estas antes de incorporarlas nuevamente al ecosistema, mediante el uso de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDARs). Estas plantas de tratamiento basan su funcionamiento en una combinación de operaciones y procesos unitarios específicos, según diferentes tecnologías: lodos activados, lagunas de oxidación, filtros percoladores, biodiscos, digestión anaerobia, entre otras.

Las particularidades de los procesos que ocurren en una EDAR han sido ampliamente tratadas en la literatura especializada, es por ello que el objetivo de este capítulo es realizar un análisis crítico de la bibliografía que permita el establecimiento de las características del agua residual, las especificaciones tecnológicas de los sistemas de depuradoras, la cinética microbiana y la forma de enfrentar su modelación matemática y posterior simulación dinámica.

1.1.- AGUAS RESIDUALES.

Las aguas residuales son el resultado de la utilización del agua para distintos fines. Como consecuencia de este uso, el agua recoge materias en suspensión y disueltas que alteran sus propiedades. Dependiendo del tipo de uso que se le da al agua, sus residuales presentan características diferentes. Atendiendo a su origen pueden clasificarse como aguas residuales urbanas o domésticas, originadas por el uso del agua en las casas, y aguas residuales industriales, provenientes de instalaciones fabriles. Entre estas últimas la diversidad es muy acusada, ya que la alteración de propiedades del agua resultante del uso industrial puede variar entre contaminación puramente física, como ocurre en la contaminación térmica que presentan las aguas de refrigeración; hasta contaminación bioquímica de gran complejidad en aguas que reciben efluentes de industrias farmacéuticas o químicas (Theodore y Buonicore, 1997).

1.1.1.- Agua residual doméstica.

Como consecuencia del uso del agua potable en las instalaciones de tipo doméstico (casas, hoteles, restaurantes, escuelas, hospitales, etc.) se incorporan a ésta una serie de sustancias y se genera lo que llamamos aguas residuales urbanas o domésticas. Los focos principales de la contaminación del agua resultante son los procesos de lavado (baños, lavabos, lavadoras, etc.), y el agua proveniente de los inodoros. Estas actividades provocan una contaminación de tipo físico, químico y biológico.

Para determinar el poder contaminante del agua residual doméstica hay que medir una serie de características que permitan establecer cuantitativamente su impacto en el medio ambiente y la necesidad de tratamiento. Meirlaen y Vanrolleghem (2000) y posteriormente Meirlaen y Huyghebaert (2001) realizan una caracterización del agua residual urbana, puntualizando en las características más importantes a tener en cuenta en la simulación; mientras que Martínez (1998) realiza esta caracterización para el efluente de una EDAR. Carstensen y Vanrolleghem (1998) en su metodología para la modelación de lodos activados coinciden con los autores anteriores en los parámetros que deben ser tenidos en cuenta en la caracterización del agua residual urbana, que a su vez son muy similares a los del agua residual industrial (Theodore y Buonicore, 1997; Storch de Garcia, 2005), salvo algunos compuestos inorgánicos. A continuación se resumen las que a nuestro juicio resultan más importantes.

1.1.2.- Características del agua residual doméstica.

Caudal: Es la cantidad de agua residual por unidad de tiempo que llega a la instalación y depende de la población servida por la planta de tratamiento y de las costumbres con relación al uso de agua. Nibis (1998), en su modelo de una laguna de oxidación, hace hincapié en el carácter estacional del caudal, es decir, que la cantidad de agua residual que llega a la planta por día varía de una época a otra. Gómez (1999) y Rolim (2000) coinciden en la forma de la curva de variación estacional del caudal, no así en los valores máximo y mínimo que dependen de la población en que se realizó el estudio. Es criterio de este autor que resulta más recomendable utilizar la curva del perfil unitario, donde el mínimo valor coincide con cero y el máximo con

uno, como se muestra en la Figura 1.1, y posteriormente adecuar estos valores a situaciones específicas.

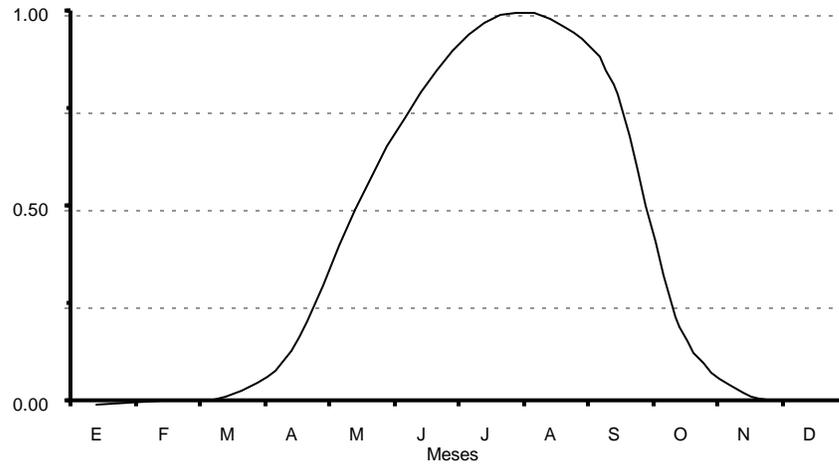


Figura 1.1: Variación típica estacional del caudal medio unitario.

Además de estas variaciones estacionales el caudal presenta siempre variaciones diarias, ya que el uso es mucho menor durante la noche y es máximo en la parte central del día. Varios autores (Metcalf y Eddy, 1996; Gómez, 1999 y Rolim, 2000) coinciden en afirmar que la forma de la curva varía ligeramente de una población a otra, y cuanto mayor es la población es más uniforme, ya que las variaciones se amortiguan a medida que aumenta la diversidad de actividades en la zona, sin embargo, al igual que ocurre con las variaciones estacionales, no existe un consenso sobre los valores límites, por lo que mantenemos el criterio citado anteriormente (Metcalf y Eddy, 1996) de utilizar la curva unitaria que se muestra en la Figura 1.2.

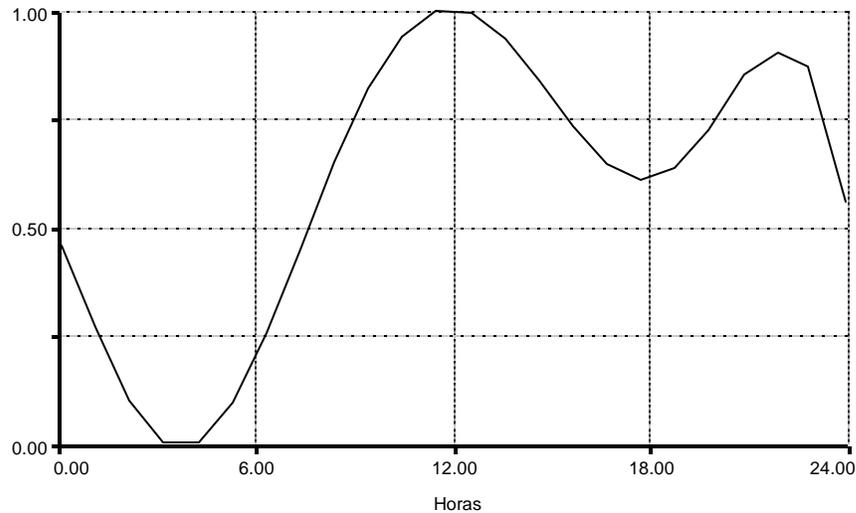


Figura 1.2: Variación típica horaria del caudal medio unitario.

Materia orgánica: Su reducción constituye el objetivo más importante del tratamiento de aguas residuales urbanas. Aunque dentro de la materia orgánica se pueden distinguir distintos tipos de compuestos, más o menos complejos, la totalidad de los autores consultados al respecto (Metcalf y Eddy, 1996; Hernández, 1998; Gros y Ramirez, 1999; Jeppsson, 1999; Mihelcic, 1999; entre otros) evitan el estudio pormenorizado de los componentes de la materia orgánica y utilizan medidas que dan una idea acerca del oxígeno necesario para su estabilización:

- *Demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días (DBO₅).* Representa la cantidad de oxígeno necesaria para estabilizar biológicamente la materia orgánica contenida en una muestra de agua, incubada durante cinco días a 20° C. Con esta medida se pretende reproducir el consumo de oxígeno en un medio natural.
- *Demanda química de oxígeno:* Estima el oxígeno necesario para oxidar químicamente la materia orgánica y otras sustancias inorgánicas oxidables contenidas en el agua, aventajando a la DBO₅ en la rapidez del ensayo (dos horas en lugar de cinco días) y la mayor fiabilidad y reproducibilidad del ensayo. Puesto que por medios químicos la oxidación de la materia orgánica es más completa y puede incluir a otras sustancias inorgánicas, el valor de

la DQO es mayor que el de la DBO₅, pudiendo considerarse el doble para aguas residuales urbanas no tratadas (Seoáñez, 1999).

Nutrientes: Se llaman así las especies químicas utilizadas como alimento en el desarrollo de los microorganismos. Aunque los nutrientes abarcan un gran número de especies que los microorganismos necesitan en poca cantidad, el nombre es utilizado por la mayoría de los autores (Coen, 1997; Drenner, 1997; Kuba, 1997; Martínez y Benítez, 2002; Peña *et al.*, 2005) para indicar a las distintas formas de nitrógeno y fósforo, que son los que se necesitan en mayores cantidades:

- *Nitrógeno:* El nitrógeno se encuentra presente en el agua residual en cuatro formas: nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitrito y nitrato. La conversión biológica de nitrógeno amoniacal a nitratos ocurre cuando la concentración de oxígeno disuelto es suficientemente elevada para mantener un adecuado desarrollo de las bacterias nitrificantes. Esta conversión tiene gran importancia para impedir el acceso del nitrógeno amoniacal a cursos de agua receptores donde puedan tener efectos tóxicos sobre la fauna y ser el principal causante de la eutrofización artificial (VanHooren y Yuan, 2001).
- *Fósforo:* Entre las formas inorgánicas la más importante es el fósforo soluble (ortofosfatos), que resulta directamente utilizable por los microorganismos (Baetens, 2000).

Sólidos: Los sólidos presentes en el agua residual pueden ser de varios tipos: sólidos totales, sólidos volátiles y fijos, sólidos disueltos y suspendidos, sólidos sedimentables y no sedimentables (Theodore y Buonicore, 1997). Grijpspeerdts y VanRolleghem (1999) destacan la importancia de los sólidos suspendidos volátiles en el estudio de los sistemas de tratamiento, ya que, en su gran mayoría, se corresponden con las bacterias heterótrofas y autótrofas que conforman el lodo activo.

Bacterias: Según su fuente de alimentación pueden ser autótrofas (crecen en medios inorgánicos, por ejemplo las nitrificantes) o heterótrofas (dependen de compuestos orgánicos para alimentarse). Otra importante distinción viene dada por su necesidad de oxígeno disuelto, así se llaman aerobias, anaerobias y facultativas (Bungay y Humphrey, 1997).

Temperatura: Cuanto mayor sea la distancia que el agua residual debe recorrer entre la población y la planta de tratamiento, más se parecerá la temperatura de entrada a la temperatura ambiente; aunque en invierno el agua residual urbana puede estar algo más caliente, debido al efecto de los calentadores domésticos (Rolim, 2000). Los datos anuales y diarios de máxima y mínima temperatura ambiente en las diferentes regiones del país en el año 2002 están disponibles en el sitio *web* del Instituto de Meteorología (INSMET, 2002); con ellos se construyó el gráfico de la variación típica horaria que se muestran en la figura 1.3.

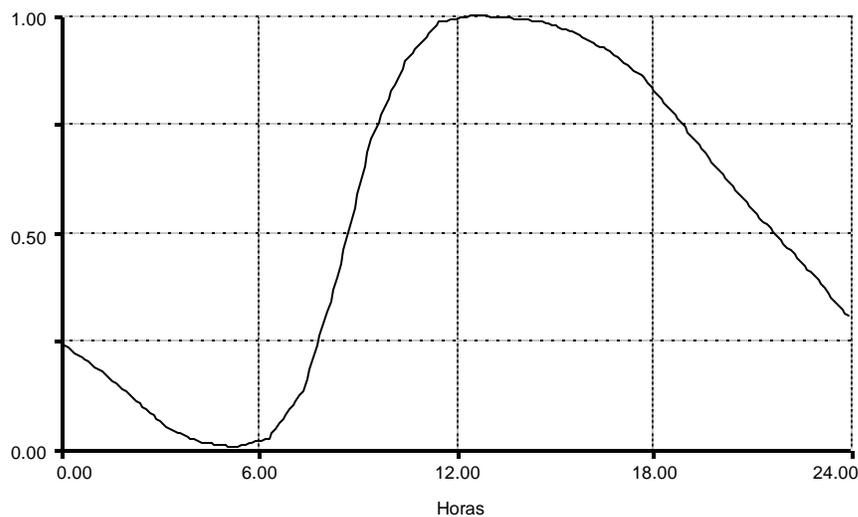


Figura 1.3: Variación típica horaria de la temperatura media unitaria.

Color y olor: El agua residual fresca es casi inodora y de color gris, con sólidos en suspensión o flotantes fácilmente reconocibles. Si se deja pasar un tiempo excesivo entre la generación del agua residual y su tratamiento, el color pasa a ser negro, los sólidos se hacen menos distinguibles y aparecen olores desagradables; en estas condiciones se dice que el agua residual está séptica, es decir, que se iniciaron los procesos de putrefacción (Metcalf y Eddy, 1996).

Para mejorar todas estas características del agua residual y hacerlas lo más semejantes posible a las aguas naturales se utilizan diversos sistemas de tratamiento.

1.2.- SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES.

El fundamento de los sistemas de tratamiento de aguas residuales radica en un conjunto de operaciones donde predominan los fenómenos físicos y procesos basados en reacciones químicas y bioquímicas que se agrupan en pretratamiento y tratamientos primarios, secundarios y terciarios.

El pretratamiento y el tratamiento primario poseen como principal finalidad la adecuación del agua residual para las siguientes etapas de tratamiento y contempla el uso de operaciones físicas tales como la ecualización, las rejillas para retener sólidos grandes, las trampas para grasa, los separadores de arena, entre otros (Theodore y Buonicore, 1997). Gernaey y Petersen (2000) y Kops (2000) consideran que estas etapas no presentan ningún interés especial desde el punto de vista de la simulación, mientras que Gillot y Clercq (1999) solo tienen en cuenta la operación de ecualización en la simulación. Este autor es del criterio de que la ecualización, aún siendo la operación más importante de etapa de pretratamiento, solo representa una estabilización del afluente y no brinda aportes al modelo de dinámica de sistemas.

El tratamiento secundario es la etapa principal de una EDAR y por consiguiente la que requiere modelos matemáticos más rigurosos (VanRolleghem, 2001b). Esta etapa consiste en la reducción o eliminación de los principales contaminantes presentes en el agua –materia orgánica y nutrientes– mediante procesos químicos y biológicos, aunque al tratar residuos de origen urbano generalmente el tratamiento se limita a los procesos biológicos.

Son los procesos biológicos de esta etapa los que dan nombre a las diferentes tecnologías de tratamiento utilizadas. Según Qasim (1994) estos se clasifican como se indica a continuación:

- **Proceso aerobio de cultivo suspendido:** El medio posee aireación natural o artificial y los microorganismos responsables de la conversión de la materia orgánica se mantienen en suspensión dentro del seno del líquido, como ocurre en los lodos activados y lagunas de oxidación.
- **Proceso aerobio de cultivo fijo:** El medio posee aireación natural o artificial y los microorganismos responsables de la conversión de la materia orgánica están fijados a un medio

sólido (piedras o materiales cerámicos y plásticos). Por ejemplo: filtros percoladores y discos biológicos rotatorios.

- **Proceso anaerobio:** El medio se encuentra en condiciones de anaerobiosis de forma natural o artificial. Por ejemplo: digestores anaerobios, lagunas profundas y humedales artificiales.

Dada las marcadas diferencias cinéticas encontradas por los autores consultados (Bungay y Humphrey, 1997; Kuba, 1997; Grijspeerdt y Vanrolleghem, 1999) entre los sistemas anaerobios y aerobios; así como las diferencias tecnológicas entre los procesos aerobios de cultivo fijo y de cultivo suspendido (Ramalho, 1996) y teniendo en cuenta que el 98% de las EDARs de nuestro país poseen tecnologías basadas en procesos aerobios de cultivo suspendido (CITMA, 1995) y que, en particular, en la provincia de Matanzas existen ochenta y tres EDARs de cultivo suspendido (Junco *et al.*, 2002); en el presente trabajo solo se analizarán los sistemas de tratamiento por lodos activados, cuya tecnología se describe a continuación.

1.2.1.- Sistemas de tratamiento por lodos activados.

El proceso de lodos activados debe su nombre de la formación de flóculos de una biomasa activa que tiene lugar producto del crecimiento de microorganismos a expensas de la degradación de la materia orgánica. Este proceso se lleva a cabo en el reactor biológico del sistema, el cual consiste en un recipiente con alto grado de oxigenación. Los sistemas de aireación más utilizados son la aireación difusa y la mecánica. La primera se realiza a través de difusores porosos sumergidos en el fondo del reactor, mientras que la segunda se lleva a cabo por medio de agitadores mecánicos en la superficie o de turbinas sumergidas (Qasim, 1994).

Desde el punto de vista hidráulico, los reactores biológicos se diseñan para que cumplan con uno de los dos modelos clásicos de balance de población: reactores de mezcla completa o reactores de flujo en pistón. Los reactores de mezcla completa generalmente son circulares o cuadrados y los de flujo en pistón son rectangulares, anulares o divididos por tabiques (Qasim, 1994; Bixio y Parmentier, 2001), como se muestra en la Figura 1.4.

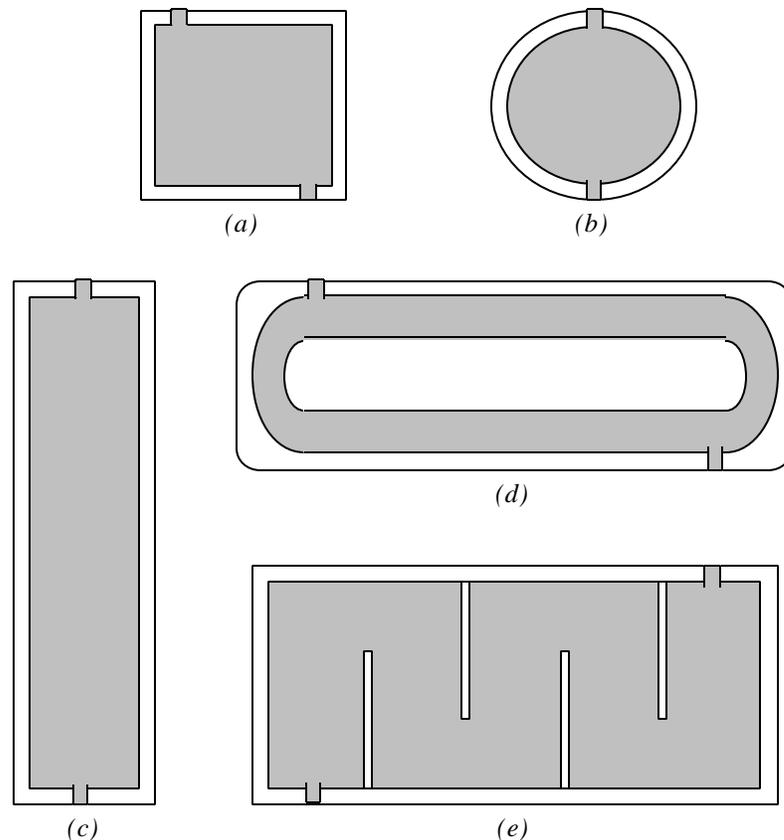


Figura 1.4. Geometrías típicas de los reactores de lodos activados: mezcla perfecta (a) cuadrado y (b) circular; y flujo en pistón (c) rectangular, (d) anular o de carrusel y (e) dividido por tabiques.

Este autor coincide con Acosta y Jova (1995) en que, si bien los reactores mezcla perfecta se comportan casi siempre como tal, es muy poco probable que un reactor flujo en pistón logre mantener un grado de mezcla tan bajo como para poder considerarlo un flujo en pistón real. El sistema de aireación, cualquiera que este sea, produce una turbulencia tal que entremezcla las diferentes capas y rompe el modelo del pistón ideal, haciendo que se asemeje mucho más al modelo de cascada de reactores perfectamente mezclados en serie o, a los sumo, un flujo en pistón con un elevado grado de dispersión.

La separación del agua tratada del lodo ocurre en el clarificador. Los sólidos concentrados en este equipo (biomasa activa) se retornan al reactor para mantener una concentración microbiana apropiada, aunque una porción de ésta se extrae del sistema como purga, evitando así el crecimiento desmedido de la biomasa (Carlsson, 2000b).

Existe coincidencia entre los autores que han reportado estudios simulados (Gernaey y Petersen, 2000, 2001) y resultados experimentales (Gonzalez y Moreno, 1998; Gernaey, 2001; Carvalho y Novais, 2002) que las tres variables más importantes a controlar en un sistema por lodos activados son:

1. **Oxígeno disuelto:** Se controla a través del flujo de aire que usualmente se mantiene en valores mucho más elevados que los requeridos estequiométricamente por el proceso, de forma que nunca resulte la sustancia limitante. Metcalf y Eddy (1996) proponen valores del orden de los 8 m³ de aire por metro cúbico de agua residual.
2. **Edad del lodo:** La edad del lodo (Θ_C) no es más que el tiempo que permanecen los microorganismos en el sistema y se determina como la masa de microorganismos en el reactor –expresada como el producto del volumen del reactor (V_A) por la concentración másica de microorganismos en seno del líquido (r_X)– dividida por el caudal másico de microorganismos purgados del sistema –expresado como el producto del caudal de lodos purgados de la corriente de fondo del clarificador (g_{Vp}) por la concentración de microorganismos en esta corriente (r_{Xp})–.

$$\Theta_C = \frac{V_A \cdot r_X}{g_{Vp} \cdot r_{Xp}} \quad (1.1)$$

Como se observa en la expresión anterior, sólo el caudal de lodos purgado del sistema puede ser regulado por el operario de planta, siendo ésta la variable utilizada para controlar el ajuste de la edad del lodo.

3. **Relación de reciclado de lodos:** Es la fracción (R) establecida entre el caudal de lodos purgados de la corriente de fondo del clarificador y el caudal alimentado al reactor (g_{Vo}):

$$R = \frac{g_{Vp}}{g_{Vo}} \quad (1.2)$$

La relación de reciclado de lodos puede ser controlada manejando el caudal de lodos purgados, para mantener una relación favorable entre el alimento y el sustrato en el reactor.

Lawrence y McCarthy (1970) fueron los primeros en reportar una expresión matemática para correlacionar las concentraciones de biomasa y de sustrato con la edad del lodo. Posteriormente Sheintuch (1987) introduce el concepto de respuesta del sistema para analizar el efecto de la separación de lodos sobre su funcionamiento. Cho, *et al.* (1996) realiza los balances de masa representando cada corriente en función de la fracción de lodo reciclado y finalmente simula, en estado estacionario, el proceso para varios valores de reciclado y con esto establece las posibles zonas de operación.

Tanto la edad del lodo como la relación de reciclado dependen directamente del caudal de lodos purgados. En trabajos previos (Benítez *et al.*, 1997, Benítez y Martínez, 2000, 2001) se ha comprobado que el principal parámetro de operación, desde el punto de vista de control del proceso, es el caudal de lodos que se extrae de la corriente de recirculación; mientras que el oxígeno disuelto no representa un problema ya que generalmente es fácil garantizar niveles elevados.

Existen otros factores que influyen sobre la intensidad de la depuración, los principales son: la temperatura, la duración de la aireación, actividad de los lodos y concentración del afluente. (Seoánez, 1999). En los sistemas convencionales de lodos activados el agua residual es aireada de 4 a 8 horas según Metcalf y Eddy (1996).

1.3.- MODELOS MATEMÁTICOS.

Henze (1995), Metcalf y Eddy (1996) y Morgenroth y Arvin (2002) coinciden en afirmar que la modelación matemática rigurosa de cada una de las operaciones y procesos unitarios que se verifican en una EDAR puede lograrse por la adecuación de la ecuación del balance de masa a nivel macroscópico, en correspondencia a lo planteado por la dinámica de sistemas:

$$\frac{dm_i}{dt} = -\Delta qm_i + qm_i^{(m)} + r_i \quad (1.3)$$

La misma indica, para un componente i o para todos los componentes que forman la corriente, que la variación temporal neta de la masa en el sistema $[dm_i / dt]$ es la suma del gasto másico con el exterior $[\Delta qm_i]$, el gasto másico a través de la interfase con otros componentes $[qm_i^{(m)}]$ siguiendo los mecanismos de la transferencia de masa y el gasto másico de producción o consumo debido a reacciones químicas o bioquímicas $[r_i]$.

1.3.1.- Crecimiento celular.

La velocidad de producción de células microbianas a expensas del consumo de un sustrato limitante es función de las concentraciones másicas de las células (r_x) y del sustrato (r_s) en cada instante de tiempo:

$$\left[\frac{dr_x}{dt} \right]_R = f(r_x, r_s) \quad (1.4)$$

Monod, en un estudio de cultivo continuo, logró desarrollar una ecuación semiempírica que describe, de manera muy adecuada, este comportamiento:

$$\left[\frac{dr_x}{dt} \right]_R = m_{max} \frac{r_s \cdot r_x}{K_s + r_s} \quad (1.5)$$

Esta función, llamada ecuación de Monod, ha sido la mejor representación del modelo cinético del crecimiento de microorganismos en ausencia de sustancias inhibitoras y este es un criterio compartido por la mayoría de los autores que han estudiado la cinética microbiana (Fronteau, 1997; Kuba, 1997; Grijspeerdt y Vanrolleghem, 1999; Petersen y Gernaey, 1999 y Carlsson, 2000a).

La velocidad máxima de crecimiento (μ_{max}) representa la velocidad de crecimiento cuando el sustrato no es limitante, y la constante de saturación (K_s) es la concentración de sustrato para la cual la velocidad de crecimiento es la mitad de su valor máximo ($1/2 \mu_{max}$).

1.3.2.- Utilización del sustrato.

Por otra parte, la producción de células microbianas ocurre a expensas del consumo de sustrato siguiendo una relación estequiométrica específica. McCarty logró determinar una fórmula teórica que representa la composición química de la biomasa: $C_5H_7O_2N$ (citada por Gernaey y Petersen, 2001). Usando esta fórmula pueden ser balanceadas estequiométricamente las diferentes biorreacciones para cada sustrato en particular. Sin embargo, muchos especialistas (Metcalf y Eddy, 1996; Bungay y Humphrey, 1997; Demey y Vanderhaegen, 2001) prefieren hacer uso de un coeficiente empírico (Y) equivalente a la conversión másica de sustrato en biomasa:

$$Y = \frac{\mathbf{r}_X - \mathbf{r}_{X_0}}{\mathbf{r}_{S_0} - \mathbf{r}_S} \quad (1.6)$$

quedando relacionadas así las velocidades de producción de biomasa y de consumo de sustrato:

$$\left[\frac{d\mathbf{r}_X}{dt} \right]_R = -Y \left[\frac{d\mathbf{r}_S}{dt} \right]_R \quad (1.7)$$

de donde resulta finalmente:

$$\left[\frac{d\mathbf{r}_S}{dt} \right]_R = -\frac{\mathbf{m}_{max}}{Y} \frac{\mathbf{r}_S \cdot \mathbf{r}_X}{K_S + \mathbf{r}_S} \quad (1.8)$$

Metcalf y Eddy (1996) prefieren sustituir la relación μ_{max}/Y por el término k , que representa la tasa máxima de utilización del sustrato por unidad de microorganismos:

$$\left[\frac{d\mathbf{r}_S}{dt} \right]_R = -k \frac{\mathbf{r}_S \cdot \mathbf{r}_X}{K_S + \mathbf{r}_S} \quad (1.9)$$

1.3.3.- Metabolismo endógeno.

En los procesos biológicos no todas las células están en fase de crecimiento, algunas se encuentran en fase de retardo inicial y otras en fase de muerte, por lo que la velocidad de producción de biomasa debe ser corregida para tener en cuenta estos factores. Generalmente

todos estos factores se engloban en un solo término, la descomposición endógena (k_d), y se supone que la disminución de la biomasa por esta causa es proporcional a la concentración de microorganismos presentes (Metcalf y Eddy, 1996; Theodore y Buonicore, 1997; Meirlaen y Vanassel, 2002). Incorporando este término en la expresión para determinar la velocidad de producción de biomasa (1.5) resulta:

$$\left[\frac{dr_x}{dt} \right]_R = m_{max} \frac{r_s \cdot r_x}{K_S + r_s} - k_d \cdot r_x \quad (1.10)$$

1.3.4.- Determinación de los coeficientes cinéticos.

Los parámetros cinéticos pueden ser determinados experimentalmente en el laboratorio (Metcalf y Eddy, 1996; Martínez y Berrios, 1996; Petersen y Gernaey, 1999; Gernaey y Petersen, 2001) utilizando un biorreactor continuo de volumen conocido (V_A) perfectamente mezclado que opera en estado estacionario (quimiostato) y con una concentración de microorganismos próxima a cero en la corriente de entrada ($r_{x0} \approx 0$). El quimiostato usado generalmente cuenta con un sedimentador que disminuye la concentración de células microbianas de la corriente de agua de salida. Una parte de la biomasa que se acumula en el fondo del sedimentador es extraída de forma continua mientras que la otra se recicla nuevamente al biorreactor. En este caso se varía el flujo de biomasa que se purga del sistema (g_{Vp}) manteniendo constante el flujo de alimentación para medir las concentraciones de microorganismos y sustrato en el interior del biorreactor y en la corriente de purga. Los parámetros cinéticos pueden ser obtenidos del ajuste lineal de los coeficientes a_0 , a_1 , b_0 y b_1 en las siguientes ecuaciones:

$$\frac{1}{\Theta_C} = a_0 + a_1 \cdot \frac{r_{s0} - r_s}{r_x \cdot \frac{V_A}{g_{Vp}}} \quad (1.11)$$

$$\frac{r_x \cdot \frac{V_A}{g_{Vp}}}{r_{s0} - r_s} = b_0 + b_1 \cdot \frac{1}{r_x} \quad (1.12)$$

siendo:

$$kd = -a_0$$

$$Y = a_1$$

$$k = 1 / b_0$$

$$Ks = b_1 / b_0$$

$$\mu_{max} = a_1 / b_0$$

En este caso la edad del lodo (Θ_C) puede ser determinada según la expresión:

$$\Theta_C = \frac{V_A \cdot r_X}{g_{vp} \cdot r_{xp}} \quad (1.13)$$

o, si no existiera el sedimentador, por:

$$\Theta_C = \frac{V_A}{g_{vo}} \quad (1.14)$$

1.3.5.- Efecto de la temperatura.

Existe una fuerte dependencia de la velocidad de biorreacción con la temperatura, por lo cual los coeficientes cinéticos deben ser determinados a una temperatura constante y conocida. Generalmente en la literatura los coeficientes se reportan a una temperatura de referencia de 20 °C (Henze, 1995; Metcalf y Eddy, 1996; Jeppsson, 1999). La siguiente ecuación permite extrapolar la cinética del proceso a otras temperaturas:

$$\frac{r_{iT}}{r_{i20}} = \theta^{(T-20)} \quad (1.15)$$

donde r_{iT} es la velocidad de producción de células y consumo de sustrato a la temperatura deseada (T , en °C) y r_{i20} es esta velocidad a la temperatura de referencia (20 °C). El coeficiente de actividad - temperatura (θ) ha sido descrito ampliamente en la literatura para diferentes situaciones. Los valores para los principales sistemas de tratamiento se indican en la tabla 1.1:

Tabla 1.1: Coeficientes de actividad-temperatura (θ) (Metcalf y Eddy, 1996)

Proceso	Coeficiente de actividad - temperatura (θ)	
	Intervalo	Valor típico
Lodo activado	1.00 - 1.04	1.02
Lagunas de oxidación	1.06 - 1.12	1.08
Filtros percoladores	1.02 - 1.14	1.08

1.4.- ENFOQUE SISTÉMICO.

Durante siglos, para el estudio de los fenómenos ha predominado el *enfoque analítico* que parte del principio de considerar con gran detalle las diferentes partes de estos fenómenos, aún a costa de perder la visión de conjunto. Desde comienzos de la década de los años 1960 y para tratar de resolver esta situación se desarrolló el *enfoque sistémico* que prefiere una visión global de los fenómenos, aún a costa de perder los detalles (Vennix, 1999). Ambos enfoques no son contrapuestos, por el contrario, utilizándolos complementariamente se obtienen los mejores resultados.

1.4.1.- Dinámica de sistemas.

La vía para llevar a cabo el enfoque sistémico en la modelación y simulación de los fenómenos es la *dinámica de sistemas*, que surge como una técnica que permite establecer la estructura del sistema, determinar qué elementos son los más significativos, determinar cómo están relacionados entre sí y predecir la evolución del sistema según sean las circunstancias en que se vaya a desenvolver éste (Vanwelden, 2000). Martínez y Requena (1986) coinciden con esta definición cuando establecieron las cuatro reglas fundamentales de la dinámica de sistemas:

1. Sobre una misma realidad pueden definirse o establecerse numerosos sistemas.
2. Un mismo sistema puede ser representado por una gran variedad de modelos.
3. La precisión y la exactitud del modelo no siempre van juntas.
4. La clave para construir un modelo útil radica, esencialmente, en identificar de manera adecuada los elementos cruciales, definirlos de manera precisa y operativa y establecer las

principales relaciones entre ellos. El mejor modelo, para representar una realidad, es el más útil.

Desde el punto de vista práctico Checkland (1999) realiza un estudio comparativo entre las diferentes metodologías que se han desarrollado en las últimas tres décadas para el estudio dinámico de sistemas mediante simulación y que van desde el método tradicional de Forrester, pasando por la teoría de las bifurcaciones y los estudios de estabilidad estructural, hasta las actuales teorías de los sistemas pensantes (*thinking systems*). Checkland concluye con un resumen las operaciones consecutivas que deben llevarse a cabo durante el desarrollo de un modelo de dinámica de sistemas y que serán abordadas en detalle en el capítulo de metodología.

1.4.2.- Software para la dinámica de sistemas.

Vanrolleghem y Gillot (2000) utilizan el programa **WEST**, desarrollado por la Universidad de Ghent, y demuestran sus ventajas en el caso particular de la modelación y posterior simulación dinámica de sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales. Sin embargo, este software no está disponible en Cuba.

Otros softwares que permiten llevar a cabo la simulación dinámica de sistemas y que se encuentran a nuestra disposición son: **PCI/c 1.02** para MS-DOS; **ISIM: Interactive Dynamic Simulation 6.0**, producido por *International Simulation Ltd.*; **Simulink 2** que se distribuye con *MatLab 5.1* de *MathWorks, Inc.* y **Berkeley Madonna 8.0.1** diseñado por *Macey & Oster*. Sin embargo, ninguno de estos programas, a pesar de simular en estado dinámico, posee los conceptos de modelación y simulación propuestos por Forrester, por lo que el análisis del diagrama y su posterior traducción al modelo matemático debe ser realizada manualmente antes de llevar a cabo una simulación con ellos.

Finalmente, están disponibles otros dos programas: **SB ModelMaker 2.0** que comercializa *Cherwell Scientific Publishing, Ltd.* e **ithink-STELLA 7.0.3**, por *High Performance Systems, Inc.* Ambos programas poseen una serie de ventajas y desventajas que han sido analizadas en trabajos previos (Shelden y Dunn, 2001 y Benítez y Martínez, 2002a). El pri-

mero posee un concepto de dinámica de sistemas algo diferente al original presentado por Forrester, pues no incluye los elementos nubes ni válvulas, siendo ésta la causa por la que los flujos sólo pueden ir de un nivel a otro y tienen que ser regulados internamente. Por otra parte posee herramientas para la optimización y el análisis de sensibilidad.

ithink y **STELLA** son dos programas pertenecientes a una misma compañía, por lo que los modelos generados en uno pueden ser utilizados en el otro y viceversa. En realidad se trata del mismo software y solo difieren en el paquete de modelos prediseñados que acompaña a cada uno y que en **STELLA** están orientados a sistemas relacionados con la ciencia y/o la técnica mientras que **ithink** se especializa en sistemas socio – económicos (Figueiras, 1997). Estos programas son fieles al concepto de dinámica de sistemas de Forrester salvo que para las variables auxiliares, variables exógenas, constantes y relaciones funcionales se utiliza un mismo símbolo modificando sus propiedades según sea el caso. Ambos programas poseen como principal ventaja que el modelo matemático que se obtiene, además de ser simulado por ellos, puede ser exportado a **Madonna**, el cual posee grandes posibilidades matemáticas para el análisis de sensibilidad, la simulación, la optimización y la representación gráfica de los resultados.

2.- ANTECEDENTES

En los últimos años el uso de modelos matemáticos ha cobrado especial importancia en los estudios ambientales, en particular los modelos de dinámica de sistemas. Sin embargo, aunque esta herramienta matemática ha sido utilizada de forma preponderante en el campo de la ecología, no así en el de la ingeniería ambiental, en el cual ha prevalecido el enfoque analítico, como se plantea en el capítulo introductorio.

2.1.- MODELOS DINÁMICOS PARA LODOS ACTIVADOS.

El modelo analítico tradicional en estado estacionario, cuando se utiliza para simular un reactor simple o un sistema de reactores en serie bajo condiciones de carga y flujo cíclicos, generalmente brinda resultados que se alejan considerablemente de los valores observados experimentalmente.

2.1.1.- Modelo de Dold.

En 1980 el equipo de trabajo del Dr. P. L. Dold desarrollo un modelo analítico dinámico que incorporaba las ecuaciones cinéticas de la eliminación de materia orgánica y de la nitrificación, con lo que se lograron excelentes resultados (Dold y Ekama, 1980). Sin embargo, este modelo no consideraba la respiración endógena y en su lugar suponía la volatilización de la biomasa.

2.1.1.- Modelos de la Asociación Internacional del Agua (IWA).

En 1982 la *International Association on Water Pollution Research and Control* – IAWPRC (después llamada *International Association for Water Quality* – IAWQ hasta el 2000 en que pasó a ser llamada *International Water Association* – IWA) creó el grupo de trabajo para la modelación matemática de la depuración biológica de aguas residuales (*Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater*

Treatment Processes), el cual desde entonces ha venido desarrollando un conjunto de modelos que son considerados, a criterio de un gran número de especialistas (Henze, 1995; Fronteau, 1997; Jeppsson, 1999; Baetens, 2000 y Vanwelden, 2000) y que el autor comparte, los más generales, completos y complejos para el tratamiento de aguas residuales por medio de lodos activados. Los modelos presentados hasta la fecha son cuatro y todos se basan en la notación matricial introducida por Petersen en 1965 para describir reacciones químicas (Baetens, 2000):

- **ASM1** (*Activated Sludge Model No. 1*) fue creado en 1987 para describir los procesos de eliminación de materia orgánica y de nitrificación – denitrificación. Se trata de un modelo que utiliza diecinueve parámetros, cinco estequiométricos y el resto cinéticos, para representar ocho procesos que describen el comportamiento de trece especies diferentes (Gernaey y Petersen, 2000).
- **ASM2** (*Activated Sludge Model No. 2*) se presentó en 1994 como una modificación del modelo ASM1 en el que se incluyeron los procesos de eliminación biológica de fósforo, se simplificaron algunos procesos del modelo anterior y se aumentaron hasta diecinueve los procesos y las especies descritas (Henze, 1995).
- **ASM2d** (*Activated Sludge Model No. 2d*) fue presentado a principios de 1999 y es básicamente el mismo modelo ASM2, con la adición del proceso de denitrificación por medio de las bacterias eliminadoras de fósforo (Baetens, 2000).
- **ASM3** (*Activated Sludge Model No. 3*) se presentó a finales de 1999 y es, hasta la fecha, el último de los modelos de la IWA. La novedad del modelo consiste en incorporar los nuevos conocimientos que se tienen sobre el mecanismo de acumulación de fósforo en el interior de las células (Baetens, 2000).

Si bien el primer modelo (ASM1) incluía la descripción dinámica de los lodos activados, su principal objetivo era el estado estacionario. A partir del segundo modelo (ASM2) se ha orientado la modelación fundamentalmente hacia la eliminación de nutrientes y en especial a la eliminación del fósforo, por lo que ha sido necesario mejorar el tratamiento dinámico de estos

modelos. Sin embargo, la modelación de los procesos de eliminación de fósforo es mucho más compleja y ha hecho que estos modelos se conviertan en herramientas muy difíciles de manejar por personas que no sean expertas en modelación y simulación.

2.1.2.- Modelos del Grupo *BioMath*.

Otro de los grupos de trabajo con resultados relevantes a nivel mundial en el desarrollo de modelos dinámicos para el tratamiento biológico de aguas residuales es el Departamento de Matemática Aplicada, Biométrica y Control de Procesos (*BioMath*), perteneciente a la Facultad de Agricultura y Ciencias Biológicas Aplicadas de la Universidad de Gent, Bélgica. Este grupo, encabezado por el Dr. Peter Vanrolleghem, ha trabajado fundamentalmente en el desarrollo de modelos dinámicos que describan el proceso de eliminación de fósforo en lodos activados mediante microorganismos acumuladores (PAO). Generalmente se trata de modelos específicos que surgen como modificaciones de los desarrollados por la IWA, en particular el ASM3, (Vanrolleghem, 2001b) y que han sido reformulados como modelos fenomenológicos en lugar de la descripción matricial original.

2.1.3.- Modelos de la Universidad de Uppsala.

El Grupo de Sistemas y Control de Universidad de Uppsala en Suecia cuenta con una línea de investigación, dirigida por el Dr. Bengt Carlsson, encaminada al desarrollo de modelos matemáticos que describan el funcionamiento dinámico de los sistemas de tratamiento de aguas residuales por lodos activados con el objetivo de su posterior control automático. Estos modelos se basan en el ASM2 de la IWA, con la adición de las ecuaciones de los controladores PID y PI (Lindberg, 1997). Estos modelos fueron descritos utilizando la nomenclatura empleada en el control automático.

2.1.4.- Otros Modelos.

El grupo de trabajo dirigido por la Dra. Aurora Seco de la Facultad de Química en la Universidad de Valencia, España, ha obtenido importantes resultados en la adecuación de los modelos dinámicos de la IWA a esquemas de procesos específicos de eliminación de nutrientes

(A/O, Wuhrman, UCT, Ludzack-Ettinger, BARDENPHO, entre otros) en sistemas de lodos activados. Otro grupo de investigación español que ha obtenido resultados importantes en la modelación del proceso de lodos activados es el perteneciente al Departamento de Física, Química y Expresión Gráfica de la Universidad de León, bajo la tutela del Dr. Antonio Morán. En nuestro país los principales resultados en esta rama se han obtenido por el Centro de Estudio de Ingeniería de Procesos (*CIPRO*) que pertenece a la Facultad de Ingeniería Química del Instituto Superior Politécnico “José Antonio Echeverría” (ISPJAE) bajo la dirección del Dr. Carlos Menéndez (Díaz, 1997). Sin embargo, los principales aportes de *CIPRO* a la modelación matemática y simulación de depuradoras han estado orientados a los sistemas naturales, fundamentalmente a las lagunas de estabilización. Por otro lado el Centro de Tecnología Apropriada en Saneamiento (*SANITEC*), fundado en 1996 en la ciudad de Guantánamo por el Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos de Cuba, tiene entre sus líneas de trabajo el desarrollo de modelos matemáticos de procesos de depuración, aunque su principal actividad ha estado encaminada a los humedales artificiales y al agua de consumo.

3.- OBJETIVO

El turismo, la llamada "industria sin humo", se suele ver como uno de los renglones más ecológicos de la economía pues no genera residuos tóxicos, no existen escapes de gases dañinos y acerca al turista a la naturaleza del país. Sin embargo, el creciente desarrollo de la industria turística contribuye de forma notable al deterioro ambiental, fundamentalmente por los efluentes líquidos que son generados en gran magnitud en la actividad diaria de hoteles, restaurantes y cafeterías, entre otros. Estos residuos líquidos son tratados en muchos casos en plantas depuradoras pero no siempre con la calidad requerida por el medio receptor como se ha podido demostrar en trabajos previos (Romero, 1998; Martínez, 1998; Thabet, 1998; Benítez y Martínez, 2002c); pues aunque fueron diseñadas para un funcionamiento óptimo, estas han sido modificadas tecnológicamente y en muchos casos los caudales que se alimentan han aumentado considerablemente (Martínez *et al.*, 2002).

Muchas de estas plantas pueden recuperar el funcionamiento óptimo readaptando su forma de operación (*retrofit*) (Benítez y Martínez, 2000; Rousseau y Verdonck, 2001b) o realizándoles pequeñas innovaciones tecnológicas al sistema (*revamp*) (Rusten y Siljudalen, 1996; Rousseau y Verdonck, 2001a) sin llegar a realizar una gran inversión de ampliación o modernización. Sin embargo tanto la readaptación como el enmiendo requieren de pruebas y tanteos que conduzcan a la eficiencia máxima, los cuales resultan casi imposibles de llevar a cabo en una estación depuradora real en funcionamiento. Brekke y Moxnes (2002) demuestran que la solución más económica para comprobar variantes de *retrofit* o de *revamp* hasta encontrar la óptima es mediante modelos matemáticos que describan el comportamiento de estas plantas.

En un sistema biológico de tratamiento de aguas residuales urbanas se precisa de un riguroso control del proceso, que permita mantener las condiciones que favorezcan el crecimiento y desarrollo de una flora microbiana capaz de degradar los contaminantes presentes en el agua.

Para esto se precisa de un modelo matemático con el cual definir las condiciones óptimas del medio y predecir las características de salida del efluente ante cambios en el sistema.

Por lo antes expuesto se propone como **objetivo** de esta investigación:

Desarrollar modelos que reflejen la dinámica del sistema y permitan coadyuvar a una mejor operación de las plantas existentes, entendiendo por esto que los operadores puedan actuar con una lógica que le permitan ser eficaces y eficientes.

Para dar cumplimiento a este objetivo general, la investigación se subdivide en 3 etapas, cuyos objetivos parciales son:

- Aplicar la metodología de dinámica de sistemas al proceso de depuración por lodos activados para la obtención del diagrama de Forrester correspondiente.
- Implementar el diagrama de Forrester en un software apropiado para la dinámica de sistemas.
- Comprobar la calidad del modelo y su sensibilidad ante cambios de sus parámetros.
- Optimizar la estabilidad dinámica de un caso de estudio, después de ocurrir una perturbación.

4.- DESCRIPCIÓN

Para la calibración y puesta a punto del modelo se utilizaron los datos experimentales provenientes de la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) por lodos activados aledaña al Complejo Turístico “Sol Palmeras”, perteneciente a la empresa Aguas Varadero S.A.

Esta depuradora se encuentra ubicada en el balneario de Varadero, en la Península de Hicacos, al norte de la provincia de Matanzas (figura 4.1) y vierte su efluente hacia la Bahía de Cárdenas.



Figura 4.1. Ubicación geográfica de la EDAR “Sol Palmeras” en Varadero, provincia de Matanzas.

La Península de Hicacos es una lengua de tierra rodeada por mar, de unos de 22 km de largo y una anchura promedio de 700 m. Es el punto más septentrional de Cuba y su extremo roza el Trópico de Cáncer. Toda la costa norte es una excelente playa que se extiende de manera ininterrumpida por 22,6 km, lo que la convierte en el principal polo turístico del país. En la actualidad existen 13000 capacidades hoteleras y antes del año 2005 crecerán en otras 5000,

con una producción total de aguas residuales estimada en los 7000 m³ diarios, los cuales deben ser depurados antes de verterlos o reutilizarlos.

La EDAR “Sol Palmeras” se encuentra a la derecha de la Autopista Sur, en el kilómetro 15 (figura 4.2) y brinda servicios a los hoteles “Sol Palmeras” (607 habitaciones), “Meliá Varadero”(490 habitaciones) y “Meliá Las Américas” (340 habitaciones) y al Centro Internacional de Convenciones “Plaza América”. El caudal de agua residual que producen estas instalaciones puede alcanzar, en temporada de alta turística, 1000 m³/día; lo cual no sobrepasa la capacidad de diseño del sistema.



Figura 4.2. Detalle de la localización de la EDAR “Sol Palmeras” dentro del balneario Varadero.

El diagrama de flujo de esta EDAR se muestra en la figura 4.3. El sistema comienza con la operación de desbaste, donde ocurre la separación de los sólidos por medio un tamiz continuo de malla de acero inoxidable de 2 mm de diámetro. El agua libre de sólidos groseros se somete a la operación de desgrase por flotación mediante una trampa provista de un tabique deflector para la colección de las grasas en la superficie del líquido. Como se planteó en el capítulo introductorio, estas etapas son de elevada eficiencia y no influyen significativamente en la calidad del efluente final.

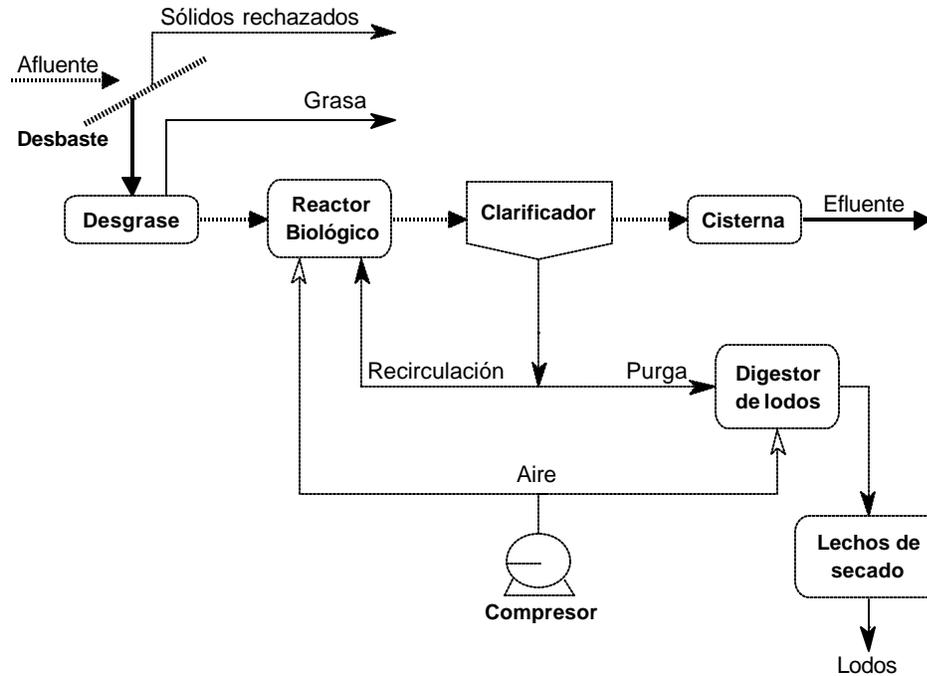


Figura 4.3. Diagrama de flujo de la EDAR “Sol Palmeras”.

Como sistema de tratamiento secundario la planta dispone de un proceso de lodo activado el cual está compuesto de un reactor biológico aireado y de un clarificador. La eficiencia de toda la planta depende casi en un cien por cien de esta etapa.

En el diagrama de la figura 4.4 se describen los detalles de este proceso. El agua proveniente de la operación de desgrase se une con una corriente de lodos que se recircula y pasan al reactor biológico donde se crean las condiciones de oxigenación necesarias para que los microorganismos del lodo oxiden la materia orgánica y la transformen en nuevas células.

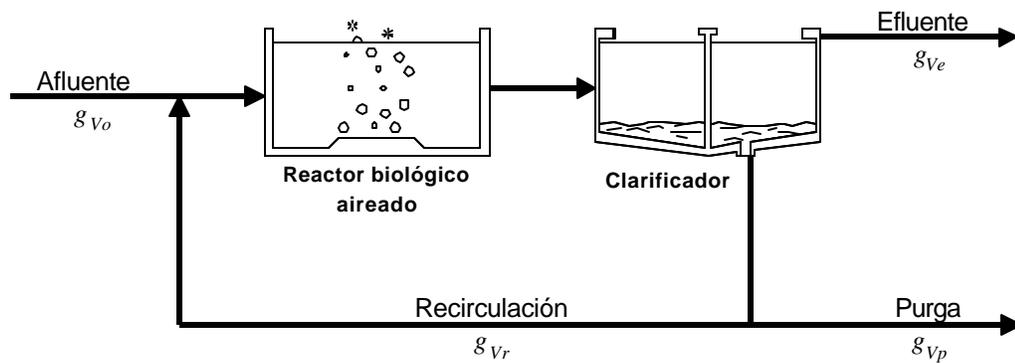


Figura 4.4. Esquema del sistema de tratamiento secundario por lodos activados.

El reactor biológico posee una capacidad efectiva de 350 m^3 y está compuesto de tres secciones (figura 4.5).



Figura 4.5. Imagen de dos de las tres secciones del reactor biológico.

Este reactor está dividido por dos tabiques interiores que delimitan las tres secciones de 3.00 m de ancho por 9.25 m de largo y 4.00 m de profundidad cada una, como se detalla en la figura 4.6.

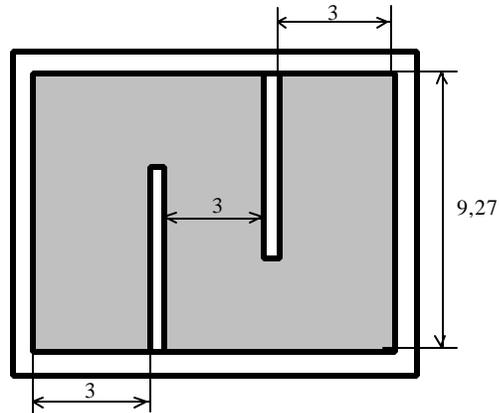


Figura 4.6. Vista superior del reactor biológico de la EDAR (dimensiones expresadas en metros).

El sistema de aireación del reactor biológico es por el fondo, como se ilustra en la figura 4.7. La red de aire está distribuida equitativamente en cada sección, con un total de 252 difusores, los cuales son de cerámica porosa, del tipo *Norton* en forma de domos de 0,2 m de diámetro, asentados sobre una parrilla de tubos de PVC de 0,11 m de diámetro. El aire se suministra a razón de 900 000 m³/h, por dos compresores de pistón los cuales garantizan la demanda de aire de toda la planta.



Figura 4.7. Red de tuberías y difusores del sistema de aireación del reactor biológico.

En el borde superior opuesto a la entrada de caudal se encuentra un canal de reboso que conducen el agua rica en lodos a la operación de sedimentación, la cual ocurre en un clarificador rectangular aledaño al reactor. El clarificador termina en tres secciones troncopiramidales de 3 m de largo, 4 m de ancho y 4 m de profundidad (figura 4.8). El tiempo de retención hidráulico

en el tratamiento secundario oscila alrededor de las 10 horas y de aquí el agua clarificada es almacenada en una cisterna y posteriormente pasa al tratamiento terciario consistente en una filtración con zeolita.

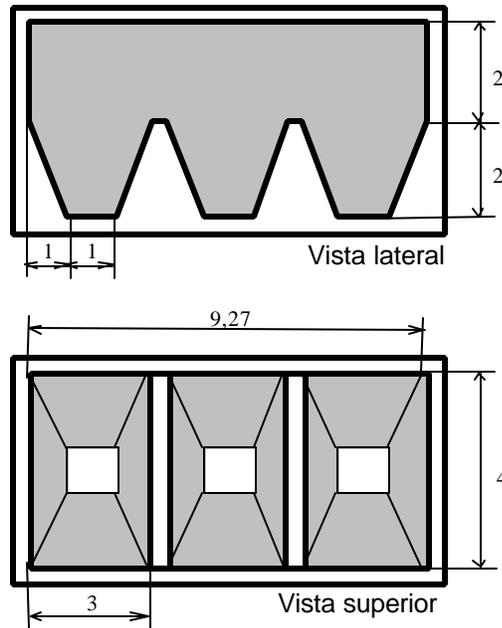


Figura 4.8. Vista lateral y superior del clarificador de la EDAR (dimensiones expresadas en metros).

Los lodos purgados del clarificador pasan a un digestor aerobio con una capacidad de 140 kg/día y un tiempo de retención hidráulico de 2,17 días y finalmente son bombeados a un lecho de secado solar (figura 4.9) formados por áridos de diferente granulometría cubiertos de ladrillo de junta abierta.



Figura 4.9. Lechos de secado de lodos.

Todo el tratamiento secundario de la EDAR de “Sol Palmeras” se encuentra bajo techo. Esto repercute de manera muy favorable en la puesta a punto de modelos matemáticos, ya que se elimina el efecto de variables meteorológicas tales como radiación solar, viento, lluvia, entre otras. Otro aspecto que favorece la calibración de modelos matemáticos en esta estación es la gran disponibilidad de datos que existen de la misma. Durante más de una década diferentes investigadores han realizado la caracterización exhaustiva tanto del afluente como del efluente (Thabet, 1998; Martínez, 1998, 2002; Benítez y Martínez, 2002c; Martínez *et al.*, 2002). En el año 1996 se realizó un *scale down* del tratamiento secundario y a partir de este se construyó el sistema reactor biológico – clarificador a escala piloto, lo cual permitió realizar un estudio cinético del proceso biológico que concluyó con la determinación de los coeficientes cinéticos (Martínez y Berrios, 1996).

5.- MATERIAL Y MÉTODOS

Del análisis realizado en el capítulo introductorio se puede concluir que existen varias metodologías para describir dinámicamente un sistema, pero en todas ellas hay una serie de operaciones generales que se deben realizar de manera consecutiva durante el desarrollo del modelo y que conforman la base de todas.

Checkland (1999) agrupó esta secuencia de operaciones generales en una única metodología que se adapta de manera muy satisfactoria al estudio de cualquier sistema y que consta de los siguientes pasos:

- Identificación de los elementos y relaciones fundamentales.
- Diseño del diagrama causal.
- Diseño del diagrama de Forrester.
- Definición precisa de cada magnitud.
- Diseño del sistema de ecuaciones que conforma el modelo y la simulación.
- Calibrado del modelo.
- Análisis de sensibilidad.
- Evaluación del modelo y utilización.

Los elementos que componen un sistema pueden ser agrupados, según sus relaciones funcionales, en *flujos* de materiales, energía o información que circulan entre las *variables de estado* y que son regulados mediante otros elementos que actúan como *válvulas*. Las discrepancias entre el tiempo y las velocidades de circulación de los flujos se expresa como *retardos* (Martínez y Requena, 1986). La representación formal de estas relaciones funcionales se realiza mediante diagramas causales. Es muy importante tener en cuenta la mutua influencia entre los dos factores, ya que éste es uno de los casos más frecuentes.

El diagrama de Forrester constituye el modelo gráfico del sistema. Es un diagrama causal, pero que incluye válvulas que regulan los flujos que se intercambian entre variables y parámetros;

también se incluyen niveles, retardos, bucles, etc. que le dan características similares a las de un modelo matemático. Los símbolos utilizados en estos diagramas (Anexo 2) tienen carácter estándar y similar a los utilizados en la ingeniería hidráulica (Vanwelden, 2000).

Cada símbolo en el diagrama de Forrester tiene un equivalente matemático, por lo que construir el modelo, una vez que ha sido diseñado correctamente el diagrama, se resume en una traducción de símbolos a un lenguaje matemático. Sin embargo, en la actualidad se cuenta con varios softwares que realizan esta tarea e incluso la posterior simulación.

5.1.- IDENTIFICACIÓN DE LOS ELEMENTOS Y RELACIONES FUNDAMENTALES.

En cualesquiera de los estudios implicados en el desarrollo del modelo de dinámica de sistemas se requiere que estén bien identificados y definidos los elementos fundamentales del sistema. En el capítulo introductorio se concluye que los elementos cruciales de un sistema de tratamiento biológico de aguas residuales son el crecimiento celular y el consumo de sustrato. El primero a expensas del segundo; ya sea la materia orgánica, expresada como DBO_5 y que se denota como DBO_5 , que se oxida por medio de los microorganismos heterótrofos, cuya concentración denotaremos por X_h ; o el nitrógeno amoniacal total, cuya concentración denotamos por NH_3 , degradado por las bacterias heterótrofas nitrificantes, cuya concentración denotamos por X_n . En ambos casos la muerte de los microorganismos produce una reducción de la biomasa activa presente en el lodo y un incremento de la biomasa inerte, cuya concentración denotamos por X_i .

Otra conclusión que puede ser extraída de análisis realizado en la introducción es que factores como la concentración de sustrato, la concentración de biomasa activa y la temperatura del medio poseen una marcada influencia en la cinética de la reacción.

5.2.- DISEÑO DEL DIAGRAMA CAUSAL.

Una vez definidos los elementos fundamentales del sistema, se procede a mostrar gráficamente sus relaciones funcionales mediante el diagrama causal. Este diagrama es en sí un modelo, en la

medida que supone hacer una descripción gráfica del sistema, de manera mucho más formal que la descripción lingüística, pero menos precisa que un sistema de ecuaciones matemáticas. En el diagrama causal aparecen formalizados los elementos del sistema y se establecen las relaciones entre ellos, haciendo constar cuál es el signo de variación esperado entre cada par de elementos. Los elementos pasan a denominarse magnitudes a través de las variables y los parámetros; estableciéndose las relaciones existentes entre ellos mediante flechas que van desde la magnitud influyente hacia la influida. Un signo positivo o negativo junto a la saeta indica cuál es el tipo de variación esperada para cada magnitud, mientras que un círculo con un signo dentro de cada lazo indica el comportamiento de éste (Martínez y Requena, 1986; Benítez y Martínez, 2002a). Cuando ambas saetas poseen el mismo signo, es decir que un incremento (decremento) en una de las variable conlleva al mismo efecto en la otra y viceversa, el lazo formado entre ambas es del tipo *inflacionista* o *explosivo* y se representa con un signo positivo en su interior. En caso contrario, cuando ambas saetas poseen signos diferentes, el lazo formado entre ambas es del tipo *deflacionista* o *depresivo* y se representa con un signo negativo en su interior. En los lazos de tipo deflacionistas las variables que lo componen tienden a estabilizarse en un valor. Cuando todos los lazos que forman el diagrama causal son de tipo deflacionistas se está en presencia de un sistema capaz de recuperar la estabilidad frente a perturbaciones.

En el diagrama causal del sistema de tratamiento biológico de aguas residuales deben ser estudiadas las relaciones funcionales entre los elementos fundamentales: crecimiento celular y consumo de sustrato, así como la influencia de la temperatura sobre estos (figura 5.1):

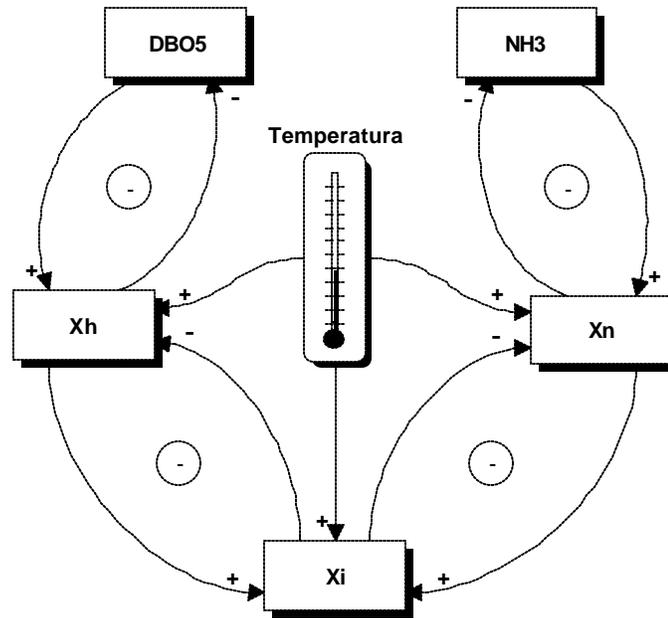


Figura 5.1. Diagrama causal del sistema de tratamiento biológico.

Del análisis de este diagrama se concluye que los cuatro ciclos poseen relaciones deflacionistas, lo que hace que el sistema sea depresivo, de manera que las cinco variables tienden a alcanzar valores estables en el tiempo.

5.3.- DISEÑO DEL DIAGRAMA DE FORRESTER.

Los modelos de dinámica de sistemas constituyen un grupo particular de modelos matemáticos. Por tanto, poseen todas las características generales de estos. Sin embargo, tienen peculiaridades propias, del tipo formal, que los identifican.

Las características propias de estos modelos han sido enunciadas por J. Forrester, al que debe considerarse como creador de esta metodología de modelación. Forrester introduce un símil hidrodinámico para ilustrar el comportamiento de los sistemas dinámicos, y a partir de ahí elige símbolos afines para representar las distintas características estructurales y funcionales de los sistemas (Martínez y Requena, 1986).

En la figura 5.2 se puede apreciar el símil propuesto. Este consiste en varios depósitos que contienen cierto líquido. Los depósitos están interconectados por válvulas y su nivel fluctúa con

el tiempo, llenándose o vaciándose en consecuencia de los flujos que entren y/o salgan de cada uno. La apertura o cierre de las válvulas puede hacerse por decisiones ligadas a la altura del líquido en los diferentes depósitos (ver flotador y lazo de control en el recipiente B) o por decisiones externas (por ejemplo, transcurrido un período de tiempo determinado). Es decir, el valor de cada flujo depende de los valores de algunos niveles, de decisiones externas y, sobre todo, de las características constantes de la red (por ejemplo, diámetro de los conductos y rugosidad, entre otros). A su vez, el valor de los niveles es consecuencia de los flujos de entrada y de salida.

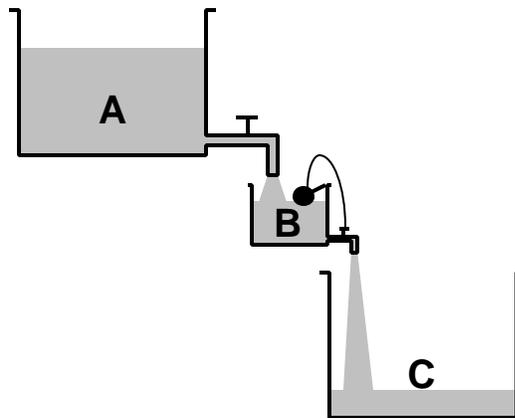


Figura 5.2. Símil hidráulico de Forrester.

En muchos sistemas donde la entrada y la salida son continuas y no existe el peligro de que se agoten o se llenen respectivamente, como en el caso de la figura 5.2 donde la fuente (recipiente A) y el sumidero (recipiente C) son de dimensiones tan grandes que el nivel de líquidos en ellos permanece casi constante durante el estudio, estos niveles son tratados como nubes. En el diagrama de Forrester los elementos cruciales donde existe acumulación (recipientes) se definen como niveles (ya que es el nivel del líquido lo que resulta de interés estudiar) y el canal de transmisión de un nivel a otro se define como flujo y está formado por el flujo propiamente dicho y la válvula, por lo que es frecuente denominar flujo a ambas cosas. Los flujos pueden ser mayores o menores según el grado de apertura de las válvulas de control.

Todos los símbolos utilizados en los diagramas de Forrester son de carácter estándar y representan a cada uno de los componentes del sistema hidráulico, como se muestra en el Anexo 2.

Utilizando esta simbología, el símil hidrodinámico mostrado en la figura 5.2 puede ser representado mediante el diagrama de Forrester de la figura 5.3.

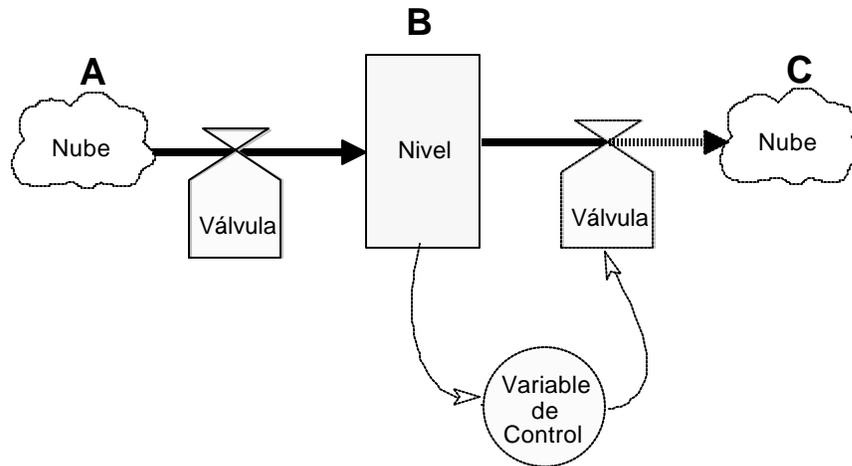


Figura 5.3. Diagrama de Forrester del símil hidráulico.

El interés del símil hidrodinámico reside en que éste constituye una analogía de un sistema de ecuaciones diferenciales ordinarias de primer orden y que, alternativamente, todo sistema dinámico descrito por ecuaciones diferenciales de primer orden puede representarse con ayuda de un símil de esta naturaleza. Un sistema físico real en estado dinámico reducido a un diagrama de Forrester es una representación esquemática del modelo matemático que lo describe, constituido por un sistema de ecuaciones diferenciales ordinarias y ecuaciones algebraicas auxiliares (Martínez y Requena, 1986).

Al aplicar esta metodología a sistemas complejos que involucran una gran cantidad de elementos proponemos dos pasos intermedios que, a criterio del autor, simplifican la tarea de desarrollar el diagrama de Forrester:

- Realizar una primera aproximación al diagrama de Forrester, representando solo los elementos cruciales (niveles) analizados en el diagrama causal y los flujos que se establecen entre ellos.

- Dividir el diagrama por secciones e ir incorporando los restantes elementos que intervienen en cada una de estas hasta completar los modelos individuales de las mismas. Finalmente, integrar todas la secciones en un diagrama único.

Para esta última tarea recomendamos limitar las secciones a los elementos comprendidos entre dos niveles o entre una nube y un nivel.

Una primera aproximación al modelo del sistema biológico de tratamiento de aguas residuales partiendo del diagrama causal se muestra en la figura 5.4.

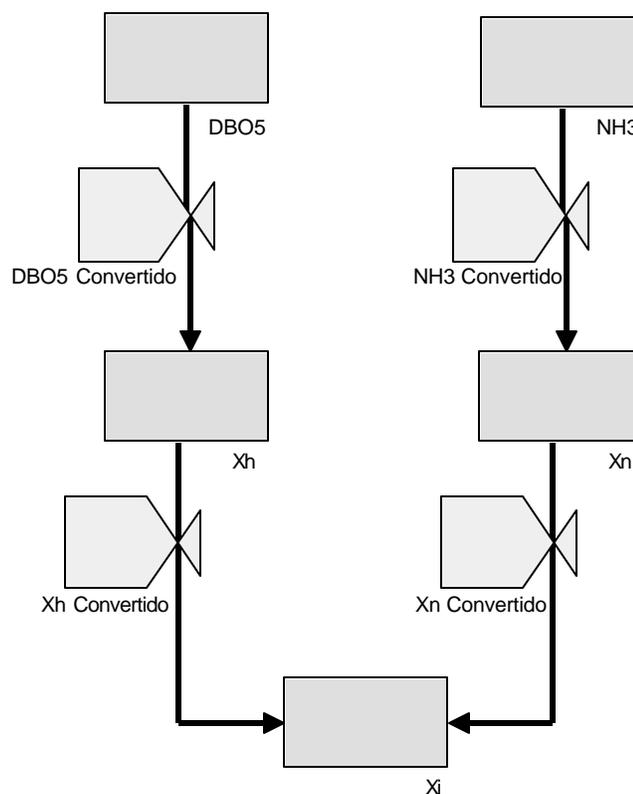


Figura 5.4. Diagrama de Forrester general del sistema biológico de tratamiento.

En la figura 5.4 los niveles de materia orgánica (DBO_5) y de nitrógeno amoniacal (NH_3) son degradados y transformados en microorganismos heterótrofos (X_h) y autótrofos nitrificantes (X_n) respectivamente. La conversión es regulada por las válvulas DBO_5 _Convertido y

$NH_3_Convertido$ que operan según la cinética de Monod analizada en el capítulo introductorio. La muerte de microorganismos heterótrofos y autótrofos activos y su transformación en biomasa inerte (X_i) a través de las válvulas $Xh_Convertido$ y $Xn_Convertido$ sigue el comportamiento de la descomposición endógena.

Sin embargo, en esta primera aproximación al modelo definitivo se omiten todas las variables endógenas y exógenas así como las constantes que influyen significativamente en el comportamiento dinámico del sistema. Para el desarrollo del modelo final resulta conveniente dividir al sistema en las siguientes secciones: entrada de materia orgánica, consumo de materia orgánica y crecimiento de microorganismos heterótrofos, disminución de microorganismos heterótrofos, consumo de nitrógeno amoniacal y crecimiento de microorganismos nitrificantes, disminución de microorganismos nitrificantes y disminución de microorganismos inertes.

5.3.1.- Entrada de materia orgánica.

Para desarrollar la modelación de la etapa de entrada de materia orgánica al sistema de tratamiento se definen los siguientes aspectos:

- La materia orgánica proviene de una fuente inagotable, es decir, la entrada de agua residual a la planta está garantizada durante el período de simulación.
- El flujo de entrada de DBO_5 al sistema sigue un perfil predeterminado que varía temporalmente como se indica en las figuras 1.1 y 1.2, ya sea de forma diaria o estacional
- La entrada de DBO_5 oscila entre un valor mínimo y uno máximo que son constantes durante el período de estudio.

Con la información anterior se diseña la sección del diagrama de Forrester correspondiente a la entrada de materia orgánica (figura 5.5), cuya simbología se explica en el Anexo 2.

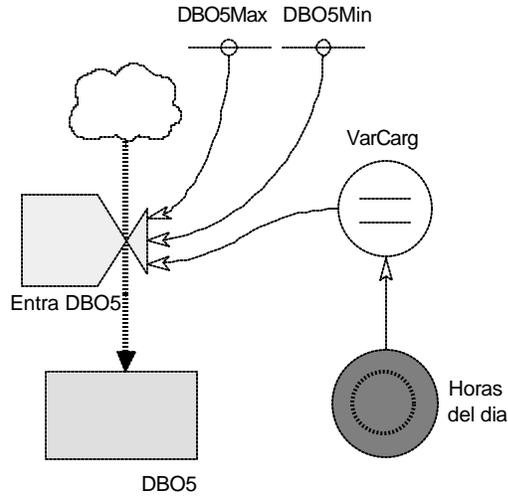


Figura 5.5. Diagrama de Forrester para la entrada de materia orgánica.

En la figura 5.5 se muestra el flujo de materia orgánica que entra controlado por la válvula *Entra_DBO5* y se acumula en el nivel *DBO5*. Las constantes *DBO5Max* y *DBO5Min* imponen los límites de apertura y cierre de la válvula y la relación no lineal *VarCarg* la forma en que la válvula controla la entrada de la DBO_5 durante un día, correspondiendo a un polinomio de grado 6 ajustado a los datos de la Figura 1.2 y cuyo coeficiente de regresión R^2 es de 0.976. Para períodos mayores de un día se necesita la variable externa *Horas_del_dia* que transforma el tiempo en períodos de 24 horas. Matemáticamente estos parámetros resultan:

$$Horas_del_dia = TIME - INT \left(\frac{TIME}{24} \right) \cdot 24 \quad (5.1)$$

$$\begin{aligned} VarCarg = & -1,59 \cdot 10^{-6} \cdot Horas_del_dia^6 \\ & + 1,09 \cdot 10^{-4} \cdot Horas_del_dia^5 \\ & + 2,72 \cdot 10^{-3} \cdot Horas_del_dia^4 \\ & + 0,028 \cdot Horas_del_dia^3 \\ & - 0,105 \cdot Horas_del_dia^2 \\ & - 8,58 \cdot 10^{-3} \cdot Horas_del_dia + 0,675 \end{aligned} \quad (5.2)$$

$$Entra_DBO5 = VarCarg (DBO5Max - DBO5Min) + DBO5Min \quad (5.3)$$

tico de Monod para el crecimiento microbiano representado por la variable r_{DBO5} . Como se analizó en el capítulo inicial, la producción de células microbianas ocurre a expensas del consumo de sustrato siguiendo una relación estequiométrica específica que depende de la constante de conversión másica de sustrato Y_{DBO5} , por lo que existe un flujo secundario que consume $DBO5$ pero no se convierte en biomasa y es regulado por la válvula $DBO5_{Perdido}$. La variable cinética r_{DBO5} se ve afectada por la temperatura de operación, que varía diariamente según el patrón mostrado en la Figura 1.3. Las ecuaciones matemáticas que describen estos parámetros son:

$$Temp = f(Horas_del_dia) \quad (5.4)$$

$$r_{DBO5} = \left(\frac{r_{max_DBO5} \cdot DBO5 \cdot Xh}{Ks_DBO5 + DBO5} \right) \cdot Theta^{(Temp-20)} \quad (5.5)$$

$$DBO5_Convertido = Y_{DBO5} \cdot r_{DBO5} \quad (5.6)$$

$$DBO5_{Perdido} = (1 - Y_{DBO5}) \cdot r_{DBO5} \quad (5.7)$$

5.3.3.- Disminución de microorganismos heterótrofos.

En la etapa de disminución de microorganismos heterótrofos por muerte y extracción se hacen las siguientes consideraciones:

- El flujo de microorganismos heterótrofos que se transforma en microorganismos inertes sigue el comportamiento de la descomposición endógena tratado en el capítulo inicial.
- La descomposición endógena se ve afectada por la variación diaria y/o estacional de la temperatura, siguiendo un perfil similar al indicado en la Figura 1.3.
- Parte de los microorganismos heterótrofos pueden ser extraídos como purga del clarificador, en el caso de los lodos activados; o mantenerse en el sistema, si se trata de lagunas de oxidación.

Partiendo de estas consideraciones se diseña la sección del diagrama de Forrester para la disminución de microorganismos heterótrofos (figura 5.7).

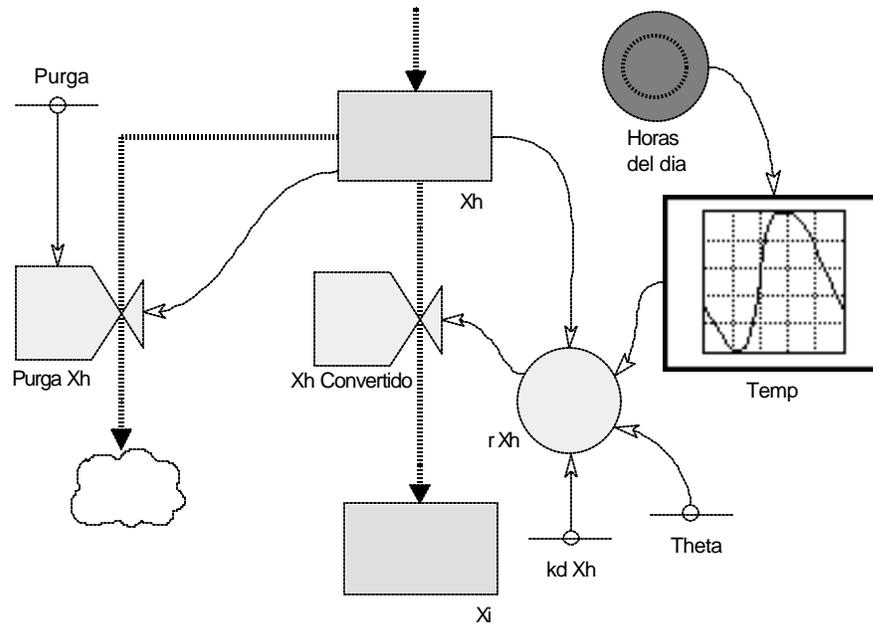


Figura 5.7. Diagrama de Forrester para la disminución de microorganismos heterótrofos.

En la figura 5.7 el nivel de microorganismos heterótrofos Xh se ve disminuido por dos flujos, la purga de lodos que se realiza en el clarificador controlado por la válvula $Purga_Xh$, y de la descomposición endógena de la biomasa heterótrofa activa con la correspondiente acumulación de biomasa inerte en el nivel Xi a través de la válvula $Xh_Convertido$ que se regula mediante el modelo de descomposición endógena descrito por la variable r_Xh . Los modelos matemáticos correspondientes son:

$$r_Xh = (kd_Xh \cdot Xh) \cdot Theta^{(Temp-20)} \quad (5.8)$$

$$Xh_Convertido = r_Xh \cdot Y_Xh \quad (5.9)$$

$$Purga_Xh = Xh \cdot Purga \quad (5.10)$$

5.3.4.- Entrada de nitrógeno amoniacal.

De manera análoga a la etapa de entrada de materia orgánica, para la entrada de nitrógeno amoniacal al sistema de tratamiento se definen las siguientes consideraciones:

- El nitrógeno amoniacal proviene de una fuente inagotable durante el período de simulación.

- El flujo de entrada de nitrógeno amoniacal al sistema, diario o estacional, sigue un perfil similar al mostrado en las Figuras 1.1-1.2.
- La entrada de nitrógeno amoniacal oscila entre un valor mínimo y uno máximo que son constantes durante el período de estudio.

El diagrama de Forrester correspondiente se muestra en la figura 5.8.

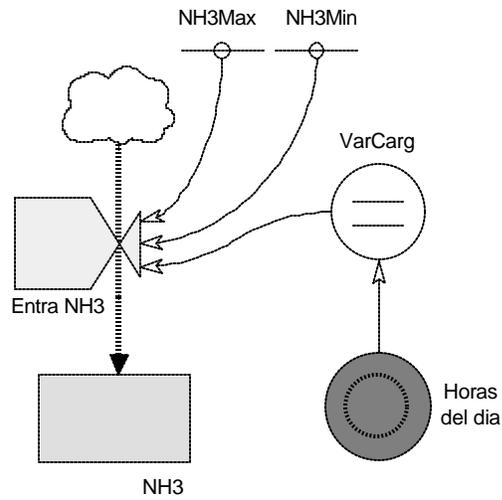


Figura 5.8. Diagrama de Forrester para la entrada de nitrógeno amoniacal.

En la figura 5.8 se muestra el flujo de nitrógeno amoniacal que entra controlado por la válvula *Entra_NH3* y se acumula en el nivel *NH3*. Las constantes *NH3Max* y *NH3Min* imponen los límites de apertura y cierre de la válvula mientras que la relación no lineal *VarCarg* la forma en que la válvula controla la entrada. La representación matemática de estos parámetros es:

$$Entra_NH3 = VarCarg (NH3Max - NH3Min) + NH3Min \quad (5.11)$$

5.3.5.- Consumo de nitrógeno amoniacal y crecimiento de microorganismos.

Para la modelación del consumo de nitrógeno amoniacal y del correspondiente crecimiento de microorganismos autótrofos nitrificantes se requieren las siguientes consideraciones:

- El flujo de nitrógeno amoniacal se transforma en microorganismos nitrificantes siguiendo el comportamiento cinético de Monod.

- No existen sustancias ni procesos inhibidores del crecimiento de microorganismos nitrificantes que puedan afectar la cinética de Monod.
- La reacción se ve afectada por la variación diaria y/o estacional de la temperatura, siguiendo un perfil similar al indicado en la Figura 1.3.

El diagrama de Forrester correspondiente se muestra en la figura 5.9.

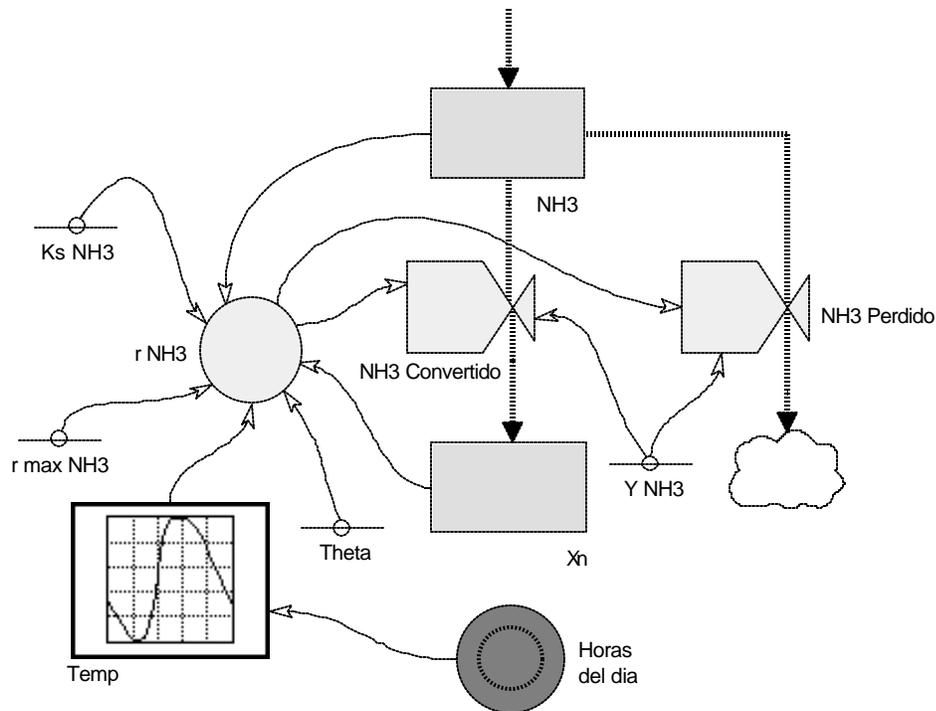


Figura 5.9. Diagrama de Forrester para el consumo de nitrógeno amoniacal.

En el nivel NH_3 de la figura 5.9 existe una desacumulación, a través de la válvula $NH_3_Convertido$, debido al consumo de nitrógeno amoniacal por los microorganismos autótrofos, con el consiguiente incremento del nivel X_n . La válvula se controla con el modelo cinético de Monod para el crecimiento microbiano representado por la variable r_{NH_3} . El flujo secundario que consume NH_3 pero no se convierte en biomasa es regulado por la válvula $NH_3_Perdido$. La variable cinética r_{NH_3} se ve afectada por la temperatura de operación. Las ecuaciones matemáticas que describen estos parámetros son:

$$r_{NH3} = \left(\frac{r_{max_NH3} \cdot NH3 \cdot Xn}{Ks_NH3 + NH3} \right) \cdot \Theta^{(Temp-20)} \quad (5.12)$$

$$NH3_Convertido = Y_{NH3} \cdot r_{NH3} \quad (5.13)$$

$$NH3_Perdido = (1 - Y_{NH3}) \cdot r_{NH3} \quad (5.14)$$

5.3.6.- Disminución de microorganismos nitrificantes.

En la etapa de disminución de microorganismos nitrificantes por muerte y extracción se hacen las siguientes consideraciones:

- El flujo de microorganismos autótrofos nitrificantes que se transforma en microorganismos inertes sigue el comportamiento de la descomposición endógena analizado previamente.
- La descomposición endógena se ve afectada por la variación diaria y/o estacional de la temperatura.
- Parte de los microorganismos nitrificantes pueden ser extraídos como purga del clarificador, en el caso de los lodos activados; o mantenerse en el sistema, si se trata de lagunas de oxidación.

Partiendo de estas consideraciones se diseña la sección del diagrama de Forrester (figura 5.10).

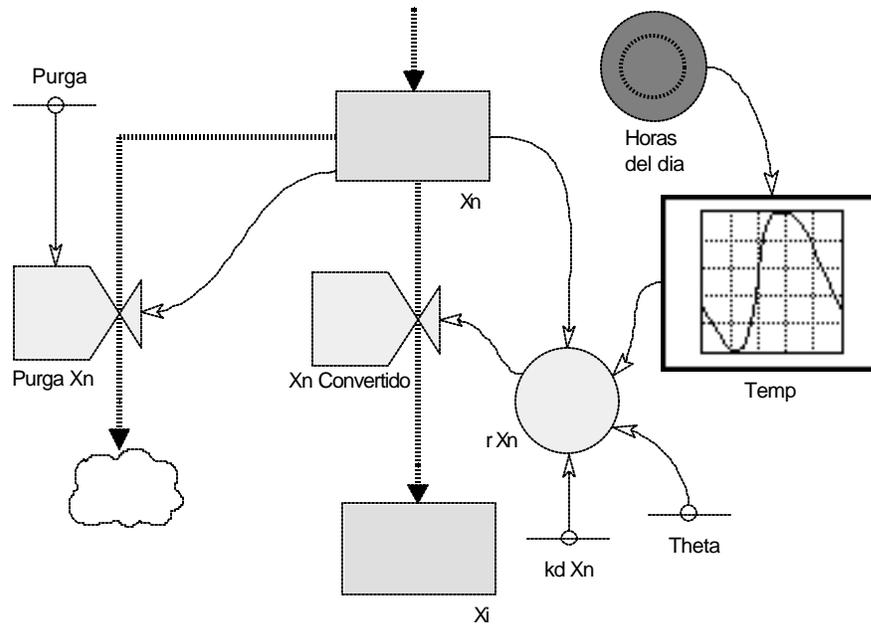


Figura 5.10. Diagrama de Forrester para la disminución de microorganismos nitrificantes.

El nivel de microorganismos autótrofos nitrificantes X_n se ve disminuido por dos flujos, la purga de lodos que se realiza en el clarificador regulada por la válvula $Purga_X_n$, y de la descomposición endógena de la biomasa nitrificante con la correspondiente acumulación de biomasa inerte en el nivel X_i a través de la válvula $X_n_Convertido$ que se regula mediante el modelo de descomposición endógena descrito por la variable r_X_n . Los modelos matemáticos correspondientes son:

$$r_X_n = (kd_X_n \cdot X_n) \cdot Theta^{(Temp-20)} \quad (5.15)$$

$$X_n_Convertido = r_X_n \cdot Y_X_n \quad (5.16)$$

$$Purga_X_n = X_n \cdot Purga \quad (5.17)$$

5.3.7.- Disminución de microorganismos inertes.

Tanto los microorganismos heterótrofos como los autótrofos nitrificantes una vez muertos pasan a formar parte de la biomasa inerte que, junto con la biomasa activa conforman el lodo. La disminución de microorganismos inertes se debe a la purga que se realiza en el clarificador. El diagrama de Forrester correspondiente se muestra en la figura 5.11.

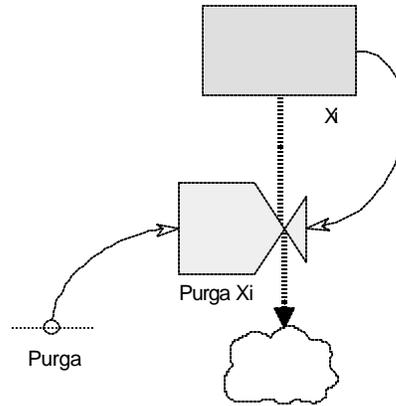


Figura 5.11. Diagrama de Forrester para la disminución de microorganismos inertes.

En la figura 5.11 se muestra como el nivel de microorganismos inertes X_i disminuye por el flujo purgado a través de la válvula $Purga_X_i$ cuyo modelo es:

$$Purga_X_i = X_i \cdot Purga \quad (5.18)$$

Finalmente, integrando todas las secciones modeladas por separado anteriormente se obtiene el diagrama de Forrester que representa el funcionamiento del sistema de lodos activados (figura 5.12). De este diagrama se obtiene el modelo dinámico de los niveles, conformado por un sistema de cinco ecuaciones diferenciales ordinarias:

$$\frac{dDBO5}{dt} = Entra_DBO5 - DBO5_convertido - DBO5_Perdido \quad (5.19)$$

$$\frac{dXh}{dt} = DBO5_convertido - Xh_convertido - Purga_Xh \quad (5.20)$$

$$\frac{dNH3}{dt} = Entra_NH3 - NH3_convertido - NH3_Perdido \quad (5.21)$$

$$\frac{dXn}{dt} = NH3_convertido - Xn_convertido - Purga_Xn \quad (5.22)$$

$$\frac{dX_i}{dt} = Xh_convertido + Xn_convertido - Purga_X_i \quad (5.23)$$

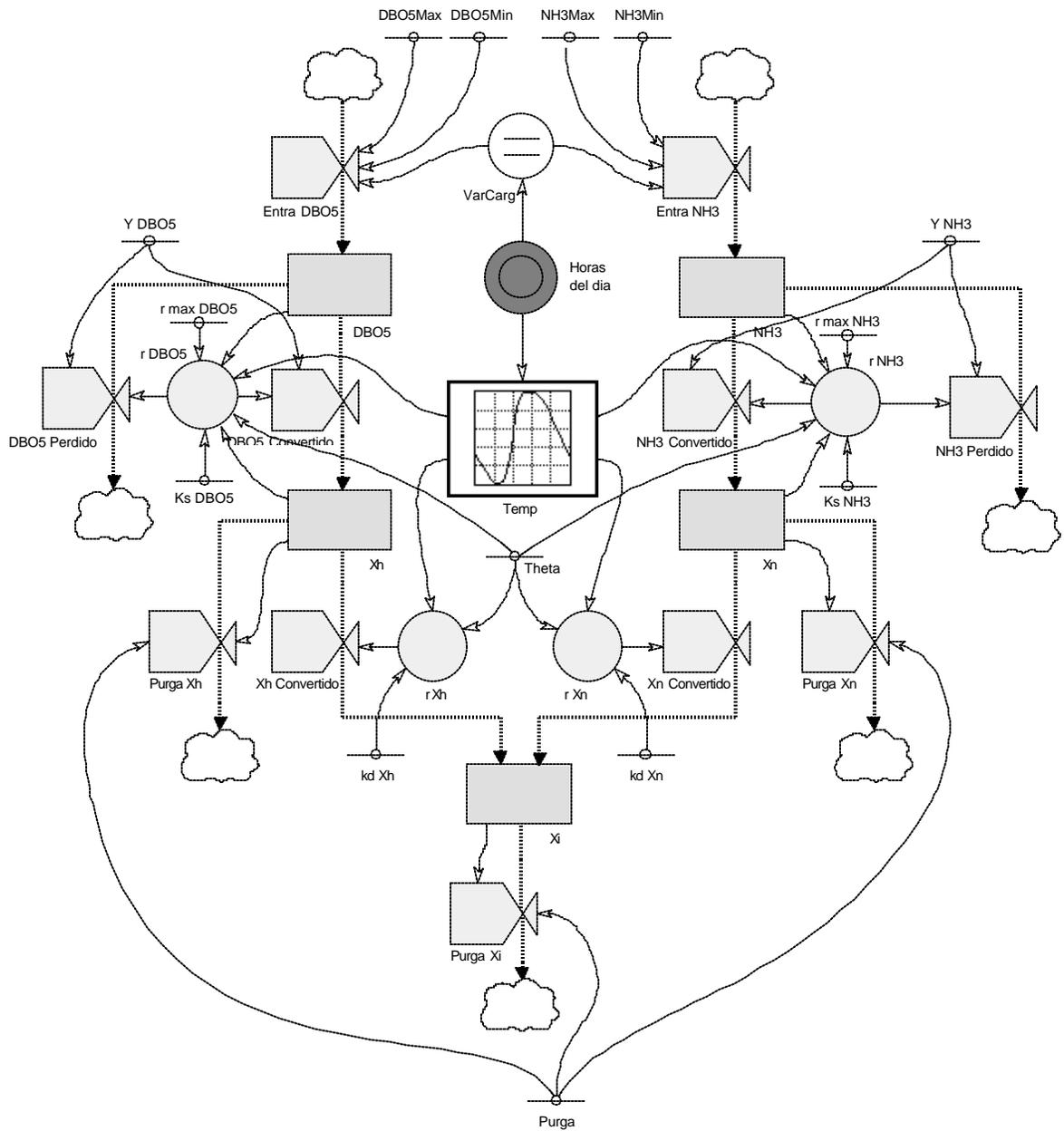


Figura 5.12. Diagrama de Forrester del sistema de lodos activados.

5.4.- DEFINICIÓN PRECISA DE CADA MAGNITUD.

Una vez desarrollado el modelo a partir del diagrama de Forrester, se definen los parámetros específicos del sistema de tratamiento a modelar. Para la validación del modelo se utilizaron datos provenientes de la estación depuradora por lodos activados del hotel ‘Sol-Palmeras’. Esta planta, como se explico en el capítulo Descripción, ha sido estudiada y caracterizada en trabajos previos.

Martínez y Berrios (1996), valiéndose de un biorreactor a escala piloto y con igual geometría al reactor instalado en la planta, realizan la determinación de los parámetros cinéticos de la reacción (constantes de saturación, velocidades máximas de crecimiento de biomasa y constantes de conversión), así como la velocidad de sedimentación del lodo. Thabet (1998) propone una metodología para caracterizar las aguas residuales en centros turístico y utiliza, como caso de estudio, la planta de "Sol-Palmeras". Martínez (1998), utilizando la metodología propuesta por Thabet y a partir de los muestreos que mensualmente se le realizan a la planta, obtiene los parámetros físico-químicos mas significativos desde el punto de vista estadístico que caracterizan a esta EDAR. En trabajos posteriores (González, 1999; Martínez, 2002; Benítez y Martínez, 2002c; Martínez *et al.*, 2004 y Martínez *et al.*, 2005) que se han realizado en esta planta, se nota que tanto los parámetros cinéticos como la características del afluente y del efluente se han mantenido sin cambios significativos en los últimos años. Los resultados de estos trabajos se resumen en la tabla 5.1.

Tabla 5.1: Magnitudes constantes utilizadas en el modelo

Magnitud	Símbolo	Valor	Unidad
Coeficiente de actividad – temperatura	θ	1.04	-
DBO ₅ mínima en un período de 24 horas	$DBO5Min$	63.2	g/m ³
DBO ₅ máxima en un período de 24 horas	$DBO5Max$	142.8	g/m ³
Constante de saturación para la DBO ₅	Ks_DBO5	80.0	g/m ³
Velocidad máxima de crecimiento de heterótrofos	$rmax_DBO5$	0.417	h ⁻¹
Conversión másica de DBO ₅ en heterótrofos	Y_DBO5	0.558	-
Descomposición endógena de heterótrofos	kd_Xh	0.002	h ⁻¹
NH ₃ mínimo en un período de 24 horas	$NH3Min$	3.3	g/m ³
NH ₃ máximo en un período de 24 horas	$NH3Max$	32.5	g/m ³
Constante de saturación para el NH ₃	Ks_NH3	1.4	g/m ³
Velocidad máxima de crecimiento de nitrificantes	$rmax_NH3$	0.252	h ⁻¹
Conversión másica de NH ₃ en nitrificantes	Y_NH3	0.133	-
Descomposición endógena de nitrificantes	kd_Xn	0.002	h ⁻¹
Fracción de lodo que se extrae del clarificador	$Purga$	0.013	-

5.5.- IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO EN STELLA.

Para realizar el estudio simulado del sistema se utiliza el software **STELLA** versión 7.0.3 de *High Performance Systems, Inc.* que, como se argumentó en el capítulo introductorio, es de los softwares disponibles el más fiel al concepto de dinámica de sistemas.

Para implementar diagrama de Forrester en este software se parte de la creación de un *sector*, mediante el botón correspondiente de la barra de herramientas () y a continuación se pasa al modo de diseño utilizando el botón habilitado para este efecto () en la barra izquierda. En el área de trabajo se muestra la ventana del sector creado (figura 5.13).



Figura 5.13. Ventana del *sector* creado con STELLA.

Dentro de esta ventana se colocan los diferentes componentes que conforman el diagrama de Forrester, los cuales se toman de la barra de herramientas. Estos componentes son:

- **nivel** (\square) : Tiene un significado similar al nivel definido por Forrester cuando se utiliza como depósito (*reservoir*), aunque puede ser utilizado también en sistemas discretos para definir colas (*queue*) y hornos (*oven*), así como para crear submodelos compuestos por otros diagramas de Forrester en su interior. Por defecto se presenta como un nivel de depósito y sólo admite como dato el valor inicial del nivel.
- **flujo** ($\overrightarrow{\square}$) : Tiene el mismo significado que en el diagrama de Forrester. Incluye la válvula y, si el flujo no comienza o termina en un nivel, también adiciona una nube. El flujo puede ser una constante, una expresión matemática, una expresión lógica del tipo *if* o un gráfico.
- **variable** (\bigcirc) : Este símbolo se utiliza como variable (auxiliar o exógena), como relación no lineal o como parámetro constante y puede tomar un valor numérico constante o ser una expresión matemática, una expresión lógica del tipo *if* o tomar valores a partir de un gráfico. Sólo se relaciona con los restantes elementos mediante influencias.
- **influencia** (\curvearrowright) : Equivale al flujo de información en el diagrama de Forrester y se utiliza para hacer que el valor de una variable, flujo o nivel influya en el valor de otra variable o flujo.

Una vez creado el diagrama, se activa el modo de edición de ecuaciones mediante el *switch* correspondiente (Ⓢ) de la barra izquierda que, una vez activo, cambia su icono por (X^2) para indicar que se puede hacer doble clic sobre cualquier elemento del diagrama para intro-

ducir las ecuaciones, las constantes y las correlaciones gráficas, así como los valores iniciales de los niveles.

Siguiendo esta metodología de implementación del diagrama de Forrester para el sistema de tratamiento por lodos activados en el simulador *STELLA* se obtiene el resultado que se muestra en el Anexo 3. Para obtener el modelo matemático resultante se puede utilizar la parte de botón habilitado al efecto (∇) en la barra izquierda (\diamond). El listado del modelo para el sistema de tratamiento, escrito en código *STELLA*, se muestra en el Anexo 4.

5.6.- VALIDACIÓN DEL MODELO.

Los criterios que se utilizan en la validación del modelo son los siguientes:

- Calibración del modelo con datos reales.
- Análisis de sensibilidad del modelo.
- Análisis de estabilidad del modelo.

Los resultados experimentales de la caracterización del efluente del tratamiento biológico se utilizan como criterios de comparación para la validación de los resultados que se obtienen con el modelo.

5.6.1- Calibración.

Para la calibración del modelo se realizó el ajuste de un caso base utilizando las magnitudes constantes reportadas en la Tabla 5.1, haciendo coincidir las condiciones iniciales correspondientes a la DBO_5 y la concentración de nitrógeno amoniacal con los valores máximos del afluente, mientras que las condiciones iniciales de las concentraciones de microorganismos heterótrofos y autótrofos nitrificantes provienen de un inóculo, como ocurre en la puesta en marcha de un sistema biológico de tratamiento de aguas residuales. Los valores utilizados como condiciones iniciales se muestran en la Tabla 5.2, mientras que el intervalo de tiempo para la simulación fue desde el instante inicial de la puesta en marcha hasta las 500 horas (aproximadamente 21 días) de operación de la EDAR.

Tabla 5.2: Condiciones iniciales de los niveles para el calibrado

Nivel	Símbolo	Valor
DBO ₅ inicial	<i>DBO5</i>	142.8 g/m ³
Concentración inicial de nitrógeno amoniacal	<i>NH3</i>	32.5 g/m ³
Concentración inicial de microorganismos heterótrofos	<i>Xh</i>	113.2 g/m ³
Concentración inicial de microorganismos nitrificantes	<i>Xn</i>	3.1 g/m ³
Concentración inicial de microorganismos inertes	<i>Xi</i>	51.8 g/m ³

Los resultados de la simulación del caso base al alcanzarse el estado estacionario se comparan con los resultados típicos provenientes de la EDAR “Sol – Palmeras” operando en condiciones estables reportados por Martínez y Berrios (1996), Martínez (1998 y 2002) y Benítez y Martínez (2002c). El error relativo entre el valor real y el simulado se determina por la expresión 5.24.

$$Error = \frac{|Resultado\ real - Resultado\ simulado|}{Resultado\ real} \cdot 100\% \quad (5.24)$$

5.6.2.- Análisis de sensibilidad.

El análisis de sensibilidad se utiliza para estudiar el comportamiento del sistema ante variaciones pequeñas de los parámetros más significativos. En el capítulo introductorio se concluye que el parámetro que más afecta el funcionamiento de una EDAR es la carga de contaminantes presentes en el afluente, que en nuestro modelo se representa por los límites de concentración de materia orgánica (*DBO5Max* y *DBO5Min*) y los límites de concentración de nitrógeno amoniacal (*NH3Max* y *NH3Min*) en el afluente diario.

Para comprobar la respuesta del sistema simulado ante los cambios de la DBO₅ y de la concentración de nitrógeno amoniacal en la entrada de la planta, se reprodujeron las condiciones de la carga contaminante del afluente en las cuatro estaciones del año que, como se observa en la Figura 1.1, es máxima en verano, media en primavera y otoño y mínima en invierno. Estos datos se encuentran reportados por Martínez (1998) y se resumen en la tabla 5.3.

Tabla 5.3: Carga contaminante estacional del afluente (valores medios)

Estación	Concentraciones	Nivel
Primavera	DBO5Min = 63.2 g/m ³ DBO5Max = 142.8 g/m ³ NH3Min = 3.3 g/m ³ NH3Max = 32.5 g/m ³	Intermedio superior (Caso base)
Verano	DBO5Min = 86.9 g/m ³ DBO5Max = 172.4 g/m ³ NH3Min = 4.9 g/m ³ NH3Max = 39.5 g/m ³	Máximo
Otoño	DBO5Min = 44.5 g/m ³ DBO5Max = 113.4 g/m ³ NH3Min = 2.4 g/m ³ NH3Max = 26.7 g/m ³	Intermedio inferior
Invierno	DBO5Min = 29.5 g/m ³ DBO5Max = 80.7 g/m ³ NH3Min = 2.1 g/m ³ NH3Max = 21.2 g/m ³	Mínimo

A los resultados de la simulación de cada uno de estos niveles se les realiza un análisis comparativo con lo reportado en la literatura sobre el comportamiento esperado, así como con algunos resultados típicos provenientes de la EDAR “Sol – Palmeras” operando en condiciones similares.

5.6.3.- Estabilidad ante cambios en el parámetro *Purga*.

Para comprobar el comportamiento del sistema ante las variaciones de la fracción de lodos que se purga se realiza un análisis de estabilidad para el caso base, variando este parámetro (*Purga*) desde 0 hasta 0,026 durante las primeras 500 horas de operación después de la puesta en marcha de la planta. El límite inferior seleccionado para la fracción de purga corresponde a un sistema sin extracciones, como las lagunas de oxidación, y el superior corresponde al doble de la extracción utilizada en la EDAR “Sol-Palmeras” que se utiliza como caso base.

5.7.- OPTIMIZACIÓN DEL SISTEMA PARA REDUCIR LOS EFECTOS DE UNA PUNTA DE CARGA.

Serrano (2000) describe el efecto de una punta de carga sobre los lodos activados de un reactor biológico de una EDAR. Las puntas de carga son perturbaciones del afluente que pueden provocar graves alteraciones en el comportamiento de la biomasa, aparición de nuevos microorganismos no deseados y la inhibición o muerte de las bacterias responsables de la oxidación del sustrato a degradar. El uso de un modelo que describa la dinámica del proceso le permite al operador tomar decisiones en las variables operacionales, fundamentalmente en la fracción de lodo recirculado, para minimizar estos efectos.

La optimización se realiza a partir de las facilidades que brinda el estudio dinámico para detectar los tiempos de estabilización y las acumulaciones máximas que ocurren en los niveles del sistema después ocurrir una perturbación, así como los valores estables que se alcanzan al recuperarse el estado estacionario.

Para simular una perturbación del tipo *punta de carga estacional* en el sistema se incluyen en el modelo ecuaciones condicionales del tipo:

Variable = **IF** **TIME** < *Tiempo en que ocurre la perturbación*
THEN *Valor de la variable antes de la perturbación*
ELSE *Valor de la variable después de la perturbación*

que producen un aumento de paso escalón en la carga contaminante del afluente, desde el nivel del caso base (*Valor de la variable antes de la perturbación*) hasta el valor máximo que corresponde con el alcanzado en verano (*Valor de la variable después de la perturbación*). El listado del modelo para el sistema de tratamiento después de adicionarle las ecuaciones condicionales se muestra en la Tabla A4-2 del Anexo 4.

5.7.1.- Definición de las variables dependientes.

Las plantas de tratamiento se construyen para minimizar la concentración de contaminantes en el efluente, por ello se plantea como primer objetivo de la optimización el minimizar los niveles *DBO5* y *NH3*.

Por otra parte Saunamäki (1997) y Romero (1998) plantean el problema que representa en Finlandia y en México respectivamente el tratamiento y deposición final de los lodos, mientras que Lueje y Gómez (2000) y González (2002) estudian alternativas de aprovechamiento para solucionar el problema de la elevada producción de lodos de depuradoras que actualmente se vierten o incineran.

Teniendo en cuenta los criterios antes expuestos se seleccionaron como las variables dependientes los valores máximos de concentración de materia orgánica y de nitrógeno amoniacal que se observan una vez alcanzado el estado estacionario; así como los valores máximos en las concentraciones de estos contaminantes que se llegan a acumular después de una perturbación, ya que durante el período de estabilización, el efluente se vierte con estos elevados niveles. El tiempo requerido para alcanzar el estado estacionario en ambas variables es otro parámetro que resulta de interés, ya que al ser menor se reduce el tiempo que se vierte el efluente con las elevadas concentraciones acumuladas (Petersen y Gernaey, 2002). También resulta importante optimizar las concentraciones de microorganismos heterótrofos y autótrofos nitrificantes que se mantienen en el sistema por el problema que plantea el tratamiento final de sus lodos. El tiempo requerido para que se estabilicen las concentraciones de microorganismos también es un criterio de estabilidad del sistema a tener en cuenta la optimización (Petersen y Gernaey, 2002). En la Tabla 5.4 se resumen todas las variables dependientes escogidas para la optimización, así como el criterio de optimización. También se incluye el comportamiento esperado al aumentar la fracción de lodo que se purga de la corriente de reciclado.

Tabla 5.4: Variables dependientes utilizadas para la optimización del sistema.

Variable dependiente	Símbolo	Criterio de optimización	Comportamiento esperado al aumentar la fracción de lodo purgado
<i>DBO5</i> máxima en estado estacionario	Y_1	Minimizar	Aumenta
<i>DBO5</i> máxima acumulada	Y_2	Minimizar	Aumenta
Tiempo de estabilización para <i>DBO5</i>	Y_3	Minimizar	No depende
<i>NH3</i> máximo en estado estacionario	Y_4	Minimizar	Aumenta
<i>NH3</i> máximo acumulado	Y_5	Minimizar	Aumenta
Tiempo de estabilización para <i>DBO5</i>	Y_6	Minimizar	Aumenta
<i>Xh</i> máximo en estado estacionario	Y_7	Minimizar	Disminuye
Tiempo de estabilización para <i>Xh</i>	Y_8	Minimizar	Disminuye
<i>Xn</i> máximo en estado estacionario	Y_9	Minimizar	Disminuye
Tiempo de estabilización para <i>Xn</i>	Y_{10}	Minimizar	Disminuye

El comportamiento esperado que se muestra en la tabla 5.4 se dedujo de los resultados del análisis de estabilidad (epígrafe 5.6.3) y permite suponer que existe un punto estacionario (máximo, mínimo o inflexión) en la función del óptimo global del sistema, pues algunas variables dependientes tienden a aumentar mientras que otras tienden a disminuir al aumentar el valor de la variable independiente.

Los valores numéricos de estas diez variables dependientes se pueden obtener a partir de las curvas de variación temporal de la concentración de contaminantes y microorganismos, generadas por *STELLA* como resultado de la simulación como se ilustra, a manera de ejemplo, en la Figura 5.14.

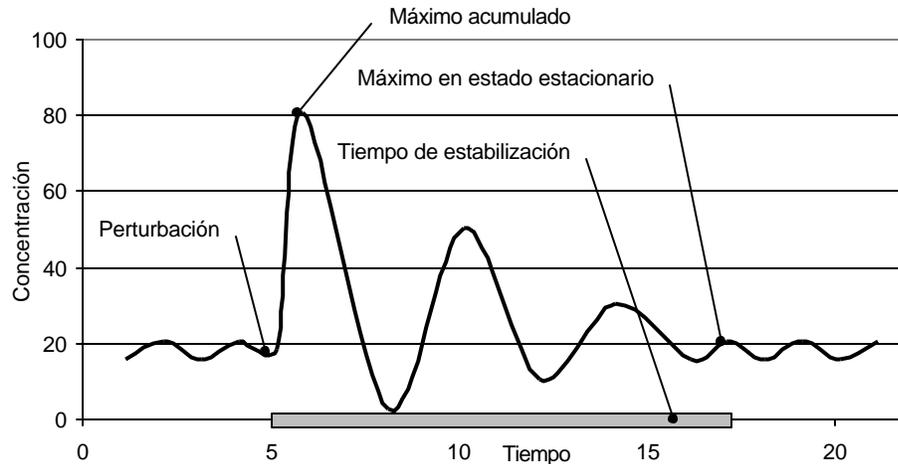


Figura 5.14: Curva característica de las variables del sistema después de una perturbación.

5.7.2.- Función objetivo.

Para la optimización global del sistema se propone una función multiobjetivo como la desarrollada por Anderson y Whitcomb (1999) denominada *función de "deseabilidad"* (D) en la cual se minimiza la suma de todas las variables dependientes (Y_i) codificadas entre cero y uno, correspondiendo este último valor con el máximo experimental obtenido para cada una de ellas (M_i). Cada variable dependiente se afecta, además, por el peso (P_i) que supone su óptimo sobre el óptimo global del sistema:

$$D = \sum_{i=1}^{Vars} \frac{P_i}{M_i} Y_i \quad (5.24)$$

A partir de un diseño experimental es posible determinar n resultados experimentales de cada variable dependiente ($Y_{i,j}$) y con ellos se pueden obtener los correspondientes valores de la función de *deseabilidad* (D_j) para cada resultado experimental:

$$D_j = \sum_{i=1}^{Vars} \frac{P_i}{M_i} Y_{i,j} \quad \text{para } j = 1, 2, \dots, n \quad (5.25)$$

siendo ésta la expresión utilizada para obtener los valores de *deseabilidad* con los que se ajusta la función objetivo que optimiza de manera global al sistema.

Los pesos para cada variable dependiente se seleccionaron, a criterio de este autor, según la importancia del mínimo de la variable sobre el mínimo global del sistema. Al peso mayor se le dio valor 10, correspondiendo con las variables más significativas en la optimización: las concentraciones estables de contaminantes en el efluente (Y_1 e Y_4); le siguen en importancia los máximos acumulados de estas concentraciones de contaminantes (Y_2 e Y_5) con un peso de 7; a continuación, con peso 5, el tiempo de estabilización del sistema (Y_6 , Y_8 e Y_{10}) y finalmente las concentraciones de microorganismos (Y_7 e Y_9) con un peso igual a 4.

5.7.3.- Diseño experimental.

Para simular y optimizar el sistema al variar el parámetro *Purga* se realiza un diseño experimental del tipo *factor categórico simple*, el cual permite comparar varios niveles de un único factor cuantitativo o cualitativo (Rooney, 1998).

La fracción de purga de lodos en la corriente de reciclado se estudia a seis niveles, los cuales se muestran en la tabla 5.5, tomando como referencia el valor utilizado en el ajuste del modelo al caso base, que corresponde con la purga que actualmente se realiza en la planta ‘Sol-Palmeras’.

Tabla 5.5: Niveles de estudio del parámetro *Purga*.

Descripción del nivel	<i>Purga</i>
Sin purga, como ocurre en las lagunas de oxidación.	0.00 %
La mitad del valor del caso base.	0.65 %
El valor del caso base que corresponde a la purga realizada actualmente.	1.30 %
Una y media veces el valor de caso base.	1.95 %
El doble del valor del caso base.	2.60 %
Dos y media veces el valor de caso base.	3.25 %

Con estos seis niveles del parámetro *Purga* se realiza un estudio simulado en **STELLA** empleando el modelo del sistema mostrado en la Tabla A4-1 y teniendo presente la modificación

propuesta en la Tabla A4-2 del Anexo 4 para producir una perturbación en el sistema a mitad del tiempo total de operación de la planta. Los resultados del diseño experimental permiten determinar si existen diferencias significativas en la variable dependiente al ser evaluada en estos niveles y, de existir diferencias, conocer el mejor modelo que se ajuste a esta correlación y la calidad de ajuste del mismo.

El procesamiento estadístico de los resultados obtenidos del estudio simulado son los habituales para este diseño experimental:

- Regresión no lineal simple para ajustar un polinomio que correlacione la *deseabilidad* en función del parámetro *Purga*.
- Comprobación de la calidad del modelo ajustado mediante las pruebas de significación de los parámetros, de calidad de ajuste del modelo y el análisis de los residuos.
- Comprobación de la existencia de un punto estacionario en la región del ajuste, determinación de la naturaleza del punto (máximo, mínimo o inflexión) y, de existir un mínimo, el cálculo del valor del parámetro *Purga* óptimo que minimiza a la función objetivo.

Existen dos softwares disponibles que permiten realizar y analizar este tipo de diseño experimental unidimensional: **Design – Expert 5** distribuido por *Stat-Ease Inc.* y **STATGRAPHICS Plus 5.0** desarrollado por *Statistical Graphics Corp.* y, aunque ambos cuentan con posibilidades de diseño muy similares, el segundo integra varias herramientas estadísticas complementarias necesarias para la regresión y optimización que lo hacen más recomendable, como sugiere Burnham (1998).

6.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1.- DIAGRAMA CAUSAL

Del análisis de este diagrama se concluye que un aumento de la concentración de materia orgánica, medida a través de la variable DBO_5 , produce un exceso de alimentos que favorece el crecimiento de la biomasa heterótrofa (X_h), sin embargo, este aumento de la biomasa consume, a su vez, una mayor cantidad de alimentos, haciendo que la concentración materia orgánica se reduzca. La relación entre la DBO_5 y los microorganismos heterótrofos genera una espiral deflacionista.

Un incremento de la concentración de biomasa heterótrofa produce un crecimiento de la población microbiana y con ello un aumento de número de microorganismos que mueren y pasan a formar parte de la biomasa inerte (X_i); por otra parte, un aumento del número de microorganismos que mueren provoca una disminución de la población de heterótrofos. La relación entre microorganismos heterótrofos e inertes también produce una espiral deflacionista.

De manera análoga ocurre con el nitrógeno amoniacal (variable NH_3), un aumento de su concentración favorece el crecimiento de la biomasa nitrificante (X_n), mientras que el aumento de los microorganismos nitrificantes produce una disminución de la concentración de nitrógeno amoniacal, generándose así otra espiral deflacionista.

Finalmente, la relación que se establece entre los microorganismos autótrofos nitrificantes y los inertes también produce una espiral deflacionista. Un aumento de la concentración de los primeros provoca un aumento de la concentración de los segundos, pero un aumento de la concentración de estos últimos produce un decrecimiento de la concentración de los primeros.

Como se observa, los cuatro ciclos poseen relaciones deflacionistas, lo que hace que el sistema sea depresivo, de manera que las cinco variables tienden a alcanzar valores estables en el tiempo.

6.2.- CALIBRACIÓN.

Como fue previsto del análisis del diagrama causal, existe un estado estacionario en el sistema el cual se alcanzó después de las 312 horas de operación para la DBO_5 y de las 437 horas para la concentración de nitrógeno amoniacal, según se muestra en las figuras 6.1 y 6.2.

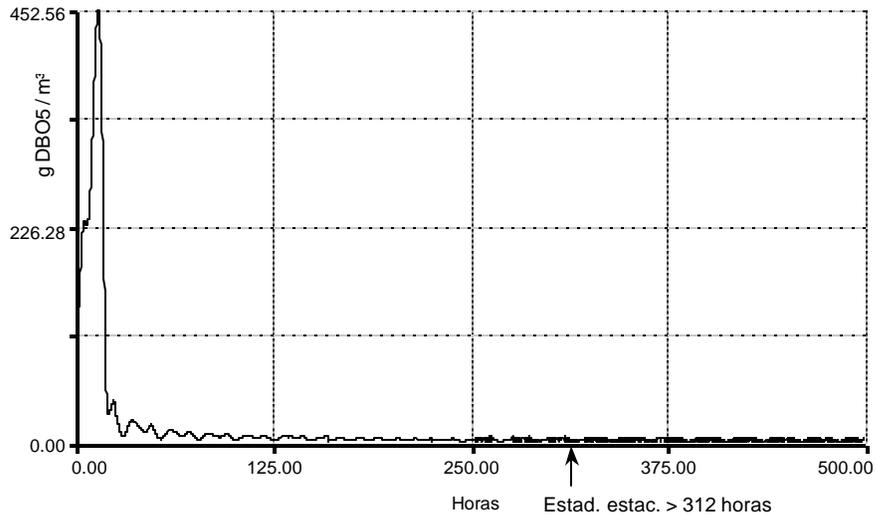


Figura 6.1: Perfil simulado del caudal de DBO_5 en el efluente.

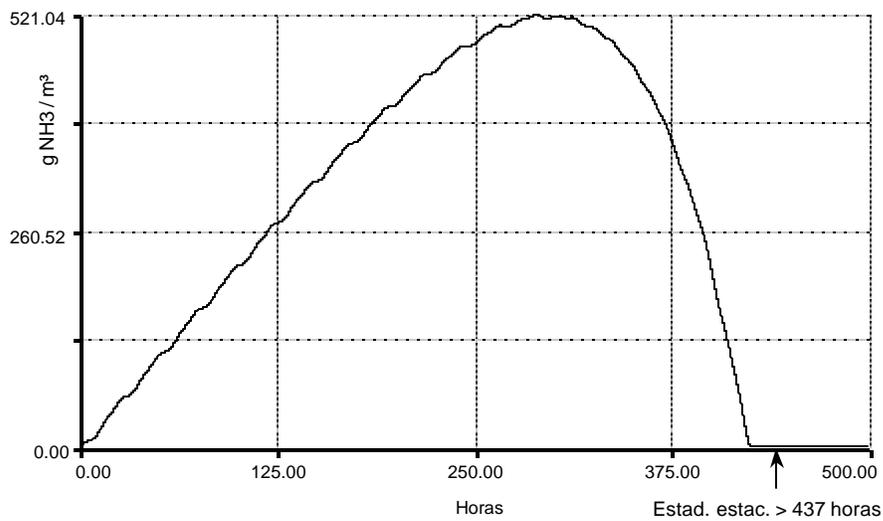


Figura 6.2: Perfil simulado del caudal de NH_3 en el efluente.

El comportamiento de estos dos niveles durante el último día de la simulación (entre las 475 y las 500 horas de operación) corresponden a las oscilaciones típicas de estado estacionario como se puede comprobar en las figuras 6.3 y 6.4.

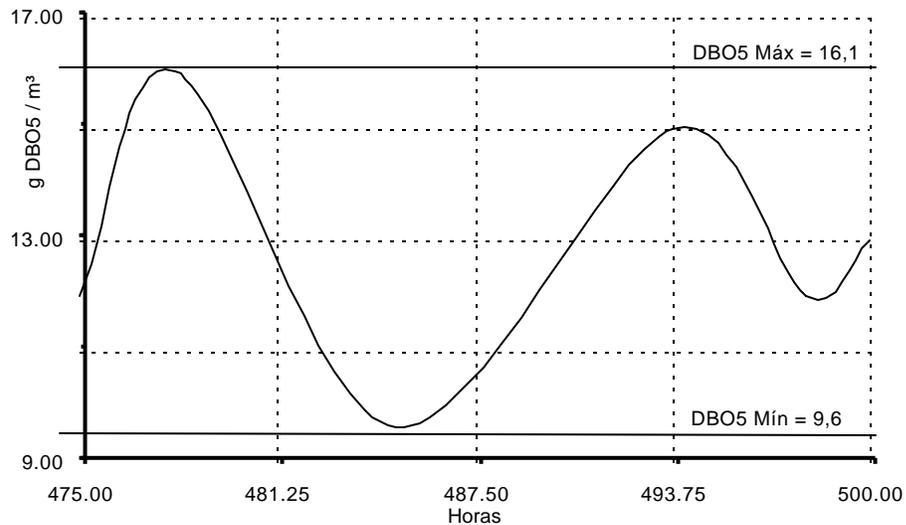


Figura 6.3: Perfil simulado del caudal de DBO₅ en el efluente del último día.

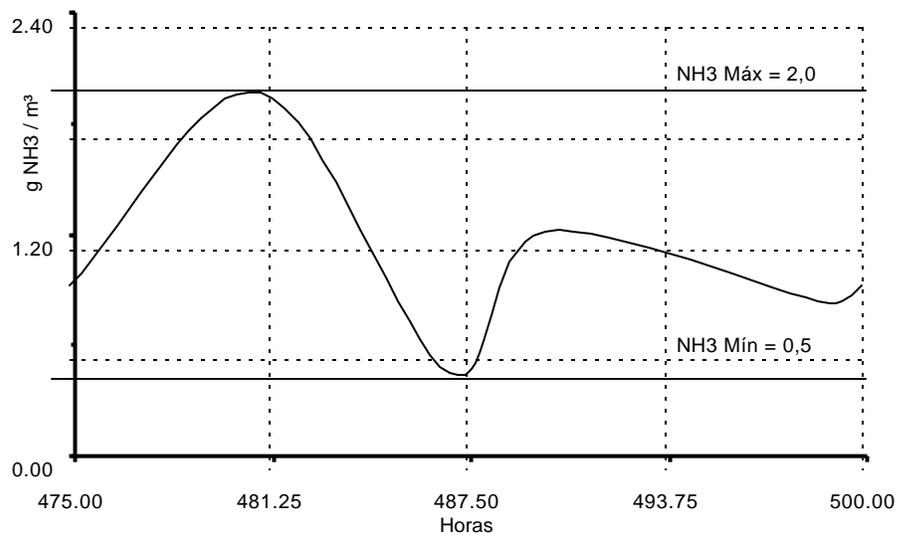


Figura 6.4: Perfil simulado del caudal de NH₃ en el efluente del último día.

En las figuras 6.3 y 6.4 se destacan los valores máximos y mínimos y el perfil de concentraciones de un día típico de operación en estado estacionario.

Estos resultados de la simulación del caso base, después de al alcanzar el estado estacionario, fueron comparados con los resultados típicos provenientes de la EDAR “Sol – Palmeras” operando en condiciones estables reportados por Martínez y Berrios (1996), Martínez (1998 y 2002) y Benítez y Martínez (2002c) y se resumen en la tabla 6.1.

Tabla 6.1: Resultados de la simulación y comparación con datos reales

	Resultados simulados	Datos reales	Error
DBO ₅ Máxima	16.1	17.00	5.29 %
DBO ₅ Mínima	9.6	10.38	7.51 %
Rango de DBO ₅	6.5	6.62	1.81 %
NH ₃ Máximo	2.0	1.92	4.17 %
NH ₃ Mínimo	0.5	0.55	9.09 %
Rango de NH ₃	1.5	1.37	9.49 %

El error relativo entre el valor real y el simulado se determinó por la expresión 5.24 y en ningún caso sobrepasó el 10%. También se tuvo en cuenta el error de los rangos (diferencia entre valor máximo y el mínimo) en el caso de los valores reales ya que un error por defecto en el valor mínimo y un error por exceso en el valor máximo, aún cuando estos errores locales sean pequeños, pueden provocar un error significativo en el perfil de variación del nivel (NIST/SEMATECH, 2002).

6.3.- ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD.

Mediante la simulación del modelo con *STELLA* se reprodujeron los cuatro niveles de la carga contaminante del afluente en las cuatro estaciones del año, según los datos reportados en la tabla 5.3.

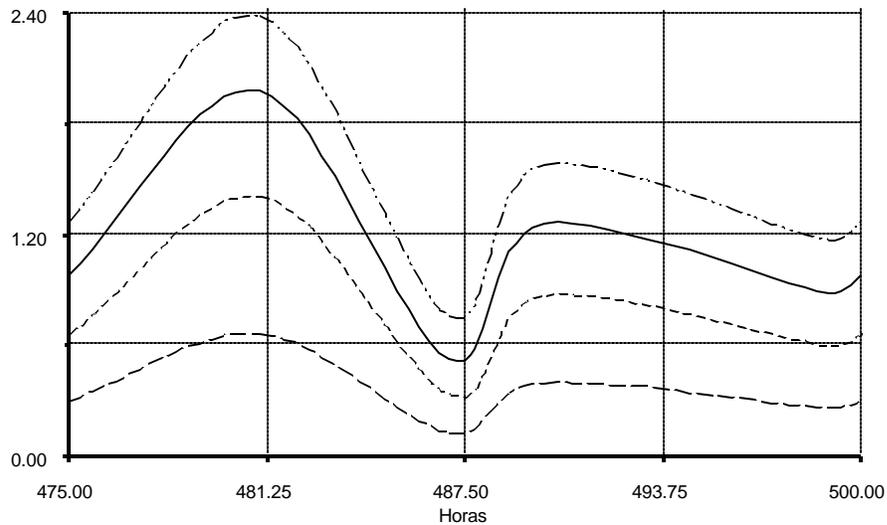


Figura 6.8: Perfiles de NH_3 en estado estacionario para cuatro niveles de carga en el afluente.

..... Caso base (primavera), -.-.-.-.- Caso máximo (verano),
 - - - - - Caso intermedio (otoño), - - - - - Caso mínimo (invierno).

6.4.- ESTABILIDAD ANTE CAMBIOS EN EL PARÁMETRO PURGA.

Las superficies de respuesta resultantes del estudio simulado en *STELLA* en un período de 500 horas de operación para los contaminantes se muestran en las figuras 6.9 y 6.10.

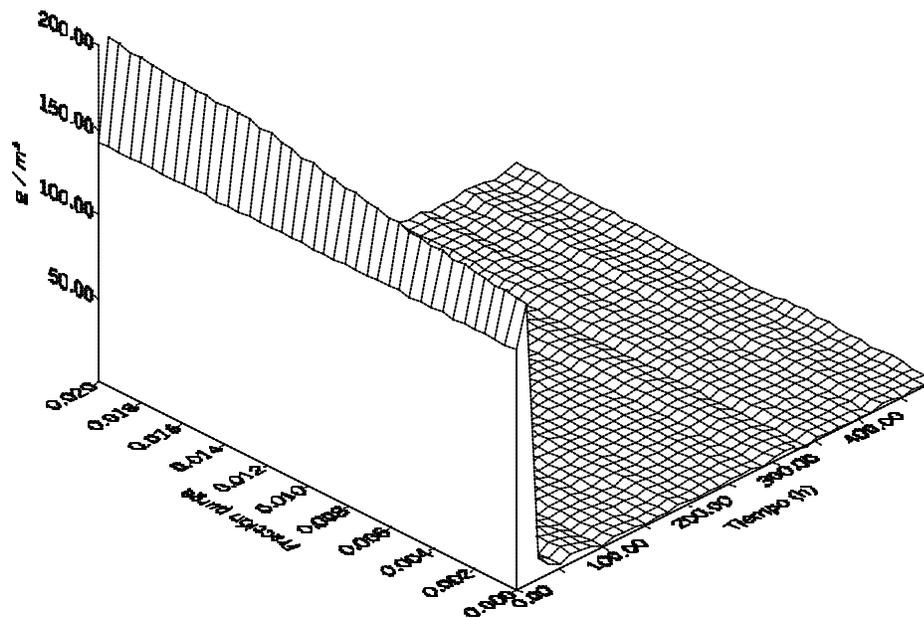


Figura 6.9: Comportamiento temporal de DBO_5 en el efluente al variar la fracción de purga.

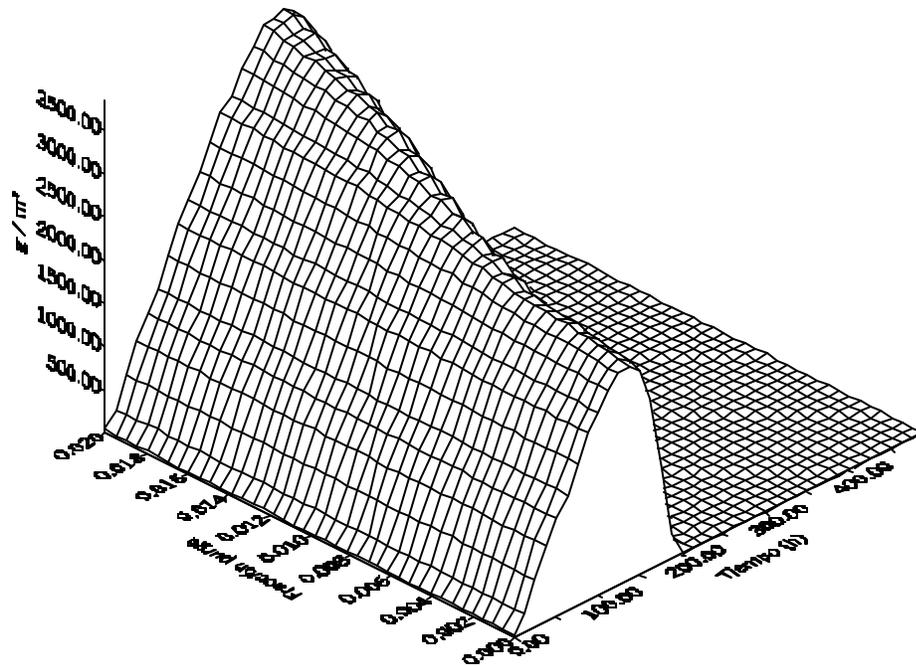


Figura 6.10: Comportamiento temporal de NH_3 en el efluente al variar la fracción de purga.

Como se observa, la concentración de nitrógeno amoniacal (figura 6.10) es más sensible ante la variación de la fracción de purga que la DBO_5 (figura 6.9) en la zona de máximo global. La variable DBO_5 logra una estabilización casi instantánea y muy poco dependiente del parámetro *Purga*; mientras que la variable NH_3 posee una pendiente menos pronunciada y el domo aumenta al aumentar el valor del parámetro *Purga*, aumentando de esta forma el tiempo necesario para estabilizarse la variable.

La concentración de microorganismos y el tiempo requerido para estabilizarla, disminuyen al aumentar el valor del parámetro *Purga* (figuras 6.11 y 6.12).

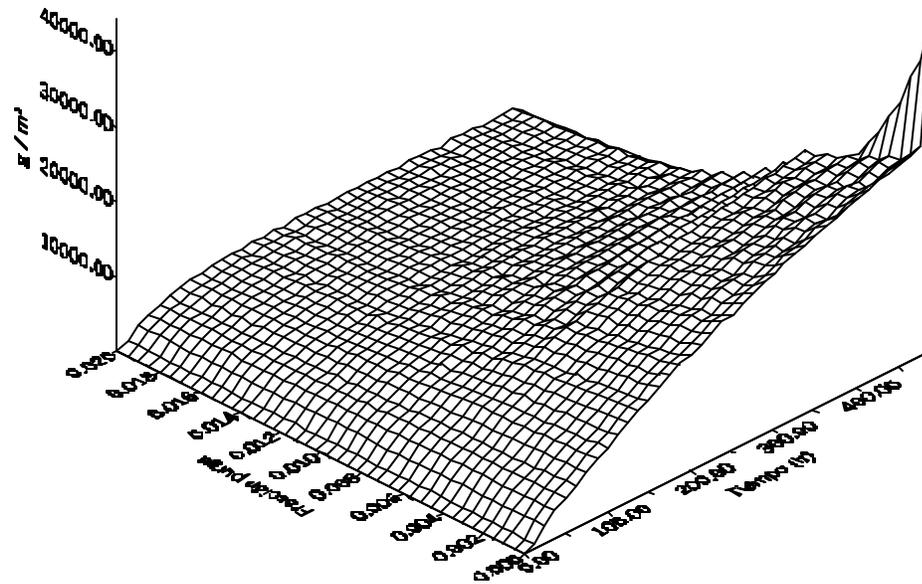


Figura 6.11: Comportamiento temporal de X_h en el reactor al variar la fracción de purga.

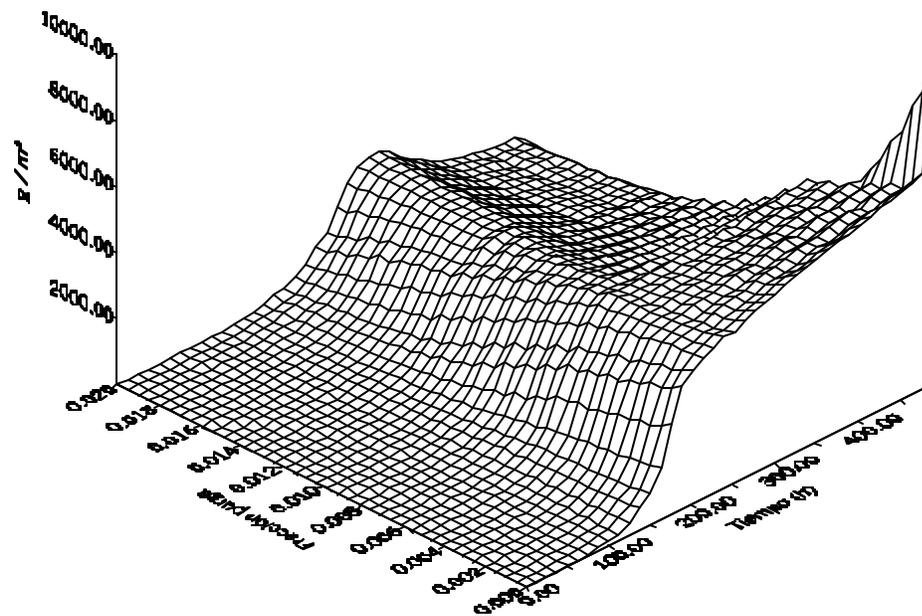


Figura 6.12: Comportamiento temporal de X_n en el reactor al variar la fracción de purga.

Para sistemas de tratamiento como las lagunas de oxidación, donde no se purgan los lodos, la concentración de microorganismos sólo se ve reducida por la muerte de estos, alcanzándose valores finales muy elevados y tardando mucho más su estabilización.

6.5.- SIMULACIÓN DE UNA PUNTA DE CARGA (PERTURBACIÓN).

Los perfiles del caudal de contaminantes (DBO_5 y de concentración de nitrógeno amoniacal) en el efluente obtenidos como resultado de la simulación para los seis niveles diferentes de la variable fracción de *Purga* en el clarificador se muestran en las figuras 6.13 y 6.14.

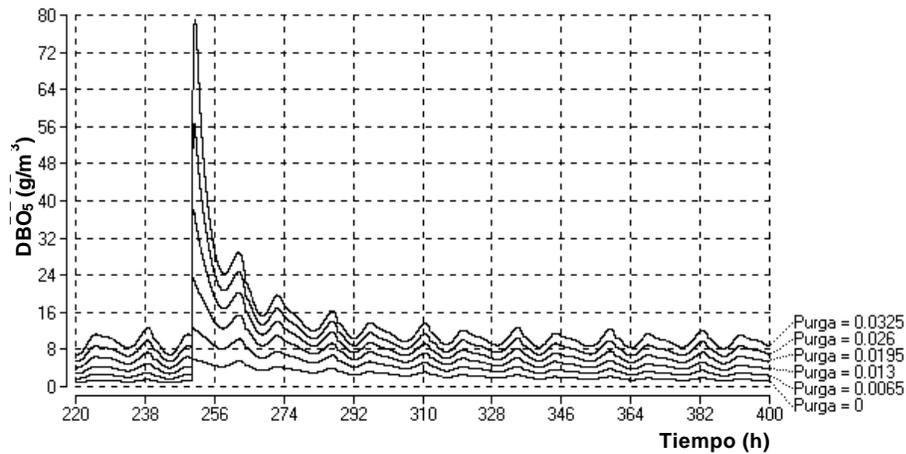


Figura 6.13: Perfiles de DBO_5 en el efluente para seis niveles de fracción de purga.

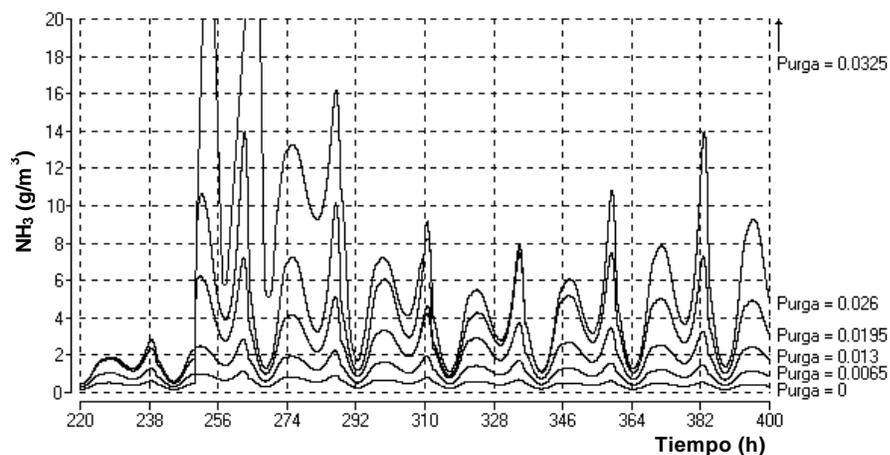


Figura 6.14: Perfiles de NH_3 en el efluente para seis niveles de fracción de purga.

Igualmente pueden ser obtenidos los perfiles de microorganismos heterótrofos (figura 6.15) y autótrofos nitrificantes (figura 6.16) en el reactor.

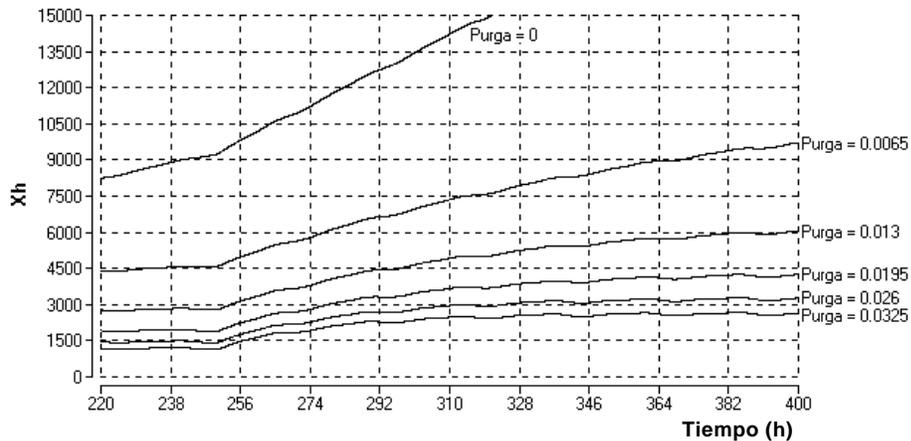


Figura 6.15: Perfiles de X_h en el reactor para seis niveles de fracción de purga.

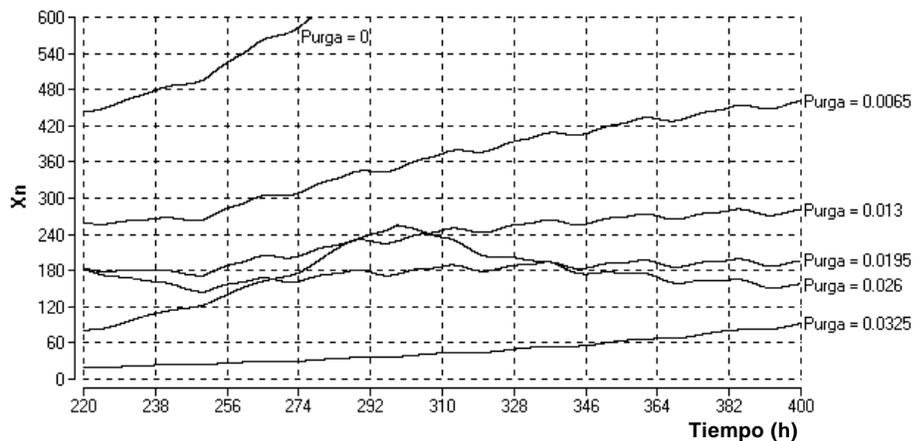


Figura 6.16: Perfiles de X_n en el reactor para seis niveles de fracción de purga.

Como se observa en las figuras anteriores, el modelo responde de forma coherente ante una punta de carga, produciéndose acumulaciones significativas de contaminantes en el sistema que se acentúan al aumentar la fracción de lodo extraída del sedimentador. Igualmente, existen alteraciones en el comportamiento de la biomasa del lodo que tienden a estabilizarse en menos tiempo al aumentar la fracción de lodo purgado.

En la tabla 6.2 se muestran los resultados numéricos relacionados con las especies contaminantes: la concentración máxima acumulada en el sistema, la concentración máxima del efluente una vez alcanzado el estado de oscilaciones estacionarias y el tiempo requerido para alcanzar este estado estacionario.

Tabla 6.2: Valores máximos globales y estacionarios y tiempo para lograr el estado estacionario para la DBO₅ y NH₃ en función del porcentaje de purga.

Purga	DBO ₅			NH ₃		
	Máximo Global	Máximo Estacionario	Tiempo para Estado Estacionario	Máximo Global	Máximo Estacionario	Tiempo para Estado Estacionario
0.00 %	6.5 g/m ³	1.0 g/m ³	72 h	1.0 g/m ³	0.5 g/m ³	24 h
0.65 %	12.0 g/m ³	2.0 g/m ³	72 h	3.0 g/m ³	1.5 g/m ³	48 h
1.30 %	24.0 g/m ³	4.0 g/m ³	72 h	7.0 g/m ³	3.0 g/m ³	96 h
1.95 %	39.0 g/m ³	6.0 g/m ³	72 h	14.0 g/m ³	7.0 g/m ³	144 h
2.60 %	56.0 g/m ³	9.0 g/m ³	72 h	26.0 g/m ³	14.0 g/m ³	216 h
3.25 %	80.0 g/m ³	12.0 g/m ³	72 h	120.0 g/m ³	31.0 g/m ³	288 h

En esta tabla se aprecia un comportamiento similar al predicho por el análisis de estabilidad. El tiempo de estabilización de DBO₅, es independiente de la fracción de purga, por lo que cualquier decisión que se tome con respecto a este parámetro de control no acelerará la estabilización de la planta en cuanto a la eliminación de materia orgánica, aunque sí en las concentraciones acumuladas con que se vierte el residual, las cuales pueden alcanzar valores considerables. Nótese que en cualquier caso (salvo el del tiempo de estabilización de la DBO₅, como se explicó anteriormente) una disminución de la fracción de purga favorece el funcionamiento de la EDAR.

En la tabla 6.3 se muestran los resultados numéricos de las concentraciones de microorganismos en el interior del reactor biológico una vez alcanzado el estado estacionario y el tiempo requerido para lograrlo.

Tabla 6.3: Valores máximos estacionarios y tiempo para lograr el estado estacionario para la concentración de microorganismos heterótrofos (X_h) y autótrofos nitrificantes (X_n) en función del porcentaje de purga.

Purga	X_h		X_n	
	Máximo Estacionario	Tiempo para Estado Estacionario	Máximo Estacionario	Tiempo para Estado Estacionario
0.00 %	40100 g/m ³	360 h	1800 g/m ³	456 h
0.65 %	10200 g/m ³	240 h	480 g/m ³	168 h
1.30 %	6000 g/m ³	168 h	280 g/m ³	120 h
1.95 %	4400 g/m ³	120 h	190 g/m ³	144 h
2.60 %	3100 g/m ³	96 h	150 g/m ³	72 h
3.25 %	2800 g/m ³	72 h	120 g/m ³	168 h

En este caso no existen valores máximos acumulados de las concentraciones de microorganismos (figuras 6.15 y 6.16). Es importante señalar que en la variable *Tiempo para Estado Estacionario de X_n* se observa un aumento para la fracción de purga máxima, cuando la tendencia en los restantes valores era la disminución. Esto se explica por el comportamiento no lineal de los modelos que describen la cinética microbiana, acorde con la realidad.

Al analizar los resultados mostrados en la tabla 6.4 se puede observar que un aumento de la fracción de purga favorece el proceso de estabilización de las concentraciones de microorganismos en el reactor biológico.

6.6.- OPTIMIZACIÓN DEL SISTEMA.

Como se mencionó en el epígrafe 5.5, la optimización del sistema consiste en lograr una extracción de lodo que permita estabilizar la planta en el menor tiempo posible logrando, a su vez, las menores acumulaciones de contaminantes y de microorganismos en el sistema. Para

ello se utiliza la función multiobjetivo de “deseabilidad” (ecuación 5.25) propuesta en el epígrafe 5.7.2 y que incluye todas las variables dependientes:

$$D_j = \sum_{i=1}^{Vars} \frac{P_i}{M_i} Y_{i,j} \quad \text{para } j = 1, 2, \dots, 6$$

En la tabla 6.4 se resumen los resultados mostrados anteriormente en las tablas 6.2 y 6.3 y que serán utilizados para obtener los seis valores correspondientes de la función de “deseabilidad”

Tabla 6.4: Resultados simulados del diseño de experimentos.

Purga %	<i>DBO5</i> Máximo global	<i>DBO5</i> Máximo estacionario	<i>DBO5</i> Tiempo de estabilización	<i>NH3</i> Máximo global	<i>NH3</i> Máximo estacionario	<i>NH3</i> Tiempo de estabilización	<i>Xh</i> Máximo es- tacionario	<i>Xh</i> Tiempo de estabilización	<i>Xn</i> Máximo es- tacionario	<i>Xn</i> Tiempo de estabilización
	$Y_{1,j}$ g/m ³	$Y_{2,j}$ g/m ³	$Y_{3,j}$ h	$Y_{4,j}$ g/m ³	$Y_{5,j}$ g/m ³	$Y_{6,j}$ h	$Y_{7,j}$ g/m ³	$Y_{8,j}$ h	$Y_{9,j}$ g/m ³	$Y_{10,j}$ h
0.00	1.0	6.5	72	0.5	1.0	24	<u>40100</u>	<u>360</u>	<u>1800</u>	<u>456</u>
0.65	2.0	12.0	72	1.5	3.0	48	10200	240	480	168
1.30	4.0	24.0	72	3.0	7.0	96	6000	168	280	120
1.95	6.0	39.0	72	7.0	14.0	144	4400	120	190	144
2.60	9.0	56.0	72	14.0	26.0	216	3100	96	150	72
3.25	<u>12.0</u>	<u>80.0</u>	72	<u>31.0</u>	<u>120.0</u>	<u>288</u>	2800	72	120	168

En la tabla 6.4 se aprecia un comportamiento similar al predicho por el análisis de estabilidad, salvo para la variable Y_{10} (Tiempo de estabilización de X_n) en la que se observa un aumento cuando la fracción de purga es 3.25 %. El tiempo de estabilización de *DBO5* (Y_3), como se predijo, es independiente de la fracción de purga por lo que no resulta necesario incluirla en la función de “deseabilidad”. En la tabla también se han subrayado los valores experimentales máximos para cada variable, quedando la ecuación 5.25:

$$D_j = \frac{P_1}{12}Y_{1,j} + \frac{P_2}{80}Y_{2,j} + \frac{P_4}{31}Y_{4,j} + \frac{P_5}{120}Y_{5,j} + \frac{P_6}{288}Y_{6,j} + \frac{P_7}{40100}Y_{7,j} + \frac{P_8}{360}Y_{8,j} + \frac{P_9}{1800}Y_{9,j} + \frac{P_{10}}{456}Y_{10,j} \quad (6.1)$$

Los pesos (P_i) para cada variable dependiente fueron seleccionados en el epígrafe 5.7.2, quedando finalmente la función de deseabilidad como se muestra en la ecuación 6.2.

$$D_j = \frac{10}{12}Y_{1j} + \frac{7}{80}Y_{2j} + \frac{10}{31}Y_{4j} + \frac{7}{120}Y_{5j} + \frac{5}{288}Y_{6j} + \frac{4}{40100}Y_{7j} + \frac{5}{360}Y_{8j} + \frac{4}{1800}Y_{9j} + \frac{5}{456}Y_{10j} \quad (6.2)$$

Evaluando esta expresión en los diferentes niveles de las variables dependientes se obtienen los resultados de la nueva variable dependiente que minimiza globalmente al sistema (tabla 6.5).

Tabla 6.5: Resultados de la función de “deseabilidad”.

<i>Purga</i>	<i>D</i>
0.00	20.08212
0.65	11.46843
1.30	13.34592
1.95	18.09397
2.60	24.94816
3.25	42.38807

Los resultados del diseño experimental permiten determinar si existen diferencias significativas en la variable dependiente al ser evaluada en los 6 niveles de la variable independiente; y, de existir diferencias, conocer el mejor modelo que se ajuste a esta correlación y la calidad de ajuste del mismo.

Un gráfico de dispersión de la función de deseabilidad (D) en función de la fracción de purga (figura 6.17) muestra la correlación funcional existente entre ambas variables.

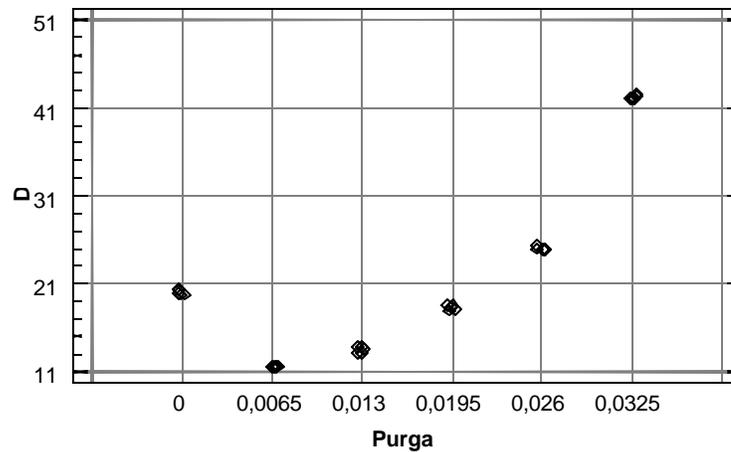


Figura 6.17: Gráfico de dispersión de la variable D por niveles de $Purga$.

En la figura 6.17 se observa una tendencia parabólica con un mínimo en la región como ya se había predicho en el capítulo anterior por el análisis del comportamiento esperado para el sistema (tabla 5.4). Una vez conocido el comportamiento la variable dependiente D al variar el factor $Purga$, se procede a realizar un análisis de regresión (tabla 6.6) para obtener el modelo matemático de la función objetivo a minimizar.

Tabla 6.6: Análisis de regresión.

Parámetro	Estimado	Error Estándar	t de Student	p
Constante	20,0916	0,030009	669,520	0,0000
Purga	-2883,88	17,0244	-169,397	0,0000
Purga ²	310301,0	2501,99	124,022	0,0000
Purga ³	-1,2275 10^7	121465,0	-101,058	0,0000
Purga ⁴	1,87901 10^8	1,85694 10^6	101,188	0,0000
R²	99,9964 %			
Durbin Watson	2,24073 (P=0,2413)			

En el análisis se comprobaron diferentes modelos polinómicos que describieran el comportamiento parabólico del sistema, comenzando por el cuadrático y aumentando el grado hasta

lograr el de mejor ajuste. El mejor modelo fue el de cuarto grado que se muestra en la ecuación 6.3.

$$D = 20,0916 - 2883,88 \cdot Purga + 310301,0 \cdot Purga^2 - 1,2275 \cdot 10^7 \cdot Purga^3 + 1,87901 \cdot 10^8 \cdot Purga^4 \quad (6.3)$$

El análisis, en la tabla 6.6, de las probabilidades de significación para cada coeficiente ($p < 0.01$ en las pruebas T) demuestra que todos los coeficientes deben ser tenidos en cuenta en el modelo para un nivel de significación del 99%.

En la tabla 6.6 también se muestra una elevada correlación entre la variable dependiente y las potencias de la variable independiente, como lo demuestra el elevado valor del coeficiente de determinación ($R^2 = 99,99\%$). La prueba de Durbin-Watson indica que no existen correlaciones significativas entre los residuos, al comprar $d = 2,24073$ con los límites tabulados en la literatura para un 99% de confianza (NIST/ SEMATECH, 2002): $d_L = 0.59$ y $d_U = 1.56$:

$d > d_U$ indica que no existe correlación positiva entre los residuos.

$4 - d > d_U$ indica que no existe correlación negativa entre los residuos.

De la prueba de Durbin-Watson se puede concluir que no existe evidencia de falta de variables independientes, es decir las cuatro potencias del parámetro *Purga* seleccionadas son suficientes para describir el comportamiento de los datos experimentales. Gráficamente se pueden corroborar los resultados de la prueba de Durbin-Watson mediante la carta de análisis de residuos de D vs. *Purga* (Figura 6.18) donde se observa una clara distribución aleatoria de los errores.

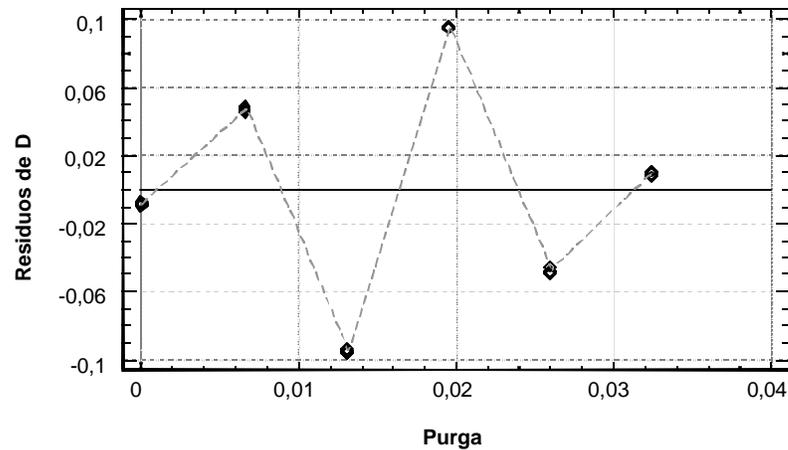


Figura 6.18: Análisis de residuos de D vs. Purga.

Existen dos pruebas de análisis de varianza específicas para el ajuste de polinomios, la primera para confirmar el modelo polinómico de menor orden que mejor se ajusta a los datos experimentales y la segunda para detectar una pérdida de ajuste por bajo orden del polinomio. Los resultados de la primera prueba se muestran en la tabla 6.7 e indican que todas las potencias utilizadas son significativas para un nivel de confianza del 99% ($p < 0.01$) y que no se debe reducir el grado del polinomio.

Tabla 6.7: Significación de las potencias al ser adicionadas al modelo.

Fuente	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado Medio	F de Fisher	p
Purga	1754,3	1	1754,3	388066,12	0,0000
Purga²	1342,43	1	1342,43	296956,76	0,0000
Purga³	0,0921183	1	0,0921183	20,38	0,0001
Purga⁴	46,2872	1	46,2872	10239,10	0,0000
Modelo	3143,11	4			

Los resultados de la segunda prueba (tabla 6.8) indican que el modelo no requiere un aumento de complejidad, para un nivel de significación del 99% ($p < 0.01$).

Tabla 6.8: Prueba de pérdida de ajuste del modelo.

Fuente	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado Medio	F de Fisher	p
Modelo	3143,11	4	785,778	173820,59	0,0000
Residuo	0,113016	25	0,0045206		
Pérdida de ajuste	0,113015	1	0,113015	3897071,96	0,0000
Error Puro	$6,95999 \cdot 10^{-7}$	24	$2,9 \cdot 10^{-8}$		
Total	3143,23	29			

Ambas pruebas confirman los resultados del análisis de los coeficientes y de los residuos, es decir, no se requiere un polinomio de grado mayor ni se debe utilizar uno de grado menor al mostrado en la ecuación 6.3 para describir los resultados experimentales.

Todo lo anterior no significa necesariamente que el modelo esté bien ajustado, sino que éste es el mejor polinomio que se puede ajustar. Por tanto se procede a comprobar la calidad de ajuste del modelo mediante el análisis de varianza mostrado en la tabla 6.9.

Tabla 6.9: Calidad de ajuste del modelo.

Fuente	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado Medio	F de Fisher	p
Modelo	3143,11	4	785,778	173820,59	0,0000
Residuo	0,113016	25	0,0045206		
Total	3143,23	29			

Del análisis de la prueba de calidad de ajuste se concluye que existe buen ajuste a los datos experimentales, para un nivel de significación del 99% ($p < 0.01$). La calidad de ajuste del modelo se puede observar en los gráficos del ajuste de la curva (figura 6.19) y de los valores predichos contra los observados (figura 6.20).

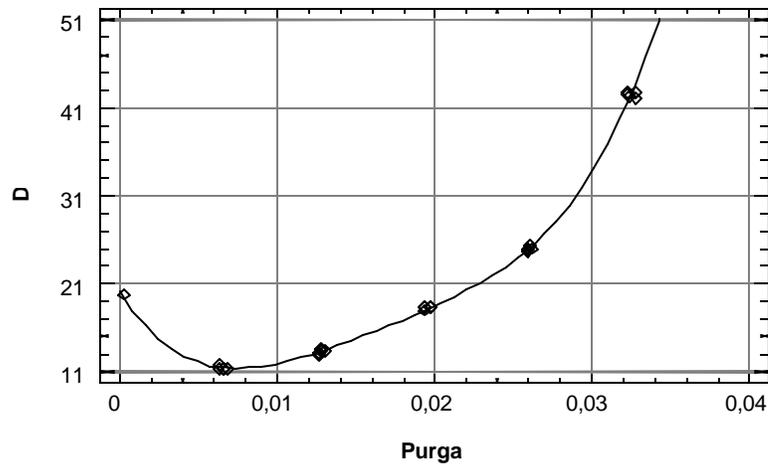


Figura 6.19: Ajuste de la curva a los datos experimentales.

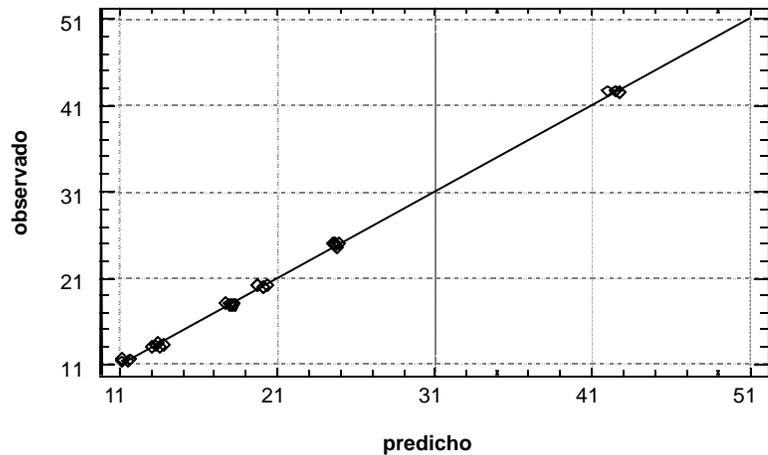


Figura 6.20: Análisis de los residuos: valores predichos vs. observados.

6.7.- MINIMIZACIÓN DEL SISTEMA.

La función objetivo ajustada a partir de los resultados del diseño experimental (ecuación 6.3), al igual que todos los modelos de regresión, solo es válida en el rango de la variable independiente comprendido entre el nivel mínimo ($Purga = 0\%$) y el máximo ($Purga = 3.25\%$), siendo ésta una restricción del modelo. La formulación del problema de minimización de los contaminantes del efluente, el tiempo de estabilización y la concentración de microorganismos puede ser descrita como:

Objetivo: Minimizar

Función objetivo:
$$D = 20,0916 - 2883,88 \cdot Purga + 310301,0 \cdot Purga^2 - 1,2275 \cdot 10^7 \cdot Purga^3 + 1,87901 \cdot 10^8 \cdot Purga^4$$

Sujeto a la restricción: $0 \leq Purga \leq 0.0325$

Este problema de optimización se clasifica como unidimensional con una restricción en forma de intervalo de la variable independiente; que puede ser minimizada fácilmente mediante el método analítico clásico de las raíces de la primera derivada, o por los métodos numéricos de Fibonacci o de *Golden Rule*. Sin embargo, se prefirió el método numérico de *Quasi Newton* implícito en el *Solver* de los tabuladores electrónicos Microsoft Excel y Gnumeric, por ser ésta una de las herramientas más sencillas para la optimización de problemas relativamente simples. La restricción se transformó en dos desigualdades para aplicar este método:

$$Purga \geq 0 \quad \text{y}$$

$$Purga \leq 0.0325$$

y la optimización se realizó con las condiciones por defecto del software, es decir: 100 iteraciones como máximo antes de detenerse por no alcanzar el óptimo, precisión de una millonésima en las respuestas y una milésima en la convergencia de la función objetivo para que *Solver* detecte la solución óptima.

Los resultados finales de la optimización con la opción *Solver* de Microsoft Excel se concluye que valor de la variable *Purga* que hace mínima a la función objetivo y el valor mínimo de *D* son, respectivamente:

$$Purga^* = 0.00741$$

$$D^* = 11.332$$

Esto significa que una purga de 0.741 % del lodo de la corriente de recirculación minimiza las condiciones de estabilidad dinámica propuestas en la función de “deseabilidad” después de ocurrir una punta de carga. Es decir, logra las menores concentraciones de contaminantes en el

efluente después de estabilizarse nuevamente el sistema; y esto, a su vez, con los menores picos acumulados de estas concentraciones inmediatamente después de ocurrir la perturbación y con el menor tiempo de estabilización del sistema; y finalmente, con las menores concentraciones de microorganismos.

Para comprobar experimentalmente el óptimo teórico del sistema, se realizó una simulación del modelo en *Madonna* utilizando una fracción de purga igual a 0.741 %. Los resultados gráficos de esta simulación se muestran en el Anexo 5 y se resumen en la Tabla 6.10.

Tabla 6.10: Resultados simulados del caso óptimo.

<i>Purga</i> * %	Y^*_1 g/m ³	Y^*_2 g/m ³	Y^*_3 h	Y^*_4 g/m ³	Y^*_5 g/m ³	Y^*_6 h	Y^*_7 g/m ³	Y^*_8 h	Y^*_9 g/m ³	Y^*_{10} h
0.741	2.2	13.0	72	1.7	4.0	54	10000	230	450	160

El valor de la función de “deseabilidad” evaluada para los resultados simulados en la condición óptima de *Purga*, mostrados en la tabla anterior es:

$$D^*_{exp} = 11.647$$

y el error relativo entre este valor experimental y el predicho por la optimización es:

$$Err = \frac{|D^*_{exp} - D^*|}{D^*_{exp}} \cdot 100 = 2.78 \%$$

Este error relativo indica que, para el rango seleccionado en el diseño experimental para la variable *Purga*, realmente se mejoró el comportamiento dinámico del sistema, logrando reducir el valor de la función de “desabilidad” hasta un valor muy cercano al predicho por el óptimo.

Resulta poco probable encontrar en la literatura una situación experimental similar para tomar como referencia. Los pesos que se utilizaron para crear la función multiobjetivo a partir de las variables dependientes fueron seleccionados a partir de los intereses de la planta "Sol-Palmeras". Si este modelo se aplica a otra planta con intereses diferentes de optimización, se

deben tomar pesos diferentes y con esto se deben esperar resultados también diferente. Esta es la principal desventaja de la optimización multiobjetivo a priori, se basa en aspectos subjetivos. Por otra parte, las 10 variables dependientes que se utilizaron para crear la función multiobjetivo también fueron seleccionadas a partir de los intereses de esta EDAR y pueden variar de una planta a otra y de un especialista a otro.

Aunque en el epígrafe 1.2.1 se menciona que Lawrence y McCarthy (1970), Sheintuch (1987) y Cho, *et al.* (1996) utilizan como variable de decisión en la optimización la fracción de lodo purgado en el sedimentador, no es posible utilizarla como referencia en el análisis de los resultados. Estos autores consideran al sistema en condiciones estacionarias, mientras que el principal interés de este trabajo es optimizar de la estabilización dinámica del sistema.

7.- CONCLUSIONES

1. Se comprobó la factibilidad de utilizar la metodología de dinámica de los sistemas para modelar procesos complejos, como es el caso de las estaciones depuradoras de aguas residuales. Para esto se proponen dos etapas intermedias en esta metodología: comenzar por un diagrama de Forrester preliminar que sólo involucre a los niveles y dividir el diagrama en secciones que sólo contengan dos niveles o un nivel y una nube para realizar el desarrollo de cada sección por separado y finalmente integrarlas todas en un único diagrama.
2. Los resultados del ajuste al caso base permiten asegurar que el modelo de dinámica de sistemas obtenido representa adecuadamente el comportamiento de la eliminación de contaminantes orgánicos y nitrogenados en el proceso de lodos activados de la planta de tratamiento “Sol-Palmeras”, una vez que ha alcanzado el estado estacionario; observándose errores menores del 10 % entre las mediciones experimentales y los valores simulados.
3. El análisis de sensibilidad demuestra que el modelo responde de manera lógica a los cambios de concentración de contaminantes del afluente, observándose que la concentración de nitrógeno amoniacal es mucho más sensible ante cambios en la corriente de reciclado que la concentración de materia orgánica.
4. Se comprobó, mediante el análisis de respuesta ante puntas de carga, que el sistema tiende a la estabilidad después de ocurrir una perturbación, tal como fue predicho por el diagrama causal. Sin embargo, el tiempo requerido para lograr la estabilidad depende de la fracción de reciclado, de manera directa para las concentraciones de microorganismos y de manera inversa para la concentración de nitrógeno amoniacal. Este comportamiento hace que se deba establecer un compromiso entre ambos parámetros y utilizar una fracción de reciclado que haga mínimo el tiempo requerido para retornar a la estabilidad al proceso.

5. Los parámetros que indican la estabilidad dinámica de los procesos biológicos de depuración de aguas residuales de cultivo suspendido –concentraciones de contaminantes en el efluente, de microorganismos en el reactor y tiempo de estabilización del sistema– pueden ser optimizados globalmente en función de la fracción de lodo que se extrae del clarificador mediante el uso de una función multiobjetivo.

BIBLIOGRAFIA

1. ACOSTA, JA. y JOVA, LS. 1995. *Biorreactores*. La Habana : Editorial Científico-Técnica, p. 86.
2. ANDERSON, MJ. y WHITCOMB, PJ. 1999. Optimizing formulation performance with desirability functions. En: *Proceedings Canadian Institute of Metallurgy*. Quebec, Canada, August 1999.
3. BAETENS, D. 2000. *Enhanced biological phosphorus removal: modelling and experimental design*. Thesis for the degree of Doctor in Applied Biological Sciences [online]. Ghent University, Belgium. 261 p. [consultada en enero del 2005]. Disponible en el *World Wide Web*: <<http://biomath.rug.ac.be/>>.
4. BENITEZ, A. y MARTINEZ, Y. 2000. Descripción matemática y simulación de sistemas de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales, *Avanzada Científica* [online], enero/abril del 2000, vol. 3, no. 1 [consultada en diciembre del 2004]. Disponible en el *World Wide Web*: <http://www.atenas.inf.cu/publicaciones/avan_cientif/num7/artic_w95.html>.
5. BENITEZ, A. y MARTINEZ, Y. 2001. Software para el diseño y evaluación de EDARs. En *Memorias de COMAT-2001* [CD-ROM]. Universidad de Matanzas, junio del 2001.
6. BENITEZ, A. y MARTINEZ, Y. 2002 (a). Estudio dinámico de EDARs utilizando la metodología de dinámica de los sistemas. En *Memorias del V Taller Internacional Ecología y Desarrollo* [CD-ROM]. Universidad de Matanzas, marzo del 2002.
7. BENITEZ, A. y MARTINEZ, Y. 2002 (b). Modelación matemática de EDARs utilizando la metodología de geoecología de los paisajes. En *Memorias del V Taller Internacional Ecología y Desarrollo* [CD-ROM]. Universidad de Matanzas, marzo del 2002.

8. BENITEZ, A. y MARTINEZ, Y. 2002 (c). Valoración ecológica y económica de las aguas residuales procedentes del polo turístico de Varadero. En *Memorias del V Taller Internacional Ecología y Desarrollo* [CD-ROM]. Universidad de Matanzas, marzo del 2002.
9. BENITEZ, A., MARTINEZ, Y. y JUNCO, JZ. 1997. Fill: Un software a favor del medio ambiente. En *Memorias de COMAT-97* [CD-ROM]. Universidad de Matanzas, junio de 1997.
10. BIXIO, D. y PARMENTIER, G. 2001. Integrating risk analysis in the design / simulation of activated sludge systems. En: *Proceedings 74th Annual WEF Conference and Exposition*. Atlanta, USA, October 14-18 2001.
11. BOUCHAD, DC. 1995. Environmental modelling software at the U.S. Environmental Protection Agency's Center for exposure assessment modelling. En BEROGGI, GE. y WALLACE, WA. *Computer Supported Risk Management*. New York : U.S. Government, p. 321-360.
12. BREKKE, KA. y MOXNES, E. 2002. Do numerical simulation and optimization results improve management? Experimental evidence. *J. Economic Behavior & Organization*, vol. 1441, p. 1-15.
13. BUNGAY, HR. y HUMPHREY, AE. 1997. Biochemical Engineering. En PERRY, RH., GREEN, DW. y MALONEY, JO., *Perry's Chemical Engineer's Handbook*. 7ma ed. New York : McGraw-Hill. Sección 24.
14. BURNHAM, R. 1998. How to select design of experiments software. *Quality Digest*, November 1998.
15. CARLSSON, B. 2000 (a). An introduction to modelling bioreactors. En *Wastewater Treatment* [on-line]. Uppsala University [consultada en febrero del 2002]. Disponible en el *World Wide Web*:
<<http://www.syscon.uu.se/education/MSc/courses/wwt98/modbior98.pdf>>.

-
16. CARLSSON, B. 2000 (b). An introduction to sedimentation theory in wastewater treatment. En *Wastewater Treatment* [on-line], Uppsala University [consultada en febrero del 2002]. Disponible en el *World Wide Web*:
<<http://www.syscon.uu.se/education/MSc/courses/wwt98/sett98.pdf>>.
 17. CARSTENSEN, J. y VANROLLEGHEM PA. 1998. *Modelling terminology and methodology for activated sludge modelling*. Kollekolle, Denmark, March 15 1998. 58 p.
 18. CARVALHO, G. y NOVAIS JM. 2002. Optimal operation for timely adaptation of activated sludge plants to changes in the surfactant composition of wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, (en prensa).
 19. CHECKLAND, P. 1999. *Systems thinking, systems practice: A 30 - years retrospective*. New York : John Wiley & Sons. 214 p.
 20. CHO, SH., CHANG, HN. y PROST, C. 1996. Steady state analysis of the coupling aerator and secondary settling tank in activated sludge process. *Wat. Res.*, vol. 30, no. 11, p. 2601-2608.
 21. CITMA. 1995. *Cuba: datos e informaciones sobre medio ambiente y desarrollo*. La Habana : Agencia de Medio Ambiente. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente. 20 p.
 22. COEN, F. 1997. Improved design and control of industrial and municipal nutrient removal plants using dynamics models. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 35, no. 10, p. 53-61.
 23. DEMEY, D. y VANDERHAEGEN, B. 2001. Validation and implementation of model based control strategies at an industrial wastewater treatment plant. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 44, no. 2-3, p. 145-153.
 24. DIAZ, M. 1997. Tratamiento de residuales por sistemas naturales. En *Monografías para la Maestría de Ingeniería en Saneamiento Ambiental*. La Habana : ISPJAE-CIPRO. 30 p.

25. DOLD, PL. y EKAMA, GA. 1980. A general model for the activated sludge process. *Prog. Wat. Tech.*, vol. 12, no. 6, p. 47-77 .
26. DRENNER, RW. 1997. Ecological water treatment system for removal of phosphorus and nitrogen from polluted water, *Ecological Applications*, vol. 7, no. 2, p. 381-390.
27. FIGUEIRAS, A. 1997. *Simulación*. 1ra. ed. Madrid : COTEC. 62 p. Volumen 3 de la serie: Documentos COTEC sobre Oportunidades Tecnológicas. Depósito legal: M. 37.748-1992.
28. FRONTEAU, C. 1997. Integrated modelling: comparison of state variables, processes and parameters in sewer and waste water treatment models. En: *Proceedings 2nd IAWQ Conference on the Sewer as a physical, chemical and biological reactor*. Aalborg, Denmark, May 26-28 1997. p. 8.
29. GERNAEY, K. 2001. Activated sludge monitoring with combined respirometric - titrimetric measurements. *Wat. Res.* vol. 35, no. 5, p. 1280-1294.
30. GERNAEY, K. y PETERSEN, B. 2000. Application of dynamic models (ASM1) and simulation to minimize renovation costs of a municipal activated sludge wastewater treatment plant. En: *Proceedings 1st World Congress of the International Water Association*. Paris, France, July 3-7 2000.
31. GERNAEY, K. y PETERSEN, B. 2001. Model-based interpretation of titrimetric data to estimate aerobic carbon source degradation kinetics. En: *Proceedings 8th IFAC Conference on Computer Applications in Biotechnology*. Québec, Canada, June 24-27 2001. p. 263-268.
32. GILLOT, S y CLERCQ, BD. 1999. Optimization of wastewater treatment plant design and operation using simulation and cost analysis. En: *Proceedings 72nd Annual WEF Conference and Exposition [CD-ROM]*. New Orleans, USA, October 9-13 1999.
33. GOMEZ, E. 1999. *Tratamiento y caracterización de aguas residuales: tecnologías de bajo coste*. León : Escuela Superior Técnica de Ingenieros Agrarios. 220 p.

-
34. GONZALEZ, A. y MORENO, G. 1998. Dinámica de poblaciones en un proceso de lodos activados durante la aclimatación a compuestos fenólicos. En *Memorias del XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS* [CD-ROM]. Ciudad de México, agosto de 1998.
35. GONZALEZ, J. 1999. *Propuesta de un sistema de tratamiento de aguas albañales para la zona turística de Varadero*. Tesis en opción al título académico de “Máster en Control y Tratamiento de la Contaminación Ambiental”, Universidad de Matanzas. Cuba.
36. GONZALEZ, L. 2002. *Aprovechamiento de los lodos de depuradoras urbanas para la remoción de contaminantes orgánicos de aguas residuales*. Tesis en opción al título académico de “Máster en Control y Tratamiento de la Contaminación Ambiental”, Universidad de Matanzas. Cuba.
37. GRIJSPEERDT, K. y VANROLLEGHEM, PA. 1999. Estimating the parameters of the Baranyi-model for bacterial growth. En: *Proceedings 9th European Congress on Biotechnology*. Brussels, Belgium, July 11-15 1999.
38. GROS, J. y RAMIREZ, E. 1999. *Aguas residuales industriales*. 1ra. ed Madrid : COTEC. 125 p. Volumen 10 de la serie: Documentos COTEC sobre Necesidades Tecnológicas. Depósito legal: M. 17.906-1999.
39. HENZE, M. 1995. Activated sludge model no.2. En *IAWQ scientific and technical reports no. 3*. London.
40. HERNANDEZ, A. 1998. *Depuración de aguas residuales*. 4ta ed. Madrid : Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. 1006 p.
41. INSMET. 2002. *Resumen mensual del tiempo en Cuba*. Instituto de Meteorología de Cuba. CITMA [consultada en julio del 2002], Disponible en el *World Wide Web*: <<http://www.met.inf.cu/>> en el vínculo *Resumen Mensual* del menú *El Tiempo*.
42. JEPSSON, U. 1999. *A general description of the IAWQ activated sludge model no.1*. Lund Institute of Technology, Sweden.

-
43. JUNCO, JZ., MARTÍNEZ, Y., y AUGUSTO FJ. 2002. Sistemas de tratamiento biológico: aplicación y efectividad en la provincia de Matanzas. En *Memorias del V Taller Internacional Ecología y Desarrollo* [CD-ROM]. Universidad de Matanzas, marzo del 2002.
44. KOPS, S. 2000. The process of model building and simulation of ill-defined systems: application to wastewater treatment. *Mathematical and Computer Modelling of Dynamical Systems*, vol. 5, p. 298-312.
45. KUBA, T. 1997. Kinetics and stoichiometry in the biological phosphorus removal process with short cycle time, *Wat. Res.*, vol. 31, no. 4, p. 918-928.
46. LAWRENCE, AW. y MCCARTHY, PL. 1970 Unified basis for biological treatment design and operation. *J. of Sanitary Eng. Div.*, ASCE SA3, p. 757-778.
47. LINDBERG, CF. 1997. *Control and estimation strategies applied to the activated sludge process*. Thesis for the Degree of Doctor of Philosophy in Automatic Control [online]. Uppsala University, Sweden. 214 p. [consultada en marzo del 2002]. Disponible en el *World Wide Web*: <<http://www.syscon.uu.se/Staff/CFL/PhD.pdf>>.
48. LUEJE, MA. Y GOMEZ, A. 2000. Optimización energética a partir de los fangos generados en la estación depuradora de aguas residuales de Galindo (Sestao). *Energía*, marzo/abril, p. 157-167.
49. MARTINEZ, S. y REQUENA, A. 1986. *Dinámica de sistemas*. Madrid : Alianza Editorial. 480 p. Obra en 2 tomos.
50. MARTINEZ, Y. 1998. *Caracterización físico - química del efluente de una EDAR por lodos activados*. Tesis de Diplomado en Evaluación de Impacto Ambiental. ISPJAE, Ciudad de La Habana. 58 p.

51. MARTINEZ, Y. 2002. *Estudio de variantes operacionales para el mejoramiento de la calidad de efluentes de EDARs a través de la simulación matemática*. Tesis en opción al título académico de “Máster en Control y Tratamiento de la Contaminación Ambiental”. Universidad de Matanzas, Cuba. 156 p.
52. MARTINEZ, Y. y BENITEZ, A. 1997. Descripción matemática de los sistemas de lodos activados para el tratamiento de aguas residuales. En *Memorias de COMAT-97* [CD-ROM]. Universidad de Matanzas, junio de 1997.
53. MARTINEZ, Y. y BENITEZ, A. 2002. Impacto de la contaminación con nutrientes en las zonas costeras. En *Memorias del V Taller Internacional Ecología y Desarrollo* [CD-ROM]. Universidad de Matanzas, marzo del 2002.
54. MARTINEZ, Y. y BERRIOS, F. 1996. *Propuesta de sistema de tratamiento de aguas albañales para zonas turísticas*. Trabajo de Diploma en Ingeniería Química. Universidad de Matanzas. 45 p.
55. MARTINEZ, Y., BENITEZ, A. y DOMINGUEZ, F. 2002. Evaluación de una EDAR por lodos activados. En *Memorias del V Taller Internacional Ecología y Desarrollo* [CD-ROM]. Universidad de Matanzas, marzo del 2002.
56. MARTINEZ, Y., BENITEZ, A. y GONZALEZ, J. 2004. Influencia del pH y del uso del carbón activado en el proceso de depuración de aguas residuales albañales a escala de laboratorio. *Retos Turísticos*. vol 3, no. 3, p. 30-33.
57. MARTINEZ, Y., BENITEZ, A. y JUNCO, JZ. 2005. Caracterización estadística del afluente y efluente de EDARs. *Ingeniería Química*. año XXXVII, no. 420, enero 2005, p. 172-180.
58. MEIRLAEN, J. y HUYGHEBAERT, B. 2001. Fast, simultaneous simulation of the integrated urban wastewater system using mechanistic surrogate models. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 43, no. 7, p. 301–309.

-
59. MEIRLAEN, J. y VANASSEL, J. 2002. Real time control of the integrated urban wastewater system using simultaneously simulating surrogate models. *Wat. Sci. Tech.*
60. MEIRLAEN, J. y VANROLLEGHEM, PA. 2000. Simulation of the integrated urban wastewater system using mechanistic surrogate models. En: *Proceedings Conference on Monitoring and Modelling Catchment Water Quantity and Quality*, Gent, Belgium, September 27-29 2000.
61. METCALF y EDDY 1996. *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización*. 3ra ed. Madrid : McGraw-Hill. 1485 p.
62. MIHELICIC, JR.. 1999. *Fundamentals of Environmental Engineering*. New York : John Wiley & Sons. 528 p.
63. MORGENROTH, E. y ARVIN, E., 2002. The use of mathematical models in teaching wastewater treatment engineering. *Wat. Sci. Tech.* (en prensa).
64. NIBIS, B. 1998. Ajustes de modelos de remoción de DBO en lagunas. En *Memorias del XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS* [CD-ROM]. Ciudad de México, agosto de 1998.
65. NIST/SEMATECH. 2002. *Engineering Statistics e-Handbook*. New York : National Institute of Standards and Technology (NIST) [consultada en enero del 2005]. Disponible en el *World Wide Web*: <<http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/>>.
66. PEÑA, A., RUEDA, M., CARRERAS, S., OLIVER, R. y ESTRANCY, F. 2005. Eliminación de nitrógeno amoniacal en aguas sanitarias residuales. *Ingeniería Química*. año XXXVII, no. 420, enero 2005, p. 161-168.
67. PETERSEN B. y GERNAEY, K. 2002. Calibration of activated sludge models: a critical review of experimental designs. En: AGATHOS S. y REINEKE W. *Biotechnology for the Environment*. Dordrecht : Kluwer Academic Publishers, Volume 3. The Netherlands. 80 p.

-
68. PETERSEN, B. y GERNAEY, K. 1999. Modelling of activated sludge process kinetics using a combination of hybrid respirometric and titrimetric data. En: *Proceedings 9th European Congress on Biotechnology*. Brussels, Belgium, July 11-15 1999.
69. QASIM, SR. 1994. *Wastewater Treatment Plants: Planning, Design and Operation*. Switzerland : Technomic Publishing, 725 p.
70. RAMALHO, RS. 1996. *Tratamiento de aguas residuales*. 2da ed. Barcelona : Reverté. 705 p.
71. ROLIM, M. 2000. *Sistemas de lagunas de estabilización*. Madrid : McGraw-Hill. 370 p.
72. ROMERO, H. 1998. Las vicisitudes de las plantas de tratamiento de aguas residuales en México. En *Memorias del XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS* [CD-ROM]. Ciudad de México, agosto de 1998.
73. ROONEY, TA. 1998. Statistical design: how to optimize chemical experiment and processes. *Today's Chem. Work*, vol. 7, no. 11, p. 21-23.
74. ROUSSEAU D. y VERDONCK F. 2001 (a). Risk assessment tool for the design of wastewater treatment plants. *Med. Fac. Landbouw. Univ. Gent*, vol. 65, no. 4, p. 219-223.
75. ROUSSEAU, D. y VERDONCK, F. 2001 (b). Development of a risk assessment based technique for the retrofitting of wastewater treatment plants. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 43, no. 7, p. 287-294.
76. RUSTEN, B. y SILJUDALEN, JG. 1996. Upgrading of a biological chemical treatment plant for cheese factory wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, vol. 34, no. 11, p. 41-49.
77. SAUNAMÄKI, R. 1997. Activated sludge plants in Finland. *Wat.Sci. Tech.*, vol. 35, no. 2-3, p. 235-243.

-
78. SEOANEZ, M. 1999. *Aguas residuales urbanas: tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento*. 2da ed. Madrid : Mundi-Prensa. 368 p.
79. SERRANO, E. 2000. Protección integral contra puntas de carga y toxicidad del tratamiento biológico de una EDAR. *Residuos*, año X, no. 52, p. 40-44.
80. SHEINTUCH, M. 1987. Steady state modeling of reactor-settler interaction. *Wat. Res.*, vol. 21, no. 12, p. 1463-1772.
81. SHELDEN, RA. y DUNN, IJ. 2001. Dynamic simulation. Modeling processes, the environment, the world. *CEP*, Diciembre [consultada en julio del 2003]. Disponible en el *World Wide Web*: <<http://www.cepmagazine.org> />.
82. STERMAN, JD. 2001. *Business dynamics : systems thinking and modeling for a complex world*. New York : McGraw-Hill. Partes I y II.
83. STORCH DE GARCIA, JM. 2005. Química industrial de las depuraciones de agua. *Ingeniería Química*. año XXXVII, no. 420, enero 2005, p. 197-212.
84. THABET, M. 1998. *Evaluación de una planta de tratamiento de aguas residuales por lodos activados*. Trabajo de Diploma en Ingeniería Química. Universidad de Matanzas. 47p.
85. THEODORE, L. y BUONICORE, AJ. 1997. Waste Management. . En PERRY, RH., GREEN, DW. y MALONEY, JO., *Perry's Chemical Engineer's Handbook*. 7ma ed. New York : McGraw-Hill. Sección 25.
86. VANHOOREN H. y YUAN, Z. 2001. Benchmarking nitrogen removal suspended-carrier biofilm systems using dynamic simulation. En: *Proceedings 3rd IWA International Specialized Conference on Microorganisms in Activated Sludge and Biofilm Processes* [CD-ROM]. Rome, Italy, June 13-15 2001.

87. VANHOOREN, H. 2001. *Modelling for optimization of biofilm wastewater treatment processes: a complexity compromise*. Thesis for the degree of Doctor in Applied Biological Sciences [on-line]. Ghent University, Belgium. 256 p [consultada en enero del 2003]. Disponible en el *World Wide Web*: <<http://biomath.rug.ac.be/>>.
88. VANROLLEGHEM, PA. 2000 (a). *Modelling biosystem dynamics*. En: *PhD Course: Trends in Research & Development* [on-line]. Faculty of Agricultural and Applied Biological Sciences, Ghent University, Belgium. December 2000 [consultada en enero del 2003]. Disponible en el *World Wide Web*: <<http://biomath.rug.ac.be/>>.
89. VANROLLEGHEM, PA. 2000 (b). The use of models in advanced WWTP control. Not only model - based predictive control. In: *Proceedings TI-KVIV Studiedag Geavanceerde Controletechnieken in de Waterzuivering*. Gent, Belgium, October 25 2000. 25 p.
90. VANROLLEGHEM, PA. 2001 (a). Model simulation for improved operation and control of wastewater treatment plants. En: *Proceedings Seminaire La Modélisation en Assainissement: Remise en Cause des Pratiques?* Strasbourg, France, January 24 2001. 23p.
91. VANROLLEGHEM, PA. 2001 (b). *The usefulness of models in wastewater engineering*. Institute for Urban Water Management. Dresden University of Technology, Germany. January 18th 2001.
92. VANROLLEGHEM, PA. y BENCHEHEUB, Y. 1998. Economic optimization of wastewater treatment plant design and operation through modelling. En: *Proceedings Waste Decision '98, Decision and Control in Waste Bio- processing*. Narbonne, France, February 25- 27 1998.
93. VANROLLEGHEM, PA. y GERNAEY, K. 1998. Limitations of short-term experiments designed for identification of activated sludge biodegradation models by fast dynamic phenomena. En: *Proceedings 7th IFAC Conference on Computer Applications in Biotechnology*. Osaka, Japan, May 31 - June 4 1998. p. 567-572.

94. VANROLLEGHEM, PA. y GILLOT, S. 2000. "WEST". En: HEMMIS, NV. *COST: 'Simulation Benchmark' Manual*. Kortrijk, Belgium. Chapter 11, p. 113-123.
95. VANWELDEN, DF. 2000. *Induction of predictive models for dynamical systems via data mining*. Thesis for the degree of Doctor in Applied Biological Sciences [online]. Ghent University, Belgium. 271 p [consultada en enero del 2003]. Disponible en el *World Wide Web*: <<http://biomath.rug.ac.be/>>.
96. VENNIX, J. 1999. *Group model building: Facilitating team learning using system dynamics*. 3ra ed. New York : John Wiley & Sons. 436 p.

ANEXO 1 : Nomenclatura

- Θ_c Edad del lodo (h)
- θ Coeficiente de actividad – temperatura
- Δqm_i Gasto másico del componente i con el exterior del sistema (g / h)
- r_s Concentración másica de sustrato (g / m³)
- r_x Concentración másica de microorganismos en interior del sistema (g / m³)
- r_{x_0} Concentración de microorganismos en la corriente de entrada (g / m³)
- r_{x_p} Concentración de microorganismos en la corriente de purga (g / m³)
- μ_{max} Velocidad máxima de crecimiento (h⁻¹)
- $\frac{dm_i}{dt}$ Variación temporal neta de la masa del componente i en el sistema (g / h)
- g_{v_0} Caudal alimentado al reactor (m³ / h)
- g_{v_p} Caudal de lodos purgados de la corriente de fondo del clarificador (m³ / h)
- k Tasa máxima de utilización del sustrato por unidad de microorganismos (h⁻¹)
- k_d Constante de descomposición endógena (h⁻¹)
- K_s Constante de saturación (g / m³)
- $qm_i^{(m)}$ Gasto másico del componente i a través de la interfase con otros componentes (g / h)
- R Relación de reciclado de lodos
- r_i Gasto másico de producción o consumo del componente i por reacción química (g / h)
- V_A Volumen del reactor (m³)
- Y Constante conversión másica de sustrato en biomasa

Anexo 1. Continuación

<i>DBO5</i>	Concentración de materia orgánica en el sistema (g / m^3)
<i>DBO5_Convertido</i>	Caudal de materia orgánica que se transforma en microorganismos heterótrofos ($\text{g} / \text{m}^3 - \text{h}$)
<i>DBO5_Perdido</i>	Caudal de materia orgánica utilizada en el metabolismo de los microorganismos ($\text{g} / \text{m}^3 - \text{h}$)
<i>DBO5Max</i>	Concentración máxima de materia orgánica que entra al sistema (g / m^3)
<i>DBO5Min</i>	Concentración mínima de materia orgánica que entra al sistema (g / m^3)
<i>Entra_DBO5</i>	Caudal de materia orgánica que entra al sistema ($\text{g} / \text{m}^3 - \text{h}$)
<i>Entra_NH3</i>	Caudal de nitrógeno amoniacal que entra al sistema ($\text{g} / \text{m}^3 - \text{h}$)
<i>Horas_del_dia</i>	Tiempo en períodos de 24 horas (h)
<i>Ks_DBO5</i>	Constante de saturación para la materia orgánica (g / m^3)
<i>Ks_NH3</i>	Constante de saturación para el nitrógeno amoniacal (g / m^3)
<i>NH3</i>	Concentración de nitrógeno amoniacal en el sistema (g / m^3)
<i>NH3_Convertido</i>	Caudal de nitrógeno amoniacal que se transforma en microorganismos nitrificantes ($\text{g} / \text{m}^3 - \text{h}$)
<i>NH3_Perdido</i>	Caudal de nitrógeno amoniacal utilizada en el metabolismo de los microorganismos ($\text{g} / \text{m}^3 - \text{h}$)
<i>NH3Max</i>	Concentración máxima de nitrógeno amoniacal que entra al sistema (g / m^3)
<i>NH3Min</i>	Concentración mínima de nitrógeno amoniacal que entra al sistema (g / m^3)
<i>Purga</i>	Fracción de lodo purgado del sistema
<i>Purga_Xh</i>	Caudal de microorganismos heterótrofos purgados del lodo ($\text{g} / \text{m}^3 - \text{h}$)
<i>Purga_Xi</i>	Caudal de biomasa inerte purgada del lodo ($\text{g} / \text{m}^3 - \text{h}$)
<i>Purga_Xn</i>	Caudal de microorganismos nitrificantes purgados del lodo ($\text{g} / \text{m}^3 - \text{h}$)
<i>r_DBO5</i>	Velocidad de crecimiento de microorganismos heterótrofos ($\text{g} / \text{m}^3 - \text{h}$)
<i>r_NH3</i>	Velocidad de crecimiento de microorganismos nitrificantes ($\text{g} / \text{m}^3 - \text{h}$)
<i>r_Xh</i>	Velocidad de crecimiento de la biomasa inerte por la muerte de microorganismos heterótrofos ($\text{g} / \text{m}^3 - \text{h}$)
<i>r_Xn</i>	Velocidad de crecimiento de la biomasa inerte por la muerte de microorganismos nitrificantes ($\text{g} / \text{m}^3 - \text{h}$)
<i>rmax_DBO5</i>	Velocidad máxima de crecimiento de microorganismos heterótrofos (h^{-1})
<i>rmax_NH3</i>	Velocidad máxima de crecimiento de microorganismos nitrificantes (h^{-1})
<i>Theta</i>	Coefficiente de actividad – temperatura para el proceso de lodos activados

Anexo 1. Continuación

<i>VarCarg</i>	Variación unitaria del caudal diario
<i>Xh</i>	Concentración de microorganismos heterótrofos (g / m ³)
<i>Xh_Convertido</i>	Caudal de microorganismos heterótrofos que pasan a formar la biomasa inerte (g / m ³ - h)
<i>Xi</i>	Concentración de biomasa inerte (g / m ³)
<i>Xn</i>	Concentración de microorganismos nitrificantes (g / m ³)
<i>Xn_Convertido</i>	Caudal de microorganismos nitrificantes que pasan a formar la biomasa inerte (g / m ³ - h)
<i>Y_DBO5</i>	Constante de conversión másica de materia orgánica a microorganismos heterótrofos
<i>Y_NH3</i>	Constante de conversión másica de nitrógeno amoniacal a microorganismos nitrificantes

ANEXO 2 : Símbolos de Forrester

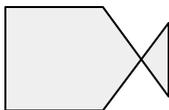
J. Forrester introduce un símil hidrodinámico para ilustrar el comportamiento de los sistemas dinámicos, y a partir de ahí elige símbolos afines para representar las distintas características estructurales y funcionales de los sistemas (Martínez y Requena, 1986):



Nube: Representa una fuente o un sumidero; puede interpretarse como un nivel que no tiene interés y que es prácticamente inagotable o que su variación, en el intervalo de tiempo estudiado, no es significativa.



Nivel: Representa una acumulación de flujos. Es la variable de estado.



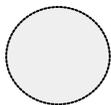
Válvula: Regula la variación de un nivel. Representa un cambio en el estado del sistema.



Flujo material: Canal de transmisión de una magnitud física que se debe conservar durante la simulación.



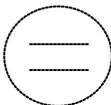
Flujo de información: Canal de transmisión de una cierta información que no es necesario almacenar durante la simulación.



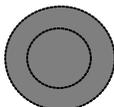
Variable auxiliar: Una cantidad con un cierto significado físico en el mundo real y con un tiempo de respuesta instantáneo.



Constante o parámetro: Un elemento del modelo que no cambia de valor durante el período de simulación.

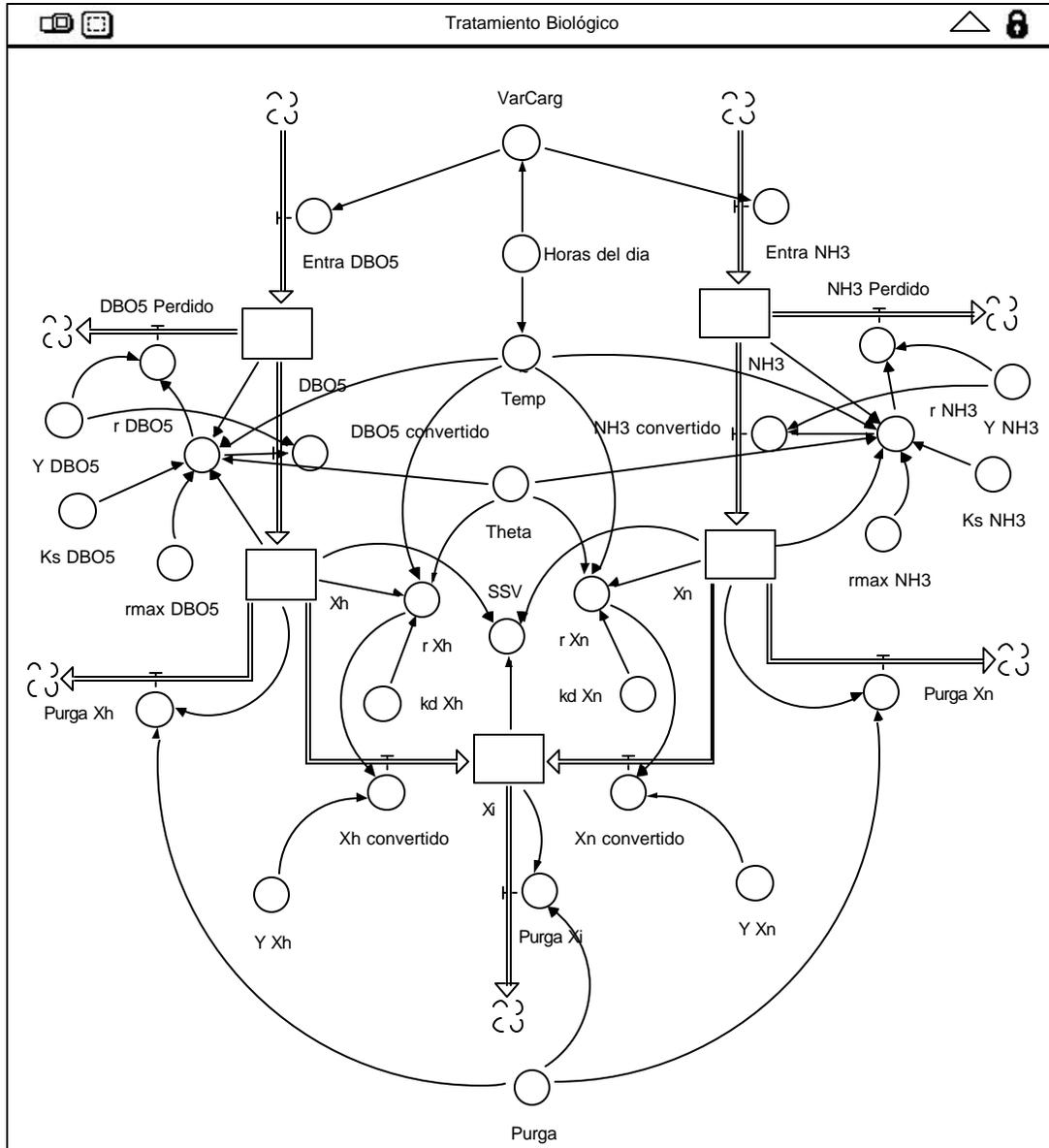


Relación no lineal: Entre dos variables existe una relación funcional no lineal, por ejemplo: polinomios, funciones trigonométricas, exponenciales, etc.



Variable exógena: Variable cuya evolución es independiente de las del resto del sistema. Representa una acción del medio sobre el sistema.

ANEXO 3: Diagrama del modelo en STELLA



ANEXO 4: Modelo Matemático

Tabla A4-1: Listado del modelo matemático generado por *ithink*.

```
METHOD Stiff

STARTTIME = 0
STOPTIME = 500
DT = 0.001
DTMAX = 0.001
TOLERANCE = 0.001
DTOUT = 0

Entra_DBO5 = VarCarg * (142.8 - 63.2) + 63.2
r_DBO5 = (rmax_DBO5 * DBO5 * Xh / (Ks_DBO5 + DBO5)) * Theta ^ (Temp - 20)
DBO5_convertido = r_DBO5 * Y_DBO5
DBO5_Perdido = r_DBO5 * (1 - Y_DBO5)

DBO5(t) = DBO5(t - dt) + (Entra_DBO5 - DBO5_convertido - DBO5_Perdido) * dt
INIT DBO5 = 142.8
LIMIT DBO5 >= 0

r_Xh = (kd_Xh * Xh) * Theta ^ (Temp - 20)
Xh_convertido = r_Xh * Y_Xh
Purga_Xh = Xh * Purga

Xh(t) = Xh(t - dt) + (DBO5_convertido - Xh_convertido - Purga_Xh) * dt
INIT Xh = 113
LIMIT Xh >= 0

Entra_NH3 = VarCarg * (32.5 - 3.3) + 3.3
r_NH3 = (rmax_NH3 * NH3 * Xn / (Ks_NH3 + NH3)) * Theta ^ (Temp - 20)
NH3_convertido = r_NH3 * Y_NH3
NH3_Perdido = r_NH3 * (1 - Y_NH3)

NH3(t) = NH3(t - dt) + (Entra_NH3 - NH3_convertido - NH3_Perdido) * dt
INIT NH3 = 32
LIMIT NH3 >= 0

r_Xn = (kd_Xn * Xn) * Theta ^ (Temp - 20)
Xn_convertido = r_Xn * Y_Xn
Purga_Xn = Xn * Purga
```

Tabla A4-1: (Continuación)

```

Xn(t) = Xn(t - dt) + (NH3_convertido - Xn_convertido - Purga_Xn) * dt
INIT Xn = 3
LIMIT Xn >=0

Purga_Xi = Xi * Purga

Xi(t) = Xi(t - dt) + (Xh_convertido + Xn_convertido - Purga_Xi) * dt
INIT Xi = 51
LIMIT Xi >= 0

Purga = 0.013
Theta = 1.04

Y_DBO5 = 0.588
rmax_DBO5 = 0.417
Ks_DBO5 = 80

Y_Xh = 0.1905
kd_Xh = 0.002

Y_NH3 = 0.133
rmax_NH3 = 0.252
Ks_NH3 = 1.4

Y_Xn = 0.1905
kd_Xn = 0.002

t = MOD (TIME,24)

VarCarg = -1.59029E-06 * t^6 + 0.000109377 * t^5 - 0.00272335 * t^4 + 0.02876196
* t^3 - 0.10568704 * t^2 - 0.00858612 * t + 0.675

Temp = GRAPH(t)
(0.00, 23.1), (1.00, 22.4), (2.00, 21.8), (3.00, 21.2), (4.00, 20.5), (5.00,
20.1), (6.00, 20.0), (7.00, 20.2), (8.00, 21.3), (9.00, 23.9), (10.0, 27.2),
(11.0, 29.0), (12.0, 29.9), (13.0, 30.0), (14.0, 30.0), (15.0, 29.9), (16.0,
29.6), (17.0, 29.2), (18.0, 28.6), (19.0, 27.6), (20.0, 26.6), (21.0, 25.7),
(22.0, 24.8), (23.0, 24.0), (24.0, 23.0)

```

Anexo 4. Continuación

Tabla A4-2: Variante del modelo mostrado en la Tabla A4-1 para el caso de una perturbación en la carga contaminante del afluente a la mitad del tiempo máximo de simulación.

```
Pert_DBO5_Max = IF TIME < STOPTIME/2 THEN 142.8 ELSE 172.4
Pert_DBO5_Min = IF TIME < STOPTIME/2 THEN 63.2 ELSE 86.9
Entra_DBO5 = VarCarg * (Pert_DBO5_Max - Pert_DBO5_Min) + Pert_DBO5_Min

Pert_NH3_Max = IF TIME < STOPTIME/2 THEN 32.5 ELSE 39.5
Pert_NH3_Min = IF TIME < STOPTIME/2 THEN 3.3 ELSE 4.9
Entra_NH3 = VarCarg * (Pert_NH3_Max - Pert_NH3_Min) + Pert_NH3_Min
```

Nota: La ecuación para el cálculo de la variable `Entra_DBO5` del modelo original (Tabla A3-1) se sustituye por las ecuaciones `Pert_DBO5_Max`, `Pert_DBO5_Min` y `Entra_DBO5` y la ecuación para el cálculo de la variable `Entra_NH3` se sustituye por las ecuaciones `Pert_NH3_Max`, `Pert_NH3_Min` y `Entra_NH3`

ANEXO 5: Simulación del Caso Óptimo

Perfiles de DBO_5 y de concentración de nitrógeno amoniacal en el efluente, así como de microorganismos heterótrofos y autótrofos nitrificantes en el reactor, obtenidos como resultado de la simulación para la condición óptima de la variable fracción de purga en la corriente de lodo del clarificador ($Purga^* = 0.741\%$):

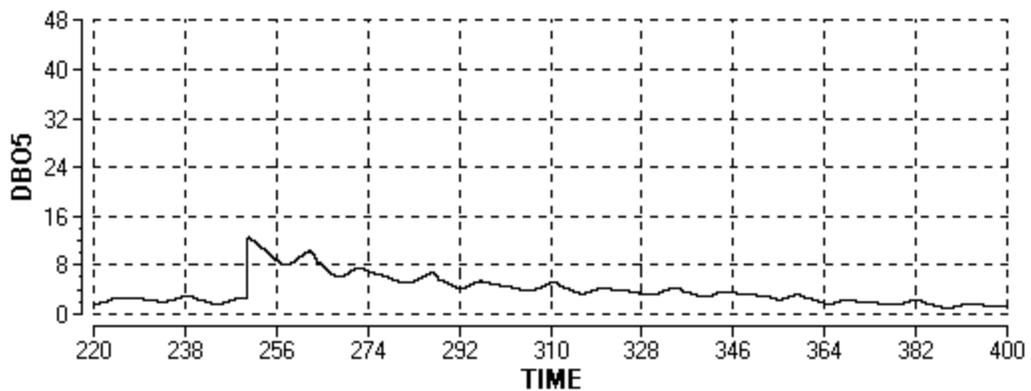


Figura A5-1: Perfil de DBO_5 en el efluente para la fracción de purga óptima.

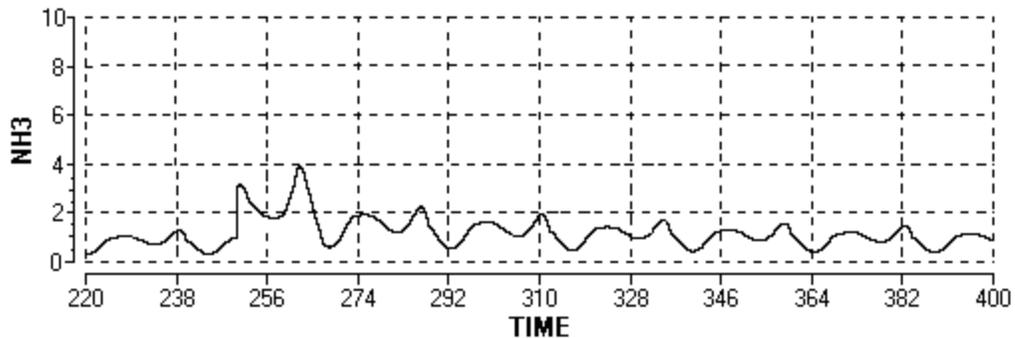


Figura A5-2: Perfil de NH_3 en el efluente para la fracción de purga óptima.

Anexo 5. Continuación

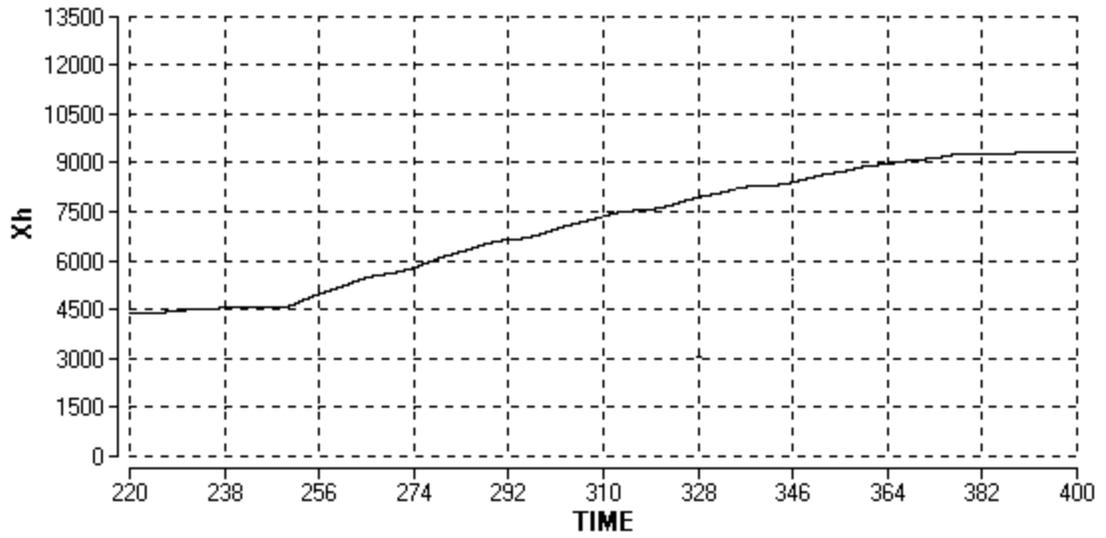


Figura A5-3: Perfil de X_h en el reactor para la fracción de purga óptima.

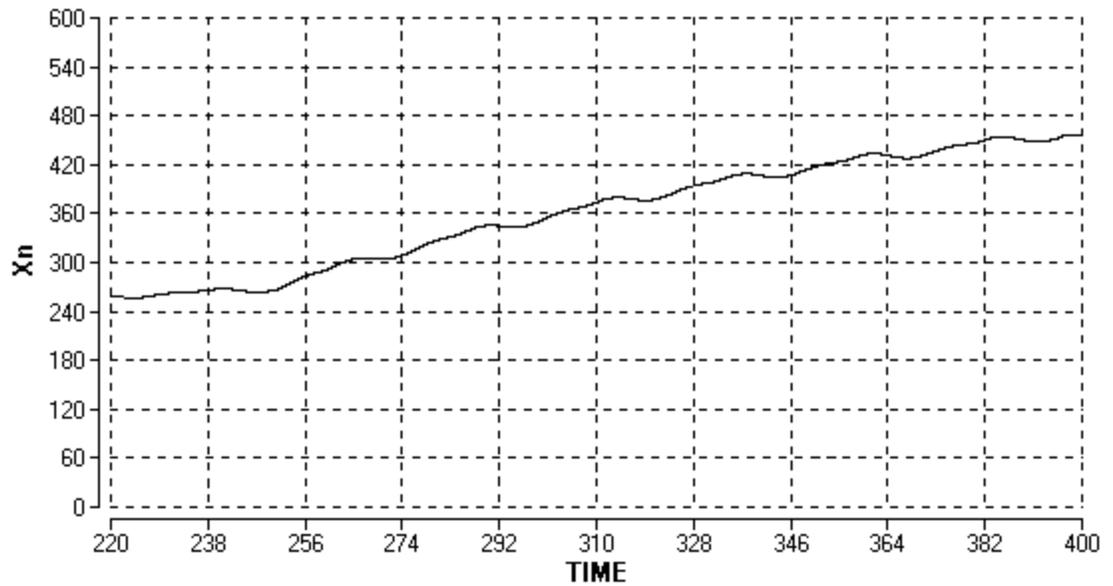


Figura A5-4: Perfil de X_n en el reactor para la fracción de purga óptima.

