

**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA QUÍMICA Y
BIOTECNOLOGÍA**

**SIMULACIÓN DE UN CONTROL NO LINEAL DE
OXÍGENO DISUELTO Y DEMANDA QUÍMICA DE
OXÍGENO EN UN REACTOR DE LODOS ACTIVADOS.**

LUIS MARCELO CORTÉS MARÍN

2007



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS

ESCUELA DE INGENIERÍA Y CIENCIAS

**MEMORIA PARA OPTAR A LOS TÍTULOS DE INGENIERO CIVIL QUÍMICO E
INGENIERO CIVIL EN BIOTECNOLOGÍA.**

**SIMULACIÓN DE UN CONTROL NO LINEAL DE OXÍGENO DISUELTO Y DEMANDA
QUÍMICA DE OXÍGENO EN UN REACTOR DE LODOS ACTIVADOS.**

LUIS MARCELO CORTÉS MARÍN

SR. LEANDRO HERRERA ZEPOLLIN	PROFESOR GUÍA
SR JOSÉ HERNANDEZ	PROFESOR CO GUÍA
SR. JORGE CASTILLO	PROFESOR INTEGRANTE

SANTIAGO DE CHILE
2007

Resumen

El presente Trabajo de Título tuvo por objetivo la simulación del control de Oxígeno Disuelto (OD) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO) biodegradable en un sistema de lodos activados utilizando el modelo IWA ASM1 (considerando solo la remoción de carbono).

Los datos de dimensionamiento, concentraciones y cinética bacteriana necesarias para la implementación del control fueron obtenidos de la ingeniería de una planta de tratamiento de aguas servidas.

El control se basó en dos lazos feedback que controlaban el OD y DQO modificando las variables de entrada coeficiente de transferencia global de oxígeno ($K_L a$) y tasa de recirculación de lodos activos (r), las que corresponden a flujo de aire alimentado y a flujo de lodos reciclado. La medición de las variables controladas se llevó a cabo mediante un método directo de medición de OD y uno indirecto para inferir la DQO biodegradable.

La simulación dinámica del control realizado ante perturbaciones en la DQO biodegradable alimentada responde ajustándose dentro de límites impuestos por autoridad (70 ppm de DQO biodegradable en el efluente) y los límites necesarios para la operatividad del proceso (1 ppm de OD en el reactor). Otro objetivo que se persigue es un tiempo de asentamiento de las respuestas de los sistemas controlados sea cercano a medio turno de operador.

Los resultados de la simulación son bastante alentadores respecto a la utilización de un sensor virtual de DQO biodegradable basado en la medición de OD y en una relación constante DQO biodegradable/OD, puesto que al cerrar el lazo de control de DQO con esta medición, se ajusta bastante bien al comportamiento del valor teórico. No obstante, esta medición no es certera y produce problemas de estabilidad, por lo que resulta más complejo hacer la sintonización y debiera utilizarse acompañado de mediciones periódicas de DQO biodegradable que permitan corregir valores predichos. En cualquier caso, es posible mantener las respuestas bajo los criterios de control impuestos.

También se pudo observar que el sistema entrega valores distantes a los empíricamente esperados en algunos casos, producto de la hipótesis simplificatoria que mantiene la concentración de biomasa de los lodos constante, esto debe ser corregirse

en futuras experiencias mediante un sensor virtual de DQO biodegradable basado en un balance de masa de lodos sedimentados o mediante un sensor de sólidos suspendidos. Ya sea utilizando una hipótesis de densidad constante o un balance de masas más estricto, debiese realizarse periódicamente una comprobación de la densidad de los lodos con tal de predecir comportamientos con mayor grado de certeza.

Finalmente, se considera que el programa es un buen complemento para el control (no necesariamente automático) del funcionamiento de la planta puesto que sus resultados pueden ser aplicados en el programa de control diario.

Índice.

Capítulo 1: Introducción.....	4
1.1. La importancia del agua.....	4
1.2. La contaminación de las aguas continentales.....	5
1.3. Tratamiento de aguas residuales urbanas.....	6
1.4. Descripción de los procesos unitarios de una EDAR. [6].....	8
1.4.1. Pretratamiento y Tratamiento Primario.....	8
1.4.2. Cámara de Arena.....	8
1.4.3. Tratamiento Secundario.....	10
1.4.4. Tratamiento Terciario.....	11
1.4.5. Vertido del líquido.....	12
1.4.6. Fosa Séptica.....	12
1.5. Proceso de lodos activados [11]......	13
1.5.1. Variables involucradas en el proceso.....	13
1.5.2. Característica del proceso de lodos activados.....	14
1.4.2 Modelo Matemático.....	16
1.6. Parámetros de Diseño Utilizados.....	23
1.7. Monitoreo de las descargas.....	25
1.8. Modelo ASM1 simplificado.....	26
1.9. Objetivos.....	28
1.9.1. Objetivo General.....	28
1.9.2. Objetivos Específicos.....	28
1.9.3. Alcances del proyecto.....	28
Capítulo 2: Metodología.....	29
2.1. Clasificación de las variables.....	29
2.2. Estado estacionario objetivo y comportamiento del ASM1 simplificado.....	30
2.3. Aproximación por series de Taylor de los términos no lineales del ASM1 simplificado.....	30
2.4. Transformación a Variables de Desviación.....	32
2.5. Representación del sistema Input-Output en funciones de transferencia.....	35
2.6. Control propuesto.....	38
Capítulo 3: Resultados y Discusiones.....	41

3.1.	Comportamiento del modelo (programas bm.m y programa.m).....	41
3.1.1.	Perturbación Escalón en DQO alimentado.	41
3.1.2.	Eventos de altas concentraciones de DQO de entrada.	43
3.1.3.	Cambios cíclicos en la DQO de entrada.	44
3.1.4.	Discusión del comportamiento del modelo.	44
3.2.	Aproximación a series de Taylor (programas bm_aprox.m y programa_aprox.m).	44
3.3.	Sistema Input-Output (programa Input_output.m).....	45
3.4.	Desarrollo del control propuesto.	48
3.4.1.	Sistema de no Controlado (programa sistema_original en Simulink®).	48
3.4.2.	Sistema de Control con mediciones online de OD y DQO (programa control_sin_sensor_virtual de Simulink®).	49
3.4.3.	Sistema de Control con mediciones online de OD y sensor virtual de DQO. (programa control_con_sensor_virtual de Simulink®).....	51
Capítulo 4:	Discusiones Principales y recomendaciones.	54
Capítulo 5:	Conclusiones.	57
Bibliografía	58	
Gráficos Anexos		60
Anexo I:	Respuesta del sistema no controlado ante perturbaciones escalón de la DQO biodegradable alimentado.	60
Anexo II:	Respuesta del sistema no controlado ante eventos de alta concentración de DQO biodegradable alimentado.	62
Anexo III:	Respuesta del sistema no controlado ante comportamiento cíclico de la DQO entrante.	64
Anexo IV:	Comparación de sistema ASM1 simplificado y Aproximación por series de Taylor.....	66
a)	Comparación ante aumentos en la alimentación.	66
b)	Comparación ante disminuciones en la alimentación.	68
Anexo V:	Comportamiento del sistema no controlado.	70
Anexo VI:	Comportamiento del sistema controlado (medición online de OD y DQO biodegradable) ante perturbaciones escalón en la concentración de DQO de entrada.	72
Anexo VII:	Comportamiento del sistema controlado (medición online de OD y medición virtual de DQO biodegradable) ante cambios escalón en la concentración de DQO de entrada.	75
Anexos Programas		78

<i>bm.m</i>	78
<i>Programa.m</i>	80
<i>bm_aprox.m</i>	81
<i>Programa_aprox.m</i>	84
<i>Input_output.m</i>	86
<i>Sistema_original</i>	89
<i>Modelo_sin_sensor_virtual</i>	90
<i>modelo_con_sensor_virtual</i>	91

Capítulo 1: Introducción.

1.1. La importancia del agua.

Resulta indiscutible la preponderancia del agua para la vida en la tierra, basta con saber que forma parte del 50 hasta el 90 por ciento de las células, teniendo vital importancia en los procesos metabólicos [5].

Desde el punto de vista social, el agua constituye un punto estratégico en la agenda política de los países, planteando inclusive la posibilidad de guerras por el vital elemento.

Para el 2025, se espera que más de dos mil millones de personas vivan en países que tendrán dificultades en movilizar los recursos hídricos necesarios para cumplir con las exigencias de la agricultura, la industria y el uso doméstico (Diario La Nación, 31 de Agosto del 2006).

El crecimiento de la población, la urbanización y el rápido desarrollo de las industrias manufactureras están aumentando en forma implacable la demanda por el este vital elemento. Como resultado, los síntomas del estrés relacionado con el recurso hídrico son cada vez más visibles. En el norte de China, los ríos se secan en sus extensiones más bajas gran parte del año. En partes de India, los niveles de agua subterránea están disminuyendo con tanta rapidez que entre 10% y 20% de la producción agrícola está en riesgo.

Desde el mar de Aral en Asia central hasta el lago Chad en el África subsahariana, los lagos se están encogiendo a un ritmo sin precedentes. De hecho, una gran parte de la población humana actualmente vive en regiones donde se han excedido los límites del uso sustentable del agua y donde los sistemas ecológicos basados en el agua se están colapsando como se indica en el The United Nations World Water Development Report 2.

. Son estas condiciones las que posicionan a Chile en una condición de privilegios durante los próximos decenios, no obstante, plantean la problemática y obligación de conservar sus cauces en condiciones saludables para su libre uso.

1.2. La contaminación de las aguas continentales.

La problemática de la contaminación del medio hídrico ha alcanzado límites peligrosos, poniendo en riesgo el futuro de la humanidad a lo largo del siglo XX y XXI [12]. Esto se debe al desarrollo industrial y a la explosión demográfica de zonas como la región metropolitana en Chile.

Hasta hace algunas décadas atrás, los vertidos producidos gracias a la actividad humana podían ser asimilados por los cauces receptores de modo tal que la dilución y autodepuración natural restablecían características aceptables al agua luego de un tiempo y espacio determinado. Chile cuenta con ventajas en este aspecto debido a la pendiente, al torrente y poca profundidad de los ríos [1], pero la carga de contaminantes y el caudal de aguas servidas ha sobrepasado las capacidades depurativas de estos cursos, provocando el deterioro de los cauces e imposibilitando la reutilización del agua.

Hasta hace pocos años Chile se presentaba como uno de los países más afectados en enfermedades gastrointestinales (bacterianas y virales), desde la diarrea hasta el tifus y la hepatitis A. Las principales afecciones a la que la población de la capital está expuesta son [1]:

- Cólera y la fiebre tifoidea: causadas por bacterias
- Hepatitis infecciosa: causada por un virus
- Disentería: causada por parásitos

Los desechos corresponden no sólo de fecas humanas, sino también de la sangre, grasas, aceites y de otros desechos de las curtiembres y de las industrias alimenticias, especialmente las lácteas y carneas.

Las consecuencias de la descarga de aguas servidas a cursos naturales no ha sido ignorado por la autoridad, quienes han promovido iniciativas plasmadas en la Ley 19300 de bases del medio ambiente junto con la normativa de descargas contenida en el Decreto Supremo N° 90.

1.3. Tratamiento de aguas residuales urbanas

Las aguas servidas residenciales ingresan al sistema de tratamiento de aguas junto con arrastres provenientes de aguas lluvia y descargas de residuos industriales líquidos.

El vertido de aguas industriales eleva la concentración de compuestos recalcitrantes lo que puede generar problemas en los sistemas actuales. Es por esto que en la mayoría de los países mantienen reguladas las descargas de RILES a sistemas de alcantarillado, cursos superficiales y terrenos sin la adecuada preparación (en Chile se encuentra regulado por la Ley n° 3133 y D.S. 90/2000).

Las aguas servidas a purificar, las cuales poseen características de aguas residuales domésticas, son procesadas por una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR) para abatir los contaminantes.

Las EDAR tienen un extenso uso a nivel mundial, es por eso que en términos práctico se cuenta con una basta experiencia en su manejo. Pese a esto, aún quedan fenómenos por estudiar (p.ej. bulking filamentoso¹) y procesos por optimizar (p. ej. control automático de los procesos).

El Comité de Expertos de la OMS en su Informe Técnico 318, “Lucha contra la Contaminación de las Aguas”, en su apartado 5, titulado “Determinación de la calidad de las aguas de los ríos y de los efluente”, cita como índices fundamentales para medir la calidad de las aguas los siguientes:

- Concentración de oxígeno disuelto.
- Concentración de materia oxidable por vía biológica.
- Concentración de Amonio.
- Salinidad.
- Temperatura.
- Gérmenes Patógenos.

¹ Proliferación de microorganismos filamentosos tipo *sphaerotilus*, *thiothrix*, *nocardia*, etc. que impiden la clarificación de las aguas tratadas. [13].

El grado de pureza que el agua tratada debe tener se encuentra tabulado en la tabla n° 1 a través de concentraciones máximas permitidas en la descarga de una planta.

CONTAMINANTES	UNIDAD	EXPRESION	LIMITE MAXIMO PERMITIDO
Aceites y Grasas	Mg/L	A y G	20
Aluminio	Mg/L	Al	5
Arsénico	Mg/L	As	0,5
Boro	Mg/L	B	0,75
Cadmio	Mg/L	Cd	0,01
Cianuro	Mg/L	CN ⁻	0,20
Cloruros	Mg/L	Cl ⁻	400
Cobre Total	mg/L	Cu	1
Coliformes Fecales o Termotolerantes	NMP/100 ml	Coli/100 ml	1000
Indice de Fenol	mg/L	Fenoles	0,5
Cromo Hexavalente	mg/L	Cr ⁶⁺	0,05
DBO ₅	mg O ₂ /L	DBO ₅	35 *
Fósforo	mg/L	P	10
Fluoruro	mg/L	F ⁻	1,5
Hidrocarburos Fijos	mg/L	HF	10
Hierro Disuelto	mg/L	Fe	5
Manganeso	mg/L	Mn	0,3
Mercurio	mg/L	Hg	0,001
Molibdeno	mg/L	Mo	1
Níquel	mg/L	Ni	0,2
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	NKT	50
Pentaclorofenol	mg/L	C ₆ OHCl ₅	0,009
PH	Unidad	pH	6,0 -8,5
Plomo	mg/L	Pb	0,05
Poder Espumógeno	mm	PE	7
Selenio	mg/L	Se	0,01
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	SS	80 *
Sulfatos	mg/L	SO ₄ ²⁻	1000
Sulfuros	mg/L	S ²⁻	1
Temperatura	C°	T [*]	35
Tetracloroetano	mg/L	C ₂ Cl ₄	0,04
Tolueno	mg/L	C ₆ H ₅ CH ₃	0,7
Triclorometano	mg/L	CHCl ₃	0,2
Xileno	mg/L	C ₆ H ₄ C ₂ H ₆	0,5
Zinc	mg/L	Zn	3

TABLA 1: Limites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales [2].

*Para los residuos líquidos provenientes de plantas de tratamientos de aguas servidas domésticas

1.4. Descripción de los procesos unitarios de una EDAR. [6]

Una EDAR debe concebirse de tal forma que, bajo condiciones ambientales normales:

- Asegure un buen funcionamiento
- Disminuya el impacto ambiental de las actividades humanas
- Optimice costes de inversión y funcionamiento

Los procesos EDAR municipales suelen clasificarse como parte del tratamiento primario, secundario o terciario.

1.4.1. Pretratamiento y Tratamiento Primario.

Las aguas residuales que entran en una depuradora contienen materiales que podrían atascar o dañar las bombas y la maquinaria. Estos materiales se eliminan por medio de enrejados o barras verticales, y se queman o se entierran tras ser recogidos manual o mecánicamente. El agua residual pasa a continuación a través de una trituradora, donde las hojas y otros materiales orgánicos son triturados para facilitar su posterior procesamiento y eliminación.

1.4.2. Cámara de Arena

En el pasado, se usaban tanques de deposición, largos y estrechos, en forma de canales, para eliminar materia inorgánica o mineral como arena, sedimentos y grava. Estas cámaras estaban diseñadas de modo que permitieran que las partículas inorgánicas de 0,2 mm o más se depositaran en el fondo, mientras que las partículas más pequeñas y la mayoría de los sólidos orgánicos que permanecen en suspensión continuaban su recorrido. Hoy en día las más usadas son las cámaras aireadas de flujo en espiral con fondo en tolva, o clarificadores, provistos de brazos mecánicos encargados de raspar. Se elimina el residuo mineral y se vierte en vertederos sanitarios. La acumulación de estos residuos puede ir de los 0,08 a los 0,23 m³ por cada 3,8 millones de litros de aguas residuales.

1.4.2.1. Sedimentación

Una vez eliminada la fracción mineral sólida, el agua pasa a un depósito de sedimentación donde se depositan los materiales orgánicos, que son retirados para su eliminación. El proceso de sedimentación puede reducir de un 20 a un 40% la DBO5 y de un 40 a un 60% los sólidos en suspensión.

La tasa de sedimentación se incrementa en algunas plantas de tratamiento industrial incorporando procesos llamados coagulación y floculación químicas al tanque de sedimentación. La coagulación es un proceso que consiste en añadir productos químicos como el sulfato de aluminio, el cloruro férrico o polielectrolitos a las aguas residuales; esto altera las características superficiales de los sólidos en suspensión de modo que se adhieren los unos a los otros y precipitan. La floculación provoca la aglutinación de los sólidos en suspensión. Ambos procesos eliminan más del 80% de los sólidos en suspensión.

1.4.2.2. Flotación

Una alternativa a la sedimentación, utilizada en el tratamiento de algunas aguas residuales, es la flotación, en la que se fuerza la entrada de aire en las mismas, a presiones de entre 1,75 y 3,5 kg por cm². El agua residual, supersaturada de aire, se descarga a continuación en un depósito abierto. En él, la ascensión de las burbujas de aire hace que los sólidos en suspensión suban a la superficie, desde donde son retirados. La flotación puede eliminar más de un 75% de los sólidos en suspensión.

1.4.2.3. Digestión anaeróbica de lodos primarios y secundarios

La digestión es un proceso microbiológico que convierte el lodo, orgánicamente complejo, en metano, dióxido de carbono y un material inofensivo similar al humus. Las reacciones se producen en un tanque cerrado o digestor, y son anaerobias, esto es, se producen en ausencia de oxígeno. La conversión se produce mediante una serie de reacciones. En primer lugar, la materia sólida se hace soluble por la acción de enzimas. La sustancia resultante fermenta por la acción de un grupo de bacterias productoras de ácidos, que la reducen a ácidos orgánicos sencillos, como el ácido acético. Entonces los ácidos orgánicos son convertidos en metano y dióxido de carbono por bacterias. Se añade lodo espesado y calentado al digestor tan frecuentemente como sea posible,

donde permanece entre 10 y 30 días hasta que se descompone. La digestión reduce el contenido en materia orgánica entre un 45 y un 60 por ciento.

1.4.2.4. Desecación

El lodo digerido se extiende sobre lechos de arena para que se seque al aire. La absorción por la arena y la evaporación son los principales procesos responsables de la desecación. El secado al aire requiere un clima seco y relativamente cálido para que su eficacia sea óptima, y algunas depuradoras tienen una estructura tipo invernadero para proteger los lechos de arena. El lodo desecado se usa sobre todo como acondicionador del suelo; en ocasiones se usa como fertilizante, debido a que contiene un 2% de nitrógeno y un 1% de fósforo.

1.4.3. Tratamiento Secundario.

Una vez eliminados de un 40 a un 60% de los sólidos en suspensión y reducida de un 20 a un 40% la DBO5 por medios físicos en el tratamiento primario, el tratamiento secundario reduce la cantidad de materia orgánica en el agua. Por lo general, los procesos microbianos empleados son aeróbicos, es decir, los microorganismos actúan en presencia de oxígeno disuelto. El tratamiento secundario supone, de hecho, emplear y acelerar los procesos naturales de eliminación de los residuos. En presencia de oxígeno, las bacterias aeróbicas convierten la materia orgánica en formas estables, como dióxido de carbono, agua, nitratos y fosfatos, así como otros materiales orgánicos. La producción de materia orgánica nueva es un resultado indirecto de los procesos de tratamiento biológico, y debe eliminarse antes de descargar el agua en el cauce receptor.

Hay diversos procesos alternativos para el tratamiento secundario, incluyendo el filtro percolador, lodos activados y las lagunas aireadas.

1.4.3.1. Filtro Percolador

En este proceso, una corriente de aguas residuales se distribuye intermitentemente sobre un lecho o columna de algún medio poroso revestido con una película gelatinosa de microorganismos que actúan como agentes destructores. La materia orgánica de la corriente de agua residual es absorbida por la película

microbiana y transformada en dióxido de carbono y agua. El proceso de goteo, cuando va precedido de sedimentación, puede reducir cerca de un 85% la DBO5.

1.4.3.2. Lodos Activados

Se trata de un proceso aeróbico en el que partículas gelatinosas de lodo quedan suspendidas en un tanque de aireación y reciben oxígeno. Las partículas de lodo activado, llamadas flóculos, están compuestas por millones de bacterias en crecimiento activo aglutinadas por una sustancia gelatinosa. El flóculo absorbe la materia orgánica y la convierte en productos aeróbicos. La reducción de la DBO5 fluctúa entre el 85 y el 95 por ciento.

Un importante acompañante en toda planta que use lodo activado o un filtro de goteo es el clarificador secundario, que elimina las bacterias del agua antes de su descarga.

1.4.3.3. Estanque de Estabilización o Laguna de estabilización

Otra forma de tratamiento biológico es el estanque de estabilización o laguna, que requiere una extensión de terreno considerable y, por tanto, suelen construirse en zonas rurales. Las lagunas opcionales, que funcionan en condiciones mixtas, son las más comunes, con una profundidad de 0,6 a 1,5 m y una extensión superior a una hectárea. En la zona del fondo, donde se descomponen los sólidos, las condiciones son anaerobias; la zona próxima a la superficie es aeróbica, permitiendo la oxidación de la materia orgánica disuelta y coloidal. Puede lograrse una reducción de la DBO5 de un 75 a un 85 por ciento.

1.4.4. Tratamiento Terciario

Si el agua que ha de recibir el vertido requiere un grado de tratamiento mayor que el que puede aportar el proceso secundario, o si el efluente va a reutilizarse, es necesario un tratamiento avanzado de las aguas residuales. En rigor el término tratamiento terciario no es sinónimo de tratamiento avanzado [6]. El tratamiento terciario, o de tercera fase, suele emplearse para eliminar el fósforo, mientras que el tratamiento avanzado podría incluir pasos adicionales para mejorar la calidad del efluente eliminando los contaminantes recalcitrantes. Hay procesos que permiten eliminar más de un 99% de los sólidos en suspensión y reducir la DBO5 en similar

medida. Los sólidos disueltos se reducen por medio de procesos como la ósmosis inversa y la electrodiálisis. La eliminación del amoníaco, la desnitrificación y la precipitación de los fosfatos pueden reducir el contenido en nutrientes. Si se pretende la reutilización del agua residual, la desinfección por tratamiento con ozono es considerada el método más fiable, excepción hecha de la cloración extrema. Es probable que en el futuro se generalice el uso de estos y otros métodos de tratamiento de los residuos a la vista de los esfuerzos que se están haciendo para conservar el agua mediante su reutilización.

1.4.5. Vertido del líquido

El vertido final del agua tratada se realiza de varias formas. La más habitual es el vertido directo a un río o lago receptor. En aquellas partes del mundo que se enfrentan a una creciente escasez de agua, tanto de uso doméstico como industrial, las autoridades empiezan a recurrir a la reutilización de las aguas tratadas para rellenar los acuíferos, regar cultivos no comestibles, procesos industriales, recreo y otros usos. En un proyecto de este tipo, en la Potable Reuse Demonstration Plant de Denver, Colorado, el proceso de tratamiento comprende los tratamientos convencionales primario y secundario, seguidos de una limpieza por cal para eliminar los compuestos orgánicos en suspensión. Durante este proceso, se crea un medio alcalino (pH elevado) para potenciar el proceso. En el paso siguiente se emplea la recarbonatación para volver a un pH neutro. A continuación se filtra el agua a través de múltiples capas de arena y carbón vegetal, y el amoníaco es eliminado por ionización. Los pesticidas y demás compuestos orgánicos aún en suspensión son absorbidos por un filtro granular de carbón activado. Los virus y bacterias se eliminan por ozonización. En esta fase el agua debería estar libre de todo contaminante pero, para mayor seguridad, se emplean la segunda fase de absorción sobre carbón y la ósmosis inversa y, finalmente, se añade dióxido de cloro para obtener un agua de calidad máxima.

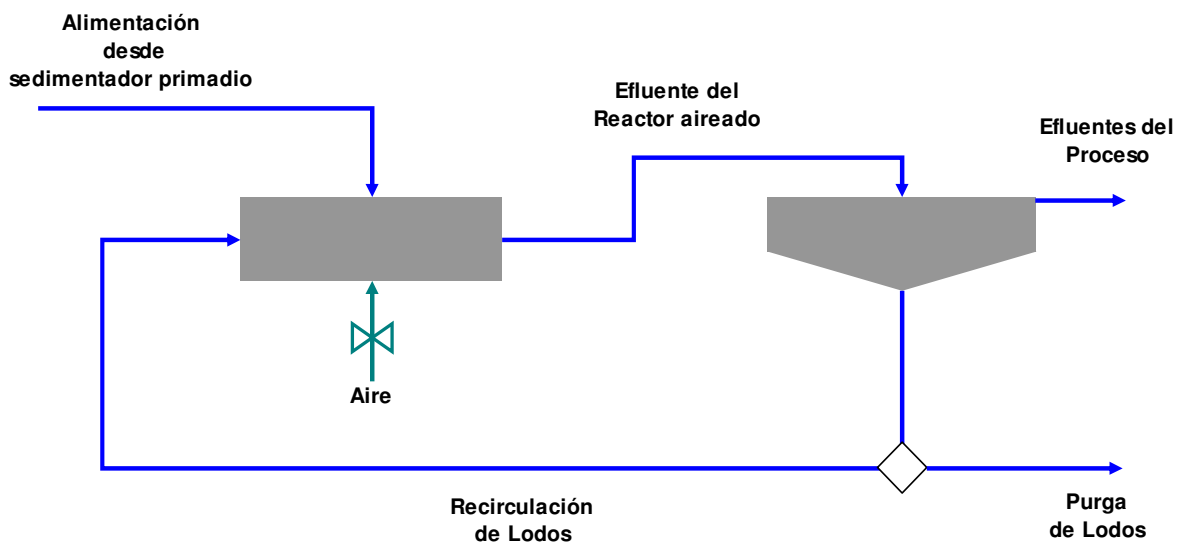
1.4.6. Fosa Séptica

Un proceso de tratamiento de las aguas residuales que suele usarse para los residuos domésticos es la fosa séptica: una fosa de cemento, bloques de ladrillo o metal en la que sedimentan los sólidos y asciende la materia flotante. El líquido aclarado en parte fluye por una salida sumergida hasta zanjas subterráneas llenas de rocas a través

de las cuales puede fluir y filtrarse en la tierra, donde se oxida aeróbicamente. La materia flotante y los sólidos depositados pueden conservarse entre seis meses y varios años, durante los cuales se descomponen anaeróbicamente.

1.5. Proceso de lodos activados [11].

El proceso lodos activados es uno de los procedimientos más ampliamente distribuidos. En el Esquema n° 1 es posible observar la configuración básica de estos sistemas².



ESQUEMA 1: Diagrama del un sistema básico de lodos activos.

1.5.1. Variables involucradas en el proceso

La composición de las corrientes presentes en el proceso de lodos activos está caracterizada por cuatro tipos de concentraciones, expresadas todas en mg/l. Estas son:

1.5.1.1. Concentración de la Demanda Bioquímica de Oxígeno Soluble y coloidalmente dispersa (DBO):

La DBO soluble está formada principalmente por compuestos orgánicos en disolución que están coloidalmente dispersos. Representa el consumo de oxígeno producto de la oxidación biológica que se presenta en el reactor. La DBO insoluble es separada mediante la sedimentación en clarificadores primarios y secundarios.

² El reactor aireado plantea la hipótesis de reactor de mezcla completa.

Para efectos de la presente memoria, la DBO será expresada como DQO debido a que se cuenta con metodologías rápidas para la estimación de esta [12] y a que presenta ventajas sobre los otros métodos pues provee un nexo entre los electrones equivalentes en el sustrato orgánico, la biomasa y el oxígeno utilizado [5].

1.5.1.2. Concentración de Demanda Química de Oxígeno (DQO):

Se define como la cantidad de oxígeno consumido durante la oxidación química del material oxidable en condiciones de ensayo.

Es prácticamente imposible que el valor de la DBO pueda superar al de la DQO. Se puede establecer que $DBO/DQO = \frac{1}{2}$ denota un grado satisfactorio de biodegradabilidad. Una relación DBO/DQO inferior a $\frac{1}{2}$, permite sospechar la presencia de sustancias tóxicas que retardan o inhiben la biodegradabilidad (metales pesados, cianuros, cloro, etc.) aún en presencia de sustancias orgánicas resistentes a la descomposición biológica [4].

1.5.1.3. Concentración de Sólidos Volátiles en Suspensión (VSS)

Corresponden a los lodos biológicos, que están constituidos por diferentes poblaciones de microorganismos, la mayoría de los cuales son microorganismos heterótrofos. El término *volátil* indica que estos sólidos son incinerados casi en su totalidad al ser expuestos a temperatura de 600° C en condiciones de estufa en laboratorio [12]. Los remanentes de este proceso son los *sólidos en suspensión no volátiles* cuya naturaleza es distinta a la de los lodos biológicos.

1.5.1.4. Concentración de Sólidos no Volátiles en Suspensión (NVSS)

Hace referencia a la no volatilidad de los sólidos de la suspensión.

1.5.2. Característica del proceso de lodos activados.

Las concentraciones de las variables del proceso poseen rangos y características ampliamente conocidas con las cuales es posible dimensionar las plantas de tratamiento. A continuación se presentan las anteriormente descritas:

1.5.2.1. Características del DQO soluble (DBO soluble):

El agua residual a tratar entra al proceso con una carga de DQO dependiente de la población y las actividades realizadas en la zona beneficiada. El objeto del

tratamiento es reducir la DQO a un nivel establecido en la norma de descarga a aguas superficiales pertinente (35 mg/l de DBO en la legislación chilena [2]). Esto se realiza mediante la oxidación biológica mediada por aireación. El rendimiento del proceso varía entre un 85% y 95%.

En condiciones de régimen estacionario la concentración de DQO del reactor aireado es igual a la del efluente tratado lo que confirma la hipótesis de mezcla completa.

1.5.2.2. Características de Sólidos Volátiles en Suspensión (VSS):

En régimen estacionario el lodo biológico en el reactor permanece en un nivel constante. Estos se mantienen normalmente en niveles de 2000 mg/l a 3000 mg/l. Bajo las condiciones de mezcla completa bajo las que se trabaja la suspensión pasa a llamarse MLVSS (Sólidos Volátiles en Suspensión en el Licor Mezclado). Análogamente los sólidos no volátiles pasan a llamarse MLNVSS (Sólidos no Volátiles en Suspensión en el Licor Mezclado).

Se considera que la concentración en la alimentación de VSS es despreciable puesto que no se ha efectuado aireación previa³. La cantidad de VSS se mantiene constante en el reactor debido a que, si bien hay una continua creación de biomasa, constantemente se purgan lodos.

La purga continua de lodos en la práctica no se realiza debido a complicaciones en la operación. Esto afecta el régimen estacionario del problema. En la práctica esta suposición no afecta el resultado de los balances de masa.

La condición de mezcla completa supone que la concentración de efluente del reactor se mantiene similar a la del seno del reactor.

El underflow del clarificador secundario contiene una cantidad de VSS comprendida entre 10000 mg/l y 15000 mg/l, mientras que en el overflow no se observa presencia de VSS en forma considerable, por lo que se plantea la hipótesis de separación perfecta para efectos de simplicidad.

³ La naturaleza heterotrófica de estos microorganismos produce que ante un aumento de materia orgánica biodegradable y oxígeno disuelto se produzca un aumento de la biomasa y, en consecuencia, un aumento de la VSS.

1.5.2.3. Características de Sólidos no Volátiles en Suspensión (NVSS):

En el reactor, los NVSS se mantiene constante debido a que no existe producción. Luego, en el clarificador, la mayoría de estos son sedimentados y extraídos en el overflow siguiendo la misma suerte de los lodos biológicos.

1.4.2 Modelo Matemático

La interacción entre las distintas especies contenidas en los reactores de lodos activos fue modelado por Henze et al. en 1987 [5] y es conocido como el ASM1 (Activated Sludge Model No 1). Este es empleado como el modelo por excelencia debido a su relativa simpleza y gran exactitud. Este modelo contempla tres de los procesos biológicos de mayor importancia: remoción de materia orgánica, nitrificación y denitrificación.

Este modelo considera ocho procesos, trece componentes y catorce parámetros cinéticos y cinco parámetros estequiométricos. Los detalles se encuentran contenidos en la tabla 2.A. y 2.B.

Las componentes del modelo representan variables dinámicas del proceso y sus implicancias están descritas a continuación [15]:

- **Materia orgánica soluble inerte (S_i):** Corresponde a materia orgánica soluble que no es consumida por la biomasa pero que aporta a la DQO de los efluentes del proceso.
- **Sustrato rápidamente biodegradable (S_s):** Es materia orgánica que aporta al crecimiento de biomasa heterótrofa. El sustrato que no es consumido aporta a la DQO de los efluentes del proceso.
- **Materia orgánica particulada inerte (X_i):** Son sólidos suspendidos que no intervienen mayormente en el proceso. Aporta a la DQO de los efluentes.
- **Sustrato lentamente biodegradable (X_s):** Es formado por el decaimiento de la biomasa. Mediante los procesos de hidrólisis es consumido. Aporta DQO a los efluentes.

Proceso involucrados	Componentes del modelo	Parámetros Cinéticos	Parámetros Estequiométricos
Crecimiento heterótrofo aeróbico	S_i : materia orgánica solubles inertes.	μ_h : tasa de crecimiento máximo heterótrofo	Y_H : rendimiento heterótrofo.
Crecimiento heterótrofo anóxico	S_S : sustrato rápidamente biodegradable.	μ_a : tasa de crecimiento máximo autótrofo	Y_A : rendimiento autótrofo.
Crecimiento autótrofo aeróbico	X_i : partículas inertes orgánica.	K_s : constante de saturación por sustrato biodegradable.	f_p : fracción de producto inerte.
Decaimiento heterótrofo	X_S : sustrato lentamente biodegradable.	$K_{o,h}$: constante heterótrofa de saturación por oxígeno.	i_{XB} : razón de nitrógeno en la DQO de la biomasa.
Decaimiento autótrofo	X_{BH} : biomasa heterótrofa activa.	K_{no} : constante de saturación por nitrógeno como nitrito o nitrato.	i_{XB} : razón de nitrógeno en la DQO del producto de la biomasa.
Amonificación de nitrógeno orgánico soluble	X_P : partículas producto del decaimiento de biomasa.	b_h : tasa de decaimiento heterótrofo.	
Hidrólisis de orgánicos atrapados	S_{NO} : nitrógeno como nitrato o nitrito	K_{oa} : constante autótrofa de saturación por oxígeno.	
Hidrólisis de nitrógeno orgánicos atrapados	S_{NH} : nitrógeno como amonio o amoniaco	K_{nh} : constante autótrofa de saturación por amina, amoniaco o nitrógeno	

TABLA 2.A: Procesos, componentes y parámetros estequiométricos y cinéticos del modelo ASM1

Componentes del modelo	Parámetros Cinéticos
S _{ND} : nitrógeno orgánico soluble biodegradable	b _a : Tasa de Decaimiento Autótrofo.
X _{ND} : nitrógeno orgánico particulado biodegradable	η _g : Factor de corrección para crecimiento heterótrofo anóxico
S _O : oxígeno disuelto	η _h : Factor de corrección para hidrólisis
X _{AH} : biomasa autótrofa activa.	k _s : Amonificación
S _{alk} : alcalinidad	k _h , K _x : Hidrólisis

TABLA 2.B: Continuación procesos, componentes y parámetros estequiométricos y cinéticos del modelo ASM1

- **Biomasa activa heterótrofa (X_{BH}):** Es la biomasa heterótrofa que permite el proceso de lodos activos. Debido a la recirculación que se produce, se presentan diferencias de edades de los lodos lo que se traduce en muerte celular y decaimiento de la biomasa activa. Aporta DQO a los efluentes.
- **Biomasa activa autótrofa (X_{BA}):** Representa la biomasa autótrofa dentro del sistema. Al igual que la biomasa heterótrofa, se producen efectos de decaimiento, y solo crece en condiciones anaeróbicas. Aporta DQO a los efluentes.
- **Partícula producto del decaimiento de biomasa (X_p):** Se produce por el decaimiento de la Biomasa en general. Estos desechos celulares no son totalmente inertes a la actividad biológica, pero la tasa de consumo de esta es tan baja que se consideran inertes. Aporta DQO a los efluentes.
- **Oxígeno disuelto (S_O):** Corresponde al oxígeno disuelto en el agua. Puede expresarse como consumo de DQO.

- **Nitrógeno como nitrato o nitrito (S_{NO}):** Son producidos por el crecimiento aeróbico de bacterias autotrófica y removido por el crecimiento anóxico de bacteria heterótrofa. El factor de 2.86 en el coeficiente estequiométrico del crecimiento anóxico de la biomasa heterótrofa, corresponde a la equivalencia en oxígeno, para la conversión de nitrato en nitrógeno gas.
- **Nitrógeno como amoniaco o amonio (S_{NH}):** Considera tanto el amonio como el amoniaco.
- **Nitrógeno orgánico soluble biodegradable (S_{ND}):** Es formado por la hidrólisis de nitrógeno orgánico particulado y posteriormente transformado en amonio.
- **Nitrógeno orgánico particulado biodegradable (X_{ND}):** Es generado por el decaimiento de biomasa heterótrofa y autótrofa.
- **Alcalinidad (S_{ALK}):** Representa la acidez del agua dentro del reactor. Está determinado por la molaridad de iones H^+ libres.

Las ecuaciones del balance de masa se presentan a continuación. Estás son planteadas considerando que el sistema del esquema 1.

$$\frac{dS_I}{dt} = \frac{(Q+q)}{V} \cdot (S_{I,E} - S_I)$$

ECUACIÓN 1: Balance de materia orgánica soluble inerte

$$\begin{aligned} \frac{dS_S}{dt} = & \frac{(Q+q)}{V} \cdot (S_{S,E} - S_S) - \frac{1}{Y_H} \cdot \mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot X_{B,H} \\ & - \frac{1}{Y_H} \cdot \mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \eta_g \cdot X_{B,H} \\ & + k_H \cdot \frac{\frac{X_S}{X_{B,H}}}{K_X + \frac{X_S}{X_{B,H}}} \cdot \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} + \eta_H \cdot \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot X_{B,H} \end{aligned}$$

ECUACIÓN 2: Balance de demanda biológica de oxígeno

$$\frac{dX_I}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot X_{I,E} + \frac{q}{V} \cdot X_{I,R} - (Q+q) \cdot X_I$$

ECUACIÓN 3: Balance de materia orgánica particulada inerte

$$\begin{aligned} \frac{dX_S}{dt} = & \frac{Q}{V} \cdot X_{S,E} + \frac{q}{V} \cdot X_{S,R} - (Q+q) \cdot X_S + (1-f_P) \cdot b_H \cdot X_{B,H} + (1-f_P) \cdot b_A \cdot X_{B,A} \\ & - k_H \cdot \frac{\frac{X_S}{X_{B,H}}}{K_X + \frac{X_S}{X_{B,H}}} \cdot \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} + \eta_H \cdot \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \cdot X_{B,H} \end{aligned}$$

ECUACIÓN 4: Balance de sustrato de degradación lenta

$$\begin{aligned} \frac{dX_{B,H}}{dt} = & \frac{Q}{V} \cdot X_{B,H,E} + \frac{q}{V} \cdot X_{B,H,R} - \frac{(Q+q)}{V} \cdot X_{B,H} + \\ & \mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot X_{B,H} \\ & + \mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \eta_g \cdot X_{B,H} - b_H \cdot X_{B,H} \end{aligned}$$

ECUACIÓN 5: Balance de biomasa activa heterótrofa

$$\begin{aligned} \frac{dX_{B,A}}{dt} = & \frac{Q}{V} \cdot X_{B,A,E} + \frac{q}{V} \cdot X_{B,A,R} - (Q+q) \cdot X_{B,A} \\ & + \mu_A \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \cdot X_{B,A} - b_A \cdot X_{B,A} \end{aligned}$$

ECUACIÓN 6: Balance de biomasa activa autótrofa

$$\frac{dX_P}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot X_{P,E} + \frac{q}{V} \cdot X_{P,R} - (Q+q) \cdot X_P + f_P \cdot b_H \cdot X_{B,H} + f_P \cdot b_A \cdot X_{B,A}$$

ECUACIÓN 7: Balance De Partícula Proveniente Del Decaimiento Celular

$$\begin{aligned} \frac{dS_O}{dt} &= \frac{(Q+q)}{V} \cdot (S_{O,E} - S_O) - \frac{1-Y_H}{Y_H} \cdot \mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot X_{B,H} \\ &- \frac{4,57-Y_A}{Y_A} \cdot \mu_A \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \cdot X_{B,A} + K_{La} \cdot (S_O^{sat} - S_O) \end{aligned}$$

ECUACIÓN 8: Balance de oxígeno disuelto en el agua⁴

$$\begin{aligned} \frac{dS_{NO}}{dt} &= \frac{(Q+q)}{V} \cdot (S_{NO,E} - S_{NO}) \\ &- \frac{1-Y_H}{2,86 \cdot Y_H} \cdot \mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \eta_g \cdot X_{B,H} \\ &+ \frac{1}{Y_A} \cdot \mu_A \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \cdot X_{B,A} \end{aligned}$$

ECUACIÓN 9: Balance de nitrato y nitrito

$$\begin{aligned} \frac{dS_{NH}}{dt} &= \frac{(Q+q)}{V} \cdot (S_{NH,E} - S_{NH}) - i_{XB} \cdot \mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot X_{B,H} \\ &- i_{XB} \cdot \mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \eta_g \cdot X_{B,H} \\ &- \left(i_{XB} + \frac{1}{Y_A} \right) \cdot \mu_A \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \cdot X_{B,A} + k_A \cdot X_{B,H} \cdot X_{B,A} \end{aligned}$$

ECUACIÓN 10: Balance de nitrógeno amoniacal

$$\frac{dS_{ND}}{dt} = \frac{(Q+q)}{V} \cdot (S_{ND,E} - S_{ND}) - k_A \cdot X_{B,H} \cdot X_{B,A} + \rho_R \cdot \frac{X_{ND}}{X_S}$$

ECUACIÓN 11: Balance de nitrógeno orgánico soluble

⁴ El Balance para S_O incorpora un aporte externo de aire a través de aspersores con bombeo de aire a presión. Esto trae por consecuencia que realice una transferencia de oxígeno desde el aire hasta el seno de la solución, cuyo coeficiente de transferencia global está representado por K_{La} y la fuerza motriz la entrega el nivel de saturación del líquido ($S_O^{ast} - S_O$).

$$\frac{dX_{ND}}{dt} = \frac{Q}{V} \cdot X_{ND,E} + \frac{q}{V} \cdot X_{ND,R} - (Q+q) \cdot X_{ND} + (i_{XB} - f_P \cdot i_{XP}) \cdot b_H \cdot X_{B,H}$$

ECUACIÓN 12: Balance de nitrógeno orgánico particulado

$$\begin{aligned} \frac{dS_{ALK}}{dt} &= \frac{(Q+q)}{V} \cdot (S_{ALK,E} - S_{ALK}) - \frac{i_{XB}}{14} \cdot \mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot X_{B,H} \\ &+ \left(\frac{1-Y_H}{14 \cdot 2,86 \cdot Y_H} - \frac{i_{XB}}{14} \right) \cdot \mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \eta_g \cdot X_{B,H} \\ &- \left(\frac{i_{XB}}{14} + \frac{1}{7 \cdot Y_A} \right) \cdot \mu_A \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_O}{K_{O,A} + S_O} \cdot X_{B,A} + \frac{1}{14} \cdot k_A \cdot X_{B,H} \cdot X_{B,A} \end{aligned}$$

ECUACIÓN 13: Balance de alcalinidad

1.6. Parámetros de Diseño Utilizados.

Los datos con los que se cuenta fueron obtenidos desde el diseño de la planta tratamiento de aguas servidas real. Estos valores se encuentran debidamente validados en el la memoria de título “Formalización y Validación de una Planta de Tratamiento de Aguas Servidas” escrita por el Ingeniero Civil Químico Hector Montes.

Como se indica en la tabla 3, la planta cuenta con una capacidad de tratamiento de 1296 m³/día y considera tres módulos biológicos que funcionan en paralelo, y cada módulo consta de dos reactores de lodos activados agitados por aireación (87 m³ cada uno).

Descripción	Valor	Unidades
Caudal promedio de diseño planta	1,296.0	m ³ /día
Caudal promedio de diseño por módulo	432.0	m ³ /día
Número de módulos totales	3	-
Número de naves por módulo	2	-
Caudal promedio de diseño por reactor	216	m ³ /día

TABLA 3: Caudal de diseño de la planta tratamiento aguas servidas.

El oxígeno disuelto dentro del reactor debe mantenerse sobre 1 ppm para evitar condiciones anóxicas dentro del reactor, pero se recomienda mantenerlo en 2 ppm, lo que se considera un límite económico ya que mantiene la velocidad de degradación de amonio cercano al máximo.

El diseño del sistema de tratamiento ha sido realizado conforme a las características de las aguas servidas domésticas históricas de esta localidad. Siendo los parámetros de los afluentes al sistema los dados en la tabla 4 [4]:

Descripción	Valor	Unidades
DBO ₅ (antes de etapa de sedimentación primaria)	≤ 350	g/m ³
DBO ₅ (después de etapa de sedimentación primaria)	≤ 260	g/m ³
SST	≤ 280	g/m ³
Nitrógeno total	≤ 85	g/m ³
Nitrógeno orgánico	≤ 35	g/m ³
Amoniaco libre	≤ 50	g/m ³
Fósforo total	≤ 13	g/m ³
Fósforo orgánico	≤ 5.0	g/m ³
Aceites y grasas	≤ 60	g/m ³

TABLA 4: Parámetros de diseño de la planta tratamiento aguas servidas.

La cinética de las poblaciones microbianas heterótrofas dentro de los reactores fue caracterizada para esta planta en particular [4] como se indica en la tabla 5. Estos valores fueron producto de cálculos utilizando el modelo ASM1 en el estado estacionario junto con una serie de supuestos fundados que serán descritos en el Capítulo 1.7.

Parámetros Cinéticos	Variable	Unidades	Valor
Rendimiento biomasa	Y_H	g DQO celular formado / g DQO oxidado	0.65
Tasa máxima de crecimiento	μ_h	1/día	0.73
Tasa de decaimiento	b_H	1/día	0.12
Coef. Saturación sustrato	K_S	g DQO/m ³	114.65
Coef. Saturación oxígeno	K_{OH}	g DQO/m ³	0.18

TABLA 5: Caracterización de microbiología heterótrofa de en los lodos activos expuestos a condiciones aeróbicas de una planta de tratamientos.

Se considera que la concentración de VSS en los lodos de recirculación alcanzan a 11000 g/m³ (ppm), que en términos de DQO celular equivalente corresponde a 14300 g DQO /m³.

1.7. Monitoreo de las descargas.

De acuerdo a lo establecido en el DS N°90/2000, la planta estaría expuesta a 48 días de monitoreo por año de acuerdo al volumen descargado, lo que implica 4 días de monitoreo por mes.

Las muestras son, para el caso de la planta de en que se basa esta memoria, un compósito de muestras puntuales tomadas cada dos horas en una descarga. Junto con el muestreo también se rescata el caudal que se descarga.

Si una o más muestras durante el mes exceden los límites máximos establecidos en las tablas N° 1, se debe efectuar un muestreo adicional o remuestreo.

El remuestreo debe efectuarse dentro de los 15 días siguientes de la detección de la anomalía. Si una muestra, en la que debe analizarse DBO5, presenta además valores excedidos de alguno de los contaminantes: aceites y grasas, aluminio, arsénico, boro, cadmio, cianuro, cobre, cromo (total o hexavalente), hidrocarburos, manganeso, mercurio, níquel, plomo, sulfato, sulfuro o zinc, se debe efectuar en los remuestreos adicionales la determinación de DBO5.

No se considerarán sobrepasados los límites máximos establecidos en las tablas N° 1 si:

- a)** Si analizadas 10 o menos muestras mensuales, incluyendo los remuestreos, sólo una de ellas excede, en uno o más contaminantes, hasta en un 100% el límite máximo establecido en las referidas tablas.
- b)** Si analizadas más de 10 muestras mensuales, incluyendo los remuestreos, sólo un 10% o menos, del número de muestras analizadas excede, en uno o más contaminantes, hasta en un 100% el límite máximo establecido en esas tablas. Para el cálculo del 10% el resultado se aproximará al entero superior.

Para efectos de lo anterior en el caso que el remuestreo se efectúe al mes siguiente, se considerará realizado en el mismo mes en que se tomaron las muestras excedidas.

1.8. Modelo ASM1 simplificado.

Debido a la complejidad que representa el manejo del modelo ASM1 completo, se acostumbra utilizar varios supuestos que simplifican el sistema de tres ecuaciones diferenciales con tres incógnitas. Las variables que es de interés conocer son S_S , S_O y X_{BH} puesto que las demás presentan poco aporte de DQO al sistema.

Los supuestos realizados son detallados y fundamentados a continuación:

- **Solo se considera un balance de masas con X_{BH} , S_S y S_O :** Debido a la naturaleza del proceso solo se consideran las variables en directa relación con el aumento de biomasa heterótrofa.
- **Los afluentes entran al sistema sin VSS ni Oxígeno disuelto:** Se supone que el afluente entra en el proceso luego de haber sido procesado en el sedimentador primario por lo que no contendría sólidos suspendidos. De igual forma se supone que la presencia de oxígeno disuelto es minúscula ya que al en los procesos previos no se realiza un aporte considerable de oxígeno (solo el que se disuelve gracias al movimiento del agua). Esto se traduce en que $S_{S,i}$ y $S_{O,i}$ son despreciables.
- **Los efluentes del sedimentador secundario no tienen arrastre de sólidos:** Se considera un sedimentador perfecto. $X_{BH,E}$ es despreciable.
- **La composición de S_O y S_S en el reciclo es igual a la del reactor aireado:** Se supone que por ser CSTR los efluentes del reactor tienen la misma composición del seno del reactor y, a su vez, el sedimentador solo separa partículas suspendidas.
- **No se considera crecimiento autótrofo:** La presencia de oxígeno produce que la porción de biomasa autótrofa sea minúscula frente a la biomasa heterótrofa.
- **No se consideran los efectos de la Nitrificación y Denitrificación:** Como se supone que no existen zonas anóxicas en el reactor, su efecto de ve disminuido.
- **La hidrólisis de los productos de la actividad microbiana se considera despreciable:** No genera un aporte considerable al resto de las variables del proceso puesto que la velocidad de hidrólisis en estas condiciones es pequeña,

por lo que su aporte a la DQO biodegradable se desprecia frente a la cantidad de DQO biodegradable proveniente del afluente.

- **El resto de las variables no se consideran en el balance:** El aporte que realiza el resto de las variables a la biomasa activa es despreciable.
- **La tasa de dilución del reactor permanece constante:** La razón entre el flujo del efluente y el volumen de reactor aireado (tasa de dilución) permanece constante por razones de simplicidad del modelo [7].

Todo lo anterior se traduce en las ecuaciones 14, 15 y 16 donde se observa que el sistema solo cuenta con un término cinético de Monod para ambos sustratos que aporta a la no linealidad del sistema.

$$\frac{dS_S}{dt} = D \cdot (S_{SE} - S_S) - \frac{1}{Y_H} \cdot \mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot X_{B,H}$$

ECUACIÓN 14: Balance simplificado de DQO Biodegradable

$$\frac{dX_{B,H}}{dt} = D \cdot r \cdot X_{B,H,R} - D \cdot (1+r) \cdot X_{B,H} + \mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot X_{B,H} - b_H \cdot X_{B,H}$$

ECUACIÓN 15: Balance simplificado de DQO Celular

$$\frac{dS_O}{dt} = -D \cdot S_O - \frac{1-Y_H}{Y_H} \cdot \mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \cdot X_{B,H} + K_{la} \cdot (S_O^{sat} - S_O)$$

ECUACIÓN 16: Balance simplificado de Oxígeno Disuelto

Donde D es la tasa de dilución Q/V y r es la tasa de reciclo, por lo tanto q=Q*r/V.

1.9. Objetivos.

1.9.1. Objetivo General

El objetivo de esta memoria de título es la simulación del control automático para un proceso de lodos activados estándar basado en las ecuaciones del modelo no lineal IWA ASM1. Éste debe permitir mantener la DQO biodegradable de los efluentes dentro de valores permitidos y el oxígeno disuelto en un punto de buena operatividad.

Los valores que se utilizarán para este fin corresponden a datos previamente validados [4] obtenidos desde una planta de tratamiento de aguas servidas.

1.9.2. Objetivos Específicos

- Diseñar una solución que sea aplicable a la planificación de control de una planta de Lodos Activados.
- Establecer criterios básicos a los que deba responder el sistema controlado.
- Analizar la posibilidad de un método indirecto de medición de DQO soluble biodegradable.

1.9.3. Alcances del proyecto

El problema quedará circunscrito solo al ámbito de la simulación computacional del control de los parámetros del modelo ASM1 (K_{La} y Tasa de reciclo), pero estos valores pueden ser traducidos a valores físicos (apertura de la válvula de aire y potencia de la bomba de recirculación).

Permanece implícito que el verdadero éxito de la presente memoria está la utilización de la modelación y la simulación dinámica del problema planteado en el control del proceso de una planta real.

Capítulo 2: Metodología.

En este capítulo se manipulará el modelo ASM1 simplificado aplicándole aproximaciones de Taylor tal que permita trabajar en el espacio transformado de Laplace y, posteriormente, utilizar la teoría del control automático sobre las variables a manipular. Una vez que el sistema esté aproximado por Taylor se procederá a confirmar que la respuesta ante cambios de valores de las variables se comporta similar al modelo no aproximado en instantes cercanos a ese punto. Luego de ser validado, se aplicaran controles PID sobre las variables controladas.

Los resultados de cada una de las etapas del procedimiento serán presentados y discutidos en capítulo de resultados.

2.1. Clasificación de las variables.

Antes de comenzar con la linealización del modelo, se debe tener claro cual es la naturaleza de las variables [14] del modelo ASM1.

VARIABLES DE ENTRADA	VARIABLES MANIPULADAS	r: Tasa de recirculación de lodos K _{LA} : Coeficiente de transferencia global de oxígeno
	VARIABLES NO MANIPULADA	S _{SE} : DQO Soluble alimentada al sistema por la corriente afluente de aguas servidas
VARIABLES DE SALIDA	VARIABLES MEDIDAS	S _S : DQO Soluble del efluente S _O : Oxígeno Disuelto en el Efluente.
	VARIABLES NO MEDIDAS	X _{BH} : Biomasa Heterótrofa Activa.

TABLA 6: Clasificación De Las Variables Del Modelo Asm1 Simplificado

En rigor la tasa de dilución D corresponde a una perturbación, pero dada las hipótesis simplificadoras explicadas 1.8, se mantendrá constante en el planteamiento del problema.

2.2. Estado estacionario objetivo y comportamiento del ASM1 simplificado.

Para definir el objetivo de control es necesario plantear el estado estacionario al que se desea llegar. El oxígeno debe permanecer en 2 ppm por cuestiones operacionales del proceso, lo que se traduce en un $K_L a$ de 58.3. Para este régimen de oxígeno disuelto, las concentraciones de biomasa y DQO biodegradable serán respectivamente 5396 y 31.6 mg DQO/l, para una tasa de reciclaje r de 60%. Estos cálculos fueron desarrollados considerando para un régimen estacionario.

El comportamiento del modelo fue simulado en el programa Matlab® 6.5 utilizando su Toolbox de Control [11] considerando variaciones sólo en el $S_{S,E}$ (DQO Soluble alimentado) manteniendo el resto de las variables constantes. Esto se realiza para distinguir cuál es el comportamiento del sistema sin control automático ante variaciones en la carga orgánica alimentada, de esta forma también será posible conocer el aumento máximo que el sistema puede soportar sin superar los valores límites de DQO en el efluente [2] o bajar de 1 ppm la concentración de OD [4], sin someterlo a ninguna acción de control. En las variaciones se consideró un aumento escalón, un impulso y una entrada sinusoidal.

2.3. Aproximación por series de Taylor de los términos no lineales del ASM1 simplificado.

Los términos no lineales del modelo ASM1 simplificado fueron aproximados mediante series de Taylor de más de una variable (hasta el segundo término) utilizando el programa Maple® 10 con un sencillo comando llamado *mtaylor*.

Las porciones no lineales del sistema corresponden a los siguientes:

- **Términos cinéticos:**

$$X_{BH} \left(\frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \approx C_1 + C_2 \cdot (X_{BH} - X_{BH,1}) + C_3 \cdot (S_S - S_{S,1}) + C_4 \cdot (S_O - S_{O,1})$$

En el que:

$$C_1 = \frac{X_{BH,1} \cdot S_{S,1} \cdot S_{O,1}}{(K_S + S_{S,1})(K_{OH} + S_{O,1})}$$

$$C_2 = \frac{S_{S,1} \cdot S_{O,1}}{(K_S + S_{S,1})(K_{OH} + S_{O,1})}$$

$$C_3 = \frac{X_{BH,1} \cdot S_{O,1}}{(K_S + S_{S,1})(K_{OH} + S_{O,1})} \cdot \left(1 - \frac{S_{S,1}}{K_S + S_{S,1}}\right)$$

$$C_1 = \frac{X_{BH,1} \cdot S_{S,1} \cdot S_{O,1}}{(K_S + S_{S,1})(K_{OH} + S_{O,1})} \cdot \left(1 - \frac{S_{O,1}}{K_{OH} + S_{O,1}}\right)$$

- **Término que relaciona la tasa de reciclaje r con la concentración de biomasa X_{BH}**

$$r \cdot X_{BH} \approx r_1 \cdot X_{BH,1} + r_1 \cdot (X_{BH} - X_{BH,1}) + X_{BH,1} \cdot (r - r_1)$$

- **Término que relaciona la concentración de Oxígeno Disuelto con el Coeficiente de transferencia global de O_2**

$$Kla \cdot S_O \approx Kla_1 \cdot S_O + Kla_1 \cdot (S_O - S_{O,1}) + S_{O,1} \cdot (Kla - Kla_1)$$

La aproximación se realizó en torno al punto $(X_{BH,1}, S_{S,1}, S_{O,1})$ que para efectos prácticos se considerará como el estado estacionario para las condiciones de diseño de la planta en un punto de operación $K_L a_1$ y r_1 . El sistema de ecuaciones resultante se muestra a continuación:

$$\frac{dS_S}{dt} = D \cdot (S_{SE} - S_S) - \frac{1}{Y_H} \cdot \mu_H \cdot (C_1 + C_2 \cdot (X_{BH} - X_{BH,1}) + C_3 \cdot (S_S - S_{S,1}) + C_4 \cdot (S_O - S_{O,1}))$$

ECUACIÓN 17: Balance simplificado de DQO Biodegradable con aproximación de Taylor.

$$\frac{dX_{B,H}}{dt} = D \cdot r \cdot X_{B,H,R} - D \cdot X_{B,H} - D \cdot (r_1 \cdot X_{BH,1} + r_1 \cdot (X_{BH} - X_{BH,1}) + X_{BH,1} \cdot (r - r_1)) + \mu_H \cdot (C_1 + C_2 \cdot (X_{BH} - X_{BH,1}) + C_3 \cdot (S_S - S_{S,1}) + C_4 \cdot (S_O - S_{O,1})) - b_H \cdot X_{B,H}$$

ECUACIÓN 18: Balance simplificado de DQO Celular con aproximación de Taylor.

$$\begin{aligned} \frac{dS_o}{dt} = & -D \cdot S_o \cdot \left(-\frac{1-Y_H}{Y_H} \cdot \mu_H \cdot (C_1 + C_2 \cdot (X_{BH} - X_{BH,1})) + C_3 \cdot (S_S - S_{S,1}) + C_4 \cdot (S_o - S_{o,1}) \right) \\ & + KLa \cdot S_o^{Sat} - (KLa_1 \cdot S_{o,1} + KLa_1 \cdot (S_o - S_{o,1}) + S_{o,1} \cdot (KLa - KLa_1)) \end{aligned}$$

ECUACIÓN 19: Balance simplificado de Oxígeno Disuelto con aproximación De Taylor.

El resultado de esta aproximación (ecuaciones 17, 18 y 19) es contrastado con el modelo ASM1 de las ecuaciones 14, 15 y 16 (modelo teórico), para observar su similitud en torno al punto en el que se producen los cambios y, así, validar la aproximación. El código del programa se encuentra en el anexo programa *bm_aprox.m*.

2.4. Transformación a Variables de Desviación.

Las variables de desviación dan una idea de lo distantes que se encuentran las variables de su estado original, que para efectos del control de este proceso interesa saber cuanto se han desviado respecto al régimen estacionario.

Se consideró una condición de estado estacionario (ST) del sistema que se muestra a continuación:

$$\begin{aligned} \frac{dS_{S,ST}}{dt} = 0 = & D \cdot (S_{SE,ST} - S_{S,ST}) \\ & - \frac{1}{Y_H} \cdot \mu_H \cdot (C_1 + C_2 \cdot (X_{BH,ST} - X_{BH,1})) + C_3 \cdot (S_{S,ST} - S_{S,1}) + C_4 \cdot (S_{O,ST} - S_{O,1}) \end{aligned}$$

ECUACIÓN 20: Estado estacionario de DQO Biodegradable con aproximación de Taylor.

$$\begin{aligned} \frac{dX_{B,H,ST}}{dt} = 0 = & D \cdot r \cdot X_{B,H,R} - D \cdot X_{B,H,ST} - D \cdot (r_1 \cdot X_{BH,1} + r_1 \cdot (X_{BH,ST} - X_{BH,1}) + X_{BH,1} \cdot (r_{,ST} - r_1)) \\ & + \mu_H \cdot (C_1 + C_2 \cdot (X_{BH,ST} - X_{BH,1})) + C_3 \cdot (S_{S,ST} - S_{S,1}) + C_4 \cdot (S_{O,ST} - S_{O,1}) - b_H \cdot X_{B,H,ST} \end{aligned}$$

ECUACIÓN 21: Estado estacionario de DQO Celular con aproximación de Taylor.

$$\begin{aligned} \frac{dS_{O,ST}}{dt} = 0 = & -D \cdot S_{O,ST} \\ & - \frac{1-Y_H}{Y_H} \cdot \mu_H \cdot (C_1 + C_2 \cdot (X_{BH,ST} - X_{BH,1})) + C_3 \cdot (S_{S,ST} - S_{S,1}) + C_4 \cdot (S_{O,ST} - S_{O,1}) \\ & + KLa_{ST} \cdot S_o^{Sat} - (KLa_1 \cdot S_{o,1} + KLa_1 \cdot (S_{O,ST} - S_{O,1}) + S_{O,1} \cdot (KLa_{ST} - KLa_1)) \end{aligned}$$

ECUACIÓN 22: Estado estacionario de Oxígeno Disuelto con aproximación de Taylor.

Luego se resta el estado estacionario resultante en las ecuaciones 20, 21 y 22 en 17, 18 y 19 respectivamente.

$$\frac{d\overline{S}_S}{dt} = D \cdot (\overline{S}_{SE} - \overline{S}_S) - \frac{1}{Y_H} \cdot \mu_H \cdot (C_2 \cdot \overline{X}_{BH} + C_3 \cdot \overline{S}_S + C_4 \cdot \overline{S}_O)$$

ECUACIÓN 23: Balance de DQO Biodegradable en variables de desviación.

$$\begin{aligned} \frac{d\overline{X}_{B,H}}{dt} &= D \cdot \overline{r} \cdot X_{B,H,R} - D \cdot \overline{X}_{B,H} - D \cdot (\overline{r}_1 \cdot \overline{X}_{BH} + X_{BH,1} \cdot \overline{r}) \\ &+ \mu_H \cdot (C_2 \cdot \overline{X}_{BH} + C_3 \cdot \overline{S}_S + C_4 \cdot \overline{S}_O) - b_H \cdot \overline{X}_{B,H} \end{aligned}$$

ECUACIÓN 24: Balance de DQO Celular en variables de desviación.

$$\begin{aligned} \frac{d\overline{S}_O}{dt} &= -D \cdot \overline{S}_O \cdot -\frac{1-Y_H}{Y_H} \cdot \mu_H \cdot (C_2 \cdot \overline{X}_{BH} + C_3 \cdot \overline{S}_S + C_4 \cdot \overline{S}_O) + \overline{Kla} \cdot S_O^{Sat} \\ &- (Kla_1 \cdot \overline{S}_O + S_{O,1} \cdot \overline{Kla}) \end{aligned}$$

ECUACIÓN 25: Balance de Oxígeno Disuelto en variables de desviación.

Como ya fue mencionado, el punto en torno al cual donde se hace la aproximación de Taylor corresponderá al estado estacionario, por lo que las condiciones de K_{La1} , $S_{O,1}$ y r_1 son las que logran ese estado estacionario, por lo tanto, desde ahora serán denominadas K_{LaST} , $S_{O,ST}$ y r_{ST} .

Dado que los rangos en los que se mueven las variables S_S , X_{BH} y S_O tienen por lo menos una magnitud de diferencia (como se ve en los valores del estado estacionario), se corre un alto riesgo de que las variables se indefinan debido a divisiones por valores cercanos a cero, un ejemplo de esto ocurrió al intentar resolver el sistema numéricamente con Simulink® puesto que los errores arrojados hacían referencia a valores de altísimo exponente. Debido a esto se planteó las variables como porcentaje de desviación.

El porcentaje de desviación se calculó respecto al estado estacionario objetivo, dividiendo cada una de las variables de desviación por el valor de la variable en el estado estacionario. Esto arrojó las siguientes ecuaciones:

$$\begin{aligned}\frac{dDQO}{dt} &= \frac{D}{S_{S,ST}} \cdot \overline{S_{S,E}} - D \cdot DQO \\ &- \frac{1}{Y_H} \cdot \mu_H \cdot \frac{1}{S_{S,ST}} \cdot (C_2 \cdot X_{BH,ST} \cdot X + C_3 \cdot S_{S,ST} \cdot DQO + C_4 \cdot S_{O,ST} \cdot OD)\end{aligned}$$

ECUACIÓN 26: Balance de DQO Biodegradable en porcentaje de desviación.

$$\begin{aligned}\frac{dX}{dt} &= \frac{D \cdot X_{B,H,R}}{X_{B,H,ST}} \cdot \bar{r} - D \cdot X - D \cdot (r_{ST} \cdot X + \bar{r}) \\ &+ \mu_H \cdot \frac{1}{X_{B,H,ST}} (C_2 \cdot X_{BH,ST} \cdot X + C_3 \cdot S_{S,ST} \cdot DQO + C_4 \cdot S_{O,ST} \cdot OD) - b_H \cdot X\end{aligned}$$

ECUACIÓN 27: Balance de DQO Celular en porcentaje de desviación.

$$\begin{aligned}\frac{dOD}{dt} &= -D \cdot OD \cdot -\frac{1-Y_H}{Y_H} \cdot \mu_H \cdot \frac{1}{S_{O,ST}} \cdot (C_2 \cdot X_{BH,ST} \cdot X + C_3 \cdot S_{S,ST} \cdot DQO + C_4 \cdot S_{O,ST} \cdot OD) \\ &+ \frac{S_O^{Sat}}{S_{O,ST}} \cdot \overline{Kla} - (Kla_{ST} \cdot OD + S_{O,ST} \cdot \overline{Kla})\end{aligned}$$

ECUACIÓN 28: Balance simplificado de Oxígeno Disuelto con aproximación de Taylor.

$$\text{Donde } DQO = \frac{\overline{S_S}}{S_{S,ST}}, \quad X = \frac{\overline{X_{B,B}}}{X_{B,H,ST}} \text{ y } OD = \frac{\overline{S_O}}{S_{O,ST}}.$$

2.5. Representación del sistema Input-Output en funciones de transferencia.

El uso de la transformada de Laplace permite una simple y conveniente representación de la dinámica de los procesos químicos en general, puesto que solo usa ecuaciones algebraicas [14].

El sistema cuenta con tres entradas (K_{La} , r y $S_{S,E}$) y tres salidas (S_S , X_{BH} y S_O), con lo que se obtendrá un sistema de ecuaciones de 3x3 cuyas variables de salida son difíciles de despejar para que queden solo en función de las variables de entrada. Esto fue fácilmente resuelto utilizando las funciones $ss()$ y $tf()$. La primera permite disponer el sistema de ecuaciones diferenciales original como un sistema de variables de estado⁵, mientras que la segunda se transforma el sistema de variables de estado al espacio transformado de Laplace a través de funciones de transferencia [11][3].

Se comienza planeando el sistema en un sistema de variables de estado de la forma :

$$\begin{aligned}\frac{dX}{dt} &= A \cdot X + B \cdot u \\ Y &= C \cdot X + D \cdot u\end{aligned}$$

Donde el vector u contiene a las variables de entrada y el vector X a las variables de salida.

$$\begin{aligned}\frac{dDQO}{dt} &= -\left(\frac{\mu_H \cdot C_3 \cdot S_{S,ST}}{Y_H \cdot S_{S,ST}} + D\right) \cdot DQO - \frac{\mu_H \cdot C_2 \cdot X_{BH,ST}}{Y_H \cdot S_{S,ST}} \cdot X \\ &\quad - \frac{\mu_H \cdot C_4 \cdot S_{O,ST}}{Y_H \cdot S_{S,ST}} \cdot OD + \frac{D}{S_{S,ST}} \cdot \overline{S_{S,E}}\end{aligned}$$

ECUACIÓN 29: Balance de DQO con variables reordenadas

⁵ Es un sistema en el dominio del tiempo que está totalmente definido en su dinámica y es formada por ecuaciones de naturaleza matricial. Estas ecuaciones son dos: la ecuación diferencia de estado $\dot{X} = AX + Bu$ y la ecuación de salida $Y = CX + Du$, donde u es el vector de entrada del sistema [libro gordo]

$$\begin{aligned} \frac{dX}{dt} &= \frac{\mu_H \cdot C_3 \cdot S_{S,ST}}{X_{B,H,ST}} \cdot DQO + \left(-D - D \cdot r_{ST} + \frac{\mu_H \cdot C_2 \cdot X_{BH,ST}}{X_{B,H,ST}} - b_H \right) \cdot X \\ &+ \frac{\mu_H \cdot C_4 \cdot S_{O,ST}}{X_{B,H,ST}} \cdot OD + \left(\frac{D \cdot X_{B,H,R}}{X_{B,H,ST}} + D \right) \cdot \bar{r} \end{aligned}$$

ECUACIÓN 30: Balance de DQO Celular con variables reordenadas.

$$\begin{aligned} \frac{dOD}{dt} &= -\frac{\mu_H \cdot (1-Y_H) \cdot C_3 \cdot S_{S,ST}}{Y_H \cdot S_{O,ST}} \cdot DQO - \frac{\mu_H \cdot (1-Y_H) \cdot C_2 \cdot X_{BH,ST}}{Y_H \cdot S_{O,ST}} \cdot X \\ &- \left(D + \frac{\mu_H \cdot (1-Y_H) \cdot C_4 \cdot S_{O,ST}}{Y_H \cdot S_{O,ST}} + KLa_{ST} \right) \cdot OD + \left(\frac{S_O^{Sat}}{S_{O,ST}} - S_{O,ST} \right) \cdot \overline{Kla} \end{aligned}$$

ECUACIÓN 31: Balance de Oxígeno Disuelto con variables reordenadas.

El sistema expresado matricialmente adopta la siguiente forma de ecuación diferencial de estado (ecuación 32).

$$\frac{d}{dt} \begin{bmatrix} DQO \\ X \\ OD \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} a_{SS} & a_{SX} & a_{SO} \\ a_{XS} & a_{XX} & a_{XO} \\ a_{OS} & a_{OX} & a_{OO} \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} DQO \\ X \\ OD \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} b_{S,SE} & 0 & 0 \\ 0 & b_{X,R} & 0 \\ 0 & 0 & b_{O,K} \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} S_{SE} \\ \bar{r} \\ \overline{Kla} \end{bmatrix}$$

$$Y = \begin{bmatrix} 1 & 0 & 0 \\ 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 1 \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} DQO \\ X \\ OD \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} S_{SE} \\ \bar{r} \\ \overline{Kla} \end{bmatrix}$$

ECUACIÓN 32: Representación en espacios de estado del modelo ASM1 simplificado.

Donde:

$$a_{SS} = - \left(\frac{\mu_H \cdot C_3 \cdot S_{S,ST}}{Y_H \cdot S_{S,ST}} + D \right)$$

$$a_{SX} = - \frac{\mu_H \cdot C_2 \cdot X_{BH,ST}}{Y_H \cdot S_{S,ST}}$$

$$a_{SO} = \frac{\mu_H \cdot C_4 \cdot S_{O,ST}}{Y_H \cdot S_{S,ST}} \cdot OD$$

$$a_{XS} = \frac{\mu_H \cdot C_3 \cdot S_{S,ST}}{X_{B,H,ST}}$$

$$a_{XX} = - \left(-D - D \cdot r_{ST} + \frac{\mu_H \cdot C_2 \cdot X_{BH,ST}}{X_{B,H,ST}} - b_H \right)$$

$$a_{XO} = + \frac{\mu_H \cdot C_4 \cdot S_{O,ST}}{X_{B,H,ST}} \cdot OD$$

$$a_{OS} = - \frac{\mu_H \cdot (1 - Y_H) \cdot C_3 \cdot S_{S,ST}}{Y_H \cdot S_{O,ST}}$$

$$a_{OX} = - \frac{\mu_H \cdot (1 - Y_H) \cdot C_2 \cdot X_{BH,ST}}{Y_H \cdot S_{O,ST}}$$

$$a_{OO} = - \left(D + \frac{\mu_H \cdot (1 - Y_H) \cdot C_4 \cdot S_{O,ST}}{Y_H \cdot S_{O,ST}} + Kla_{ST} \right)$$

$$b_{SSE} = \frac{D}{S_{S,ST}}$$

$$b_{XR} = \left(\frac{D \cdot X_{B,H,R}}{X_{B,H,ST}} + D \right)$$

$$b_{OK} = \left(\frac{S_O^{Sat}}{S_{O,ST}} - S_{O,ST} \right)$$

Aplicando los códigos ss() y tf(), como antes fue señalado, se pudo obtener el sistema input/output expresado en funciones de transferencia (ecuación 33).

El código se encuentra en el programa *Input_output.m* en el anexo programas. Así también se encuentra el diagrama de bloques del sistema en *Sistema_origina.m* en el anexo programas.

$$\begin{bmatrix} DQO(s) \\ X(s) \\ OD(s) \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} G_{SSE} & G_{SR} & G_{SK} \\ G_{XSE} & G_{XR} & G_{XK} \\ G_{OSE} & G_{OR} & G_{OK} \end{bmatrix} \cdot \begin{bmatrix} \overline{S_{SE}}(s) \\ \overline{r}(s) \\ \overline{Kla}(s) \end{bmatrix}$$

ECUACIÓN 33: Representación de funciones de transferencia del modelo ASM1 aproximado.

2.6. Control propuesto.

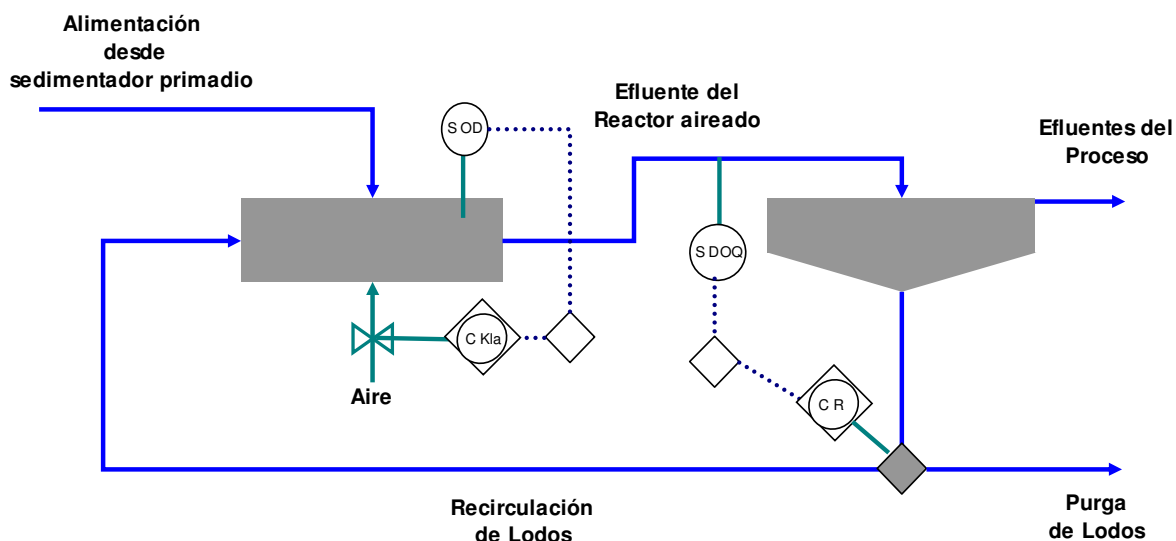
Se desea controlar el oxígeno disuelto dentro del reactor biológico y la DQO biodegradable a la salida del proceso. El control se realizará mediante lazos feedback con controles PID cuyas variables manipuladas son el coeficiente global de transferencia de oxígeno K_{La} y la tasa de reciclo, que en la práctica se presenta como la manipulación del flujo de aire y el flujo de lodos reingresados al reactor, para el caso de la DQO. Esta decisión se basa en que el control de K_{La} permite regular el aporte de oxígeno al sistema y, por otro lado, el control de la tasa de reciclo r permite el rápido aumento de biomasa que se encargue de catalizar la oxidación de la DQO. La ventaja de ambos métodos de control es que están sujetos a la modulación del caudal de un soplador y una bomba, lo que debiera implementarse con cierta facilidad.

Para los efectos de la programación, se supondrá que se cuenta con medidores y actuadores ideales.

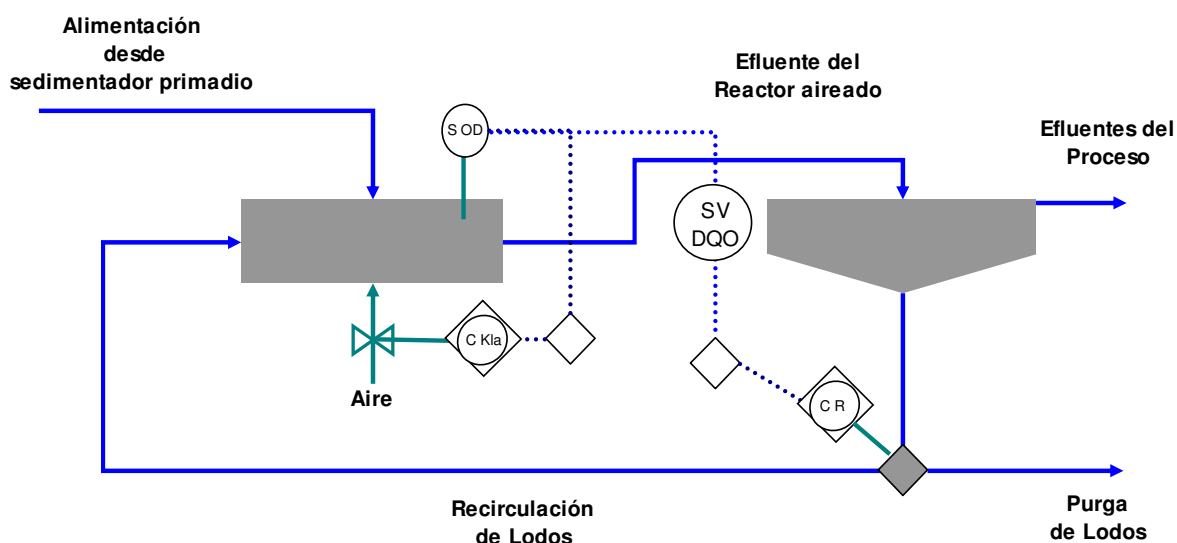
En el esquema 2 puede verse cuales son los lazos de control propuestos en primera instancia para lo que es necesario que exista una medición on-line de las variables de salida OD y DQO.

En rigor el oxígeno disuelto es relativamente fácil de medir por medio de electrodos que son ampliamente distribuidos en la industria, en cambio aún no existen métodos certeros de medición on line de DQO, aunque se promocionan sistemas capaces de realizarlo (como el IQ SENSOR NET System 182 o el UVAS de LAMS Ltda.). Es por esto que se planteó un método indirecto de medición de DQO biodegradable basado en la estrecha relación que existe entre el aumento/disminución de esta y la disminución/aumento de la concentración de oxígeno disuelto. Por lo que se

aplica un sensor virtual que mide DQO biodegradable a través de la medición de OD (esquema 3). Este sistema se basa en un análisis fenomenológico de lo ocurrido pero tiene la gran deficiencia de considerar que el equilibrio entre estas dos componentes se mantiene constante.



ESQUEMA 2: Lazos de control propuesto para el control del OD y DQO biodegradable, para ambas mediciones on line.



ESQUEMA 3: Lazos de control propuesto para el control Del OD y DQO biodegradable, para medición on line de OD y virtual de DQO.

La sintonización de los controladores realizó por métodos de prueba y error asumiendo los siguientes criterios de control ante una cambio escalón en la variable de entrada ($S_{S,E}$):

- **Conservar el estado estacionario objetivo** de biomasa heterótrofa (X_{BH}), DQO biodegradable (DQO) y Oxígeno Disuelto (OD) en 5396 mg DQO/l, 31.6 mg DQO/l y 2 mg/l respectivamente, lo que en porcentajes de desviación corresponde a 0%.
- **El sobresalto de la respuesta no debe superar 35 ppm de DBO₅ (límite máximo de emisiones)**. Esto es interpretado como 70 mg DQO/l. Aplicando un margen de seguridad del 10%, el control aplicado debiera evaluarse para un límite máximo de emisiones de 63 mg DQO/l, lo que en porcentaje de desviación corresponde a cerca del 100%.
- **El tiempo de asentamiento de la respuesta debe ser de medio turno**. Lo que, considerando turnos de 8 horas, no debe superar las 4 horas. Esto permite que durante el turno pueda observarse la evolución hasta la respuesta final.
- **±1% de margen de error de la respuesta**. Valor arbitrario que brinda la seguridad que alcanzar valores que virtualmente son los deseados ya que el transiente entre un valor cercano al objetivo y el valor objetivo puede ser muy largo.

El sistema y sus controles fueron modelados con Simulink® de Matlab®, los programas confeccionados se encuentran en el Anexo Programas, *modelo_sin_sensor_virtual* y *modelo_con_sensor_virtual*.

Capítulo 3: Resultados y Discusiones

En este capítulo se presentan los resultados de la simulación computacional del sistema ASM1 acondicionado a las necesidades que esta memoria plantea utilizando los datos de la planta de tratamiento de aguas servidas. Asimismo se presenta el sistema de control propuesto y como este responde a los requerimientos de control planteados.

3.1. Comportamiento del modelo (programas bm.m y programa.m).

Se observó como varía la respuesta del modelo ante distintos cambios en la entrada de DQO biodegradable. Esto se realizó para condiciones de recirculación iguales a 60% y para un $K_L a$ de 58.3 (lo que asegura 2 ppm de OD en régimen estacionario, se calculó en capítulo 2.2).

3.1.1. Perturbación Escalón en DQO alimentado.

Se realizó cambios escalones a distintos niveles de aumento, para $\pm 25\%$, $\pm 50\%$, $\pm 75\%$ y $\pm 100\%$ de incremento, con tal de ver la capacidad del sistema para soportar cambios en la DQO biodegradable de entrada. Los gráficos donde se detalla esto pueden ser vistos en el Gráficos Anexo I.

En el gráfico 1 puede verse la evolución de las concentraciones de DQO biodegradable y OD a la salida del reactor. Se grafica los estados estacionarios ante las nuevas condiciones de alimentación.

Se observa que el aumento en la alimentación se traduce en un alza de a concentración de DQO biodegradable a la salida del reactor que luego del +20% de perturbación aumenta de manera brusca. La perturbación máxima que el sistema puede soportar sin superar la cuota máxima permitida (70 mg DQO) es +30,6%.

Asimismo puede verse la evolución de las concentraciones de OD en el reactor el aumento en la alimentación se traduce en una notable disminución de la concentración OD a la salida del reactor y pareciera que tuviese un comportamiento asintótico a un valor cercano a cero. El sistema resiste un aumento de hasta 14,9% en la alimentación

antes de que el oxígeno disminuya a condiciones inferiores al 1 ppm (que es uno de los parámetros de diseño de la planta).

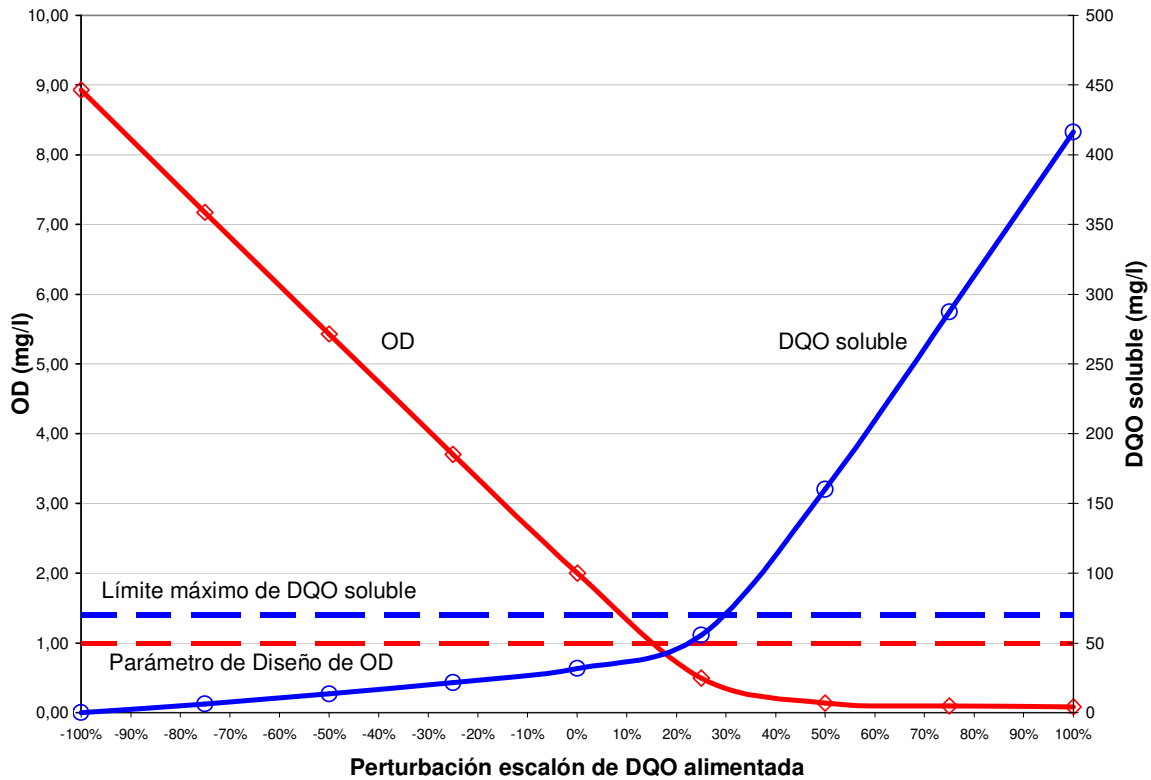


GRÁFICO 1: Respuesta DQO y OD en estado estacionario del sistema no controlado ante distintos valores de perturbaciones escalón.

Otra observación que puede hacerse respecto a la dinámica de la respuesta de la DQO es que en la medida que aumenta el porcentaje de perturbación la respuesta final se produce en un tiempo mayor, siendo este aumento progresivamente más alto. En el caso del OD no se observa este fenómeno ya que todos los estados estacionarios fueron alcanzados antes de 4 horas. Por otro lado, la biomasa pareciera tener un comportamiento asintótico ante aumento en la alimentación (valor cercano a 5450 ppm DQO) y el estado final se lograría antes de las 24 horas (ver Gráfico Anexo I).

Como puede verse el sistema por si solo es apto para resistir condiciones de alimentación con diferentes aumento/disminución de carga orgánica y, aparte de esto, permite que los operarios tengan capacidad de reacción, dado los tiempos que el sistema demora en llegar a régimen estacionario.

3.1.2. Eventos de altas concentraciones de DQO de entrada.

Se realizó el mismo tratamiento de los datos que en 3.1.1 (detalles en Gráficos Anexo II). Las perturbaciones de entrada son un evento de mayores concentraciones de DQO en la alimentación durante dos horas para luego volver a las condiciones iniciales, lo que arrojó por resultados que el sistema soporta un aumento de hasta un 61,4% para mantener las concentraciones de DQO a la salida bajo el valor de (70 mg DQO/l). Por otro lado, el oxígeno disuelto se mantiene sobre 1 ppm mientras el aumento de DQO en la entrada no supere 22%.

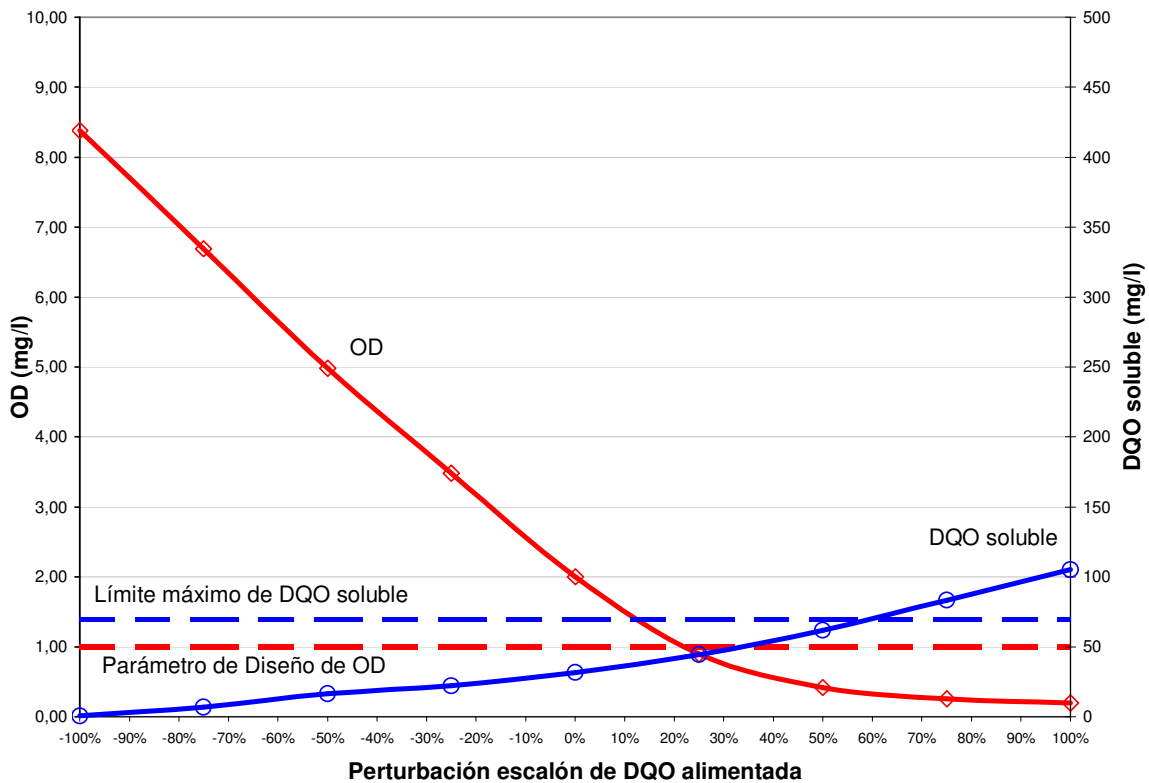


GRÁFICO 2: Respuesta DQO y OD en estado estacionario del sistema no controlado ante distintos valores de perturbaciones pulso.

Puede verse que, al igual que en 3.1.1, la DQO tiene un comportamiento divergente para los valores de concentración máxima, pero el tiempo que demora en alcanzar el estado final es inferior a 12 horas. De igual forma que 3.1.1, la Biomasa y OD parecieran tener un comportamiento asintótico y un tiempo de asentamiento de aproximadamente 30 y 12 horas respectivamente.

3.1.3. Cambios cíclicos en la DQO de entrada.

La carga orgánica en los afluentes del proceso está directamente relacionada con la actividad humana, es por eso que cumple tendencias cíclicas, siendo baja en ciertas horas del día y altas en otras, lo que puede modelarse como una función sinusoidal.

El mismo tratamiento de 3.1.1 y 3.1.2 se realizó (detalles en Gráficos Anexo III) para cambios sinusoidales en la DQO de entrada. Esto arrojó por resultados que el sistema soporta un aumento de hasta un 39% para mantener las concentraciones de DQO a la salida bajo el valor de (70 mg DQO/l). Por otro lado, el oxígeno disuelto se mantiene sobre 1 ppm mientras el aumento de DQO en la entrada no supere 18%.

Ante este cambio puede observarse que los efectos de divergencia y convergencia tratados en 3.1.1 y 3.1.2 son modificados cuando se produce el efecto de disminuir la concentración a la entrada, pasando la DQO a converger y el OD y la biomasa a divergir en caso de disminuir progresivamente la concentración de DQO de la alimentación.

3.1.4. Discusión del comportamiento del modelo.

Puede observarse que el sistema, hasta cierto punto, tiene la capacidad por sí solo de comportarse dentro de los límites legales establecidos y operacionales necesarios. Tal es el caso que el sistema se mantiene con concentraciones de salida inferiores a 70 ppm en DQO y superiores a 1 ppm de OD que para perturbaciones de concentraciones de DQO ingresado cercanos a 20 %.

3.2. Aproximación a series de Taylor (programas `bm_aprox.m` y `programa_aprox.m`).

Se analizaron las respuestas del sistema aproximado con series de Taylor versus el sistema teórico simplificado ante la misma variación. Los resultados (Gráficos Anexo IV) indican que el modelo tiene un buen comportamiento en los primeros instantes siguientes al cambio en la alimentación, lo que valida al modelo aproximado para ser utilizado como modelo para el control.

Sin perjuicio del comportamiento inicial de la aproximación, puede verse que la variable oxígeno disuelto se aleja de manera vertiginosa del modelo original, acentuándose este efecto cuando aumenta/disminuye mucho la alimentación. En menor

medida ocurre lo mismo con la DQO y el efecto es aún menor en la biomasa. Lo preocupante de este hecho es que si la dinámica del control no es lo suficientemente rápida (sobre todo la del OD) podría producir problemas de descontrol del proceso, pero este es un riesgo que debe asumirse al utilizar aproximación en series de Taylor hasta el segundo término.

En forma arbitraria se decide que la variación máxima a la que se el sistema se expondrá será de un $\pm 30\%$ debido a que su aproximación en series de Taylor se comporta como el modelo ASM1 simplificado hasta por dos horas, tiempo que debiera ser suficiente para que el sistema controlado reaccione.

3.3. Sistema Input-Output (programa Input_output.m).

El sistema input-output fue calculado a través del programa Input_output.m. El sistema relaciona las variables de salida en porcentaje de desviación con las variables de entrada como magnitud de variación. En la tabla 7 se detalla las funciones de transferencia obtenidas utilizando los parámetros de 1.6.

Es posible observar el sentido físico y biológico de las funciones de transferencia. La concentración de DQO biodegradable alimentada afectada positivamente por la variación de DQO biodegradable del efluente debido a que es un aporte extra de DQO biodegradable al sistema. Mientras que el aumento del $K_L a$ y la tasa de reciclo aumentan la presencia del oxígeno disuelto y biomasa respectivamente, ambos necesarios para oxidar los compuestos biodegradables que se traducen en DQO. La variable de entrada que más afecta a la concentración de DQO es el aumento en la DQO alimentada (mayor orden de el numerador de la función de transferencia G_{SSE}) puesto que es DQO ingresada directamente al sistema.

La concentración de OD es afectada positivamente por la aumento de $K_L a$, debido la mayor transferencia de oxígeno que le produce al sistema. Mientras el aumento en la tasa de reciclo y DQO de entrada proveen mayor cantidad de células y sustrato biodegradable, cuya presencia requiere mayor consumo de oxígeno para oxidar los compuestos biodegradables y para el metabolismo celular heterótrofo. La variable de entrada que más afecta a la concentración de OD es el aumento en la $K_L a$ (mayor orden

de el numerador de la función de transferencia G_{OK}) puesto que es oxígeno que entra directamente al sistema.

Por otro lado, la biomasa es afectada positivamente por la variación positiva de cualquiera de las variables de entrada ya que el reciclo aporta con biomasa al sistema y el K_La y DQO de entrada contribuyen con OD y sustrato biodegradable al aumento de la cinética bacteriana. La variable de entrada que más afecta a la concentración de biomasa es el aumento en la tasa de reciclo (mayor orden de el numerador de la función de transferencia G_{XR}) puesto que corresponde a biomasa cuyo aumento no está mediado por ningún proceso.

$G_{SSE}(s) = \frac{0.07781 \cdot s^2 + 6.381 \cdot s + 23.96}{s^3 + 114.3 \cdot s^2 + 2440 \cdot s + 8097}$
$G_{SR}(s) = \frac{-79.75 \cdot s - 4844}{s^3 + 114.3 \cdot s^2 + 2440 \cdot s + 8097}$
$G_{SK}(s) = \frac{-11.45 \cdot s - 46.44}{s^3 + 114.3 \cdot s^2 + 2440 \cdot s + 8097}$
$G_{XSE}(s) = \frac{0.008827 \cdot s + 0.5362}{s^3 + 114.3 \cdot s^2 + 2440 \cdot s + 8097}$
$G_{XR}(s) = \frac{2.099 \cdot s^2 + 231.6 \cdot s + 4201}{s^3 + 114.3 \cdot s^2 + 2440 \cdot s + 8097}$
$G_{XK}(s) = \frac{0.0436 \cdot s + 0.1073}{s^3 + 114.3 \cdot s^2 + 2440 \cdot s + 8097}$
$G_{OSE}(s) = \frac{-12.82 \cdot s - 52.01}{s^3 + 114.3 \cdot s^2 + 2440 \cdot s + 8097}$
$G_{OR}(s) = \frac{-441.2 \cdot s - 1085}{s^3 + 114.3 \cdot s^2 + 2440 \cdot s + 8097}$
$G_{OK}(s) = \frac{3.649 \cdot s^2 + 132 \cdot s + 476.1}{s^3 + 114.3 \cdot s^2 + 2440 \cdot s + 8097}$

TABLA 7: Funciones de transferencia de la representación input-output del sistema asm1.

Estas funciones de transferencia tienen sus tres polos reales negativos, lo que indica que el sistema es estable bajo condiciones no controladas. Sus polos son -87.4, -22.87 y -4.1.

3.4. Desarrollo del control propuesto.

Se subdividió este desarrollo en tres partes. La primera consiste en la simulación del modelo sin control; la segunda es la simulación de un control considerando mediciones online de OD y DQO y la calibración de los controles PID; mientras que la tercera es el sistema de control basado en la medición online de OD cuyo valor será procesado en un medidor virtual que entrega una estimación de la DQO biodegradable, los controladores PID son recalibrados para este sistema.

Los cambios de DQO de alimentación realizados no sobrepasaron el $\pm 30\%$ para asegurar la certeza del modelo aproximado y se realiza solo cambios escalón puesto que es la condición más adversa que podría enfrenar la planta. En rigor, se probará el sistema de control con aumentos escalón de $\pm 10\%$, $\pm 20\%$ y $\pm 30\%$.

Todas las simulaciones fueron hechas en Simulink®.

3.4.1. Sistema de no Controlado (programa sistema_original en Simulink®).

En el Anexo programa *Sistema_original* puede verse el diagrama de bloques del sistema sin control automático. Su dinámica fue calculada para perturbaciones escalones en la alimentación para un máximo de 30% y una disminución mínima de 30%. Los gráficos de Anexo V resumen las dinámicas resultantes.

La condición más violenta que el sistema llega a soportar en esta simulación es el aumento de 30% en la carga orgánica de la alimentación (gráfico 3), de lo cual puede rescatarse que el sistema se comporta bastante bien en términos de DQO en general ya que la biomasa no presenta cambios superiores $\pm 1\%$ y la DQO biodegradable no sobrepasa los límites legales ya que llega tan solo a 50%. El problema está en las concentraciones de OD puesto que disminuye su concentración totalmente lo que provocaría condiciones anóxicas perjudiciales para el proceso.

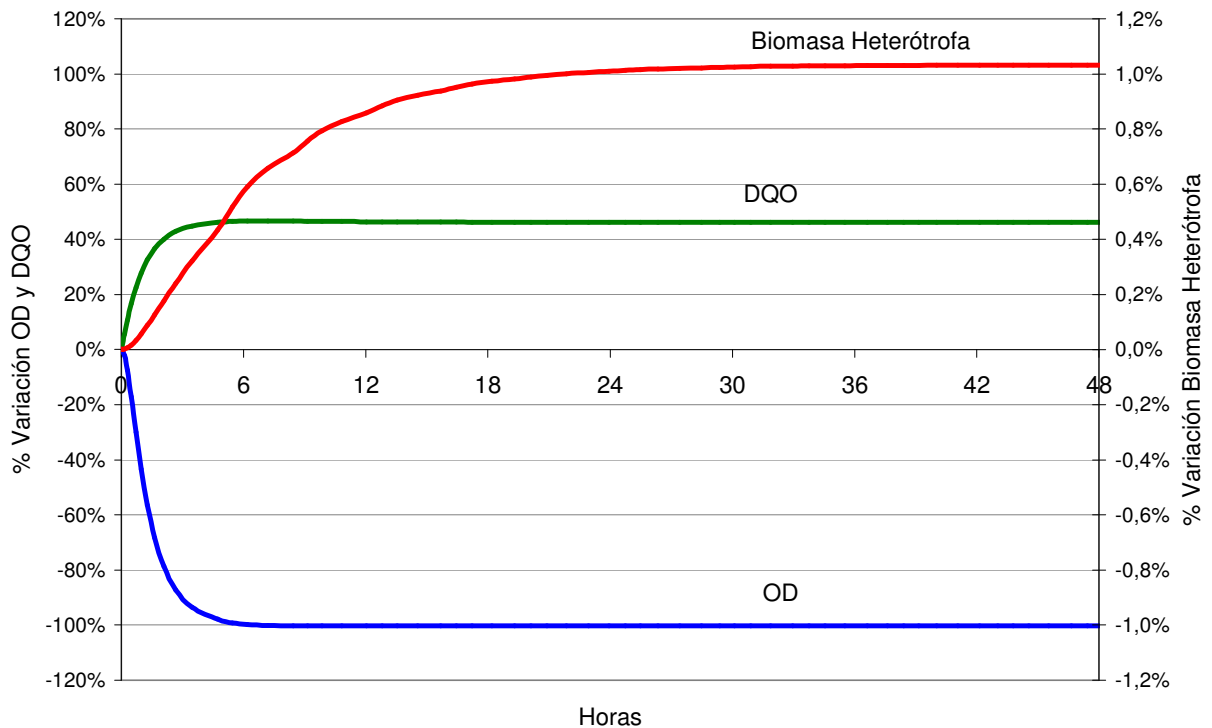


GRÁFICO 3: Respuesta del sistema ante el aumento persistente de 30% en la carga orgánica alimentada

3.4.2. Sistema de Control con mediciones online de OD y DQO (programa *control_sin_sensor_virtua* de Simulink®).

Se realizó una simulación sistema de control de DQO y OD considerando la disponibilidad de equipos de medición online de OD y DQO. Ambos controladores tuvieron por objetivo de control que los valores de OD y DQO permanecieran en un valor con 0% de desviación del estado estacionario que marca el estándar que la planta debe conseguir.

La sintonización de los controladores no se hizo con ningún método descrito en literatura puesto las dinámicas de respuesta no respondían a los supuestos de métodos de segundo orden con retardo o métodos de frecuencia [3] [10] [14]. Esta se realizó tomando los criterios de control de 2.6. Los resultados se muestran en tabla 8.

En Gráficos Anexo VI se encuentran los resultados obtenidos con la simulación.

Para ambos controles puede considerarse que el control se realizó con éxito ya que, en el caso de DQO biodegradable, alcanzó un sobresalto máximo de $\pm 25\%$ con un

tiempo de asentamiento menor a 4 horas. El caso del OD es aún más favorable puesto que el sobresalto máximo apenas sobrepasa el $\pm 15\%$ y su tiempo de asentamiento puede considerarse un poco mayor a 3 horas.

	Control de OD	Control de DQO
Kc	30	-7
Ki	2000	-24
Kd	0	0

TABLA 8: valores de sintonización de los controles PID utilizados.

Para ambos controles puede considerarse que el control se realizó con éxito ya que, en el caso de DQO biodegradable, alcanzó un sobresalto máximo de $\pm 25\%$ con un tiempo de asentamiento menor a 4 horas. El caso del OD es aún más favorable puesto que el sobresalto máximo apenas sobrepasa el $\pm 15\%$ y su tiempo de asentamiento puede considerarse un poco mayor a 3 horas.

El caso de la biomasa es algo más complejo, ya que una disminución de la concentración de alimentación produce un lavado del reactor llegando a disminuir 31,6% la concentración de DQO celular cuando la alimentación baja un 30% su concentración. Esto trae consecuencias que el modelo usado es esta memoria no puede predecir dado el supuesto de concentración de Biomasa en el reciclo constante. En rigor, al momento de disminuir la masa de células en suspensión, baja inevitablemente la cantidad de lodos formados lo que, en consecuencia, afecta la densidad de los lodos.

Otro efecto de este supuesto es que el flujo de realimentación arroja variaciones de $\pm 200\%$ (gráfico 25). Estas variaciones están sobredimensionados ya que, cuando la simulación predice la disminución de la biomasa no considera que el reciclo contendrá menor densidad de lodos, por lo tanto llega el momento en que el control indica que la cantidad de células contenidas en el reactor es demasiado grande para mantener la DQO biodegradable en los niveles deseados, lo que trae por consecuencia que la simulación busque una manera alternativa de retirar las células extra, que es invirtiendo el flujo de reciclo.

El K_L se comportó según lo esperado, variando en apenas un $\pm 20\%$ en el caso crítico con la variación de $\pm 30\%$ en la alimentación. Esto tiene mucho sentido por cuanto las necesidades de oxígeno aumentan al haber más DQO, y viceversa.

3.4.3. Sistema de Control con mediciones online de OD y sensor virtual de DQO. (programa *control_con_sensor_virtual* de Simulink®).

Esta vez la simulación se realizó para un sistema directo de medición online de OD y una medición indirecta de DQO a través la medición de OD. La respirometría [15] entrega señales de la relación inversa entre aumento de oxígeno disuelto y la disminución de DQO biodegradable (o viceversa). Al contrastar los valores de OD y QDO de 3.4.2 para variación de $\pm 30\%$ se obtuvo que la razón de $DQO/OD = -1,7$, por lo tanto, se planteó el sensor virtual como una simple ganancia que amplifica la señal proveniente del medidor de DQO y cambia su signo.

Hubo que adecuar los valores de los controles PID para llegar a resultados como los de 3.4.2. En la tabla 9 se detallan los valores ajustados.

	Control de OD	Control de DQO
Kc	25	-7
Ki	1500	-30
Kd	0	0

TABLA 9: Valores de sintonización de los controles PID utilizados para el sistema de control con sensor virtual de DQO.

En Gráficos Anexo VII se encuentran los resultados obtenidos con esta simulación.

Debido a que el OD es la única variable controlada, su control es el que sufrió mayores cambios, disminuyendo la acción integral para aminorar las oscilaciones que se produjeron debido al cambio de orden que sufre el control de oxígeno. El efecto proporcional disminuye para aminorar el sobresalto que se produce y el tiempo de asentamiento de la curva de respuesta.

Se puede ver en el gráfico 4 cual es la diferencia entre las dinámicas de respuesta de la DQO biodegradable medida virtualmente y el valor real/teórico de DQO, para un sistema cuyo lazo de control se retroalimenta con la información que el sensor virtual le

brinda. Es evidente que la tiene mayor inercia que el valor real lo que produce oscilaciones mayores, pero este efecto no evita que su tiempo de asentamiento sea similar, por lo que podría resultar bastante valioso en un sistema real.

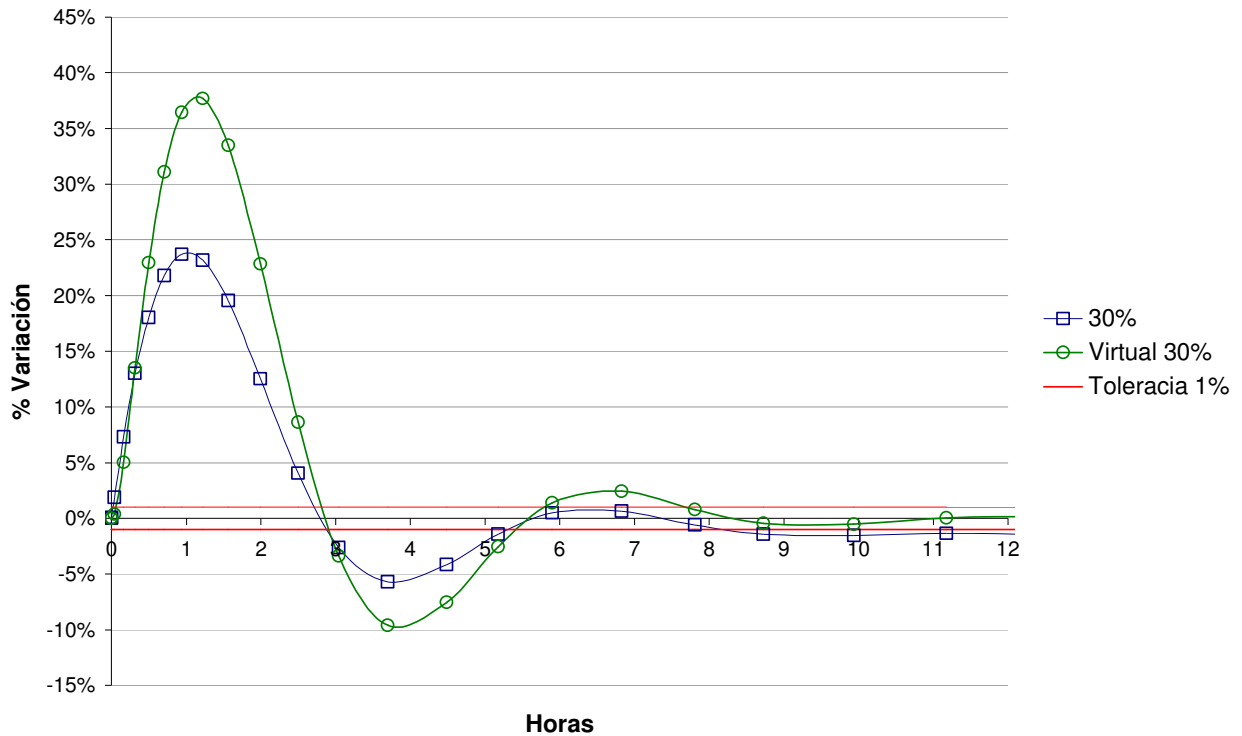


GRÁFICO 4: Sistema controlado por mediciones reales de DQO versus un sistema con medición inferida de DQO.

Es posible ver que todas las respuestas (Gráficos Anexo VII) mantienen relación con lo obtenido en 3.4.2, alcanzándose el mismo nivel de sobresalto, pero no manteniendo el tiempo de asentamiento deseado, aumentando a 5 horas para la DQO de salida y el OD ante aumento en la alimentación del $\pm 30\%$.

La mayor amplitud de las oscilaciones cuando se utiliza la medición de DQO inferida, no impide que la simulación arroje tiempos de asentamiento similares al caso de valor de DQO medido. Esto es rescatable y entrega confianza en el método.

Producto de la inercia de la respuesta DQO medida virtualmente se produjo un efecto en la variación de tasa de reciclaje aún mayor que la ocurrida en 3.4.2 llegando inclusive al $\pm 300\%$ de variación para variaciones en la alimentación de $\pm 30\%$. Esto,

como ya fue señalado, se debe a efectos de la hipótesis de densidad del reciclaje constante.

Capítulo 4: Discusiones Principales y recomendaciones.

El sistema de lodos activados planteado en esta memoria es resultó ser un sistema que un que resiste los cambios en la carga orgánica alimentada hasta niveles de carga orgánica considerables arrojar valores problemáticos para el proceso (más de 70 ppm DQO o menos de 1 ppm de OD), partiendo de las condiciones iniciales utilizadas (31 ppm de DQO y 2ppm de OD).

Los resultados del control de DQO y OD mediante la manipulación de la Tasa de Reciclo y el K_{La} , deben ser estudiados con mayor detalle, incorporando al sistema la posibilidad de que la concentración de biomasa en el reciclo varíe producto del aumento o disminución en la concentración de biomasa heterótrofa en los lodos reciclados. La variación en la densidad de los lodos sedimentados puede conocerse a través de la ecuación del balance de masa del sedimentador secundario. Al momento de plantear la problemática a abordar en esta memoria, se adoptó la hipótesis de densidad de flóculos constantes en los lodos sedimentados.

El efecto que tuvo la hipótesis de concentración constante de biomasa en el reciclo permite que se obtengan condiciones engañosas como concentración de biomasa más altas de lo real en el reactor y situaciones que derivadas de esto, como por ejemplo, un flujo de aireación sobreestimado lo que implica cierto gasto económico extra, lo que es peor, flujos de reciclo que varían hasta valores negativos para estabilizar el sistema.

Otra consecuencia importante del planteamiento del problema es el error asociado a la implementación de un sensor virtual de DQO que basa sus cálculos en relaciones observadas en simulaciones computacionales. Esta relación consiste en saber que el aumento de DQO y implica una disminución del OD y viceversa. Error está relacionado en parte con el hecho de suponer que la relación entre ambas variables es fija en el tiempo sin importar el transiente lógico entre un régimen estacionario y otro.

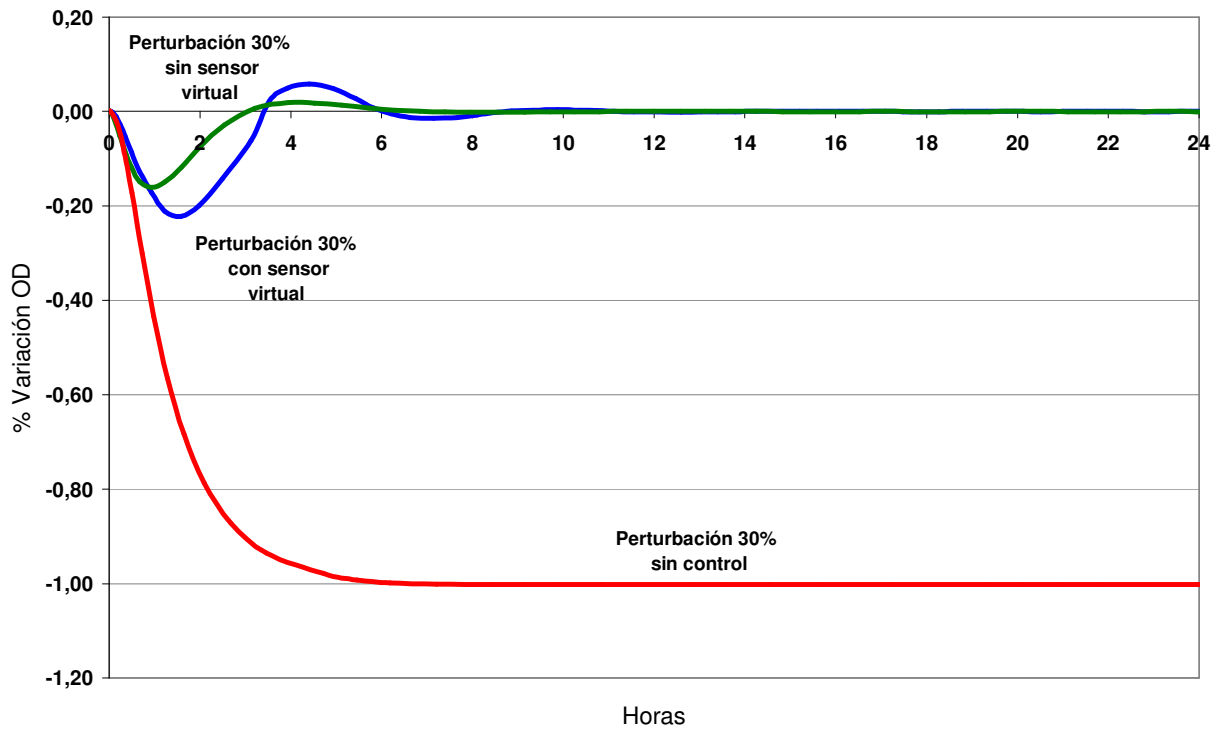
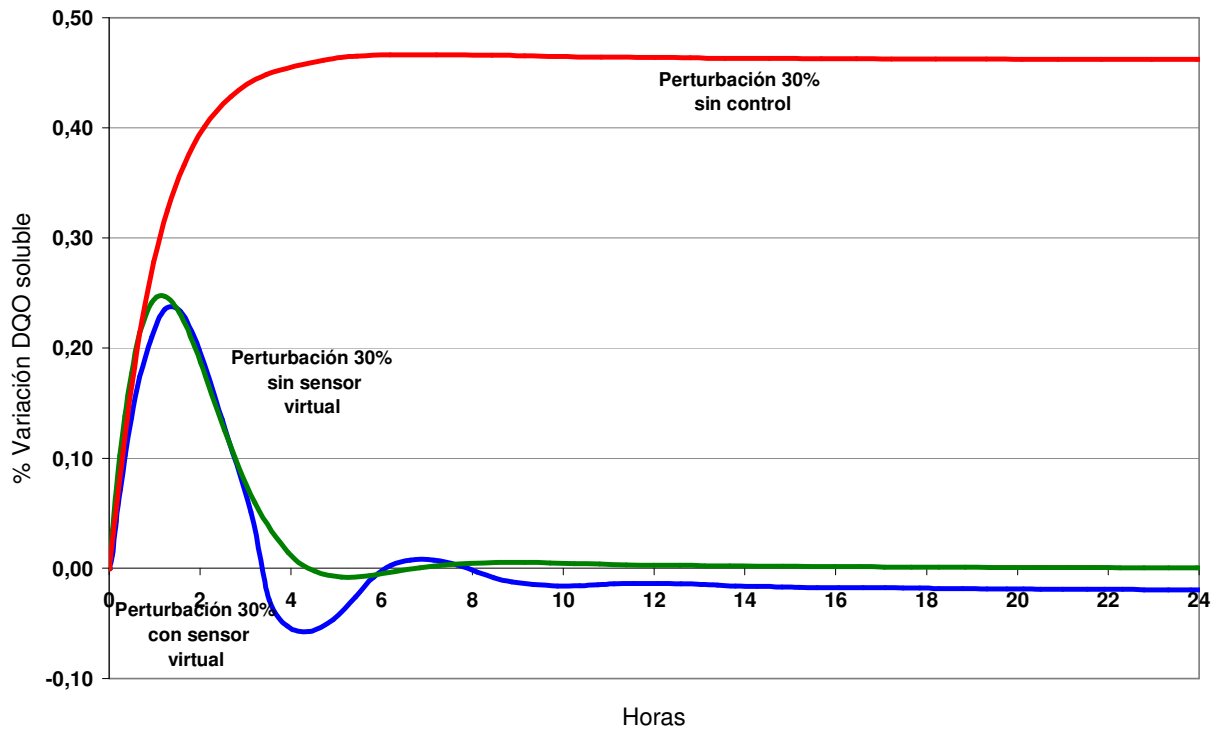


GRÁFICO 5: Comparación entre las respuestas de los distintos sistemas.

Obviando los efectos de esta consideración, puede señalarse que control de DQO y OD mediante la manipulación de la Tasa de Reciclo y el K_{La} , es una opción de control que debiera evaluarse en las plantas que solo cuentan con controles básicos o, sencillamente, sin mayor control que un muestreo periódico de sus efluentes, debido a que, considerando solo el uso de un sensor de OD (y un sensor virtual de DQO) se podría tener resultados tan rigurosos como los presentados en gráfico 5.

Cabe señalar que cada una de las simulaciones tuvo por condición inicial un punto de alto stress para la planta porque se plantea que el DQO alimentado toma el valor máximo que se consideró en el diseño de la planta (260 DBO₅ o aproximadamente 520 DQO biodegradable), por lo tanto, cualquier variación positiva de la concentración de DQO alimentada se puede entender como un fenómeno extraño para el cual se estaría preparado.

Se considera que la solución propuesta tiene un alto potencial de ser aplicado para la planificación del control de una planta (no necesariamente como un control automático) debido a que las acciones de control son sencillas y solo se necesitaría un monitoreo constante del OD. Inclusive se podría implementar en el departamento de control prediciendo las acciones que los operarios deberán tomar antes de un tiempo determinado.

Se recomienda que tanto para el caso de la densidad constante de los lodos como para la inferencia de la DQO biodegradable se complementen los métodos con mediciones en terreno que permitan calibrar los programas de Anexo Programas tal que las simulaciones puedan ser utilizadas con ciento grado de confianza.

Todas las funciones matemáticas utilizadas en la resolución de este problema, así como el programa de álgebra de bloques Simulink®, tienen su símil en el software libre Scilab y su programa de algebra de bloques Scicos.

Capítulo 5: Conclusiones.

La simulación del control de DQO y OD mediante la manipulación de la Tasa de Reciclo y el K_{La} , fue realizada con relativo éxito en Simulink®, aunque el sistema arroja valores cuestionables para la tasa de reciclo (valores de flujo negativo) cuando se toma variaciones de DQO biodegradable en la alimentación menores a -10%. Este problema debiera ser resuelto implementando un balance de lodos en el sedimentador ya que quedó demostrado que la hipótesis de concentración de biomasa en los lodos no aplica para los valores que se manejó.

Se considera que la solución propuesta tiene un alto potencial de ser aplicado para la planificación del control de planta debido a la capacidad predictiva que tiene, sin la necesidad aplicar un control automático basado en memoria, aunque no hay que dejar de considerar que las implicancias derivadas de las hipótesis simplificadoras limitan el radio de acción posible.

Los criterios que se establecieron se consideran apropiados, puesto que consideran la normativa ambiental (DQO biodegradable de salida) y la operatividad del sistema (OD y tiempo de asentamiento).

El método indirecto de medición de DQO soluble biodegradable solo consideró la relación inversamente proporcional que existe entre la evolución del OD y la DQO, que se tradujo en un factor ($DQO/OD=-1,7$) que multiplicado con el OD entrega una aproximación bastante certera del DQO presente, aunque solo describe fenomenológicamente el proceso y no químicamente, lo que provoca errores, como por ejemplo, mayor amplitud en la oscilación de la variable DQO biodegradable de salida al ser controlada por un lazo feedback y un control PI.

Bibliografía

1. CONAMA-RM – Residuos líquidos domiciliarios, Residuos líquidos domiciliarios, Y creíamos que se reciclaban solos, <http://www.conama.cl/rm/568/article-1201.html> , visitada 1 de julio de 2007.
2. D.S. Nº 90 de 2000 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia (DO 07.03.2001).
3. Dorf Richard, Bishop Robert. “Sistemas de Control Moderno”, Pearson Prentice Hall, 882pp.
4. Montes, H., “Formalización y Validación de una Planta de Tratamiento de Aguas Servidas”, 2006, Memoria para optar al Título de Ingeniero Civil Químico, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas
5. Henze, M., Grady Jr., C. P. L., Gujer, W., Marais, G. R., Matsuo, T., Activated Sludge Model nº . Scientific and Technical Report No. 1, 1987, IAWPRC, London.
6. <http://es.encarta.msn.com>: Página de la Enciclopedia Microsoft® Encarta®, visitada el 01/julio/2007.
7. Ilse Y. Smetsa, Jeroen V. Haegebaerta, Ronald Carretteb, Jan F. Van Impe, “Linearization of the activated sludge model ASM1 for fast and reliable predictions”, Water Research 37 (2003) 1831–1851.
8. Mark W. Rosegrant, Ximing Cai, Sarah A. Cline, Panorama global del agua hasta el año 2025. Cómo impedir una crisis inminente, 2002, Instituto Internacional de Investigación sobre Políticas Alimentarias, Washington, D.C., EE.UU.
9. Mogens Henze, Willi Mujer, Takashi Mino, Mark van Loosdrecht, “*Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*”, Edited by IWA Task Group on Mathematical Modelling for design and Operation of biological Wastewater Treatment, 2003.
10. Ogata Katsuhiko, “Ingeniería de Control Moderna”, Pearson Educación, 997 pp.
11. Pérez, César, “Matlab® y sus aplicaciones en las ciencias y la ingeniería”, Pearson Prentice Hall, 610 pp.
12. Ramalho R.S., “*Tratamiento de Aguas Residuales*”, Editorial Reverté S.A., México D.F., México, 705 pp., 1993.

13. Rodriguez, Juan. “ La ingeniería ambiental: entre el reto y la oportunidad”, Editorial Síntesis, Madrid, 174pp.
14. Stephanopoulos, George, “Chemical Process Control, an introduction to theory and practice”, Pearson Education Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 696 pp.
15. Salazar Canala-Echeverría, Luis Felipe, “*Modelamiento Matemático de la Operación de Sistemas de lodos activos, sujeto a cambios en la población bacteriana*”, Tesis para optar al título de Magíster en Ciencias Mención Química, Universidad de Chile, 2006.

Gráficos Anexos.

Anexo I: Respuesta del sistema no controlado ante perturbaciones escalón de la DQO biodegradable alimentado.

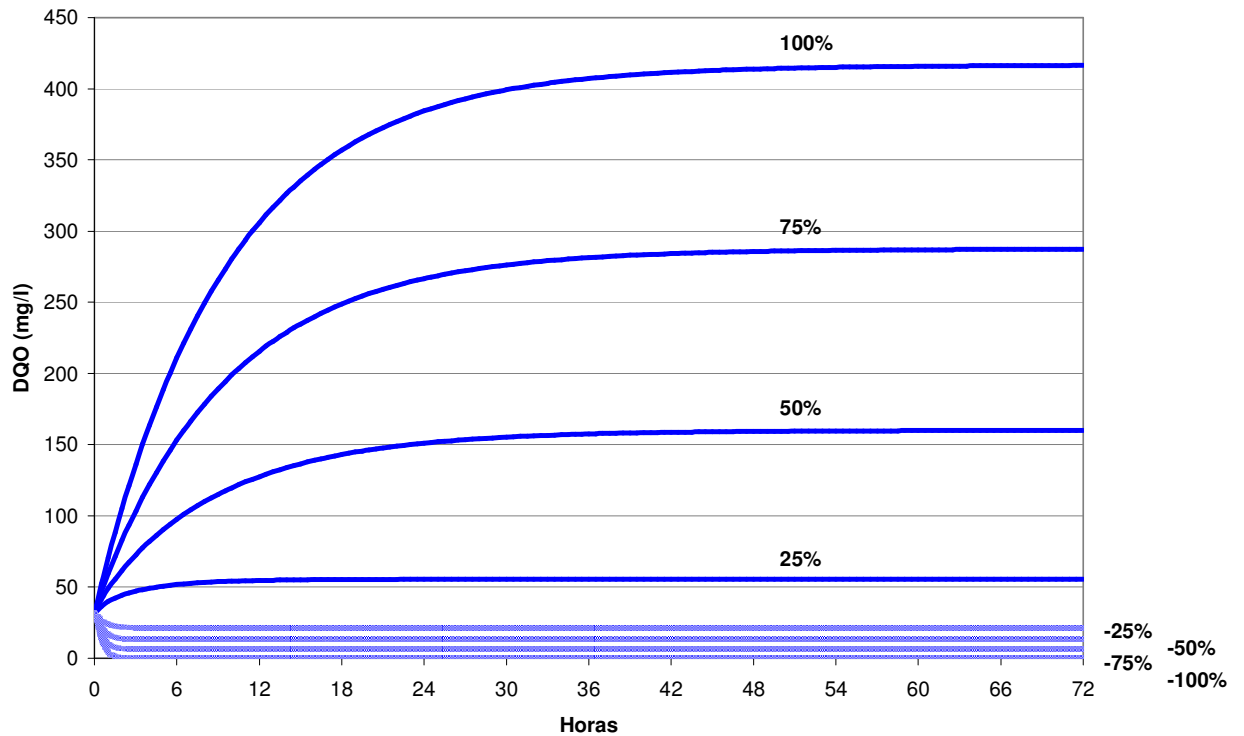


GRÁFICO 6: Respuesta DQO biodegradable Del Sistema No Controlado Ante Distintos Perturbaciones Escalones En La DQO Alimentada.

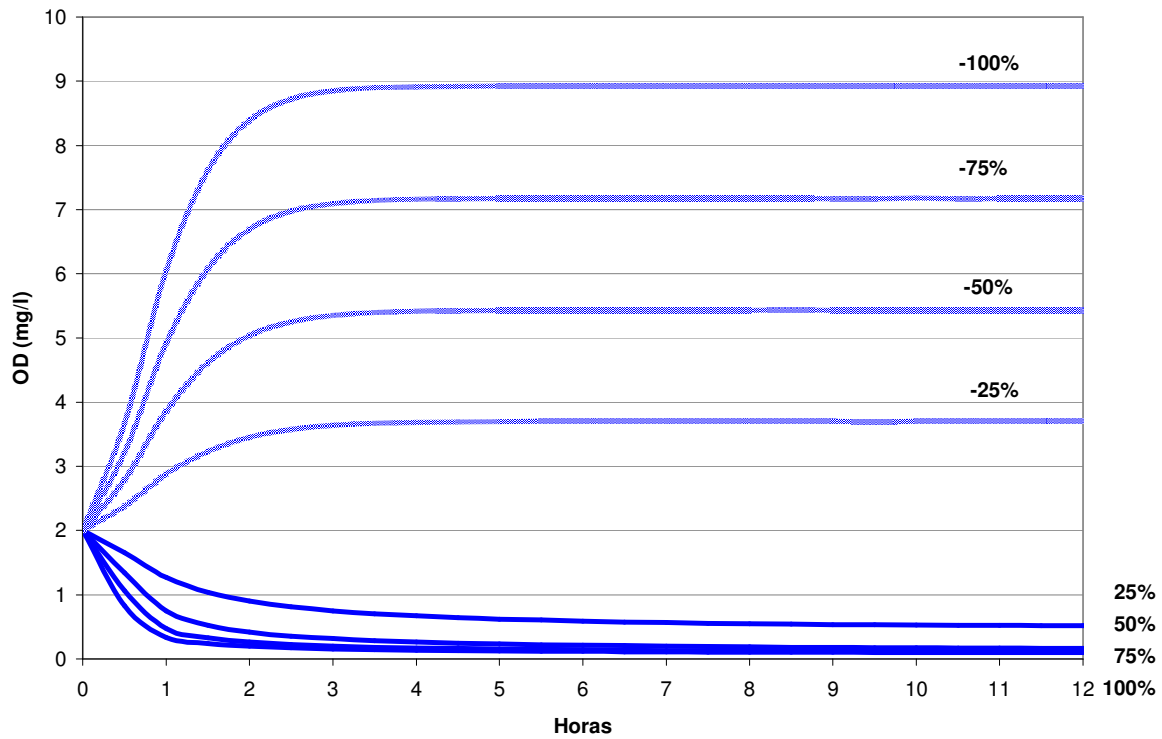


GRÁFICO 7: Respuesta OD Del Sistema No Controlado Ante Distintos Perturbaciones Escalones En La DQO Alimentada.

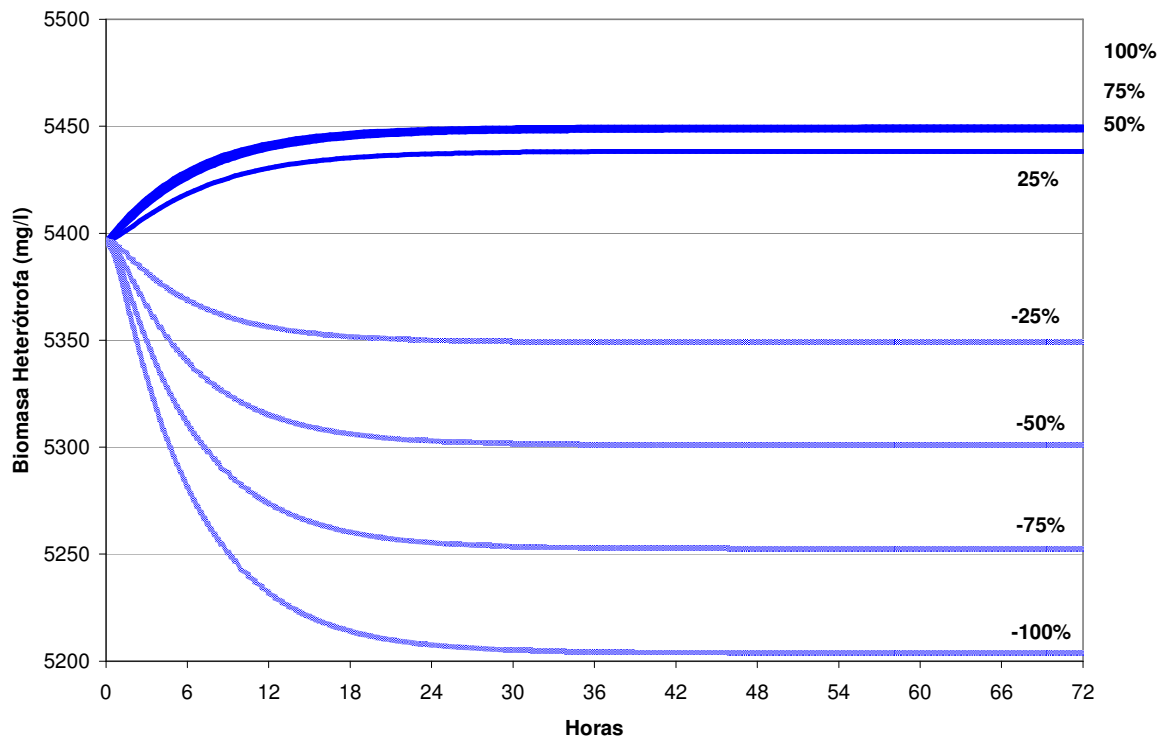


GRÁFICO 8: Respuesta Biomasa Heterótrofa Del Sistema No Controlado Ante Distintos Perturbaciones Escalones En La DQO Alimentada.

Anexo II: Respuesta del sistema no controlado ante eventos de alta concentración de DQO biodegradable alimentado.

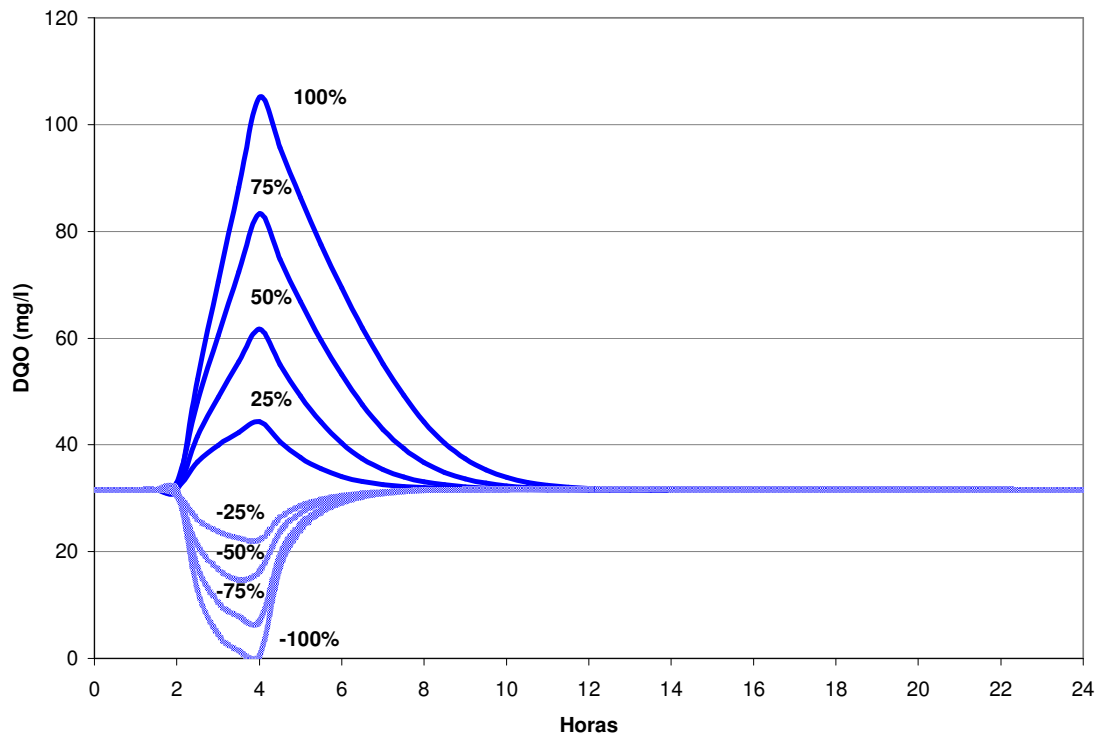


GRÁFICO 9: Respuesta DQO biodegradable Del Sistema No Controlado Ante Distintos Perturbaciones Pulso En La DQO Alimentada.

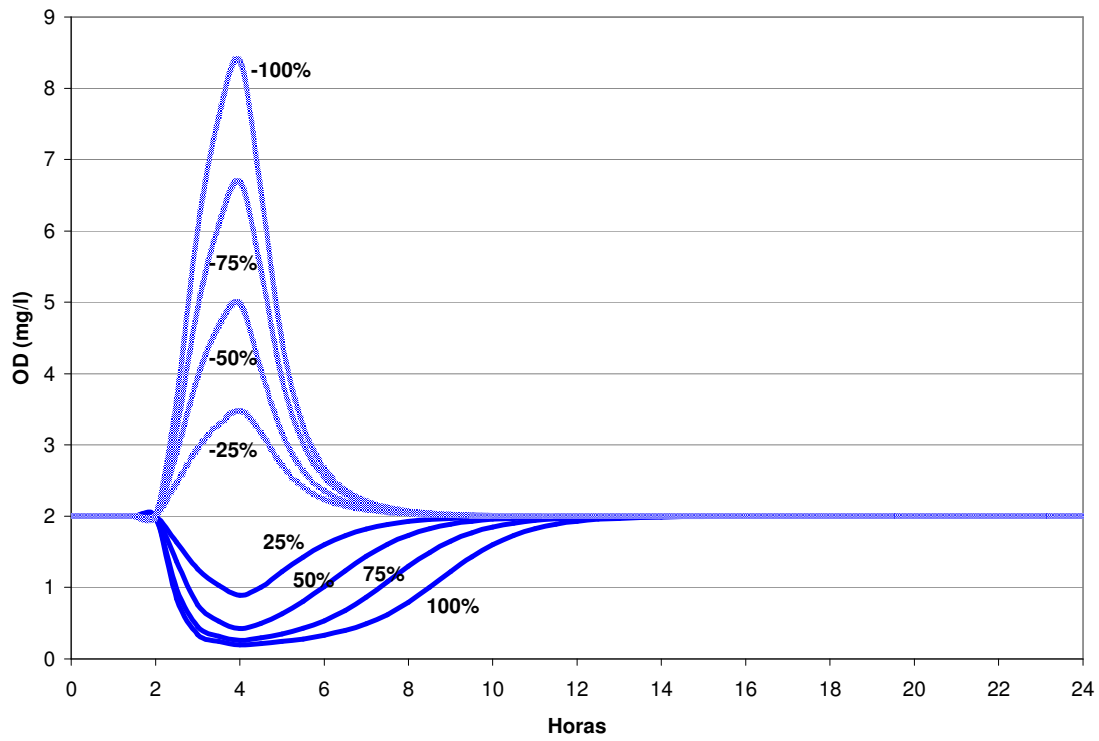


GRÁFICO 10: Respuesta OD Del Sistema No Controlado Ante Distintos Perturbaciones Pulso En La DQO Alimentada.

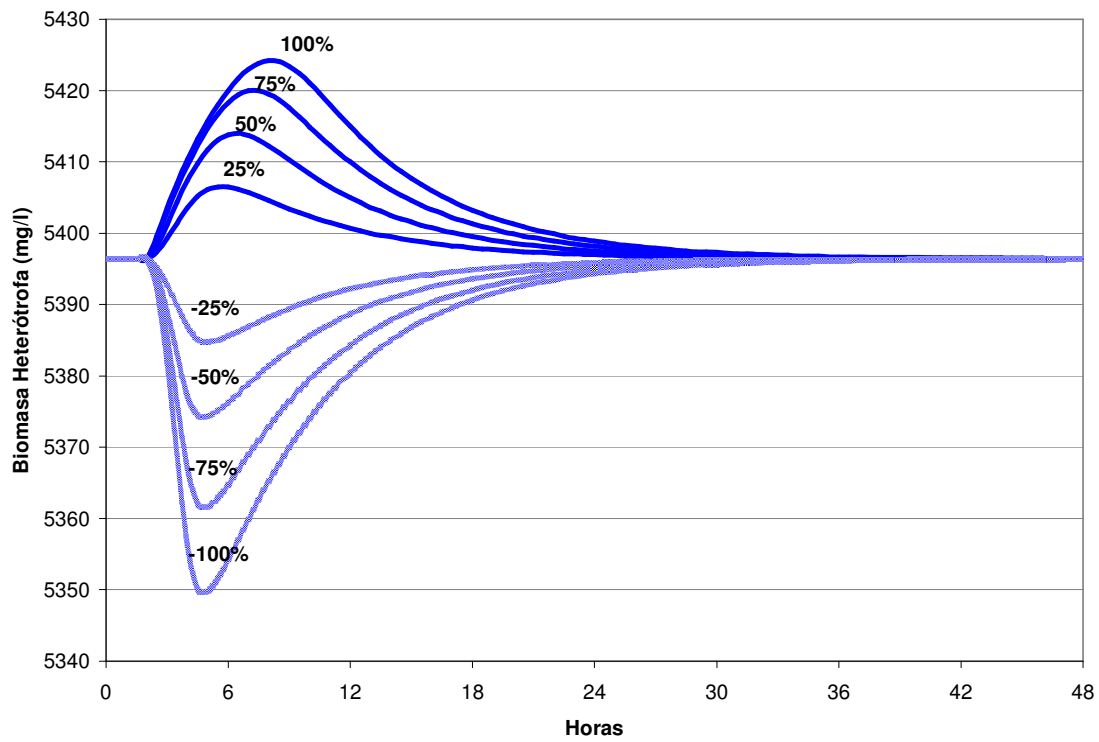


GRÁFICO 11: Respuesta Biomasa Heterótrofa Del Sistema No Controlado Ante Distintos Perturbaciones Escalones En La DQO Alimentada.

Anexo III: Respuesta del sistema no controlado ante comportamiento cíclico de la DQO entrante.

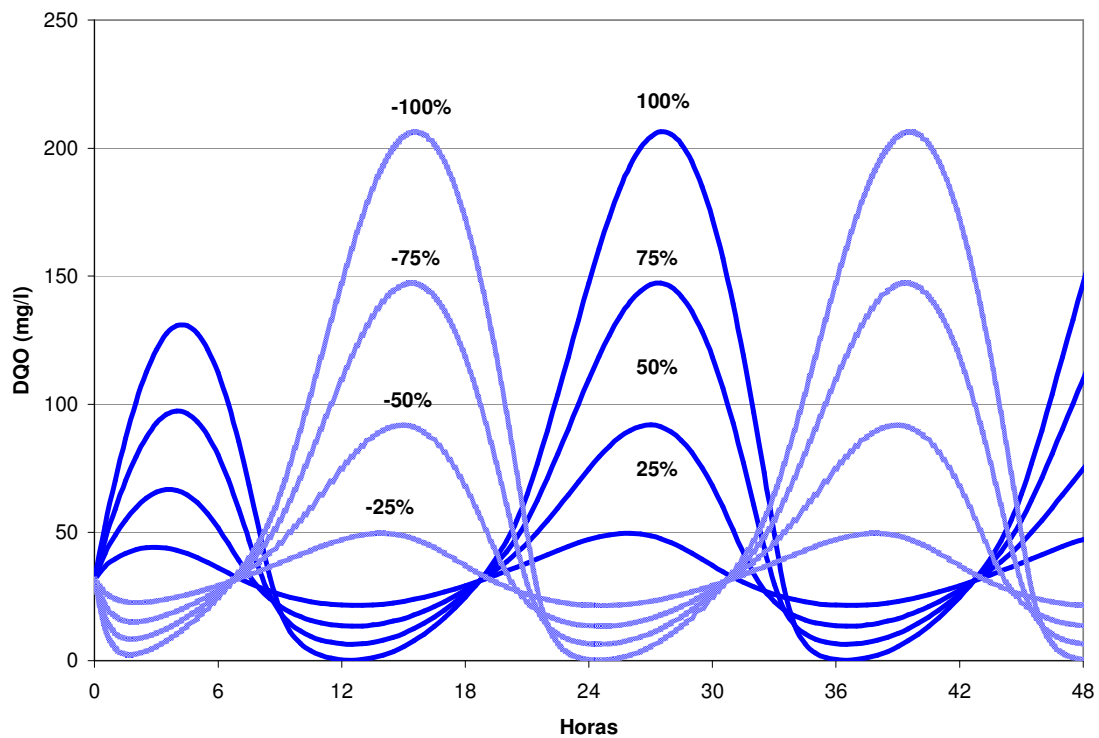


GRÁFICO 12: Respuesta DQO Del Sistema No Controlado Ante Una Perturbación Cíclica De La DQO Biodegradable Alimentada Para Distintos Porcentajes De Perturbación.

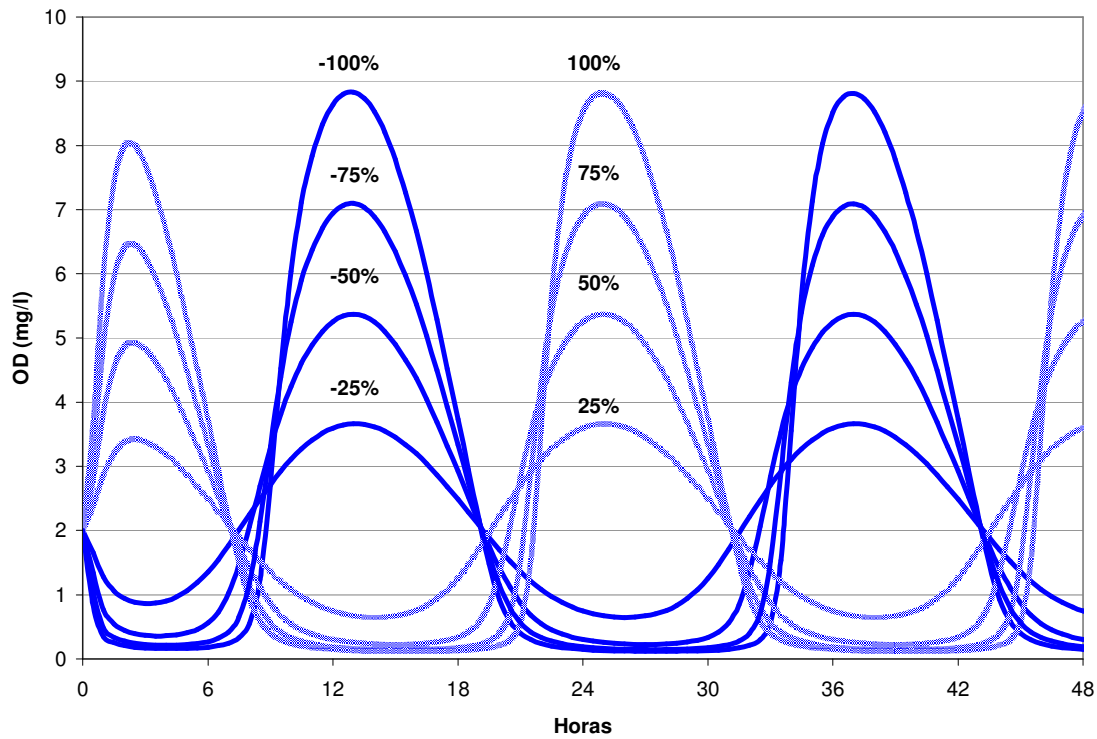


GRÁFICO 13: Respuesta OD Del Sistema No Controlado Ante Una Perturbación Cíclica De La DQO Biodegradable Alimentada Para Distintos Porcentajes De Perturbación.

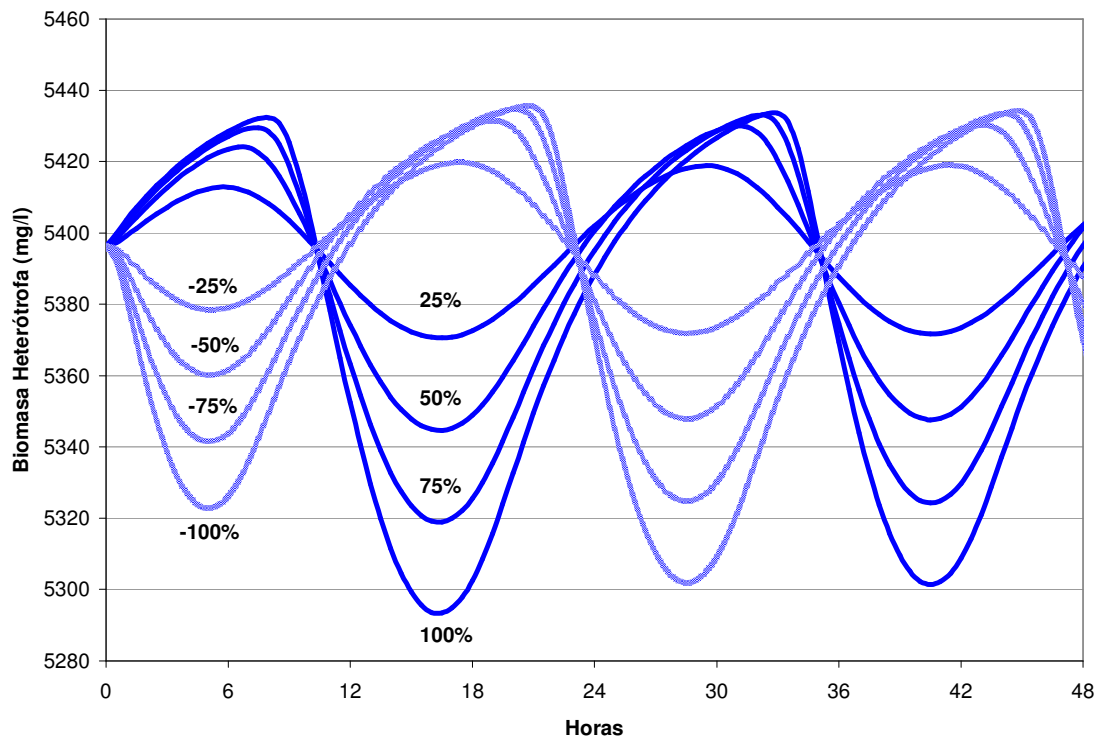


GRÁFICO 14: Respuesta Biomasa Heterótrofa Del Sistema No Controlado Ante Una Perturbación Cíclica De La DQO Biodegradable Alimentada Para Distintos Porcentajes De Perturbación.

Anexo IV: Comparación de sistema ASM1 simplificado y Aproximación por series de Taylor.

a) Comparación ante aumentos en la alimentación.

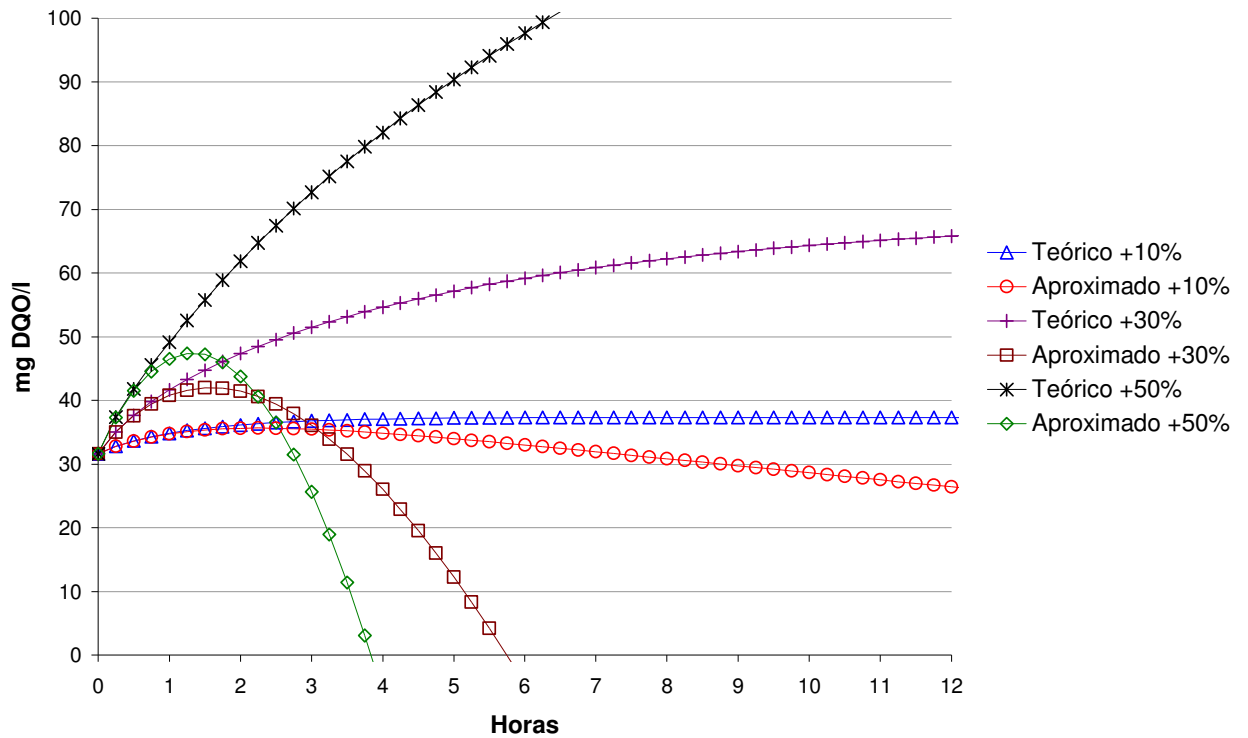


GRÁFICO 15: Comparación DQO biodegradable en la dinámica ASM1 simplificada vs aproximación por series de Taylor para distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

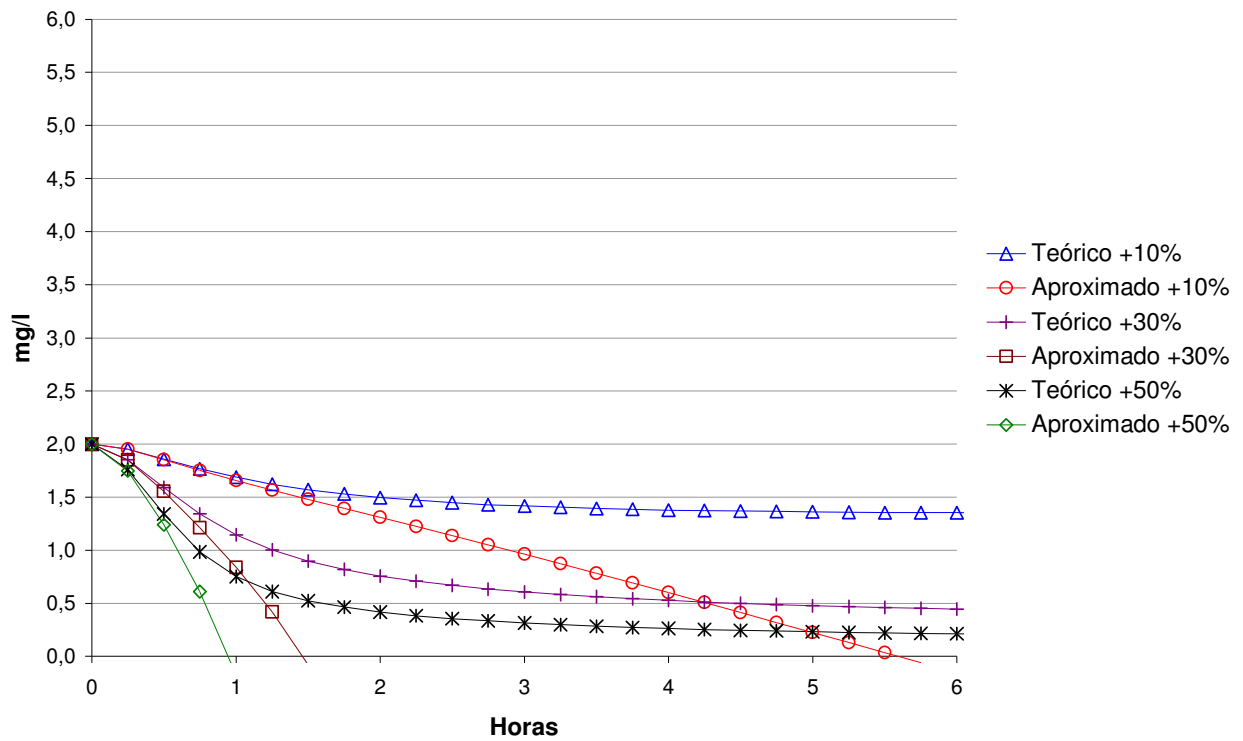


GRÁFICO 16: Comparación OD en la dinámica ASM1 simplificada vs aproximación por series de Taylor para distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

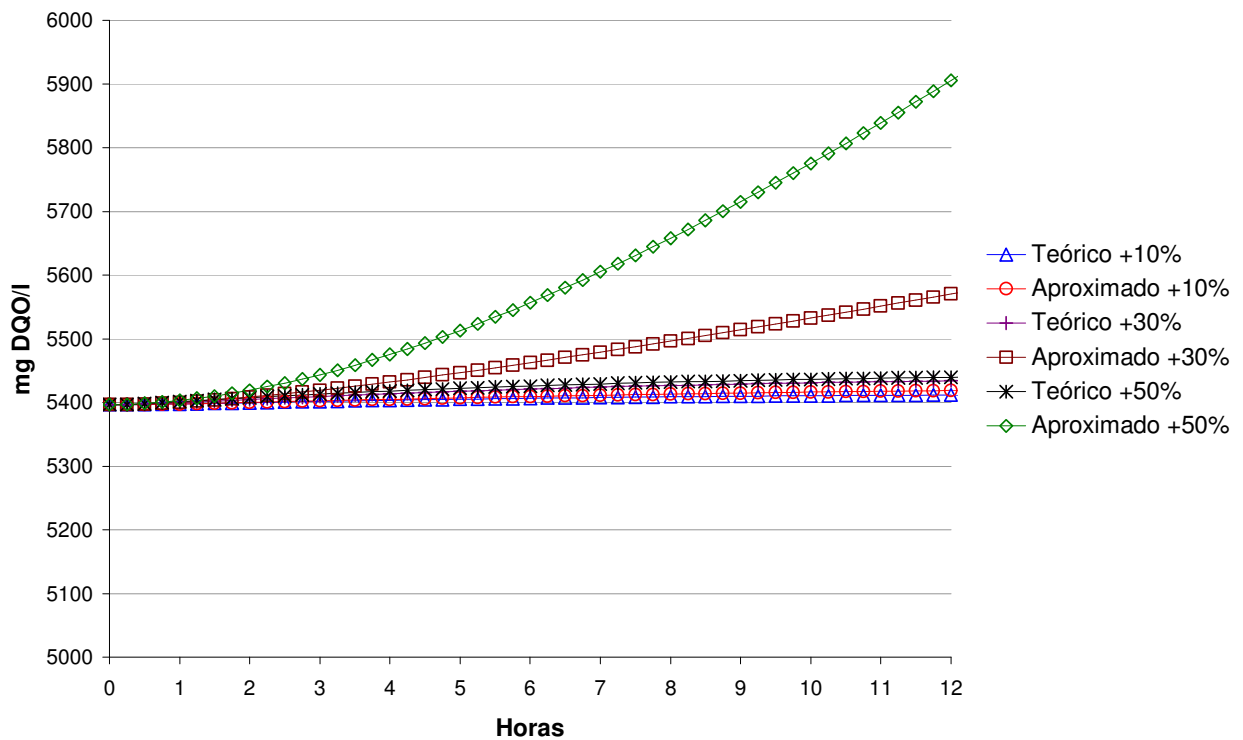


GRÁFICO 17: Comparación Biomasa Heterótrofa en la dinámica ASM1 simplificada vs aproximación por series de Taylor para distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

b) Comparación ante disminuciones en la alimentación.

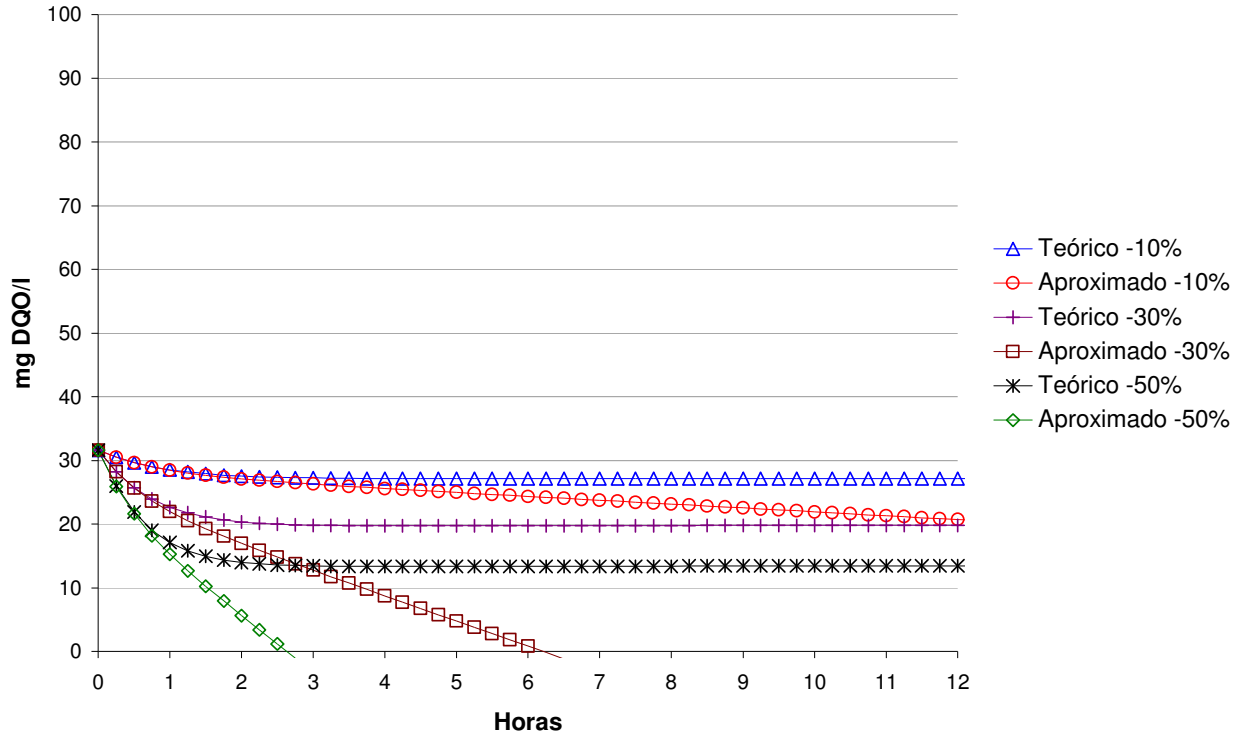


GRÁFICO 18: Comparación DQO Biodegradable en la dinámica asm1 simplificada vs aproximación por series de Taylor para distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

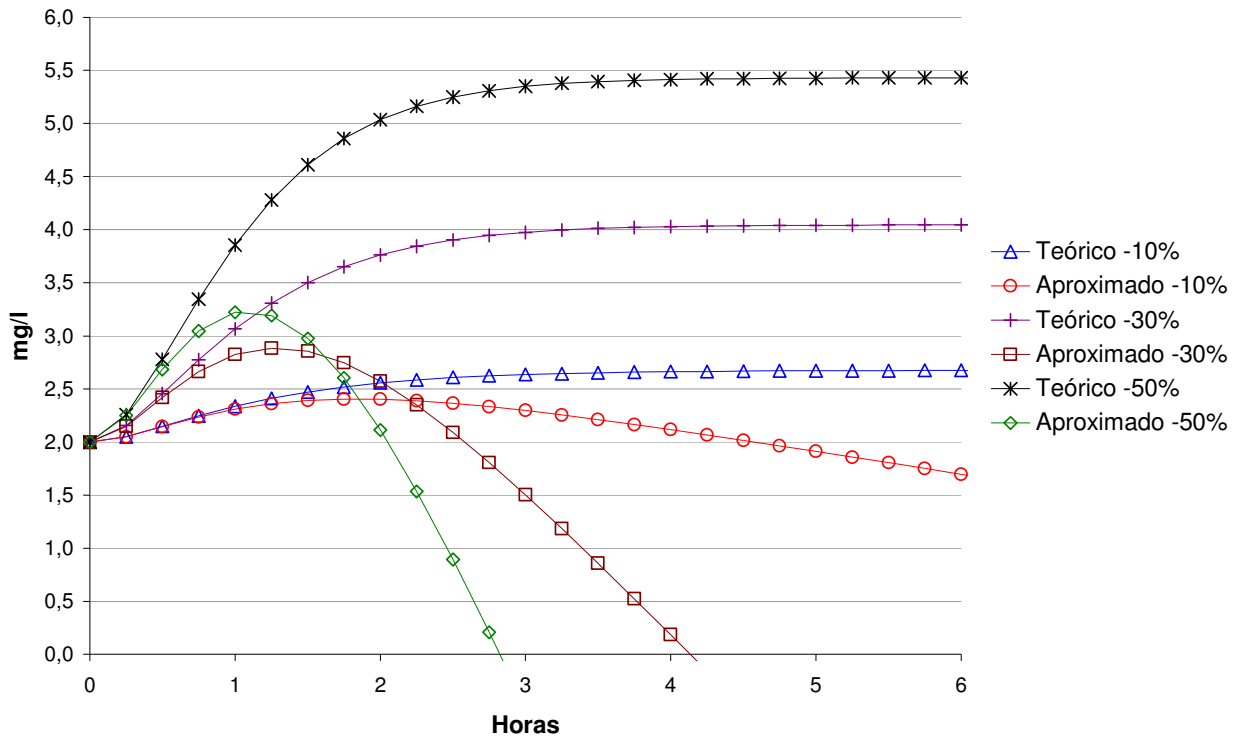


GRÁFICO 19: Comparación OD en la dinámica asml simplificada vs aproximación por series de Taylor para distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

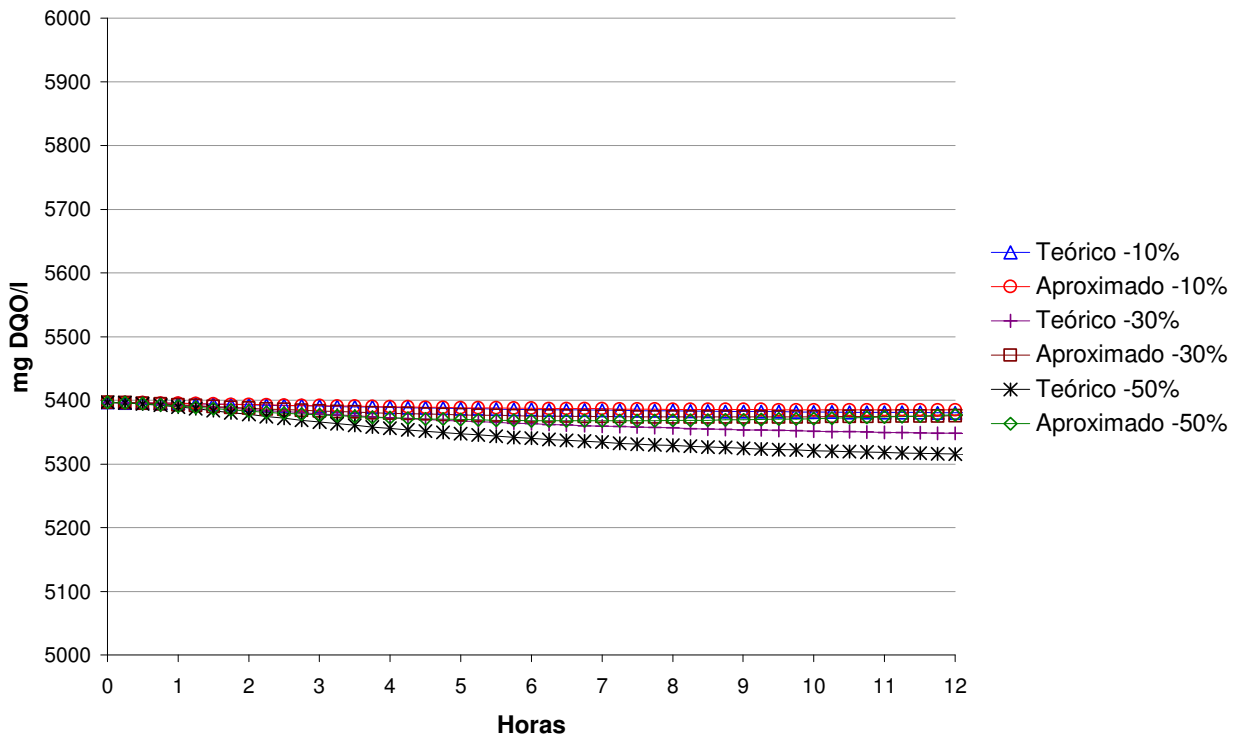


GRÁFICO 20: Comparación Biomasa Heterótrofa en la dinámica asml simplificada vs aproximación por series de Taylor para distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

Anexo V: Comportamiento del sistema no controlado.

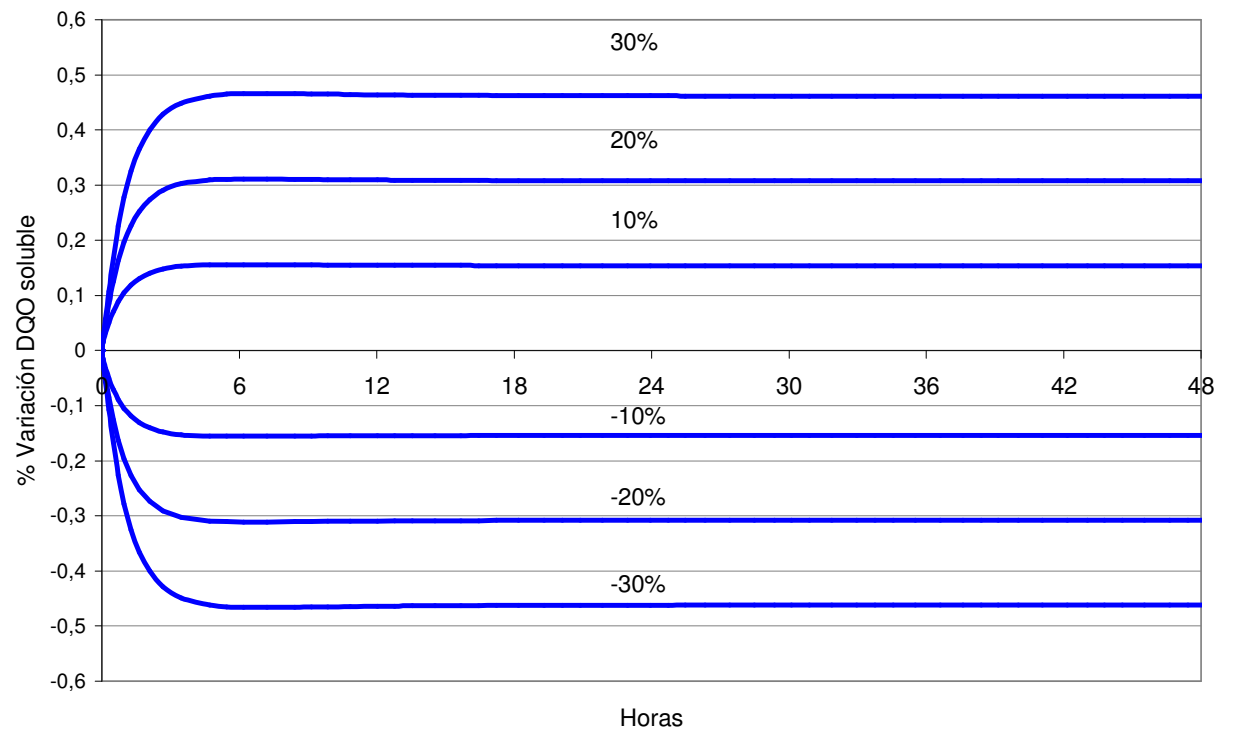


GRÁFICO 21: Respuesta DQO del sistema sin control ante distintas perturbaciones escalones en la alimentación DQO biodegradable.

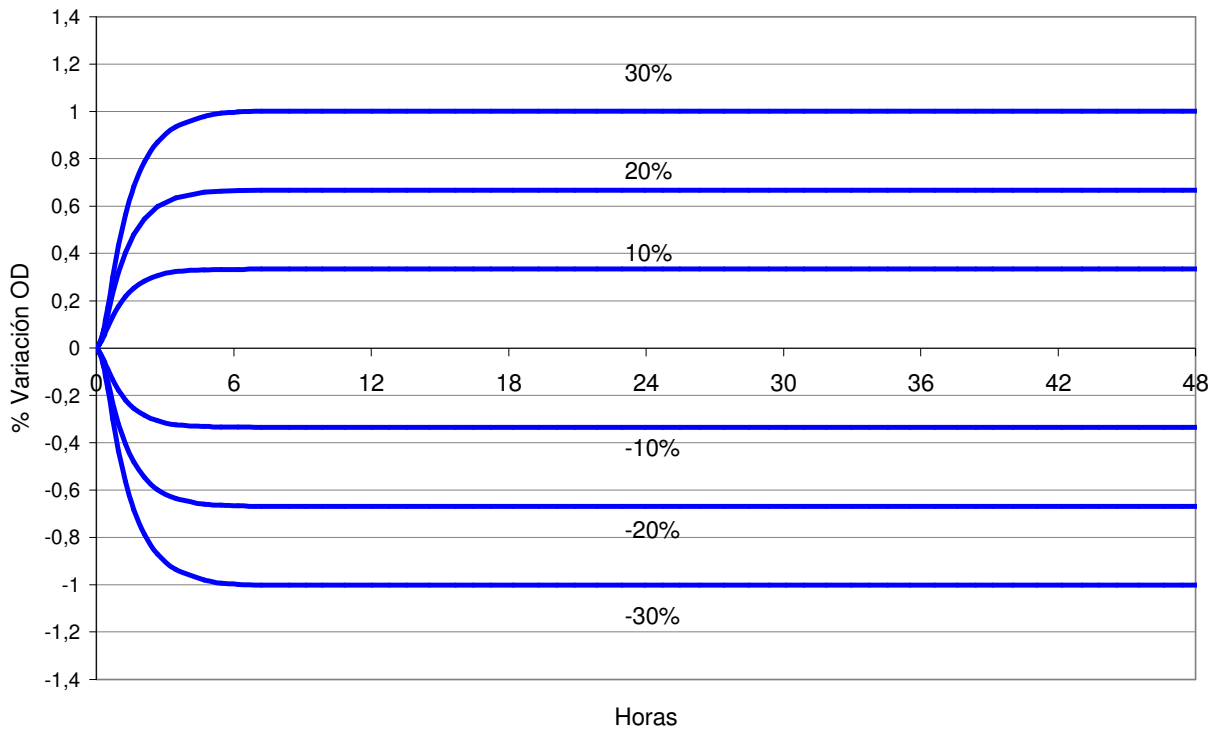


GRÁFICO 22: Respuesta OD del sistema sin control ante distintas perturbaciones escalones en la alimentación DQO biodegradable.

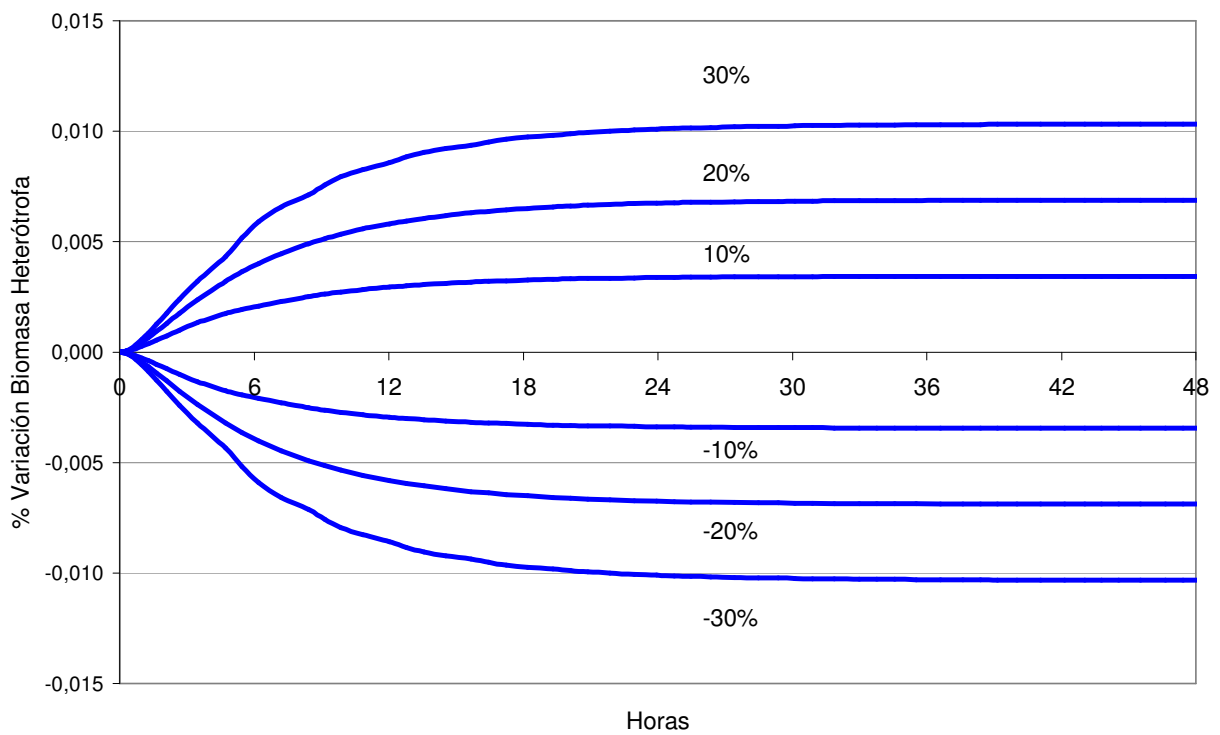


GRÁFICO 23: Respuesta Biomasa Heterótrofa del sistema sin control ante distintas perturbaciones escalones en la alimentación DQO biodegradable.

Anexo VI: Comportamiento del sistema controlado (medición online de OD y DQO biodegradable) ante perturbaciones escalón en la concentración de DQO de entrada.

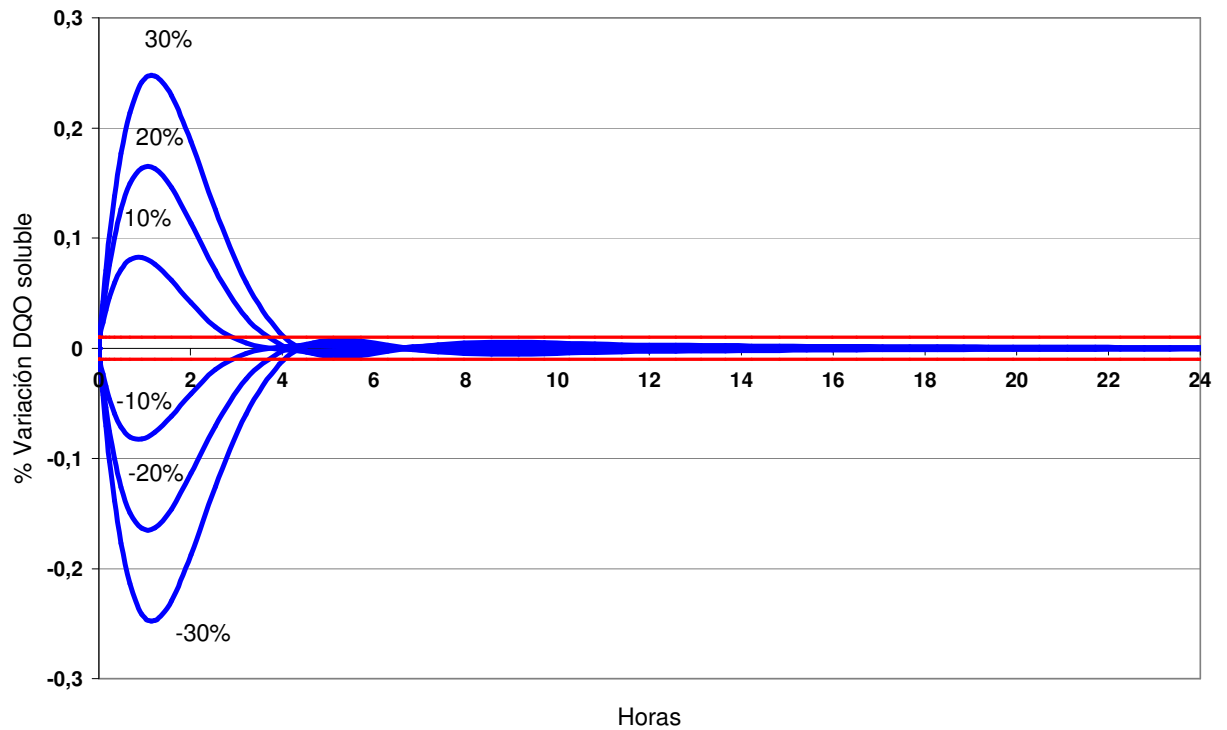


GRÁFICO 24: Respuesta DQO del sistema controlado (medición de OD y DQO on line) ante distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

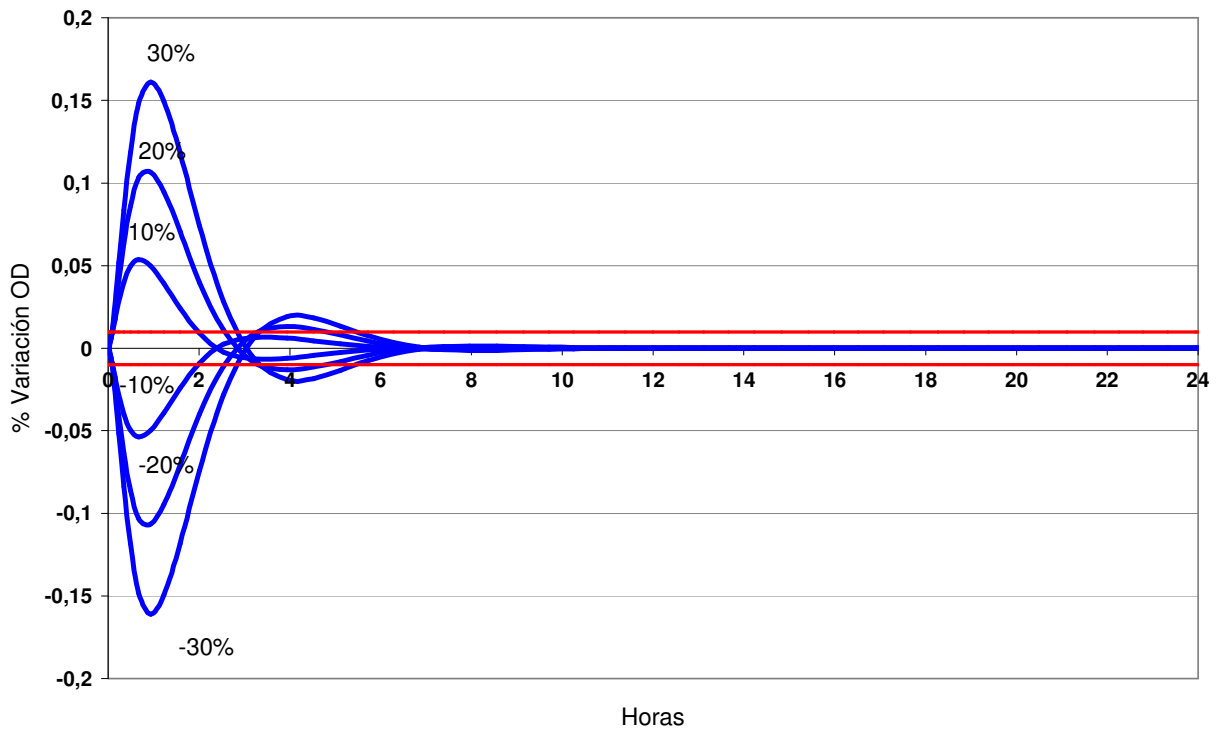


GRÁFICO 25: Respuesta OD del sistema controlado (medición de OD y DQO on line) ante distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

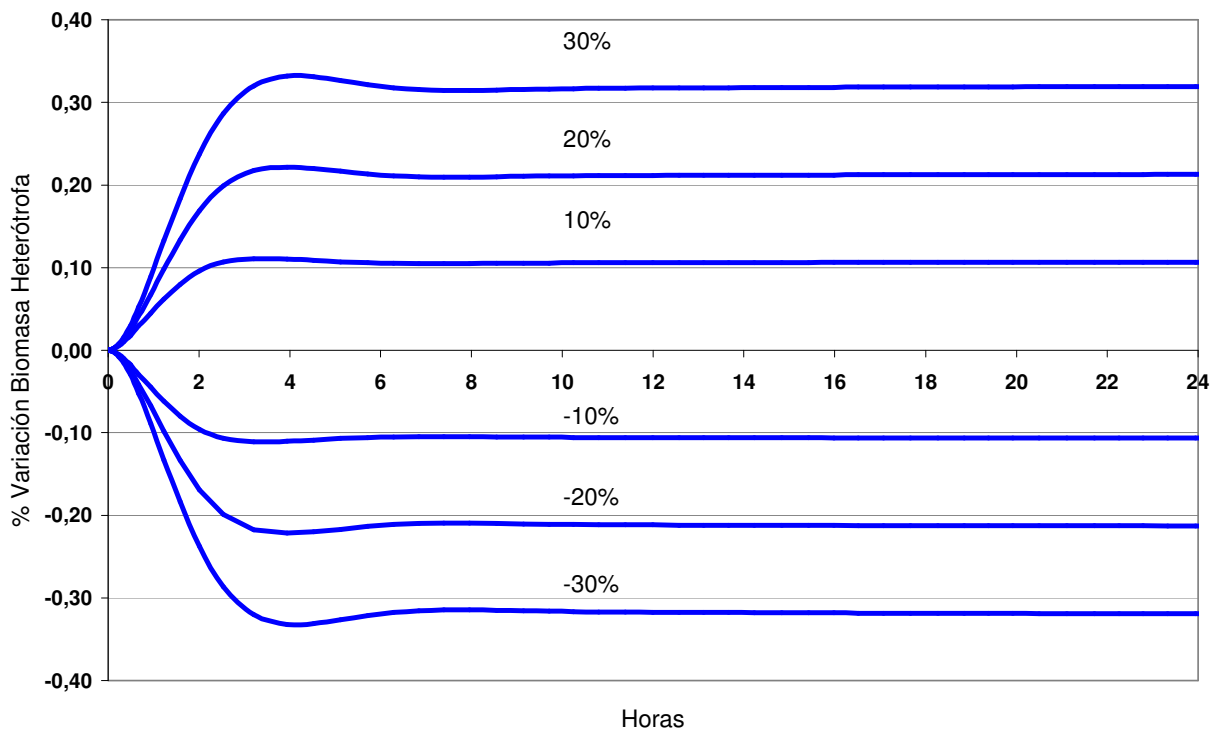


GRÁFICO 26: Respuesta Biomasa Heterótrofa del sistema controlado (medición de OD y DQO on line) ante distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

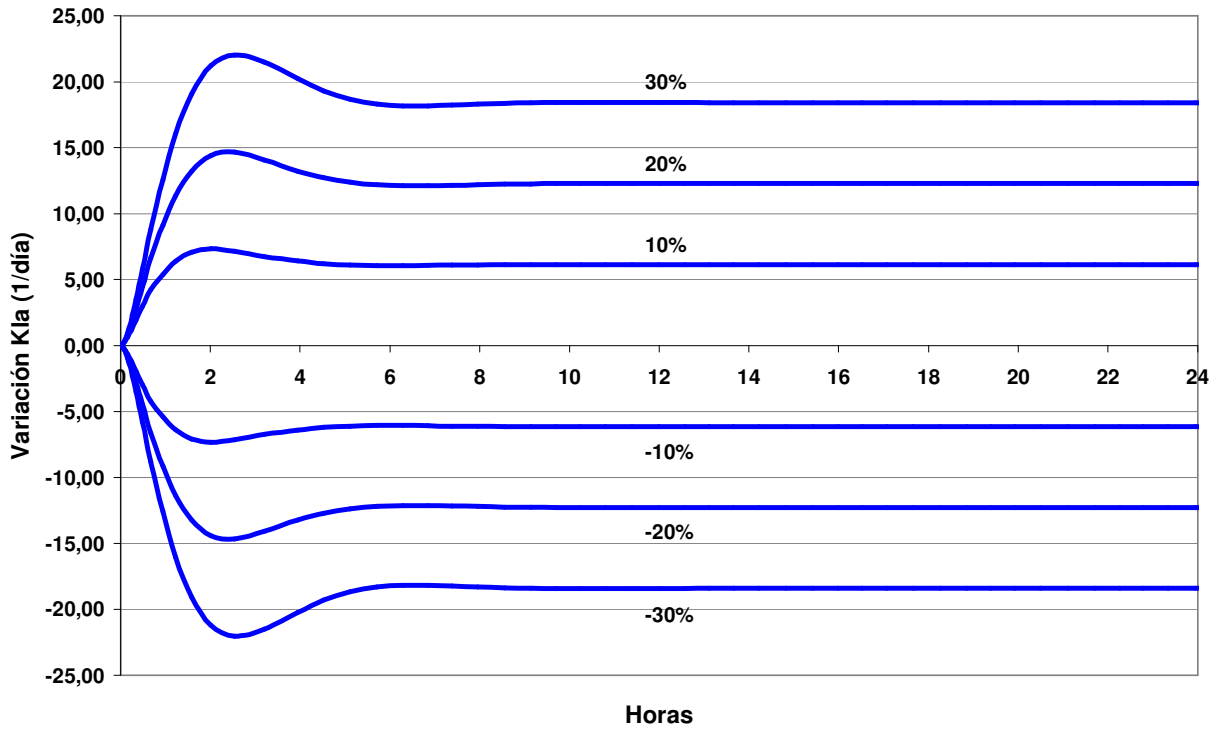


GRÁFICO 27: $K_L a$ manipulado por el sistema controlado (medición de OD y DQO on line) ante distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

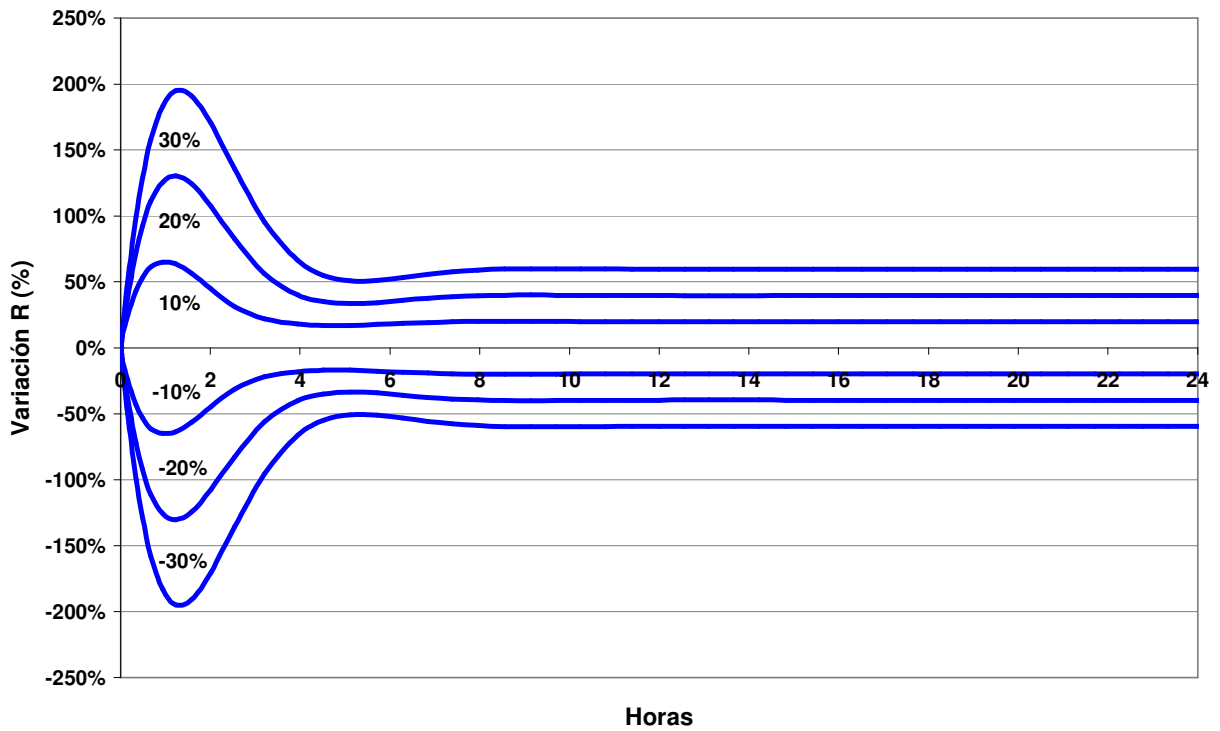


GRÁFICO 28: Tasa de Reciclo manipulada por el sistema controlado (medición de OD y DQO on line) ante distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

Anexo VII: Comportamiento del sistema controlado (medición online de OD y medición virtual de DQO biodegradable) ante cambios escalón en la concentración de DQO de entrada.

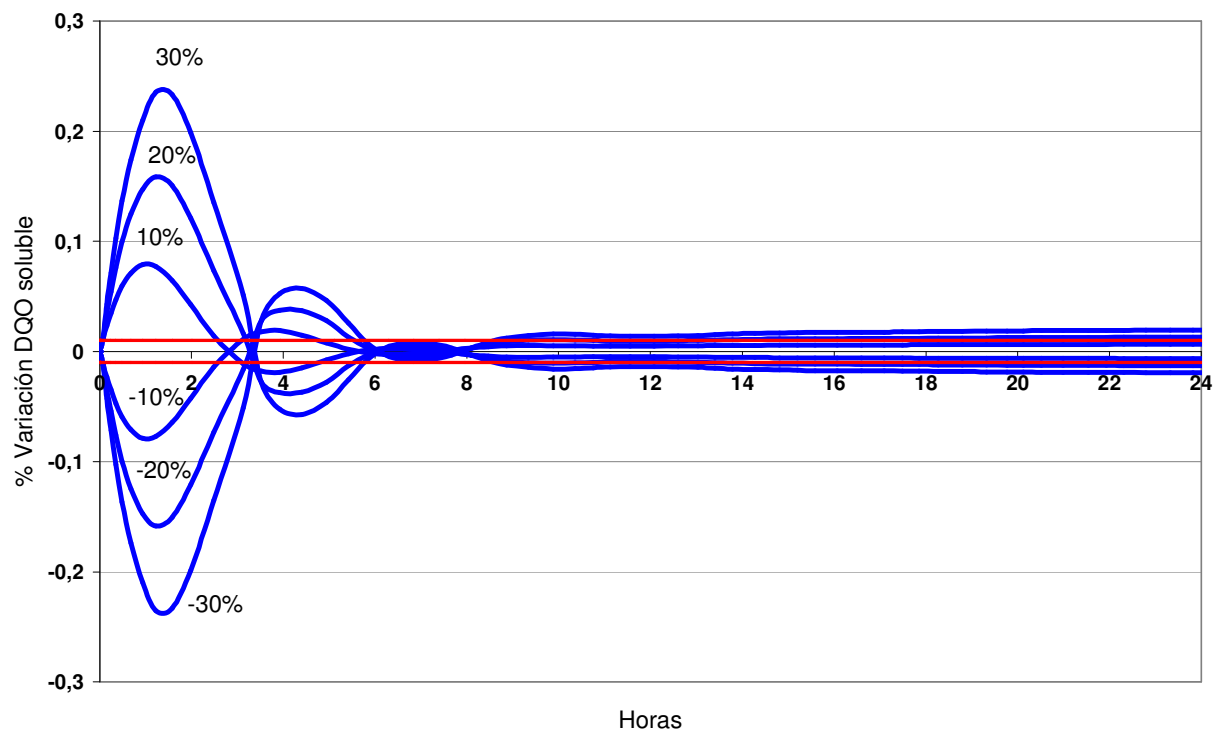


GRÁFICO 29: Respuesta DQO del sistema controlado (medición de OD y DQO inferido) ante distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

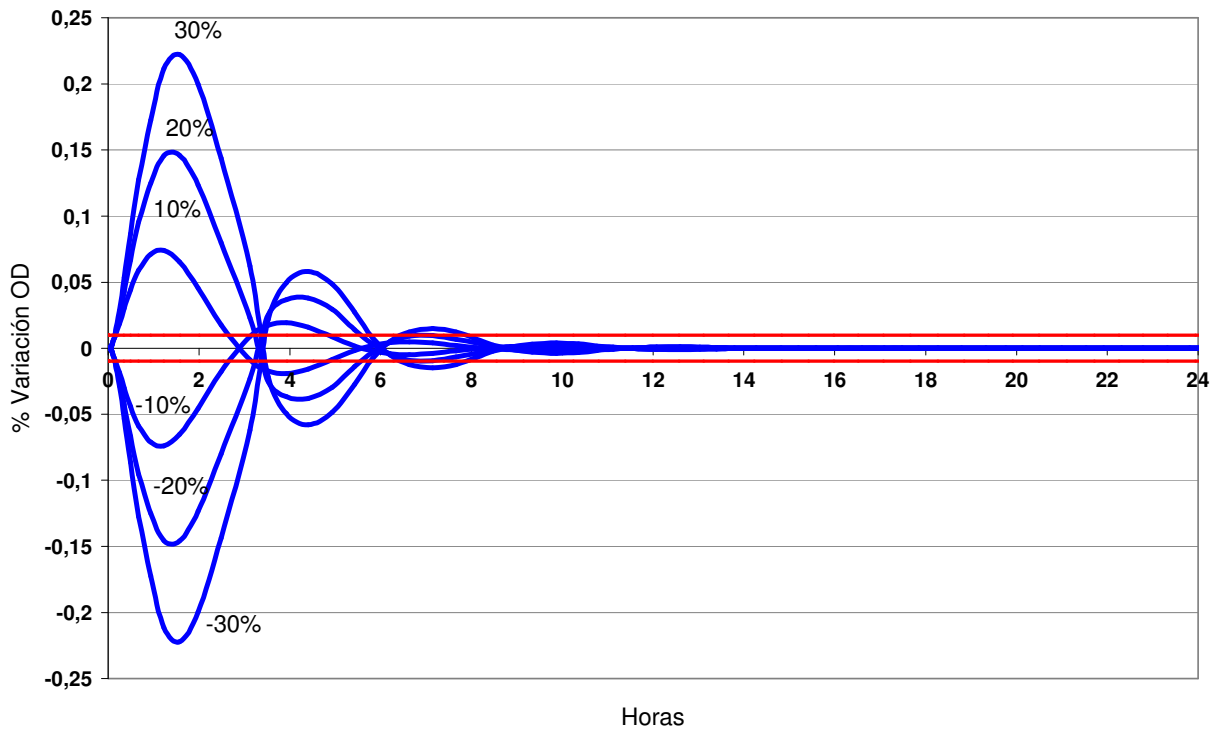


GRÁFICO 30: Respuesta OD del sistema controlado (medición de OD y DQO inferido) ante distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

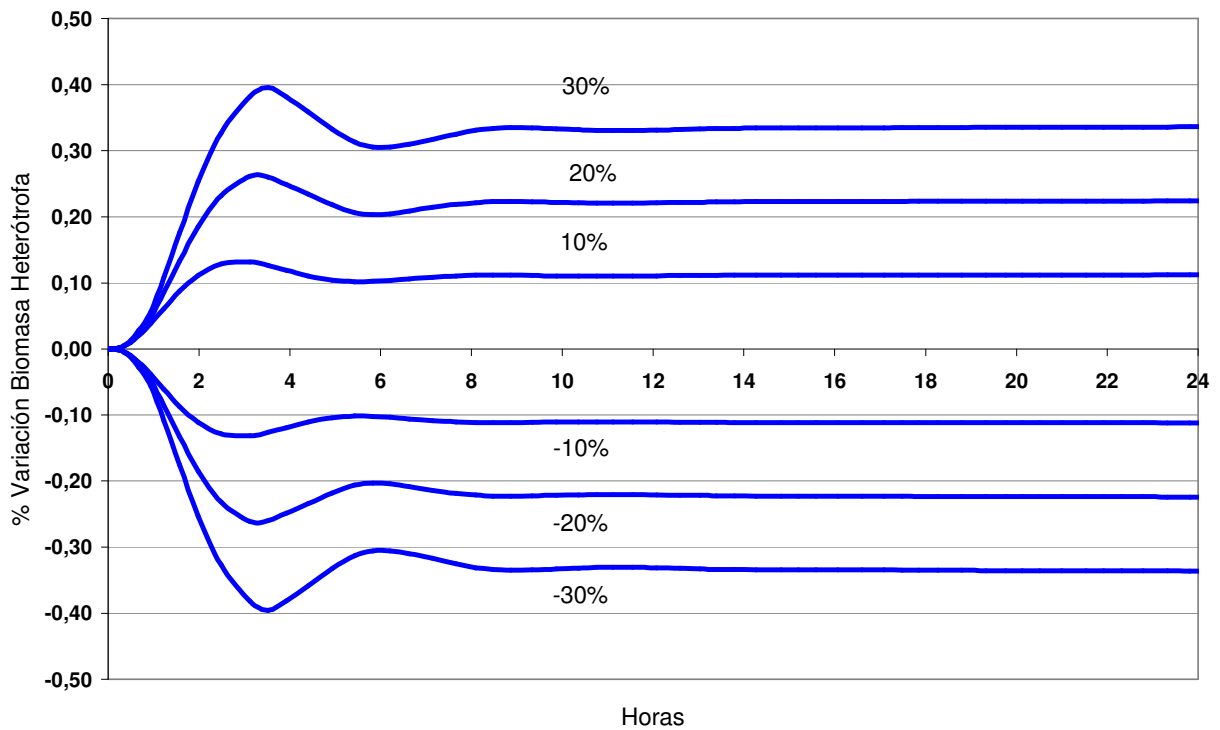


GRÁFICO 31: Respuesta Biomasa Heterótrofa del sistema controlado (medición de OD y DQO inferido) ante distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

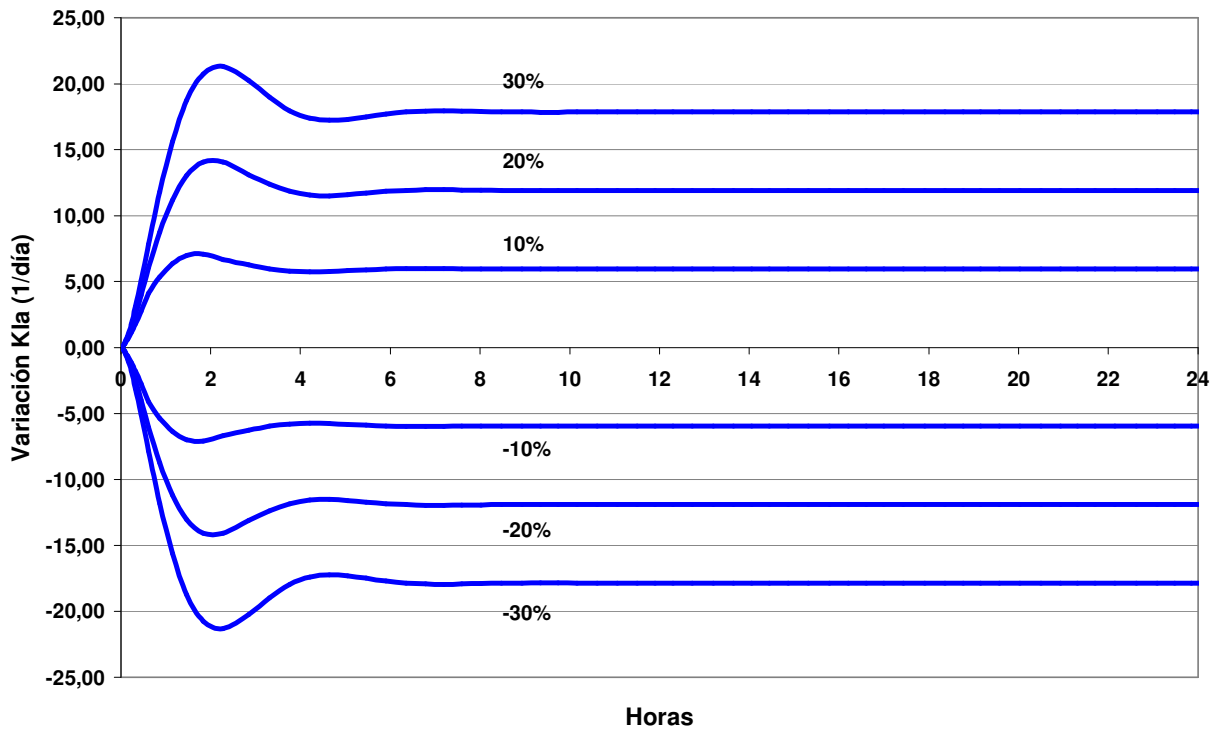


GRÁFICO 32: K_La manipulado por el sistema controlado (medición de OD y DQO inferido) ante distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

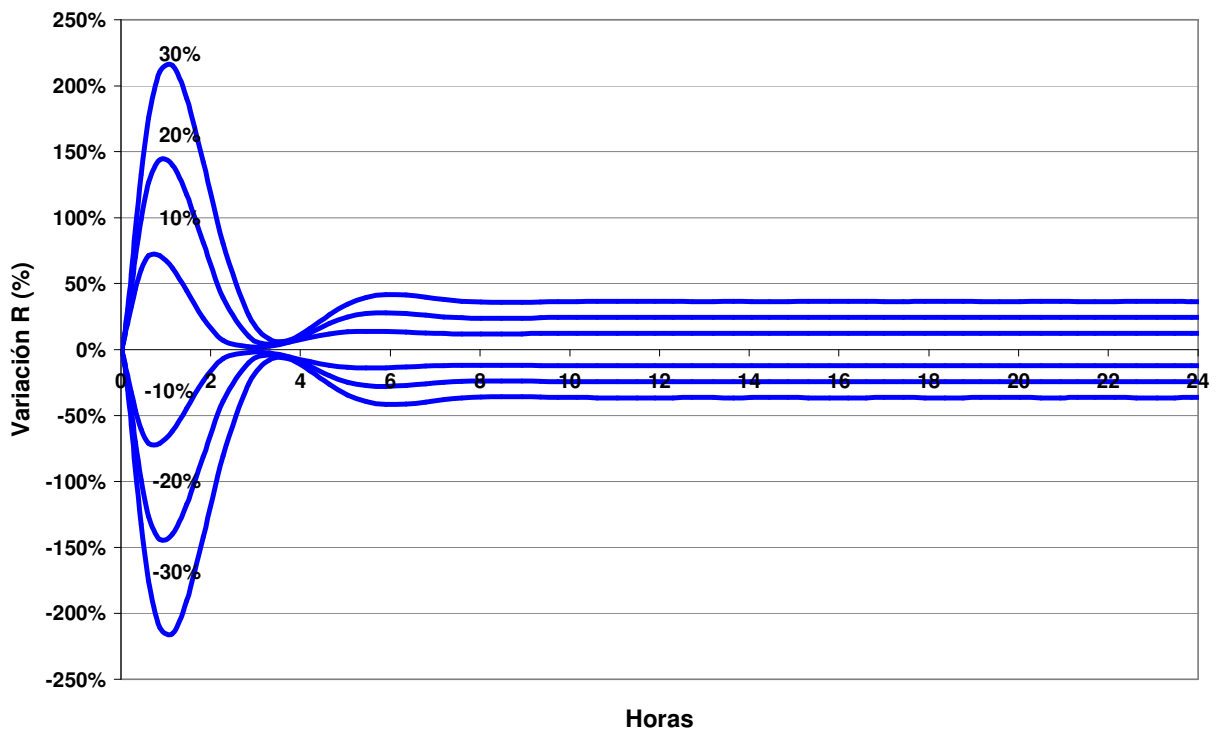


GRÁFICO 33: Tasa de reciclo manipulado por el sistema controlado (medición de OD y DQO inferido) ante distintas perturbaciones escalones en la alimentación.

Anexos Programas.

bm.m

Plantea el balance de masa del modelo original.

```
function dm = bm(t,m)

%Ss=520;%concentracion inicial de Ss mg DQO /l
Aumento=.1;%

%Aumento escalon de DQO
Ss=520*(1+Aumento);

%Evento de altas concentraciones de DQO
%if t>=1/24*2 & t<1/24*4
%Ss=520*(1+Aumento);
%end

%Comportamiento ciclico de la DQO de ingreso
%Ss=520+520*Aumento*cos(2*pi*t);

Q=216;%flujo al reactor m3/dia

V=87.8;%Volumen del reactor m3
r=0.6;%razon de reciclo m3/m3

mu=0.73;%tasa axima de crecimiento de biomasa 1/dia
Ks=114.7;%coeficiente de saturacion de sustrato biodegradable mg DQO /l
Koh=0.18;%coeficiente de saturacion de oxigeno disuelto mg DQO /l
```

$b=0.12$; %tasa de decaimiento 1/día

$Y_h=0.65$; %rendimiento heterotrofo g DQO celular formado/g DQO oxidado

$K_{la}=58.28$; %constante global de transferencia de O_2

$X_r=14300$; %concentraion de SSV en el reciclo g DQO /l

$D=Q/V$; %Tasa de dilucion

$S_{osat}=9.3$; %constante de saturacion de oxigeno

$u = \mu \cdot m(2) / (K_s + m(2)) \cdot m(3) / (K_{oh} + m(3))$; %Tasa de crecimiento

$dx = D \cdot r \cdot X_r - D \cdot (1+r) \cdot m(1) + (u-b) \cdot m(1)$; %Biomasa heterotrofa

$dss = D \cdot S_s - D \cdot m(2) - (1/Y_h) \cdot u \cdot m(1)$; %DQO

$dso = -D \cdot m(3) - (1-Y_h)/Y_h \cdot u \cdot m(1) + K_{la} \cdot (S_{osat} - m(3))$; %Oxigeno

$dm = [dx; dss; dso]$;

Programa.m

Resuelve el balance de masas planteado en bm.m

```
[t,m] = ode45('bm',[0:1/24:3],[5396.4    31.618  2.0003]);

x=m(:,1);
s=m(:,2);
o=m(:,3);

subplot(311);
plot(t,x,'-r');
xlabel('dias');
ylabel('Biomasa , mg DQO /l');
title('Evolucion de la Biomasa Heterotrofa');

subplot(312);
plot(t,s,'-r');
xlabel('dias');
ylabel('DQO , mg DQO /l');
title('Evolucion del DQO biodegradable');

subplot(313);
plot(t,o,'-r');
xlabel('dias');
ylabel('OD , mg/l');
title('Evolucion del Oxigeno Disuelto');
```

bm_aprox.m

Plantea el balance de masa de la aproximación es series de Taylor y la el balance del modelo original.

```
function dm = bm_aprox(t,m)

Ss=520;%concentracion inicial de Ss mg DQO /l
Aumento=-0.3;%

%Aumento escalon de DQO
Ss=520*(1+Aumento);

%Evento de altas concentraciones de DQO
%if t>=1/24*2 & t<1/24*4
%Ss=520*(1+Aumento);
%end

%Comportamiento ciclico de la DQO de ingreso
%Ss=520+520*Aumento*cos(2*pi*t);

%Ss=520+520*rand*cos(2*pi*t);

Q=216;%flujo al reactor m3/dia

V=87.8;%Volumen del reactor m3

mu=0.73;%tasa axima de crecimiento de biomasa 1/dia
Ks=114.7;%coeficiente de saturacion de sustrato biodegradable mg DQO /l
Koh=0.18;%coeficiente de saturacion de oxigeno disuelto mg DQO /l
```

$b=0.12$; %tasa de decaimiento 1/dia

$Y_h=0.65$; %rendimiento heterotrofo g DQO celular formado/g DQO oxidado

$X_r=14300$; %concentraion de SSV en el reciclo g DQO /l

$D=Q/V$; %Tasa de dilucion

$S_{osat}=9.3$; %constante de saturacion de oxigeno

$\mu = \mu_{max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \cdot \frac{O_2}{K_{O_2} + O_2}$; %Tasa de crecimiento

%Estado estacionario objetivo

$x_{st}=5396.4$;

$s_{st}=31.618$;

$o_{2st}=2.0003$;

%Estado inicial

$x_1=x_{st}$;

$s_1=s_{st}$;

$o_{21}=o_{2st}$;

$K_{la1}=58.28$; %constante global de transferencia de o_2

$r_1=0.6$; %razon de reciclo m^3/m^3

$K_{la}=K_{la1}$;

$r=r_1$;

%Constantes Aproximacion series de taylor

$C_1 = x_{st} \cdot s_{st} \cdot o_{2st} / ((K_s + s_{st}) \cdot (K_{O_2} + o_{2st}))$;

$$C2 = sst \cdot o2st / ((Ks + sst) \cdot (Koh + o2st));$$

$$C3 = xst \cdot o2st \cdot (1 - sst / (Ks + sst)) / ((Ks + sst) \cdot (Koh + o2st));$$

$$C4 = xst \cdot sst / ((Ks + sst) \cdot (Koh + o2st)) \cdot (1 - o2st / (Koh + o2st));$$

%sistame de ecuaciones diferenciales

$$dx_{aprox} = D \cdot r \cdot Xr - D \cdot m(1) - D \cdot (r1 \cdot x1 + r1 \cdot (m(1) - x1) + x1 \cdot (r - r1)) + \mu \cdot (C1 + C2 \cdot (m(1) - x1) + C3 \cdot (m(2) - s1) + C4 \cdot (m(3) - o21)) - b \cdot m(1); \%Biomasa\ heterotrofa$$

$$dss_{aprox} = D \cdot (Ss - m(2)) - (1/Yh) \cdot \mu \cdot (C1 + C2 \cdot (m(1) - x1) + C3 \cdot (m(2) - s1) + C4 \cdot (m(3) - o21)); \%DQO$$

$$do2_{aprox} = -D \cdot m(3) - ((1 - Yh)/Yh) \cdot \mu \cdot (C1 + C2 \cdot (m(1) - x1) + C3 \cdot (m(2) - s1) + C4 \cdot (m(3) - o21)) + KLa \cdot Sosat - (KLa1 \cdot o21 + KLa1 \cdot (m(3) - o21) + o21 \cdot (KLa - KLa1)); \%Oxigeno$$

$$dx = D \cdot r \cdot Xr - D \cdot (1 + r) \cdot m(1) + (u - b) \cdot m(1); \%Biomasa\ heterotrofa$$

$$dss = D \cdot Ss - D \cdot m(2) - (1/Yh) \cdot u \cdot m(1); \%DQO$$

$$do2 = -D \cdot m(3) - (1 - Yh)/Yh \cdot u \cdot m(1) + KLa \cdot (Sosat - m(3)); \%Oxigeno$$

$$dm = [dx; dss; do2; dx_{aprox}; dss_{aprox}; do2_{aprox}]; \%$$

Programa_aprox.m

Resuelve el balance de masas planteado en bm_aprox.m

```
[t_aprox,m_aprox] = ode45('bm_aprox',[0:1/24/4: 3],[5396.4 31.618 2.0003 5396.4 31.618
2.0003]);%aproximacion lineal

x=m_aprox(:,1);
ss=m_aprox(:,2);
o2=m_aprox(:,3);

x_aprox=m_aprox(:,4);
ss_aprox=m_aprox(:,5);
o2_aprox=m_aprox(:,6);

subplot(311);
plot(t_aprox,x_aprox,'-r',t_aprox,x,'b');%
h = legend('Taylor','Modelo',2);
xlabel('dias');
ylabel('Biomasa , mg DQO /l');
title('Evolucion de la Biomasa Heterotrofa');

subplot(312);
plot(t_aprox,ss_aprox,'-r',t_aprox,ss,'b');%
xlabel('dias');
ylabel('OD , mg DQO /l');
title('Evolucion del DQO biodegradable');

subplot(313);
plot(t_aprox,o2_aprox,'-r',t_aprox,o2,'b');%
```



```
xlabel('dias');
```

```
ylabel('OD , mg/l');
```

```
title('Evolucion del Oxigeno Disuelto');
```

Input_output.m

Calcula las funciones de transferencia del modelo dinámico Input_output.m.

```
%Espacio Transformado

clear;

%condiciones del afluente

Q=216;%Alimentacion m3/d

V=87.8;%Volumen del Reactor m3

D=Q/V; %Dilucion

so=520;%concentracion de DQO en la corriente de entrada

sosat=9.3;%concentracion de saturacion de o2 en el liquido del reactor

Xr=10000;%concentracion de biomasa del reciclo

%Cinetica Bacteriana

mu=0.73;%mu max

Ks=114.7;%constante de saturacion de sustrato biodegradable

Ko=0.18;%constante de saturacion de oxigeno disuelto

b=0.12;%tasa de decaimiento heterotrofo

Yh=0.65;%yield heterotrofo

%estado estacionario deseado

xst=5396.4;

sst=31.618;

o2st=2.0003;

%Estado inicial

x1=xst;

s1=sst;

o21=o2st;
```

Kla1=58.28;%constante global de transferencia de o2

r1=0.6;%razon de reciclo m3/m3

%constantes al pasar a aproximacion es series de Taylor el modelo ASM1 dejando x, s y o2
como variables de salida y r, Kla y

%so como variables de entrada

$C1 = x_{st} \cdot s_{st} \cdot o_{2st} / ((K_s + s_{st}) \cdot (K_o + o_{2st}))$;

$C2 = s_{st} \cdot o_{2st} / ((K_s + s_{st}) \cdot (K_o + o_{2st}))$;

$C3 = x_{st} \cdot o_{2st} \cdot (1 - s_{st} / (K_s + s_{st})) / ((K_s + s_{st}) \cdot (K_o + o_{2st}))$;

$C4 = x_{st} \cdot s_{st} / ((K_s + s_{st}) \cdot (K_o + o_{2st})) \cdot (1 - o_{2st} / (K_o + o_{2st}))$;

%Trasformacion a espacios de estado

$axx = (-D - D \cdot r1 + \mu \cdot C2 - b)$

$axs = (\mu \cdot C3 \cdot s_{st} / x_{st})$

$axo = (\mu \cdot C4 \cdot o_{2st} / x_{st})$

$asx = (-\mu / Y_h \cdot C2 \cdot x_{st} / s_{st})$

$ass = (-D - \mu / Y_h \cdot C3)$

$aso = (-\mu / Y_h \cdot C4 \cdot o_{2st} / s_{st})$

$aox = (-\mu \cdot (1 - Y_h) / Y_h \cdot C2 \cdot x_{st} / o_{2st})$

$aos = (-\mu \cdot (1 - Y_h) / Y_h \cdot C3 \cdot s_{st} / o_{2st})$

$aoo = (-D - \mu \cdot (1 - Y_h) / Y_h \cdot C4 - Kla1)$

$bxr = (X_r - x1) \cdot D / x_{st}$

$bsse = (D / s_{st})$

$bok = (9.3 - o_{21}) / o_{2st}$

$A = [ass \ asx \ aso; \ axs \ axx \ axo; \ aos \ aox \ aoo]$

```
B=[bsse 0 0;0 bxr 0;0 0 bok]
```

```
C=eye(3,3)
```

```
sys=ss(A,B,C,0)
```

```
sys2=tf(sys)
```

```
Gsse=sys2(1,1)
```

```
Gsr=sys2(1,2)
```

```
Gsk=sys2(1,3)
```

```
Gxse=sys2(2,1)
```

```
Gxr=sys2(2,2)
```

```
Gxk=sys2(2,3)
```

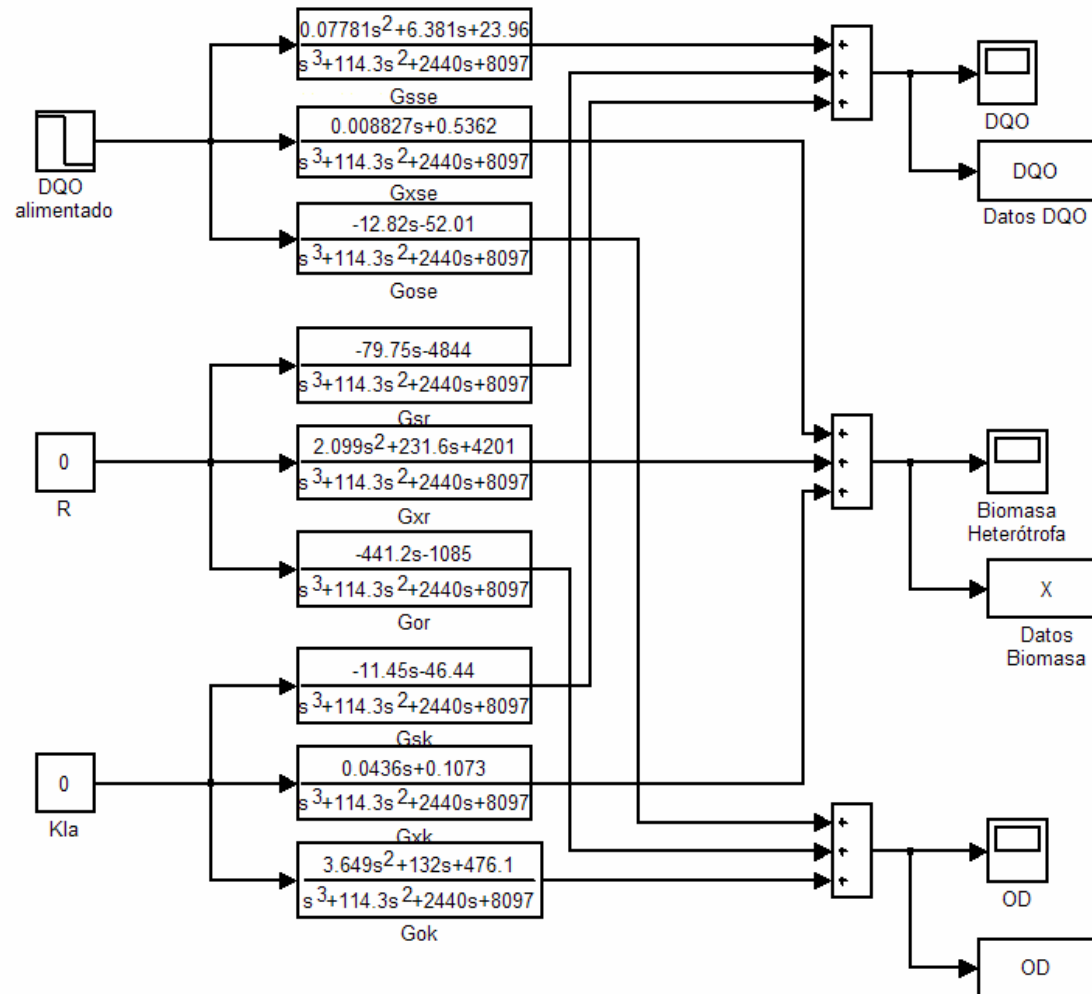
```
Gose=sys2(3,1)
```

```
Gor=sys2(3,2)
```

```
Gok=sys2(3,3)
```

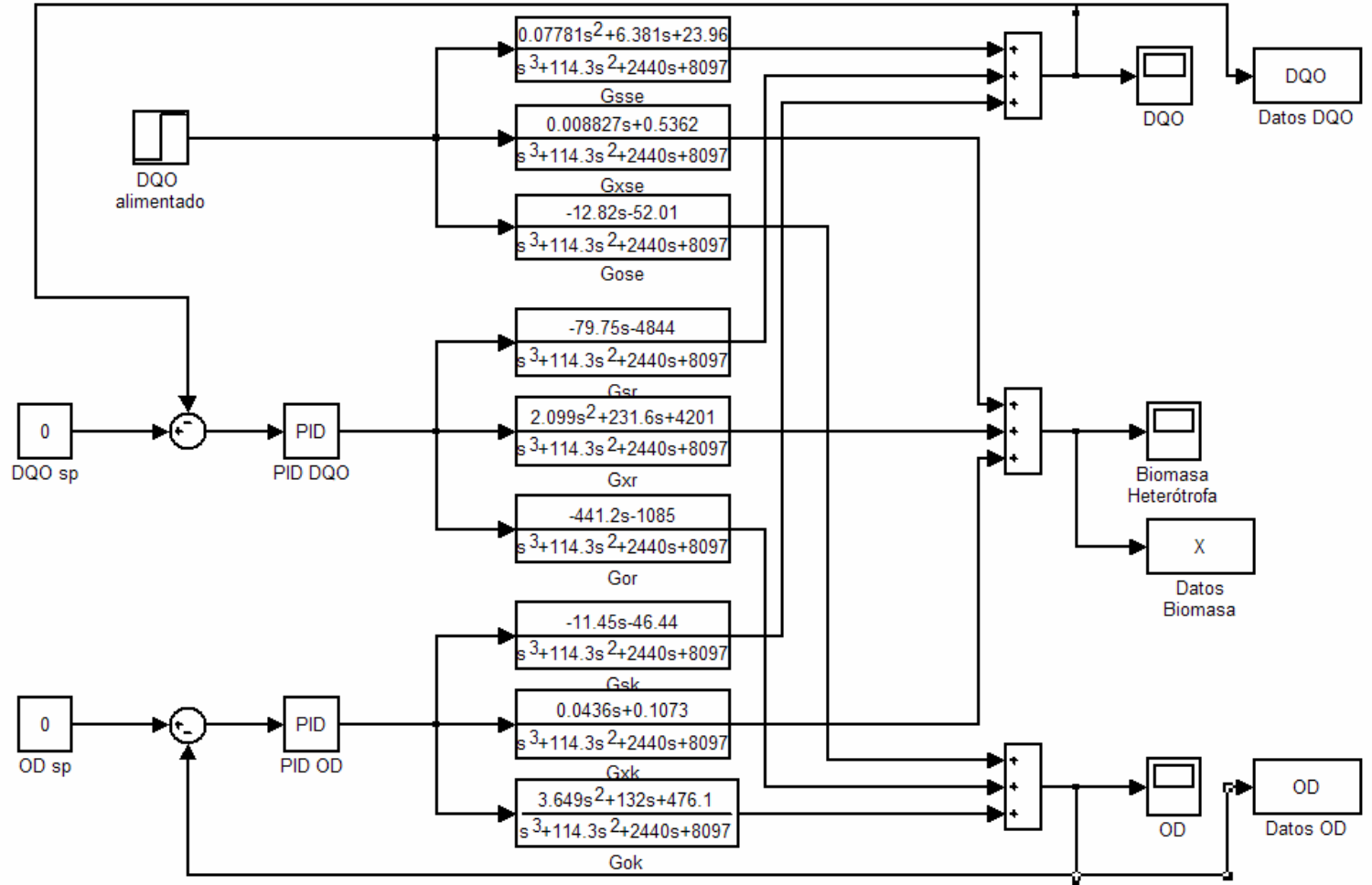
Sistema_original

Calcula la dinámica del sistema sin el control propuesto.



Modelo_sin_sensor_virtual.

Calcula la dinámica del sistema con el control propuesto basado en la medición online de OD y DQO biodegradable.



modelo_con_sensor_virtual.

Calcula la dinámica del sistema con el control propuesto basado en la medición online OD y virtual DQO biodegradable.

