

TRABAJO ESPECIAL DE GRADO

MODELADO DE LODOS ACTIVADOS EN ESTADO ESTACIONARIO

TUTOR ACADÉMICO: Prof. Rosalba Sciamanna

TUTOR INDUSTRIAL: Msc. Joaquín Henríquez

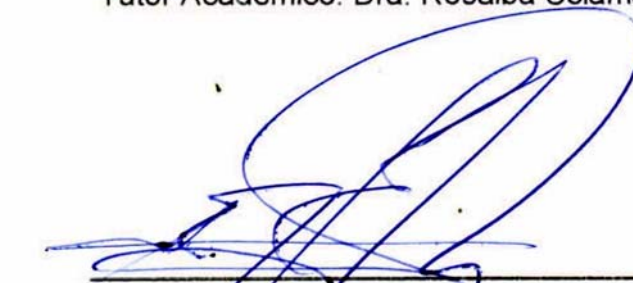
Presentado ante la Ilustre
Universidad Central de
Venezuela para optar al Título
de Ingeniero Químico.
Por el Br. Salazar A., Daniel E.

Caracas, Abril de 2001

Trabajo Especial de grado aprobado en nombre de la Universidad Central de Venezuela, por el siguiente jurado, sin que esto signifique que el jurado se hace solidario de las ideas expuestas en el presente trabajo:



Tutor Académico: Dra. Rosalba Sciamanna



Tutor Industrial: Msc. Joaquín Henríquez



Jurado: Prof. Leopoldo Rodríguez



Jurado: Prof. Salvatore Valentino

DEDICATORIA

A Dios Todopoderoso,
Santísima Trinidad,
mi Señor, Padre y Amigo,
sin quien nada puedo.

*“Si el Señor no construye la casa,
en vano se fatigan los obreros.
Si el Señor no protege la ciudad,
en vano monta guardia el centinela”*
(Sal. 127, 1).

A María, la más hermosa flor
del jardín celestial.
A mi familia y a todos los que amo.
A los que espero amar más.

AGRADECIMIENTOS

Son muchos los que han colaborado directa o indirectamente para que el esfuerzo puesto en este trabajo diera buen fruto.

En primer lugar agradezco a mis tutores, Rosalba Sciamanna y Joaquín Henríquez, por proponerme este trabajo, por compartir conmigo su experiencia y recursos, por su dedicación y confiar en mí. Es mucho lo que he aprendido en el tiempo que pasamos juntos.

En segundo lugar, y de modo especial, agradezco a mis profesores María Rincones y Eudoro López, y junto a ellos al equipo de PETA, por haberme enseñado y ayudado en todo lo que pudieron. Sin esa mano amiga el presente trabajo no hubiese sido posible, o al menos hubiese sido mucho más arduo.

En tercer lugar agradezco a todos mis compañeros del DIOC, quienes siempre me dieron su apoyo moral, compartieron conmigo sus sugerencias y soportaron con paciencia mis cambios de ánimo.

Por último, y lleno de cariño, agradezco a mi madre Gloria, a Gustavo y a Juliana por acompañarme, apoyarme y ayudarme sin reservas desde el comienzo hasta el final de este trabajo.

Dios los bendiga a todos.

Salazar A., Daniel E.

MODELADO DE LODOS ACTIVADOS EN ESTADO ESTACIONARIO

**Tutor Académico: Prof. Rosalba Sciamanna. Tutor Industrial:
Msc. Joaquín Henríquez. Tesis. Caracas, U.C.V. Facultad de Ingeniería.
Escuela de Ingeniería Química. Año 2000, 163 p.**

Palabras Claves: Aguas Residuales, Lodos Activados,
Simulación, Estado Estacionario.

Resumen. El interés, cada vez más creciente, en la conservación del ambiente, ha hecho de las plantas de tratamiento de aguas residuales una práctica común y necesaria para mantener el equilibrio de nuestros cuerpos de agua y del planeta en general. Entre una de las opciones más importantes y utilizadas para reducir la concentración de contaminantes orgánicos en el agua residual, se encuentra el tratamiento con lodos activados. A pesar de ellos, los errores en el diseño y la operación de estos sistemas es una de las causas más frecuentes de fallas en el desempeño de las mismas.

Considerando lo anterior, se planteó como objetivo principal el desarrollo de un programa para simular el comportamiento de diversos sistemas de lodos activados. Para ello, se consideraron los tipos de sistemas existentes en el país, los modelos matemáticos más importantes utilizados internacionalmente, la información disponible o deducible a escala nacional relacionada con los modelos mencionados y el resultado de experiencias nacionales o internacionales, relacionadas con el diseño y operación de sistemas de lodos activados, que permitiese corroborar los resultados obtenidos.

Con las consideraciones anteriores se desarrolló un programa bajo ambiente Windows llamado **simLodos**, adaptado al uso común en materia de computación, tanto en el desarrollo interno de los algoritmos de cálculo como en la interfaz del usuario. Dicho programa está acompañado de un manual del usuario. En su ejecución, el programa comprende tanto el diseño como la operación de las

principales configuraciones de plantas con lodos activados, a saber: sistema convencional, sistema de nitrificación, de desnitrificación y sistema de predesnitrificación.

La evaluación de los resultados de diseño, se realizó comparando ejemplos de diseño presentes en la bibliografía especializada con los resultados del programa. También se emplearon datos reales del diseño de una planta de nitrificación. En todos los casos se obtuvieron resultados apreciablemente buenos, con errores porcentuales ubicados en su mayoría debajo del 1%.

Para el abordaje de la operación, fue necesaria la adaptación de algunas ecuaciones de modelado, para ajustarlas a la información disponible en una planta. Como no se encontraron expresiones predictivas que describieran las concentraciones de contaminantes en función del oxígeno suministrado, se propuso una función a trozos que permite determinar con facilidad si el suministro de oxígeno asegura una adecuada operación del sistema. A partir de lo anterior, se realizaron pruebas para el sistema convencional y el sistema de nitrificación, empleando datos reales de operación provenientes de varias plantas de tratamiento internacionales y una nacional. Los resultados obtenidos en estas pruebas muestran que el programa desarrollado es una herramienta útil para predecir el efecto de las variables de operación en el desempeño de la planta. Cabe destacar que la función a trozos propuesta mostró ser de utilidad en las diferentes pruebas realizadas donde se simulan plantas con reactores aerobios.

Los sistemas de desnitrificación y predesnitrificación no pudieron ser corroborados con datos reales, por no disponer de información sobre la operación de los mismos. En estos casos se analizó el comportamiento de las variables mostradas por el programa, comparándola con lo señalado por la teoría, encontrándose correspondencia entre ambos.

ÍNDICE GENERAL

	Página
ÍNDICE DE TABLAS	xi
ÍNDICE DE FIGURAS	xv
LISTA DE SÍMBOLOS	xvi
I. INTRODUCCIÓN	01
II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	04
III. OBJETIVOS	07
IV. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	09
IV.1. FUNDAMENTOS DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES	10
IV.1.1. Participación del Agua en el Ambiente y necesidad de Tratamiento	10
IV.1.2. Tópicos Básicos del Tratamiento de Aguas Residuales	14
IV.1.2.1. <u>Origen de las Aguas Residuales – Clasificación</u>	15
IV.1.2.2. <u>Composición de las Aguas Residuales</u>	15
IV.1.2.2.1. <u>Caracterización Física</u>	15
IV.1.2.2.2. <u>Caracterización Química</u>	18
IV.1.2.3. <u>Tratamiento de las Aguas Residuales</u>	21
IV.2. SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS	22
IV.2.1. Sección de Tratamiento Biológico	22
IV.2.2. Proceso de Lodos Activados	23
IV.2.3. Metabolismo Microbiano – Clasificación	25

IV.3. MODELADO DE LODOS ACTIVADOS EN LA REMOCIÓN DE	
MATERIA ORGÁNICA	29
IV.3.1. Modelado para un Reactor Mezcla Completa con Reciclo	
para la Reducción de Materia Carbonácea	32
IV.3.1.1. <u>Sustrato en el Efluente</u>	33
IV.3.1.2. <u>Cantidad de Biomasa en el Reactor</u>	36
IV.3.1.3. <u>Producción de Lodo</u>	36
IV.3.1.4. <u>Requerimientos de Oxígeno</u>	37
IV.3.1.5. <u>Relación de Reciclo</u>	38
IV.3.1.6. <u>Relación entre las Variables Involucradas en el</u>	
<u>Proceso de Lodos Activados</u>	38
IV.3.1.7. <u>Remoción de Nutrientes</u>	43
IV.3.1.8. <u>Suministro de Oxígeno</u>	44
IV.3.1.9. <u>Tanques de Sedimentación</u>	49
IV.3.2. Sistemas Diversos de Tratamiento con Lodos Activados	51
IV.4. MODELADO DE LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO EN LOS LODOS	
ACTIVADOS	53
IV.4.1. Fundamentos de la Nitrificación con Lodos Activados	54
IV.4.2. Cinética y Modelado de la Nitrificación	56
IV.4.2.1. <u>Relación entre la Biomasa Heterótrofa y la Autótrofa</u>	59
IV.4.2.2. <u>Efecto de la Temperatura</u>	60
IV.4.2.3. <u>Requerimiento de Oxígeno</u>	61
IV.4.2.4. <u>Requerimiento de Alcalinidad</u>	61

IV.4.3. Fundamentos de la Desnitrificación	62
IV.4.4. Cinética y Modelado de la Desnitrificación	62
IV.4.4.1. <u>Relación entre el Sustrato Carbonáceo y la Remoción de Nitritos y Nitratos</u>	65
IV.4.5. Sistemas de Nitrificación-Desnitrificación	67
IV.4.6. Modelado de un Sistema de Predenitrificación (MLE)	68
V. METODOLOGÍA	73
V.1. SELECCIÓN DE LOS SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS	74
V.2. SELECCIÓN DE LOS MODELOS DE CÁLCULO	76
V.3. CONSTRUCCIÓN DE LA UNIDAD DE CÁLCULOS	77
V.4. VALIDACIÓN DE LOS RESULTADOS	77
V.5. CONSTRUCCIÓN DE LA INTERFAZ DEL USUARIO	77
V.6. EVALUACIÓN POR EXPERTOS	79
V.7. CREACIÓN DEL MANUAL DEL USUARIO	80
VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	81
VI.1. DESCRIPCIÓN DEL PROGRAMA	82
VI.1.1. Modos de Operación	82
VI.1.2. Operación de simLodos	84
VI.2. VALIDACIÓN DEL PROGRAMA	89
VI.2.1. Sistema Convencional	90
VI.2.1.1. Diseño en el Sistema Convencional	90
VI.2.1.2. Operación en el Sistema Convencional	94
VI.2.2. Sistema de Nitrificación	107

VI.2.2.1. Diseño en el Sistema de Nitrificación	107
VI.2.2.2. Operación en el Sistema de Nitrificación	108
VI.2.3. Sistema de Desnitrificación	111
VI.2.3.1. Diseño Y Operación de Sistemas de Desnitrificación	111
VI.2.4. Sistema de Predesnitrificación	113
VI.3. OBSERVACIONES GENERALES SOBRE LOS RESULTADOS OBTENIDOS	115
VI.6. CONSIDERACIONES SOBRE EL USO DEL PROGRAMA SIMLODOS	114
VI.4. MANUAL DEL USUARIO	119
VI. CONCLUSIONES	121
VII. RECOMENDACIONES	123
VIII. BIBLIOGRAFÍA	125
IX. APÉNDICE A	128
X. ANEXO	133

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
Tabla 1. Problemas Asociados con las Plantas de Tratamiento	06
Tabla 2. Caracterización química, física y biológica del agua residual y sus fuentes	16
Tabla 3. Composición típica del agua residual no tratada	19
Tabla 4. Microorganismos presentes en los lodos activados	24
Tabla 5. Clasificación de los microorganismos según su metabolismo	26
Tabla 6. Ecuaciones cinéticas del ASM3	30
Tabla 7. Matriz estequiométrica del ASM3	31
Tabla 8. Variación de los parámetros de un sistema de lodos activados en función del tiempo de residencia celular	39
Tabla 9. Datos típicos de diseño y funcionamiento de un sistema de lodos activados	40
Tabla 10. Variación del sustrato en el efluente para una biomasa fija	43
Tabla 11. Factor de Choque en el requerimiento de oxígeno	45
Tabla 12. Valores de los parámetros relacionados con aeración	48
Tabla 13. Información típica sobre la capacidad de transferencia de oxígeno de varios dispositivos de aeración	50
Tabla 14. Relación entre el IVL y la calidad de sedimentación	51
Tabla 15. Criterios típicos de diseño para el tratamiento de	

	descargas domésticas con lodos activados	52
Tabla 16.	Parámetros de diseño de procesos de lodos activados	53
Tabla 17.	Características operacionales de los procesos de lodos activados	53
Tabla 18.	Coefficientes de productividad observados en la nitrificación	55
Tabla 19.	Coefficientes de utilización de oxígeno, producción de biomasa y disminución de la alcalinidad empleados frecuentemente	56
Tabla 20.	Relación entre la fracción de organismos nitrificadores y la razón DBO_5/TKN	59
Tabla 21.	Variación de los coeficientes del proceso con la temperatura	60
Tabla 22.	Consideraciones para el control de las reacciones del nitrógeno	66
Tabla 23.	Resultados comparativos para el diseño según la composición del efluente señalada por el usuario	91
Tabla 24.	Resultados comparativos de diseño según la cinética señalada por el usuario	92
Tabla 25.	Resultados comparativos sobre la variación de dos parámetros en función del tiempo de residencia celular	93
Tabla 26.	Resultados comparativos para el modo Operación	97
Tabla 27.	Desempeño de un Sistema Convencional con diferentes desechos industriales	98
Tabla 28.	Comparación de los resultados arrojados por el programa	

	para un Sistema Convencional con diferentes desechos industriales	99
Tabla 29.	resultados comparativos de un sistema convencional procesando efluente de una industria de aceites vegetales	101
Tabla 30.	Datos de operación de la Empresa A	102
Tabla 31.	Relación de reciclo y tiempo de residencia celular para el sistema de la Empresa A	103
Tabla 32.	Resultados comparativos de la simulación de la operación del sistema de la Empresa A	104
Tabla 33.	Comparación entre los valores derivados de X_r frente al VLS_{30} suministrado por la Empresa A	105
Tabla 34.	Coeficientes de productividad calculados para el sistema de la de la Empresa A	105
Tabla 35.	Resultados comparativos del diseño de un sistema de nitrificación	107
Tabla 36.	Información sobre el diseño y operación de la planta de tratamiento Hookers Point, ubicada en Tampa, Florida	108
Tabla 37.	Resultados comparativos del diseño para el sistema de la planta de tratamiento Hookers Point	109
Tabla 38.	Resultados comparativos para la simulación de la operación en Hookers Point	110
Tabla 39.	Resultados comparativos del diseño de un sistema de desnitrificación	112

Tabla 40.	Resultados comparativos del efluente para un sistema de desnitrificación	112
Tabla 41.	Resultados comparativos para el diseño de un sistema de predesnitrificación	114
Tabla 42.	Comparación del comportamiento de las variables involucradas en un sistema de predesnitrificación en función del tiempo de residencia celular	114
Tabla 43.	Rangos y límites máximos de calidad de vertidos líquidos descargados en cuerpos de agua, medio marino costero y redes cloacales	130

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Ciclos del agua-carbono-oxígeno-nitrógeno	11
Figura 2. Clasificación de los sólidos presentes en las aguas residuales	17
Figura 3. Diagrama esquemático de un proceso de lodos activados	32
Figura 4. Sustrato a la salida para distintos valores de sustrato inicial	40
Figura 5. Variación de la biomasa en el reactor	41
Figura 6. Producción de lodo	41
Figura 7. Variación del oxígeno requerido	42
Figura 8. Variación del Sustrato a la Salida	43
Figura 9. Diagrama esquemático de un proceso de nitrificación	56
Figura 10. Sistemas de nitrificación-desnitrificación de una y varias etapas anóxicas	69
Figura 11. Diagrama de un sistema de predesnitrificación	70
Figura 12. Diagrama de la propuesta metodológica empleada	75
Figura 13. Ventana principal del programa simLodos	85
Figura 14. Formularios para el suministro de información en el programa simLodos	86
Figura 15. Ventana del Reporte generado por el programa simLodos	88
Figura 16. Perfiles del sustrato en el efluente	95
Figura 17. Variación de caudal de la Empresa A	102

LISTA DE SÍMBOLOS

Símbolo	Significado
α	= k_L aire (aguas residuales)/ k_L aire (agua de chorro).
α_D	= Coeficiente de producción de materia inerte soluble asociado al modelo de decaimiento endógeno [adimensional].
β	= S_{0S} (agua residual)/ S_{0S} (agua de chorro).
θ	= Constante.
θ_h	= Tiempo de residencia hidráulico [día]
θ_x	= Tiempo de residencia celular o edad del lodo [día]
θ_x^m	= Tiempo de retención celular mínimo [día].
η	= Fracción de organismos facultativos en la biomasa heterótrofa [adimensional].
μ (μ_h)	= Tasa específica de crecimiento microbiano para organismos heterótrofos [día ⁻¹].
$\hat{\mu}$ ($\hat{\mu}_h$)	= Tasa máxima específica de crecimiento microbiano para organismos heterótrofos [día ⁻¹].
μ_A	= Tasa específica de crecimiento microbiano para organismos autótrofos [día ⁻¹].
$\hat{\mu}_A$	= Tasa máxima específica de crecimiento para organismos autótrofos [día ⁻¹].
μ'_A	= Tasa neta específica de crecimiento para organismos nitrificadores [día ⁻¹].
μ_D	= Tasa específica de crecimiento de los organismos desnitrificadores [día ⁻¹].
$\hat{\mu}_D$	= Tasa máxima específica de crecimiento de los desnitrificadores [día ⁻¹].
τ	= $S_{OST} \div S_{20}$.

ρ_w	=	Densidad del agua a la temperatura $T(^{\circ}\text{C})$, [lb/pie ³].
Ω	=	$(P + 0.007 \rho_w d_e - P_{vT}) \div (P + 0.007 \rho_w d_e - P_{vT})$.
b_A	=	Coeficiente de decaimiento endógeno para organismos autótrofos [día ⁻¹]
b_{hd}	=	Coeficiente de decaimiento endógeno para heterótrofos desnitrificadores [día ⁻¹].
C_i	=	Constante [0.285 Kg O ₂ /m ³ aire].
C_s	=	Concentración de sustrato biodegradable [mg DQO/L].
CWTR	=	tasa de transferencia de oxígeno en agua limpia [lbs/hp-hr].
DBO(t,T)	=	Demanda bioquímica de oxígeno en el tiempo t y a la temperatura T [mg/L].
d_e	=	Profundidad efectiva de saturación [pie].
E	=	Eficiencia de la remoción de sustrato [adimensional].
e (SOTE)	=	Eficiencia de transferencia de oxígeno en condiciones estándar [Adimensional].
F	=	Factor de ensuciamiento (válido para difusores) (valor típico = 0.7) [adimensional].
f	=	Coeficiente de proporción entre la DBO y L [mg DBO/mg DQO].
f_A	=	Fracción de organismos nitrificadores [adimensional].
f_C	=	Factor de choque en la aeración del lodo [adimensional].
f_{ex}	=	Fracción inerte de la biomasa igual a 0.2 [adimensional].
F/M	=	Relación sustrato-microorganismo [día ⁻¹].
IVL	=	Índice volumétrico de lodo [ml-gr].
i_b	=	Coeficiente estequiométrico -fracción de nitrógeno en la biomasa en base seca- [0.12 g N/g VSS].
i_{xE}	=	fracción de nitrógeno en el lodo endógeno [adimensional].
J	=	[Kg.O ₂ /Kw-h] transferidos en condiciones de campo.
J_o	=	[Kg.O ₂ /Kw-h] transferidos en condiciones estándar (T 20 °C y 0 OD).

K_A	=	Concentración constante de amonio a ½ de la tasa máxima de crecimiento de las nitrosomonas [mg (NH ₄ ⁺)/L].
K_D	=	Coeficiente constante de concentración de nitrato a ½ de la tasa máxima de crecimiento de los desnitrificadores [mg (NO ₃ ⁻ -N)/L].
K_d	=	Coeficiente de decaimiento endógeno [día ⁻¹].
K_m	=	Tasa máxima específica de remoción de sustrato [mg (sustrato utilizado)/mg (biomasa producida)·día].
K_{NO}	=	½ de la concentración de saturación de oxígeno en medio anóxico [mg/L].
K_{OA}	=	Concentración constante de oxígeno a ½ de la concentración de saturación a la temperatura del reactor [mg/L].
K_S	=	Concentración constante de sustrato a ½ de la tasa máxima de crecimiento microbiano [mg (sustrato)/L].
K(T)	=	Constante de reacción a la temperatura T [días ⁻¹].
K₂₀	=	Constante de reacción a 20 °C [días ⁻¹].
L	=	DBO última de primera etapa [mg/L].
M_X	=	Cantidad de masa contenida en el reactor [mg].
NR	=	Requerimiento de nitrógeno en el agua residual [mg N/mg DBO].
N_D	=	Tasa de remoción de nitrato en la desnitrificación [mg NH ₄ /L afluente].
N_{DP}	=	Potencial de remoción de nitrato [mg NO ₃ /L afluente].
N_{OX}	=	Tasa de formación de nitrato en la nitrificación [mg NO ₃ /L afluente].
O_B	=	Requerimiento de oxígeno por cantidad de DBO aplicada al tratamiento [Kg O ₂ /Kg DBO aplicada].
OR	=	Requerimiento de oxígeno [Kg O ₂ /día ó lb O ₂ /hp].
OR_H	=	Requerimiento de oxígeno para degradar aeróbicamente el sustrato en la predesnitrificación [Kg O ₂ /día].

OR_{HS}	=	Requerimiento de oxígeno equivalente para degradar aeróbicamente el sustrato en la predesnitrificación [Kg O ₂ /día].
OR_T	=	Requerimiento de oxígeno (OR) calculado a la temperatura T(°C) [Kg O ₂ /día].
P	=	Presión en la planta de tratamiento [atm].
P_{atm}	=	presión atmosférica en condiciones estándar, 14.7 psia ó 1atm. al 100% de humedad relativa [atm].
P_N	=	Cantidad de nitrógeno removido por día [mg N/día].
Pot_M	=	Potencia para mezclado [hp], donde V se expresa en MMgal.
Pot_R	=	Potencia requerida [hp].
P_{vT}	=	Presión de vapor saturada del agua a la temperatura T(°C) [psia].
$P_X (P_{XH})$	=	Producción de lodo para heterótrofos [Kg (SSV)/día].
P_{XA}	=	Producción de lodo para autótrofos (nitrificación) [Kg (SSV)/día].
P_{Xp}	=	Producción de lodo endógeno [Kg (SSV)/día].
Q	=	Caudal de entrada [L/día].
Q_A	=	Caudal de aire necesario [m ³ aire/día].
Q_R	=	Caudal de lodo reciclado [L/día].
Q_W	=	Caudal de lodo retirado del sistema [L/día].
q	=	Tasa específica de remoción de sustrato [mg (sustrato utilizado)/mg (biomasa producida)·día].
q_A	=	Tasa específica de oxidación de amonio [g NH ₄ ⁺ oxidado/g VSS·día].
$\hat{q}_D$	=	Tasa máxima de remoción de nitrato [mg NO ₃ ⁻ /mg VSS·día].
q_{D-20}	=	Tasa de remoción de nitrato a 20°C [mg NO ₃ ⁻ /mg VSS·día].
$q_D (U_d)$	=	Tasa específica de remoción de nitrato [mg NO ₃ ⁻ /mg VSS·día].
$q_D(T)$	=	Tasa de remoción de nitrato a la temperatura T(°C) [mg NO ₃ ⁻ /mg VSS·día].
R	=	Relación de reciclo [adimensional].

r_{OT}	=	Tasa de transferencia de oxígeno. [Kg O ₂ /L·día].
r_s	=	Tasa de sustrato utilizado [mg (sustrato)/L·día].
r_{SN}	=	Tasa de remoción de nitrógeno por unidad de volumen del reactor [mg (nitrógeno removido)/L·día].
r_{so}	=	Tasa de utilización de oxígeno [Kg O ₂ /L·día].
r_x	=	Tasa neta de crecimiento bacteriano [mg (biomasa)/L·día].
S	=	Concentración de sustrato –materia carbonácea- [mg (sustrato)/L].
S_{alk}	=	Alcalinidad como CaCO ₃ [mg/L].
S_i	=	Concentración de sustrato inerte [mg DQO/L].
S_{NH}	=	Concentración de NH ₄ ⁺ [mg/L].
S_{NO}	=	Concentración de NO ₃ ⁻ [mg/L].
S_0	=	Concentración de oxígeno promedio durante la operación en el licor mixto (típicamente 2 mg/L).
S_{OA}	=	Oxígeno disuelto en el reactor de nitrificación [mg/L].
S_{OST}	=	Concentración de saturación de oxígeno en el agua limpia a la temperatura T(°C) y a la presión P _s =1 atm [Kg O ₂ /L].
SOR	=	Requerimiento de oxígeno en condiciones estándar [Kg O ₂ /día].
S_R	=	Concentración de sustrato residual [mg DQO/L].
S_{Walt}	=	Concentración de saturación de oxígeno en el agua limpia a 20°C.
S_s	=	Concentración de sustrato soluble–materia carbonácea- [mg (sustrato)/L].
S_{20}	=	Concentración de saturación de oxígeno en el licor mixto en condiciones estándar [Kg O ₂ /L].
T	=	Temperatura [C].
t	=	Tiempo [días].
V	=	Volumen total del reactor biológico [m ³].
V_A	=	Volumen del reactor biológico aerobio [m ³].

V_D	=	Volumen del reactor biológico anóxico [m^3].
VLS_{30}	=	Volumen de líquido sedimentado en 30 minutos [ml/l].
$X (X_h)$	=	Concentración de biomasa heterótrofa [mg (biomasa)/L].
X_A	=	Concentración de biomasa autótrofa (nitrificadores) [mg (SSV)/L].
X_e	=	Concentración de biomasa en el efluente [mg (SSV)/L].
X_{hd}	=	Concentración de biomasa heterótrofa desnitrificadora [mg (SSV)/L]
X_i	=	Concentración de materia inerte particulada [mg /L].
X_p	=	Concentración de biomasa endógena [mg /L].
X_R	=	Concentración de biomasa en la corriente de refluo [mg (VSS)/L].
Y	=	Coeficiente máximo de productividad para heterótrofos [mg (biomasa producida)/mg (sustrato utilizado)].
Y_A	=	Coeficiente de productividad para las nitrosomonas [mg SSV producido/mg NH_4^+ oxidado].
Y_{A-obs}	=	Coeficiente de productividad observado en la nitrificación [mg (biomasa producida)/mg (sustrato utilizado)].
Y_D	=	Coeficiente máximo de productividad para heterótrofos en la desnitrificación [mg (biomasa formada)/mg (sustrato utilizado)].
Y_{D-obs}	=	Coeficiente de productividad observado para heterótrofos en la desnitrificación [mg biomasa (SSV)/mg NO_3^- removido].
Y_{obs}	=	Coeficiente neto de productividad en la remoción de materia carbonácea [mg (biomasa producida)/mg (sustrato utilizado)].

Sigla	Significado
ASM1	= Activated Sludge Model N°1
ASM3	= Activated Sludge Model N°3
DBO	= Demanda Bioquímica de Oxígeno.
DQO	= Demanda Química de Oxígeno.

SST	=	Sólidos Suspendidos Totales.
SSV	=	Sólidos Suspendidos Volátiles.
TKN	=	Nitrógeno Total Kjeldhal.

I. INTRODUCCIÓN

El crecimiento poblacional y los problemas de contaminación, causados por la actividad del hombre, han llamado su atención acerca de la conservación de uno de los componentes principales de nuestro planeta, presente en nuestros organismos y participante de casi todas nuestras tareas: el agua.

Diversos intentos se han realizado para su conservación. Actualmente existen varias tecnologías capaces de realizar la tarea de depurar el agua utilizada en actividades domésticas, agrícolas e industriales, y un grupo de modelos matemáticos que ayudan al diseño, puesta en práctica y operación de las mismas.

En particular, el sistema de lodos activados, uno de los principales métodos de reducción y control de materia orgánica y nitrógeno en las aguas residuales, se ha visto beneficiado con este desarrollo. No obstante, la aplicación de los modelos existentes no es una tarea sencilla.

El auge y desarrollo de la computación, ha puesto al servicio del diseñador y operador de plantas de tratamiento de aguas una poderosa herramienta de cálculo, capaz de facilitar las tareas humanas relacionadas con el modelado de esos procesos, producir un ahorro sustancial de tiempo y asegurar una mayor precisión en los cálculos implicados.

Sin embargo, el mercado nacional está desprovisto de programas que permitan el modelado de sistemas de lodos activados adaptado a los distintos tipos de plantas que operan en el país y a las características ambientales del mismo.

Como respuesta a la problemática expuesta, se propone el siguiente trabajo, el cual consiste en el desarrollo de un programa para el modelado de sistemas de lodos activados. Con ello se pretende facilitar el trabajo de diseño y operación de dichas plantas, brindando una herramienta que permita predecir el

funcionamiento de las mismas, con lo cual se puede ayudar considerablemente a la toma de decisiones en el proceso de diseño y/u operación.

Para el logro de la meta fijada, primero se determinaron las principales configuraciones del sistema de lodos activados utilizadas en el país. Para cada una de ellas se estableció el modelo matemático correspondiente, basado en los fundamentos expuestos en la bibliografía especializada. Además se fijaron concentraciones máximas de contaminantes de acuerdo a la ley ambiental, y rangos de variación para los parámetros y las constantes cinéticas implicadas en el proceso, según la experiencia y las normas de diseño existentes. Con base en lo anterior, se desarrollaron los módulos de cálculo e interfaz del usuario que compone al programa en cuestión. Finalmente se realizó la evaluación de los resultados para comprobar la utilidad del programa, y un manual del usuario para facilitar su empleo.

Es importante señalar que el presente trabajo se enmarca en una variedad de aplicaciones computacionales en desarrollo a partir de 1999, en la Escuela de Ingeniería Química, relacionadas con el tratamiento de agua, bajo el auspicio de la compañía HO INGENIERÍA C. A. y con la colaboración de la Planta Experimental de Tratamiento de Aguas (PETA) de la Universidad Central de Venezuela.

II. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El diseño de las plantas de tratamiento de aguas residuales, y específicamente de los sistemas de lodos activados, se realiza tomando en cuenta las necesidades específicas expresadas en los parámetros de diseño, a saber: caudal a tratar, concentración y tipo de los contaminantes en el afluente y efluente, consumo de energía, cantidad esperada de subproductos (lodos), comportamiento cinético del sistema, condiciones ambientales, etc.

Generalmente, el comportamiento de dichos sistemas durante la operación corresponde bastante bien a los proyectados en el diseño. A pesar de esto, surgen con cierta frecuencia variaciones considerables en uno o más de esos parámetros, con lo cual el desempeño de los lodos activados se ve sensiblemente afectado, haciéndose necesario un reajuste en las condiciones de operación del sistema.

Un análisis del efecto que las variables de operación tienen sobre el comportamiento de la planta, representa un medio válido para definir cuáles acciones se deben tomar para asegurar que el efluente cumpla con las condiciones impuestas por la ley ambiental, ahorrándose dinero y energía. Esto sólo es posible si se dispone de información precisa acerca de la actuación del sistema frente a determinadas condiciones operacionales. No obstante, esto no siempre ocurre debido al desconocimiento de los procesos y la relación entre las variables implicadas en un tratamiento con lodos activados por parte de los operadores de las plantas, como queda evidenciado en la tabla 1.

Los errores en el diseño, aunque menos frecuentes, son también una de las causas del mal funcionamiento de los sistemas de lodos activados (ver tabla 1).

Debido a que los modelos existentes que permiten describir los tratamientos con lodos activados no son de fácil aplicación, se hace necesario el uso de computadoras para agilizar el proceso de obtención y análisis de la información, y por ende, de la toma de decisiones.

Tabla 1. Problemas asociados con las plantas de tratamientos [EPA, 1993]

Nº de Regiones	Factor que Limita el Desempeño	Causa Principal		
		Operador	Administrador	Diseñador
10	Poco entendimiento del proceso de operación y control	X		
9	Manejo de sólidos y disposición de lodos		Probable	
8	Infiltraciones		Probable	
6	Empleados (carencias, pagos retrasados)		X	
6	Laboratorio		Probable	
4	Errores de Diseño			X
4	Apoyo municipal (técnico y económico)		X	
3	Programa preventivo de mantenimiento		Probable	

Por ello es de suma importancia disponer de un programa flexible, capaz de predecir con bastante precisión y rapidez el desempeño de los sistemas de lodos activados en operación, en cuanto al cumplimiento de las normas ambientales, comportamiento de las variables del proceso y consumo de energía. Conviene además que el programa se adapte lo mejor posible a las condiciones climáticas y de operación de las plantas que funcionan en el país; y en los casos de diseño sea posible detectar las fallas antes de su ejecución.

Atendiendo a estas necesidades se propuso la elaboración de un programa que cumpliera con los objetivos que a continuación se señalan.

III. OBJETIVOS

Los objetivos generales y específicos planteados en el presente trabajo de grado son:

III.1 Objetivo General:

- Elaborar un programa bajo ambiente Windows, amigable y flexible, que permita evaluar y predecir las condiciones de operación de diferentes sistemas de lodos activados.

III.2 Objetivos Específicos:

- Definir y/o seleccionar, entre los modelos matemáticos existentes, las ecuaciones a emplear para describir el comportamiento de los sistemas involucrados en el tratamiento con lodos activados en estado estacionario (sistemas de reducción de materia orgánica, nitrógeno y sistemas combinados), con base en los parámetros de diseño y operación utilizados en las plantas de tratamiento de aguas residuales (Demanda Bioquímica de Oxígeno, Demanda Química de Oxígeno, contenido de nitrógeno, contenido de fósforo, masa de bacterias, etc.).
- Elaborar un programa que permita predecir y evaluar mediante resultados numéricos y gráficos las condiciones de operación de los diferentes sistemas de lodos activados, en función de los parámetros que puedan afectar dichos sistemas en las plantas de tratamiento de aguas residuales.
- Evaluar y validar el programa con datos de la bibliografía especializada y parámetros de la industria, tomando en cuenta las regulaciones nacionales e internacionales.
- Elaborar un manual de usuario, en el que se explique de forma sencilla y clara los distintos pasos a seguir para el buen uso del programa elaborado.

IV. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

A continuación se presentan los fundamentos mínimos necesarios para entender, estudiar y modelar los sistemas de tratamiento de aguas residuales, en lo tocante a los sistemas de lodos activados en estado estacionario.

IV.1. FUNDAMENTOS DEL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

El tratamiento de las aguas residuales es una práctica común en la sociedad moderna. La difusión de la misma se debe a la necesidad, cada vez más imperiosa, de conservar uno de los recursos naturales más importantes que se tiene: el agua.

Sin ella la vida no es posible, por ello el procesamiento del agua que se utiliza antes de retornarla a su entorno natural, no responde simplemente a la necesidad de mantenerla en condiciones óptimas para su utilización y consumo tanto humano como industrial, sino también para mantener el equilibrio de la totalidad de los procesos que se dan en la naturaleza.

En consecuencia, es indispensable conocer el papel que juega el agua en el soporte de la vida, para delinear el modo en que puede y debe realizarse el tratamiento de las aguas residuales.

VI.1.1. Participación del Agua en el Ambiente y Necesidad de Tratamiento

Los principales elementos que participan con el agua en el soporte de la vida son carbono, oxígeno y nitrógeno. El tránsito de cada uno de ellos en la naturaleza define los ciclos del agua (hidrológico), del carbono-oxígeno (o ciclo del CO₂) y del nitrógeno (ver figura 1).

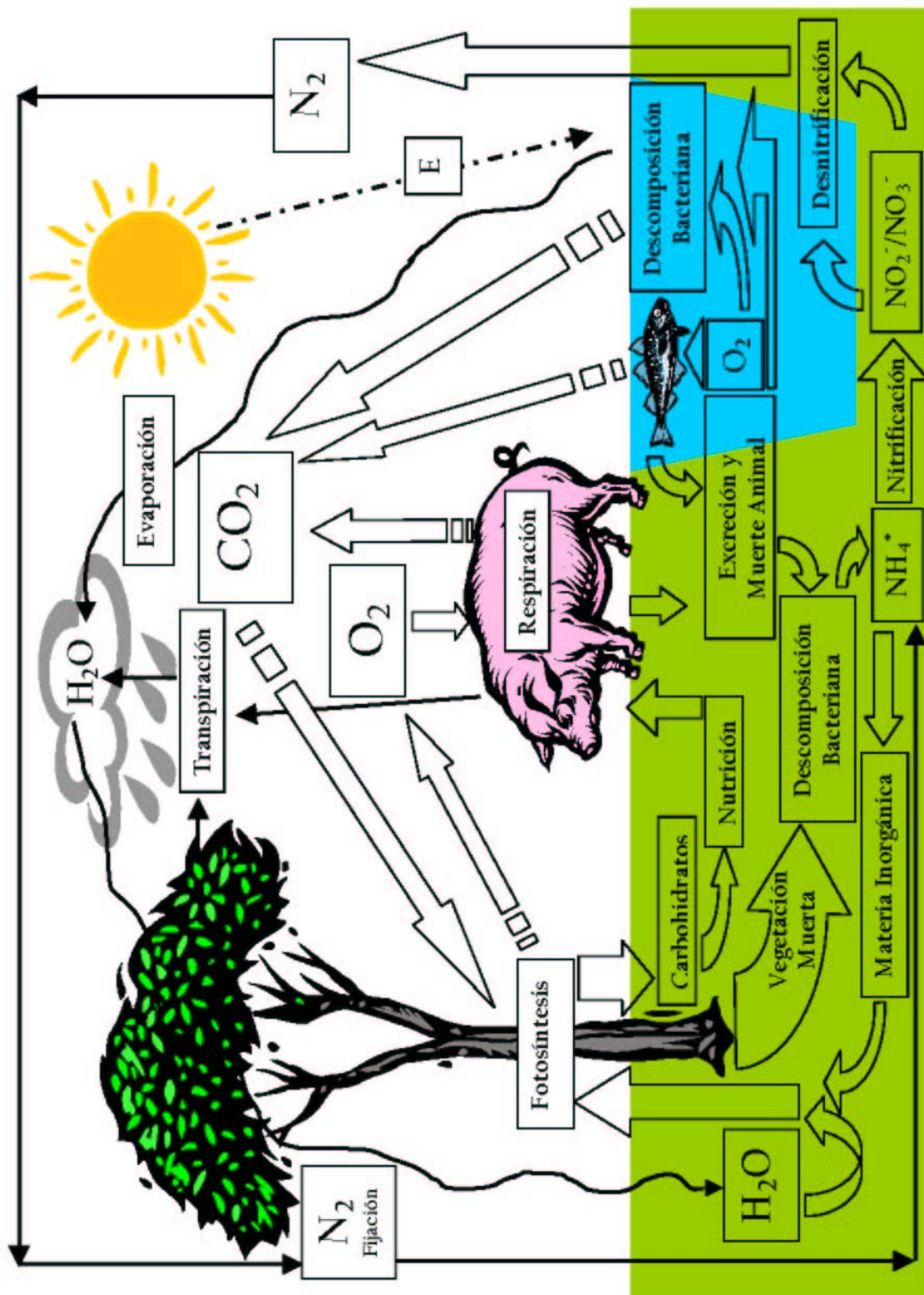


Figura 1. Ciclos del agua, carbono-oxígeno y nitrógeno.

Como es bien sabido, el ciclo hidrológico consiste en un desplazamiento cíclico del agua dentro del planeta por efectos de la energía solar. Durante el mismo el agua experimenta repetidos cambios de fase y participa directa e indirectamente en los ciclos del dióxido de carbono y del nitrógeno.

En el ciclo del CO₂ el dióxido de carbono atmosférico y el agua son utilizados como materia prima por las plantas durante la fotosíntesis, con la sucesiva generación de materia orgánica (carbohidratos) como producto principal y liberación oxígeno. La materia orgánica es utilizada posteriormente en la alimentación de los animales y procesada junto con oxígeno, mediante la respiración. El CO₂, producto de la respiración, es liberado a la atmósfera, completando el ciclo. Este proceso también es llevado a cabo por las bacterias y otros microorganismos. La acción bacteriana (descomposición) sobre las excretas y organismos muertos de animales y vegetales es un ejemplo de ello.

Por otra parte, el nitrógeno ambiental pasa a la tierra y al agua y se transforma en compuestos hidrogenados orgánicos (fijación), luego es asimilado por plantas y animales en la cadena alimenticia. Los desechos de estos últimos son degradados por microorganismos, hasta liberar nitrógeno gaseoso (N₂) y cerrar el ciclo.

Los tres ciclos mencionados coinciden en el metabolismo de los seres vivos. Por ello el desequilibrio en estos ciclos, inducido por la contaminación, causa efectos perniciosos en la salud y altera el funcionamiento del ecosistema. En el caso particular de las aguas residuales, se observan efectos perjudiciales a corto plazo en el medio acuático.

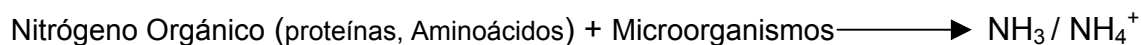
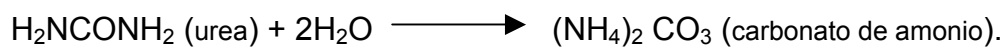
Por una parte, las altas concentraciones de materia orgánica en los cuerpos de aguas, causadas por el vertido de aguas residuales domésticas o industriales, estimulan el crecimiento descontrolado de microorganismos que se alimentan de

materia orgánica biodegradable. Debido a razones bioquímicas, la utilización de esa materia se realiza preferentemente con la participación del oxígeno disuelto en el medio. En consecuencia, la asimilación de la materia orgánica conlleva a la disminución de la cantidad de oxígeno disuelto disponible en los cuerpos de agua para los organismos que habitan en ellos, lo cual puede desencadenar la desaparición gradual e incluso la extinción de algunas especies acuáticas.

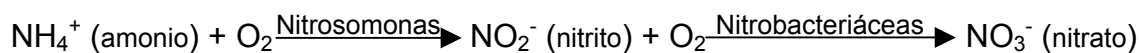
Por otro lado, la actividad industrial ha incrementado la fijación de nitrógeno en forma de nitratos y amonio tanto en el agua (por ejemplo, vía de aguas residuales) como en la tierra (a través de fertilizantes).

Estos compuestos son transformados en una serie de reacciones bioquímicas. A saber:

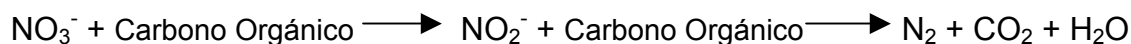
- Amonificación (transformación del nitrógeno en amonio):



- Nitrificación (oxidación biológica del amonio):



- Desnitrificación (reducción biológica del nitrato):



La amonificación (realizada por microorganismos), produce amonio que junto al nitrato, pueden ser asimilados por las algas y plantas acuáticas estimulando su proceso de crecimiento. Si esto sucede en exceso en cuerpos de agua con poco movimiento, se puede generar un problema que afecta la calidad del agua conocido como eutrofización.

Paralelamente, puede ocurrir nitrificación del amonio en el agua (en grado apreciable) causando una considerable disminución del oxígeno disuelto en el medio (la oxidación de 1.0 mg/l de amonio consume 4.6 mg/l de oxígeno).^[EPA, 1993]

A las dificultades mencionados se suman varios problemas de salud pública asociados al nitrógeno. El amonio es el compuesto nitrogenado con mayor responsabilidad en la toxicidad de peces y otras formas de vida acuática. Además, el nitrito y el nitrato están relacionados con enfermedades como cianosis infantil (conocida como bebés azules) y la aparición de carcinomas (particularmente cáncer estomacal).^[EPA, 1993]

Al considerar lo mencionado, se hace evidente la necesidad de controlar por medio de plantas de tratamiento de aguas residuales, la concentración de materia orgánica y compuestos nitrogenados en las aguas residuales de origen doméstico o industrial, descargadas en los cuerpos de agua.

En Venezuela, el control y disposición de las aguas residuales se encuentra reglamentado en la *Gaceta Oficial de Venezuela* N° 5.021, del 18/12/1995, según el decreto N° 883 (ver apéndice A). También existen legislaciones regionales como el decreto 3219 para la cuenca del Lago de Valencia. En todas ellas se establecen valores y rangos permisibles para las descargas de contaminantes.

IV.1.2. Tópicos Básicos del Tratamiento de Aguas Residuales^{[Metcalf & Eddy, 1991;}

PETA; Orhon & Artan, 1994]

El control de la materia orgánica y compuestos nitrogenados no es el único objetivo del tratamiento de aguas residuales. La eliminación de organismos patógenos asociados a las excretas animales, así como también la remoción de sustancias tóxicas y cualquier agente que afecte la calidad de las aguas en cuanto

a sus características organolépticas (color, sabor y olor) son objetivos importantes en el tratamiento de las aguas.

La presencia y concentración de los contaminantes en las aguas residuales varía dependiendo del uso que se le haya dado a la misma, por lo tanto, es necesario clasificar las aguas según su procedencia y determinar su composición.

IV.1.2.1. Origen de las Aguas Residuales – Clasificación: Los componentes de las aguas residuales dependen del tipo de sistema de recolección utilizado y pueden incluir:

- a. *Aguas residuales domésticas:* comprende las aguas residuales descargadas en instalaciones residenciales, comerciales, institucionales y similares.
- b. *Aguas residuales industriales:* aguas residuales en las que predominan los desechos industriales.
- c. *Infiltraciones y malos empotramientos:* agua que entra en los sistemas de cloacas de diversos modos provenientes del suelo y agua de lluvia que ingresa a los sistemas de recolección por medio de conexiones o empotramientos incontrolados, descargas ilegales, etc.
- d. *Agua de lluvia:* precipitaciones que se depositan directamente sobre las canales abiertas.

IV.1.2.2. Composición de las Aguas Residuales: Las características físicas y la cantidad de constituyentes químicos, físicos y biológicos del agua residual determinan su composición. La determinación de la misma se llama caracterización. La tabla 2 resume los principales contaminantes y su fuente.

IV.1.2.2.1. Caracterización Física: La característica física más importante del agua residual es el contenido de sólidos totales, los cuales están compuestos por la materia flotante, la materia en suspensión y la materia en solución.

Analíticamente, los sólidos totales contenidos en el agua residual son aquellos que resultan de la evaporación del agua residual en un rango de temperatura de 103 a 105°C. La misma es clasificada de varias formas (figura 2).

Tabla 2. Caracterización química, física y biológica del agua residual y sus fuentes [Metcalf & Eddy, 1991]

Caracterización	Fuente
<i>Física:</i>	
Color	Desechos industriales y domésticos; materia orgánica
Olor	Descomposición bacteriana; desechos industriales
Sólidos	Desechos industriales, domésticos; sólidos propios de las cuencas acuáticas
Temperatura	Descargas industriales y domésticas
<i>Química:</i>	
<i>Fuente Orgánica:</i>	
Carbohidratos	Descargas industriales, domésticas y comerciales
Grasas y Aceites	Descargas industriales, domésticas y comerciales
Pesticidas	Desechos de actividad agrícola
Fenoles	Desechos industriales
Proteínas	Descargas industriales, domésticas y comerciales
Surfactantes	Desechos industriales y domésticos
Otros	Descomposición natural de la materia orgánica
<i>Fuente Inorgánica:</i>	
Alcalinidad	Desechos domésticos y minerales propios de las cuencas acuáticas
Cloruros	Desechos domésticos y minerales propios de las cuencas acuáticas; suavizantes de ropa
Metales Pesados	Desechos industriales
pH	Desechos industriales
Nitrógeno	Desechos domésticos y agrícolas
Azufre	Desechos domésticos e industriales
Tóxicos	Desechos industriales
<i>Gases:</i>	
H ₂ S	Descomposición de las aguas domésticas
CH ₄	Descomposición de las aguas domésticas
<i>Biológica:</i>	
Animales	Cursos de agua abiertos y plantas de tratamiento
Plantas	Cursos de agua abiertos y plantas de tratamiento
Microorganismos	Desechos domésticos

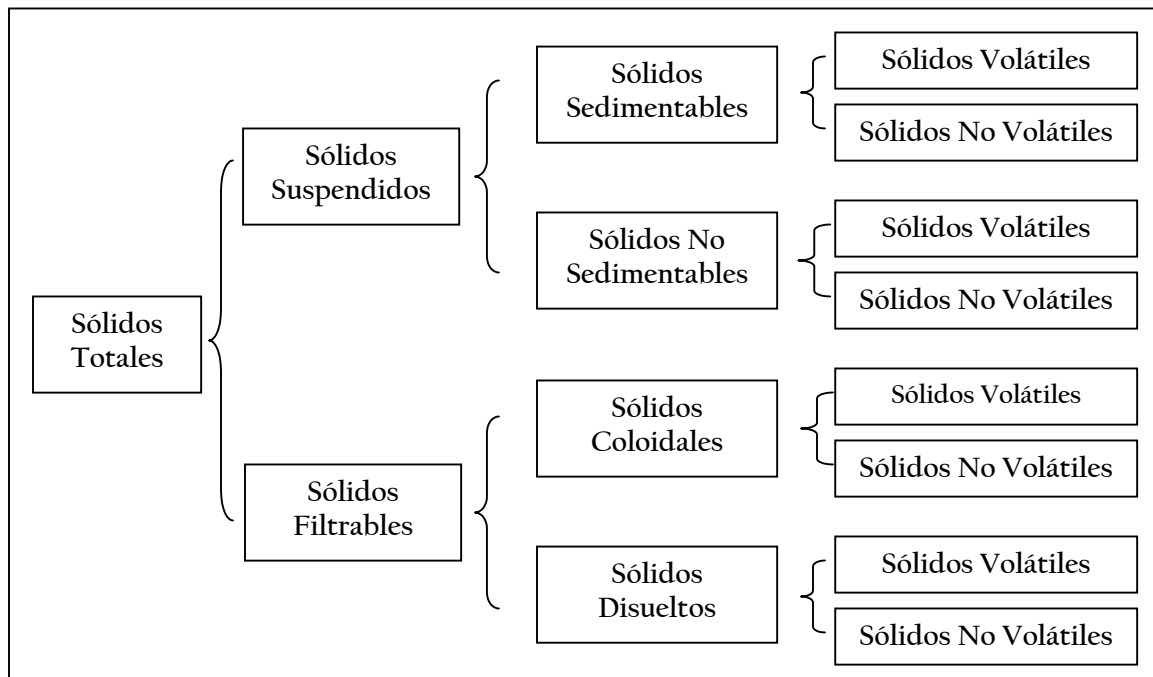


Figura 2. Clasificación de los sólidos presentes en las aguas residuales [Metcalf & Eddy, 1991; PETA]

Cuando se trabaja con lodos activados, la fracción de sólidos más importante la componen los “sólidos suspendidos” (SS), también llamados “sólidos suspendidos totales” (SST). De entre ellos, la parte volátil (fracción orgánica que se oxida y es separada como gas a 600°C), conocida como “sólidos suspendidos volátiles”, (SSV ó VSS según sus siglas en español o en inglés) se refiere a la porción orgánica de los sólidos suspendidos presentes en el afluente, y su cantidad es bastante cercana a la cantidad de materia orgánica que se puede separar en un tren de tratamiento.

El término “sólidos suspendidos volátiles” también se emplea como una medida indirecta de la cantidad de microorganismos presentes en el tratamiento biológico.

IV.1.2.2.2. Caracterización Química: La caracterización química del agua residual comprende la determinación de la materia orgánica e inorgánica presente, junto con los gases disueltos en el agua residual.

Los métodos de laboratorio comúnmente usados en la determinación de la materia orgánica son la *demanda bioquímica de oxígeno* (DBO), la *demanda química de oxígeno* (DQO) y el *carbono orgánico total* (COT), siendo los dos primeros los más utilizados. Otras pruebas se concentran en la medición de nitrógeno como el *nitrógeno total Kjeldahl* (TKN). En la tabla 3 se listan valores típicos de estos parámetros para un agua residual doméstica.

A. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): La demanda bioquímica de oxígeno se define como la cantidad de oxígeno requerida por los microorganismos para estabilizar la materia orgánica bajo condiciones aerobias.

Para la determinación de la DBO, se siembra con microorganismos aclimatados una muestra diluida del agua que se está analizando, después de haberla saturado de oxígeno. Durante el proceso de oxidación bioquímica (estabilización) de la materia orgánica, el oxígeno presente en la muestra es consumido. Midiendo a este último, se obtiene una idea de la concentración de materia orgánica presente.

La cinética de la DBO, para efectos prácticos, ha sido formulada siguiendo un modelo de primer orden [Orhon & Artan, 1994], obteniéndose la siguiente expresión:

$$DBO(t, T) = L * (1 - e^{-t * K(T)}) \quad (\text{Ec. 1})$$

donde:

DBO(t, T) = Demanda bioquímica de oxígeno en el tiempo **t** y a la temperatura **T** [mg/L].

t	=	tiempo [días].
T	=	Temperatura [°C].
L	=	DBO última de primera etapa [mg/L].
K(T)	=	constante de reacción a la temperatura T [días ⁻¹].

Tabla 3. Composición típica del agua residual no tratada^[Metcalf & Eddy, 1991]

Componente	Concentración (mg/L)		
	Fuerte	Media	Débil
Sólidos Totales:	1200	720	350
<i>Disueltos Totales:</i>	850	500	250
Fijos	525	300	145
Volátiles	325	200	105
<i>Suspendidos Totales:</i>	350	220	100
Fijos	75	55	20
Volátiles	275	165	80
Sólidos Sedimentables (mL/L):	20	10	5
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	400	220	110
Carbono Orgánico Total (COT)	290	160	80
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	1000	500	250
Nitrógeno Total (como N):	85	40	20
Orgánico	35	15	8
Amonio Libre	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
Fósforo Total (como P):	15	8	4
Orgánico	5	3	1
Inorgánico	10	5	3
Cloruro	100	50	30
Alcalinidad (como CaCO ₃)	200	100	50
Grasa	150	100	50

Con la finalidad de estandarizar los valores de la DBO, se optó por fijar la temperatura de las pruebas en 20°C, y la duración de las mismas en 5 días, con lo cual, la expresión anterior se reduce a:

$$DBO_5 = L * (1 - e^{-5K}) \quad (\text{Ec. 2})$$

El valor del parámetro **L** se relaciona con la DBO₅, como:

$$L = DBO_U = \frac{DBO_5}{f} \quad (\text{Ec. 3})$$

siendo **f** [mg DBO/mg DQO] un coeficiente de proporción que relaciona a **L**, también llamada DBO última (DBO_U), con la DBO_5 . El valor de **f** no es constante, sino que depende de las características del agua residual, y varía entre 0.65-0.70 para aguas de origen doméstico, y puede fluctuar entre 0.9-1.0 para aguas de origen industrial [Orhon & Artan, 1994].

Si no se dispone de un valor de **K** a 20°C, éste se puede determinar a partir de un valor de **K** a una temperatura distinta, mediante la siguiente relación:

$$K(T) = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (\text{Ec. 4})$$

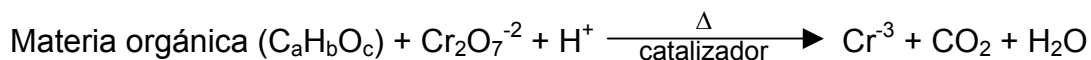
donde:

K₂₀ = Constante de reacción a 20°C [días⁻¹].

La determinación de DBO presenta diversos inconvenientes, entre ellos:

- Se requiere de al menos 5 días para obtener valores de DBO.
- La determinación de la materia orgánica biodegradable presente no es posible, solamente se puede obtener una medida indirecta de la misma mediante la DBO última de primera etapa.
- El valor de **K** depende no sólo de la temperatura, sino del tipo de microorganismos presentes.
- La aclimatación de la siembra inicial afecta el resultado de la DBO.

B. Demanda Química de Oxígeno (DQO): La demanda química de oxígeno es una prueba donde la materia orgánica de una muestra es oxidada con dicromato de potasio en ácido sulfúrico concentrado hirviendo a 150°C sobre catalizador de plata; obteniendo CO₂ y agua según la siguiente reacción:



A pesar de que la prueba de DQO provee un medio fuertemente oxidante, el amonio no resulta oxidado; esto hace particularmente beneficiosa la adopción de la DQO como medida de la materia orgánica carbonácea, pues con ella se determina únicamente la cantidad de carbono presente. La desventaja del método está en que parte de ese carbono corresponde a materia no biodegradable, pero este problema puede solucionarse al utilizar la variación de DQO como medida de remoción de materia orgánica en un sistema de tratamiento.

C. Nitrógeno Total Kjeldahl (TKN): Este método consiste en la digestión de una muestra acuosa, durante la cual el nitrógeno orgánico es convertido en amonio. La suma del amonio inicial más el producido durante la digestión representa el nitrógeno total Kjeldahl.

IV.1.2.3. Tratamiento de las Aguas Residuales^[Metcalf & Eddy, 1991]: El tratamiento de las aguas residuales se realiza tanto en plantas experimentales de tratamiento, como en plantas municipales e industriales. Las dimensiones de las mismas, así como los métodos que utilizan, varían dependiendo de los componentes del agua residual y del sitio donde ésta se descargue una vez tratada.

Distintas tecnologías se han diseñado para tal fin. En ellas se conjuga una variedad muy amplia de configuraciones de tratamiento, no obstante, los métodos de tratamiento se suelen clasificar en tres grandes grupos, debido a que los principios envueltos en cada uno no cambian. Dichos grupos son:

A. Unidad de Tratamiento Físico: La unidad de tratamiento físico está compuesta en secciones donde el agua es separada de sus contaminantes mediante procesos de separación físicos. Ejemplos típicos son: filtración y desbaste, sedimentación, etc.

B. Unidad de Tratamiento Químico: En las unidades de este tipo, la separación y/o conversión de contaminantes ocurre mediante reacciones químicas. La precipitación mediante floculantes, adsorción e intercambio iónico, y la desinfección son unidades químicas comunes.

C. Unidad de Tratamiento Biológico: Los métodos de tratamiento en los cuales la remoción de contaminantes es llevada a cabo mediante actividad biológica, componen a las unidades de tratamiento biológico. Éste es usado principalmente para remover las sustancias orgánicas biodegradables (sólidos coloidales y disueltos) del agua residual. También se utiliza para remover nitrógeno.

Un sistema de lodos activados es uno de los principales ejemplos de una unidad de tratamiento biológico. Sobre esto se discutirá con detalle a continuación.

IV.2. SISTEMA DE LODOS ACTIVADOS

En esta sección se introduce el concepto de lodos activados y sus principales características.

IV.2.1. Sección de Tratamiento Biológico^[Metcalf & Eddy, 1991]

Los objetivos de una sección de tratamiento biológico de aguas residuales son coagular y remover los sólidos provenientes de las etapas de tratamiento anteriores y estabilizar la materia orgánica, conocida como sustrato.

Específicamente, en aguas residuales domésticas, la tarea principal es reducir el contenido orgánico y, en muchos casos, el nitrógeno y el fósforo. En aguas provenientes de actividades agrícolas se persigue la remoción de nutrientes, particularmente el nitrógeno y fósforo, que pueden estimular el

crecimiento de la flora acuática. En aguas de origen industrial se busca reducir la concentración de compuestos orgánicos e inorgánicos.

Los objetivos antes mencionados se llevan a cabo mediante el empleo de microorganismos que se sirven de la materia orgánica presente, junto con los nutrientes, en sus procesos metabólicos.

Cuando los microorganismos crecen fijos a alguna superficie, se habla de sistemas biológicos de biomasa adherida. Algunos de ellos son los lechos biopercoladores y los biodiscos, entre otros. Por otro lado, cuando los microorganismos no están fijos en una superficie, sino que pueden desplazarse en el seno del agua residual, se habla de sistemas biológicos de biomasa suspendida. A esta categoría corresponden los sistemas de lodos activados.

IV.2.2. El Proceso de Lodos Activados [Eikelboom & Van Buijsen, 1981]

El proceso de lodos activados se basa en el siguiente fenómeno: cuando el agua residual es aireada, las bacterias se agrupan en partículas floculentas de forma espontánea. Al detener la aeración esas partículas sedimentan. El líquido sobrenadante, cuyo grado de contaminación ha descendido significativamente, puede ser descargado mientras que las partículas pueden utilizarse para tratar una nueva porción de agua residual.

Los tratamientos biológicos con lodos activados utilizados en la actualidad, constan principalmente de un reactor biológico donde ocurre la aeración, seguido de un sedimentador donde se separan las partículas de lodo (que salen como un concentrado en el fondo del sedimentador) del agua tratada que constituye al sobrenadante. Algunas variaciones integran el sedimentador dentro del reactor biológico.

Desde el punto de vista microbiológico, los lodos activados representan un ecosistema bajo circunstancias artificiales. Una variedad de microorganismos presentes en el lodo activado, además de las bacterias, participa directa o indirectamente en la estabilización de la materia orgánica. En la tabla 4 se presentan los microorganismos principales presentes en los lodos activados.

En general, se puede decir que existe una fuerte competencia, entre los diferentes microorganismos, por los nutrientes disponibles. De hecho, la composición de las partículas floculentas depende del resultado de dicha competencia. La calidad del agua residual (cantidad y clase de nutrientes, tóxicos, etc.), así como también la tasa de crecimiento de cada microorganismo, determinan la referida composición.

Tabla 4. Microorganismos presentes en los lodos activados [Gaudy & Gaudy, 1980]

División	Microorganismo
Eucariotas	Hongos Algas Protozoarios
Procariotas	Bacteria verde-azul Bacterias
Virus	Virus Patógenos

Sin embargo, aunque puede pensarse que un sistema de lodos activados posee una población bacteriana en equilibrio, la población de microorganismos cambia continuamente. Esto no se distingue usualmente si se mira solamente el resultado neto del tratamiento biológico, lo cual es lógico únicamente si se piensa en cambios continuos en el ecosistema microbiológico ordenados a realizar un uso óptimo de los nutrientes presentes; en otras palabras, la remoción de las sustancias presentes en el agua residual. La estabilidad relativa del proceso de lodos activados está relacionada con ello. La población de microorganismos se ajusta continuamente a los cambios operacionales realizados, la variación en la

calidad del agua, la temperatura, etc. No obstante, la capacidad de cambio es limitada.

Para comprender mejor la función de los microorganismos dentro del proceso de lodos activados, conviene hacer algunas consideraciones acerca su crecimiento y metabolismo.

IV.2.3. Metabolismo Microbiano – Clasificación [Gaudy & Gaudy, 1980; Orhon & Artan, 1994; PETA]

Los requerimientos nutricionales más importantes para los microorganismos, cuantitativamente hablando, son tres: *fente de energía*, *fente de carbono* y el elemento *donador de electrones*.

Los microorganismos sólo disponen de dos fuentes de energía: la luz y la energía química. Aquellos que utilizan a la luz como fuente de energía se conocen como *fitótrofos*, mientras que los que usan energía química se conocen como *quimiotrofos*. Por otro lado, los microorganismos cuya fuente de carbono inorgánico para la síntesis biológica es el CO_2 , son llamados *autótrofos*, en tanto que los que utilizan materia orgánica con el mismo propósito son los *heterótrofos*. Finalmente, aquellos que requieren de compuestos inorgánicos como fuente de electrones se conocen como *litótrofos*, y los que usan compuestos orgánicos son llamados *organótrofos*. Adicionalmente a los requerimientos nutricionales mencionados, se puede indicar un cuarto parámetro estrechamente relacionado con el metabolismo de los microorganismos: el aceptor de electrones. Cuando el oxígeno funge como aceptor de electrones, se habla de un metabolismo aerobio, mientras que en el metabolismo anaerobio y anóxico, se utilizan compuestos inorgánicos como NO_3^- , $\text{SO}_4^{=}$ y $\text{CO}_3^{=}$. La tabla 5 resume esta clasificación.

Tabla 5. Clasificación de los microorganismos según su metabolismo [Gaudy & Gaudy, 1980]

Requerimiento Nutricional	Clasificación
<i>Fuente de Carbono:</i>	
Inorgánica (CO ₂)	Autótrofos
Materia Orgánica	Heterótrofos
<i>Fuente de Energía:</i>	
Luz	Fotótrofos
Energía Química	Quimiótrofos
<i>Donador de Electrones:</i>	
Compuestos Inorgánicos	Litótrofos
Compuestos Orgánicos	Organótrofos

El proceso de lodos activados es básicamente aerobio, donde la población de microorganismos predominante está formado por quimioheterótrofos. Estos degradan el carbono orgánico en el agua residual como parte de sus reacciones de obtención de energía y síntesis biológica, empleando el oxígeno como aceptor de electrones.

Otras dos categorías de microorganismos son indispensables para remover nitrógeno de las aguas residuales. Una de ellas la representan las bacterias quimiolitotróficas, las cuales reducen compuestos de nitrógeno, tales como NH₄⁺ y NO₂⁻, utilizados como fuente de energía, oxidándolos luego para formar nitrato (NO₃⁻). Este último sirve como aceptor de electrones para otro grupo de bacterias heterótrofas, las cuales lo convierten en nitrógeno gaseoso.

Independientemente de la clasificación anterior, es necesario conocer la relación entre la cantidad de biomasa generada por síntesis biológica, que se retira del sistema como lodo de desecho, y la cantidad de sustrato empleado por los microorganismos. Para ello se emplea un parámetro conocido como coeficiente de productividad. Dicho coeficiente se suele representar como Y , y expresa cuánta masa de microorganismos se genera por unidad másica de sustrato removido.

El valor del coeficiente de productividad **Y** varía dependiendo de la temperatura, del tipo de microorganismos involucrados en el proceso y de los componentes del agua residual.

También existen otros parámetros que describen el comportamiento de los microorganismos. Éstos son los parámetros cinéticos. Por ejemplo, las ecuaciones utilizadas para describir el crecimiento microbiano en el lodo activado, contemplan la relación entre el crecimiento bacteriano y el consumo de sustrato.

Las relaciones básicas que definen el crecimiento microbiano (Ec. 5 y 6) se expresa por medio de una ecuación diferencial:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X \quad (\text{Ec. 5})$$

donde:

X = concentración de biomasa [mg (biomasa)/L].
 μ = tasa de crecimiento específica [día⁻¹].

$$\frac{dX}{dt} = -Y \frac{dS}{dt} \quad (\text{Ec. 6})$$

donde:

S = concentración de sustrato [mg (sustrato)/L].
Y = coeficiente máximo de productividad
 [mg (biomasa producida)/mg (sustrato utilizado)].

A partir de las Ec. 5 y 6, se define **q**:

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu}{Y} X = -qX \quad (\text{Ec. 7})$$

donde:

q = tasa específica de remoción de sustrato
 [mg (sustrato utilizado)/mg (biomasa producida)·día].

El uso que se da a la Ec. 7 en la cinética microbiana depende de la manera en que la tasa de crecimiento μ se relaciona con la concentración limitada de sustrato cuando el crecimiento se lleva a cabo en un reactor. La mejor relación hallada es la expresión de Monod^[Orhon & Artan, 1994], deducida empíricamente a partir de cultivos microbianos:

$$\mu = \hat{\mu} \frac{S}{K_s + S} \quad (\text{Ec. 8})$$

donde:

$\hat{\mu}$: tasa máxima específica de crecimiento [día⁻¹].

K_s : concentración constante de sustrato a $\frac{1}{2}$ de la tasa máxima de crecimiento [mg (sustrato)/L].

Otras dos expresiones describen la variación de biomasa y sustrato. Si se substituye el valor de μ de Ec. 8 en las Ec. 5 y 6, se obtiene:

$$\frac{dX}{dt} = \hat{\mu} \frac{SX}{K_s + S} \quad (\text{Ec. 9})$$

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{\hat{\mu}}{Y} \frac{SX}{K_s + S} = -K_m \frac{SX}{K_s + S} \quad (\text{Ec. 10})$$

siendo K_m la tasa máxima específica de remoción de sustrato, expresada en unidades de [mg (sustrato utilizado)/mg (biomasa producida)día].

Un desarrollo alternativo sobre el crecimiento microbiano, basado en la cinética enzimática, fue realizado en 1920 por Michaelis y Menten^[Orhon & Artan, 1994]. Sus resultados concuerdan con las ecuaciones precedentes, sirviendo esto como justificación adicional de las mismas.

Por otra parte, en una población microbiana, incluso si está constituida por una sola especie, existen individuos menos capacitados que otros para sobrellevar períodos de inanición. Por tanto, éstos mueren primero, convirtiéndose en una fuente de carbono para el resto de las células vivas, las cuales están en

condiciones de sobrevivir y de reproducirse. Esto afecta el tamaño de la población microbiana, disminuyéndola.

Matemáticamente, el decrecimiento microbiano, también llamado metabolismo endógeno, es definido mediante una ecuación diferencial de primer orden, de la siguiente forma:

$$\frac{dX}{dt} = -K_d X \quad (\text{Ec. 11})$$

donde K_d es el coeficiente de decaimiento endógeno [día^{-1}].

IV.3. MODELADO DE LOS LODOS ACTIVADOS Y REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA

La aplicación de los sistemas de lodos activados como método de tratamiento de aguas residuales ha llevado la formulación de modelos matemáticos que conjugan las características propias del comportamiento microbiano (descritas en las ecuaciones de la sección anterior), con las particularidades del diseño y operación de las plantas de tratamiento a escala piloto e industrial.

Hasta ahora, los modelos de mayor importancia han sido desarrollados por el grupo de trabajo de la International Association on Water Pollution Research and Control (IAWPRC). El primero de ellos, conocido como ASM1 (por Activated Sludge Model 1) fue publicado por primera vez en 1986 [Henze et al. 1987] y ha sido estudiado, corregido y adaptado ampliamente. En consecuencia, en 1999 la IAWPRC publicó la corrección del ASM1 conocido como ASM3 [Gujer et al., 1999]. Ambos modelos incluyen no sólo el modelado para reducción de carbono, sino también para nitrificación y desnitrificación.

No obstante, la gran cantidad de parámetros cinéticos y estequiométricos del ASM3 (ver tablas 6 y 7 para fines ilustrativos) hacen muy complicada su aplicación, por ello se sigue empleando el ASM1 y los modelos derivados.

Tabla 6. Ecuaciones cinéticas del ASM3 [Gujer et al., 1999]

j	Proceso	Ecuación cinética ρ_j , para todo $\rho_j \geq 0$
1	Hidrólisis	$k_H \cdot \frac{X_S / X_H}{K_X + X_S / X_H} \cdot X_H$

Desnitrificación, Organismos Heterotróficos

2	Almacenamiento aeróbico de DQO	$k_{STO} \cdot \frac{S_0}{K_0 + S_0} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot X_H$
3	Almacenamiento anaeróbico de DQO	$k_{STO} \cdot \eta_{NO} \cdot \frac{K_0}{K_0 + S_0} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot X_H$
4	Crecimiento aeróbico	$\mu_H \cdot \frac{S_0}{K_0 + S_0} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{HCO}}{K_{HCO} + S_{HCO}} \cdot \frac{X_{STO} / X_H}{K_{STO} + X_{STO} / X_H} \cdot X_H$
5	Crecimiento anaeróbico (desnitrificación)	$\mu_H \cdot \eta_{NO} \cdot \frac{K_0}{K_0 + S_0} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{HCO}}{K_{HCO} + S_{HCO}} \cdot \frac{X_{STO} / X_H}{K_{STO} + X_{STO} / X_H} \cdot X_H$
6	Respiración endógena aeróbica	$b_{H.02} \cdot \frac{S_0}{K_0 + S_0} \cdot X_H$
7	Respiración endógena anaerobia	$b_{H.NO} \cdot \frac{K_0}{K_0 + S_0} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot X_H$
8	Respiración aeróbica de X_{STO}	$b_{STO.02} \cdot \frac{S_0}{K_0 + S_0} \cdot X_{STO}$ $b_{STO.02} \geq b_{H.02}$
9	Respiración anaerobia de X_{STO}	$b_{STO.NO} \cdot \frac{K_0}{K_0 + S_0} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot X_{STO}$ $b_{STO.NO} \geq b_{H.NO}$

Nitrificación, Organismos Autotróficos

10	Nitrificación	$\mu_A \cdot \frac{S_0}{K_{A0} + S_0} \cdot \frac{S_{NH}}{K_{ANH} + S_{NH}} \cdot \frac{S_{HCO}}{K_{AHC0} + S_{HCO}} \cdot X_A$
11	Respiración endógena aeróbica	$b_{A.02} \cdot \frac{S_0}{K_0 + S_0} \cdot X_A$
12	Respiración endógena anaerobia	$b_{A.NO} \cdot \frac{K_0}{K_0 + S_0} \cdot \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \cdot X_A$

Las ecuaciones que se proponen a continuación, se derivan en su mayoría del ASM1 y están tomadas de varias publicaciones realizadas en los años 1991 y 1994 [Bitton, 1994; Eckenfelder, 1992; EPA, 1993; Orhon & Artan, 1994; Metcalf & Eddy, 1991], aunque también se incluyen muchas expresiones anteriores al ASM1 que siguen vigentes. La exposición de las mismas se hará de manera detallada en la presente sección y de modo más resumido en las secciones posteriores. Esto con el fin de sentar las

bases para la correcta comprensión del trasfondo bioquímico de las mismas y asegurar un uso adecuado de ellas.

Tabla 7. Matriz estequiométrica del ASM3 [Gujer et al., 1999]

		Componente $i \rightarrow$	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
j	Proceso		S_O	S_I	S_S	S_{NH}	S_{N2}	S_{NO}	S_{HCO}	X_I	X_S	X_H	X_{STO}	X_A	X_{TS}
$\downarrow$		Expresado como $\rightarrow$	O_2	DQO	DQO	N	N	N	Mol	DQO	DQO	DQO	DQO	DQO	DQO
1	Hidrólisis			f_{SI}	x_1	y_1			z_1		-1				$-i_{XS}$
Organismos Heterótrofos, Desnitrificación															
2	Almacenamiento aeróbico de DQO		x_2		-1	y_2			z_2				$Y_{STO,O2}$		t_2
3	Almacenamiento anaerobio de DQO				-1	y_3	$-x_3$	x_3	z_3				$Y_{STO,NO}$		t_3
4	Crecimiento aerobio		x_4			y_4			z_4			1	$1/Y_{H,O2}$		t_4
5	Crecimiento anaerobio (desnitrificación)					y_5	$-x_5$	x_5	z_5			1	$1/Y_{H,NO}$		t_5
6	Respiración endógena aeróbica		x_6			y_6			z_6	f_I		-1			t_6
7	Respiración endógena anaerobica					y_7	$-x_7$	x_7	z_7	f_I		-1			t_7
8	Respiración aeróbica de X_{STO}		x_8										-1		t_8
9	Respiración anaerobica de X_{STO}						$-x_9$	x_9	z_9				-1		t_9
Organismos Autótrofos, Nitrificación															
10	Nitrificación		x_{10}			y_{10}		$1/Y_a$	z_{10}					1	t_{10}
11	Respiración endógena aeróbica		x_{11}			y_{11}			z_{11}	f_I				-1	t_{11}
12	Respiración endógena anaerobica					y_{12}	$-x_{12}$	x_{12}	z_{12}	f_I				-1	t_{12}

Conviene mencionar que las ecuaciones expuestas se derivan del modelado de sistemas de lodos activados que utilizan un reactor tipo mezcla completa.

A pesar de que teóricamente es posible llevar a cabo el tratamiento con lodos activados en reactores de flujo pistón, las limitaciones encontradas en la práctica para asegurar ese tipo de régimen de flujo, hacen de los reactores de mezcla completa una alternativa de más fácil manejo en la construcción de sistemas de lodos activados. Por esa razón, en esta sección se considera únicamente el modelado de este tipo de sistemas.

IV.3.1. Modelado para un Reactor Mezcla Completa con Reciclo para la Reducción de Materia Carbonácea^[Orhon & Artan, 1994; Metcalf & Eddy, 1991; PETA]

Los principales parámetros de diseño y operación de un sistema de lodos activados con reciclo (figura 3) son:

- La concentración de sustrato en el efluente.
- La cantidad de biomasa que se mantiene en el reactor.
- El exceso de lodo generado.
- La cantidad de oxígeno utilizado.

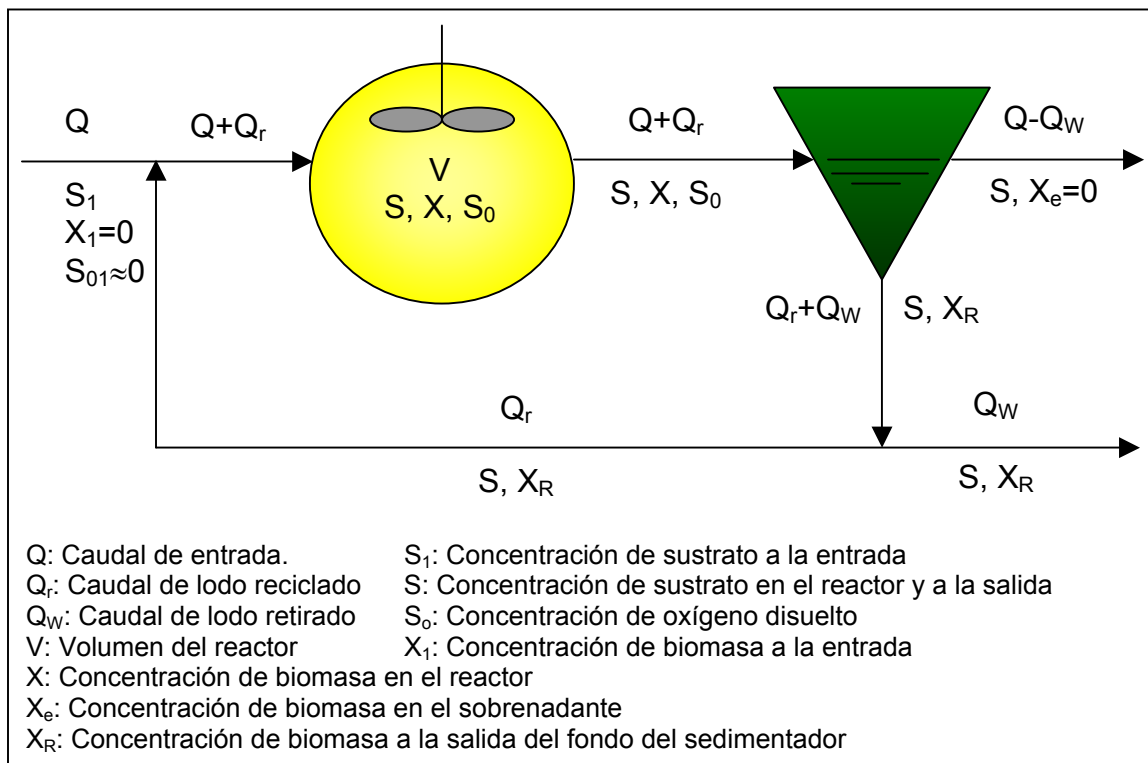


Figura 3. Diagrama Esquemático de un Proceso de Lodos Activados^[Orhon & Artan, 1994]

La figura 3 muestra un sistema de lodos con reciclo convencional. Las consideraciones principales que se adoptan para simplificar el modelado de un sistema como ese son:

- a. No ocurren reacciones bioquímicas en el sedimentador.
- b. La biomasa que sale del tanque de sedimentación es despreciable.
- c. La corriente de entrada no contiene biomasa.
- d. El volumen del sedimentador no se toma en cuenta para determinar el tiempo de residencia de la biomasa en el sistema.
- e. La concentración de biomasa en el reactor se expresa en términos de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) medidos en el reactor.

IV.3.1.1. Sustrato en el Efluente: Un balance global de sustrato y biomasa en estado estacionario, aplicado a un sistema como el de la figura 3 produce:

$$V \frac{dS}{dt} = 0 = QS_1 - QS + V \cdot r_s \quad (\text{Ec. 12})$$

$$V \frac{dX}{dt} = 0 = (Q - Q_w)X_e - Q_w X_R + V \cdot r_X \quad (\text{Ec. 13})$$

siendo:

$$r_s = \frac{dS}{dt} = -\frac{\hat{\mu}}{Y} \frac{S}{K_s + S} X \quad (\text{Ec.14})$$

$$r_X = \frac{dX}{dt} = \hat{\mu} \frac{S}{K_s + S} X - K_d X = -Y \cdot r_s - K_d X \quad (\text{Ec. 15})$$

donde:

X_e = concentración de biomasa en el efluente [mg (SSV)/L].

X_R = concentración de biomasa en la corriente de reflujo [mg (SSV)/L].

Q_w = caudal de retorno de lodo [L/día].

r_X = tasa neta de crecimiento bacteriano [mg (biomasa)/L·día].

r_s = tasa de sustrato utilizado [mg (sustrato)/L·día].

De las Ec. 7 y 14:

$$r_s = -\frac{\mu}{Y}X = -\frac{\hat{\mu}}{Y} \frac{S}{K_s + S}X = -qX \quad (\text{Ec. 17})$$

Combinando las Ec. 12 y 17 y reacomodando:

$$q = \frac{Q(S_1 - S)}{VX} = \frac{(S_1 - S)}{\theta_h X} \quad (\text{Ec. 18})$$

donde θ_h es el tiempo de retención hidráulico [día]. De esta forma, el parámetro **q** (tasa específica de remoción de sustrato) brinda una relación entre la cantidad de sustrato removida por unidad de masa de microorganismos. A partir de allí, se puede calcular la eficiencia de la remoción de sustrato **E** [adimensional], como:

$$E = \frac{S_1 - S}{S_1} * 100 \quad (\text{Ec. 19})$$

La eficiencia se relaciona con la tasa específica de remoción de sustrato mediante la siguiente ecuación:

$$q = \frac{(F/M) \cdot E}{100} \quad (\text{Ec. 20})$$

siendo **F/M** la relación sustrato-microorganismo [día⁻¹], un factor clásico en el diseño de los sistemas de lodos activados, el cual se define como:

$$F/M = \frac{S_1}{\theta_h X} = \frac{Q \cdot S_1}{V \cdot X} \quad (\text{Ec. 21})$$

De las Ec. 13 y 15, y manteniendo la suposición inicial de que no escapa biomasa por el sedimentador (**X_e ≈ 0**) se obtiene:

$$VX(\hat{\mu} \frac{S}{K_s + S} - K_d) = Q_w X_R = P_X \quad (\text{Ec. 22})$$

donde **P_X** se define como la producción de lodo [mg (SSV)/día], es decir, la cantidad de lodo que debe ser retirada del sistema para mantener condiciones estacionarias.

A partir de la Ec. 22, se define el parámetro θ_x , llamado tiempo de residencia celular o edad del lodo [día], de la siguiente forma:

$$\theta_x = \frac{VX}{P_x} \quad (\text{Ec. 23})$$

Tomando las Ec. 22 y 23:

$$\frac{1}{\theta_x} = \hat{\mu} \frac{S}{K_s + S} - K_d \quad (\text{Ec. 24})$$

En consecuencia:

$$S = \frac{K_s(1 + K_d\theta_x)}{\hat{\mu}\theta_x - (1 + K_d\theta_x)} \quad (\text{Ec. 25})$$

S también puede expresarse en función de **q**:

$$S = \frac{K_s Y \cdot q}{\hat{\mu} - Y \cdot q} \quad (\text{Ec. 26})$$

o despejarse de las Ec. 19 a la 21, dado un valor de **q** ó **F/M**. No obstante, la ecuación 25 se prefiere para determinar **S**, debido a que las otras ecuaciones dependen de la capacidad que tenga el valor de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) para reflejar la biomasa activa. La suposición de que la biomasa activa es siempre una fracción constante del total de sólidos en el reactor no es exacta, pues la relación de sólidos suspendidos volátiles no activos varía ampliamente como función de la edad del lodo. Por tanto, el parámetro **F/M**, aún siendo un parámetro clásico de uso común, no es del todo preciso [Orhon & Artan, 1994].

Por otro lado, la Ec. 25 representa un resultado interesante desde el punto de vista del diseño y modelado de sistemas de lodos activados. El hecho de que la concentración de sustrato en el efluente dependa solamente del tiempo de retención celular y de las variables cinéticas, mas no de la concentración del afluente, implica que un incremento en la concentración del afluente debe

reflejarse en otras variables del sistema. Sobre esto se discute, con mayor detalle, más adelante en esta sección.

IV.3.1.2. Cantidad de Biomasa en el Reactor: La cantidad de biomasa contenida en el reactor, llamada X [mg SSV/l], se puede calcular combinando las Ec. 12, 14 y 24, obteniendo:

$$X = \frac{Y(S_1 - S)}{(1 + K_d \theta_X)} \frac{\theta_X}{\theta_h} \quad (\text{Ec. 27})$$

El parámetro X también puede ser expresado en función del coeficiente de productividad observado. Dicho coeficiente, llamado Y_{obs} [mg SSV/mg DBO removida], representa el coeficiente de productividad cuando se consideran los efectos de la respiración endógena:

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1 + K_d \theta_X} \quad (\text{Ec. 28})$$

por tanto:

$$X = Y_{obs} (S_1 - S) \frac{\theta_X}{\theta_h} \quad (\text{Ec. 29})$$

IV.3.1.3. Producción de Lodo: La producción de lodo también puede expresarse en términos similares a los anteriores. De Ec. 23:

$$P_X = \frac{V \cdot X}{\theta_X} \quad (\text{Ec. 30})$$

Combinando la ecuación anterior con Ec. 29:

$$P_X = \frac{V}{\theta_X} Y_{obs} (S_1 - S) \frac{\theta_X}{\theta_H} \Rightarrow P_X = Y_{obs} Q (S_1 - S) \quad (\text{Ec. 31})$$

De forma similar, con la Ec. 27, se tiene:

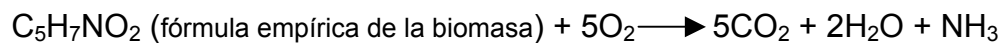
$$P_x = \frac{Y}{1 + K_d \theta_x} Q(S_1 - S) \quad (\text{Ec. 32})$$

Otros desarrollos de las Ec. 27 y 30 conducen a:

$$P_x = Y \cdot Q(S_1 - S) - K_d V \cdot X \quad (\text{Ec. 33})$$

IV.3.1.4. Requerimientos de Oxígeno: Para conocer el requerimiento teórico de oxígeno, se necesita conocer la cantidad de sustrato removido en el sistema, y la cantidad de microorganismos que se desechan como lodo en el sedimentador. Debido a que la DBO_U en la entrada y salida del sistema indica la cantidad de oxígeno utilizado por los microorganismos en la estabilización de la materia orgánica, restando la materia orgánica retirada en el sedimentador, con la equivalencia correspondiente en DBO, se puede conocer la cantidad de oxígeno que requiere el sistema para operar.

La equivalencia mencionada se obtiene mediante un balance de materia:



PM=113

PM=160

La relación masa molecular de oxígeno por masa molecular de células es $160/113=1.42$ (mg/L de células desechadas), lo cual equivale a la DBO_U de las células, luego, el requerimiento de oxígeno **OR** [$\text{Kg O}_2/\text{día}$]:

$$\text{OR} = \frac{Q(S_1 - S)}{f} - 1.42 \cdot P_x \quad (\text{Ec. 34})$$

Si se sustituye P_x de la Ec. 31:

$$\text{OR} = \left(\frac{1}{f} - 1.42 \cdot Y_{obs} \right) Q(S_1 - S) \quad (\text{Ec. 35})$$

quedando:

$$\frac{OR}{Q(S_1 - S)} = \left(\frac{1}{f} - 1.42 \cdot Y_{obs} \right) \quad (\text{Ec. 36})$$

lo cual define la relación entre el oxígeno utilizado y la DBO₅ removida.

IV.3.1.5. Relación de Reciclo: Otro parámetro significativo en el modelado de lodos activados es la relación entre la cantidad de lodos reciclados, Q_R , y el caudal de entrada, Q , la cual se expresa como:

$$R = \frac{Q_R}{Q} \quad (\text{Ec. 37})$$

El parámetro R , conocido como relación de reciclo [adimensional], puede ser definido sobre la base de un balance de masa alrededor del tanque de sedimentación, resultando después de algunas manipulaciones, la siguiente expresión:

$$\theta_X = \frac{\theta_h}{1 + R - R \frac{X_R}{X}} \quad (\text{Ec. 38})$$

y

$$R = \frac{1 - \frac{\theta_h}{\theta_X}}{\frac{X_R}{X} - 1} \quad (\text{Ec. 39})$$

IV.3.1.6. Relación entre las Variables Involucradas en el Proceso de Lodos

Activados: Anteriormente se mencionó que la Ec. 25 y 26 llama la atención, pues establece que la concentración de sustrato en el efluente depende solamente del tiempo de retención celular (además de las constantes cinéticas) y no de la concentración de sustrato en el afluente. Específicamente, la ecuación indica que el sustrato a la salida disminuye a medida que la edad del lodo aumenta. Orhon y Artan, 1994, señalan que esto es posible debido a que el sistema apunta, mediante un mecanismo de auto ajuste, hacia un aumento de la concentración de

biomasa en el reactor a medida que el sustrato en la entrada aumenta. En otras palabras, en un sistema biológico de esta clase los aumentos en la concentración de sustrato son amortiguados con la transformación del mismo en biomasa, manteniéndose constante el sustrato a la salida.

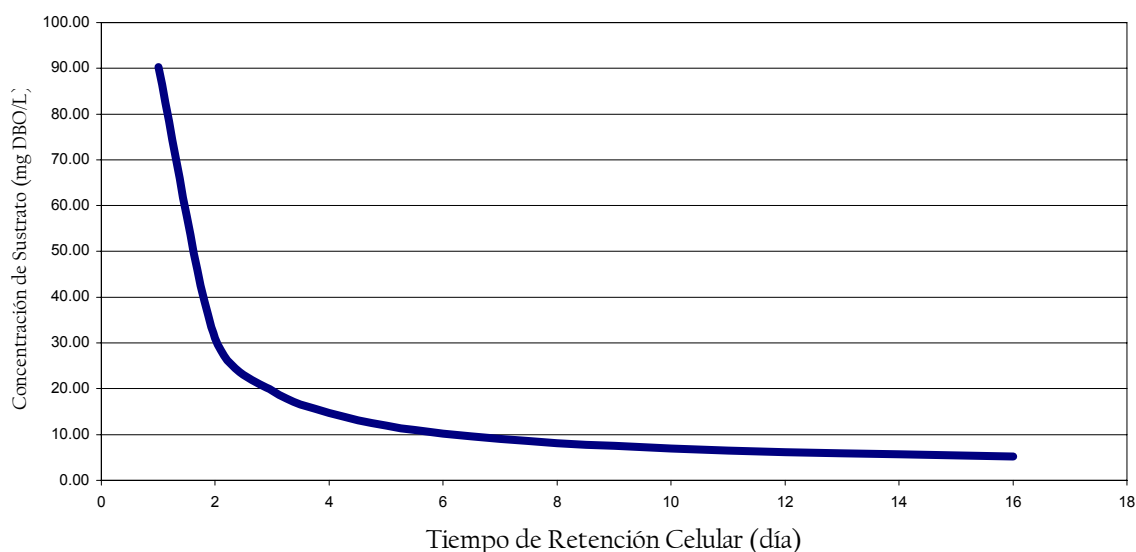
Para ilustrar esto, se presentan a continuación un grupo de gráficas con los valores de sustrato a la salida del sistema, biomasa en el reactor, producción de lodo y oxígeno requerido (figuras 4, 5, 6 y 7) para tres valores distintos de concentración de sustrato en el afluente (S_1), en función del tiempo de residencia celular. Las mismas se construyeron a partir de los valores de la tabla 8, generados con los datos de la tabla 9, los cuales corresponden a un ejemplo típico de sistemas biológicos de lodos activados.

Tabla 8. Variación de los parámetros de un sistema de lodos activados en función del tiempo de residencia celular

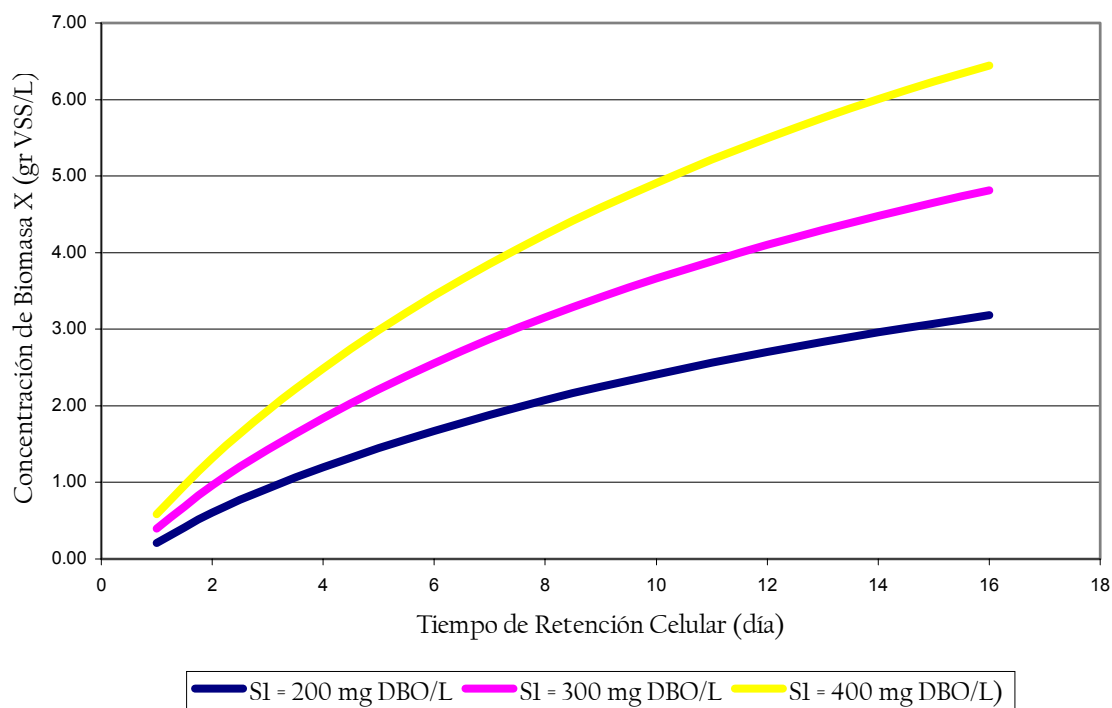
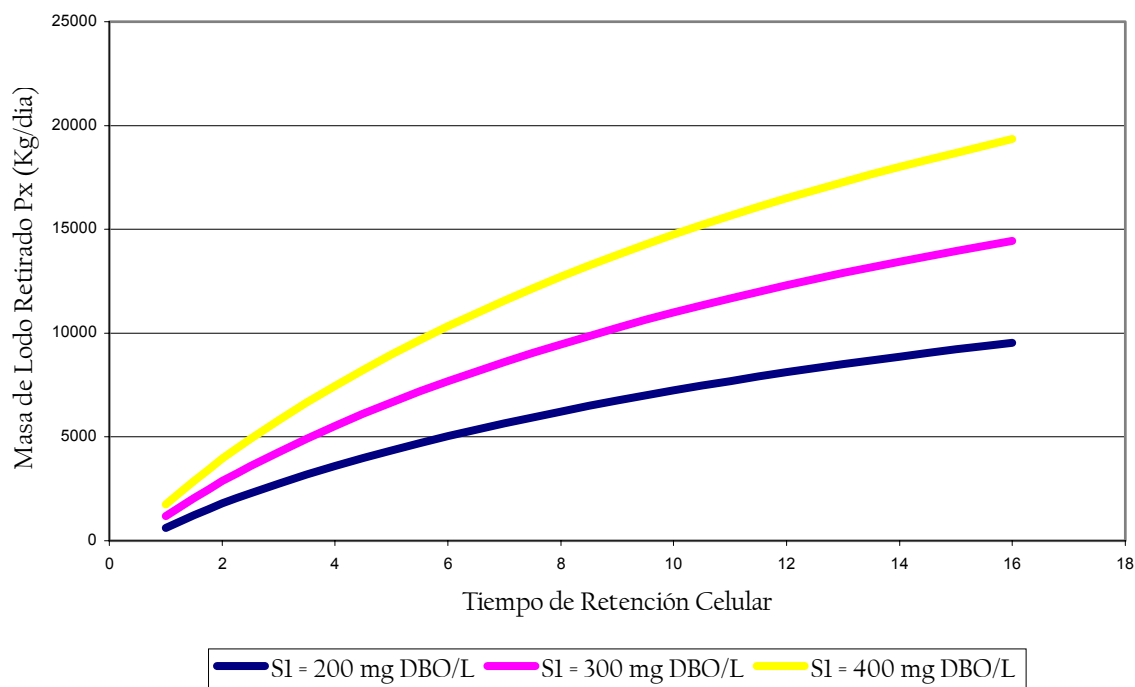
θ_x (día)	S (mg DBO/ L)	μ (d ⁻¹)	X (gr/L)			P_x (Kg/día)			Y_{obs} g SSV/ g DBO	OR (Kg O ₂ /día)		
			$S_1 =$ 200 mg DBO/L	$S_1 =$ 300 mg DBO/L	$S_1 =$ 400 mg DBO/L	$S_1 =$ 200 mg DBO/L	$S_1 =$ 300 mg DBO/L	$S_1 =$ 400 mg DBO/L		$S_1 =$ 200 mg DBO/L	$S_1 =$ 300 mg DBO/L	$S_1 =$ 400 mg DBO/L
1	90.21	1.06	0.21	0.40	0.58	621	1187	1754	0.5660	1078	2060	3042
2	31.11	0.56	0.60	0.96	1.32	1810	2881	3952	0.5357	1731	2756	3781
3	19.59	0.39	0.92	1.43	1.93	2752	4278	5803	0.5085	1919	2983	4046
4	14.67	0.31	1.20	1.84	2.49	3587	5522	7458	0.4839	2036	3135	4233
5	11.95	0.26	1.447	2.22	2.98	4340	6647	8955	0.4615	2126	3256	4386
6	10.23	0.23	1.67	2.56	3.44	5023	7670	10318	0.4412	2200	3359	4518
7	9.03	0.20	1.88	2.87	3.85	5648	8606	11564	0.4225	2264	3450	4636
8	8.15	0.19	2.07	3.16	4.24	6222	9465	12709	0.4054	2321	3531	4741
9	7.48	0.17	2.25	3.42	4.59	6751	10257	13764	0.3896	2373	3605	4838
10	6.96	0.16	2.41	3.66	4.91	7239	10989	14739	0.3750	2419	3672	4926
11	6.53	0.15	2.56	3.89	5.21	7692	11668	15644	0.3614	2462	3734	5007
12	6.18	0.14	2.70	4.10	5.50	8114	12300	16486	0.3488	2501	3791	5082
13	5.88	0.14	2.84	4.30	5.76	8506	12888	17270	0.3371	2537	3844	5151
14	5.63	0.13	2.96	4.48	6.00	8874	13439	18004	0.3261	2571	3894	5216
15	5.41	0.13	3.07	4.65	6.23	9217	13954	18691	0.3158	2602	3940	5277
16	5.22	0.12	3.18	4.81	6.45	9540	14438	19336	0.3061	2632	3983	5334

Tabla 9. Datos típicos de diseño y funcionamiento de un sistema de lodos activados (recopilados de Orhon & Artan, 1994)

$\hat{\mu}$ (1/día)	2
K_s (mg/L)	80
Y (gSSV/gDBO)	0.6
K_d (1/día)	0.06
V (m ³)	3000
Q (m ³ /día)	10000
f (g DBO ₅ /g DBO _u)	0.56

**Figura 4. Sustrato a la salida para distintos valores de sustrato inicial**

Como puede notarse en la figura 4 y en la tabla 8, la concentración de sustrato en el efluente es la misma, para un mismo tiempo de retención celular, independientemente de la concentración del afluente. No obstante, la concentración de biomasa en el reactor, la producción de lodos y el oxígeno requerido aumenta a medida que aumenta el valor de S_1 , según se ve en las figuras 5, 6, y 7.

**Figura 5. Variación de la biomasa X en el reactor****Figura 6. Producción de lodo P_x**

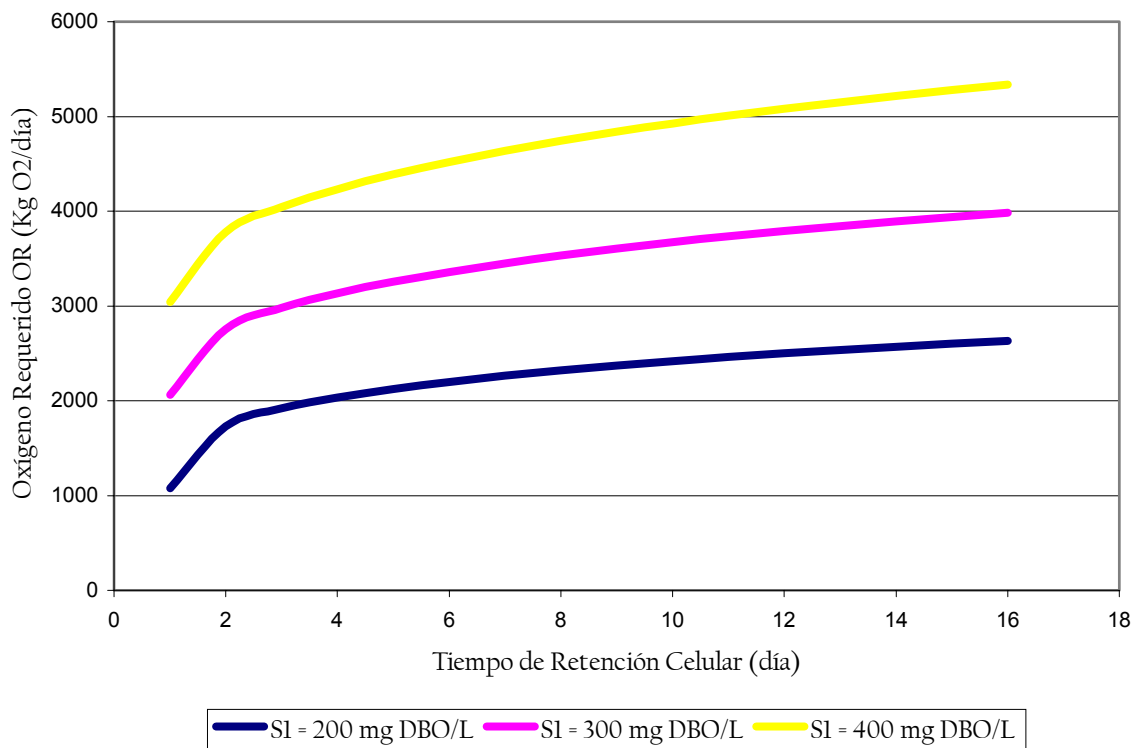


Figura 7. Variación del oxígeno requerido OR

Cuando un sistema está en operación, los cambios en la concentración de biomasa no pueden realizarse indiscriminadamente mediante el aumento del tiempo de retención celular, pues esto puede generar problemas operacionales. Por ejemplo, la eficiencia del tanque de sedimentación puede cambiar con la concentración del lodo. Tampoco se puede disminuir indistintamente la edad del lodo, pues no se lograría tratamiento alguno. Al respecto, existe un valor mínimo para el tiempo de retención celular, θ_x^m [día], definido como:

$$\frac{1}{\theta_x^m} = \hat{\mu} \frac{S_1}{k_s + S_1} - k_d \quad (\text{Ec. 40})$$

Por otra parte, si se desea mantener constante la biomasa en el reactor, el sustrato a la salida del sistema se verá afectado conforme cambie el tiempo de residencia celular. Por ejemplo, para un valor fijo de $X = 1447$ mg SSV/L (tomado

de la tabla 9) se verifica el aumento de S a mediada que aumenta S_1 , como se ve en la tabla 10 y la figura 8.

Tabla 10. Variación del sustrato en el efluente para una biomasa fija

θ_x (día)	S (mg DBO/L)		
	$S_1 = 200$ mg DBO/L	$S_1 = 300$ mg DBO/L	$S_1 = 400$ mg DBO/L
5	12	112	212
6	36	136	236
7	53	153	253
8	66	166	266
9	76	176	276
10	84	184	284
11	91	191	291
12	96	196	296
13	101	201	301
14	105	205	305
15	108	208	308
16	111	211	311

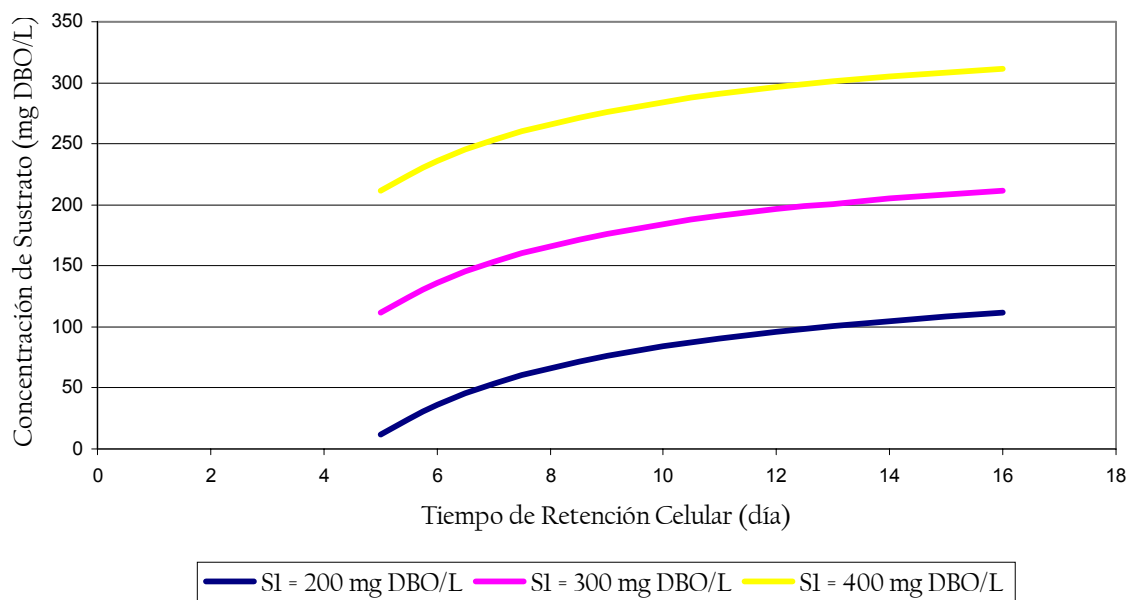


Figura 8. Variación del Sustrato a la Salida.

IV.3.1.7. Remoción de Nutrientes: La extracción de nutrientes (nitrógeno) del agua residual en sistemas de lodos activados convencionales, es sumamente limitada, debido a que el diseño y operación de los mismos no permite el desarrollo de poblaciones bacterianas que utilicen nitrógeno en su metabolismo en

cantidades apreciables. La única forma en que los nutrientes son removidos es mediante su incorporación en el exceso de lodo producido. De allí se deriva la tasa de remoción de nitrógeno por unidad de volumen del reactor r_{SN} [mg (nitrógeno removido)/L·día]:

$$r_{SN} = -i_b(\mu - k_d)X \quad (\text{Ec. 41})$$

donde i_b es un coeficiente estequiométrico que representa la fracción de nitrógeno en la biomasa en base seca [0.12 g N/g SSV]. Por otro lado, la cantidad de nitrógeno removido por día, P_N [mg N/día], en el sistema es:

$$P_N = i_b \cdot V(\mu - k_d)X = i_b \cdot P_X = i_b Y_{obs}(S_1 - S) \quad (\text{Ec. 42})$$

A partir de lo anterior, se puede calcular el requerimiento de nitrógeno, NR [mg N/mg DBO], en el agua residual, es decir, la cantidad de nitrógeno por unidad de DBO removida necesaria para realizar síntesis biológica (crecimiento de la biomasa):

$$NR = i_b Y_{obs} = \frac{i_b Y}{1 + k_d \theta_X} \quad (\text{Ec. 43})$$

IV.3.1.8. Suministro de Oxígeno: En las Ec. 34, 35 y 36 se señala el modo de calcular el oxígeno requerido por la biomasa para oxidar el sustrato presente. Sin embargo, en la práctica es necesario suministrar una cantidad de oxígeno mayor al requerimiento calculado, para saldar las deficiencias propias de los sistemas de aeración, y asegurar una distribución del oxígeno en todo el seno del reactor biológico. Para ello se calcula un importante parámetro de diseño llamado requerimiento de oxígeno por cantidad de DBO aplicada al tratamiento, O_B [Kg O_2 /Kg DBO aplicada]:

$$O_B = \frac{OR}{Q \cdot S_1} \quad (\text{Ec. 44})$$

Si se supone que durante el tratamiento se remueve prácticamente toda la carga orgánica, utilizando la Ec. 36:

$$O_B \approx \left(\frac{1}{f} - 1.42 \cdot Y_{obs} \right) \quad (\text{Ec. 45})$$

Para aguas residuales con relaciones DQO/DBO entre 1.6-2.0 y sólidos suspendidos por DBO aplicada (SS/DBO) entre 0.8-1.2, el valor de O_B varía en el rango 0.8-1.1 Kg O_2 /Kg DBO aplicada para plantas operadas entre 3 y 8 días de tiempo de retención celular. En la práctica, este valor promedio de O_B es corregido mediante el factor de choque f_C [adimensional]. Dicho factor es función del tiempo de retención celular (ver tabla 11). Por tanto, la ecuación resultante para expresar la carga de oxígeno necesaria es:

$$OR = O_B \cdot f_C \cdot Q \cdot S_1 \quad (\text{Ec. 46})$$

Tabla 11. Factor de Choque en el requerimiento de oxígeno [Orhon & Artan, 1994]

	Tiempo de Retención Celular, θ_X (días)					
	4	6	8	10	15	25
Factor de choque, f_C	1.3	1.25	1.2	1.2	1.15	1.1

A partir de las ecuaciones anteriores se puede calcular la tasa de utilización de oxígeno, r_{so} [Kg O_2 /L·día], y la tasa de transferencia de oxígeno, r_{OT} [Kg O_2 /L·día]:

$$r_{so} = \frac{OR}{V} = O_B \cdot f_C \cdot \frac{S_1}{\theta_h} \quad (\text{Ec. 47})$$

y

$$r_{OT} = \frac{OR + Q \cdot S_o}{V} \quad (\text{Ec. 48})$$

La tasa de transferencia de oxígeno calculada, debe satisfacer dos condiciones. Debe ser menor que un valor crítico, r_{OTc} , para evitar el suministro

excesivo de potencia en la oxigenación, lo cual puede producir rotura de las partículas floculentas y deterioro en la capacidad de sedimentación.

Se han sugerido valores de r_{OTC} entre 40-80 mg O₂/L·hr, dependiendo del equipo de aeración seleccionado.

Por otra parte, el valor de r_{OT} debe asegurar un suministro de aire suficientemente alto para mantener el mezclado en el reactor. A este respecto, se recomiendan valores de operación entre 20-30 m³ aire/min por cada 1000 m³ de volumen de reactor. En aeración mecánica, con un régimen de mezclado vertical, se sugiere operar en el rango de potencia 15-30 kW/1000 m³ de volumen de reactor.

El caudal de aire necesario, Q_A [m³ aire/día], se calcula como:

$$Q_A = \frac{SOR}{C_i \cdot e} \quad (\text{Ec. 49})$$

donde e es el porcentaje de eficiencia de transferencia de oxígeno en condiciones estándar, C_i una constante de valor 0.285 Kg O₂/m³ aire, y SOR [Kg O₂/día] es el requerimiento de oxígeno en condiciones estándar.

Cuando se trabaja con una red de difusores, se dispone de distintos métodos para el cálculo de SOR . Orhon y Artan (1994) sugieren la ecuación:

$$SOR = \frac{S_{20}}{\alpha F \left(\beta \frac{P}{P_s} S_{OST} - S_0 \right) \theta^{T-20}} OR_T \quad (\text{Ec. 50})$$

donde:

- OR_T = requerimiento de oxígeno (OR) calculado a la temperatura $T(^{\circ}C)$ [Kg O₂/día].
- S_{20} = concentración de saturación de oxígeno en condiciones estándar [Kg O₂/L].

S_{OST}	=	concentración de saturación de oxígeno en el agua limpia a la temperatura T (°C) y a la presión P_S =1 atm [Kg O ₂ /L].
S₀	=	concentración de oxígeno promedio durante la operación en el licor mixto (típicamente 2 mg/L).
α	=	k_L aire (aguas residuales)/ k_L aire (agua de chorro).
β	=	S_{0S} (agua residual)/ S_{0S} (agua de chorro).
P	=	Presión en la planta de tratamiento [atm].
F	=	factor de ensuciamiento (válido para difusores) (valor típico = 0.7) [adimensional].

El valor de la eficiencia **e**, también conocida como **SOTE**, depende de muchos factores, como el equipo de aeración seleccionado, la profundidad del reactor biológico, la configuración del difusor, etc. Los valores reportados de **SOTE** y de las demás variables involucradas en el cálculo del caudal de aire **Q_A**, se listan en la tabla 12.

Por su parte la Agencia de Protección del Ambiente de los Estados Unidos^[EPA 1989] propone las siguientes ecuaciones para difusores:

$$OR_T = aF(SOR)\theta^{T-20}(\tau\beta\Omega S_{20} - S_O) \div S_{20} \quad (\text{Ec. 51})$$

$$SOTE = 100(SOR / Q_a) \quad (\text{Ec. 52})$$

donde:

τ	=	$S_{OST} \div S_{20}$
Ω	=	$(P + 0.007\rho_w d_e - P_{vT}) \div (P + 0.007\rho_w d_e - P_{vT})$
ρ_w	=	densidad del agua a la temperatura T (°C), [lb/pie ³].
d_e	=	profundidad efectiva de saturación [pie].
P_{vT}	=	presión de vapor del agua a la temperatura T (°C) [psia].

P_{atm} = presión atmosférica en condiciones estándar, 14.7 psia ó 1atm. al 100% de humedad relativa [atm].

Tabla 12. Valores de los parámetros relativos a la aeración [Orhon & Artan, 1994]

Parámetros	Rango	Valor Típico
α		
Burbuja Fina	0.4-0.7	0.5-0.6
Burbuja Gruesa	0.6-0.95	0.7-0.8
Mecánica		0.8-0.9
β		
Burbuja Fina	0.95-0.99	0.95
θ	---	1.024
e (SOTE)		
Burbuja Fina	20-40%	6%/m de profundidad
Burbuja Gruesa	5-15%	2%/m de profundidad
OR_T/SOR		
Burbuja Fina	0.30-0.50	0.40
Burbuja Gruesa	0.45-0.60	0.50
α_F		
Burbuja Fina	0.24-0.57	0.35
Burbuja Gruesa	0.55-0.94	0.71
$\alpha_F(e)$		
Burbuja Fina	4.8-13.2%	8.6%
Burbuja Gruesa	4.8-9.7%	7.1%

Con respecto a la aeración mecánica, el desempeño de los aeradores o mezcladores mecánicos de eje vertical puede calcularse con la siguiente ecuación general [Benefield & Randall, 1980].

$$J = J_o \left(\frac{\beta S_{walt} - S_o}{S_{20}} \right) \cdot 1.024^{T-20} \cdot \alpha \quad (\text{Ec. 53})$$

en donde:

J = [Kg.O₂/Kw-h] transferidos en condiciones de campo

J_o = [Kg.O₂/Kw-h] transferidos en condiciones estándar (T 20 °C y 0 OD)

S_{walt} = concentración de saturación para agua limpia a la temperatura T(20°C).

No obstante, cada casa fabricante de este tipo de dispositivos provee ecuaciones específicas para sus productos. En este sentido, la empresa Aerators Inc. [Aerators Inc., 1993] señala que el funcionamiento de sus aeradores se ciñe a las ecuaciones:

$$Pot_R = \frac{OR \cdot (9.17) \cdot (1.024^{20-T})}{CWTR \cdot [(S_{walt} \cdot \beta) - S_o] \cdot \alpha} \quad (\text{Ec. 54})$$

$$Pot_M = (75) \cdot (V) \cdot 10^{-6} \quad (\text{Ec. 55})$$

donde:

- Pot_R** = potencia requerida [hp].
OR = oxígeno requerido en [lb O₂/hp].
CWTR = tasa de transferencia de oxígeno en agua limpia [lbs/hp-hr]
Pot_M = potencia para mezclado [hp], donde V se expresa en mm gal.

Algunos valores típicos relacionados con las ecuaciones anteriores (Ec. 59, 60 y 61) se encuentran en la tabla 13.

IV.3.1.9. Tanques de Sedimentación [Eckenfelder, 1992; PETA]. En la práctica todos los sistemas de lodos activados utilizan un tanque de sedimentación para separar el licor mixto que proviene del reactor biológico en dos corrientes (ver figura 3); una de líquido sobrenadante, que consiste en el agua ya tratada por el sistema biológico, y otra de lodo concentrado que se retorna al reactor, y compone la corriente de reflujo de lodo.

El tipo de sedimentación que se lleva a cabo en estos sistemas se conoce como *sedimentación tipo III* y se presenta cuando se tiene una suspensión concentrada de partículas cohesivas. La suspensión sedimenta como una masa donde se distingue una interfase entre el lodo y el líquido clarificado. La fuerza entre las partículas es suficientemente grande como para mantener aproximadamente la misma posición relativa entre ellas a medida que sedimentan.

Los tanques donde esta clase de sedimentación ocurre se conocen como tanques de sedimentación secundaria o simplemente sedimentadores secundarios.

Tabla 13. Información típica sobre la capacidad de transferencia de oxígeno de varios dispositivos de aeración [Metcalf & Eddy, 1991]

Sistemas de Aeración	Eficiencia Típica ^a de transferencia (%)	Tasa de transferencia (KgO ₂ /kW-h)	
		Estándar ^b	Campo ^c
Sistema de difusión de aire			
Burbuja fina	10-30+	1.2-2.0	0.7-1.4
Burbuja mediana	6-15	1.0-1.6	0.6-1.0
Burbuja gruesa	4-8	0.6-1.2	0.3-0.9
Sistema de rociado por turbina		1.2-1.4	0.7-1.0
Sistema de tubo estático	7-10	1.2-1.6	0.7-0.9
Jet	10-25	1.2-2.4	0.7-1.4
Baja velocidad superficial		1.2-2.4	0.7-1.3
Baja velocidad superficial con succión de aire		1.2-2.4	0.7-1.4
Aerador flotante de alta velocidad		1.2-2.4	0.7-1.3
Aerador de rotor con cepillo		1.2-2.4	0.7-1.3

a. Depende de la profundidad

b. Condiciones estándar: agua de chorro a 20°C; 101.325 Pa y oxígeno disuelto inicial igual a (cero) 0 mg/l.

c. Condiciones de campo: agua residual a 15°C; 150m de altitud, a=0.85, b=0.9; oxígeno disuelto residual=2 mg/l.

En general, una sedimentación exitosa se asocia con los siguientes factores:

- Sedimentación rápida, usualmente con velocidades iguales o superiores a 1m/hr.
- El lodo sedimentado ocupa poco espacio (buena compactación).
- La sedimentación produce un sobrenadante limpio.
- El tiempo de sedimentación no supera el rango de 2 a 3 hr.

Por su parte, las fallas en la sedimentación responden generalmente a las siguientes causas:

- Lodo disperso o lodo no floculante. Esto es causado por tiempos de retención celular muy bajos (menores a 1 día).
- Lodo flotante por presencia de grasas o aceites en los flóculos.
- Lodo Filamentoso: la presencia excesiva de organismos filamentosos produce una incapacidad del lodo para fluir o abultamiento (por el vocablo inglés *bulking*).
- Abultamiento no filamentoso: es causado por organismos como la *Zooglea sp.* Durante el mismo se produce un abultamiento del lodo por exceso de viscosidad, asociada a productos extracelulares.

La condición para sedimentar que exhibe el lodo se representa mediante un parámetro llamado índice volumétrico de lodo (**IVL**) [ml·gr]. Este último se calcula como:

$$IVL = VLS_{30} / X \quad (\text{Ec } 56)$$

donde **VLS₃₀** es el volumen de lodo sedimentado en 30 minutos [ml/l] dentro de un cilindro de 1000 ml de volumen y **X** se expresa en gr/l SSLM. La relación entre las condiciones de sedimentación y el **IVL** se presentan en la tabla 14.

Tabla 14. Relación entre el IVL y calidad de sedimentación [Eckenfelder, 1992]

IVL (ml/gr)	Tipo de Lodo
< 100	Bien sedimentado
100 – 200	Ligero
>200	Abultado

IV.3.2. Sistemas Diversos de Tratamiento con Lodos Activados

Existen muchos diseños, con diversas configuraciones de reactores, dispositivos y equipos, que utilizan lodos activados para reducción de la materia orgánica. Estos han sido desarrollados desde principios del siglo XX, y han tenido

más o menos éxito, dependiendo de los afluentes tratados y las condiciones del sitio en donde se han implementado.

El más utilizado es el sistema *convencional*, sobre el cual se ha trabajado en esta sección. Otro sistema usualmente empleado es el sistema de *aeración extendida*, que es similar al convencional, pero con cargas orgánicas menores y tiempos de retención mucho mayores. Paralelamente, existen otros procesos como el de *aeración graduada*, *aeración por alimentación escalonada*, *aeración modificada*, *proceso Kraus*, *aeración de alta carga* y *sistemas de oxígeno puro*.

El proceso convencional, y el proceso de aeración extendida difieren, como se dijo, en los valores propios de sus parámetros de diseño y operación, pero no en su configuración. Las tablas 15, 16 y 17 lista comparativamente los valores de dichos parámetros.

Tabla 15. criterios típicos de diseño para el tratamiento de descargas domésticas con lodos activados [Orhon & Artan, 1994]

Parámetro	Sistema Convencional	Aeración Extendida
Tiempo de Retención Celular θ_x (día)	3-6	10-20
Relación F/M (Kg DBO/Kg SSV·día)	0.4-0.6	0.2-0.25
Tiempo de Retención Hidráulico θ_h (hr)	3-8	12-36
Biomasa Generada (Kg SSV/Kg DBO aplicada)	0.45-0.55	0.30-0.35
Producción de Lodo (Kg SS/Kg DBO aplicada)	0.7-0.12	0.5-0.7
Requerimiento de Oxígeno OR (Kg O ₂ /Kg DBO aplicada)	0.60-1.2	1.2-1.4

Tabla 16 Parámetros de diseño de procesos de lodos activados [Metcalf & Eddy, 1991]

Parámetro	Mezcla Completa	Aeración Extendida
Tiempo de Retención Celular θ_x (día)	5-15	20-30
Relación F/M (Kg DBO/Kg SSVLM·día)	0.2-0.6	0.05-0.15
Tiempo de Retención Hidráulico θ_h (hr)	3-5	18-36
Carga volumétrica, kg DOB ₅ aplicada/m ³ -d	0.8-2.0	0.1-0.4
SSVLM, mg/L	3.000-6.000	3.000-6.000
Q _r /Q	0.25-1.0	0.75-1.50

Tabla 17. Características operacionales de los procesos de lodos activados [Metcalf & Eddy, 1991]

Parámetro	Mezcla Completa	Aeración Extendida
Régimen de flujo	Mezcla completa	Mezcla completa
Sistema de aeración	Difusores y aeración mecánica	Difusores y aeración mecánica
Eficiencia de remoción DBO (%)	85-95	75-95
Observaciones	Utilizado para aplicaciones generales. El proceso es resistente a cargas inesperadas.	Se usa en pequeñas comunidades. Proceso flexible.

IV.4. MODELADO DE LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO CON LODOS ACTIVADOS

La variación en las condiciones de operación de un sistema de lodos activados puede conducir no sólo a la remoción de materia orgánica, sino también de amonio, nitritos y nitratos. Esto ha llevado al diseño de sistemas complejos, en donde en distintos reactores se lleva a cabo la reducción del carbono y nitrógeno contenido en un afluente.

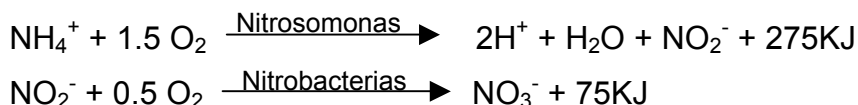
Para comprender los procesos implicados en la remoción del nitrógeno presente en el agua residual, es necesario partir de las mismas consideraciones bioquímicas tomadas en la sección anterior. Esto se realiza a continuación.

IV.4.1 Fundamentos de la Nitrificación en Lodos Activados [Bitton, 1994; EPA, 1993; Orhon & Artan, 1994]

El proceso de nitrificación es realizado por poblaciones bacterianas que, de forma secuencial, oxidan el amonio a nitrato, con la formación intermedia de nitrito. Los principales géneros bacterianos que llevan a cabo esta transformación son dos: *nitrosomonas* y *nitrobacterias*. Ambos grupos son clasificados como organismos quimioautótrofos, debido a que su fuente de carbono es inorgánica, y su fuente de electrones la constituyen los compuestos inorgánicos. Los heterótrofos también son capaces de realizar la nitrificación. Organismos como *nitrosococcus*, *nitrosospira*, *nitrocystis* y *nitrosogloea* son algunos de ellos. No obstante, este proceso es mucho más lento que el realizado por los autótrofos, y no se considera significativo en las plantas de tratamiento.

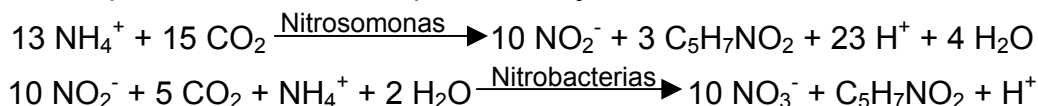
Las nitrosomonas y las nitrobacterias se distinguen por su habilidad de oxidar sólo determinadas especies de nitrógeno. Mientras que las primeras pueden oxidar el amonio a nitrito, pero no pueden completar la oxidación a nitrato, las segundas se limitan a oxidar nitritos a nitratos.

Las reacciones envueltas son:



Debido a que las nitrosomonas obtienen mayor energía por mol de nitrógeno oxidado que las nitrobacterias, las primeras crecen con mayor facilidad que las segundas. El carbono requerido para la síntesis biológica es inorgánico, y

puede ser suplido por dióxido de carbono, carbonato, o bicarbonato. Las siguientes ecuaciones químicas describen el proceso de síntesis biológica, asumiendo que la formulación empírica del tejido celular es $C_5H_7NO_2$:



La eficiencia con la cual los organismos mencionados son capaces de combinar la producción de energía con la síntesis biológica, puede ser medida en términos del coeficiente de productividad observado $Y_{a\text{-obs}}$, expresado como masa de células producidas entre masa de sustrato utilizado en la nitrificación. Los valores obtenidos se resumen en la tabla 18.

La diferencia entre los valores teóricos y los experimentales radica en que parte de la energía obtenida de las reacciones de oxidación se utiliza para mantenimiento celular, y no para síntesis. La productividad también varía con los cambios ambientales.

Tabla 18. Coeficientes de productividad observados en la nitrificación (adaptado de EPA, 1993).

	Valor Teórico	Valor Experimental
$Y_{a\text{-obs}}$ Nitrosomonas	0.29 g SSV/g $\text{NH}_4^+\text{-N}$	0.04-0.13 g SSV/g $\text{NH}_4^+\text{-N}$
$Y_{a\text{-obs}}$ Nitrobacterias	0.084 g SSV/g $\text{NO}_2^-\text{-N}$	0.02-0.07 g SSV/g $\text{NO}_2^-\text{-N}$
$Y_{a\text{-obs}}$ Total		0.06-0.20 g SSV/g $\text{NH}_4^+\text{-N}$

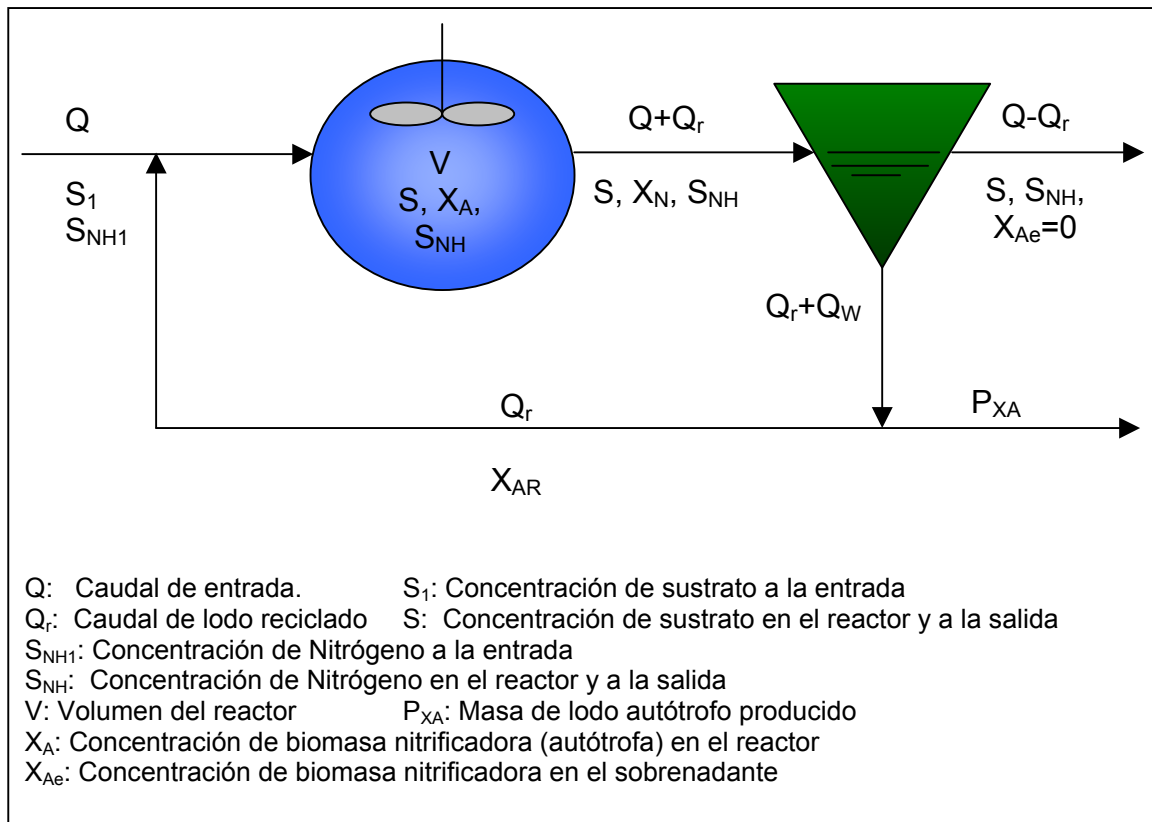
Como se puede notar en las reacciones expuestas, el proceso de nitrificación libera gran cantidad de protones que disminuyen apreciablemente la alcalinidad del agua; por otra parte, el consumo de oxígeno durante la nitrificación es bastante alto. En consecuencia, el efecto sobre el oxígeno disuelto y sobre la alcalinidad y el pH durante la nitrificación debe ser tomado en cuenta, tanto en el diseño como en el modelado de sistemas de remoción de nitrógeno. La tabla 19 presenta valores comúnmente aceptados en el diseño de los sistemas mencionados.

Tabla 19. Coeficientes de utilización de oxígeno, producción de biomasa y disminución de la alcalinidad empleados frecuentemente [EPA, 1993]

Parámetro	Coeficiente	Unidades
Utilización de Oxígeno	4.6	g O ₂ requeridos / g NH ₄ ⁺ -N
Producción de Biomasa (Y _{a-obs})	0.1	g SSV producidos / g NH ₄ ⁺ -N
Disminución de Alcalinidad	7.1	g Alcalinidad (como CaCO ₃) / NH ₄ ⁺ -N

IV.4.2. Cinética y Modelado de la Nitrificación [Bitton, 1994; EPA, 1993; Orhon & Artan, 1994]

Las unidades biológicas de nitrificación trabajan de forma análoga a las de reducción de materia orgánica presentadas en la sección anterior. La figura 9 muestra un sistema típico con reactor de mezcla completa.

**Figura 9. Diagrama esquemático de un proceso de nitrificación** [Orhon & Artan, 1994]

La descripción de la cinética de la nitrificación se basa en el comportamiento de las nitrosomonas y las nitrobacterias. El crecimiento de las nitrosomonas está limitado por la concentración de amonio, mientras que el de las nitrobacterias está limitado por la concentración de nitritos. Debido a ello, la cinética de ambas poblaciones de microorganismos muestra un comportamiento similar al presentado en los heterótrofos, cuyo crecimiento está limitado por la cantidad de sustrato orgánico. Por tanto, la ecuación de Monod (Ec. 8) también es aplicable a los organismos nitrificadores:

$$\mu_A = \hat{\mu}_A \frac{[NH_4^+]}{K_A + [NH_4^+]} = \hat{\mu}_A \frac{S_{NH}}{K_A + S_{NH}} \quad (\text{Ec. 57})$$

donde:

- μ_A = tasa de crecimiento específica de las nitrosomonas [día^{-1}].
- $\hat{\mu}_A$ = tasa máxima específica de crecimiento de las nitrosomonas [día^{-1}].
- K_A = concentración constante de amonio a $\frac{1}{2}$ de la tasa máxima de crecimiento de las nitrosomonas [$\text{mg (NH}_4^+)/\text{L}$].
- S_{NH} = concentración de NH_4^+ [mg/L].

La nitrificación también puede ser expresada en términos del parámetro q_A o tasa específica de oxidación de amonio [g NH_4^+ oxidado/ $\text{g SSV} \cdot \text{día}$]:

$$q_A = \frac{\mu_A}{Y_A} \quad (\text{Ec. 58})$$

donde Y_A es el coeficiente de productividad para las nitrosomonas [$\text{mg SSV producido/mg NH}_4^+$ oxidado]. La relación entre $Y_{A\text{-obs}}$ y Y_A depende del coeficiente de decaimiento endógeno (ver Ec. 28), el cual se considera despreciable en la mayoría de los casos, resultando Y_A igual a $Y_{A\text{-obs}}$ para efectos prácticos.

En las plantas de tratamiento de aguas residuales, el oxígeno es uno de los factores limitantes que controlan el crecimiento de los organismos nitrificadores, por ello el valor de μ_A es corregido como:

$$\mu_A = \mu_A' \frac{S_{NH}}{K_A + S_{NH}} \frac{S_{OA}}{K_{OA} + S_{OA}} \quad (\text{Ec. 59})$$

donde:

S_{OA} = oxígeno disuelto en el reactor de nitrificación [mg/L].

K_{OA} = concentración constante de oxígeno a $\frac{1}{2}$ de concentración de saturación a la temperatura del reactor [mg/L].

El tiempo que el lodo permanece en el sistema mientras se realiza la nitrificación es el tiempo de residencia celular [día]. En estado estacionario, el lodo que aparece por síntesis biológica es igual al retirado en el sedimentador, luego:

$$V \cdot X_A (\mu_A - b_A) = P_{XA} \quad (\text{Ec. 60})$$

siendo X_A la biomasa de autótrofos nitrificadores [mg (SSV)/L], b_A el coeficiente de decaimiento endógeno para nitrosomonas [día^{-1}] y P_{XA} la producción de lodo en la nitrificación [mg (SSV)/día].

Por definición, el tiempo de residencia celular [día] es (ver Ec. 23):

$$\theta_X = \frac{V \cdot X_A}{P_{XA}} \quad (\text{Ec. 61})$$

Tomando las Ec. 60 y 61:

$$\frac{1}{\theta_X} = \mu_A - b_A = \mu_A' \quad (\text{Ec. 62})$$

donde μ'_A la tasa neta específica de crecimiento para organismos nitrificadores [día^{-1}]. Al igual que se hizo en la Ec. 25, la salida del sistema, S_{NH} , puede expresarse en función del tiempo de residencia celular:

$$S_{NH} = \frac{K_A(1+b_A\theta_X)}{[\theta_X(\mu_A - b_A) - 1]} \quad (\text{Ec. 63})$$

Esta claro que para la Ec. 63 son aplicables las mismas observaciones hechas a la Ec. 25. Igualmente, en la reducción de nitrógeno se define un tiempo mínimo de retención celular, θ_X^m , definido como:

$$\frac{1}{\theta_X^m} = \mu_A \frac{S_{NH1}}{K_A + S_{NH1}} - b_A \quad (\text{Ec. 64})$$

IV.4.2.1 Relación entre la Biomasa Heterótrofa y la Autótrofa [Metcalf & Eddy, 1991; Orhon & Artan, 1994].

En los reactores de nitrificación conviven los organismos heterótrofos y los autótrofos en una proporción estrechamente relacionada con la composición del afluente (ver tabla 20). Esta relación es llamada fracción de nitrificadores o fracción de autótrofos f_A .

Tabla 20. Relaciones entre la fracción de organismos nitrificadores y la razón DBO_5/TKN [Metcalf & Eddy, 1991]

Relación DBO_5/TKN	Fracción de nitrificadores (f_A)	Relación DBO_5/TKN	Fracción de nitrificadores (f_A)
0.5	0.35	5	0.054
1	0.21	6	0.043
2	0.12	7	0.037
3	0.083	8	0.033
4	0.064	9	0.029

La fracción de autótrofos puede calcularse como:

$$f_A = \frac{P_{xa}}{P_{xa} + P_{xh}} \quad (\text{Ec. 65})$$

pero debido a la dificultad práctica de distinguir P_{xa} de P_{xh} , la fracción de nitrificadores se suele calcular como:

$$f_A = \frac{(S_{nh1} / S_1) - i_b Y_{obs} (E_h / E_A)}{(S_{nh1} / S_1) - i_b Y_{obs} (E_h / E_A) + (E_h / Y_{A-obs}) (E_h / E_A)} \quad (\text{Ec. 66})$$

donde $E_h = (S_1 - S) / S_1$ y $E_A = (S_{nh1} - S_{nh}) / S_{nh1}$.

IV.4.2.2. Efecto de la Temperatura [EPA, 1994; Orhon & Artan, 1994]: El proceso de nitrificación ocurre en un rango aproximado de 5 – 45°C, donde las nitrosomonas se ven favorecidas por temperaturas alrededor de 35°C, mientras que las nitrobacterias encuentran su rango óptimo de crecimiento entre 35 a 42°C. La tabla 21 muestra distintos valores de la tasa máxima específica de crecimiento para organismos nitrificadores autótrofos.

Tabla 21. Variación de los coeficientes del proceso con la temperatura [Orhon & Artan, 1994]

Tasa Específica de Crecimiento μ_A (día ⁻¹)	Temperatura (°C)
1.2	30
1.15	30
1.061	25
0.90	20
0.85	20
0.75	20
0.68	20
0.80	20
0.65	20
0.33	20
0.52	15
0.30	10
Coeficiente de Decaimiento Endógeno b_A (día ⁻¹)	
0.22	30
0.177	25
0.15	20
0.12	20
0.04	50
0.05	15

Distintas expresiones han sido propuestas para representar la dependencia de las variables cinéticas con la temperatura. Orhon y Artan, 1994, señalan a las Ec. 67 y 68 como un posible modelo para representar los parámetros $\hat{\mu}_A$ y b_A , en el rango 7-30°C:

$$\hat{\mu}_A(T) = \hat{\mu}_A(20^\circ\text{C}) \cdot \theta^{T-20} \quad (\text{Ec. 67})$$

$$b_A(T) = b_A(20^\circ\text{C}) \cdot (1.029)^{T-20} \quad (\text{Ec. 68})$$

donde θ varía entre 1.08 a 1.123, y la temperatura se expresa en centígrados.

Por otro lado, la EPA^[EPA, 1993] propone, para fines de diseño, dentro del rango 5-30°C, la relación:

$$\hat{\mu}_A = 0.47 \cdot e^{0.098 \cdot (T-15)} \quad (\text{Ec. 69})$$

IV.4.2.3. Requerimiento de Oxígeno ^[Orhon & Artan, 1994]: El requerimiento de oxígeno durante la nitrificación puede ser calculado como:

$$OR = 4.57 \frac{\hat{\mu}_A}{Y_A} V \cdot X_A - 1.42 \cdot (\hat{\mu}_A - b_A) V \cdot X_A \quad (\text{Ec. 70})$$

IV.4.2.4 Requerimientos de Alcalinidad ^[Eckenfelder, 1992]: La alcalinidad es uno de los principales factores a considerar en el diseño y operación de un reactor de nitrificación debido al aumento en el pH que se verifica cuando la nitrificación ocurre. La alcalinidad requerida se expresa como:

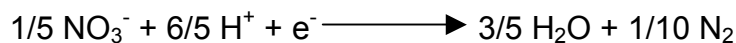
$$S_{alk-requerida} = 7.2 \cdot (S_{no} \text{ formado}) + 50 - S_{alkl} \quad (\text{Ec. 71})$$

donde S_{alk} es la alcalinidad expresada como mg CaCO_3/l y S_{no} la concentración de nitritos y nitratos generados en la nitrificación [mg/l]. Esta última se calcula como:

$$S_{no} = S_{nh1} - S_{nh} - i_b \frac{Y_h}{1 + k_d \theta_x} (S_1 - S) \quad (\text{Ec 72})$$

IV.4.3. Fundamentos de la Desnitrificación [EPA, 1993; Orhon & Artan, 1994]

A diferencia de la nitrificación, la desnitrificación puede ser realizada por muchos organismos, incluso si el sistema donde ésta ocurre no ha sido diseñado para esa tarea. Algunas bacterias desnitrificadoras comunes son la *Achromobacter*, *Bacillus*, *Aerobacter*, *Micrococcus*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Proteus*. Los organismos desnitrificadores son facultativos, esto quiere decir que son capaces de utilizar oxígeno o nitrato como aceptor de electrones. Sólo que el uso del primero proporciona mayor energía que el segundo; en consecuencia, los microorganismos tienden a utilizar oxígeno si éste está presente. Por ello, en las plantas de tratamiento la desnitrificación se lleva a cabo sin presencia de oxígeno, pero en presencia de nitrato; esto es, en medio anóxico. La reacción química propia de la nitrificación es:



IV.4.4. Cinética y Modelado de la Desnitrificación [EPA, 1993; Orhon & Artan, 1994]

La expresión tipo Monod que describe la cinética de desnitrificación es:

$$\mu_D = \hat{\mu}_D \frac{S_{NO}}{K_D + S_{NO}} \quad (\text{Ec. 73})$$

donde:

μ_D	=	tasa específica de crecimiento de los organismos desnitrificadores [día^{-1}].
$\hat{\mu}_D$	=	tasa máxima específica de crecimiento de los desnitrificadores [día^{-1}].
K_D	=	coeficiente constante de concentración de nitrato a $1/2$ de la tasa máxima de crecimiento de los desnitrificadores [$\text{mg (NO}_3^- \text{-N)/L}$].
S_{NO}	=	concentración de NO_3^- [mg/L]

La remoción de nitrato puede ser relacionada con el crecimiento de los organismos utilizando el coeficiente de productividad para desnitrificadores, Y_D , [mg biomasa (SSV)/mg NO_3^- removido]:

$$q_D = \frac{\mu_D}{Y_D} = \hat{q}_D \frac{S_{NO}}{K_D + S_{NO}} \quad (\text{Ec. 74})$$

siendo $\hat{q}_D$ la tasa específica de utilización de nitrato [mg NO_3^- /mg SSV·día], y K_D la tasa máxima de utilización de nitrato [mg NO_3^- /mg SSV·día].

El tiempo de retención celular se define como:

$$\frac{1}{\theta_X} = Y_D q_D - b_{hd} \quad (\text{Ec. 75})$$

donde b_d es el coeficiente de decaimiento endógeno [día⁻¹].

La presencia de materia orgánica afecta el proceso de desnitrificación, debido a que ésta puede actuar como fuente de carbono y aceptor de electrones. En consecuencia, la Ec. 80 debe considerar la presencia de materia orgánica:

$$q_D = \hat{q}_D \frac{S_{NO}}{K_D + S_{NO}} \frac{S}{K_S + S} \quad (\text{Ec. 76})$$

El impacto del oxígeno en la desnitrificación también se puede añadir a la expresión anterior, obteniéndose:

$$q_D = \hat{q}_D \frac{S_{NO}}{K_D + S_{NO}} \frac{S}{K_S + S} \frac{K_{N0}}{K_{N0} + S_0} \quad (\text{Ec. 77})$$

donde K_{N0} es una $\frac{1}{2}$ de la constante máxima de saturación para el oxígeno disuelto. Para la ecuación precedente se han sugerido valores de K_{N0} de 0.1 mg/L.

El coeficiente de productividad observado, $Y_{D\text{-obs}}$, [mg biomasa (SSV)/mg NO_3^- removido] se calcula como:

$$Y_{D-obs} = \frac{Y_D}{1 + \theta_X b_{hd}} \quad (\text{Ec. 78})$$

La tasa de remoción de nitrato es susceptible de ser relacionada con la tasa de remoción de sustrato:

$$q_D = (1 - 1.42 \cdot Y) \frac{\mu_D}{2.86 \cdot Y} + \frac{1.42}{2.86} b_{hd} \quad (\text{Ec. 79})$$

El impacto de la temperatura en sistemas biológicos de esta clase se representa con ecuaciones del tipo Arrhenius. En el caso particular de la tasa de remoción de nitrato, con variaciones de θ entre 1.03 a 1.20, se tiene:

$$q_D(T) = q_{D-20} \theta^{(T-20)} \quad (\text{Ec. 80})$$

donde:

$q_D(T)$ = tasa de remoción de nitrato a la temperatura $T(^{\circ}\text{C})$
[mg NO_3^- /mg SSV·día].

q_{D-20} = tasa de remoción de nitrato a 20°C [mg NO_3^- /mg SSV·día].

El efecto neto del ambiente sobre la desnitrificación puede ser representado mediante la tasa específica de remoción de nitrato q_d , también conocida como U_d :

$$U_d = \frac{S_{no1} - S_{no}}{\theta_X X_{hd}} \quad (\text{Ec. 81})$$

Este valor se puede corregir cuando el efluente posee oxígeno disuelto:

$$U'd = U_d(1 - S_0) \quad (\text{Ec. 82})$$

donde $U'd$ es la tasa específica corregida de remoción de nitrato.

La biomasa desnitrificadora X_{hd} también puede expresarse simplemente como biomasa heterótrofa X_h , no obstante, se suelen emplear modelos más complicados que los de tratamiento convencional para expresar la composición de la biomasa. Por ejemplo, en desnitrificación se habla de la biomasa endógena X_p

la cual es una porción de biomasa inerte particulada producto del metabolismo bacteriano.

La cantidad de lodo endógena desechado en la desnitrificación (P_{xp}) se calcula como:

$$P_{xp} = V \cdot b_{hd} \cdot X_{hd} \cdot f_{ex} \quad (\text{Ec. 83})$$

El parámetro f_{ex} es la fracción inerte de biomasa, un valor universalmente aceptado como igual a 0.2^[Orhon & Artan, 1994].

Igualmente en desnitrificación se detalla la composición del sustrato S en distintas fracciones. La fracción empleada por los organismos heterótrofos se denomina sustrato soluble S_s .

IV.4.4.1 Relación entre el Sustrato Carbonáceo y la Remoción de Nitritos y Nitratos: Para que la desnitrificación pueda llevarse a cabo, se requiere de una fuente de electrones para el metabolismo bacteriano. Los electrones pueden provenir de la materia orgánica presente en el afluente (sustrato), pero si la concentración de esta última es insuficiente, se recurre a un suministro externo de materia orgánica. Tradicionalmente se ha añadido metanol para tal fin.

La relación entre la variación de nitrito y la variación de sustrato ($\Delta S_{no}/\Delta S_s$) se conoce como potencial de desnitrificación y se expresa de la siguiente manera:

$$\frac{\Delta S_{NO}}{\Delta S_s} = \frac{1 - Y_{obsD}}{2.86} + \frac{(1 - f_{ex})b_{hd} \cdot Y_{hd}}{2.86 \mu_D} \quad (\text{Ec. 84})$$

Para la determinación de los demás componentes se siguen las mismas suposiciones de las secciones anteriores. Las demás consideraciones sobre los sistemas de nitrificación y desnitrificación, recopiladas por la EPA a partir de la

experiencia en el diseño y la operación de sistemas de esta clase, son resumidas en la tabla 22.

Tabla 22. Consideraciones para el control de las reacciones del nitrógeno [EPA, 1993]

Nitrificación Bioquímica

- 4.6 mg oxígeno requerido / mg nitrógeno oxidado
- 7.1 mg CaCO_3 alcalinidad utilizada / mg nitrógeno oxidado.
- 0.10-0.15 mg netos sólidos volátiles / mg nitrógeno oxidado.

Desnitrificación Bioquímica

- 2.9 mg oxígeno liberado / mg nitrato; estos son 1.5 mg DQO / mg metanol ($\text{CH}_3\text{-OH}$) Nota: Suficiente sustrato (DQO) debe ser adherido para satisfacer la reducción de nitrógeno y la síntesis de biomasa, típicamente en una proporción mayor a 1.5 veces el valor estequiométrico.
- 3.6 mg CaCO_3 alcalinidad recobrada / mg nitrato.
- La relación sólidos volátiles removidos por DQO (SV / DQO) es igual o ligeramente menor que en cualquier otro sistema biológico. La productividad puede ser menor si en el sistema se dispone de estabilización aerobia. Nota: La DQO removida es igual a la suma de la DQO oxidada y la utilizada en biosíntesis.

Fuentes de Alcalinidad

- 1.8 mg alcalinidad como CaCO_3 por mg CaO añadido
 - 1,4 mg alcalinidad como CaCO_3 por mg Ca (OH)_2 añadido.
 - 1.2 mg alcalinidad como CaCO_3 por mg NaOH añadido
- 0.9 mg alcalinidad como CaCO_3 por mg Na_2CO_3 añadido

Características del Agua Residual sin tratamiento

- Tasa de generación de contaminantes per cápita: DBO_5 y $\text{SS} = 0.08$ y $0.11 \text{ kg} / \text{persona-día}$:
 - ✓ Valores menores son favorecidos por servicios estrictamente domésticos
 - ✓ Caracterizaciones menores que la citada deben ser confirmadas, y pueden ser síntoma de desviaciones aguas arriba y/o muestreo y análisis deficiente
 - ✓ Caracterizaciones mayores que la citada deben ser confirmadas y pueden ser síntoma de corrientes de reciclo mal cuantificadas, malos empotramientos, programas de muestreo que excluyen los fines de semana, análisis o muestreo deficiente, identificación incorrecta de las corrientes (por ejemplo confundir el afluente sin tratamiento con la corriente de reciclo), descargas industriales o comerciales, y variaciones temporales importantes en la población.

continúa→

→continuación de la tabla 22

- Relación de contaminantes
 - ✓ $\text{DBO}_5 / \text{DQO} = 0.45\text{-}0.55$: Valores menores pueden indicar un grado favorable de estabilización alcanzado en la red de alcantarillado y colectores o altos niveles de materia orgánica lentamente asimilable. También puede ser atribuido a muestras no aclimatadas o desechos industriales poco biodegradables. Valores mayores pueden indicar fermentación en colectores anaerobios de largo tiempo de residencia, determinación de DBO_5 falso debido a sulfitos, presencia de organismos nitrificadores debido a reciclos, o a altos niveles de materia biodegradables soluble provenientes de desechos industriales.
 - ✓ $\text{SSV} / \text{SS} = 0.7\text{-}0.8$: Valores mayores son favorecidos por desechos domésticos. Valores menores son usualmente encontrados en sistemas de cloacas combinados. Relaciones de SSV / SS menores a 0.7 deben ser confirmadas y pueden ser indicativo de tratamiento rutinario o desechos parcialmente estabilizados; lodos de desecho, desechos industriales o lodos naturales incorporados por precipitaciones pronunciadas.
 - ✓ $\text{SS} / \text{DBO}_5 = 0.8\text{-}1.2$: Ver el párrafo anterior.
 - ✓ $\text{DBO}_5 \text{ soluble} / \text{DBO}_5 \text{ total} = 0.35\text{-}0.45$: Ver párrafo anterior. Valores mayores pueden ser indicativos de desechos industriales. Dichos valores son de especial cuidado porque pueden indicar problemas con la biomasa (lodo filamentoso) debido a la alta estabilización inmediata y a la disminución del oxígeno disuelto en los sistemas de biomasa suspendida.
 - ✓ $\text{DQO} / \text{SSV} = 1.3\text{-}1.8 - \text{DBO}_5 \text{ particulada} / \text{DQO particulada} \leq \text{DBO}_5 \text{ total} / \text{DQO total}$: La fase soluble es típicamente la más biodegradable.
 - ✓ $\text{TKN} / \text{DBO}_5 = 0.1\text{-}0.2$: Valores superiores pueden indicar desechos industriales o presencia de amonio proveniente del reciclo de lodo introducido antes de la caracterización del afluente. Valores inferiores pueden indicar desechos industriales con deficiencia de nutrientes.

IV.4.5. Sistemas de Nitrificación-Desnitrificación [EPA, 1993; Orhon & Artan, 1994]

Además de los sistemas independientes de nitrificación y desnitrificación, compuestos por un reactor biológico y su sedimentador, existen otras modalidades de tratamiento que integran en un solo sistema varios reactores, reduciendo materia carbonácea, amonio y nitratos, en un mismo tren de tratamiento. En este sentido, se han desarrollado diferentes configuraciones que integran reactores aerobios y anóxicos, e incluso anaerobios.

Entre los diseños más conocidos, existen algunos que poseen una sola etapa anóxica. Ejemplo de los mismos (ver figura 10 a, b, c) son el sistema anaerobio-anóxico-óxico (A^2/O), el proceso Ludzack-Ettinger modificado (MLE), la planta iniciativa de Virginia (VIP), y el proceso de la universidad de Capetown (UCT). Otros utilizan múltiples etapas anóxicas (ver figura 10 d, e). También se incluyen etapas anaerobias.

En los sistemas de esta clase se suele trabajar todas las ecuaciones usando la DQO como base. También se clasifica al afluente y la biomasa en un número de componentes mayor que en las ecuaciones señaladas en las secciones precedentes. En consecuencia la complejidad de las ecuaciones de modelado es mayor que si se enfocaran la zona aerobia y la anóxica de manera individual. Sin embargo, las consideraciones y los principios que siguen dichas ecuaciones son los mismos.

IV.4.6 Modelado de un Sistema de Predesnitrificación (MLE) [Orhon & Artan, 1994]

La figura 11 muestra un esquema de un sistema de predesnitrificación o MLE. Los sistemas de esta clase están compuestos de dos reactores. El primero de ellos es un reactor anóxico de volumen V_D , mientras que el segundo es un reactor aerobio, cuyo volumen es V_A . La suma de ambos volúmenes compone el volumen total de tratamiento V , en consecuencia, el tiempo de residencia celular se debe calcular a partir del volumen total. Para este sistema se cumple:

$$\frac{1}{\theta_X} = \frac{Q_W}{V_D + V_A} \quad (\text{Ec. 85})$$

y

$$\theta_X = \frac{\theta_{XA}}{1 - \frac{V_D}{V_D + V_A}} \quad (\text{Ec. 86})$$

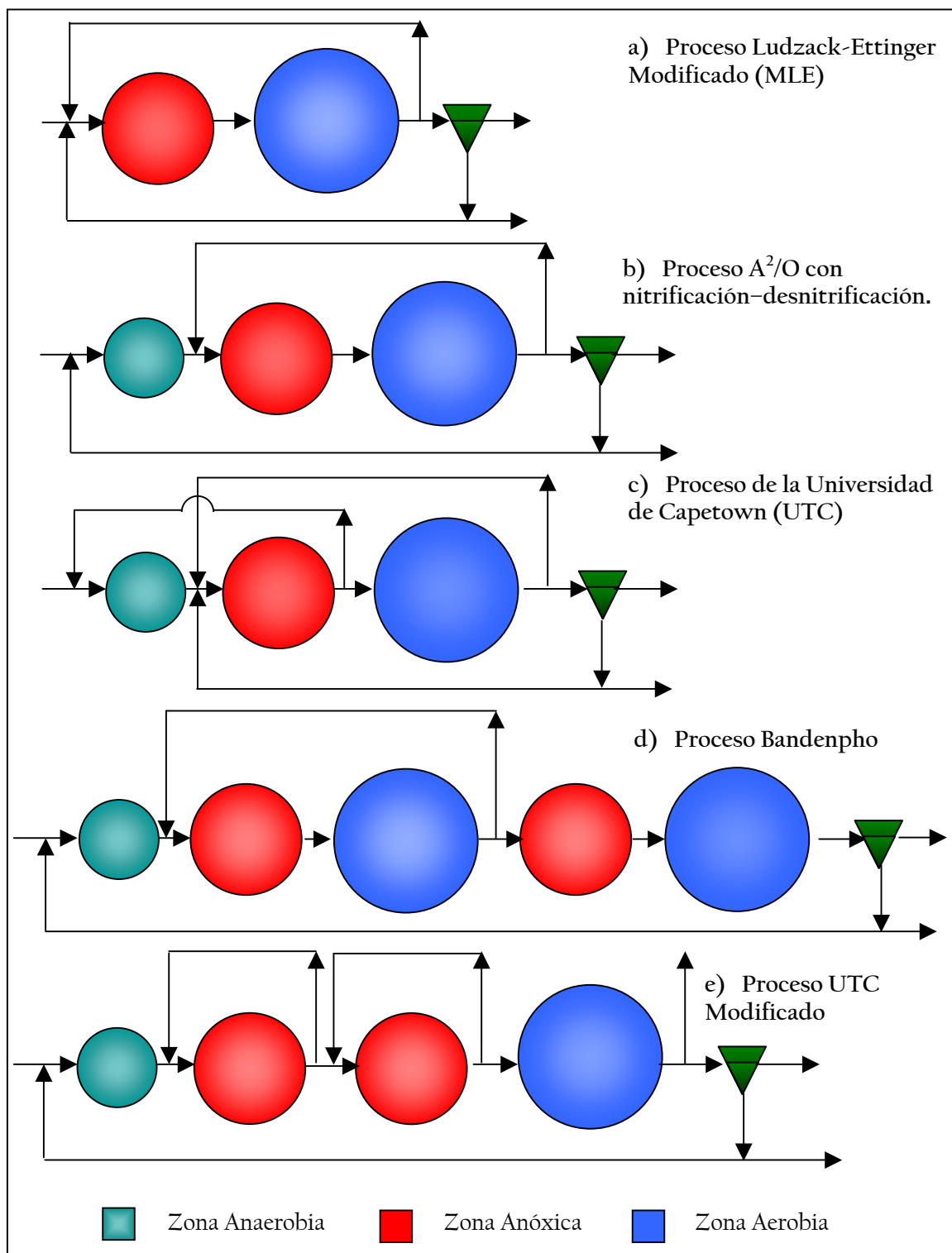


Figura 10. Sistemas de nitrificación-desnitrificación de una y varias etapas anóxicas [EPA, 1993; Orhon & Artan, 1994]

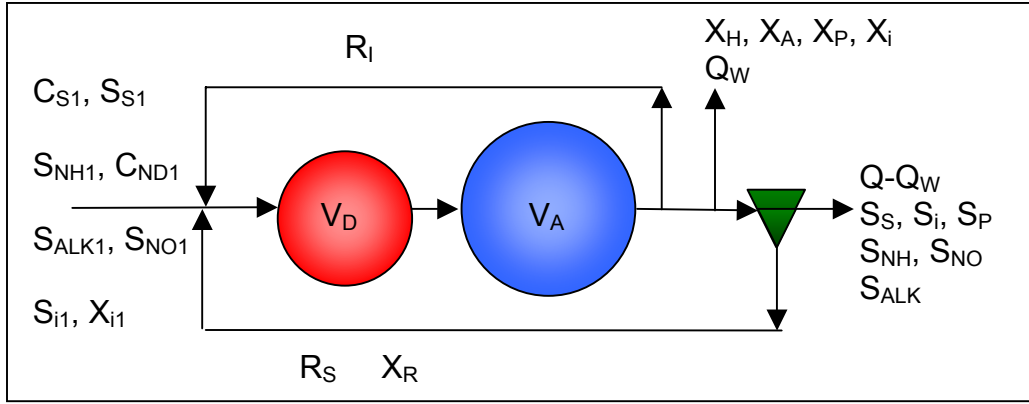


Figura 11. Diagrama de un Sistema de predesnitrificación [Orhon & Artan, 1994]

La relación V_D/V es un importante parámetro de diseño, cuyos valores se recomienda que sean menores o iguales a 0.4 [Orhon & Artan, 1994].

De manera análoga a los casos estudiados anteriormente, el sustrato final se calcula como:

$$S_S = \frac{K_S \cdot (1 - \tilde{c} \cdot \theta_X \cdot b_h)}{\bar{\mu}_H \cdot \tilde{c} \cdot \theta_X - (1 + \tilde{c} \cdot \theta_X \cdot b_h)} \quad (\text{Ec. 87})$$

donde $\tilde{c}$ se determina como:

$$\tilde{c} = 1 - (1 - \eta) \cdot V_D/V \quad (\text{Ec. 88})$$

siendo η un factor de corrección, que indica la fracción de organismos facultativos (que pueden desnitrificar) en la biomasa heterótrofa. A partir de allí se calculan las demás variables. La biomasa heterótrofa se determina como:

$$X_H = \frac{Y_H \cdot Q \cdot (C_{S1} - S_S) \cdot \theta_X}{(1 + \tilde{c} \cdot b_H \cdot \theta_X) \cdot V} \quad (\text{Ec. 89})$$

En los modelos actuales, se distingue una porción de desechos orgánicos inertes particulados, producidos por el metabolismo bacteriano, durante el proceso

de respiración endógena o la regeneración celular. Esta porción es llamada biomasa particulada o biomasa endógena X_p [mg/l], y se calcula como:

$$X_p = f_{ex} \cdot \tilde{c} \cdot b_H \cdot \theta_X \cdot X_H \quad (\text{Ec. 90})$$

También se distingue la porción no metabolizada de sustrato, o sustrato residual S_R [mg DQO/L] que incluye al sustrato inerte S_i [mg/l], calculado como:

$$S_R = \alpha_D \cdot Y_H \cdot (C_{S1} - S_S) + S_i \quad (\text{Ec. 91})$$

La remoción de nutrientes y la producción de lodo en el sistema se calculan como:

$$N_X = (i_B + i_{XE} \cdot f_{ex} \cdot b_h \cdot \tilde{c} \cdot \theta_X) \cdot \frac{Y_H \cdot (C_{S1} - S_S)}{1 + \tilde{c} \cdot b_h \cdot \theta_X} \quad (\text{Ec. 92})$$

$$P_{XT} = P_{XH} + P_{XP} + P_{XA} + Q \cdot X_i \quad (\text{Ec. 93})$$

donde:

- C_{S1} = Concentración de sustrato biodegradable en el afluente [mg/l], compuesto por la porción soluble S_S y la porción particulada.
- α_D = Coeficiente de producción de materia inerte soluble asociado al modelo de decaimiento endógeno [adimensional].
- i_{XE} = Fracción de nitrógeno en el lodo endógeno.
- X_i = Concentración de materia inerte particulada [mg/l].

El oxígeno total requerido OR_T [Kg O₂/d] para una operación de MLE se determina como:

$$OR_T = OR_H + 4.57 Q \cdot N_{OX} - 2.86 Q \cdot N_D \quad (\text{Ec. 94})$$

donde OR_H es la tasa de requerimiento de oxígeno [Kg O₂/d] calculada como:

$$OR_H = Q \cdot (C_{S1} - S_S) \cdot \left[(1 - Y_H - \alpha_D Y_H) + \frac{(1 - f_{ex}) \cdot \tilde{c} \cdot b_h \cdot \theta_X \cdot Y_H}{1 + \tilde{c} \cdot b_h \cdot \theta_X} \right] \quad (\text{Ec. 95})$$

y N_{OX} [mg NO_3/L afluente] es la cantidad de nitrato formado por unidad de volumen tratado:

$$N_{OX} = \frac{OR_T - OR_H + 2.86 \cdot Q \cdot N_D}{4.57 \cdot Q} \quad (\text{Ec. 96})$$

El parámetro N_D [mg NH_4/L afluente] es la cantidad de nitrato removido por efecto de la desnitrificación:

$$N_D = N_{DP} - R \cdot S_O / 2.86 \quad (\text{Ec. 97})$$

N_{DP} [mg N/L afluente] representa el potencial de remoción de nitrato mediante desnitrificación y se puede determinar según la expresión:

$$N_{DP} = \frac{OR_{HS}}{2.86 \cdot Q} + \frac{\eta \cdot V_D}{\epsilon \cdot V} \cdot \frac{(OR_H - OR_{HS})}{2.86 \cdot Q} \quad (\text{Ec. 98})$$

siendo OR_{HS} [Kg O_2/d] la tasa de oxígeno requerido para asimilar el sustrato fácilmente biodegradable S_S . Este valor se emplea como una medida del oxígeno que se requeriría si el sustrato removido en la desnitrificación fuese removido por vía aerobia, y se calcula como:

$$OR_{HS} = (1 - Y_H - \alpha_D \cdot Y_H) \cdot S_{S1} \cdot Q \quad (\text{Ec. 99})$$

Conocidas las variables anteriores, se puede estimar el contenido final de amonio:

$$S_{Nh} = C_{ND1} + S_{NH1} - N_X - N_{OX} \quad (\text{Ec. 100})$$

donde C_{ND} representa la concentración de nitrógeno biodegradable [mg/l].

De este modo se puede modelar el comportamiento de un sistema de predesnitrificación, procediendo a su diseño o prediciendo su operación.

V. METODOLOGÍA

Para desarrollar los objetivos trazados en el presente trabajo, se siguió un esquema de trabajo enfocado a la obtención de un producto que pudiera satisfacer las necesidades reales de los usuarios potenciales del mismo. En este sentido se formularon una serie de pasos que se encuentran esquematizados en la figura 12 y se explican a continuación.

V.1. SELECCIÓN DE LOS SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS.

Como se señaló en la sección de revisión bibliográfica, existen numerosos sistemas de lodos activados que operan en estado estacionario. Ellos se diferencian principalmente en el número y disposición de estanques aerobios y anóxicos. Estos sistemas son de amplia difusión en las plantas de tratamiento que operan alrededor del mundo, no obstante, su uso en Venezuela está limitado a un número pequeño de configuraciones rígidas (ver figuras 3 y 9). Esto se debe en parte a la presencia en el mercado de otras tecnologías de tratamiento, distintas a los lodos activados, que son empleadas junto con los lodos activados, en trenes de tratamiento híbridos.

En consecuencia, se consultó a expertos en la materia acerca de cuáles configuraciones son empleadas actualmente en el país, resultando de ello la selección del sistema convencional para reducción de materia carbonácea, el sistema aerado para nitrificación y el sistema anóxico para desnitrificación como los esquemas de tratamiento sobre los cuales trabaja el programa realizado.

Adicionalmente, y para aumentar la versatilidad del programa, se incluyó un esquema de predesnitrificación. Las configuraciones más complejas fueron descartadas por no utilizarse en el país o no tener noticia de ello.

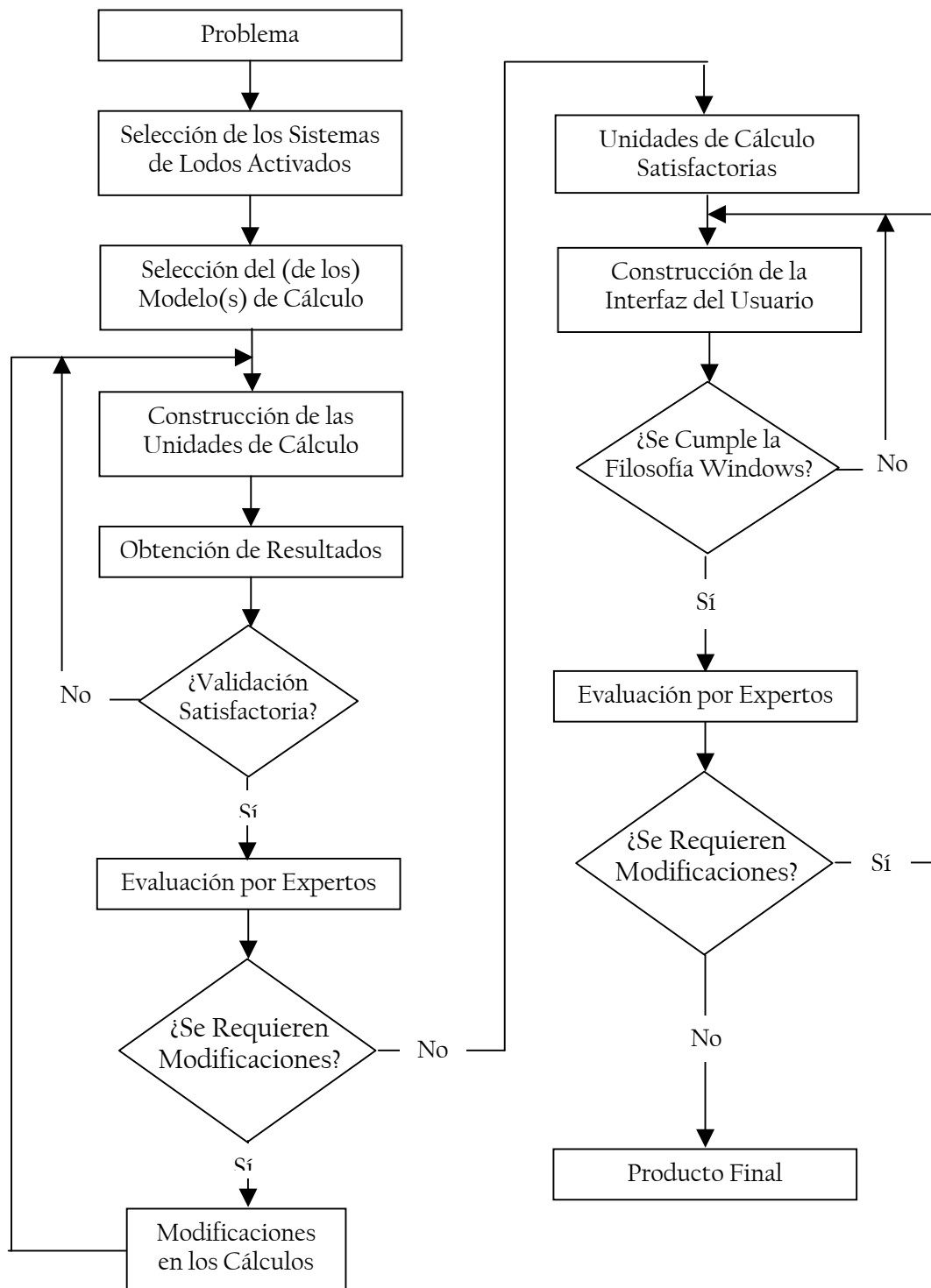


Figura 12. Diagrama de la propuesta metodológica empleada

V.2. SELECCIÓN DE LOS MODELOS DE CÁLCULO

Existen diferentes modelos que describen el comportamiento de los sistemas de lodos activados, tal como se mencionó en la sección IV.3 de la *Revisión Bibliográfica*. Dichos modelos se diferencian en el grado de complejidad de las expresiones cinéticas, número de parámetros y mecanismos bioquímicos considerados.

Los parámetros cinéticos contenidos en las expresiones mencionadas varían principalmente en función del afluente a tratar y de las condiciones climáticas (por ejemplo los cambios de estación), especialmente de la temperatura. Por ello, a pesar de que los valores de estos parámetros están suficientemente documentados en la bibliografía internacional, su validez en Venezuela puede ser discutida.

Por otro lado, existen modelos altamente desarrollados, como el ASM3, cuya complejidad los convierte en una opción de difícil aplicación. Específicamente en el caso del ASM3 se encontró un impedimento práctico para su uso, pues éste requiere de una multitud de parámetros no disponibles en Venezuela (ver tabla 7 en la *Revisión Bibliográfica*).

De manera que se optó por escoger modelos que describieran lo mejor posible a los sistemas seleccionados, pero fundamentados en parámetros cinéticos y estequiométricos ampliamente usados en el país y/o de validez universal.

Esto se realizó comparando los diferentes modelos expuestos en la bibliografía y consultando a expertos acerca del tipo de expresiones usualmente empleadas en la tarea de modelado. Las ecuaciones y parámetros que componen dichos modelos están expuestas en la sección de *Revisión Bibliográfica*.

V.3. CONSTRUCCIÓN DE LA UNIDAD DE CÁLCULOS

A partir de la selección de los modelos se procedió a la elaboración de la unidad de cálculos, explotando los criterios propios de la programación estructurada: empleo de unidades (archivos) con las rutinas de cálculo, uso de funciones y procedimientos, paso de parámetros por valor y por referencia, utilización de objetos, etc.

V.4. VALIDACIÓN DE LOS RESULTADOS

El primero de los criterios de validación utilizados, consistió en la comparación directa de los resultados expuestos por el programa con resultados generados manualmente a partir de los algoritmos comprendidos en el mismo, y de la comparación con los resultados expuestos en la bibliografía.

Por otro parte, se realizó una comparación entre datos reales provenientes de una planta de tratamiento con los arrojados por el programa. De esta manera se evaluó la capacidad del programa para ser empleado en condiciones reales.

La comprobación de resultados se presenta en la sección de *Resultados y Discusión*.

V.5. CONSTRUCCIÓN DE LA INTERFAZ DEL USUARIO

La construcción de la interfaz del usuario se realizó en el lenguaje de programación Visual Basic 6.0 y estuvo dirigida, siempre que fue posible, a mantener la filosofía de programación *Windows*, debido a la amplia difusión de este sistema. De este modo se facilita al usuario potencial, la comprensión de la mecánica del programa sin que haga falta instrucciones especiales en este aspecto.

La adopción del lenguaje Visual Basic 6.0 responde a que su uso permite una construcción fácil y rápida de una interfaz bajo la plataforma *Windows*. Además el uso de este lenguaje asegura una futura integración de los módulos de cálculo que se realizaron durante este trabajo con módulos previos y futuros realizados en trabajos afines en la Escuela de Ingeniería Química de la U.C.V.

Para reafirmar un empleo correcto de la filosofía *Windows*, el proceso de construcción de la interfaz se apoyó en las *consideraciones sobre el diseño de ventanas* expuestos por Cornell ^[Cornell, 1999] los cuales están relacionados con la publicación oficial de Microsoft *The Windows Interface Guidelines for Software Design*. También se consultó la actualización *Updated Windows Interface Guidelines for Software Design* ^[Microsoft, 1998] referente a la publicación mencionada.

En general, se mantuvo el esquema usual del uso de una barra de menú, barra de botones gráficos y múltiples ventanas o formularios para lectura de datos, información, opciones, etc. También se incluyeron las funciones habituales de *Abrir, Salvar e Imprimir*.

Debido a que las ventanas de lectura de datos poseen múltiples cuadros de texto destinados a la introducción de valores, se hace difícil recordar todos los valores y/o rangos de las variables solicitadas, así como también el significado de las mismas, ya que en ocasiones se utilizan abreviaciones y símbolos dentro de los formularios de lectura. En consecuencia se implementó un sistema no ortodoxo de ayudas, es decir que en lugar de incluir una ventana de ayuda única, desplegable tras ser solicitado por el usuario, se incluyeron cuadros de texto con ayudas en todos los formularios de lectura de datos. En los mismos se ofrece información al usuario acerca de los sistemas de tratamiento, el significado de las variables, los valores o rangos usuales de las mismas, etc. De esta manera se evita un acceso repetido y tedioso a una única ventana de ayuda.

La información general sobre el uso del programa se incluyó en una ventana denominada *Contenido*.

V.6. EVALUACIÓN POR EXPERTOS

La evaluación por expertos es uno de los pasos fundamentales de la metodología empleada, debido a que la información obtenida de dicha evaluación permitió realizar una serie de modificaciones al prototipo inicial que aseguraran la obtención de un programa flexible y amigable al usuario.

Se consultaron tres expertos en lodos activados en distintas etapas del proceso de elaboración, acerca de la flexibilidad y funcionalidad del programa. Como resultado de dichas consultas surgieron modificaciones importantes en la estructura del programa, estas son:

- A. **Opción de cálculos para diseño:** A pesar de que los cálculos de diseño no estaban contemplados en los objetivos iniciales del presente trabajo, se incluyó el dimensionamiento básico de los sistemas de lodos activados debido a la importancia que representa para el diseñador poseer asistencia durante el dimensionamiento de los sistemas.
- B. **Análisis de los resultados:** Considerando que las carencias en la formación del personal operativo es una de las causas principales de fallas en los sistemas, se incluyó una opción denominada *Reporte*, en la cual se ofrece orientación sobre los resultados que arroja el programa. Este análisis está basado en la información de las tablas 14 a la 17 y 22.
- C. **Selección de curvas en los resultados gráficos:** Se incluyó la opción de mostrar u ocultar las curvas obtenidas en los resultados gráficos para permitir una mejor observación y comparación entre los valores.

La evaluación no se limitó a expertos en lodos activados, también se solicitó a un grupo del personal docente del *Departamento de Investigación de*

Operaciones y Computación de la Facultad de Ingeniería de la U.C.V., que evaluaran el programa y expusieran sus sugerencias. A raíz de ello se hicieron algunas modificaciones menores y se incluyó una herramienta denominada *Opciones de Graficación* que permite modificar los colores y las escalas de los gráficos presentados para hacerlo más atractivo y mejorar la estética.

V.7. CREACIÓN DEL MANUAL DE USUARIO

El último paso consistió en la creación de un *Manual del Usuario*. Para ello se siguió la línea mostrada por la mayoría de las publicaciones referentes a computación dirigidas a principiantes. Se fijaron como criterios la simplicidad en el lenguaje utilizado, insertado en exposiciones concisas sobre el funcionamiento del programa y la inclusión de información gráfica para facilitar el aprendizaje y hacerlo más ameno.

Para hacer más fácil el uso del *Manual del Usuario*, el mismo es presentado como un anexo del presente informe que puede ser encuadernado de manera individual.

VI. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En cumplimiento de los objetivos planteados al iniciar el presente trabajo, se desarrolló el programa titulado **simLodos**, el cual opera bajo ambiente *Windows*, y permite al usuario trabajar con los principales sistemas de lodos activados en estado estacionario, existentes en Venezuela. Las principales características del programa en cuestión, se exponen a continuación. Seguidamente, se presentan los resultados obtenidos durante la comprobación o validación del programa.

VI.1. DESCRIPCIÓN DEL PROGRAMA

El programa **simLodos** está elaborado, como se mencionó en secciones anteriores, en Visual Basic 6.0. Se ha elaborado un paquete de instalación y un manual del usuario (este último incluido en el anexo).

El programa posee muchas de las características habituales presentes en los paquetes que operan bajo ambiente *Windows*, junto con algunas variaciones que hacen más sencillo su uso.

Al utilizar **simLodos**, es necesario elegir entre los modos de operación que posee. El resto del trabajo con el programa sigue una filosofía común. A continuación se explica el significado de dichos modos y luego la operación de **simLodos**.

VI.1.1 Modos de Operación

El programa **simLodos** opera bajo dos modos de trabajo:

- *Modo Operación*: este modo de trabajo está dirigido a la simulación de sistemas ya construidos, considerando las variables propias de una operación real, como la cantidad de aire introducido al sistema y la cantidad de lodo que escapa al tratamiento, además de los parámetros cinéticos, estequiométricos reales propios del sistema; el caudal y

composición de la corriente a tratar y las dimensiones del reactor biológico. Los resultados arrojados en el *modo Operación* son de carácter predictivo, es decir, los valores que se espera muestre el sistema, frente a un determinado tiempo de retención celular escogido por el usuario. En este sentido, el programa muestra no solo la composición esperada del efluente, sino también la cantidad de lodo de desecho y los valores propios del reactor biológico, como la concentración de biomasa o el índice volumétrico de lodo.

- *Modo Diseño*: bajo este modo, el trabajo se orienta al dimensionamiento básico de un sistema biológico. Al igual que en el caso anterior, es necesario disponer de la información cinética y estequiométrica, pero en este caso, estos parámetros son valores de diseño. También hay que indicar la composición y caudal del afluente, entre otros datos, y el programa arroja el volumen de tratamiento necesario, la cantidad de aire a suministrar, la cantidad de lodo a manejar, etc.

En el programa, el trabajo con el modo Diseño y el modo Operación es muy parecido, facilitando su uso. A los ojos del usuario, ambos modos se diferencian solamente en algunos de los datos solicitados y de las variables presentadas entre los resultados. Cabe destacar que en el ámbito interno del programa, existen diferencias importantes en cuanto a algoritmos y ecuaciones empleadas, cuando se trabaja con uno u otro modo de trabajo.

Ambos modos de trabajo consideran cuatro configuraciones de tratamiento, a saber: sistema convencional, sistema de nitrificación, sistema de desnitrificación y sistema de predesnitrificación o MLE.

VI.1.2. Operación de **simLodos**

La operación de **simLodos** es muy sencilla, permitiendo que incluso los usuarios inexpertos del sistema *Windows* puedan emplear el programa.

En la figura 13 se puede observar la ventana principal de **simLodos**. En ella se observa una barra de menú, con las principales opciones de un programa estilo *Windows*. Debajo de ella se encuentra una barra de botones con las principales opciones de un programa estándar:

- *Abrir*: permite abrir archivos de **simLodos** previamente grabados. En estos archivos se almacena la información necesaria para simular o diseñar los sistemas contemplados por el programa.
- *Salvar*: permite grabar archivos de **simLodos**. El programa mantiene las opciones estándar *guardar* y *guardar como*.
- *Opciones*: despliega una ventana de opciones de graficación, que permite al usuario modificar algunas de las características del resultado gráfico.
- *Imprimir*: imprime el resultado gráfico arrojado por el programa.

En la misma barra, se dispone de otras opciones propias del programa, estas son:

- *Operación*: habilita al usuario para trabajar bajo el *modo Operación*.
- *Diseño*: habilita el *modo Diseño*.
- *Reporte*: genera un reporte escrito con los resultados obtenidos por el programa.

Del lado izquierdo de la figura 13, se encuentra la barra de botones operacionales. En esta barra se accede a los diferentes formularios donde se introduce la información necesaria para trabajar con **simLodos** (ver figura 14).

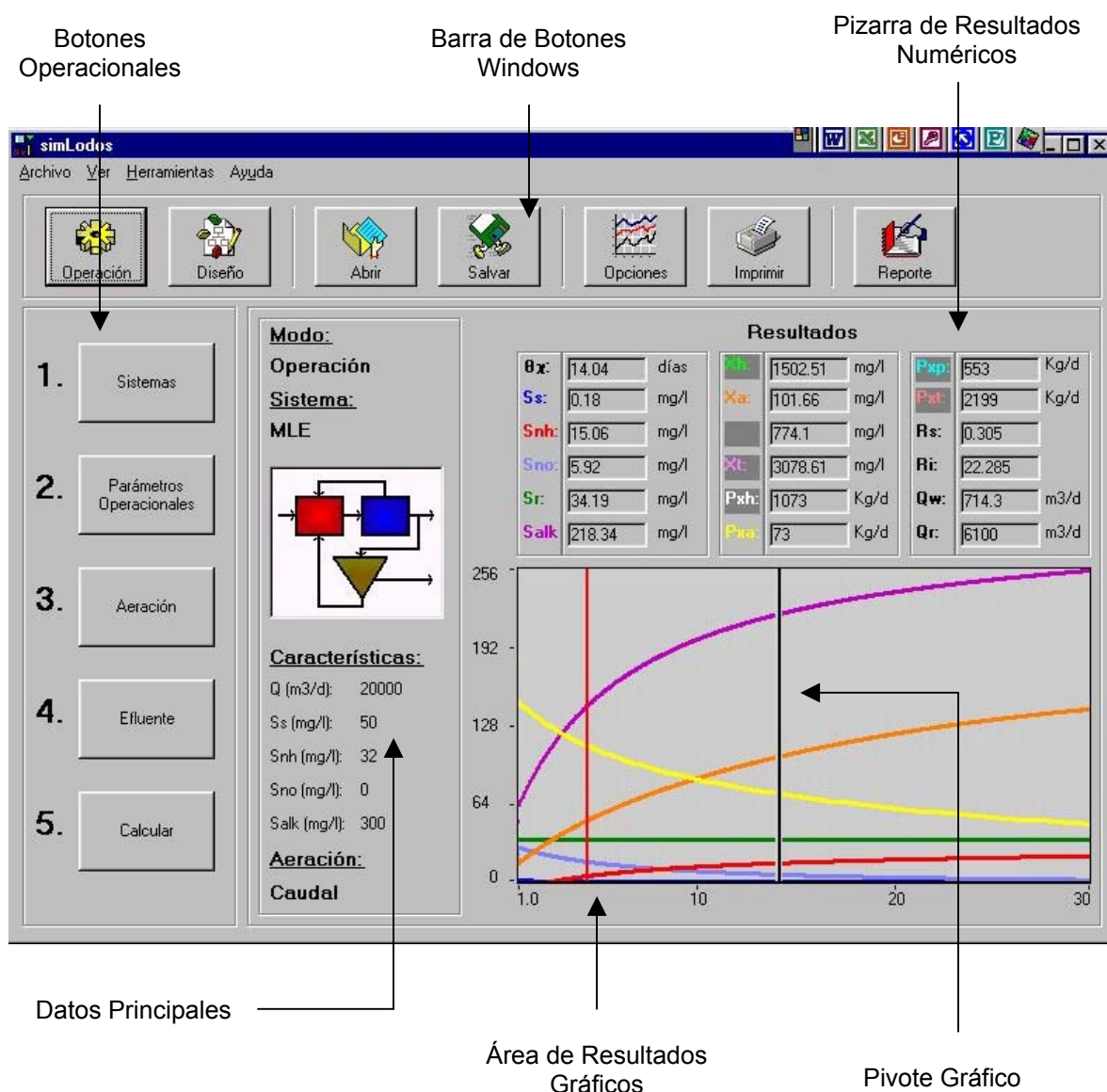


Figura 13. Ventana principal del programa simLodos

Los botones están numerados, sugiriendo al usuario una secuencia para el trabajo con los formularios. No obstante, éstos pueden ser desplegados individualmente, pero respetando algunas reglas dirigidas a evitar errores debidos a exceso o carencia de datos en la información suministrada, o algún descuido por parte del usuario. Esto se explica con más detalle en el manual del usuario (ver anexo).

[illegible]

Figura 14. Formularios para el suministro de información en el programa simLodos.

Los formularios manejados por el programa son:

- *Sistemas*: en este formulario se selecciona el sistema con el que se desea trabajar, entre las cuatro opciones posibles (convencional, nitrificación, desnitrificación y MLE). También se suministra la información general sobre las dimensiones del sistema a diseñar o simular (por ejemplo, caudal y volumen de tratamiento). Para facilitar el trabajo del usuario, se dispone de una sección de información, donde se muestra un diagrama del sistema seleccionado y se explica brevemente su utilidad.
- *Parámetros Operacionales*: en esta ventana se debe suministrar la información sobre la composición del afluente a tratar, los parámetros cinéticos del sistema biológico y los parámetros estequiométricos del mismo. También se muestra información sobre las variables solicitadas.
- *Aeración*: en este formulario se especifican algunos datos acerca del método de aeración empleado, si el sistema biológico escogido posee un reactor aerobio. Al igual que en los casos anteriores, se muestra una ventana de información que explica la forma de trabajar en esa ventana.
- *Efluente*: en esta ventana se indica la composición límite que debe poseer el efluente del sistema biológico. Esto puede realizarse seleccionando alguno de los registros de la base de datos que posee el programa, introduciendo un nuevo registro, o simplemente señalando los valores. Los registros mencionados incluyen la clasificación y composiciones señaladas en las *Normas para la Clasificación y el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua y Vertidos o Efluentes Líquidos* (apéndice a).

Por último, se encuentra el botón *Calcular*, que permite realizar los cálculos de diseño u operación, según sea el caso, y genera la respuesta gráfica mostrada en la figura 13. A partir de allí, el usuario es libre de elegir un sistema de lodos activados diferente, alterar los valores de los formularios para analizar la respuesta

obtenida frente a variaciones en los datos, o trabajar con la respuesta gráfica. Esto último se realiza modificando el valor de la variable de control del sistema, el tiempo de retención celular, mediante el arrastre del pivote gráfico.

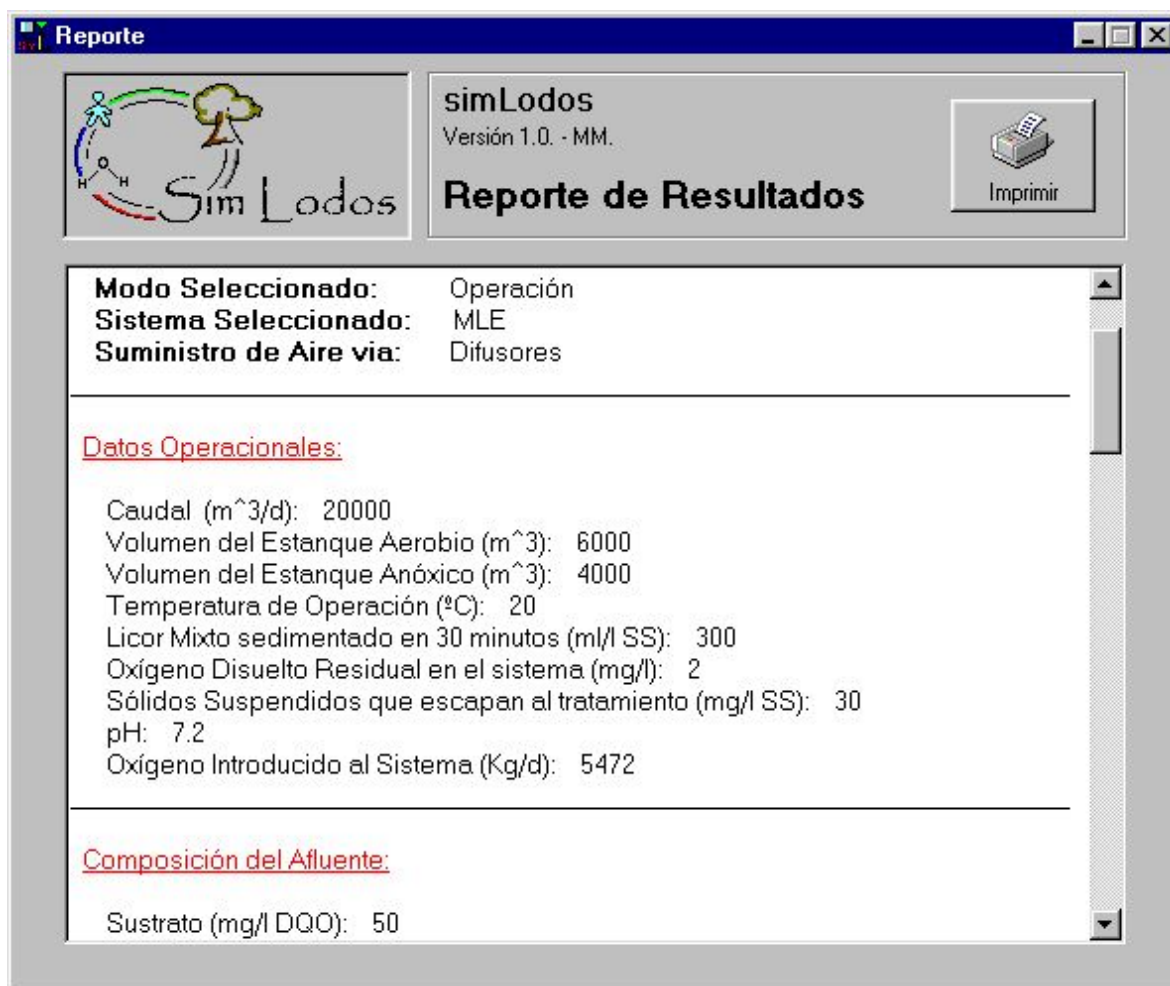


Figura 15. Ventana del Reporte Generado por el Programa simLodos

En la pizarra de resultados numéricos (figura 13), se pueden leer las diferentes variables contempladas en el sistema biológico. Los resultados de dichas variables son confiables a partir del tiempo mínimo de retención (vertical roja en el área de resultados gráficos de la figura 13), y pueden leerse aún cuando se esté arrastrando el pivote gráfico. También es posible seleccionar cuál curva se desea ver y cuál no, para mejorar la apreciación de las mismas, y permitir

comparaciones entre ellas. Una vez fijado un nuevo tiempo de retención celular (soltando el botón del mouse), se puede generar un reporte escrito (ver figura 15), que puede ser impreso y que incluye todos los valores de las variables especificadas, junto con los resultados obtenidos para el tiempo de retención seleccionado. Además, el *Reporte* posee una sección de advertencias donde se orienta al usuario acerca de las variables que exceden los rangos usuales de operación o diseño. De esta manera se pueden prevenir fallas.

Otras características importantes del programa son:

- Presencia del menú de ayuda con la ventana Contenido, que brinda la información general para usar **simLodos** y la ventana Acerca de, que además de presentar la información usual sobre el programa, permite hacer consultas sobre el empleo del programa vía correo electrónico.
- Utilización de las etiquetas de ayuda rápida (*tooltiptext*).
- Manejo simultáneo del programa mediante barra de botones y barra de menú.
- Presencia de teclas de acceso rápido (*hot keys*).

VI.2. VALIDACIÓN DEL PROGRAMA

La comprobación de los resultados obtenidos utilizando simLodos, se realizó comparando los valores arrojados por el programa, con los presentados en la bibliografía, tanto para el caso de operación como para diseño. También se verificó que el comportamiento de las variables en función del tiempo de retención celular correspondiese al esperado conforme a lo indicado por la teoría.

A continuación se muestra, para cada uno de los sistemas de lodos activados incluidos en **simLodos**, los resultados de las pruebas realizadas durante la comprobación del programa.

VI.2.1. Sistema Convencional

De los cuatro sistemas biológicos incluidos en el programa, el sistema convencional es el más utilizado, debido a ello es más fácil obtener información acerca del diseño y la operación del mismo, lo cual permitió realizar una mayor cantidad y diversidad de pruebas que con los demás sistemas.

VI.2.1.1. Diseño en el Sistema Convencional

En general, el modo *Diseño* permite al usuario del programa realizar el dimensionamiento básico de un tren biológico de tratamiento con lodos activados. Dicho de otro modo, el dimensionamiento se limita al sistema estanque biológico-sedimentador-reciclo.

Las pruebas realizadas para la opción *Diseño* se enfocaron principalmente a la comparación entre los resultados bibliográficos y los arrojados por el programa.

Los cálculos de diseño que realiza el programa siguen los dos métodos principales de dimensionamiento. En consecuencia, para cada conjunto de datos introducido en el programa se obtienen dos juegos de valores. En el primero de ellos, denominado como *Resultados de Diseño según la Composición del Efluente señalada por el usuario*, los valores se obtienen a partir de cálculos realizados sobre un valor fijo de sustrato en el efluente (como en Metcalf & Eddy, 1991); en cambio, en el segundo juego de valores (*Resultados de Diseño según la Cinética señalada por el usuario*) la concentración de sustrato efluente no está prefijada, sino que depende directamente de la cinética especificada.

La comprobación del primer juego de valores se realizó con datos tomados de Metcalf & Eddy, 1991. Los resultados se exponen en la tabla 23.

Puede notarse que los resultados arrojados por el programa no coinciden exactamente con los señalados por Metcalf & Eddy, debido en primer lugar a una pequeña diferencia en el tiempo de retención celular de 0.05 días. A pesar de ello todos los resultados se diferencian en porcentajes menores a la unidad, lo que señala una exactitud muy alta y carencia de errores en el algoritmo de cálculo respecto al método de Metcalf & Eddy.

Tabla 23. Resultados comparativos para el diseño según la composición del efluente señalada por el usuario (datos de Metcalf & Eddy, 1991)

Parámetro	Procedencia		Error (%)
	Metcalf & Eddy	simLodos	
θ_x (d)	10	10.05	0.50
Volumen (m ³)	4702	4717	0.32
Px (kg/d)	2057.1	2053	0.20
Kg O ₂ /d	5407.1	5412	0.09
F/M (d ⁻¹)	0.33	0.33	0.00
θ_h (d)	0.217	0.218	0.46
Datos Empleados			
Caudal (m ³ /d)	21600	Y	0.50
Ss afluente (mg DBO/l)	250	Ss efluente (mg DBO/l)	6.2
SSVLM diseño (mg/l)	3500	b_h (d ⁻¹)	0.06

Para comprobar el segundo juego de valores, se realizó una prueba con los datos tomados de Orhon y Artan, 1994. Los resultados se encuentran en la tabla 24.

Como puede observarse, los resultados se diferencian a partir del tercer parámetro. En el caso de **Px** y el **Volumen**, la pequeña diferencia entre los resultados se debe a que los datos de Orhon y Artan han sido redondeados. Esto puede verificarse en los cálculos presentados por ellos mismos.

La diferencia en los dos últimos valores se explica porque Orhon y Artan emplean un factor de seguridad llamado factor de choque f_c (ver tabla 11) en el cálculo del oxígeno requerido para balancear el sistema cuando hay una

perturbación en las condiciones estacionarias, mientras que en el programa dicho cálculo no emplea ningún factor de seguridad, siguiendo la línea de Metcalf & Eddy. La no inclusión de f_c responde a que en el programa se considera solamente el caso estacionario.

Tabla 24 Resultados comparativos de diseño según la cinética del efluente señalada por el usuario (datos de Orhon & Artan, 1994)

Resultados de Diseño			
Parámetro	Procedencia		
	Orhon & Artan	simLodos	Error (%)
$\Theta_X (d^{-1})$	6	5.99	0.17
$S_s (mg/l)$	10	10	0.00
$P_x (Kg/d)$	1600	1598	0.13
Volumen (m ³)	3000	3068	2.27
OR (Kg/d)	4387	3359	23.43
$Q_a (m^3/d)$	8979	6879	23.39
Datos Empleados			
$\hat{\mu} (d^{-1})$	2	$Q (m^3/d)$	10000
$K_s (mg/l DBO_5)$	80	S afluente (mg/l)	300
Y	0.6	S_n afluente (mg/l)	40
$b_h (d^{-1})$	0.06	DQO/DBO	1.8
SSV/SS	0.8	T (°C)	14
DBO/SSV	0.6	f	0.56

Una tercera prueba fue realizada para verificar si la tendencia señalada por el programa cuando se varía el tiempo de residencia celular es correcta. Para ello se realizó el cálculo de la producción de lodo y el requerimiento de oxígeno y se comparó por el señalado en Orhon & Artan. El resultado se encuentra en la tabla 25.

En los resultados de la tabla 25 se observa que el comportamiento de las variables estudiadas en función del tiempo de residencia celular se ciñe a lo esperado. Cabe destacar que dicha tendencia es válida también para el modo

Operación. También se observa que al igual que en los resultados de la tabla 23 y 24, no siempre es posible obtener un resultado para un tiempo de residencia deseado. Las pequeñas variaciones en este valor responden a un problema de precisión cuando se intenta fijar un tiempo de residencia sobre la zona gráfica (lo cual se realiza moviendo un pivote sobre la gráfica con el ratón o mouse). A pesar de ello los errores continúan siendo muy bajos.

Tabla 25. Resultados comparativos sobre la variación de dos parámetros en función del tiempo de residencia celular (datos de Orhon & Artan, 1994)

θ_x (d)	Px por Orhon & Artan (kg/d)	θ_x en simLodos (d)	Px por simLodos (kg/d)	Error (%)	OR por Orhon & Artan (kg O ₂ /d)	θ_x en simLodos (d)	OR por simLodos (kg O ₂ /d)	Error (%)
1	1720	1	1720	0.00	1726	1	1705	1.22
2	1720	2	1728	0.47	1932	2	1911	1.09
3	1669	3	1669	0.00	2059	3	2037	1.07
4	1606	3.99	1606	0.00	2167	3.99	2145	1.02
5	1541	4.99	1545	0.26	2263	4.99	2241	0.97
6	1488	5.99	1488	0.00	2351	5.99	2329	0.94
8	1384	7.98	1386	0.14	2506	7.98	2480	1.04
10	1293	9.99	1289	0.31	2640	10.05	2620	0.76
12	1213	12.02	1207	0.49	2756	11.97	2731	0.91
15	1110	15	1105	0.45	2906	14.97	2881	0.86
Datos Empleados								
Y	0.65	$\hat{\mu}$ (d ⁻¹)	2	Ks (mg/l)	20	b _h (d ⁻¹)	0.05	
Q (m ³ /d)		1000		Ss afluente (mg DBO/l)			300	

Igualmente se debe considerar que los errores porcentuales presentados se relacionan con los errores de redondeo propios de los tipos de variables del lenguaje. De hecho, todos los cálculos incluidos en el programa se realizan con variables de precisión simple. Estas variables tienen una precisión de siete cifras significativas, pero cuando se opera con valores de dimensiones disímiles, como en el programa, la acumulación de errores es más factible. A pesar de lo dicho, la dimensión de los errores reportados apoya la escogencia de las variables de precisión simple frente a las de precisión doble, que si bien son menos

susceptibles a este tipo de errores, su aritmética es relativamente más lenta que la de las primeras ^[Cornell, 1999] y requieren del doble de memoria.

VI.2.1.2. Operación en el Sistema Convencional

El *modo Operación* tiene, si se quiere, más peso que el *modo Diseño* dentro del programa realizado, puesto que el segundo está abundantemente abordado en la bibliografía y en otros programas de simulación, mientras el primero no está tan ampliamente abordado como se quisiera, sobre todo si se considera, como se indico en el *Planteamiento del Problema*, que la incidencia de errores de operación supera a los de diseño.

El primer problema planteado consistió en determinar los mecanismos disponibles en una planta real para controlar el tratamiento biológico. Se concluyó que la variación del suministro de oxígeno y de la corriente de reciclo eran los medios principales para controlar el proceso. No obstante, para mantener la uniformidad con la práctica de diseño, y considerando que la relación de reciclo depende directamente del tiempo de retención celular, se escogió a este último junto con el suministro de aire como parámetro de control.

En consecuencia se consideraron las expresiones teóricas que relacionan la concentración de sustrato efluente con los parámetros mencionados. Estas son las ecuaciones 25 y 35, que se muestran de nuevo a continuación:

$$S = \frac{K_s(1 + K_d\theta_X)}{\hat{\mu}\theta_X - (1 + K_d\theta_X)} \quad (\text{Ec. 25})$$

$$OR = \left(\frac{1}{f} - 1.42 \cdot Y_{obs} \right) Q(S_1 - S) \quad (\text{Ec. 35})$$

Si se fijan los valores cinéticos en la Ec. 25 y el oxígeno requerido **OR** de la Ec. 35 se iguala al oxígeno suministrado en condiciones reales, el cual depende

de los equipos de suministro instalados en la planta, se obtiene dos perfiles para la concentración de sustrato en el efluente, como los mostrados en la figura 16.

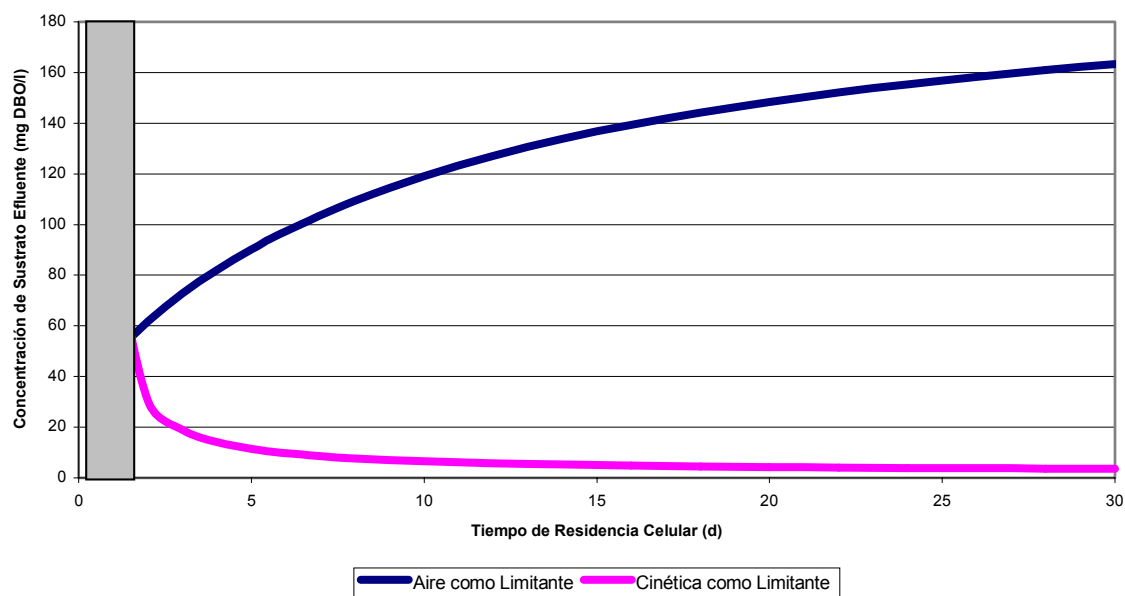


Figura 16. Perfiles del sustrato en el efluente

Puede notarse que el perfil generado con la Ec. 25 en la figura 16, denominado *Cinética como Limitante*, indica una disminución del sustrato a medida que aumenta el tiempo de retención, pero a expensas de un aumento en el oxígeno requerido como se mencionó en la sección IV.3.1.6. de la *Revisión Bibliográfica*. En cambio si se predice el sustrato a partir de un valor fijo de oxígeno suministrado, se obtiene una curva creciente (ver *Aire como Limitante*).

Debido a la carencia de expresiones predictivas que resuelvan el problema planteado, se propuso una función a trozos (ver Ec.101) compuesta por dos fases, la primera de ellas (destacada en la figura 16 con una franja coloreada) corresponde a una operación donde hay oxígeno en exceso pero la cinética limita el consumo de sustrato. En cambio la segunda fase (en blanco) indica que el oxígeno limita la reacción.

$$S_s = \begin{cases} S_A = \frac{K_S(1 + b_h\theta_X)}{\mu\theta_X - (1 + b_h\theta_X)} & \text{cuando } S_A > S_B \\ S_B = S_{S1} - \frac{O_2 \text{ suministrado}}{\left(\frac{1}{f} - 1.42Y_{obs}\right)Q} & \text{cuando } S_B > S_A \end{cases} \quad (\text{Ec. 101})$$

En la Ec. 101 se reporta el mayor valor entre los dos valores posibles para una cinética y un suministro de aire fijos. Si se observa con atención la figura 16 puede notarse que al seleccionar el mayor de los valores, obligatoriamente se obtiene un punto mínimo que es la intersección de ambas curvas. Este punto representa el tiempo de residencia para el cual el oxígeno suministrado coincide con el requerido según la cinética especificada. En otras palabras, la intersección indicaría el punto óptimo en cuanto a consumo de oxígeno se refiere.

No obstante, hay que pensar que aunque el mínimo mencionado indique el óptimo en consumo de oxígeno, esto no necesariamente es el óptimo operacional, pues el suministro de oxígeno debe considerar también las necesidades de mezclado (que pueden requerir un caudal de oxígeno mayor). Por otra parte el modelo empleado es para estado estacionario, pero en condiciones reales los parámetros cinéticos no se mantienen constantes. Además, nada impide que si se opera en la segunda fase donde el oxígeno es limitante, el sistema se autoajuste para hacer un uso más efectivo del oxígeno.

De manera que la ecuación planteada debe ser considerada como un indicativo de una zona en donde no se esperan cambios significativos en el comportamiento del sistema (primera fase) y otra en donde un suministro

insuficiente de oxígeno puede explicar resultados inesperados en el comportamiento del sistema.

Para comprobar el *modo Operación*, se realizaron diversos tipos de pruebas. La primera de ellas consistió en tomar datos provenientes del diseño de sistemas convencionales, y suministrar al programa dichos datos, pero con la diferencia de que el volumen del reactor y el oxígeno requerido (resultados del diseño) se emplean como datos, mientras que el sustrato en el efluente (dato en el diseño) se obtiene como resultado. Lo anterior se realizó tomando los datos de la tabla 23, obteniendo lo expuesto en la tabla 26.

Tabla 26. Resultados comparativos para el modo Operación

Parámetros	Procedencia		
	Orhon & Artan	simLodos	% Error
θ_x (d)	6.00	5.99	0.17
S_s (mg DBO/l)	10.22	10.23	0.10
X (mg SSVLM/l)	2500	2500	0.00
P_x (Kg/d)	1600	1598	0.13
R	0.56	0.56	0.00
S_{NH} (mg NH_4-N /l)	25.00	24.66	1.36
Datos Empleados (para difusores)			
Presión (atm)	1	F	1
Q_a (m ³ /hr)	7148	a	0.4
Conc. Sat. 20°C (mg/l)	9.08	b	0.95
Conc. Sat. T sitio (mg/l)	10.3	% Eficiencia	24

Se observa en los resultados de la tabla 26 que el programa predice correctamente los valores de sustrato en el efluente, producción de lodo, biomasa, reciclo y nitrógeno en el efluente dado el volumen y los parámetros cinéticos y de suministro de aire. No obstante, como dichos resultados provienen de un ejemplo de diseño y no de un caso real de operación, se procedió a trabajar con los datos presentados por Eckenfelder, 1992. Dichos datos corresponden al desempeño de un sistema convencional tratando diferentes efluentes industriales. Como en los

datos no se indica ni el volumen ni el caudal de tratamiento de la planta, se supuso un caudal de 5000 m³/d y el volumen se calculó a partir del tiempo de retención hidráulico. Los datos empleados se muestran en la tabla 27 y los resultados obtenidos en la tabla 28.

Tabla 27. Desempeño de un Sistema Convencional con diferentes desechos industriales [Eckenfelder, 1992]

Origen (industria)	Afluente		X (mg/l)	θ (d)	IVL (ml-gr)	T (°C)	γ	μ_{H} (d ⁻¹)	θ_{Z} (d)	F/M	bh (d ⁻¹)	O ₂ requerido (mg/l)	Efluente	
	DBO (mg/l)	DQO (mg/l)											DBO (mg/l)	DQO (mg/l)
Molino de Papel	375	692	1414	2.38	63	9	0.78	4.06	--	0.11	0.02	653	8	79
Aceite Vegetal	3474	6302	1740	3.5	49.2		0.5	12.85	--	0.57	0.11	3837	76	332
Colorantes textiles	393	951	2620	1.21	185	10.5	0.62	1.44	18.8	0.12	0.03	524	20	261

Para una mejor comparación, en la tabla 28 se han resaltado en gris los resultados esperados según lo indicado en la tabla 27. Los valores que se diferencian de los indicados en la tabla 27, aparecen resaltados en amarillo, independientemente de la magnitud de las desviaciones. No obstante, deben leerse al detalle, ya que algunas desviaciones son casi insignificantes.

Nótese que se incluyó el valor de **K_s** tomado de Orhon & Artan, 1994, puesto que no estaba presente en la información original. También se indicó en que parte de la curva de predicción de sustrato se encontraban los resultados.

Para los datos de *Molino de papel* y *Colorantes textiles*, se mantuvo constante el valor de suministro de aire pues los datos caían en la zona limitada por la cinética. Es importante destacar que la concentración de oxígeno indicada en la tabla 27 es un valor calculado, a partir de información suministrada por la misma fuente, y representa el consumo esperado de oxígeno, mas no el

suministro real como requiere el programa. A pesar de ello se mantuvo dicho valor para fines comparativos.

Tabla 28. Comparación de los resultados arrojados por el programa para un Sistema Convencional con diferentes desechos industriales

Origen (industria)	Datos				Resultados de simLodos					Cinética Empleada				Limitante
	DQO/DBO afluente	Volumen (m3)	DQO/DBO efluente	Aire Suministrado (m ³ /h)	X (mg/l)	θ_z (d)	Ss (mg DBO/l)	IVL	F/M	Ks	μ (d ⁻¹)	bh (d ⁻¹)	Y	
Molino de Papel	1.8	11900	9.8	477	1414	18.1	1.74	62	0.11	80	4.06	0.02	0.78	Cinética
					1377	18.1	7	64		350	4.06	0.032		Cinética
					1416	18.96	8.73	62		100	1.056			Cinética
	Resultado esperado				477	--	8	63	0.11	--	4.06	0.02	0.78	
Aceite Vegetal	1.8	17500	4.3	2805	1586	5.92	369.7	55	0.63	350	12.85	0.11	0.5	Oxígeno
				2805		7.27	456.5	50	0.57					Oxígeno
					1736	5.92	76.42							Oxígeno
	Resultado esperado					1740	--	76	49.2	0.57	--	12.85	0.11	0.5
Colorantes textiles	2.4	6050	13.1	383	2385	18.81	5.83		0.14	95	1.44	0.03	0.62	Cinética
					383	2620	18.8		185	0.12		1.44	0.03	0.62

Los resultados de *Molino de papel*, indican que variando los conjuntos de valores cinéticos se puede obtener el resultado esperado. No obstante cuando se empleó la cinética indicada en la tabla 27, tanto en *Molino de papel* como en *Colorantes textiles* la predicción se ubicó por debajo de lo esperado. Esto puede deberse a valores erróneos de K_s , pues dichos valores no se extrajeron de la misma fuente.

Gaudy & Gaudy, 1980, señalan que en condiciones de operación el reactor biológico debe “ajustar” los resultados frente a una posible falla en el sedimentador. Indican también que en estos casos se requiere de información cinética muy precisa. Lo anterior puede ayudar a explicar las divergencias en los resultados obtenidos, pues en la información de la tabla 27 no se muestra la

existencia de escapes de sólidos en el sedimentador, a pesar de que la presencia de dichos escapes es una situación usual. De hecho, los cálculos de la tabla 28 se realizaron suponiendo que no escapan sólidos, pero si se supone un escape de 13 mg/l de sólidos suspendidos, se obtiene un valor de DBO total en el efluente de 7.98 mg/l (empleando la cinética suministrada en la tabla 27), lo cual coincide con lo esperado. Cabe destacar que el valor de 13 mg/l es menor que los 35 mg/l supuestos en el ejemplo de diseño para un sistema convencional realizado por Orhon & Artan, 1994, empleado para construir la tabla 24. Además, este valor se sitúa muy bien dentro de los datos reales que se presentan más adelante.

Un resultado similar se obtiene en *Colorantes textiles*, suponiendo un escape de 30 mg/l de SS. De manera que las discrepancias en los primeros dos casos son explicables por falta de una información real completa.

En cambio en el caso de *Aceite Vegetal*, los resultados caen sobre la zona limitada por el oxígeno. Esto indica que los requerimientos de oxígeno calculados no coinciden con los señalados por la cinética especificada. Para comprobar la causa de la discrepancia se revisó la validez de los valores suministrados para calcular el consumo de oxígeno. Eckenfelder, 1992 emplea una ecuación del tipo:

$$OR = a'(S_{S1} - S_S) + b' \cdot X \cdot \theta \quad (\text{Ec. 102})$$

la cual puede compararse con la Ec. 35. Manipulándola se obtiene [Orhon & Artan, 1994]:

$$a' = \left(\frac{1}{f} - 1.42 \cdot Y \right) \quad (\text{Ec. 103})$$

y

$$b' = 1.42 \cdot b_h \quad (\text{Ec. 104})$$

Los valores de **a'** y **b'** reportados por Eckenfelder son 5.2 y 0.34 respectivamente. Analizando estos valores según las Ec. 103 y 104 se descubre

que se asumió un valor f de 0.813 y que b' difiere de lo que debería ser según la Ec. 104. El valor correcto de b_h es 0.1562. Con estos valores se obtiene un caudal de aire a suministrar de 1987 m³/hr. Como todos los valores de la tabla 28 se calcularon empleando f igual a 0.6, se realizó una nueva prueba con el parámetro f obtenido. Los resultados se muestran en la tabla 29.

Tabla 29. Resultados comparativos para un sistema convencional para procesar efluentes de una industria de aceites vegetales

Origen (industria)	DQO/DBO afluente	Volumen (m ³)	DBO/DQO efluente	Aire Suministrado (m ³ /h)	Resultados de simLodos					Cinética Empleados				Limitante
					X (mg/l)	θ_z (d)	Ss (mg DBO/l)	IVL	F/M	Ks	μ (d ⁻¹)	bh (d ⁻¹)	Y	
Aceite Vegetal	1.8	17500	4.3	1987	1740	5.93	76.32	50	0.57	350	12.85	0.11	0.5	Oxígeno
	Resultado esperado			1987	1740	~	76	49.2	0.57		12.85	0.11	0.5	

La tabla 29 muestra valores muy cercanos a los indicados por Eckenfelder, a pesar de que se trabaja sobre la fase limitada por el oxígeno. Este resultado indica en que las desviaciones en *Aceite Vegetal* en la tabla 28 responden a errores en los datos suministrados. También se apoya la idea propuesta acerca de diferenciar una zona limitada por la cinética y otra por el oxígeno como método predictivo del sustrato en el efluente.

La última prueba realizada para el *modo Operación* en sistema convencional consistió en tratar datos reales de una planta de tratamiento que opera en Venezuela. En adelante se le denominará **Empresa A** por motivos de confidencialidad.

Como la planta no opera en estado estacionario, en primer lugar se determinó el período de menor oscilación del caudal, siendo éste desde el 26 de mayo al 8 de junio (ver figura 17). Los datos suministrados para este período se muestran en la tabla 30. Dichos datos corresponden a un reactor biológico de

21600 m³ de volumen de tratamiento y las determinaciones de concentraciones de sustrato fueron realizadas en DQO. Se indicó una relación DBO/DQO entre 0.6-0.7, escogiéndose el límite inferior para calcular los valores de DBO mostrados en la tabla 30. No fue suministrada ninguna información acerca del caudal de suministro de aire ni de la cinética del sistema.

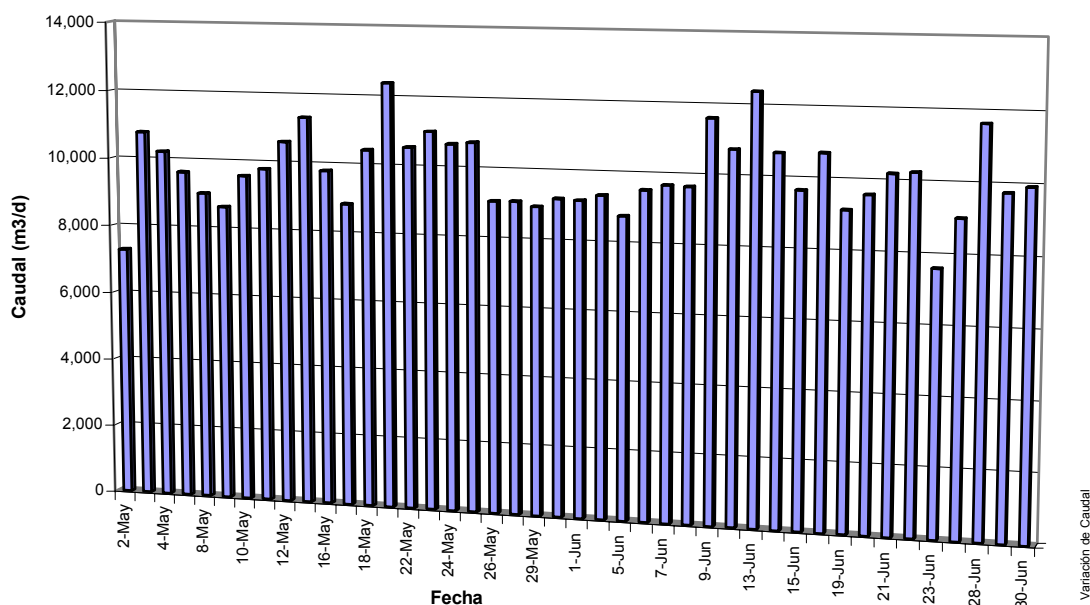


Figura 17. Variación de caudal en Empresa A.

Tabla 30. Datos de operación de la Empresa A.

Fecha	Afluente			Reactor Biológico y Sedimentador					Efluente	
	Caudal (m3/d)	DQO Total (mg/l)	DBO Total (mg/l)	SST (mg/l)	SSV (mg/l)	SSV / SST	VLS ₃₀ (ml/l)	Xr (mg/l)	DQO total (mg/l)	DBO Total (mg/l)
26-May	9077	776	465.6	3610	2670	0.740	990	6090	62	37.2
27-May	9090	931	558.6						70	42
29-May	8962	931	558.6	3850	2830	0.735	990	5000	70	42
30-May	9205	776	465.6	3820	2750	0.720	990	6360	38.8	23.28
01-Jun	9177	792	475.2	4040	2900	0.718	990	6090	21.6	12.96
02-Jun	9344	1100	660	3940	2860	0.726	970	5960	36	21.6
05-Jun	8776	---	---	3040	2410	0.793	990	4740	92	55.2
06-Jun	9527	930	558	3730	2630	0.705	990	5080	40	24
07-Jun	9688	1140	684	3350	2360	0.704	980	5450	43	25.8
08-Jun	9664	1010	606	2970	2100	0.707	980	5010	46	27.6

Para probar los datos se procedió a estimar el aire suministrado al sistema. Para ello se calculó el requerimiento de oxígeno para cada uno de los días contemplados entre los meses de mayo y junio. Empleando un coeficiente de productividad Y_h supuesto de 0.78 gr Biomasa/gr DBO tratada y un coeficiente de decaimiento b_h de 0.02 d^{-1} se obtuvo un máximo en el requerimiento de oxígeno para el día 28 de junio de $921 \text{ m}^3/\text{hr}$ (para $\text{DQO}_{\text{afuente}} = 1474 \text{ mg/l}$ y $\text{DQO}_{\text{efluente}} = 62 \text{ mg/l}$). Por otro lado se intentó estimar el tiempo de retención celular utilizado en el sistema. Este tiempo es variable debido a que el reciclo del sistema se realiza con una bomba de caudal fijo igual a $400 \text{ m}^3/\text{hr}$. Para calcularlo se emplearon los valores de X_r y X (como SST) suministrados y las Ec. 37 y 39. Los resultados se muestran en la tabla 31.

Tabla 31. Relación de reciclo y tiempo de residencia celular para el sistema de la Empresa A.

Fecha	Relación de Reciclo	$\theta_x \text{ (d)}$	Fecha	Relación de Reciclo	$\theta_x \text{ (d)}$
26-May	1.058	8.70	02-Jun	1.027	4.88
27-May	1.056	---	05-Jun	1.094	6.34
29-May	1.071	3.54	06-Jun	1.008	3.57
30-May	1.043	7.65	07-Jun	0.991	5.89
01-Jun	1.046	5.02	08-Jun	0.993	7.04

Con los tiempos de residencia indicados en la tabla 31 se generaron los resultados de la tabla 32. Para ello se empleó un coeficiente K_s de 100 mg/l y $\hat{\mu}_h$ de 1.05 d^{-1} además de los valores mencionados anteriormente. Estos valores fueron seleccionados convenientemente entre varios valores probados, para intentar simular el sistema de la Empresa A. No obstante surgieron desviaciones importantes como se observa en la tabla 32 (las zonas destacadas corresponden a errores porcentuales menores al 10%).

La desviación principal en la tabla 32 corresponde a la concentración de biomasa X en el reactor. A raíz de ello se presentan dos filas de valores para cada día. La primera indica la simulación para un tiempo de residencia cercano al

calculado en la tabla 31, mientras que la segunda indica el tiempo para el cual se alcanza la concentración de biomasa indicada por la Empresa A.

Tabla 32. Resultados comparativos de la simulación de la operación del sistema de la Empresa A.

Fecha	θ_x (d)	DBO (mg/l)	DBO total (mg/l)	DBO Empresa A (mg/l)	%Error	DQO (mg/l)	DQO Empresa A (mg/l)	%Error	X (mg/l SSV)	X Empresa A (mg/l SSV)	%Error
26-May	8.70	14.75	17.57	37.20	52.77	29.00	62.00	53.23	1095	2670	58.99
	27.43	5.69	8.51	37.20	77.12	14.00	62.00	77.42	2668	2670	0.07
29-May	3.57	40.32	42.58	42.00	1.38	71.00	70.00		556	2830	80.35
	23.23	6.39	8.65	42.00	79.40	14.00	70.00	80.00	2832	2830	0.07
30-May	7.63	16.87	18.00	23.28	22.68	30.00	38.80	22.68	984	2750	64.22
	28.15	5.59	6.72	23.28	71.13	11.00	38.80	71.65	2750	2750	0.00
01-Jun	5.06	26.20	28.46	12.96	119.60	48.00	21.60	122.22	682	2900	76.48
	29.79	5.38	7.64	12.96	41.05	13.00	21.60	39.81	2904	2900	0.14
02-Jun	4.92	27.13	29.39	21.60	36.06	49.00	36.00	36.11	663	2860	76.82
	29.07	5.47	7.73	21.60	64.21	13.00	36.00	63.89	2857	2860	0.10
06-Jun	3.57	40.32	55.55	24.00	131.46	93.00	40.00	132.50	590	2630	77.57
	19.24	7.37	22.60	24.00	5.83	38.00	40.00	5.00	2628	2630	0.08
07-Jun	5.85	22.23	27.87	25.80	8.02	47.00	43.00	9.30	1212	2360	48.64
	12.54	10.53	16.17	25.80	37.33	27.00	43.00	37.21	2356	2360	0.17
08-Jun	6.99	18.36	21.18	27.60	23.26	35.00	46.00	23.91	1259	2100	40.05
	12.69	10.42	13.24	27.60	52.03	22.00	46.00	52.17	2098	2100	0.10

Para explicar la discrepancia se verificó la consistencia entre el valor de X_r y el de VLS_{30} en función de la concentración de biomasa X suministrada, empleando la Ec. 56 y la Ec. 105^[Benefeld & Randall, 1980] generando la tabla 33:

$$IVL = \frac{10^6}{X_r} \quad (\text{Ec. 125})$$

Puede observarse en la tabla 33 que existe una incongruencia entre los valores derivados de X_r y los derivados de VLS_{30} . Además se observa en ambos casos que los valores del índice volumétrico de lodo son mayores a 100. Como se mencionó en la sección IV.3.1.9, esto puede ser indicativo de irregularidades en la

sedimentación y posibles enfermedades en el lodo, lo cual puede afectar considerablemente la estabilidad el proceso. No obstante, si esa situación se estuviese presentando, solo puede ser demostrado con pruebas de laboratorio. Pero independientemente de ello, las incongruencias señaladas afectan el cálculo de θ_c pues arrojan dudas sobre cuál es el valor correcto de X_r que debe utilizarse en dicho cálculo.

Tabla 33. Comparación entre los valores derivados de X_r frente al VLS_{30} suministrado por la Empresa A

Fecha	Valores calculados usando VLS_{30} como base			Valores calculados usando X_r como base		
	VLS_{30} (ml/l)	IVL (ml·gr)	X_r (mg/l)	X_r (mg/l)	IVL (ml·gr)	VLS_{30} (ml/l)
26-May	990	259	3859	6360	157	601
27-May	990	245	4080	6090	164	663
29-May	970	246.	4061	5960	167	661
30-May	990	325	3070	4740	210	641
1-Jun	990	265.	3767	5080	196	734
2-Jun	980	292	3418	5450	183	614
5-Jun	980	329	3030	5010	199	592

También se determinaron los valores del coeficiente de productividad Y_h necesarios para generar concentraciones de biomasa como las reportadas por la Empresa A, en el tiempo de residencia señalado en la tabla 31. Para ello se utilizó la Ec. 27. Los valores obtenidos se exponen en la tabla 34.

Tabla 34. Coeficientes de productividad calculados para el sistema de la Empresa A.

Fecha	Y_H (en DBO)	Y_H (en DQO)
26-May	1.70	1.02
29-May	3.73	2.24
30-May	1.91	1.14
01-Jun	2.94	1.77
02-Jun	2.12	1.27
06-Jun	3.13	1.88
07-Jun	1.36	0.81
08-Jun	1.15	0.69

Puede notarse que los coeficientes de la tabla 34, calculados en función de la variación de la DQO y la DBO en la planta de la Empresa A, suponiendo la ausencia de mecanismos endógenos ($b_h = 0.000 \text{ d}^{-1}$), superan a los valores usuales registrados en la bibliografía. Estos últimos fluctúan entre 0.46 a 0.69 para la DQO [Henze, 1987], y entre 0.31 a 0.75 en DBO [Orhon & Artan, 1994] para aguas residuales domésticas. Para aguas residuales provenientes de empresas de diversos rubros, se tienen máximos de 1.92 en DBO y 0.52 DQO [Eckenfelder, 1992]. Puede observarse que los valores del coeficiente de productividad Y_h de la Empresa A, nunca se ciñen al rango señalado cuando hablamos de la DQO y los valores en DBO solo se ajustan al máximo encontrado de 1.92.

Es importante señalar que los valores y rangos indicados corresponden, en general, a valores obtenidos para temperaturas menores a las presentes en el país, y los valores cinéticos aumentan con la temperatura. También se destaca el hecho de que se utilizó una relación global DBO/DQO de 0.6, pero la experiencia señala que la relación disminuye considerablemente después del tratamiento. Por ejemplo, para aguas domésticas se indica una relación DBO/DQO de 0.6 antes del tratamiento y de 0.2 después [Bitton, 1994]. Un cambio semejante disminuiría el valor de Y_h para DBO. Aun así, no se explican los altos valores en DQO.

Los resultados obtenidos indican que no es posible simular el proceso de la Empresa A con la información suministrada, pues el sistema parece ser inestable, como lo indica los altos valores de VLS_{30} . También, las incongruencias encontradas hacen pensar en la posible presencia de errores en la determinación o el manejo de los parámetros del sistema, por parte de la Empresa A. En general, la operación de la planta de la Empresa A parece alejarse mucho del estado estacionario pues un único juego de valores cinéticos y estequiométricos son insuficientes para determinar el sistema. Además no se tiene ninguna información sobre el suministro de aire. Por lo tanto, no es posible simular la planta de la Empresa A, a partir de los datos suministrados.

VI.2.2. Sistema de Nitrificación

La nitrificación es el segundo proceso en importancia de los cuatro incluidos en el programa **simLodos**. La comprobación de este sistema se muestra a continuación.

VI.2.2.1 Diseño en el Sistema de Nitrificación

Los resultados de diseño realizados por Orhon & Artan, 1994, para un sistema de nitrificación, se compararon con los obtenidos por el programa (ver tabla 35).

Tabla 35. Resultados comparativos del diseño de un sistema de nitrificación (datos de Orhon & Artan, 1994).

Parámetro	Procedencia		% Error
	Orhon & Artan	simLodos	
θ_C (d)	13	12.97	0.23
S_S (mg/l)	6.8	6.83	0.44
S_{NH} (mg/l)	0.7	0.72	2.86
S_{NO} (mg/l)	28.1	28.05	0.18
S_{alk} (mg/l)	-0.6	-0.28	53.33
P_{xh} (Kg/d)	935	936	0.11
P_{xa} (Kg/d)	34.4	34	1.16
P_{xt} (Kg/d)	969.4	970	0.06
OR (Kg/d)	4285	4280	0.12
Vol (m^3)	5039	5027.2	0.23
Datos Empleados			
Caudal (m^3/d)	10000	Y_h	0.65
S_s afluente (mg DBO/l)	300	$\hat{\mu}_h$ (d^{-1})	2
b_h (d^{-1})	0.08	Y_a	0.25
K_S (mg/l)	100	K_A (mg/l)	1
S_{NH} afluente (mg N/l)	40	$\hat{\mu}_A$ (d^{-1})	0.45
b_a (d^{-1})	0.08	K_{OA} (mg/l)	0.4

Puede observarse que todos los valores son muy cercanos y solo hay una desviación significativa en S_{alk} , debida a errores de redondeo propios del tipo de variable seleccionada frente a redondeos constantes realizados en cada cálculo efectuado por Orhon & Artan. Además las pequeñas diferencias son debidas a que los tiempos de residencia no coinciden exactamente. A pesar de ello los resultados obtenidos son de muy buena calidad.

VI.2.2.2 Operación en el Sistema de Nitrificación

La verificación de la operación en nitrificación se realizó con información proveniente del diseño y operación de la planta de tratamiento de Hookers Point en Tampa, Florida [Wilson *et al.*, 1994]. Esta planta fue diseñada en 1978 y modificada 1990 para ampliar su capacidad. Los resultados del diseño inicial y las condiciones actuales de operación se muestran en la tabla 36.

Tabla 36. Información sobre el diseño y operación de la planta de tratamiento Hookers Point, ubicada en Tampa, Florida [Wilson *et al.*, 1994]

Datos de Diseño					
Volumen (m ³)	28080	Caudal promedio	2.6 m ³ /s (224640 m ³ /d)	θ_h (d)	0.125 d (3 hr)
θ_x (d)	3.6 (1978-1988)	S_s Afluente (mg DBO ₅ /l)	177	S_{NH} Afluente (mg N/l)	32
S_s Efluente (mg DBO ₅ /l)	177	S_{NH} Efluente (mg N/l)	32	S_{NO} Efluente (mg/l)	19
Datos de Operación					
θ_x (d)	2.2 (desde 1989)	S_s Efluente (mg DBO ₅ /l)	6.3		
S_{NH} Efluente (mg N/l)	0.48	S_{NO} Efluente (mg/l)	9.15		

Se sabe que la planta funciona con un sistema de aeración de oxígeno puro, pero no se conoce la cantidad de oxígeno suministrado. Para estimarlo, se

realizó una prueba de diseño de la planta empleando valores cinéticos presentes en la bibliografía, correspondientes a la temperatura de diseño de la Planta Hookers Point (20°C). En este sentido se seleccionaron los mismos parámetros cinéticos y estequiométricos para biomasa heterótrofa y autótrofa presentes en la tabla 35, pero sustituyendo los valores de $\hat{\mu}_A$ por 0.767 d^{-1} y Y_A por 0.3 [EPA, 1993]. Los resultados del diseño se indican en la tabla 37.

Tabla 37. Resultados comparativos del diseño para el sistema de la planta de tratamiento Hookers Point.

Parámetros	Diseño Original	Diseño simLodos	% Error
θ_C (d)	3.6	3.57	0.83
θ_h (hr)	3	2.99	0.33
Volumen (m^3)	28080	28061	0.07
Resultados del Efluente			
S_s (mg DBO/l)	30	23.28	22.40
S_{NH} (mg/l)	1	1.3	30.00
S_{NO} (mg/l)	19	21.29	12.05

El valor obtenido de aeración es de $7824 \text{ m}^3/\text{hr}$, mientras que la fracción de nitrificadores f_a es igual a 0.050 para una relación DBO/TKN de 5.53. Este último valor se sitúa en el rango 0.054-0.043 indicado en la tabla 20 para relaciones DBO/TKN entre 0.5-0.4, reafirmando una estimación correcta de los valores de diseño.

El segundo paso consistió en emplear los valores de aeración y f_a calculados y simular la operación, pero modificando los valores cinéticos y estequiométricos debido a que el rango de temperaturas de operación (21-30°C) indica un incremento en la actividad bacteriana. De la tabla 21 se obtuvieron los valores cinéticos para la biomasa autótrofa, mientras que para la heterótrofa se supuso $\hat{\mu}_h$ igual a 3 d^{-1} y K_s de 25 mg/l. Se calcularon dos juegos de valores para un tiempo de retención hidráulico θ_h de 2.2 d (ver tabla 38). Ambos corresponden a un suministro de oxígeno de $7824 \text{ m}^3/\text{hr}$, pero el segundo juego se obtuvo

variando los coeficientes de productividad ($Y_h = 0.8$, $Y_A = 0.4$) para aumentar la concentración de biomasa pues la operación en Hookers Point se realiza manteniendo una concentración de biomasa total entre 2000 y 3000 mg/l.

Se observa que el segundo juego de valores corresponde bastante bien a la operación real de la planta, pues coeficientes de productividad mayores se relacionan con un mejor uso del oxígeno suministrado. De hecho, el primer juego cae en la zona limitada por el oxígeno (ver figura 16) mientras que el segundo cae en la zona limitada por la cinética, lo cual implica un mayor aprovechamiento en el oxígeno para el último caso. También se observa un descenso en la concentración de nitritos y nitratos en el efluente, lo cual indica un consumo mayor de amonio, por parte de la biomasa, como fuente de nitrógeno para biosíntesis heterótrofa, relacionado con el aumento de Y_h y Y_A . Dicho de otra manera, al aumentar los coeficientes de producción, se sintetiza más biomasa, con lo cual una mayor cantidad de amonio se usa como fuente de nitrógeno y luego se retira del sistema como lodo de desecho, reduciendo la cantidad de amonio disponible para nitrificar y en consecuencia, la generación de nitritos y nitratos.

Tabla 38. Resultados comparativos para la simulación de la operación en Hookers Point.

Parámetros	Operación en Hookers Point	Valores para $Y_h = 0.65$ y $Y_A = 0.3$	Valores para $Y_h = 0.8$ y $Y_A = 0.4$
S_s (mg DBO/l)	2-8	14.78	5.42
DBO total	---	15.98	6.62
S_{NH} (mg/l)	0.48	1.47	1.47
S_{NO} (mg/l)	9-15	19.77	16.52
X (mg SSVLM/l)	2000-3000	1694	2208

Es importante notar, que tanto en la prueba de diseño como en la de operación, se trabajó con coeficientes cinéticos provenientes de fuentes distintas a la de la información original sobre la planta, pero aún así se obtuvieron resultados muy cercanos a la realidad. No obstante, se sigue observando la conveniencia de disponer de coeficientes cinéticos propios del sistema particular que se desea

simular, pues éstos dependen fuertemente del origen y composición del agua residual estudiada.

En general, los resultados de Hookers Point muestran que el programa es capaz de desempeñarse satisfactoriamente tanto en el diseño como en la simulación de la operación de la planta.

VI.2.3. Sistema de Desnitrificación

La desnitrificación es menos frecuente que los sistemas antes estudiados y por otro lado, cuando se construyen sistemas de esta clase se suele emplear tecnologías alternas a los lodos activados. Ejemplo de ello es la planta Hookers Point estudiada anteriormente. En ella se realiza nitrificación con lodos activados y desnitrificación con filtros rellenos. Por ello es muy complicado obtener información sobre esta clase de sistemas, sobre todo cuando se trata de la operación. En consecuencia, las pruebas realizadas en esta sección hacen mayor énfasis en el diseño.

VI.2.3.1 Diseño y Operación de Sistemas de Desnitrificación

Los resultados de una prueba de diseño realizada con datos tomados de Orhon & Artan, 1994, se encuentran en la tabla 39. Puede observarse una pequeña diferencia en el volumen reportado, pero se puede comprobar que esta es debida a que el calculo de Orhon & Artan incluye un redondeo del valor de U_D (cuando se ajusta a la temperatura de diseño) no contemplado en el programa.

Los efectos del redondeo en los resultados finales, pueden producir algunas diferencias notables entre los valores arrojados por el programa y los presentes en la bibliografía de diseño o en las publicaciones sobre plantas reales, en términos de errores porcentuales. Esto ha quedado demostrado a lo largo de los resultados

expuestos y queda nuevamente en evidencia en los resultados de la tabla 40. Dichos resultados están correctamente calculados y son igualmente válidos para diseño como para operación. Consisten en la predicción de la composición del efluente cuando varía la relación DBO/NO₃.

Tabla 39. Resultados comparativos del diseño de un sistema de desnitrificación (datos de Orhon & Artan, 1994).

Parámetro	Procedencia	
	Orhon & Artan	simLodos
Volumen	1011	1006
Datos Empleados		
Caudal (m ³ /d)	10000	
S _{NO} afluente (mg/l)	35	
S _{NO} efluente (mg/l)	1	
U _D (20°C) gr NO ₃ /gr SSV-d	0.4	
X (mg SSVLM/l)	2000	
Temperatura (°C)	10	

Tabla 40. Resultados comparativos del efluente para un sistema de desnitrificación (datos de Orhon & Artan, 1994).

θ_x (d)	S_s (mg DQO/l)		% Error	S_{NO} (mg NO_3 /l)		% Error
	simLodos	Orhon & Artan		simLodos	Orhon & Artan	
Para $S_{S1} = 150$ mg DQO/l						
1	0.8	0.8	0.00	30.73	31	0.87
2	0.41	0.4	2.50	28.52	28	1.86
5	0.2	0.2	0.00	23.77	24	0.96
10	0.13	0.1	30.00	18.98	19	0.11
Para $S_{S1} = 350$ mg DQO/l						
1	0.84	0.8	5.00	4.9	5	2.00
2	2.23	3	30.31	0.06	0.08	25.00
3	29.13	29.5	1.25	0.01	0.066	
5	64.46	64.3	0.25	0.01	0.003	233.33

Se puede observar, en la tabla 40, una diferencia importante (resaltada en amarillo) entre los valores de la bibliografía y los valores del programa.

Específicamente para la concentración de nitritos y nitratos S_{NO} , cuando θ_x vale 5 días y el sustrato soluble en el afluente S_{S1} es igual a 350 mg/l, se observa el error porcentual más alto, igual a 233.33%. Se verificó que la diferencia ocurre porque en el programa simLodos, los valores de concentración son redondeados a dos decimales, ya que se expresan en mg/l. Por otro lado, aunque el error porcentual obtenido es muy grande en términos de valor absoluto, en la práctica estas diferencias difícilmente interesan, pues las concentraciones no se expresan con precisiones mayores a la décima de mg/l. Dejando a un lado la fuente de errores mencionada, el programa muestra que es capaz de simular, con mucha precisión, el comportamiento de un sistema de desnitrificación.

VI.2.4 Sistemas de Predesnitrificación

Al igual que sucedió con el sistema de desnitrificación, los datos para comprobar el diseño y la operación del sistema de predesnitrificación son escasos. En consecuencia se realizó una única prueba para diseño, la cual se muestra en la tabla 41. Los resultados presentan errores menores al 1% excepto para S_{NH} debido a que el programa corrige el valor de $\hat{\mu}_A$ en función de la concentración de oxígeno, como en la Ec. 65, mientras que en el diseño propuesto por Orhon & Artan no se realiza dicho cálculo. El resto de los errores porcentuales se atribuye a los errores de redondeo mencionados en los casos anteriores.

También se realizó una simulación de operación para el sistema diseñado anteriormente, con la intención de analizar el comportamiento de las variables en función del tiempo de retención celular. Los resultados se encuentran en la tabla 42.

Tabla 41. Resultados comparativos para el diseño de un sistema de predesnitrificación (datos de Orhon & Artan, 1994).

Parámetro	Orhon & Artan	simLodos	% Error
θ_C (d)	16.7	16.68	0.12
V_a (m ³)	6100	6117	0.28
V_d (m ³)	4066	4078	0.30
S_s (mg DQO/l)	0	0.17	---
S_{NH} (mg NH ₄ /l)	0.35	0.49	40.00
S_{NO} (mg NO ₃ /l)	6.9	6.78	1.74
S_r (mg DQO/l)	34	34.19	0.56
S_{alk} (mg/l)	162.5	163.24	0.46
P_{xh} (Kg/d)	940	944	0.43
P_{xa} (Kg/d)	122	121	0.82
P_{xp} (Kg/d)	576	578	0.35
P_{xt} (Kg/d)	2138	2143	0.23
OR (Kg/d)	6100	6099	0.02

Tabla 42. Comparación del comportamiento de las variables involucradas en un sistema de predesnitrificación en función del tiempo de residencia celular

Parámetro	Resultados				
θ_X (d)	7.98	10.05	11.97	13.97	16.03
S_s (mg DQO/l)	0.22	0.2	0.19	0.18	0.17
S_{NH} (mg NH ₄ /l)	1.55	0.98	0.75	0.61	0.51
S_{NO} (mg NO ₃ /l)	6.36	6.66	6.74	6.78	6.79
S_r (mg DQO/l)	34.19	34.19	34.19	34.19	34.19
S_{alk} (mg/l)	168.54	165.42	164.3	163.69	163.3

En la tabla 42 se observa una tendencia al aumento en la concentración de nitritos y nitratos S_{NO} a medida que crece el tiempo de retención. Esto coincide con lo esperado, pues a medida que aumenta el tiempo de retención la relación de reciclo aumenta, con lo cual se introduce más oxígeno en el sistema anóxico, proveniente del sistema aerobio. Al aumentar la cantidad de oxígeno disuelto, la biomasa heterótrofa tiende al metabolismo aerobio, disminuyéndose el consumo de nitratos. Este hecho lo corrobora Orhon & Artan, 1994.

También se observa que la reducción de sustrato soluble se ve sensiblemente favorecida con el aumento del tiempo de retención celular, reiterando el comentario anterior.

Por otra parte el aumento del tiempo de retención favorece la reducción de amonio, generando más nitratos y contribuyendo al hecho mencionado anteriormente. Por ello se nota que se debe establecer un compromiso entre la reducción de nitrógeno y la de nitratos, operando con tiempos de retención celular que oscilen en un rango intermedio. Esto coincide con las prácticas de diseño, que recomiendan tiempos de retención entre 5 a 10 días [EPA, 1993].

Los resultados obtenidos muestran una correcta simulación de la operación y el diseño de los sistemas de predesnitrificación, si bien no fue posible corroborar los el *modo Operación* con experiencias reales, pues no se encontró información adecuada en la bibliografía ni en Internet.

VI.3 OBSERVACIONES GLOBALES SOBRE LOS RESULTADOS OBTENIDOS

En general, se percibe que los resultados presentan desviaciones de los datos reales, causadas por dos razones básicas. La primera de ellas la constituye los errores de redondeo, mientras que la segunda proviene de los valores cinéticos y estequiométricos empleados.

En cuanto los errores de redondeo, éstos son causados tanto por el manejo decimal (en el tipo de variable de punto flotante de precisión simple), empleado en la programación de **simLodos**, como por los constantes redondeos realizados en el desarrollo de la información presente en la bibliografía utilizada. La comparación de ambos valores genera en ocasiones errores porcentuales significativos. No obstante, conviene decir que esto ocurre cuando se realizan cálculos con números de dimensiones disímiles, como en el caso de la desnitrificación.

Una posible solución consiste en cambiar el tipo de variable utilizado. Con ello se mejoraría la precisión. Aún así, la presencia de errores de redondeo es inevitable, por lo cual conviene reflexionar acerca de cuán importante pueden ser estos errores en la práctica. Por ejemplo, el error porcentual más grande obtenido para los cálculos de diseño corresponde a la concentración S_{NO} en la desnitrificación, cuando se obtuvo un valor de 0.01 y se esperaba 0.003. Una diferencia de milésimas de miligramo no afecta ni el diseño ni la operación de un sistema de tratamiento de aguas.

En cuanto a los errores absolutos más grandes, ambos se encuentran en la tabla 24, en los valores de volumen V y oxígeno requerido OR , pero ambos fueron explicados convenientemente. Aquí cabe señalar que las diferencias mencionadas, causadas por el redondeo, no pueden ser previstas por el programa, pues el criterio para decidir en qué dirección se debe realizar el redondeo, depende de cada diseñador. Ejemplo de ello es el valor de volumen de la tabla 24. Orhon & Artan obtienen en sus cálculos un volumen de 3068 m^3 y lo redondean a 3000 m^3 , a pesar de que 3100 m^3 es un valor más cercano e igualmente aceptable, pero en un caso real de diseño habría que considerar la disponibilidad y costo del terreno, entre otros factores, y a partir de allí, decidir que clase de manejo se debe hacer con los valores numéricos.

Por otra parte, la segunda fuente de discrepancia en los resultados, como se mencionó, proviene de los valores cinéticos y estequiométricos empleados. Esto se observa sobre todo en algunos de los cálculos de operación, donde dichos valores no procedían de la misma fuente de donde se obtuvieron los datos operacionales.

Como se mostró en el desarrollo de las ecuaciones de modelado (ver *Revisión Bibliográfica*), la descripción del comportamiento de los sistemas biológicos tratados depende mucho de los valores cinéticos. Si éstos no son los

correctos, no se pueden esperar buenos resultados. En este sentido, se intentó trabajar con aquellos valores que pudieran adaptarse mejor a los sistemas, y en la mayoría de los casos se lograron resultados apreciablemente buenos. Aun así, se puede decir que para un funcionamiento óptimo del programa, se le debe suministrar valores cinéticos determinados en el sistema a simular.

La predicción de los resultados cuando el suministro de aire es insuficiente, también es una tarea difícil en la simulación de la operación. La solución propuesta para este caso (Ec. 101), parece ser adecuada como lo muestran los resultados de las tablas 28, 29 y 38. En todos estos casos, la sección de la curva limitada por el oxígeno, indicó la necesidad de cambios en los datos del sistema que condujeron a resultados muy cercanos a los reales. Incluso, en la tabla 29 se muestra como esta sección de la curva puede representar una operación real. Aún así, este punto debe ser estudiado con mayor profundidad en experiencias de laboratorio o a escala piloto, pues en la bibliografía consultada no se encontró información sobre cómo relacionar el suministro de oxígeno con el resto de las ecuaciones de modelado presentes en la operación, a pesar de que éste es un punto sumamente importante en el tratamiento de aguas residuales.

Lo mencionado acerca del *modo Operación*, pone en evidencia que la simulación de un sistema real implica complicaciones y retos diferentes a los que se presentan en el *modo Diseño*. Esto es importante considerarlo para experiencias futuras. En resumen, se puede decir que las principales limitaciones encontradas en la simulación son:

- Carencia de información cinética y estequiométrica para los sistemas considerados.
- Poca disponibilidad de información sobre la operación y desempeño de plantas reales.
- Falta de adaptación y/o desarrollo de los modelos existentes para la descripción de la operación de un sistema de lodos activados.

El primer punto puede ser solucionado mediante la determinación de la cinética propia del sistema que se desee estudiar. En cuanto al segundo punto, es importante señalar que la carencia de información sobre el funcionamiento de plantas reales, limita la capacidad de análisis que se puede hacer sobre los resultados del programa. Debido a esto, el usuario de **simLodos** debería hacer un registro periódico del comportamiento de todas las variables implicadas en el proceso, de modo que se facilite tanto el análisis de los resultados como la estimación de valores promedio para los parámetros que se requiere suministrar al programa.

Acerca de la falta de modelos teóricos que describan totalmente el funcionamiento de los sistemas estudiados, en función de las condiciones de operación, hay que decir que la experiencia del presente trabajo, indica que es necesario avanzar en la profundización de los modelos existentes, desde una perspectiva dirigida a la práctica de la ingeniería,

Respecto a las fortalezas mostradas por el programa, en líneas generales se obtuvieron resultados que indican una alta capacidad de diseñar y simular eficazmente los sistemas de lodos activados considerados por parte del programa, lo cual lo constituye como una herramienta útil para asistir tanto a los diseñadores como a los operadores de plantas de tratamiento con lodos activados.

El empleo de **simLodos** implica un ahorro significativo de tiempo y dinero, debido no sólo a la automatización de los cálculos, sino también a la certeza de que los mismos están correctamente calculados. Por otra parte, **simLodos** puede orientar al usuario sobre la presencia de fallas potenciales en el sistema considerado, señalándole al mismo las desviaciones entre los resultados y los rangos usuales empleados para diseño. De esta manera se puede prevenir la presencia de errores de diseño, los cuales pueden causar efectos en el medio ambiente y pérdidas de fondos económicos.

En cuanto a la simulación de la operación que realiza **simLodos**, es importante destacar que los resultados arrojados por el programa ayudan al operador a comprender el impacto de sus decisiones en el desempeño de la planta. Aún cuando no se describe el comportamiento dinámico, sino el estacionario, un análisis con **simLodos** permite predecir el efecto de los cambios en los parámetros operacionales después de que el sistema se estabilice, indicando al operador si se incurrirá en violaciones de las normas ambientales como consecuencia de sus decisiones.

Incluso, la observación de los resultados gráficos puede ser especialmente útil para comprender el efecto de los cambios mencionados. De este modo, no solo el operador, sino también el diseñador, utilizando **simLodos**, pueden evaluar la flexibilidad de la planta.

Por último, resta decir que el *modo Operación*, incluido en el programa, y la experiencia que se deriva de su implementación, es un aporte interesante, porque aumenta el radio de acción al trabajo de simulación por computadora para plantas de tratamiento de aguas residuales, ya que lo habitual, dentro y fuera del país, es abordar únicamente el diseño.

VI.4 MANUAL DEL USUARIO

El manual del usuario de **simLodos** está incluido en el presente tomo, en la sección de anexos, pero se realizó como una edición aparte para facilitar su uso.

El manual explica de manera fácil y amena el funcionamiento del programa. Siguiendo la tendencia actual de los libros de aprendizaje de computación, incluye multitud de figuras sobre el programa. También se incluye un ejemplo, paso a paso, de cómo utilizar **simLodos**.

Finalmente, una versión de dicho manual es instalada junto con el programa, permitiendo una consulta directa mientras se ejecuta **simLodos** en la computadora.

VII. CONCLUSIONES

De los resultados expuestos y analizados en el capítulo anterior, se derivan las siguientes conclusiones:

- El programa **simLodos** constituye una herramienta confiable para asistir al diseño de los diversos sistemas biológicos de tratamiento considerados, ya que de él se obtienen valores de diseño de muy alta precisión y con mucha rapidez.
- Las pruebas realizadas para el sistema convencional y el de nitrificación, utilizando datos reales provenientes de fuentes nacionales e internacionales, indican que el programa es capaz de simular correctamente y con mucha cercanía al comportamiento real, la operación de los sistemas biológicos mencionados.
- En cuanto al sistema de desnitrificación y el de predesnitrificación, se obtuvieron valores que señalan un comportamiento coherente de las variables involucradas respecto de lo señalado en la teoría correspondiente.
- Los modelos matemáticos escogidos mostraron ser adecuados y útiles para representar la operación y el diseño de los sistemas biológicos considerados en el programa.
- La confiabilidad de los resultados arrojados por **simLodos** depende directamente del suministro de parámetros cinéticos y estequiométricos capaces de describir al sistema que se pretende analizar.
- Las desviaciones numéricas atribuidas a los errores de redondeo, halladas en los análisis realizados para el modo operación, no son representativas a escala industrial.
- Los formularios y las funciones que componen la interfaz del programa **simLodos**, se ajustan a la filosofía de programación Windows, y permiten al usuario una operación intuitiva y fácil del programa.
- El manual del usuario es un medio útil para conocer las distintas funciones del programa de manera rápida y agradable.

VIII. RECOMENDACIONES

De la experiencia obtenida en la elaboración del programa **simLodos** surgen las siguientes recomendaciones:

- Un uso óptimo de simLodos y en general de cualquier modelo de aguas residuales, requiere el uso de parámetros cinéticos y estequiométricos propios del sistema que se pretenda estudiar. Por ello, es recomendable realizar más estudios acerca de los valores cinéticos y estequiométricos que utilizan estos modelos, sobre todo en el ámbito nacional.
- Se debe profundizar el estudio de la relación entre el comportamiento de los sistemas de lodos activados y el suministro de oxígeno, de manera de poder describir el comportamiento del sistema cuando el oxígeno se convierte en un factor limitante para el proceso.
- La experiencia de simulación debe extenderse para sistemas que operen lejos del estado estacionario y también para aquellas configuraciones que difieran de las incluidas en el programa, como por ejemplo los sistemas anaerobios.

IX. BIBLIOGRAFÍA

AERATORS INC. **Manual de Diseño**. 1993.

BENEFIELD, L. D. / RANDALL, C. W. **Biological Process Design for Wastewater Treatment**. Englewood Cliffs. NJ. Prentice-Hall. Inc. 1980.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. Wiley-Liss Inc. U.S.A. 1994.

CORNELL, G. **Visual Basic 6.0. Manual de Referencia**. McGraw-Hill. España. 1999.

ECKENFERLDER, W. (Editor). **Activated Sludge Process Design and Control: Theory and Practice**. Vol. 1. Technomic, 1992.

EIKELBOOM, IR. D.H./ VAN BUIJSEN, H.J.J. **Microscopic Sludge Investigation Manual**. TNO Research Institute for Environmental Hygiene. The Netherlands. 1981.

EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Design Manual Fine Pore Aeration Systems**. EPA. U.S.A. 1989.

EPA (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). **Manual. Nitrogen Control**. EPA. U.S.A. 1993.

GACETA OFICIAL DE LA REPÚBLICA DE VENEZUELA N° 5021. **Normas para la Clasificación y el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua y Vertidos o Efluentes Líquidos (Decreto N° 883)**. Imprenta Nacional y Gaceta oficial. Caracas. 18 de diciembre de 1995.

GAUDY A. / GAUDY E. **Microbiology for Environmental Scientist and Engineers**. McGraw-Hill. U.S.A. 1980.

GUJER, W. / HENZE, M. / TAKAHASHI, M. / VAN LOOSDRECHT, M. **Activated Sludge Model N° 3**. Water Science and Technology. Vol. 39. N° 1. Elsevier Science Ltd. Great Britain. 1999. Pp- 183-193.

HENZE, M. / GRADY, C. P. L. Jr. / GUJER, W. / MARAIS, G. v. R. / MATSUO, T. **A General Model for Single-Sludge Wastewater Treatment Systems**. Water Science and Technology. Vol. 21. N° 5. Elsevier Science Ltd. Great Britain. 1987. Pp- 505-515.

METCALF & EDDY INC. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. McGraw-Hill. U.S.A. 1991.

MICROSOFT Co. **Update for the Windows Interface Guidelines for Software Design**. <http://msdn.microsoft.com/UI/winuidraft.asp>. 1998.

ORHON, D. / ARTAN, N. **Modelling of Activated Sludge Systems**. Technomic. U.S.A. 1994.

PETA (PLANTA EXPERIMENTAL DE TRATAMIENTO DE AGUAS). UCV. Guías la materia Tratamiento de Aguas Residuales.

WILSON, T. E. / PICKARD, D. W. / BIZZARRI, R. E. **Nitrogen Removal at Tampa, Florida**. en HORAM, N. / LOWE, P. / STENTIFORD E (Editores). **Nutrient Removal from Wastewaters**. Technomic. 1994. Pp. 131-142.

APÉNDICE A

El marco legal vigente para la protección de las cuencas hidrográficas, la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y el control de los vertidos o efluentes líquidos, susceptibles de degradar el medio acuático y alterar los niveles de calidad exigibles para preservar y mejorar el medio ambiente, está contenido en las **NORMAS PARA LA CLASIFICACIÓN Y EL CONTROL DE LA CALIDAD DE LOS CUERPOS DE AGUA Y VERTIDOS O EFLUENTES LÍQUIDOS**, bajo el Decreto N° 883 del 11 de octubre de 1995, vigente desde su aparición en la **Gaceta Oficial de la República** N° 5021, del 18 de diciembre de 1995.

En la sección II, capítulo III de la referida norma se establece la clasificación de los constituyentes de los vertidos líquidos, los cuales se agrupan en dos categorías:

I.- GRUPO I: Sustancias para las cuales existe evidencia teórica o práctica de su efecto tóxico, agudo o crónico.

II.- GRUPO II: Sustancias o parámetros que aún cuando no se conozca de su efecto tóxico, agudo o crónico, generan condiciones en el cuerpo de agua receptor que afecta la biota o perjudican cualquier uso potencial de sus aguas (a esta clasificación corresponden los efluentes típicos tratados con lodos activados):

- Aceites naturales e hidrocarburos degradables o poco persistentes.
- Materia orgánica carbonácea expresada en términos de la demanda bioquímica de oxígeno ($\text{DBO}_{5,20}$) y demanda química de oxígeno (DQO).
- Compuestos inorgánicos del fósforo y fósforo elemental.
- Compuestos orgánicos no tóxicos del fósforo.
- Compuestos orgánicos e inorgánicos del nitrógeno.
- Cloruros.
- Detergentes.
- Dispersantes.
- Sólidos suspendidos totales que no contengan elementos tóxicos.

- Color.
- Temperatura.
- pH.
- Parámetros biológicos.

En las secciones III, IV y V del Capítulo III de la misma norma, se establecen los rangos y límites máximos de calidad de vertidos líquidos que se descarguen en cuerpos de agua (ríos, estuarios, lagos y embalses), medio marino-costero y redes cloacales respectivamente. Estos límites deben ser considerados en el diseño y operación de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Los valores señalados se encuentran en la tabla 43:

Tabla 43: Rangos y límites máximos de calidad de vertidos líquidos descargados en cuerpos de agua, medio marino-costero y redes cloacales.

Parámetros Físico-Químicos	Límites Máximos o Rangos para Descargas en		
	Cuerpos de Agua	El Medio Marino-Costero	Redes Cloacales.
Aceites minerales e hidrocarburos	20 mg/L	20 mg/L	20 mg/L
Aceites y grasas vegetales y animales	20 mg/L	20 mg/L	150 mg/L
Alkil Mercurio	No detectable	No detectable	No detectable
Aldehidos	2.0 mg/L	---	---
Aluminio total	5.0 mg/L	5.0 mg/L	5.0 mg/L
Arsénico total	0.5 mg/L	0.5 mg/L	0.5 mg/L
Bario total	5.0 mg/L	5.0 mg/L	5.0 mg/L

Continúa →

→ Continuación de la Tabla 43

Boro	5.0 mg/L	---	---
Cadmio total	0.2 mg/L	0.2 mg/L	0.2 mg/L
Cianuro total	0.2 mg/L	0.2 mg/L	0.2 mg/L
Cloruros	1000 mg/L	---	---
Cobalto total	0.5 mg/L	0.5 mg/L	0.5 mg/L
Cobre total	1.0 mg/L	1.0 mg/L	1.0 mg/L
Color real	500 Unidades de Pt-Co.	500 Unidades de Pt-Co.	---
Cromo total	2.0 mg/L	2.0 mg/L	2.0 mg/L
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO _{5,20})	60 mg/L	60 mg/L	350 mg/L
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	350 mg/L	350 mg/L	900 mg/L
Detergentes	2.0 mg/L	2.0 mg/L	8.0 mg/L
Dispersantes	2.0 mg/L	2.0 mg/L	8.0 mg/L
Espuma	Ausente	Ausente	---
Estaño	5.0 mg/L	---	---
Fenoles	0.5 mg/L	0.5 mg/L	0.5 mg/L
Fluoruros	5.0 mg/L	5.0 mg/L	---
Fósforo total (expresado como fósforo)	10 mg/L	10 mg/L	10 mg/L
Hierro total	10 mg/L	---	25 mg/L
Manganeso total	10 mg/L	---	10 mg/L
Mercurio total	0.01 mg/L	0.01 mg/L	0.01 mg/L

Continúa →

→ Continuación de la Tabla 43

Níquel total	---	2.0 mg/L	2.0 mg/L
Nitrógeno total (expresado como nitrógeno)	40 mg/L	40 mg/L	40 mg/L
Nitritos + Nitratos (expresados como nitrógeno)	10 mg/L	---	---
pH	6-9	6-9	6-9
Plata total	0.1 mg/L	0.1 mg/L	0.1 mg/L
Plomo total	0.5 mg/L	0.5 mg/L	0.5 mg/L
Selenio	0.05 mg/L	0.2 mg/L	0.2 mg/L
Sólidos flotantes	Ausentes	Ausentes	Ausentes
Sólidos suspendidos	80 mg/L	---	400 mg/L
Sólidos sedimentables	1.0 mg/L	---	---
Sólidos totales	---	---	1600 mg/L
Sulfatos	1000 mg/L	---	400 mg/L
Sulfitos	2.0 mg/L	---	---
Sulfuros	0.5 mg/L	2.0 mg/L	2.0 mg/L
Vanadio	---	---	5.0 mg/L
Zinc	5.0 mg/L	10 mg/L	10 mg/L

ANEXO

MANUAL DE OPERACIÓN



*Una herramienta informática para el diseño y operación
de plantas de tratamiento de aguas por lodos activados.*

ÍNDICE

	Página
I. INTRODUCCIÓN	01
II. INSTALACIÓN DE SIMLODOS	02
III. EJECUCIÓN DE SIMLODOS	02
IV. INICIO RÁPIDO Y AYUDA	03
V. BARRA DE HERRAMIENTAS	04
VI. MANEJO DE FORMULARIOS	08
VI.1. Sistemas	09
VI.2. Parámetros Operacionales	11
VI.3. Aeración	13
VI.4. Efluente	14
VI.5. Calcular	16
VII. REPORTE	17
VIII. SOPORTE EN LÍNEA	19
XIX. APÉNDICE	20
XIX.1 Ejemplo 1	20
XIX.2 Ejemplo 2	24

I. INTRODUCCIÓN

La presente edición, explica de manera detallada la forma de emplear el programa denominado **simLodos**. Dicho programa ha sido creado para asistir el trabajo del diseñador y del operador de plantas de tratamiento de aguas residuales, donde participen los sistemas de lodos activados como parte del tren de tratamiento biológico.

El programa **simLodos** funciona sobre una plataforma de Visual Basic, lo que lo hace compatible con el sistema operativo Windows y conserva la filosofía de operación intuitiva que caracteriza este tipo de ambiente; así las ventanas, botones y menús operan del modo ya conocido por el público en general.

Se han establecido dos modos de operación con el programa para tratar de satisfacer la necesidad del usuario. El primero de ellos está enfocado hacia el diseño de la planta de tratamiento de aguas, donde los datos de salida orientan al diseñador acerca de las dimensiones del sistema, conociendo previamente las necesidades del usuario. El segundo modo simula la operación de una planta cuyos datos físicos deben conocerse, de este modo el usuario puede predecir el comportamiento de una instalación determinada si se modifica el régimen de trabajo.

simLodos ha sido creado pensando en la industria venezolana, es por ello que las unidades contempladas para los cálculos han sido escogidas de manera que se facilite al máximo su aplicación en el país.

II. INSTALACIÓN DE SIMLODOS

Para la instalación siga las instrucciones del archivo *léeme* incluido en el CD de instalación. El programa *setup.exe* realizará todas las gestiones necesarias para una correcta instalación de **simLodos**.

III. EJECUCIÓN DE SIMLODOS

Al iniciar el programa **simLodos**, aparecerá la ventana de inicio (ver figura 1) con el logotipo del programa. Pulsando cualquier tecla, se presenta en pantalla la ventana principal del programa. En este momento, el programa está listo para iniciar el trabajo.



Figura 1. Ventana de inicio de simLodos

simLodos presenta una pantalla de fácil lectura y rápida comprensión para el usuario, donde se despliegan la barra de menús, las barras de herramientas,

área de gráfico y pizarra de resultados (figura 2). Todas las opciones presentes en la barra de herramientas pueden ser ejecutadas desde la barra de menús.

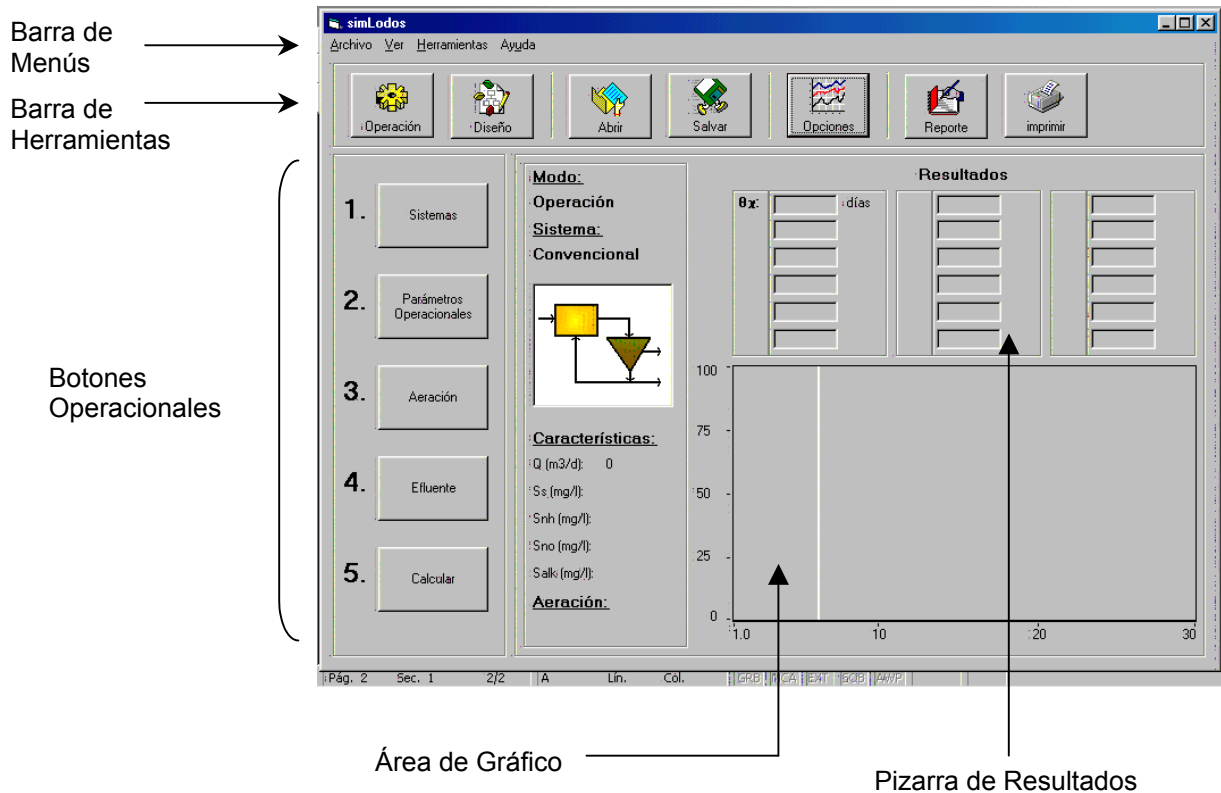


Figura 2. Ventana Principal de simLodos

Al comenzar debe definirse el modo de operación en el cual se desea que trabaje el programa, para ello debe seleccionarse el modo **Operación** ó **Diseño** según sea el caso. Basta con oprimir uno de los dos botones en la esquina superior izquierda de la barra de herramientas. El resto de botones de esta barra puede usarse indiferentemente del modo en que esté operando el programa.

IV. INICIO RÁPIDO Y AYUDA

Puede iniciarse rápidamente en el uso de **simLodos**, solicitando la ayuda del programa al pulsar la tecla F1 o seleccionando la opción **Contenido** en el

menú de **Ayuda**, donde se desplegará un manual de consulta rápida que le indicará cómo utilizar el programa (ver figura 3).

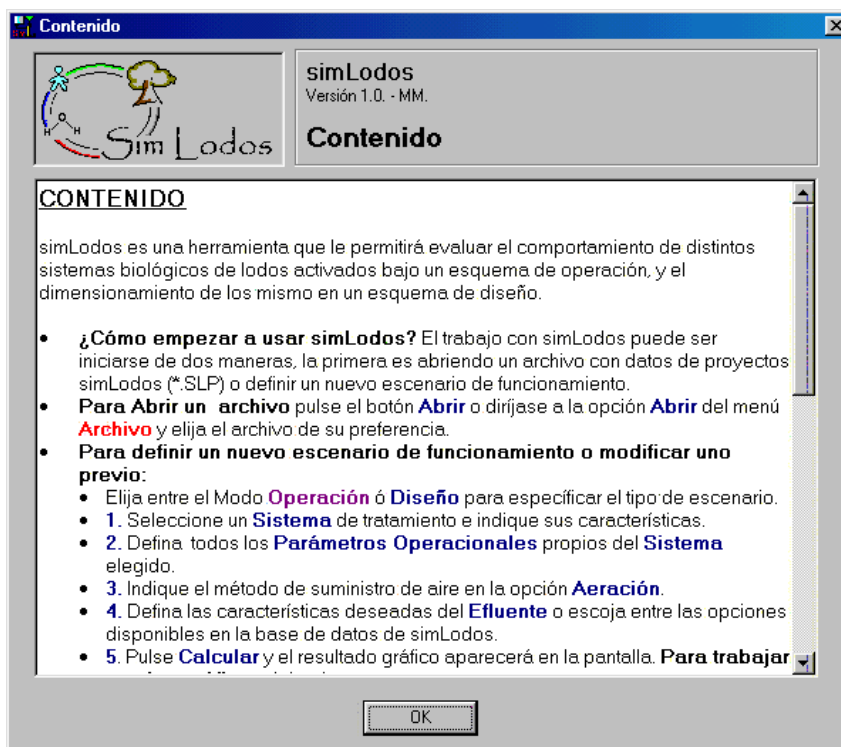


Figura 3. Ventana Contenido

V. BARRA DE HERRAMIENTAS

La barra de herramientas posee varios botones que permiten acceder, de forma rápida, a las diferentes herramientas y funciones de **simLodos**.

De izquierda a derecha, se encuentran dos botones que permiten seleccionar el modo o escenario con que operará el programa, éstos son: **Operación** y **Diseño** (ver figura 4). El primero de ellos habilita a simLodos para trabajar en **modo Operación**, esto es, simulando la operación de una planta real.

El segundo botón habilita el trabajo en **modo Diseño**. Bajo este modo se realiza el dimensionamiento básico de un sistema biológico con lodos activados.



Figura 4. Botones de Operación y Diseño

Para iniciar el trabajo con simLodos, debe elegir uno de los dos modos de funcionamiento, o abrir un archivo de **simLodos** previamente almacenado. Luego, durante el empleo del programa, puede cambiar de uno a otro modo de funcionamiento cuando lo desee, simplemente pulsando los botones mostrados, ingresando en el menú **Herramientas** y seleccionando el modo deseado, o pulsando F2 para activar el **modo Operación** y F3 para el **modo Diseño**.

Por otra parte, si prefiere puede abrir un archivo creado previamente o guardar los datos del modelo sobre el cual se está trabajando, oprimiendo uno de los botones **Abrir** ó **Salvar** (ver figura 5), tal como en el resto de los programas de ambiente Windows. Tenga en cuenta que los archivos generados por **simLodos** poseen la extensión SLP.

También es posible activar éstas opciones desde le menú de **Archivo**, o utilizar las teclas de acceso rápido. Si desea para ejecutar la orden **Abrir**, puede pulsar la combinación **ctrl+A**, mientras que la opción **Salvar** se muestra desglosada en el menú, en dos órdenes específicas: **Guardar** y **Guardar como**. La primera de ellas graba automáticamente la información contenida en los formularios de datos, en un archivo con el mismo nombre y dirección del último archivo grabado. Esto implica que se perderá la versión anterior de dicho archivo, siendo remplazada con la información actual que maneja el programa.

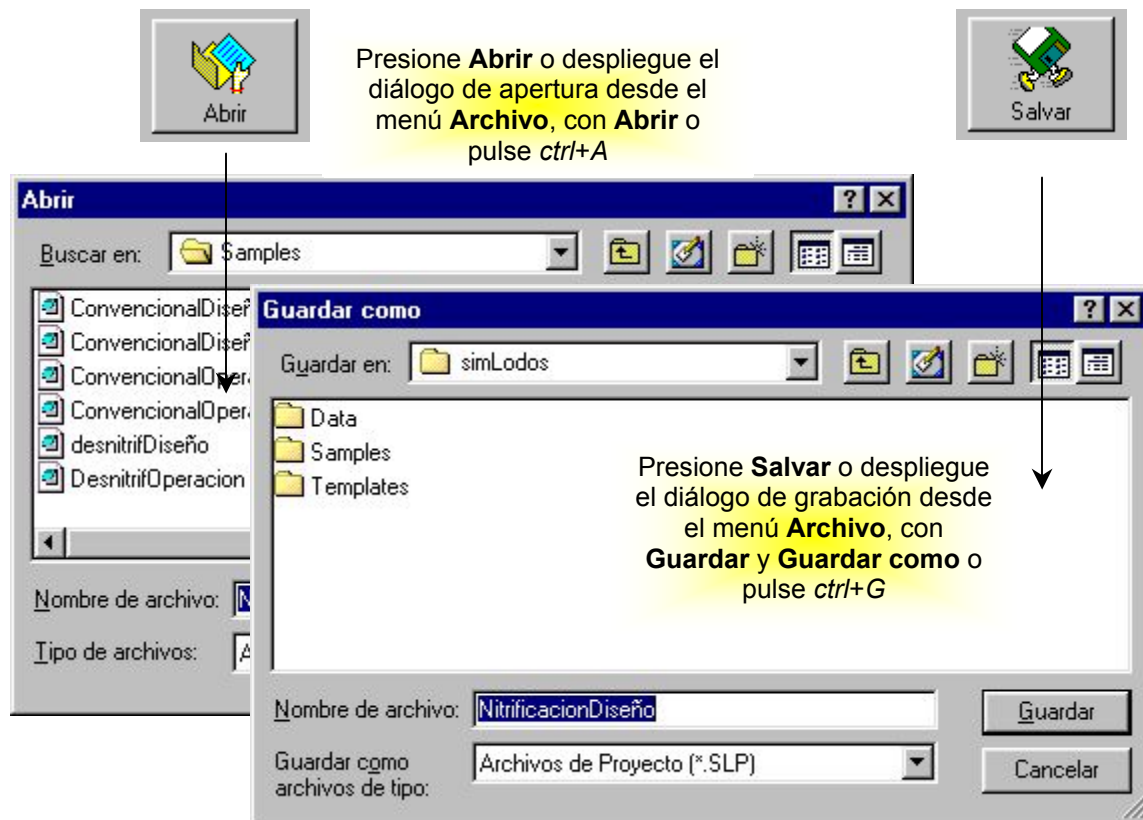


Figura 5. Diálogos de Apertura y Grabación

Si está utilizando **simLodos** y aún no ha grabado ningún archivo, se ejecutará la opción **Guardar como**. Ésta también se ejecuta pulsando la combinación **ctrl+G**. **Guardar como** despliega un diálogo en donde el usuario indica la dirección y el nombre con que desea guardar la información. Si ya ha realizado grabaciones previas, emplee **Guardar como** para almacenar sus archivos con otro nombre o dirección, sin modificar las versiones anteriores.

El resultado gráfico mostrado en la figura 2, tiene dos herramientas asociadas (ver figura 6). La primera es denominada **Opciones de Graficación**, y puede ser activada con el botón **Opciones** o pulsando **F12**. Como resultado se

despliega el diálogo mostrado en la figura 7, que permite modificar el color de fondo, grosor de las curvas, color del pivote y el máximo de la escala del gráfico.



Figura 6. Botones de Opciones de Graficación e Impresión de Gráficos

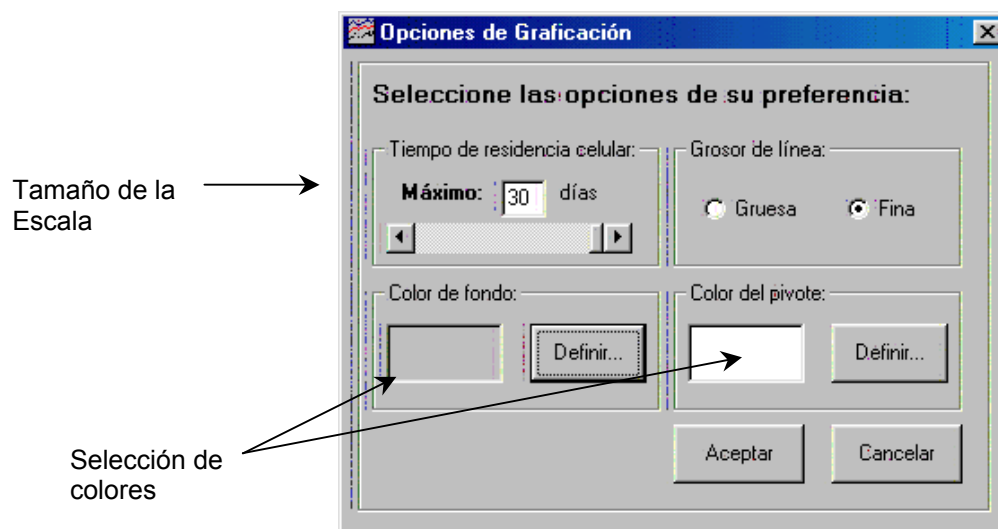


Figura 7. Diálogo de Opciones de Graficación

Por otra parte, puede imprimir el resultado gráfico por medio de la opción Imprimir en el menú archivo, pulsando ctrl+P, o presionando el botón Imprimir (figura 6).

El botón **Imprimir** producirá una copia impresa del gráfico obtenido con el color de fondo elegido por el usuario. Si no se especifica un color diferente, la impresión se realizará sobre fondo negro por defecto, debido a la multiplicidad de colores empleados, incluido el blanco, en las curvas del resultado gráfico. La gráfica impresa viene acompañada de una leyenda de colores.

Por último se encuentre el botón **Reporte** (figura 8). El mismo despliega una ventana con un reporte escrito. Dicho reporte presenta los resultados obtenidos luego del cálculo del modelo, y resaltará aquellos puntos claves a tener en cuenta por el usuario (para mayor información consulte el punto VII). El Reporte también puede ser solicitado presionando F9, o desde el menú **Herramientas**, en la opción **Generar Reporte**.



Figura 8. Botón Reporte

Una vez seleccionado el modo de trabajo, el uso del programa se puede ejecutar fácilmente siguiendo la numeración sugerida en cada ventana.

Recuerde que todos los botones de la Barra de Herramientas tienen su equivalente en los menús de la Barra de Menús.

VI. MANEJO DE LOS FORMULARIOS

A través de los formularios de datos, se provee al programa de la información necesaria para realizar sus tareas de diseño o simulación. Para desplegar estos formularios se dispone de la barra de botones operacionales (figura 2), aunque también puede hacerse mediante el menú **Ver**. Como puede apreciarse, los botones operacionales están numerados, sugiriendo al usuario una secuencia para el uso de los formularios. No obstante, a medida que se desarrolla el trabajo con **simLodos**, puede ser necesario modificar alguno de los datos suministrados. En este caso, simplemente se despliega la ventana requerida, pues

existe interdependencia entre los formularios, salvo ciertas excepciones que se mencionan más adelante.

En general, todas las ventanas de formularios poseen un cuadro de información, que orienta al usuario acerca de lo que debe hacer en cada ventana. En cada uno de ellos se explica el significado de cada variables.

Los formularios también poseen una verificación de la validez de los datos introducidos. Así, cuando se trabaja con alguno de ellos y se cometen errores (por ejemplo cuando se introducen valores fuera del rango válido) o se obvian datos, el programa avisa la presencia de los mismos, con un cuadro de advertencias que se despliega después de pulsar el botón **Aceptar**. Estos errores deben ser corregidos, si no será imposible generar un resultado usando **Calcular**. Por otra parte, cuando se solicitan variables dimensionadas, el programa permite escoger entre una lista de unidades correspondientes al sistema internacional y al sistema inglés, además de algunas dimensiones características del trabajo con lodos activados.

VI.1. Sistemas

En esta ventana (figura 9) el usuario deberá seleccionar el tipo de sistema con el cual desea trabajar. Cada vez que se selecciona un sistema, la **ficha información** se actualiza, mostrando el diagrama del proceso y resumiendo las características del mismo, así como también las variables implicadas, cuyos valores y unidades deben ser indicados en la **ficha sistemas**. De esta forma se orienta al usuario acerca de lo que debe hacer en el formulario **Sistemas**.

El programa requiere el ingreso de los datos del sistema escogido con sus respectivas unidades, como se muestra en la figura 9.

Sistemas de Tratamiento

1. Seleccione:

Conventional

Nitrificación

Desnitrificación

MLE

2. Defina:

Info **Sistema**

Datos Generales del Sistema:

Caudal de Entrada (Q): Unidades: Temperatura °C:

Vol. Estanque Aerobio (Va): pH:

Volumen Aerobio

Vol. Estanque Anóxico (Vd):

Volumen Anóxico

Ox. Disuelto Remanente (So):

SS en el efluente (SS):

Datos de Diseño:

Conc. de la Biomasa (Xt): Relación Vd/Va:

Aceptar Cancelar

Seleccione el tipo de sistema oprimiendo el botón adecuado

Despliegue la lista de unidades

Ingrese los datos del sistema

Solicite información adicional sobre su sistema

Info **Sistema**

SISTEMA DE PREDESNITRIFICACIÓN MLE

El sistema de predesnitrificación conocido como MLE (Ludzack-Ettinger Modificado) consta de dos estanques para tratamiento biológico. El primero de ellos en anóxico. El segundo es un estanque aerobio.

Los sistemas de predesnitrificación utilizan un reciclo rico en nitritos y nitratos, proveniente de la zona aerobia, el cual se une al afluente rico en amonio y materia carbonácea. en la primera fase se verifica la reducción de la concentración de nitritos, nitratos y materia orgánica carbonácea (desnitrificación). En esta fase no se introduce oxígeno. El efluente del estanque anóxico pasa al estanque aerobio, en donde se procesa el amonio y la materia carbonácea en presencia de oxígeno (nitrificación).

El resultado neto de un tratamiento de esta clase es la reducción de la concentración del nitrógeno contaminante en el agua residual bajo todas las

Figura 9. Formulario de Sistemas

Para seleccionar el tipo de sistema se deben utilizar los botones situados en la parte izquierda del formulario. Se dispone de cuatro sistemas:

1. **Convencional:** El sistema convencional emplea un reactor biológico aerobio de mezcla completa, y se utiliza básicamente para la reducción de materia orgánica carbonácea.
2. **Nitrificación:** Al igual que el anterior, este sistema consta de un reactor aerobio, mezcla completa, pero dirigido a la nitrificación, o conversión del amonio a nitritos y nitratos.
3. **Desnitrificación:** Este sistema también emplea un reactor mezcla completa, pero mantiene un ambiente anóxico. Dentro del mismo el nitrito y nitrato presente es convertido a nitrógeno gaseoso.
4. **MLE (Predesnitrificación):** Consta de dos reactores mezcla completa en serie. El primero de ellos es anóxico y el segundo aerobio. En este sistema se busca la remoción completa del nitrógeno, mediante una secuencia de nitrificación y desnitrificación.

Como puede observarse en la figura 9, algunos de los campos donde se introducen los datos, pueden estar deshabilitados. Esto se realiza de manera automática, y depende del modo de trabajo y del sistema seleccionado. Esta selección también afecta directamente al formulario de **Parámetros Operacionales** y al de **Aeración**. Si se trabaja por primera vez y se desean ver los formularios mencionados, pero no se quiere introducir información en **Sistemas**, basta con escoger un sistema y pulsar **Cancelar**.

VI.2. Parámetros Operacionales

En este formulario se deberán ingresar las características de las corrientes de entrada a la planta, así como la cinética y los parámetros estequiométricos propios del sistema biológico (ver figura 10). Para ellos se dispone de tres fichas

denominadas **Definir Afluente**, **Definir Cinética** y **Definir Estequiometría**. En la primera se indican las concentraciones de los contaminantes presentes en el afluente. Se debe tener cuidado en especificar las corrientes con relación a la Demanda Bioquímica de Oxígeno, cuando se trabaja con los dos primeros sistemas, y con relación a la Demanda Química de Oxígeno, cuando se trabaja con los dos últimos.

Defina las concentraciones del Afluente

Defina la cinética del sistema.

Defina la estequiometría.

Parámetros Operacionales

Definir:

Definir Afluente Definir Cinética Definir Estequiometría

Concentraciones en la Corriente de Entrada:

Sustrato Soluble (Ss):	Unidades:	Materia Sol. Inerte (Si):	Unidades:
50	mg/l	15	mg/l
Amonio (Sn):	mg/l	DQO Tot. Biodeg. (Cs):	mg/l
32	mg/l	320	mg/l
Oxígeno Disuelto (So):	mg/l	Nitrógeno Biodeg. (Cnd):	mg/l
0	mg/l	10	mg/l
Alcalinidad (Salk):	mg/l	Mat. Inerte Part. (Xi):	mg/l
300	mg/l	25	mg/l
Nitritos y Nitratos (Sno):	mg/l		
0	mg/l		

Información:

Los modelos matemáticos que sirven para predecir el comportamiento de los sistemas biológicos, requieren de múltiples variables y parámetros, en especial si el proceso bioquímico implicado es complejo o si el sistema posee más de un estanque biológico.

Las variables solicitadas son:

- Sustrato Soluble (SS):** es la materia orgánica carbonácea biodegradable. Se expresa como **DBO** en los sistemas **Convencional** y de **Nitrificación** y como **DQO** en los sistemas de **Desnitrificación** y **MLE**.
- Amonio (Sn):** es la concentración de amonio como TKN.
- Oxígeno Disuelto (So):** consiste en la concentración de oxígeno disuelto en el afluente.
- Alcalinidad (Salk):** indica la alcalinidad del afluente expresada como CaCO₃.

Aquí se despliega información útil para el usuario

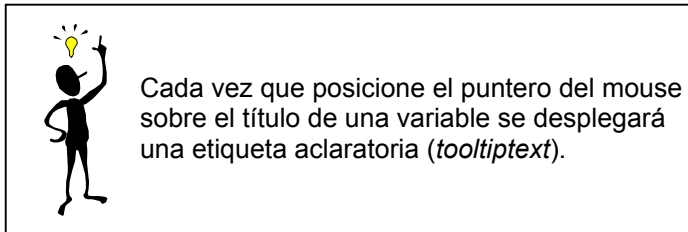
Introduzca los datos solicitados

Aceptar Cancelar

Figura 10. Formulario Parámetros Operacionales

Cuando se trabaje en **modo Operación**, la cinética y la estequiometría del sistema deben corresponder, siempre que sea posible, a los valores reales del sistema, pues sus valores influyen directamente en los resultados del programa.

En modo Diseño, se debe suministrar valores adecuados, acordes con las prácticas de diseño, para que los resultados sean confiables. Téngase en cuenta que **simLodos** está dirigido a ayudar al operador y al diseñador, pero esto solo es posible cuando se trabaja con datos adecuados.



VI.3. Aeración

En este punto debe definirse primero el tipo de aeración con la que se cuenta o con la que se va a trabajar. Posteriormente, el programa solicita la entrada de los datos únicamente para el modo de aeración seleccionado, con el fin de evitar errores por exceso de datos y para evitar la confusión del usuario.

Seleccione el tipo de aeración en el cuadro de selección (ver figura 11) y luego diríjase a la ficha correspondiente, completando los datos con sus respectivas unidades. Al finalizar, presione **Aceptar**. Al igual que en los formularios anteriores, si comete errores u obvia datos, se desplegará una ventana de advertencia.

Recuerde que el número de valores solicitados aumenta si trabaja en **modo Operación** y los mismos deben adaptarse lo mejor posible a las situaciones reales de operación.

Seleccione el tipo de aeración

Elija el método de cálculo

Ingrese los datos

Figura 11. Formulario Aeración

VI.4. Efluente

A través del formulario presentado en este punto (ver figura 12) el usuario establece los límites máximos y rangos que se desean para la composición del efluente, estos datos deben ser introducidos en los campos correspondientes.

Pulsando **Aceptar**, el programa realizará los cálculos siguiendo los límites que se han introducido en los campos.

Es posible elegir estos valores entre aquellos establecidos en las Normas para la Clasificación y el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua y Vertidos o Efluentes Líquidos, promulgadas el 18/12/95, o entre otros introducidos por el usuario.

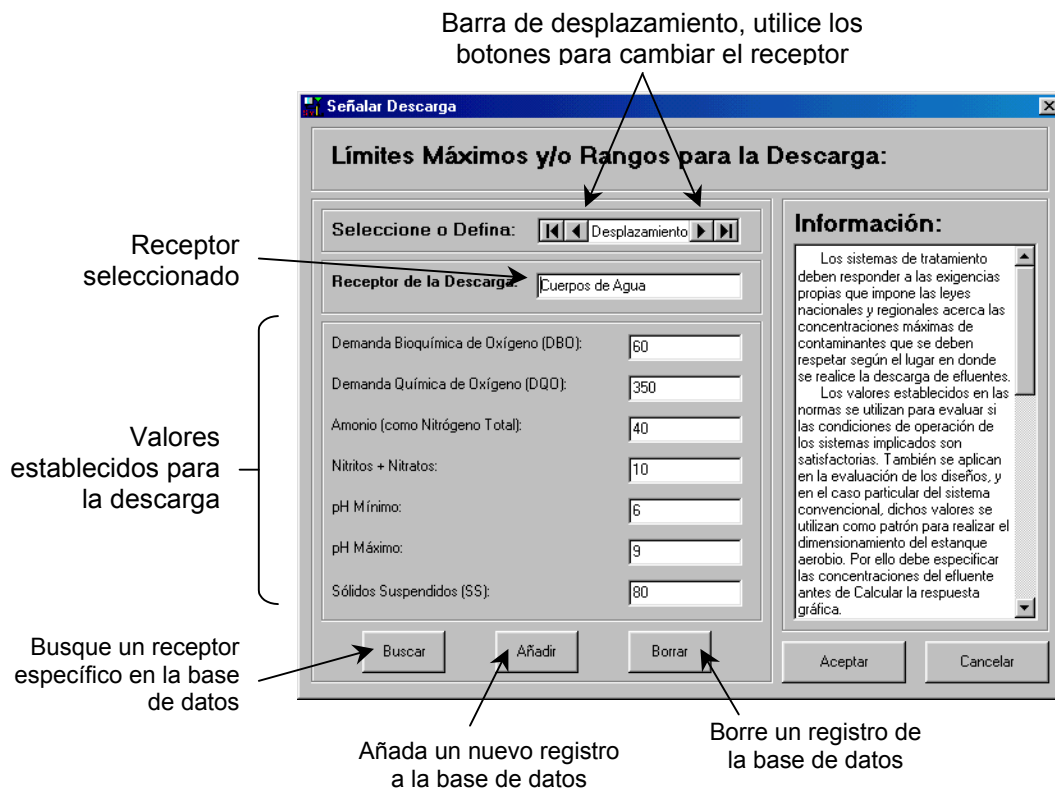


Figura 12. Formulario Aeración

Si se desea consultar los valores de la base de datos del programa, desplácese empleando la barra de desplazamiento, o emplee el botón **Buscar** y localice el registro deseado. En este caso debe introducir el nombre completo del registro.

En este formulario, el usuario tiene la capacidad de añadir registros propios a la base de datos, que pueden ser usados para comparaciones o cálculos posteriores. Bastará con pulsar **Añadir** y el programa grabará todos los valores previamente indicados en los campos, con el nombre señalado para el nuevo registro.

También puede borrar registros indeseados o erróneos pulsando **Borrar**. Con ello se borrará el registro mostrado.

A diferencia de las ventanas que se presentaron anteriormente, esta presenta carácter obligatorio únicamente cuando se trabaja en modo **Diseño**, pero si se trabaja en modo **Operación**, **simLodos** no exigirá estos datos, sin embargo el usuario podrá ingresar aquí para indicar las concentraciones deseadas en la corriente de salida, con el fin de alimentar el reporte para comparar los resultados obtenidos en la simulación con estos datos.

VI.5. Calcular

Una vez ingresados todos los datos requeridos para simular un sistema, ya sea en **modo Operación** o **Diseño**, debe oprimirse el botón **Calcular**. **simLodos** ejecutará las operaciones correspondientes para simular el comportamiento del sistema escogido, e inmediatamente dibujará la gráfica dentro del espacio destinado para ella (ver figura 13).

Dentro del área del gráfico se distinguen dos líneas verticales. La primera, mostrada en color rojo (ver figura 13), corresponde al tiempo mínimo de residencia celular, y establece un límite mínimo a partir del cual los valores son confiables, sin embargo el usuario puede conocer los resultados en esta zona. La segunda línea es el **pivote**, y se utiliza para conocer los valores que adopta cada variable en función del tiempo de retención celular. Esto se logra moviendo esta barra con el puntero del mouse. Basta con mantener presionado el botón izquierdo sobre el gráfico y ésta se moverá hacia donde el mouse le indique. Cada vez que se posicione el pivote sobre una curva, se podrán leer los resultados de esta intersección claramente en la pizarra de resultados.

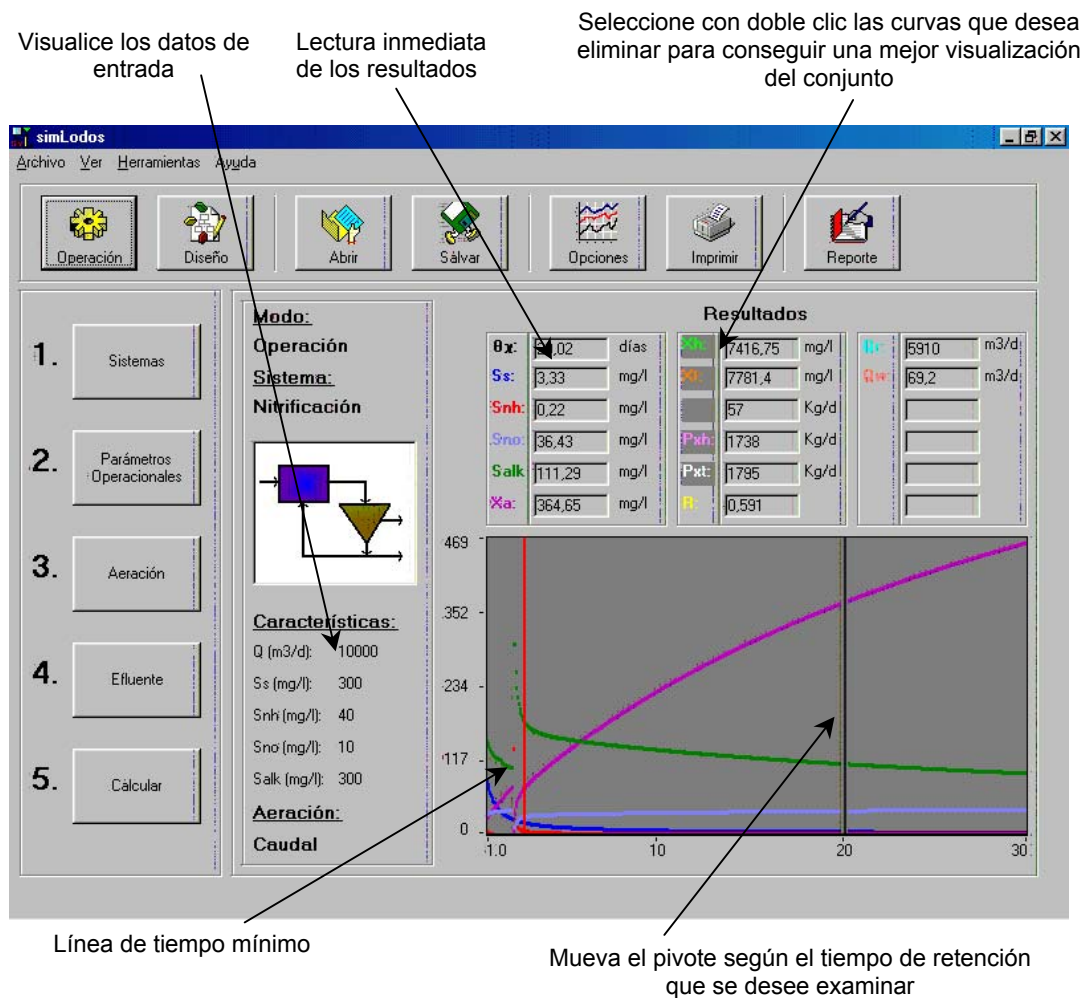


Figura 13. Resultados en la Ventana Principal de simLodos

Como una ayuda adicional al usuario para visualizar las curvas, se puede ocultar aquellas que se deseen solamente haciendo doble click sobre el parámetro correspondiente en la tabla de resultados.

VII. REPORTE

Cada vez que obtenga resultados gráficos, puede realizar un reporte rápidamente presionando el botón **Reporte** en la Barra de Herramientas. Esto

facilita la visualización de todos los parámetros y resultados para el tiempo de residencia celular escogido, ya que se presentan de manera resumida, y se dan además advertencias de utilidad para el operador (ver figura 14).

Una vez escogido el tiempo de retención y generado el reporte, éste se mantiene en una ventana individual (solamente una), independiente del resto del trabajo son **simLodos**. Esto permite mantener en pantalla los resultados de un trabajo anterior y compararlos con los resultados gráficos de un nuevo modelo. No obstante, puede que se desee generar un nuevo reporte, con lo cual se perdería la información del reporte anterior, a menos que se imprima.

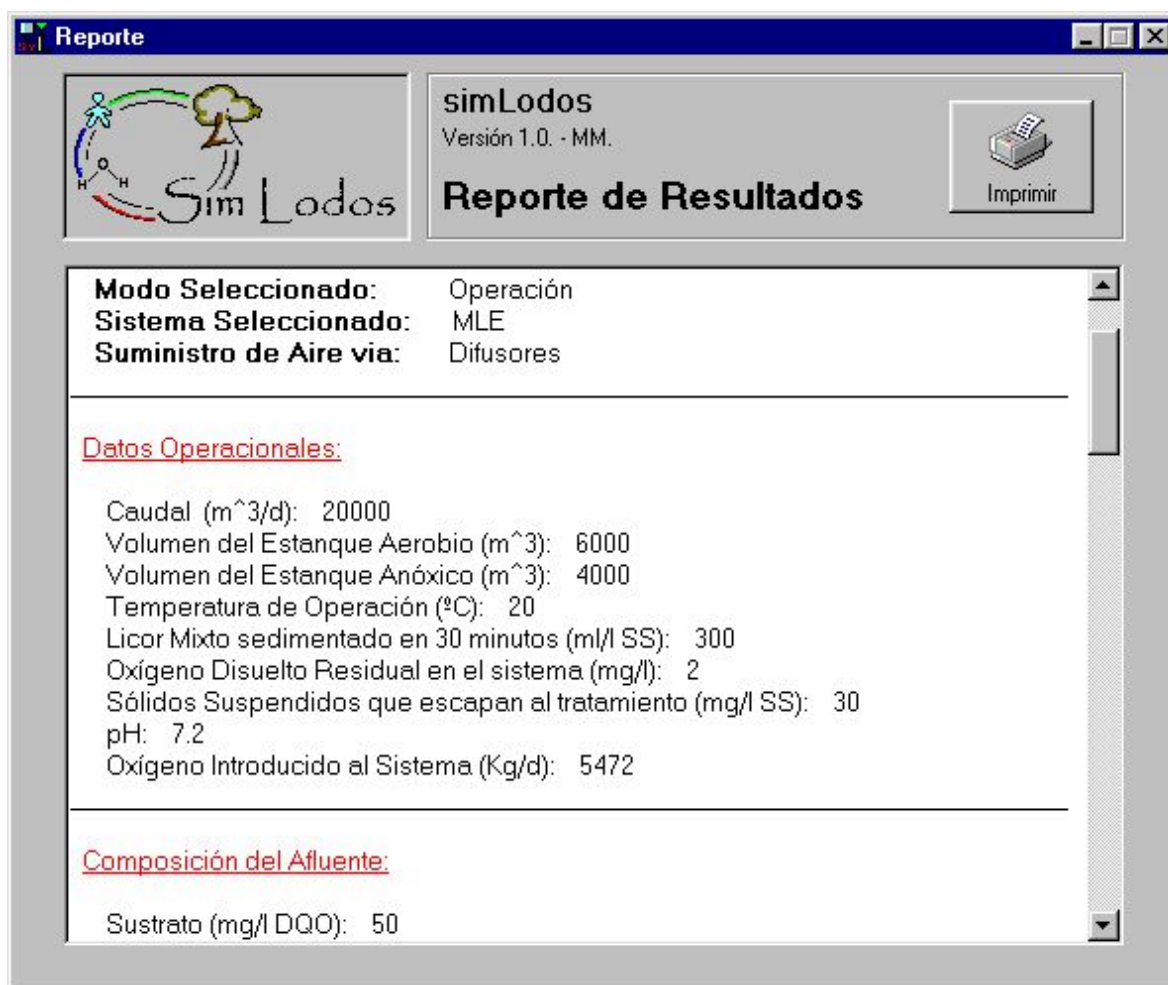


Figura 14. Ventana Reporte

El reporte solamente se puede imprimir oprimiendo el botón **Imprimir** en la ventana del mismo, lo que generará una copia en papel de los datos mostrados en pantalla, sin incluir el gráfico.

El reporte también soporta las operaciones habituales de selección y copiado, permitiendo al usuario exportar información a otros componentes del sistema *Windows*.

VIII. SOPORTE EN LÍNEA

A pesar de que la operación de **simLodos** es muy sencilla, pueden surgir dudas al respecto, o presentarse consultas acerca de algún tópico considerado por el programa. Si desea ayuda, solicítela a través de la dirección electrónica mostrada en la ventana **Acerca de**, en el menú de **Ayuda** (figura 15).

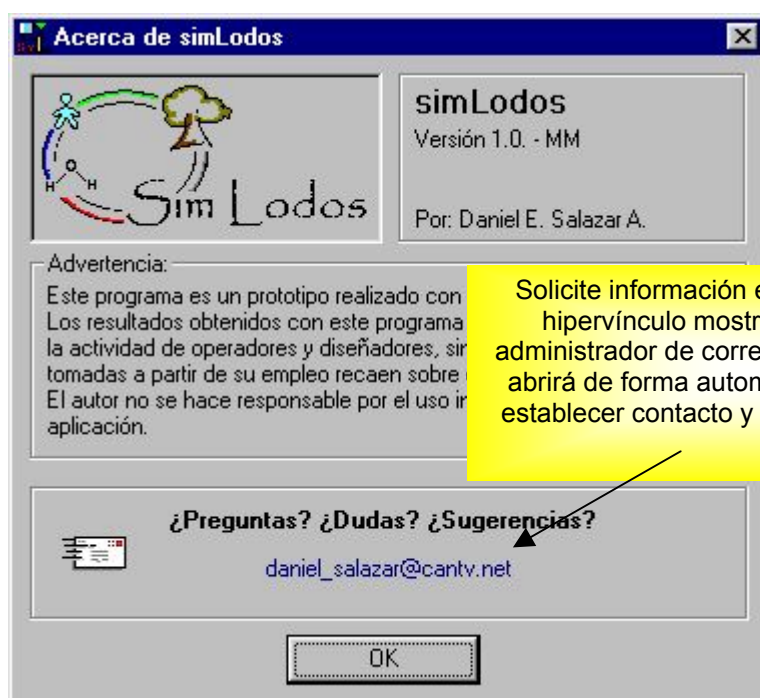


Figura 15. Ventana Acerca de

XIX. APÉNDICE

Para facilitar la comprensión de la ejecución de **simLodos**, se anexan a continuación un grupo de ejemplos que abarcan las principales funciones del programa.

XIX.1. Ejemplo 1

En este ejemplo se considera la ejecución del programa en modo Operación, comenzando desde la ventana de inicio.

1. Ejecute *simLodos.exe*.
2. Aparecerá una ventana de inicio (como en la figura 1). Pulse cualquier tecla y aparecerá la pantalla principal de **simLodos**, como se ve a continuación:

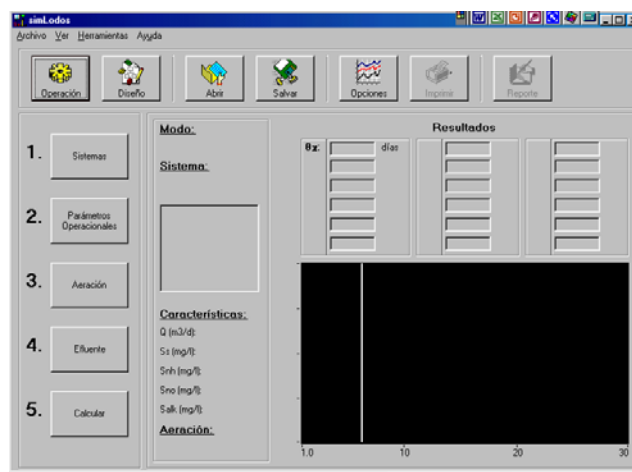


Figura 16. Pantalla Principal.

3. Presione el botón **Operación**, y luego el botón **Sistemas**. Se desplegará en pantalla el formulario de *Sistemas de Tratamiento*, tal como se muestra en la figura 17. Nótese que dicho formulario está totalmente vacío. Seleccione el sistema convencional presionando el botón **Convencional**.

1. Seleccione:

Convencional

Nitrificación

Desnitrificación

MLE

2. Defina:

Info Sistema

Debe seleccionar un sistema de tratamiento

Datos Generales del Sistema:

Caudal de Entrada (Q): [0] Unidades: [Temperatura °C]

Vol. Estanque Aerobio (Va): [Vol. Estanque Aerobio (Va)] pH: [pH]

Vol. Estanque Anaerobio (Va): [Vol. Estanque Anaerobio (Va)] Vol. Sedimentado en 30 min: [VLS30]

Ox. Disuelto Remanente (So): [So]

SS en el efluente (SS): [SS]

Datos de Diseño:

Conc. de la Biomasa (X): [X] Relación VDA/V: [VDA/V]

Aceptar Cancelar

Figura 17. Formulario de Sistemas de Tratamiento.

4. Complete la información del formulario de Sistemas de Tratamiento, llenando los campos con la siguiente información:

- Caudal de Entrada (Q) = 10000 m³/d.
- Vol. Estanque Aerobio (Va) = 3068 m³.
- Ox. Disuelto Remanente (So) = 2 mg/l.
- SS en el efluente (SS) = 35 mg/l.
- Temperatura °C = 14.
- PH = 7.2.
- Vol. Sedimentado en 30 min = 297.

Al terminar, pulse **Aceptar**.

5. De vuelta en la pantalla principal, presione el botón **Parámetros Operacionales**. Como resultado aparecerá un formulario del mismo nombre, en donde se deberán introducir datos sobre el afluente, la cinética y la estequiometría del sistema. Para tal fin existen tres fichas: **Definir Afluente**, **Definir Cinética** y **Definir Estequiometría** (figura 18).

Definir:

Definir Afluente Definir Cinética Definir Estequiometría

Figura 18. Fichas del formulario Parámetros Operacionales

6. Introduzca los siguientes valores:

En la ficha **Definir Afluente**:

- Sustrato Soluble (S_s) = 300 mg/l.
- Amonio (S_n) = 40 mg/l.
- Oxígeno Disuelto (S_o) = 0 mg/l.

En la ficha **Definir Cinética**:

- Tasa Máxima de Crecimiento (μ_h) = 2.
- $\frac{1}{2}$ Const. de Sat. de Sustrato (K_s) = 80.
- Tasa de Respiración Endógena (b_h) = 0.06.

En la ficha **Definir Estequiometría**:

- Coef. de Product. Biomasa Heterótrofa (Y_h) = 0.6.
- Relación DBO 5 – DBO última (f) = 0.56.
- Relación DQO - DBO 5 = 1.8.
- Relación DBO 5 - SSV = 0.6.
- Relación SSV - SS = 0.8.
- Contenido de Nitrógeno (i_b) = 0.12.

Para terminar, presione **Aceptar**.

7. Presione el botón **Aeración**. En pantalla se mostrará el formulario **Suministro de Aire**. Este formulario posee tres fichas: **Caudal de Aire**, **Difusores** y **Mezcladores**. Inicialmente todos los campos de las tres fichas aparecerán deshabilitados. Para habilitarlos, se debe seleccionar en la parte superior del formulario, la opción que corresponde a la ficha deseada. Seleccione Difusores, y luego en la ficha del mismo nombre seleccione Método Orhon-Artan. El formulario se verá como en la figura 19.

Figura 19. Formulario de Suministro de Aire.

8. Introduzca los siguientes valores:

- Caudal de Aire = 7148 m³/hr.
- Conc. Sat. 20°C = 9.08 mg/l.
- % Eficiencia STP = 24.
- Conc. Sat. T°C = 10.3 mg/l.
- Presión del sitio = 1 atm.
- α = 0.4.
- β = 0.95.
- F = 1.

Presione **Aceptar**.

9. Modifique las Opciones de Graficación, cambiando el color de fondo a gris, el color del pivote a negro y seleccionando líneas gruesas, como en la figura 20.

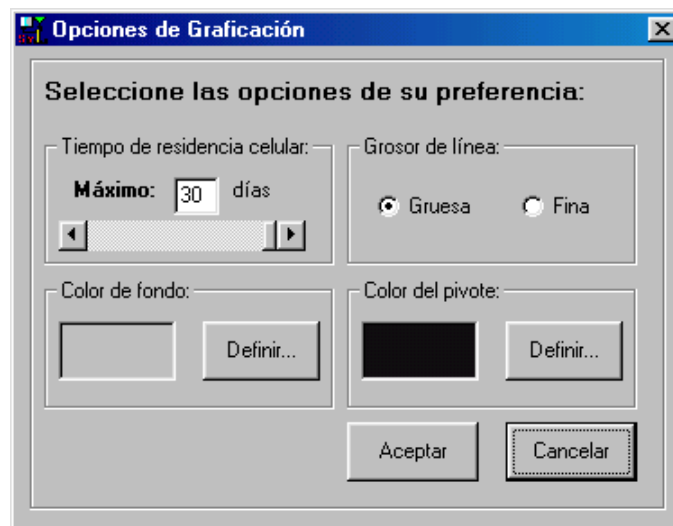


Figura 20. Opciones de Graficación.

10. Para obtener un resultado gráfico, pulse el botón **Calcular**. Mueva el pivote colocando el puntero del mouse en el área hacia donde se desea mover el pivote y presionando el botón izquierdo. Mientras mantenga presionado el botón, el pivote se mantendrá en movimiento. En su pantalla debe aparecer algo similar a lo mostrado en la figura 21.

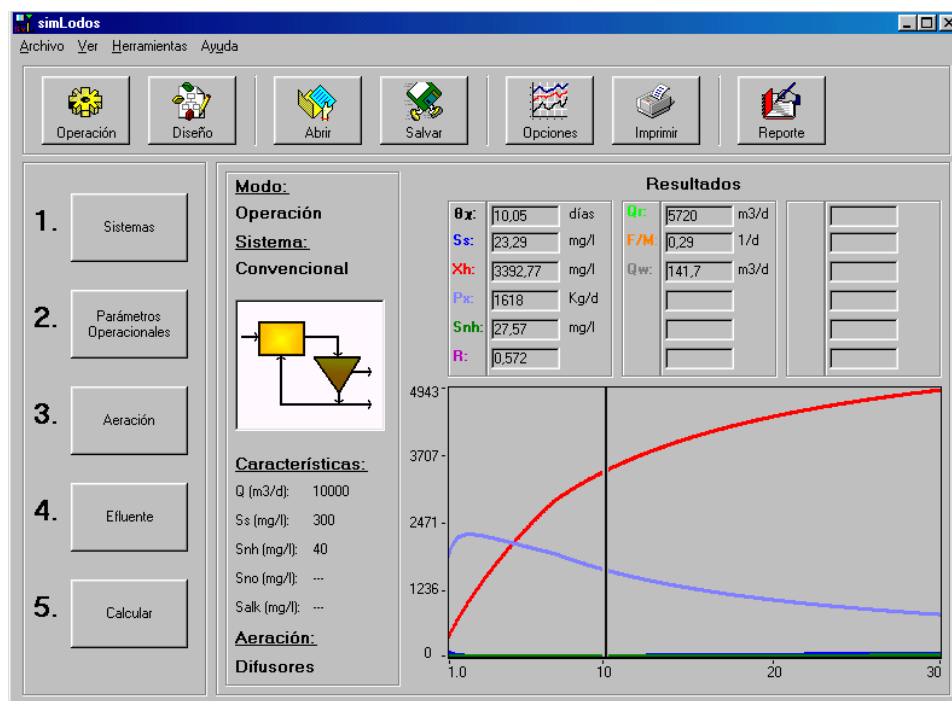


Figura 21. Ejemplo de un resultado gráfico obtenido con simLodos.

11. Para finalizar, pulse el botón **Salvar** y grabe los valores introducidos en los pasos anteriores. La extensión del archivo resultante será SLP.

XIX.2. Ejemplo 2

En este ejemplo se observa como trabajar con información grabada previamente. Se emplea un sistema de nitrificación en *modo Operación*. Los pasos expuestos suponen la previa realización del ejemplo 1.

1. Una vez cargado el programa, pulse **Abrir**. En el directorio C:\simLodos\samples seleccione el archivo *NitrificaciónOperación.SLP*, como se muestra en la figura 22.
2. Presione **Calcular**. El resultado gráfico obtenido se debe asemejar al de la figura 23. Mueva el pivote y observe cómo cambian los valores. Coloque el puntero del mouse sobre los títulos de las variables de la

pizarra de **Resultados**. Aparecerá una etiqueta con el nombre de la variable .

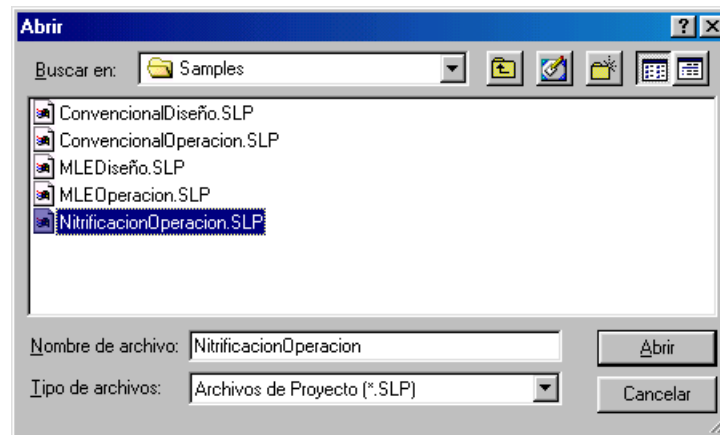


Figura 22. Diálogo para cargar archivos en simLodos.

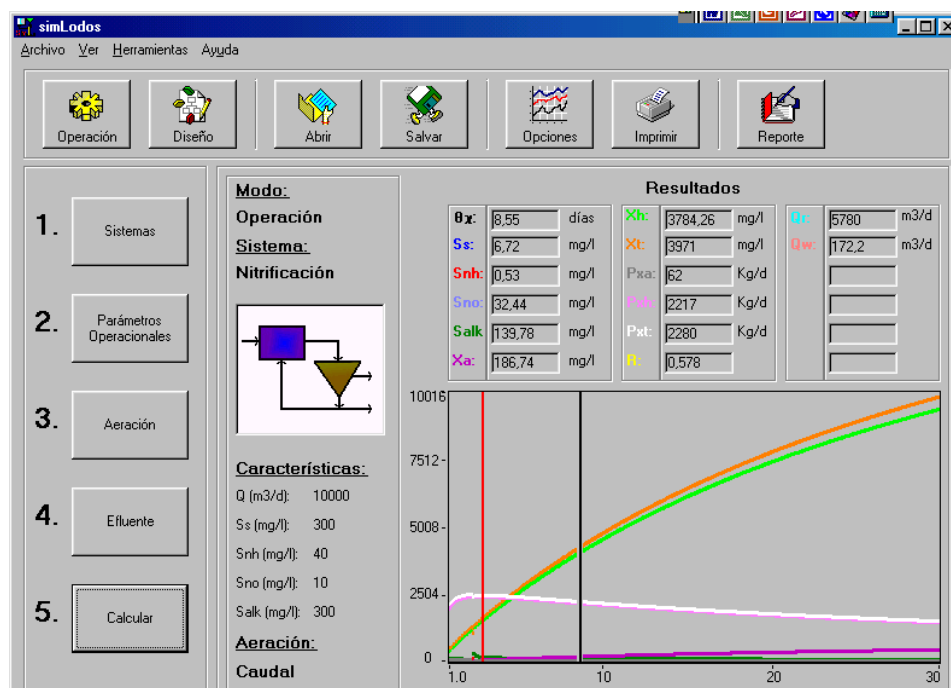


Figura 23. Resultados gráficos para el sistema de Nitrificación.

3. Para ocultar curvas, haga doble clic sobre los títulos de las variables que corresponden a la curva que desea ocultar. Para ello hay que seguir la

correspondencia de colores. Por ejemplo, si quiere ocultar la curva verde y la naranja, correspondientes a X_h y X_t respectivamente, haga doble clic sobre los títulos de estas variables. Como resultado las curvas se ocultarán, y el color de fondo de los títulos se oscurecerá, indicando que las curvas han sido ocultadas (ver figura 24). Para revertir el proceso, haga doble click sobre los títulos de fondo oscurecido y las curvas reaparecerán.

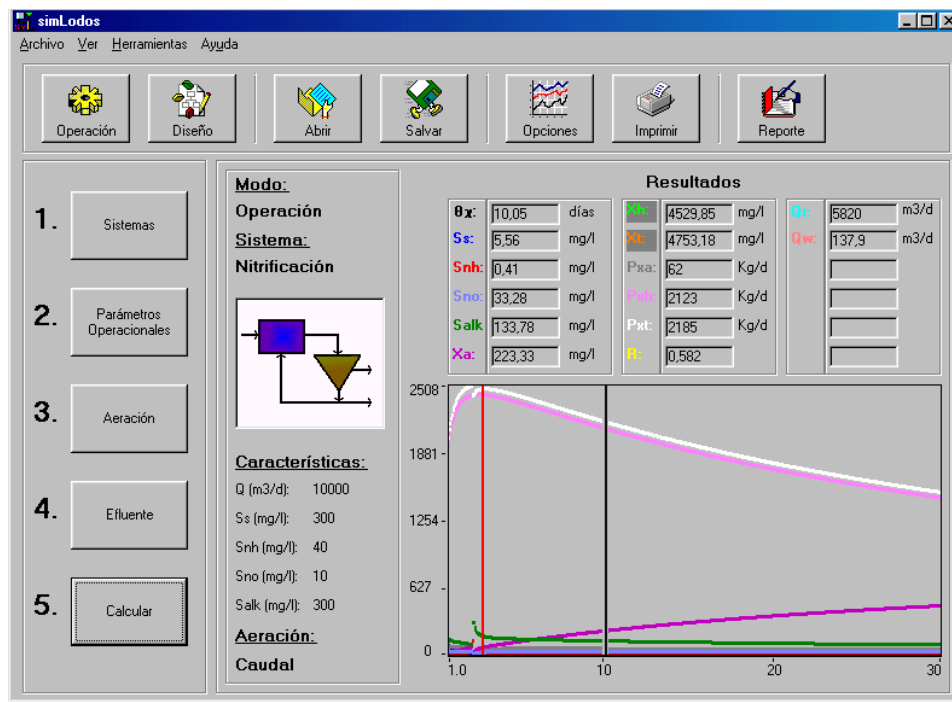


Figura 24. Modificación del resultado gráfico al ocultar las curvas de X_h y X_t .

4. Pulse **Efluente** en la ventana principal. Modifique las especificaciones que debe cumplir el efluente (figura 25), introduciendo los siguientes datos:
 - Receptor de la Descarga = Descarga1.
 - Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) = 20.
 - Demanda Química de Oxígeno (DQO) = 100.
 - Amonio (como Nitrógeno Total) = 10.
 - Nitritos + Nitratos = 5

- pH Mínimo = 6.
- pH Máximo = 9
- Sólidos Suspendidos (SS) = 80.

Si solamente desea fijar estos valores temporalmente, pulse **Aceptar**. Si prefiere almacenarlos como un nuevo registro en la base de datos, pulse **Añadir**, luego pulse **Sí** y por último **Aceptar**.

Señalar Descarga

Límites Máximos y/o Rangos para la Descarga:

Seleccione o Defina: [Desplazamiento]

Receptor de la Descarga: Descarga1

Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO): 20

Demanda Química de Oxígeno (DQO): 100

Amonio (como Nitrógeno Total): 10

Nitritos + Nitratos: 5

pH Mínimo: 6

pH Máximo: 9

Sólidos Suspendidos (SS): 80

Buscar Añadir Borrar Aceptar Cancelar

Información:

Los sistemas de tratamiento deben responder a las exigencias propias que impone las leyes nacionales y regionales acerca las concentraciones máximas de contaminantes que se deben respetar según el lugar en donde se realice la descarga de efluentes. Los valores establecidos en las normas se utilizan para evaluar si las condiciones de operación de los sistemas implicados son satisfactorias. También se aplican en la evaluación de los diseños, y en el caso particular del sistema convencional, dichos valores se utilizan como patrón para realizar el dimensionamiento del estanque aerobio. Por ello debe especificar las concentraciones del efluente antes de Calcular la respuesta gráfica.

Figura 25. Modificación de las especificaciones del efluente.

5. Presione el botón Reporte y desplácese hasta el final de la ventana Reporte, empleando la barra lateral. Podrá encontrar toda la información relacionada con el sistema estudiado para el tiempo de residencia fijado. Al final se encuentra una sección de advertencias (figura 26) en donde podrá verificar si se violan o no las especificaciones establecidas en el paso anterior.

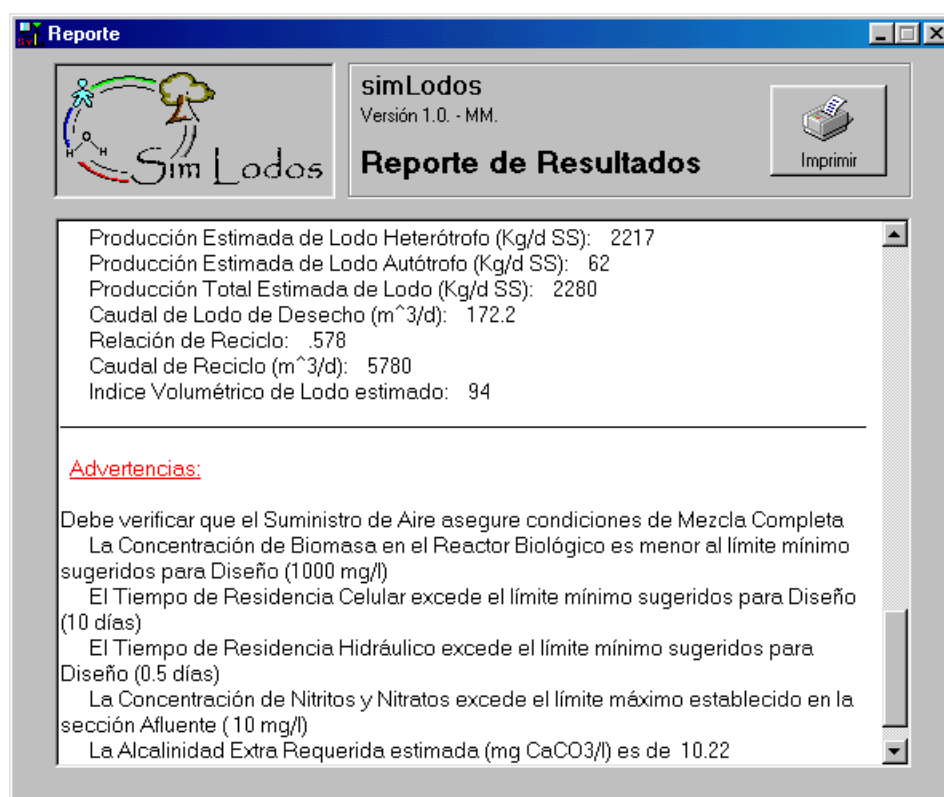


Figura 26. Reporte generado para un caso de nitrificación.

6. Para terminar el trabajo con **simLodos**, diríjase al menú Archivo y seleccione la opción Salir, como se muestra en la figura 27.



Figura 27. Opción Salir en el menú Archivo.

© Daniel Salazar, 2001.

Hecho el Depósito de Ley.

Depósito Legal Ift 487200162081