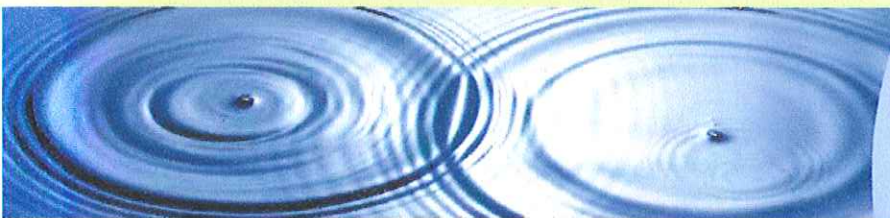
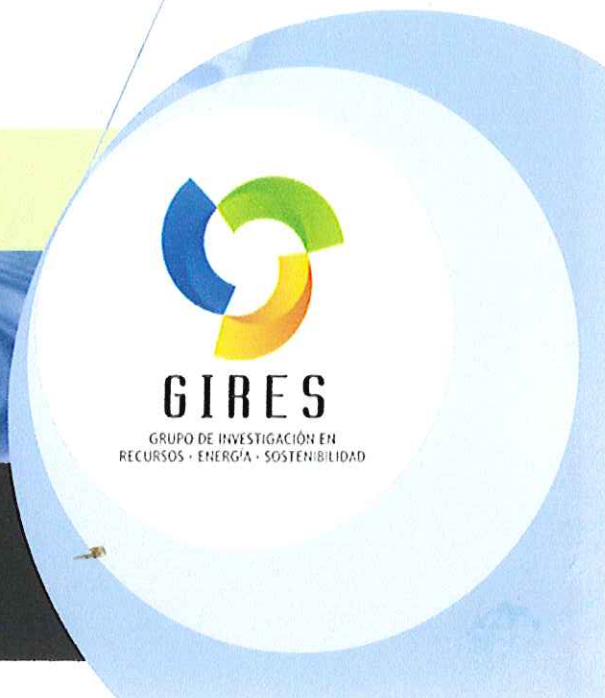


Desarrollo de un Modelo Virtual para la PTAR Híbrida Río Frío

Estimación de la Producción de Biogás y de la Remoción de Nitrógeno.



En este documento se presentan los resultados del proyecto de investigación asociado a las líneas de valorización energética de residuos y tratamiento de aguas residuales, desarrollado para optar por el título de Ingeniero en Energía.



Desarrollo de un Modelo Virtual para Evaluar la Producción de Biogás y la Remoción de Nitrógeno en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Río Frío

Por

Juan Manuel Grosso Pérez

B.S., Ingeniería Mecatrónica
Universidad Autónoma de Bucaramanga
Julio 2008

Presentado ante la FACULTAD DE INGENIERÍAS FÍSICO-MECÁNICAS como requisito
final para optar por el Título de

INGENIERO EN ENERGÍA

en la

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BUCARAMANGA

Mayo 2010

© 2010 Universidad Autónoma de Bucaramanga.

Revisado por

MSc. Alexander Meneses Jácome
Director del Grupo de Investigación en Energía-Recursos-Sostenibilidad / GIRES
Director del proyecto.

Revisado por.....

MSc. César Yobany Acevedo
Profesor Asociado del Programa de Ingeniería en Energía
Jurado Evaluador

Revisado por.....

MSc. Luis Eduardo Jaimes
Profesor Catedrático del Programa de Ingeniería en Energía
Jurado Evaluador

Aceptado por

MSc. Germán Oliveros Villamizar
Decano de la Facultad de Ingenierías Físico-Mecánicas

Agradecimientos

De manera muy especial agradezco:

A los integrantes del Grupo de Investigación en Recursos-Energía-Sostenibilidad (GIRES) y del Centro de Estudios de Ingeniería en Energía (CEIE) de la Universidad Autónoma de Bucaramanga (UNAB), con quienes se fundó no sólo una relación científico-académica sino también lazos de amistad, que hicieron del trabajo un ambiente sinérgico y ameno.

A mi director MSc. Alexander Meneses, por haber confiado en mis capacidades y haberme brindado un espacio de aprendizaje y desarrollo profesional dentro de un contexto de investigación aplicada, al involucrarme como miembro activo del grupo de investigación.

Al Departamento de Medio Ambiente del Banco Mundial - Regional Latinoamérica y a la Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB), por la financiación del proyecto macro del grupo GIRES en el tema de sostenibilidad, agua y energía; a la Empresa Pública de Alcantarillado de Santander (EMPAS – S.A. E.S.P.), responsable de la operación de la PTAR Río Frío, por las facilidades de acceso a la instalación y a la documentación operativa de la PTAR.

A mis familiares por ser ese ejemplo de lucha y constancia, y fueron mi fuerza de soporte y compañía ante los logros y fracasos, ayudando a mantenerme motivado y haciendo posible mi permanencia en Colombia. A todos mis amigos, que en la lejanía o cercanía forman parte de lo que hoy día soy como persona y que han contribuido también en finalizar con feliz término este recorrido.

*“Hay una fuerza motriz más poderosa que el vapor, la electricidad y la energía atómica:
la voluntad”.*

-Albert Einstein-

Desarrollo de un Modelo Virtual para Evaluar la Producción de Biogás y la Remoción de Nitrógeno en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Río Frío

Por

Ing. Juan Manuel Grosso Pérez

Proyecto de Grado – Ingeniería en Energía

Líneas de Investigación:

Principal: Sostenibilidad / Agua & Energía

Secundaria: Recursos / Valorización Energética de Residuos

Resumen: La problemática mundial de energía, agua y desarrollo sostenible, ha conducido al ajuste de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) no sólo para cumplir con estándares ambientales de remoción más exigentes sino también para maximizar la valorización energética de sus subproductos. De esta manera, el presente trabajo describe el desarrollo de un modelo virtual para evaluar la producción de biogás y la remoción de nitrógeno en la PTAR de Río Frío que provee saneamiento al Área Metropolitana de la Ciudad de Bucaramanga (Colombia) bajo un esquema de tratamiento combinado (anaerobio + aerobio). Para iniciar, se abordó el ajuste de un modelo biocinético de un digestor anaerobio con el fin de evaluar la generación de metano (CH_4) en los reactores tipo UASB (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket) de la PTAR de Río Frío; éstos resultados fueron confrontados con aquellos que resultan de la aplicación de las metodologías del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC). En una segunda etapa se modeló y simuló el sistema aerobio formado por un Reactor de Lodos Activados y un Clarificador, a fin de determinar la configuración óptima de operación que minimice el consumo energético de los sistemas de aireación y bombeo, y maximice la remoción de nitrógeno disuelto. Finalmente se planteó un modelo virtual integrado anaerobio/aerobio, que permite una reproducción más realista de los diferentes procesos bioquímicos y fisicoquímicos que ocurren al interior de la planta, brindando así un mejor entendimiento de su funcionamiento a priori, que resulta propicio para la asistencia operacional de la misma. El trabajo sustenta cómo este esquema de la PTAR Río Frío es capaz de proveer un saneamiento económico y ambientalmente sostenible, siempre que se estimule el uso del biogás generado en el proceso, reduciendo así las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y entregando un efluente final con importantes niveles de remoción, al punto de ser susceptible de considerarse como Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL).

Palabras clave: Simulación de PTAR combinadas, Modelos Biocinéticos, UASB + Lodos Activados, Biogás, Gases Efecto Invernadero, Mecanismo de Desarrollo Limpio, Saneamiento Básico Sostenible.

Development of a Virtual Model to Evaluate Biogas Production and Nitrogen Removal in the Río Frío Wastewater Treatment Plant

by

Eng. Juan Manuel Grosso Pérez

Undergraduate Thesis – Energy Engineering

Research Lines:

Main: Sustainability / Water & Energy

Secondary: Resources / Waste Energy Recovery

Abstract: the worldwide concern about the nowadays problematic on energy, water and sustainable development, has led to the adjustment of waste water treatment plants (WWTP), not only to comply with more stringent environmental standards but also to maximize energy recovery from by-products. Thus, this project describes the development of a virtual model to evaluate biogas production and removal of nitrogen in the Río Frío WWTP which provides sanitation in the Metropolitan Area of the City of Bucaramanga (Colombia) under a combined treatment scheme (anaerobic + aerobic). First of all, it was addressed the fine-tuning of a biokinetic model of an anaerobic digester in order to evaluate the methane (CH₄) production in UASB reactors (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket) operating at the Río Frío's WWTP, these results were confronted with those resulting from the application of the methodologies of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). In a second stage, it was modeled and simulated the aerobic system based on an Activated Sludge Reactor and a Secondary Clarifier, to determine the optimal operational configuration that minimizes power consumption of aeration and pumping systems, and maximize the removal of dissolved nitrogen. Finally, an integrated anaerobic/aerobic virtual model was proposed, allowing a more realistic reproduction of the different biochemical and physicochemical processes that occur inside the plant, providing a better understanding of its function, which is conducive to operational assistance thereof. This research sustains how this scheme of the Río Frío WWTP is capable of providing an economic and environmentally sustainable sanitation, whenever it is encouraged the use of biogas generated in the process, thereby reducing emissions of greenhouse gases (GHGs) and delivering a final effluent with significant levels of pollutants removal, at the point of being suitable for being considered as a Clean Development Mechanism (CDM).

Keywords: Simulation of combined WWTP, Biokinetic Models, UASB + Activated Sludge, Biogas, Green House Gases, Clean Development Mechanism, Sustainable Sanitation.

Tabla de Contenido

Índice de Tablas.....	v
Índice de Figuras.....	vi
1 Introducción.....	1
1.1 Problemática	1
1.2 Estado del Arte	4
1.3 Objetivos	6
1.3.1 Objetivo General.....	6
1.3.2 Objetivos Específicos	6
2 Fundamentos para el tratamiento biológico de aguas residuales	9
2.1 Composición típica de aguas residuales domésticas	9
2.1.1 Constituyentes orgánicos	10
2.1.2 Constituyentes inorgánicos	12
2.1.3 Contenido sólido.....	13
2.1.4 Organismos patógenos y coliformes	14
2.2 Principios de microbiología y biocinética	15
2.2.1 Metabolismo celular	15
2.2.2 Crecimiento bacteriano y estequiometría	17
2.2.3 Cinética del crecimiento biológico	22
2.3 Mecanismos de depuración biológica.....	25
2.3.1 Proceso de Lodos Activados	26
2.3.2 Proceso de Digestión Anaerobia	30
3 Modelamiento de la PTAR Río Frío.....	34
3.1 Fundamentos de modelamiento y simulación.....	34
3.2 Lineamientos metodológicos para el desarrollo del modelo virtual de la PTAR...	35
3.2.1 Estrategia general de modelamiento	36
3.2.2 Herramienta computacional GPS-X 5.02.....	38
3.2.3 Identificación funcional de la PTAR y sus procesos.....	41
3.2.4 Caracterización del afluente.....	44

3.2.5	Estructuración del Modelo Virtual.....	47
3.2.6	Modelo Virtual 1 – Reactor UASB	49
3.2.7	Modelo Virtual 2 – Lodos Activados.....	53
3.2.8	Modelo Virtual 3 – UASB / AS	57
4	Resultados y Discusión	58
4.1	Resultados de Modelización – Reactor UASB.....	58
4.1.1	Análisis de sensibilidad de parámetros	58
4.1.2	Ajuste biocinético del modelo	59
4.1.3	Estimación de la producción de biogás.....	61
4.2	Resultados de Modelización – Lodos Activados	67
4.2.1	Variables de control.....	68
4.2.2	Estrategias de control.....	69
4.2.3	Desempeño.....	70
4.3	Resultados de Modelización – UASB / AS.....	72
5	Valorización Energética del Biogás	76
5.1	Demanda de energía en PTAR Río Frío	77
5.2	Estimación del potencial energético disponible	77
6	Conclusiones y recomendaciones	79
	Bibliografía.....	83
	Anexos.....	88

Índice de Tablas

Tabla 1	Composición típica de aguas residuales domésticas no tratadas	10
Tabla 2	Clasificación de microorganismos en función de energía y carbono.....	17
Tabla 3	Ejemplo de matriz de Petersen para crecimiento bacteriano y decaimiento.....	25
Tabla 4	Información para modelamiento PTAR Río Frío.....	43
Tabla 5	Caracterización del afluente a PTAR Río Frío	44
Tabla 6	Fraccionamiento de la carga orgánica del afluente en la PTAR Río Frío [g/m ³]	46
Tabla 7	Fraccionamiento del nitrógeno del afluente en la PTAR Río Frío [g/m ³]	46
Tabla 8	Parámetros estequiométricos del afluente en la PTAR Río Frío.....	47
Tabla 9	Principales parámetros operacionales de un reactor UASB en la PTAR Río Frío	52
Tabla 10	Matriz de Petersen para Digestión Anaerobia –Modelo Básico	52
Tabla 11	Caracterización de afluentes y efluentes para el Modelo Virtual 2.....	56
Tabla 12	Resultados de modelización del reactor UASB.....	59
Tabla 13	Constantes biocinéticas ajustadas para el reactor UASB modelado	60
Tabla 14	Parámetros estequiométricos	60
Tabla 15	Pérdidas porcentuales de metano en un reactor UASB	62
Tabla 16	Desempeño y estimación de metano para reactor UASB Río Frío – Escenario 2.....	63
Tabla 17	Desempeño y estimación de biogás para caudal variable – Escenario cinético 2.....	64
Tabla 18	Desempeño y estimación de metano para reactor UASB Río Frío – Escenario 4.....	65
Tabla 19	Desempeño y estimación de biogás para caudal variable – Escenario cinético 4.....	66
Tabla 20	Variables estratégicas para el control de la unidad AS.....	68
Tabla 21	Descripción de los casos de simulación considerados en el estudio	69
Tabla 22	Estrategias de control consideradas en los ejercicios de modelación-simulación.....	70
Tabla 23	Resumen de Resultados de modelización-simulación del Modelo Virtual 2.....	71
Tabla 24	Resumen de resultados de modelización-simulación del Modelo Virtual 3.....	73
Tabla 25	Resumen de resultados del MV3 corrigiendo el pH a 7 y la remoción de nitrógeno.....	74
Tabla 26	Valorización energética del biogás generado en PTAR Río Frío.....	78

Índice de Figuras

Figura 1 Mecanismo de digestión anaerobia	31
Figura 2 Metodología de modelamiento de PTAR.....	37
Figura 3 Diagrama del tren de tratamiento e instrumentación de la PTAR Río Frío	41
Figura 4 Modelo fraccionado de la carga orgánica	45
Figura 5 Modelo fraccionado del nitrógeno	46
Figura 6 Esquema simplificado del tren de tratamientos	48
Figura 7 Conceptualización y modelamiento del reactor UASB	50
Figura 8 Layout del tratamiento primario representando un reactor UASB	50
Figura 9 Conceptualización y modelamiento del reactor NITROX	54
Figura 10 Layout del tratamiento secundario (NITROX+Sedimentador 2rio)	55
Figura 11 Layout del Modelo Virtual 3 – UASB/AS.....	57
Figura 12 (a) Producción de biogás total, flujo de CH ₄ y CO ₂ . (b) relación entre metanógenos y ácidos grasos volátiles.	61
Figura 13 Producción de biogás y concentración de CH ₄ para carga variable - Escenario 2.....	63
Figura 14 Producción de biogás y concentración de CH ₄ para caudal variable - Escenario 2... 64	64
Figura 15 Producción de biogás y concentración de CH ₄ para carga variable - Escenario 4.....	65
Figura 16 Producción de biogás y concentración de CH ₄ para caudal variable - Escenario 4... 66	66

Capítulo 1

Introducción

1.1 Problemática

El agua es un recurso esencial para sustentar la vida y por ello es considerado un derecho humano. Aún así, según la Organización Mundial de la Salud, en la actualidad una de cada tres personas del mundo no dispone de agua suficiente para satisfacer sus necesidades diarias¹. El problema de abastecimiento empeora con el crecimiento demográfico y urbano, pues se incrementa la demanda y el consumo del recurso. Esto contribuye a su vez en intensificar la contaminación ambiental resultante de las falencias en infraestructura adecuada para la disposición y el tratamiento de los voluminosos desechos municipales e industriales que se generan.

Según la Organización de las Naciones Unidas, la meta 10 del objetivo 7 de los Objetivos de Desarrollo del Milenio es reducir a la mitad, para el año 2015, el porcentaje de personas que carezcan de acceso a agua potable y a servicios de saneamiento², pero la escasez del recurso y las insuficientes inversiones para la construcción de sistemas de alcantarillado y plantas de tratamiento, pone en fuerte cuestionamiento el cumplimiento de dicha meta.

Este panorama del recurso hídrico se agudiza aún más con la crisis energética mundial y la problemática del cambio climático, ya que desde la perspectiva de desarrollo sostenible, la mayoría de las instalaciones actuales de saneamiento municipal e industrial son consideradas como elementos críticos. Esto se debe a que las entidades operadoras de los sistemas de alcantarillado y plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), han enfocado su gestión principalmente para cumplir con las exigencias mínimas de la legislación ambiental relativas a calidad de efluentes vertidos, quedando fuera del alcance e interés de los sistemas de saneamiento, la reducción del consumo de energía de origen fósil y el control de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) asociados a su gestión y a la tecnología utilizada.

¹ Organización Mundial de la Salud (OMS). *Diez datos sobre la escasez de agua*. Marzo, 2009. <https://www.who.int/features/factfiles/water/es/index.html>

² Organización de Naciones Unidas (ONU). *Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM)*. 2009 <http://www.un.org/spanish/millenniumgoals/>

En Latinoamérica, menos del 10% de las aguas de alcantarillado en las ciudades reciben tratamiento, por lo cual muchas corrientes naturales de agua son receptoras directas de descargas de residuos domésticos e industriales, creando un riesgo evidente para el ambiente y para la salud humana. Por otro lado, a pesar de ser imperativo el empleo de plantas eficientes para mejorar el saneamiento en las regiones afectadas, en Latinoamérica y el Caribe solamente el 5% de las plantas existentes están siendo operadas satisfactoriamente (Noyola, 2009). El mayor reto en el sector agua y saneamiento es, según el Banco Mundial, la concepción e implementación de instalaciones económica y ambientalmente sostenibles (Looker, 1998). Por ello, es imperioso investigar sobre nuevos esquemas de tratamiento de aguas municipales y en el desarrollo de metodologías y herramientas para predecir los parámetros óptimos de funcionamiento de los sistemas que permitan disminuir los impactos ambientales y los requerimientos energéticos.

Existe una gran variedad de topologías de saneamiento que pueden ser aplicadas para tratar las aguas residuales. La más extendida es la aplicación de tratamientos biológicos, la cual pretende promover la coagulación y la eliminación de las partículas coloidales no sedimentables, la estabilización de la materia orgánica, y en marcos más estrictos, la eliminación de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo. Básicamente, los tratamientos biológicos de aguas residuales suelen clasificarse en procesos aerobios y anaerobios.

En lo referente a tecnologías de PTAR, suelen dominar a nivel mundial aquellas fundamentadas en procesos aerobios, especialmente la configuración de lodos activados (AS: *activated sludge*), por su alta eficiencia, posibilidad de remoción de nutrientes y alta flexibilidad operacional (Metcalf y Eddy, 2003; Gavrilescu y Macoveanu, 1999). Aún así, los altos costos de inversión y operación de estas tecnologías, su alta sofisticación y mecanización, la necesidad de unidades para el tratamiento posterior de los grandes volúmenes de lodos generados, entre otras desventajas, imponen significativas limitaciones para la expansión de la cobertura del sistema de saneamiento, particularmente en los países de bajos recursos (Roeleveld *et al.*, 1997; von Sperling *et al.*, 2001). Por ello, para facilitar el progreso de los servicios sanitarios incluyendo alcantarillado y tratamiento, deben adoptarse tecnologías de tratamiento fiables, de baja complejidad y que resulten ser costo-efectivas, razón por la cual los sistemas de digestión anaerobia se presentan como una alternativa viable, en especial los reactores tipo UASB (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket), que han sido estimulados principalmente por su bajo costo, operación simple, baja producción de biosólidos y obtención de energía renovable en forma de biogás (Mergaert *et al.*, 1992; Lettinga, 1995; Versatracete y Vandevivere, 1999; Wiegant, 2001; Chernicharo, 2007). Sin embargo, su baja eficiencia comparada con los sistemas de tratamiento aerobios y fisicoquímicos, principalmente en la remoción de contaminantes orgánicos y nitrógeno, así como la generación de emisiones olfativas y gases de efecto invernadero como el

metano (CH₄) contenido en el biogás que se produce abundantemente, obliga a estos sistemas a evolucionar hacia conceptos de mayor sostenibilidad operacional y ambiental.

Las recientes investigaciones en tratamiento de aguas residuales han demostrado que la implementación de los denominados sistemas biológicos híbridos o combinados es la solución tecnológica más conveniente, en especial para los países en desarrollo de clima tropical (Chernicharo, 2006; Tawfik *et al.*, 2008). Este esquema consiste en acoplar un proceso anaerobio en el nivel primario del tratamiento seguido de un sistema aerobio en el secundario, buscando con ello explotar las ventajas de ambos sistemas y paliar las respectivas limitaciones que tendría la utilización de esquemas individuales de saneamiento. De esta manera se obtiene un tratamiento óptimo desde el punto de vista costo-efectivo (Oliveira y von Sperling, 2009), capaz de maximizar la remoción de carga orgánica, de nitrógeno y fósforo, de dar aprovechamiento energético al biogás generado en el proceso y minimizar y controlar la emisión de gases y olores ofensivos; todo esto, con el fin de orientar la concepción y la operación de la PTAR bajo el concepto de sostenibilidad energética y ambiental.

A pesar de que esta configuración ha sido vista como una alternativa costo-efectiva de tratamiento, son pocas las aplicaciones operativas o en desarrollo sobre aguas residuales domésticas. En general, los procesos de tratamiento de aguas son fuertemente dinámicos debido a las grandes variaciones difíciles de controlar en el caudal, concentración y composición del afluente, además del comportamiento adaptativo de los microorganismos involucrados que impone mayores dificultades en términos de parámetros variantes en el tiempo. Por ello es necesario el desarrollo de modelos matemáticos reducidos y simulaciones computacionales que permitan describir, predecir y controlar las complicadas interacciones de los procesos. El número de reacciones y especies involucradas en el sistema puede ser muy amplio y con respuesta biológica totalmente diferente, por ello el control de la planta se hace más exigente (Vargas *et al.*, 2009). Una descripción matemática muy detallada de esos sistemas puede resultar en modelos altamente complejos, que no serían muy útiles desde un punto de vista práctico y operacional. De esta manera, combinando el conocimiento experimental de los reactores con software especializado (e.g. GPS-X v5.0, Capdetworks, SIMBA 6, Biowin ,etc.) para el modelamiento de PTARs, se pueden identificar, ajustar y estimar las constantes biocinéticas y los parámetros estequiométricos de las unidades operacionales del tren de tratamiento de aguas residuales (Grosso *et al.*, 2009).

Por ello, desde la perspectiva del programa de Ingeniería en Energía y en particular del Grupo de Investigación en Energías-Recursos-Sostenibilidad (GIREs), a través de sus líneas de investigación en: i) valorización energética de residuos y ii) sostenibilidad: agua-energía; el presente proyecto presenta el desarrollo de un modelo

virtual de la PTAR de Río Frío y su ajuste biocinético. Esta planta provee saneamiento al Área Metropolitana de la Ciudad de Bucaramanga (Colombia) bajo un esquema de tratamiento combinado (anaerobio UASB + aerobio AS).

La intención principal del modelo es evaluar la producción de biogás y la remoción de nitrógeno, para dar soporte técnico-científico a la Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga (CDMB) y a la Empresa Pública de Alcantarillado de Santander S.A. E.S.P. (EMPAS), en el entendimiento de los procesos bioquímicos involucrados en el funcionamiento de la PTAR, a fin de ser en un futuro una herramienta de asistencia operacional, en marco de la propuesta de Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) que ha venido apoyando el Banco Mundial y que ha permitido la remodelación y mejoramiento de dicha planta (Meneses *et al.*, 2008).

1.2 Estado del Arte

La presente investigación se enmarca dentro de un proyecto macro que desarrolla el grupo GIRES de la Universidad Autónoma de Bucaramanga (UNAB), relacionado con la aplicación de herramientas computacionales de análisis ambiental al estudio de sistemas biológicos híbridos o combinados, utilizados en el tratamiento de aguas residuales domésticas, dentro de un contexto de sostenibilidad.

La base de conocimiento de este proyecto nace principalmente en las experiencias de países latinoamericanos con clima cálido que han logrado evolucionar el concepto de reactores UASB para el tratamiento de aguas residuales domésticas, especialmente Brasil (Vieira, 1988; Van Haandel y Lettinga, 1994; Seghezzi *et al.*, 1998; Chernicharo, 2007), Colombia (Schellinkhout y Collazos, 1992; Schellinkhout y Osorio, 1994; Orozco, 1997), México y Centro América (Conil *et al.*, 1996; Monroy *et al.*, 2000).

Específicamente el estado del arte del enfoque de PTAR combinada (Anaerobio+Aerobio), ha sido revisado y reportado muy detalladamente por otros autores (Chernicharo, 2006; Halalsheh y Wendland, 2008; Chan *et al.*, 2009; Kassab *et al.*, 2009). Entre los trabajos previos relevantes para el desarrollo de esta investigación se pueden mencionar:

Silva *et al.* (1995) investigaron en una planta piloto el sistema UASB+AS para tratar un afluente compuesto por aproximadamente 90% de agua residual industrial. El reactor UASB logró eficiencias de remoción alrededor de 70% (DQO) y 80% (DBO). El proceso de lodos activados resultó ser muy inestable. En el período más estable las remociones del proceso aerobio solamente fueron en promedio 42% (DQO) y 63% (DBO). Las fluctuaciones se atribuyeron al alto porcentaje de flujo de agua industrial.

Colleti *et al.* (1997) investigaron a nivel de laboratorio una planta de lodos activados tratando el efluente de un reactor UASB compartimentado, que recibía aguas municipales. El principal objetivo fue determinar la estequiometría y los coeficientes cinéticos del proceso aerobio como postratamiento del reactor anaerobio. El sistema alcanzó eficiencias de remoción del 95% (DBO) y 88% (DQO).

Passing *et al.* (1999) presentaron datos de un año completo de operación de una planta UASB+AS a escala completa para tratar el agua doméstica de una población de 100,000 habitantes en Brasil. La concentración promedio en el efluente fue 174 mg/l (DQO) y 47 mg/l (DBO).

Von Sperling *et al.* (2001) presentaron el desempeño de un sistema piloto UASB+AS operando por 261 días. La planta recibía las aguas residuales municipales de la ciudad de Belo Horizonte (Brasil). La eficiencia de remoción de DQO se encontró entre 85% y 93%. También determinaron que un bypass del 20% del agua cruda hacia el reactor AS generaba problemas de acumulamiento, lo cual no ocurre si se empleara solo el reactor UASB.

Von Sperling y Chernicharo (2005) demostraron a través de comparación con diseños aerobios convencionales, que para una misma entrada de sustrato, los diseños UASB+AS fueron capaces de reducir en un 60% la producción de lodos y en un 40% los requerimientos de energía para aireación. De igual manera presentaron, una serie de criterios y parámetros de diseño de sistemas AS para actuar como postratamiento de efluentes provenientes de reactores UASB.

Braga *et al.* (2005) presentaron un análisis comparativo de estrategias de control aplicables en una planta de configuración híbrida UASB+AS, obteniendo que la estrategia más adecuada eran dos controladores PI en cascada para regular la concentración de sólidos en el efluente final y la purga de lodos.

Motta *et al.* (2007) investigaron el desempeño de un sistema UASB+AS en temperaturas de 15°C a 30°C con recirculación de biomasa en exceso con flujo constante hacia el reactor UASB. Las eficiencias globales de remoción obtenidas fueron 87% (DQO) y 92% (SST). La contribución del reactor UASB en la remoción de DQO fue del 34% y la producción de metano obtenido fue alrededor de 0.1 m³/kgDQO.

Meneses *et al.* (2008) apoyados en algunos estudio previos (Zheng *et al.*, 1994; Meneses y Hernández, 2004; IPCC 2006) han analizado con detalle la viabilidad de la aplicación del Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) en el sector saneamiento, para situaciones que implicaran la transformación de plantas anaerobias o facultativas clásicas, hacia sistemas combinados, siendo tomado como punto de partida el caso de la reconversión tecnológica de la PTAR Río Frío de Bucaramanga (Colombia). En efecto, desde este estudio, son varias las nuevas iniciativas que propenden por evaluar el impacto de diferentes configuraciones y tecnologías de tratamiento en la emisión de gases efecto



invernadero y en las alternativas para aplicar al MDL mediante la transformación o mejoramiento de las infraestructuras de saneamiento existentes o la concepción de las futuras (Rosso y Stenstrom, 2008; Bani Shahabadi *et al.*, 2009).

Desde el estudio de Meneses *et al.* (2008) y gracias al apoyo del Banco Mundial y de la Corporación Autónoma de Bucaramanga (CDMB), se derivaron las siguientes iniciativas de investigación:

Grosso *et al.* (2009) desarrollaron un modelo virtual para simular los reactores UASB de la PTAR híbrida de Río Frío (Colombia) con el fin de contrastar la producción de biogás, con las previsiones obtenidas por la aplicación de metodologías de cálculo de metano del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC 2006) y evaluar la disponibilidad energética de la planta bajo su nueva configuración tecnológica. Este estudio a su vez, se ha integrado para el desarrollo de un modelo virtual integral de la PTAR Río Frío y realizar una evaluación preliminar de estrategias de control y aireación con el fin de optimizar el consumo de energía y la calidad del efluente (Vargas *et al.* 2009; Meneses *et al.*, 2010).

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo General

Desarrollar un modelo virtual para evaluar la producción de biogás y la remoción de nitrógeno en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Río Frío.

1.3.2 Objetivos Específicos

1. Realizar un entrenamiento teórico en bioquímica de tratamiento de aguas residuales, bioreactores aerobios y anaerobios y PTAR híbridas.
2. Capacitarse en el manejo del software GPS-X realizando los ejercicios de modelación-simulación presentes en los tutoriales y analizando los layouts base de diferentes esquemas de operación de PTAR.
3. Realizar el levantamiento de la información de diseño y situación operacional de la PTAR Río Frío.

4. Traducir las diferentes unidades presentes en el tren de tratamiento de aguas residuales de la PTAR Río Frío en objetos de programación dentro del software GPS-X, con fines de modelamiento y simulación.
5. Realizar el ajuste biocinético de la producción de biogás en un reactor UASB de la PTAR Río Frío.
6. Determinar la producción de metano en los reactores UASB de la PTAR Río Frío aplicando metodologías del Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC) y conciliar los resultados con los estimativos de producción de biogás del modelo virtual desarrollado en GPS-X.
7. Acoplar el modelo virtual del reactor UASB con el modelo virtual del tratamiento aerobio (Lodos Activados + Clarificador).
8. Analizar con el apoyo del software especializado, situaciones operativas de la PTAR de Río Frío, con énfasis en la producción de biogás dentro del reactor UASB y en los procesos de remoción de nitrógeno en el sistema de Lodos Activados.
9. Determinar los potenciales de ahorro energético por el aprovechamiento del biogás generado en los reactores UASB.
10. Plantear un documento guía para caracterizar el monitoreo de aguas residuales en la PTAR Río Frío.

NOMENCLATURA

COD, DQO	Demanda química de oxígeno	[gCOD/m ³]
XCOD	COD particulada	[gCOD/m ³]
SCOD	COD soluble	[gCOD/m ³]
BOD, DBO	Demanda bioquímica de oxígeno	[gCOD/m ³]
XBOD	BOD particulada	[gCOD/m ³]
SBOD	BOD soluble	[gCOD/m ³]
XBODU	BOD última particulada	[gCOD/m ³]
SBODU	BOD última soluble	[gCOD/m ³]
VSS, SSV	Sólidos suspendidos volátiles	[gCOD/m ³]
XISS	Sólidos suspendidos inertes particulados	[gCOD/m ³]
X, TSS, SST	Sólidos suspendidos totales	[gCOD/m ³]
TN	Nitrógeno total	[gN/m ³]
TKN	Nitrógeno total Kjeldahl	[gN/m ³]
XTKN	TKN particulado	[gN/m ³]
STKN	TKN soluble	[gN/m ³]
si	Materia orgánica inerte soluble	[gCOD/m ³]
ss	Sustrato fácilmente biodegradable	[gCOD/m ³]
xi	Materia orgánica inerte particulada	[gCOD/m ³]
xs	Sustrato difícilmente biodegradable	[gCOD/m ³]
xbh	Biomasa heterotrófica activa	[gCOD/m ³]
xba	Biomasa autotrófica activa	[gCOD/m ³]
xu	Partículas no biodegradables de decaimiento celular	[gCOD/m ³]
xsto	Células de almacenamiento interno de productos	[gCOD/m ³]
xii	Material particulado inorgánico inerte	[g/m ³]
sno'	Nitrógeno en forma de nitrato	[gN/m ³]
snh	Nitrógeno en forma de amonio libre e ionizado	[gN/m ³]
snd	Nitrógeno orgánico biodegradable soluble	[gN/m ³]
xnd	Nitrógeno orgánico biodegradable particulado	[gN/m ³]
sO, OD	Oxígeno disuelto	[gO/m ³]
sAlk	Alcalinidad	[mol/m ³]

Capítulo 2

Fundamentos para el tratamiento biológico de aguas residuales

El objetivo de cualquier tratamiento de aguas es eliminar los componentes definidos como contaminantes, molestos o con efectos nocivos para el medio ambiente y la salud humana, y ajustar la calidad del agua vertida a las especificaciones legales.

Para la depuración de las aguas existen dos líneas fundamentales: la fisicoquímica y la biológica. La mejor forma de tratar un agua residual depende de una serie de factores: origen, caudal, composición, concentraciones, calidad requerida del efluente, abundancia de agua, posibilidades de reutilización. Dado que el objetivo de esta investigación atañe al saneamiento de *aguas residuales domésticas*, será la depuración biológica nuestro interés principal, cuyos fundamentos básicos se describen en el presente capítulo.

2.1 Composición típica de aguas residuales domésticas

La composición del agua residual doméstica muestra con frecuencia un amplio margen de variación entre diferentes poblaciones ya que, además de las influencias de origen industrial, comercial y pluvial, los usos públicos del agua varían en función de la naturaleza de la población residente. Por lo tanto, la composición de un agua residual urbana se define por las cantidades reales de sus componentes físicos, químicos y biológicos resultantes de los factores influyentes antes mencionados.

En términos generales, la mayor parte de los componentes presentes en el agua residual municipal son materia orgánica, nutrientes, metales, materia inorgánica y microorganismos (véase Tabla 1)

Tabla 1 Composición típica de aguas residuales domésticas no tratadas

Contaminante	Unidad	Concentración ^a		
		Débil	Media	Fuerte
Sólidos Totales (TS)	mg/l	390	720	1230
Sólidos Disueltos Totales (TDS)	mg/l	270	500	860
Fijos	mg/l	160	300	520
Volátiles	mg/l	110	200	340
Sólidos Suspendidos Totales (TSS)	mg/l	120	210	400
Fijos	mg/l	25	50	85
Volátiles	mg/l	95	160	315
Sólidos sedimentables	ml/l	5	10	20
Demanda Bioquímica de Oxígeno (BOD ₅ , 20°C)	mg/l	110	190	350
Carbón Orgánico Total (TOC)	mg/l	80	140	260
Demanda Química de Oxígeno (COD)	mg/l	250	430	800
Nitrógeno total	mg/l	20	40	70
Orgánico	mg/l	8	15	25
Amoniacal	mg/l	12	25	45
Nitritos	mg/l	0	0	0
Nitratos	mg/l	0	0	0
Fósforo total	mg/l	4	7	12
Orgánico	mg/l	1	2	4
Inorgánico	mg/l	3	5	10
Cloruros ^b	mg/l	30	50	90
Sulfato ^b	mg/l	20	30	50
Grasas y aceites	mg/l	50	90	100
Compuestos orgánicos volátiles (VOC)	mg/l	<100	100-400	>400
Coliformes totales	Nº/100 ml	10 ⁶ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹	10 ⁷ -10 ¹⁰
Coliformes fecales	Nº/100 ml	10 ³ -10 ⁵	10 ⁴ -10 ⁶	10 ⁵ -10 ⁸
<i>Cryptosporidium oocysts</i>	Nº/100 ml	10 ⁻¹ -10 ⁰	10 ⁻¹ -10 ¹	10 ⁻¹ -10 ²
<i>Giardia lamblia cysts</i>	Nº/100 ml	10 ⁻¹ -10 ¹	10 ⁻¹ -10 ²	10 ⁻¹ -10 ³

^a Débil: basada en un caudal aproximado de 750 l/persona.día

Media: basada en un caudal aproximado de 460 l/persona.día

Fuerte: basada en un caudal aproximado de 240 l/persona.día

^b Los valores deben incrementarse acorde a la cantidad de componentes presentes en el suministro de agua doméstica.

Fuente: Metcalf & Eddy. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. Mc.GrawHill (2003), p186.

2.1.1 Constituyentes orgánicos

Los compuestos orgánicos están formados normalmente por combinaciones de carbono, hidrógeno y oxígeno, con la presencia, en determinados casos, de nitrógeno. La composición del residuo orgánico de un agua residual depende de su naturaleza y origen, no obstante se puede afirmar que típicamente el material orgánico de un agua residual está compuesto por:

- *Proteínas* (40-60%), proceden fundamentalmente de excretas humanas o de desechos de productos alimentarios. Son biodegradables, bastantes inestables y responsables de malos olores.
- *Carbohidratos* (25-50%), se incluyen en este grupo azúcares, almidón y fibras celulósicas. Proceden de excretas y desperdicios.
- *Grasas y aceites* (10%), altamente estables, inmiscibles con el agua, proceden de desperdicios alimentarios en su mayoría, a excepción de los aceites minerales que proceden de otras actividades.
- *Otros*, se incluyen varios tipos de compuestos como la urea, los tensoactivos, fenoles, organoclorados y organofosforados. Su origen es variable y presentan elevada toxicidad.

Las consecuencias más importantes de la contaminación orgánica se ven reflejadas en sus efectos sobre la concentración de oxígeno disuelto (OD) en las aguas receptoras. Cuando la velocidad de consumo de oxígeno excede la velocidad de aireación atmosférica del agua, la concentración de oxígeno cae hasta provocar la muerte de algunas especies acuáticas que serán remplazadas por otras cuyos requerimientos de oxígeno son menores.

Los ensayos más estandarizados internacionalmente para la determinación del contenido orgánico de las aguas residuales en concentraciones mayores de 1mg/l, son los siguientes (Metcalf y Eddy, 2003):

- *Demanda Bioquímica de Oxígeno* (DBO), es un parámetro que mide la cantidad de materia susceptible de ser consumida u oxidada por medios biológicos que contiene una muestra líquida, y se utiliza para determinar su grado de contaminación. El método se basa en medir el oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se ha inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos. Normalmente se mide transcurridos 5 días (DBO₅) y se expresa en mg O₂/l.
- *Demanda Química de Oxígeno* (DQO), es un parámetro que mide la cantidad de materia orgánica susceptible de ser oxidada por medios químicos que hay en una muestra líquida. Se utiliza para medir el grado de contaminación y se expresa en mgO₂/l. El procedimiento se basa en la oxidación de la materia utilizando dicromato potásico como oxidante en presencia de ácido sulfúrico e iones de plata como catalizador. El valor obtenido es siempre superior a la demanda biológica de oxígeno, ya que se oxidan por este método también las sustancias no biodegradables. La relación entre los dos parámetros es indicativa de la calidad del agua.

- *Carbono Orgánico Total (COT)*, es la cantidad de carbono unido a un compuesto orgánico. Se mide por la cantidad de dióxido de carbono que se genera al oxidar la materia orgánica en condiciones especiales. Es indicado para pequeñas concentraciones de materia orgánica. Este ensayo puede expresar cantidades menores de materia orgánica, pues algunos compuestos orgánicos pueden no oxidarse.
- Como complemento de estos ensayos de laboratorio se emplea la *Demanda Teórica de Oxígeno (DTeO)*, parámetro que se determina a partir de la fórmula química de la materia orgánica.

2.1.2 Constituyentes inorgánicos

Las concentraciones de los diferentes constituyentes inorgánicos pueden afectar mucho a los usos del agua, por ello conviene examinar la naturaleza de algunos de ellos, especialmente aquellos que han sido incorporados al agua superficial durante su ciclo de uso. Dentro de los componentes inorgánicos que tienen más importancia para el control de la calidad de las aguas residuales se mencionan los siguientes (Metcalf y Eddy, 2003):

- *pH*, La concentración del ión hidrógeno es un parámetro de gran importancia para el caso de aguas residuales. Para la adecuada proliferación y desarrollo de la mayor parte de la vida biológica existe un intervalo idóneo que es bastante estrecho y crítico. El agua residual con concentraciones inadecuadas de pH presenta dificultades de tratamiento con procesos biológicos, y el efluente puede modificar la concentración del ion hidrógeno en las aguas naturales.
- *Alcalinidad*. La alcalinidad de un agua residual está provocada por la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de elementos como el calcio, el magnesio, el sodio, el potasio o el amoníaco. De éstos, los más comunes son el bicarbonato de calcio y el bicarbonato de magnesio. La alcalinidad ayuda a regular los cambios de pH producidos por la adición de ácidos. Su medida suele expresarse en concentraciones de CaCO_3 .
- *Nitrógeno y fósforo*, son los compuestos inorgánicos más importantes para el control de la calidad de las aguas residuales. La mayor parte del nitrógeno y del fósforo se encuentra en su fracción soluble (nitratos, amonio, polifosfatos y ortofosfatos). El nitrógeno de los efluentes de las PTAR proviene principalmente de las conversiones metabólicas de los compuestos derivados de los excrementos, mientras que la mayor parte del fósforo procede de los detergentes sintéticos.

- El nitrógeno y el fósforo son nutrientes esenciales para el crecimiento biológico. El fósforo se asimila en forma de fosfatos, mientras que el nitrógeno puede ser asimilado tanto en forma de amoníaco como de nitrato según el organismo de que se trate. Los organismos que se ocupan de la purificación de las corrientes de agua forman un sistema ecológicamente equilibrado. La descomposición de la materia orgánica produce dióxido de carbono y consume oxígeno, mientras que el crecimiento de los organismos fotosintéticos utiliza el dióxido de carbono y produce oxígeno. Posiblemente, la consecuencia más relevante de la contaminación por parte de estos compuestos sea su capacidad de promover el crecimiento de algas y la eutrofización del medio acuático.

- *Cloruros.* Otro parámetro de calidad importante es la concentración de cloruros, las heces humanas, por ejemplo, suponen unos 6 g de cloruros por persona y día. En lugares donde la dureza del agua es elevada, los compuestos utilizados para reducir la dureza también son fuentes importantes de cloruros. La infiltración de agua subterránea en las alcantarillas constituye también una considerable fuente de cloruros y sulfatos.

- *Azufre.* El ión sulfato se encuentra de forma natural en las aguas residuales. Para la síntesis de proteínas es necesario disponer de azufre, elemento que posteriormente será liberado en el proceso de degradación de las mismas. Los sulfatos se reducen químicamente a sulfuros y a sulfuros de hidrógeno (H₂S) bajo la acción bacteriana en condiciones anaerobias.

- *Compuestos tóxicos.* Dentro de estos se encuentran pesticidas, insecticidas y metales pesados comúnmente usados en agricultura e industria. El cobre, el plomo, la plata, el cromo, el arsénico y el boro son tóxicos en mayor o menor grado para los microorganismos.

- *Gases.* Los gases que con mayor frecuencia se encuentran en las aguas residuales brutas son el nitrógeno (N₂), el oxígeno (O₂), el dióxido de carbono (CO₂), el sulfuro de hidrógeno (H₂S), el amoníaco (NH₃) y el metano (CH₄). Los tres primeros gases son de común presencia en la atmósfera y se encuentran en todas las aguas en contacto con la misma. Los tres últimos proceden de la descomposición de la materia orgánica presente en las aguas residuales.

2.1.3 Contenido sólido

Los componentes orgánicos e inorgánicos están presentes en el agua residual en forma soluble e insoluble. En la bibliografía se definen principalmente tres tipos de sólidos: la *materia en suspensión* (MES), la *materia disuelta total* (MDT) y la *materia en*

suspensión volátil (MESV). A la suma de MES y MDT se le conoce como *sólidos totales* (ST). El límite entre los sólidos suspendidos y los sólidos disueltos se determina basándose en el tamaño de las partículas que les constituyen. De manera específica, la bibliografía menciona los siguientes cuatro tipos de fracciones de sólidos basándose en el tamaño de sus partículas: sedimentables (> de 100µm), supracoloidales (1-100µm), coloidales (1nm-1µm) y solubles (< 1nm) (Horan, 1993).

Usando este sistema de clasificación, se observa que los sólidos solubles en el agua residual comprenden gran parte del material inorgánico, mientras que el material suspendido es predominantemente orgánico. Los sólidos suspendidos llegan a representar más del 60% de la DBO de un agua residual.

2.1.4 Organismos patógenos y coliformes

Los organismos que integran el ecosistema del agua residual urbana son principalmente: virus, bacterias, hongos, protozoarios y nematodos. El principal objetivo que tiene el examen biológico de un agua residual es determinar la presencia de microorganismos patógenos que representen un peligro para la salud humana. Éstos pueden proceder de desechos humanos que estén infectados y sean portadores de enfermedades intestinales como la fiebre tifoidea, la disentería, la diarrea y el cólera (Horan, 1993).

Los organismos patógenos se presentan en las aguas residuales en cantidades muy pequeñas y resultan difíciles de aislar e identificar. Por ello se emplean los coliformes fecales como organismos indicadores, puesto que su presencia es más numerosa y fácil de comprobar. Las bacterias coliformes incluyen los géneros *Escherichia* y *Aerobacter* y aparte de otras clases de bacterias, cada ser humano evacua de 100,000 a 400,000 millones de organismos coliformes al día. Podemos mencionar a otros géneros de bacterias comúnmente presentes en el agua residual bruta como *Salmonella*, *Shigella* y *Vibrio cholerae*.

Entre los virus más comúnmente encontrados en el agua residual están los siguientes géneros: *Adenovirus*, *Enterovirus*, *Reovirus* y el virus de la Hepatitis A. Por otro lado, podemos mencionar a *Balantidium coli*, *Cryptosporidium*, *Entamoeba histolytica* y *Giardia lamblia* como los agentes infecciosos más comunes entre los protozoarios.

2.2 Principios de microbiología y biocinética

El entendimiento de la forma, estructura y actividades bioquímicas de los microorganismos, es indispensable para el diseño de un proceso de tratamiento biológico o para la selección de un esquema de operación a utilizar (véase Tabla 2).

2.2.1 Metabolismo celular

El metabolismo es el conjunto de reacciones bioquímicas y procesos físico-químicos que ocurren en una célula, y a través de las cuales ésta intercambia materia y energía con el medio. Se divide en dos procesos conjugados: *catabolismo* y *anabolismo*. Las reacciones catabólicas degradan sustancias complejas en otras más simples liberando así la energía de los enlaces químicos. Las reacciones anabólicas, en cambio, utilizan la energía liberada para recomponer enlaces y construir componentes de las células.

La economía que la actividad celular impone sobre sus recursos, obliga a organizar estrictamente las reacciones químicas del metabolismo en vías o *rutas metabólicas*, donde un compuesto (sustrato) es transformado en otro (producto), y este a su vez funciona como sustrato para generar otro producto, siguiendo una secuencia de reacciones bajo la intervención de diferentes *enzimas* (generalmente una para cada sustrato-reacción). Las enzimas son cruciales en el metabolismo porque agilizan las reacciones físico-químicas, pues hacen que posibles reacciones termodinámicas deseadas pero desfavorables, mediante un acoplamiento, resulten en reacciones favorables. Las enzimas también se comportan como factores reguladores de las vías metabólicas, modificando su funcionalidad, y por ende, la actividad completa de la vía metabólica en respuesta al ambiente y necesidades de la célula, o según señales de otras células.

2.2.1.1 Fuentes de energía y carbono

A fin de desarrollar sus funciones vitales, un organismo debe tener una fuente de energía y de carbono para la síntesis de nueva material celular. También es indispensable la presencia de elementos inorgánicos como el nitrógeno y fósforo, y otros elementos a niveles de trazas como el azufre, potasio, calcio y magnesio.

- Las fuentes de carbono para el crecimiento celular son principalmente el dióxido de carbono y la materia orgánica. Si un organismo obtiene su carbono celular a partir del dióxido de carbono, se le denomina *autótrofo*; si utiliza carbono orgánico, se le llama *heterótrofo*.



- La energía necesaria para la síntesis celular puede provenir de la luz o de una reacción de oxidación-reducción. Aquellos organismos que obtienen la energía de la luz se denominan *fotótrofos*, mientras que los que la obtienen de las reacciones redox se llaman *quimiotrofos*. Los organismos quimio-autótrofos obtienen la energía de la oxidación de compuestos orgánicos reducidos como el amonio, nitrato, hierro ferroso y sulfato, mientras que los quimio-heterótrofos usualmente obtienen la energía de la oxidación de compuestos orgánicos.

Las reacciones redox de las cuales se obtiene energía, involucran la transferencia de electrones de un componente donador (que se oxida) a un aceptor (que se reduce), los cuales pueden ser tanto orgánicos como inorgánicos, dependiendo del microorganismo involucrado. Aquellos organismos que generan la energía por medios enzimáticos para transportarla a un aceptor externo se dice que tienen *metabolismo respiratorio*; si se emplea un aceptor interno se denomina *metabolismo fermentativo* y presenta un rendimiento mucho menor. Los organismos heterótrofos que son estrictamente fermentativos se caracterizan por presentar menor producción de biomasa que los heterótrofos de respiración celular.

2.2.1.2 Procesos biológicos.

Los principales procesos utilizados en el tratamiento del agua residual se pueden llevar a cabo en sistemas de cultivo en suspensión, de cultivo fijo o combinaciones de éstos. También se pueden clasificar de acuerdo al comportamiento del microorganismo y el aceptor de electrones.

- *Procesos aerobios*, son aquellos que se dan en presencia de oxígeno como aceptor de electrones. Aquellas bacterias que sólo pueden sobrevivir en presencia de oxígeno disuelto se denominan aerobias obligadas.
- *Procesos anóxicos*, son aquellos donde se emplean nitritos y nitratos como aceptores de electrones bajo condiciones anaerobias.
- *Procesos anaerobios*, son aquellos que suceden en ausencia de oxígeno. Las bacterias que pueden sobrevivir solamente en ausencia de oxígeno disuelto se conocen como anaerobias obligadas.
- *Procesos facultativos*, son aquellos en los que los organismos responsables del tratamiento son indiferentes a la presencia de oxígeno disuelto. Dichos organismos se conocen como facultativos.
- *Nitrificación*, proceso por el cual el amoníaco se transforma primero en nitrito y luego en nitrato.
- *Denitrificación*, proceso por el cual el nitrato se convierte en gas nitrógeno y otros productos gaseosos.
- *Eliminación de DBO carbonosa*, conversión biológica de la materia orgánica carbonosa del agua residual en tejido celular y productos gaseosos.

De acuerdo al rango de temperatura en el que se desarrolle la actividad bacteriana, los microorganismos se pueden clasificar en: *criófilas* (-2 a 30°C), *mesófilas* (20-45°C) y *termófilas* (45-75°C).

Tabla 2 Clasificación de microorganismos en función de energía y carbono

Tipo de bacteria	Nombre común de la reacción	Fuente de carbono	Donor de electrones	Aceptor de electrones	Productos
Aerobia heterótrofa	Oxidación aerobia	Compuestos orgánicos	Compuestos orgánicos	O ₂	CO ₂ , H ₂ O
Aerobia autótrofa	Nitrificación	CO ₂	NH ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻	O ₂	NO ₂ , NO ₃
	Oxidación del hierro	CO ₂	Fe (II)	O ₂	
	Oxidación de sulfuros	CO ₂	H ₂ S, S ^o , S ₂ O ₃ ²⁻	O ₂	Hierro férrico Fe (III)
Facultativa heterótrofa	Denitrificación anóxica	Compuestos orgánicos	Compuestos orgánicos	NO ₂ , NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
Anaerobia heterótrofa	Fermentación ácida	Compuestos orgánicos	Compuestos orgánicos	Compuestos orgánicos	N ₂ , CO ₂ , H ₂ O
	Reducción del hierro	Compuestos orgánicos	Compuestos orgánicos	Fe (III)	VFAs (acetato, propionato, butirato)
	Reducción de sulfato	Compuestos orgánicos	Compuestos orgánicos	SO ₄	Fe (II), CO ₂ , H ₂ O
	Metanogénesis	Compuestos orgánicos	Ácidos grasos volátiles (VFAs)	CO ₂	Metano (CH ₄)

Fuente: Metcalf & Eddy. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. Mc.GrawHill (2003), p186.

2.2.2 Crecimiento bacteriano y estequiometría

Las plantas de tratamiento de aguas residuales que emplean procesos biológicos, deben responder, dada la heterogeneidad del medio, a un cierto equilibrio dinámico entre las diferentes poblaciones de microorganismos.

En los organismos pluricelulares, la multiplicación de las células determina al aumento del tamaño del individuo, en tanto que en los unicelulares, éste hecho determina un aumento de individuos, por lo que el crecimiento de la población depende del crecimiento celular. Desde el punto de vista biológico, se considera que son viables (están vivos) aquellos organismos que conservan su capacidad reproductora y muertos o inviables los que han perdido esa capacidad. La muerte representa la pérdida irreversible de la capacidad de un organismo o una célula para reproducirse a sí mismo.

El crecimiento celular de microorganismos presenta un comportamiento exponencial, pero este crecimiento de las bacterias no continúa indefinidamente, debido al consumo y por tanto agotamiento de los nutrientes presentes en el medio o por acumulación de sustancias tóxicas, como los catabolitos. Por tanto, el desarrollo de las poblaciones bacterianas es autolimitante.

El modelo de crecimiento basado en el número de células, presenta 4 fases bien definidas:

1. *Fase de latencia*, después de la inoculación de un organismo en un medio, transcurre un tiempo breve, antes de que se inicie el crecimiento exponencial o logarítmico. En esta fase, los organismos inoculados sufren un período de intensa actividad metabólica, durante el cual se adaptan a las condiciones del medio. Se trata por tanto de un período de ajuste metabólico.
2. *Fase de crecimiento*, los organismos crecen exponencial o logarítmicamente a una velocidad determinada por su tiempo de generación y por la disponibilidad de nutrientes adecuados.
3. *Fase estacionaria*, permanece aproximadamente constante el número de organismos del cultivo. La duración de esta fase es variable y se produce como consecuencia del agotamiento completo de un determinado nutriente o por un equilibrio nacimiento-muerte de organismos.
4. *Fase de muerte*, en esta fase la tasa de muerte de las bacterias excede la producción de células nuevas.

2.2.2.1 Rendimiento celular

En los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales, el crecimiento celular es regulado por los procesos simultáneos: disimilatorios (oxidación de compuestos orgánicos e inorgánicos), asimilatorios (síntesis de biomasa^{3,4}), respiración endógena (autooxidación de la biomasa). De esta manera, se denomina rendimiento de biomasa Y a la razón de biomasa producida por cantidad de sustrato consumido y típicamente es definido en relación al donador de electrones empleado.

$$Y = \frac{g \text{ biomasa producida}}{g \text{ sustrato utilizado}} \quad (2.1)$$

Para los tratamientos aeróbicos y anaeróbicos de las aguas residuales que contienen un gran número de compuestos, el rendimiento se establece en base a un parámetro medible que refleje el consumo global de compuestos orgánicos, como DQO y DBO. De esta manera el rendimiento estaría expresado como $g_{\text{biomasa}}/g_{\text{DQO}_{\text{removida}}}$ o $g_{\text{biomasa}}/g_{\text{DBO}_{\text{removida}}}$. Por otro lado, ya que la biomasa es en su mayoría material orgánico, su incremento puede medirse a través de los sólidos suspendidos volátiles (SSV) o de la demanda química de oxígeno particulada (pDQO). Otros parámetros utilizados para medir el crecimiento de biomasa son el contenido de proteínas, DNA, y ATP. Es importante aclarar que los SSV incluyen otro material orgánico particulado en adición a la biomasa, pero aún así es el indicador aparente más empleado en las PTAR para el rendimiento celular por su simplicidad y tiempo mínimo requerido para el análisis.

2.2.2.2 Estimación de la producción de biomasa a partir de la estequiometría

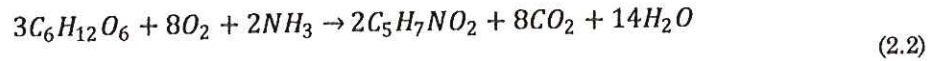
Existe una relación estequiométrica definida entre el sustrato removido, la cantidad de oxígeno consumido durante la biodegradación aerobia heterotrófica, y el rendimiento de biomasa observado. El enfoque más común empleado para definir el destino del sustrato es realizar un balance de masa para fracciones de DQO.

En general, la estequiometría exacta de la oxidación biológica de una mezcla de compuestos presentes en el agua residual nunca es conocida, pero para efectos de explicación asumiremos que la degradación de un compuesto orgánico (e.g. glucosa-

³ Según el Diccionario Técnico del Agua, la biomasa se define como "la cantidad total de organismos vivos existentes, en un momento dado, en un ecosistema acuático". En esta definición se suelen incluir, implícitamente, todos los compuestos orgánicos que acompañan a la misma y los productos formados por los organismos.

⁴ La fórmula $C_5H_7NO_2$ suele representar la biomasa. Es un valor generalizado obtenido de estudios experimentales y fue sugerido por primera vez por Hoover y Porges en 1952.

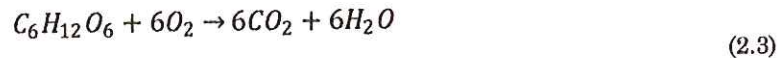
$C_6H_{12}O_6$) y la producción de biomasa nueva pueden ser representadas por la siguiente ecuación:



De esta manera el rendimiento basado en la glucosa consumida viene dado por:

$$Y = \frac{\Delta(C_5H_7NO_2)}{\Delta(C_6H_{12}O_6)} = \frac{2(113 \text{ g/mol})}{3(180 \text{ g/mol})} = 0.42 \frac{\text{g biomasa}}{\text{g glucosa}}$$

En la práctica se emplea la DQO y los SSV para representar la materia orgánica y las nuevas células respectivamente. Para expresar el rendimiento basado en la DQO, es necesario que dicho parámetro sea determinado. Para el ejemplo anterior, la DQO de la glucosa puede determinarse con la ecuación de oxidación a dióxido de carbono. Así:



$$DQO = \frac{\Delta(O_2)}{\Delta(C_6H_{12}O_6)} = \frac{6(32 \text{ g/mol})}{(180 \text{ g/mol})} = 1.07 \frac{\text{g } O_2}{\text{g glucosa}}$$

De esta manera, el rendimiento teórico expresado en términos de DQO, es:

$$Y = \frac{\Delta(C_5H_7NO_2)}{\Delta(C_6H_{12}O_6 \text{ DQO})} = \frac{2(113 \text{ g/mol})}{3(180 \text{ g/mol}) \left(1.07 \frac{\text{g } O_2}{\text{g glucosa}}\right)} = 0.39 \frac{\text{g biomasa}}{\text{g DQO}}$$

Es importante señalar que el rendimiento observado en el proceso biológico puede ser menor al obtenido teóricamente, ya que una porción del sustrato incorporado en la masa de la célula será oxidado con el tiempo por la bacteria para obtener su energía de mantenimiento.

2.2.2.3 Estimación de los requerimientos de oxígeno

La cantidad de oxígeno utilizado en el metabolismo de las células se determina por la relación entre el oxígeno consumido en la oxidación del sustrato, la DQO de la biomasa y la DQO de cualquier otro sustrato no degradado.

$$DQO_{utilizada} = DQO_{biomasa} + DQO_{sustrato} \quad (2.4)$$

$$Oxígeno_{consumido} = DQO_{utilizada} - DQO_{biomasa} \quad (2.5)$$

2.2.2.4 Estimación de la producción de biomasa a partir de la bioenergética

La mayoría de los valores de rendimiento celular están basados en mediciones sobre reactores de laboratorio, plantas piloto o sistemas de escala real. Aún así, se ha desarrollado un enfoque que estima el rendimiento celular a partir de la bioenergética, introduciendo la aplicación de principios termodinámicos a las reacciones biológicas. (Rittman y McCarty, 2001).

Básicamente, esta aproximación aprovecha que toda reacción energética puede describirse termodinámicamente por un cambio en la energía libre de Gibbs (ΔG°). Este cambio, positivo o negativo, puede ser evaluado tanto para reactivos como para productos basándose en los valores de energía libre estándar disponibles para las semireacciones orgánicas presentadas en literatura (Metcalf y Eddy, 2003; Rittman y McCarty, 2001). Si el cambio en la energía libre resulta negativo la reacción se denomina *exergónica* y ocurren espontáneamente en la dirección indicada; ahora bien, si el cambio resulta positivo la reacción se denomina *endergónica* y requerirá de energía externa para poder proceder en la dirección indicada. Las reacciones exergónicas son catalizadas por enzimas dentro de la pared celular, haciendo posible la disponibilidad de energía para soportar el crecimiento celular. Sólo una porción (40-80%) de la energía producida es capturada por la bacteria, mientras el resto se pierde en el ambiente en forma de calor. Un valor aceptado teóricamente para la eficiencia de captura de energía es 60%.

De esta manera los pasos del análisis bioenergético son:

1. Identificar el donador (sustrato a oxidar) y el aceptor de electrones.
2. Determinar la energía producida por la reacción de oxidación-reducción.
3. Determinar la cantidad de energía requerida para convertir la fuente de carbono en materia celular.
4. Calcular el rendimiento celular basado en un balance de energía.

La energía requerida para síntesis celular en bacterias heterotróficas se calcula estableciendo el piruvato como compuesto orgánico intermedio en los constituyentes de carbono celular. Así:

$$\Delta G_s = \frac{\Delta G_p}{K^m} + \Delta G_c + \frac{\Delta G_N}{K} \quad (2.6)$$

dónde:

ΔG_s : energía libre para convertir 1 electrón equivalente (e^- eq) de la fuente de carbono en materia celular.

ΔG_p : energía libre para convertir 1 e^- eq de la fuente de carbono en compuesto intermedio (e.g. piruvato).

K : fracción de la transferencia de energía capturada.

m : +1 si ΔG_s es positivo y -1 si ΔG_s es negativo.



ΔG_C : energía libre para convertir 1 e⁻ eq del compuesto intermedio a 1 e⁻ eq celular.
 ΔG_N : energía libre por e⁻ eq de células para reducir el nitrógeno en amonio.

El balance de energía relativo al sustrato utilizado se describe en la siguiente expresión, dónde la energía disponible se iguala a la energía empleada para crecimiento celular.

$$K\Delta G_R \left(\frac{f_e}{f_s} \right) = -\Delta G_S \quad (2.7)$$

$$f_e + f_s = 1 \quad (2.8)$$

donde:

K : fracción de energía capturada.

ΔG_R : energía liberada de la reacción de oxidación reducción [kJ/mol e⁻].

f_e : mol e⁻ de sustrato oxidado por e⁻ mol de sustrato utilizado.

f_s : mol e⁻ de sustrato utilizado para síntesis celular por e⁻ mol de sustrato utilizado.

ΔG_S : energía utilizada para el crecimiento celular [kJ/mol e⁻]

De esta manera, empleando las semireacciones orgánicas con sus respectivas energías libres de Gibbs y resolviendo para determinar la fracción de sustrato oxidado o utilizado en la síntesis celular, se puede determinar el rendimiento Y .

La estequiometría de la reacción biológica neta puede describirse de acuerdo a la siguiente relación (Rittman y McCarty, 2001):

$$R = f_e R_a + f_s R_{cs} - R_d \quad (2.9)$$

donde:

R : reacción global balanceada.

f_e : fracción del donador de electrones empleada para energía.

R_a : semireacción del aceptor de electrones.

f_s : fracción del donador de electrones empleada para síntesis celular.

R_{cs} : semireacción para síntesis de tejido celular.

R_d : semireacción para el donador de electrones.

2.2.3 Cinética del crecimiento biológico

El desempeño de los procesos biológicos presentes en el tratamiento de aguas residuales depende de la dinámica de utilización del sustrato y del crecimiento microbiano. El correcto diseño de los reactores y unidades de tratamiento requieren del entendimiento de la cinética de crecimiento biológico y de los principales factores

del entorno que afectan la utilización del sustrato y la actividad de los microorganismos.

2.2.3.1 Tasa de crecimiento celular y utilización del sustrato

La tasa de crecimiento de un cultivo en su fase logarítmica está asociada con el aumento de la masa de los microorganismos:

$$r_g = \mu X \quad (2.10)$$

Experimentalmente se ha encontrado que el efecto de un sustrato o nutriente limitante puede definirse adecuadamente por medio de la expresión propuesta por Monod:

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \quad (2.11)$$

Esto da lugar entonces a la tasa de crecimiento con limitación de sustrato:

$$r_g = \frac{\mu_m X S}{K_s + S} \quad (2.12)$$

Dado que la cantidad de nuevas células es la misma para un sustrato determinado, se puede relacionar el grado de utilización del sustrato y la tasa de crecimiento:

$$r_g = -Y r_{su} \quad (2.13)$$

Así, el grado de utilización del sustrato se define por la ecuación Michelis-Menten como:

$$r_{su} = -\frac{k X S}{K_s + S} \quad (2.14)$$

μ : tasa de crecimiento específico [tiempo⁻¹]

μ_m : tasa máxima de crecimiento específico [tiempo⁻¹]

X : concentración de microorganismos [g/m³]

S : concentración del sustrato limitante del crecimiento en disolución [g/m³]

K_s : constante de saturación, concentración del sustrato para la mitad de la tasa máxima de crecimiento [g/m³]

r_g : tasa de crecimiento bacteriano [g/m³d]

r_{su} : grado de utilización del sustrato [g/m³d]

k : tasa máxima de utilización del sustrato [g sustrato/g microorganismos.día]

La ecuación anterior debe corregirse ya que no toda la población bacteriana está en la misma fase de crecimiento, y deben considerarse procesos de muerte y depredación celular, para obtención de energía necesaria y mantenimiento celular. Generalmente estos factores se engloban juntos y se supone que la disminución de masa celular causada por ellos es proporcional a la concentración de organismos presentes. El término de descomposición endógena se define como:

$$r_d = -k_d X \quad (2.15)$$

De esta manera la tasa neta de crecimiento bacteriano es corregida:

$$r'_g = \frac{\mu_m X S}{K_s + S} - k_d X \quad (2.16)$$

Los efectos de la respiración endógena sobre la producción neta de bacterias se tienen en cuenta al definir una producción observada:

$$Y_{obs} = -\frac{r'_g}{r_{su}} \quad (2.17)$$

Por otro lado también es importante tener en cuenta el impacto de la temperatura sobre las actividades metabólicas de la población microbiana y otros fenómenos de transporte. Este efecto se relaciona gracias al coeficiente θ de actividad-temperatura obtenido experimentalmente y presentado en literaturas. Se expresa como:

$$\frac{k_T}{k_{20}} = \theta^{(T-20)} \quad (2.18)$$

La tasa de consumo de oxígeno para los procesos metabólicos viene dada por la relación estequiométrica y se expresa como:

$$r_o = -r_{su} - 1.42 r'_g \quad (2.19)$$

Es importante señalar que las expresiones cinéticas para modelar procesos biológicos son empíricas y no son únicas, pues están basadas en valores de coeficientes determinados experimentalmente de acuerdo a condiciones particulares. En este apartado se desarrolló la cinética de un solo tipo de sustrato, pero las aguas residuales son una población heterogénea de numerosos compuestos orgánicos y microorganismos participantes, por lo que sería necesaria una larga lista de complejas ecuaciones para describir las diferentes reacciones de los procesos.

La interacción entre procesos cinéticos y componentes se puede representar de manera compacta mediante la llamada *matriz de Petersen* (Petersen, 1965; Henze *et al.*, 1987). En esta matriz, se representan los componentes del modelo en la fila superior, mientras que los procesos cinéticos se recogen en la columna de la izquierda (nombre

del proceso) y en la columna derecha (ecuación cinética). A continuación se presenta un ejemplo para las expresiones de cinética presentadas en este apartado.

Tabla 3 Ejemplo de matriz de Petersen para crecimiento bacteriano y decaimiento

Componente		i →		Tasa del proceso, ρ_j
		1	2	
j ↓	Proceso	S	X	
1	Crecimiento bacteriano	$-\frac{1}{Y}$	1	$\frac{\mu_m X S}{K_s + S}$
2	Metabolismo endógeno		-1	$k_d X$
		Sustrato [gCOD/m ³]	Biomasa [gCOD/m ³]	

La participación de un proceso (j) en el balance de un componente (i) se refleja en el coeficiente estequiométrico correspondiente. Multiplicando elemento a elemento la columna de un componente por la columna de ecuaciones cinéticas y sumando los productos, se obtiene el término sumatorio de procesos cinéticos correspondiente a ese balance.

2.3 Mecanismos de depuración biológica

El principio del tratamiento biológico de las aguas residuales es el mismo que el de la purificación espontánea en aguas naturales. Se realiza en reactores diseñados especialmente para mantener los microorganismos bajo condiciones controladas, acelerando el proceso natural de descomposición y neutralización de los residuos, antes de que las aguas sean finalmente vertidas a las masas de agua receptoras. Las reacciones involucradas pueden ocurrir bajo condiciones aerobias (presencia de oxígeno disuelto), anóxicas (ausencia de OD, presencia de nitratos) o anaerobias (ausencia de OD y nitratos), dependiendo de la vía de degradación empleada.

Los tratamientos biológicos se basan en la utilización de microorganismos capaces de asimilar las sustancias en suspensión o disueltas presentes en el agua residual, a fin de incorporarlas al metabolismo celular y de obtener energía para sus funciones vitales y promover su desarrollo. Con un control adecuado de las condiciones ambientales (presencia o ausencia de oxígeno, pH óptimo, temperatura y mezcla) es

posible conseguir el desarrollo de una biomasa capaz de depurar el agua residual hasta alcanzar el grado de tratamiento deseado.

Aunque se han desarrollado diferentes esquemas de tratamiento, los más empleados en las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas son el proceso aerobio de *lodos activados* y la *digestión anaerobia*, ambos sistemas con cultivos en suspensión. Como se describió en el capítulo introductorio, estos procesos solían implementarse de manera independiente, pero la tendencia actual y el interés de esta investigación, en un contexto de desarrollo sostenible es complementar las falencias que ambos presentan mediante su integración en aras de un proceso autosuficiente energéticamente y con efluentes de mejor calidad.

2.3.1 Proceso de Lodos Activados

El proceso de lodos activados es el sistema de tratamiento biológico más habitual en el tratamiento de las aguas residuales. Fue desarrollado en Inglaterra en 1914 por Arden y Lockett, quienes realizaron experimentos con un cultivo biológico en suspensión en un tanque aireado e introdujeron la idea de recircular la biomasa suspendida formada durante la aireación. Esta suspensión fue llamada lodos activados y correspondía a la biomasa activa responsable del proceso de depuración. En la actualidad se utilizan muchas versiones del proceso original (Metcalf y Eddy, 2003).

El sistema convencional de un lodo activado consta de un reactor donde se mantiene en suspensión un cultivo microbiano capaz de asimilar la materia orgánica presente en el agua residual a depurar. El proceso requiere un sistema de aireación y de agitación que suministre el oxígeno requerido para la formación de flóculos biológicos que reducen el sustrato. La combinación del agua residual cruda con la biomasa se conoce como *licor mixto*. Luego de un período de tiempo determinado, y una vez que la materia orgánica ha sido suficientemente oxidada, el líquido de mezcla se envía a un tanque de sedimentación (decantador secundario) donde se separa el fango biológico del agua. Una parte de la biomasa decantada se recircula (RAS) al reactor para mantener una concentración de microorganismos adecuada, mientras que el resto del fango (WAS) se extrae del sistema para evitar una acumulación excesiva de biomasa y controlar el tiempo medio de estancia celular. Los lodos activados están constituidos por la biomasa formada y la materia particulada aportada por el agua residual (Winkler, 1998; Lee, 1996).

Muchas plantas de tratamiento de lodos activados emplean bombas de flujo axial para transferir en el interior del reactor, el licor mixto nitrificado desde la zona de aireación a la zona anóxica, que al combinarse con el reciclaje de lodos y el agua cruda, permite que ocurra la desnitrificación.



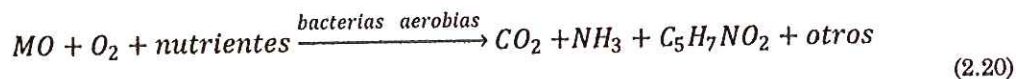
La eliminación biológica del nitrógeno se consigue por dos procesos sucesivos, la nitrificación y la denitrificación. En la nitrificación, el amoníaco es oxidado a nitritos y nitratos bajo condiciones aerobias. Durante la denitrificación y bajo condiciones anóxicas, los nitratos y los nitritos son utilizados por bacterias heterótrofas facultativas como aceptores finales de electrones para la respiración celular; como resultado de ello se produce nitrógeno gaseoso que escapa a la atmósfera, así como un consumo de carbono orgánico. Para permitir la denitrificación y establecer una población de bacterias capaz de realizar la eliminación biológica de fósforo el agua residual afluyente debe contener suficiente carbono orgánico (Knobelsdorf, 2005). El fósforo puede ser eliminado por precipitación química usando sales metálicas de aluminio o de hierro; aunque este proceso es sencillo y bien conocido, la adición de reactivos químicos al agua es costosa y origina notables cantidades de fango residual, cada vez más difíciles de gestionar en vertederos controlados. Los procesos biológicos de eliminación de fósforo despiertan un interés creciente, debido a su menor producción de fangos y a la posibilidad de conjugarlos con la eliminación de nitrógeno, pero no es tema de estudio en la presente investigación.

2.3.1.1 Eliminación biológica de materia orgánica

La materia orgánica presente en el agua residual afluyente a un sistema de fangos activados sirve como sustrato a las bacterias heterótrofas del líquido de mezcla. La eliminación de la materia orgánica presente en el agua residual que ha entrado en contacto con los fangos activados se produce a través de las siguientes etapas:

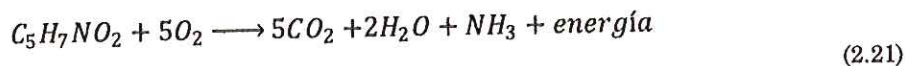
1. Atrapamiento de las partículas en la estructura del flóculo de los fangos activados.
2. Adsorción del material coloidal.
3. Biosorción, es decir, eliminación rápida e inicial por absorción y almacenamiento celular de compuestos orgánicos solubles de elevado peso molecular.
4. Asimilación y acumulación intracelular de sustancias fácilmente biodegradables.
5. Autodigestión (respiración endógena) de la biomasa cuando existan limitaciones de sustrato biodegradable.

Las bacterias heterótrofas utilizan la materia orgánica presente en el agua residual como fuente de carbono para la síntesis celular. Las reacciones de oxidación y de síntesis celular se pueden expresar de forma genérica así:



donde MO indica la materia orgánica y $C_5H_7NO_2$ representa la nueva materia celular formada. Como se observa, este proceso implica la producción de nitrógeno amoniacal, lo que contribuye a aumentar la concentración de esta sustancia en el agua residual.

Por otro lado, las bacterias aerobias utilizan el oxígeno disuelto para la oxidación bioquímica de su contenido de materia orgánica a dióxido de carbono, generando energía. La reacción correspondiente es la siguiente:



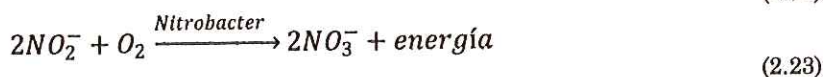
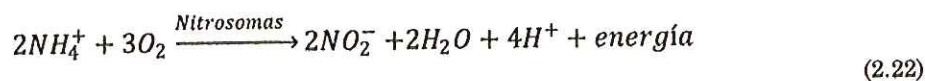
donde se observa una producción de nitrógeno amoniacal y un consumo de oxígeno disuelto en el líquido de mezcla.

2.3.1.2 Eliminación biológica del nitrógeno

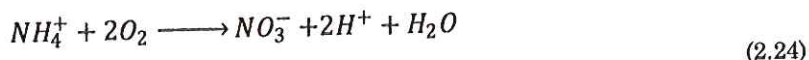
La presencia de nitrógeno en las descargas de aguas residuales puede ser indeseable porque el amoniaco libre es tóxico para los ecosistemas acuáticos y porque el nitrógeno amoniacal ejerce una demanda de oxígeno muy elevada ($4,57\text{mgO}_2/\text{mgNH}_4^+\text{-N}$ oxidado) pudiendo agotar el oxígeno disuelto de la masa de agua $\approx 9\text{mgO}_2/\text{L}$ a 20°C). La toxicidad del amoniaco en solución es directamente atribuible a la especie NH_3 , cuya concentración aumenta con el pH y la temperatura del agua (Horan, 1993).

Las aguas residuales domésticas contienen nitrógeno orgánico, en forma de proteínas, ácidos nucleicos y urea, o bien en forma de nitrógeno amoniacal. Alrededor del 60% del nitrógeno presente en un agua residual bruta está en forma orgánica y el resto en forma amoniacal. La transformación de estos compuestos puede ocurrir por diferentes mecanismos: fijación, amonificación, síntesis, nitrificación y desnitrificación. Para esta investigación es de interés los dos últimos mecanismos.

La *nitrificación* es la oxidación biológica del nitrógeno amoniacal. Este proceso se realiza en dos etapas, en la primera el ion amonio se oxida a nitritos y luego éstos son oxidados a nitratos. Las reacciones de transformación las realizan principalmente dos géneros de bacterias autótrofas aerobias llamadas nitrificantes, que utilizan el carbono inorgánico como fuente de carbono celular:

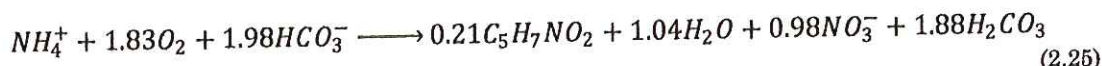


Siendo la reacción global:



La velocidad de la reacción global, está controlada por la actividad de las nitrosomonas, es decir, por la velocidad de oxidación del nitrógeno amoniacal a nitritos. La energía liberada durante la oxidación del amonio es del orden de 54 a 84 Kcal/mol NH_4^+ , mientras que la liberada durante la oxidación del nitrito es tan sólo de 15 a 21 Kcal/mol de NO_2^- . La energía que obtienen las bacterias nitrificantes con estas reacciones es muy escasa, por lo que su velocidad de crecimiento es muy lenta. Si la síntesis celular por unidad de energía producida fuera la misma en ambos casos, debería producirse más masa de nitrosomonas que de nitrobacter por mol de N oxidado (Knobelsdorf, 2005).

Teniendo en cuenta los procesos de obtención de energía y de síntesis celular, y usando un coeficiente de producción de 0,15 g/g NH_4^+ -N oxidado y de 0,02 g/g NO_2^- -N oxidado, la ecuación global de nitrificación se puede escribir como sigue (Randall *et al.*, 1992):



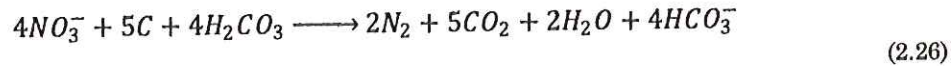
La ecuación anterior muestra que la producción de bacterias nitrificantes es muy pequeña en comparación con la de las bacterias heterótrofas (ecuación 2.20), es decir, 0.021 mol células/mol NH_4^+ -N oxidado (0,17 g células producidas/g NH_4^+ -N). Por otro lado, el oxígeno consumido en la reacción de oxidación y de síntesis es de 4,18g O_2 /g NH_4^+ -N oxidado. Las bacterias nitrificantes son autótrofas y utilizan el CO_2 como fuente de carbono durante el proceso de síntesis celular. De la ecuación se deduce que la alcalinidad consumida durante el proceso es de 7,1 g CaCO_3 /g NH_4^+ -N oxidado, lo que puede reducir significativamente el pH del sistema. Muchas aguas residuales no tienen capacidad tampón suficiente y la disminución de pH ($\text{pH} < 7,0$) propicia a una rápida disminución de la tasa de nitrificación (Knobelsdorf, 2005).

La *denitrificación* es un proceso de reducción biológica del nitrato a nitrógeno gas. Durante el proceso de reducción, el nitrato se transforma inicialmente en nitrito y éste en óxido nítrico, óxido nitroso y finalmente en nitrógeno gas que se libera a la atmósfera. Los organismos responsables de esta reacción son principalmente heterótrofos aerobios facultativos, que pueden adaptarse a las condiciones del medio en que se encuentran. En condiciones anóxicas estas bacterias son capaces de utilizar los nitratos y los nitritos como aceptores de electrones en lugar del oxígeno disuelto.

El proceso de denitrificación implica la transferencia de electrones entre un dador de electrones reducido (materia orgánica) a un aceptor de electrones oxidado (oxígeno,



nitrato, nitrito o sulfato). El uso del nitrato o del nitrito, en lugar del oxígeno disuelto conlleva una producción ligeramente inferior de energía durante la síntesis celular. El proceso de reducción de nitritos y de nitratos lo realizan varios tipos de bacterias, siendo el género más importante las pseudomonas. Los nitritos y los nitratos actúan como aceptores de electrones, mientras que el sustrato es el carbono contenido en la materia orgánica. La reacción global de oxidación y de síntesis del proceso, utilizando una fuente orgánica genérica, es la siguiente:



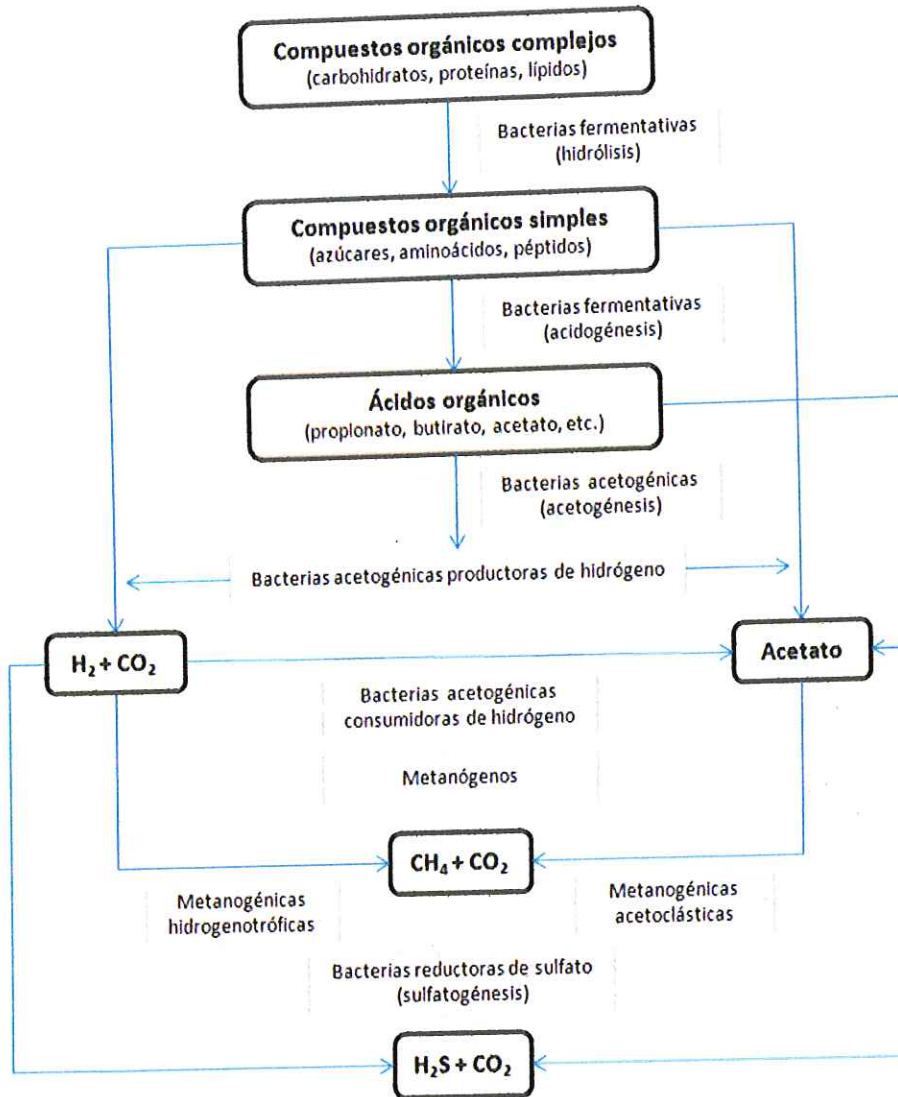
Esta reacción estequiométrica permite comprobar que el proceso de denitrificación conlleva una producción de alcalinidad de 3,57 mg CaCO₃/mgNO₃-N, lo que representa aproximadamente la mitad de la alcalinidad consumida en el proceso de nitrificación (7,1 g CaCO₃/g NH₄⁺-N oxidado). Por otra parte, el ahorro de oxígeno que se consigue mediante la oxidación de la materia orgánica por denitrificación es de 2,86gO₂/gNO₃-N reducido, valor obtenido suponiendo que se requiere 1 mol de O₂ para oxidar 1 mol de materia orgánica (Randall *et al.*, 1992).

Para llevar a cabo la denitrificación, los microorganismos requieren una fuente de carbono orgánico a la que poder oxidar. Ésta puede ser la materia orgánica presente en el agua residual a tratar o un sustrato externo (metanol, etanol, ácido acético). Si el carbono lo aporta la propia agua residual, el consumo de oxígeno en las fases aerobias disminuirá, ya que gran parte de la materia orgánica se habrá oxidado durante el proceso de denitrificación. Sin embargo, si la materia orgánica se agota previamente, será necesario agregar una fuente externa de carbono. Una de las sustancias más utilizadas para ello es el metanol, debido a su bajo costo y a su gran eficacia como dador de electrones (Knobelsdorf, 2005).

2.3.2 Proceso de Digestión Anaerobia

La digestión anaerobia puede ser considerada como un ecosistema donde diversos grupos de microorganismos trabajan interactivamente en la conversión de materia orgánica compleja en metano, gas carbónico, agua, gas sulfhídrico y amonio, además de nuevas células bacterianas. Para la ocurrencia de los complejos procesos metabólicos de los que depende el tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas, es necesario la actividad conjunta de al menos tres grupos de microorganismos distintos: las bacterias fermentativas o acidogénicas, las bacterias sintróficas acetogénicas y los microorganismos metanogénicos (véase Figura 1).

Figura 1 Mecanismo de digestión anaerobia



Fuente: Chernicharo *et al.* 2009

En la primera etapa, *hidrólisis* + *acidogénesis*, en resultado de la actividad de bacterias fermentativas, el material orgánico particulado presente en el agua residual doméstica es hidrolizado y los productos solubles de esa primera etapa (azúcares, aminoácidos y ácidos grasos) son fermentados en ácidos orgánicos (principalmente ácido acético, butírico y propiónico), alcoholes y compuestos minerales (CO₂, H₂, NH₃, H₂S). Debido al gran potencial de procesamiento de esta etapa, las bacterias fermentativas presentan las tasas de crecimiento más elevadas del consorcio microbiano envuelto en la degradación del sustrato, por ello, esta fase sólo será limitante en el proceso de digestión anaerobia cuando el material a ser degradado no sea fácilmente hidrolizable.



En la segunda etapa, denominada *acetogéneis*, los microorganismos acetogénicos convierten los compuestos orgánicos intermedios en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono. Estos organismos son de gran importancia en la digestión anaerobia, ya que entre el 60 y 70% de los electrones del sustrato original son canalizados para la producción de acetato, el cual es un compuesto indispensable para la remoción de DQO de la fase líquida a través de su conversión en metano, que es realizada gracias a los microorganismos metanogénicos acetoclásticos. La formación de metano también puede ocurrir por la acción de microorganismos hidrogenotróficos, a partir de la reducción del dióxido de carbono o del formiato.

En la tercera etapa, denominada *metanogénesis*, el acetato y el hidrógeno producido en las etapas anteriores son convertidos en metano y dióxido de carbono por la acción de los metanógenos, que son procariotas estrictamente anaerobias. De esta manera, los organismos metanógenos dependen del sustrato proporcionado por las bacterias formadoras de ácidos, estableciendo por lo tanto una interacción sintrófica.

Los microorganismos metanógenos desenvuelven dos funciones primordiales en los ecosistemas anaerobios: i) producen un gas insoluble (metano), posibilitando la remoción de carbono orgánico contenido en la fase líquida; y ii) son responsables del mantenimiento parcial del hidrógeno en niveles suficientemente bajos, permitiendo que las bacterias fermentativas y formadoras de ácidos produzcan productos solubles más oxidados. Una vez que los metanógenos ocupan una posición estable en el ambiente anaerobio durante la degradación de compuestos orgánicos, su baja tasa de crecimiento representa un factor limitante en el proceso global de digestión.

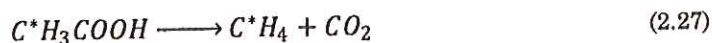
En función de su fisiología, los metanógenos son divididos en dos grupos principales:

- *Metanógenos acetoclásticos*, que usan acetato como fuente de carbono y energía para producir dióxido de carbono y metano.
- *Metanógenos hidrogenotróficos*, que utilizan el dióxido de carbono como fuente de carbono y aceptor final de electrones, y el hidrógeno como fuente de energía.

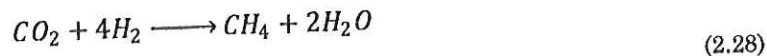
2.3.2.1 Bioquímica de la generación de metano

A continuación se describen los dos mecanismos básicos de generación de metano en reactores anaerobios (Chernicharo *et al.*, 2009):

- *Descomposición del ácido acético*. En ausencia de hidrógeno, la reducción del grupo metilo del ácido acético conduce a la formación de CH₄, mientras que el grupo carboxilo es oxidado en CO₂.



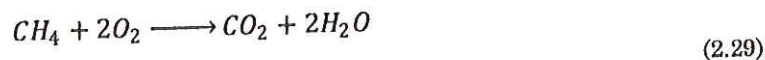
- *Reducción del dióxido de carbono.* Cuando el hidrógeno se encuentra disponible, la mayor parte del metano restante es formada a partir de la reducción del CO₂ que actúa como un aceptor de átomos de hidrógeno, removidos enzimáticamente de los compuestos orgánicos. Puesto que el dióxido de carbono siempre está presente en abundancia en un reactor anaerobio, su reducción a metano no será el factor limitante del proceso.



Las bacterias que producen metano a partir de hidrógeno crecen más rápidamente que las que usan ácido acético, de modo que los metanógenos acetotróficos generalmente limitan la tasa de transformación de material orgánico complejo presente en el agua residual en biogás.

La composición global del biogás producido durante la digestión anaerobia varía de acuerdo a las condiciones ambientales presentes en el reactor. Esta composición cambia rápidamente durante el período inicial del sistema y también cuando el proceso de digestión es inhibido. Para reactores operando de manera estable, la composición del biogás producido es razonablemente uniforme. Por otro lado, la proporción de CO₂ en relación con el CH₄ puede variar sustancialmente dependiendo de las características del compuesto orgánico a ser degradado.

La estimación de producción de metano puede hacerse a partir de la masa de DQO degradada, de acuerdo a la siguiente ecuación:



De acuerdo a la estequiometría se observa que 1 mol de metano requiere 2 moles de oxígeno para su completa oxidación en dióxido de carbono y agua, es decir, cada 16 g de CH₄ producido y retirado de la fase líquida corresponden a la remoción de 64 g de DQO del afluente. La expresión general que determina la producción teórica de metano por gramo de DQO removida es la siguiente:

$$Q_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{f(T)} ; f(T) = \frac{PK_{DQO}}{R(273 + T)} \quad (2.30)$$

donde:

Q_{CH_4} : producción volumétrica de metano [m³/d]

DQO_{CH_4} : carga de DQO removida en el reactor y convertida en metano [g DQO]

$f(T)$: factor de corrección para la temperatura operacional del reactor [kgDQO/m³]

P : presión atmosférica (1 atm)

K_{DQO} : DQO correspondiente a 1 mol de CH₄ (64 gDQO/mol)

R : constante de gases (0.08206 atm.L/mol.K)

T : temperatura operacional del reactor [°C]

Capítulo 3

Modelamiento de la PTAR Río Frío

3.1 Fundamentos de modelamiento y simulación

Cuando se habla de modelamiento y simulación, los siguientes términos son usualmente empleados: Sistema, Experimento, Modelo, Simulación.

- **Sistema:** De manera general, la noción de sistema se puede definir como una colección de varios elementos estructurales y no estructurales que están interconectados entre sí y organizados para lograr algún objetivo específico mediante la distribución y control de recursos materiales, energía e información (Smith *et al.*, 1983). Uno de los aspectos básicos de un sistema es que puede ser controlado y observado. Sus interacciones con el entorno se dividen en dos categorías: *entradas* (variables generadas por el entorno que influyen el comportamiento del sistema) y *salidas* (variables que son determinadas por el sistema y en consecuencia influyen en el comportamiento del entorno). De esta manera, un sistema es una fuente potencial de datos, cuyo comportamiento se puede observar de acuerdo a unas entradas establecidas.
- **Experimento:** es el proceso de extraer información de un sistema a través de la manipulación de las entradas. La experimentación es quizás el concepto más importante ya que a través de ella se puede desarrollar un mejor entendimiento del sistema. El realizar un experimento implica la aplicación de un conjunto de condiciones externas como entradas del sistema y observar la reacción de éste registrando el comportamiento de sus salidas. Es aquí donde aparecen las ventajas del modelamiento de sistemas, ya que experimentar con un escenario simulado permite acceder a todas las entradas y salidas del sistema, mientras que en la práctica real muchos puntos que afectan el comportamiento del sistema no son accesibles mediante mediciones experimentales.
- **Modelo:** es una aproximación de una realidad, al cual se le puede aplicar un experimento para responder preguntas sobre el sistema. Modelar consiste en el proceso de organizar conocimiento sobre un sistema dado, que ha sido obtenido mediante experimentación. Al inicio este conocimiento es no estructurado, pero

el entendimiento de las relaciones causa-efecto y la observación en el orden temporal y espacial, permiten que dicho conocimiento se torne organizado. De esta manera, se puede decir que un sistema se puede comprender mejor mediante el proceso de modelado. Generalmente los modelos resultan en conjuntos de formulaciones matemáticas que se codifican en programas computacionales.

- **Simulación:** Una simulación es un experimento ejecutado sobre un modelo. No necesariamente tiene que ser realizado en un computador, pero hoy en día la mayoría de las simulaciones de ingeniería utiliza software especial y codificación de modelos en programas computacionales. Mientras los científicos están generalmente satisfechos con observar y entender el mundo, es decir, crear el modelo de dicho escenario, el ingeniero busca modificar dicho mundo para su ventaja. Mientras la ciencia es análisis, la esencia de ingeniería es diseño y control, para lo cual se puede emplear la simulación. El proceso de modelamiento dinámico de sistemas de tratamiento de aguas, requiere la solución de miles de pares de ecuaciones diferenciales ordinarias no lineales. La formulación y solución de este tipo de problemas es facilitado a través del uso de Lenguajes Continuos de Simulación (CSL).
- **Datos:** Como se puede notar, para el modelamiento y simulación de sistemas es imprescindible contar con un mínimo de información sobre el escenario de interés. En general, modelar plantas de tratamiento de aguas de gran escala requiere una extensa cantidad de parámetros base del modelo matemático y de la planta en estudio. Muchos de estos parámetros pueden ser medidos directamente mientras que otros están basados en datos experimentales tomados de la literatura. Los parámetros que no son medibles directamente ni se pueden estimar de la literatura, son determinados usualmente por técnicas de optimización dinámica no lineal basada en históricos del comportamiento de la planta. Es de notar que la confiabilidad del modelo calibrado se degrada al incrementar el número de los parámetros optimizados matemáticamente.

3.2 Lineamientos metodológicos para el desarrollo del modelo virtual de la PTAR

En tratamiento de aguas, los modelos se expresan a través de balances de masas que toman en cuenta la cinética de los procesos de transformación (biológica y química), la hidrodinámica (tipo de flujo y mezcla en el reactor) y los flujos de entrada y salida, a través de los límites del sistema.

Cada componente del modelo conduce a una ecuación o conjunto de ellas, que deben resolverse para poder describir los cambios en el sistema a través de variables medibles o cuantificables (e.g. concentraciones de biomasa, oxígeno, DQO, nitrógeno). El planteamiento de los balances de masa de un modelo resulta en un sistema complejo de ecuaciones diferenciales y de ecuaciones algebraicas, cuya resolución necesita generalmente de herramientas computacionales. Algunos autores suelen presentar sus modelos exhibiendo sistemas de ecuaciones ya manipuladas, simplificadas o despejadas, lo que generalmente conlleva a dificultar su comprensión. Una forma sistemática de presentar los modelos y facilitar su entendimiento es a través de la ya mencionada *matriz de Petersen*.

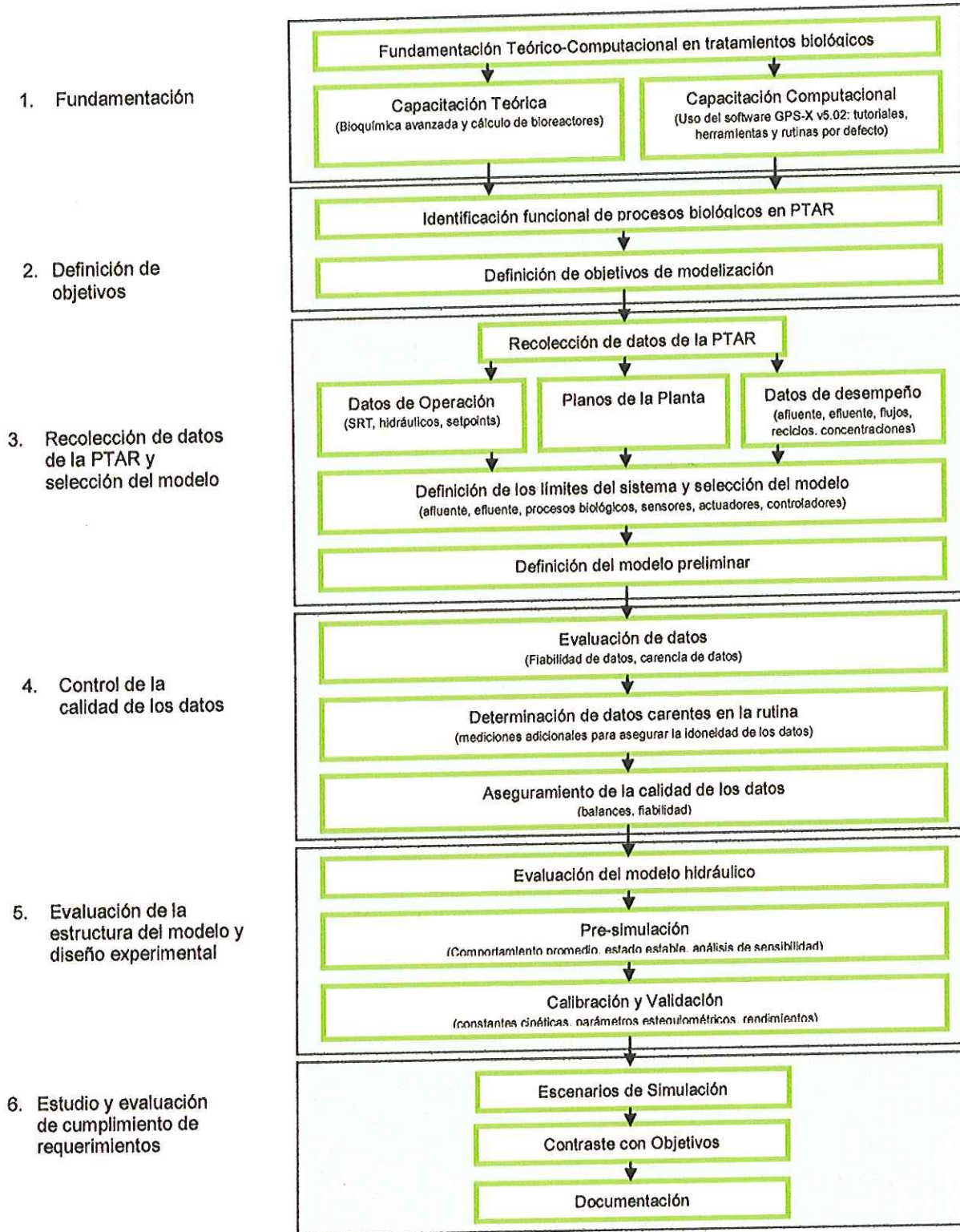
Actualmente la implementación de modelos para simular plantas de tratamiento exige aplicar metodologías ordenadas y reconocidas en el contexto internacional de esta filial del conocimiento. En el caso de la PTAR Río Frío, el desarrollo del modelo virtual se ha realizado tomando como base las recomendaciones del protocolo propuesto por la STOWA⁵ para simular plantas de tratamiento de aguas municipales a gran escala (Hulsbeek *et al.*, 2002). A continuación se describen los aspectos metodológicos definidos para el desarrollo del proyecto

3.2.1 Estrategia general de modelamiento

Para el desarrollo del modelo de la PTAR Río Frío se siguió el esquema de modelamiento que se muestra en la Figura 2 el cual se aplicó para obtener la representación virtual de cada unidad de tratamiento de interés para este estudio (UASB y Lodos Activados). Luego de la construcción de dichos modelos singulares y de su evaluación, se procedió a la integración de éstos en un modelo unificado para realizar el análisis del desempeño global de la PTAR bajo el entorno virtual de simulación GPS-X v5.02.

⁵ Fundación Holandesa de Investigación Aplicada en Recursos Hídricos

Figura 2 Metodología de modelamiento de PTAR



3.2.2 Descripción de la herramienta computacional GPS-X

Como herramienta de programación para el desarrollo del modelo virtual de la PTAR Río Frío se empleó la versión académica del software GPS-X 5.02, especializado en diseño y evaluación de sistemas de tratamiento de aguas residuales. Este es un software desarrollado y comercializado por la firma Hydromantis Inc., cuyo funcionamiento está orientado a objetos, donde cada unidad de proceso es definida por un ícono que permite introducir las propiedades operacionales del equipo seleccionado, pudiendo éstas ser alimentadas cuando se conocen sus valores o bien establecerlas como variables a determinar mediante el proceso de simulación cuando son desconocidas o cuando son el objeto de estudio.

3.2.2.1 Componentes y utilidades del software:

- El Simulador: los algoritmos internos de cada unidad de proceso, están basados en modelos biocinéticos estrictos (Henze, 1987; Petersen, 1965) y balances de masa y energía clásicos pero rigurosos pues consideran individualmente cada tipo de substrato al interior del agua contaminada (materia orgánica y sus formas fraccionadas, nitrógeno disuelto total y sus fracciones, fosforo, alcalinidad, etc.), así como el balance de biomasa y cada tipo de biomasa presente en el proceso (autótrofa, nitrificante, denitrificante, microorganismos consumidores de fosforo, metanógenos, etc.). Por esta razón, el software está equipado con una base de datos por defecto, de parámetros cinéticos para cada proceso biológico cuya ocurrencia sea posible al interior de cada unidad de la PTAR y permite ajustes por temperatura de los mismos, a través del cálculo automático de la ecuación de Arrhenius.
- El verificador: tomando en consideración las características del simulador, se intuye que los datos a ser incorporados al modelo exigen alta rigurosidad y caracterizaciones mucho más completas del afluente que las que un laboratorio de aguas de soporte operacional típico normalmente proveería. Así por ejemplo, para el software no es suficiente recibir datos genéricos de DBO, DQO, SST, SSV y NTK, sino que requiere datos mucho más especializados como: $DBO_{soluble}$, $DBO_{degradable}$, $DBO_{pocodegradable}$, $DBO_{biomasa}$, NO_3-N , NO_2-N , N_{org-N} , NH_4-N , etc., para que la tarea de ajuste operacional sea bien realizada. Por ello, el software incluye una utilidad denominada *Influent Advisor*, que de una parte verifica la coherencia de la caracterización macroscópica (básica) del afluente y luego, valiéndose de cada dato conocido o adicional que pueda suministrarse, permite ajustar o predecir el fraccionamiento de cada macro variable y así proceder con la resolución simultánea del balance de masa de todos y cada uno de los componentes y tipos de biomasa presentes en el sistema.



En resumen, esta utilidad permite validar la certitud de la caracterización macroscópica del afluente suministrada al modelo, antes de cualquier evaluación operacional o simulación de una PTAR, afianzando la confiabilidad del modelo y sus resultados.

- El constructor de modelos. El software tiene incorporado más de 50 modelos por defecto. La estrategia de modelamiento consiste generalmente en seleccionar el modelo más cercano al caso de estudio y realizar su modificación, incorporando o eliminando equipos, ajustando su organización, naturalmente ingresando los datos correctos del afluente y definiendo correctamente el dimensionamiento de cada unidad de proceso y verificando los datos biocinéticos experimentalmente si es posible o con la ayuda de la utilidad *influent advisor*.
- El compilador - analizador. El software no tiene salidas de resultados fijas, el programador de acuerdo a su experiencia y necesidades define las salidas que requiere para su tarea de análisis, en un número ilimitado de ventanas gráficas, que muestran el comportamiento de parámetros fisicoquímicos y biológicos de los efluentes de cada equipo o del efluente final del proceso de tratamiento, en función de la variable o variables que se deseen correlacionar (i. e. Nitrificación vs. Reciclo de lodo secundario). Es necesario indicar que el analizador está en capacidad de analizar situaciones en estado estacionario y en estado no estacionario o perturbaciones puntuales, lo cual es fundamental para procesos de arrancada de nuevas instalaciones. También es posible definir salidas, que muestren el comportamiento bioquímico de cada zona al interior de un reactor.
- Generador de reportes. El software no tiene salidas de resultados fijas, el programador de acuerdo a su experiencia y necesidades define las salidas que requiere para su tarea de análisis, en un número ilimitado de ventanas gráficas, que muestran el comportamiento específico de una o varias variables en un equipo determinado. Además, de las salidas gráficas definidas por el programador, el software genera un reporte automático en formato Excel que incluye: layout perfeccionado, escenarios evaluados (simulaciones), salidas gráficas de las principales variables, datos alimentados, entre otros.
- Utilidades avanzadas. Además del analizador, el software incorpora herramientas para realizar análisis de sensibilidad, análisis económico y para optimización de parámetros operacionales.

3.2.2.2 Librerías de modelos y procesos:

El software cuenta con una serie de librería de procesos que permiten modelar diferentes escenarios de tratamiento. Estas son:

- *Carbon-Nitrogen* (CNLIB): librería básica usada para modelar la oxidación del carbono, la nitrificación y denitrificación.
- *Advanced Carbon-Nitrogen* (CN2LIB): similar a la anterior, pero nitrato y nitrito es modelado separadamente.
- *Carbon-Nitrogen-Phosphorus* (CNPLIB): consta de la librería CNLIB, pero incluye modelos para remoción biológica y química de fósforo.
- *Carbon-Nitrogen-Industrial Pollutant* (CNIPLIB): combina la librería Carbon-Nitrogen con 30 componentes libres para definir.
- *Advanced Industrial Pollutant* (CN2IPLIB): combina la librería Advanced Carbon-Nitrogen con 30 componentes libres para definir.
- *Carbon-Nitrogen-Phosphorus-Industrial Pollutant* (CNPIPLIB): combina la librería CNPLIB con 30 componentes libres para definir.

3.2.2.3 Modelos de procesos biológicos

Cuando se desarrollan esquemas de tratamiento en el software GPS-X, es necesario seleccionar la librería de modelos y procesos que incluye aquellos que serán de interés en nuestro estudio. Por otro lado, cada objeto tiene unos modelos matemáticos que representan su dinámica y que pueden ser elegibles por el programador de acuerdo a los objetivos del problema de modelamiento. En el caso de esta investigación, fundamentada en tratamientos biológicos, los modelos disponibles para las unidades y reactores son:

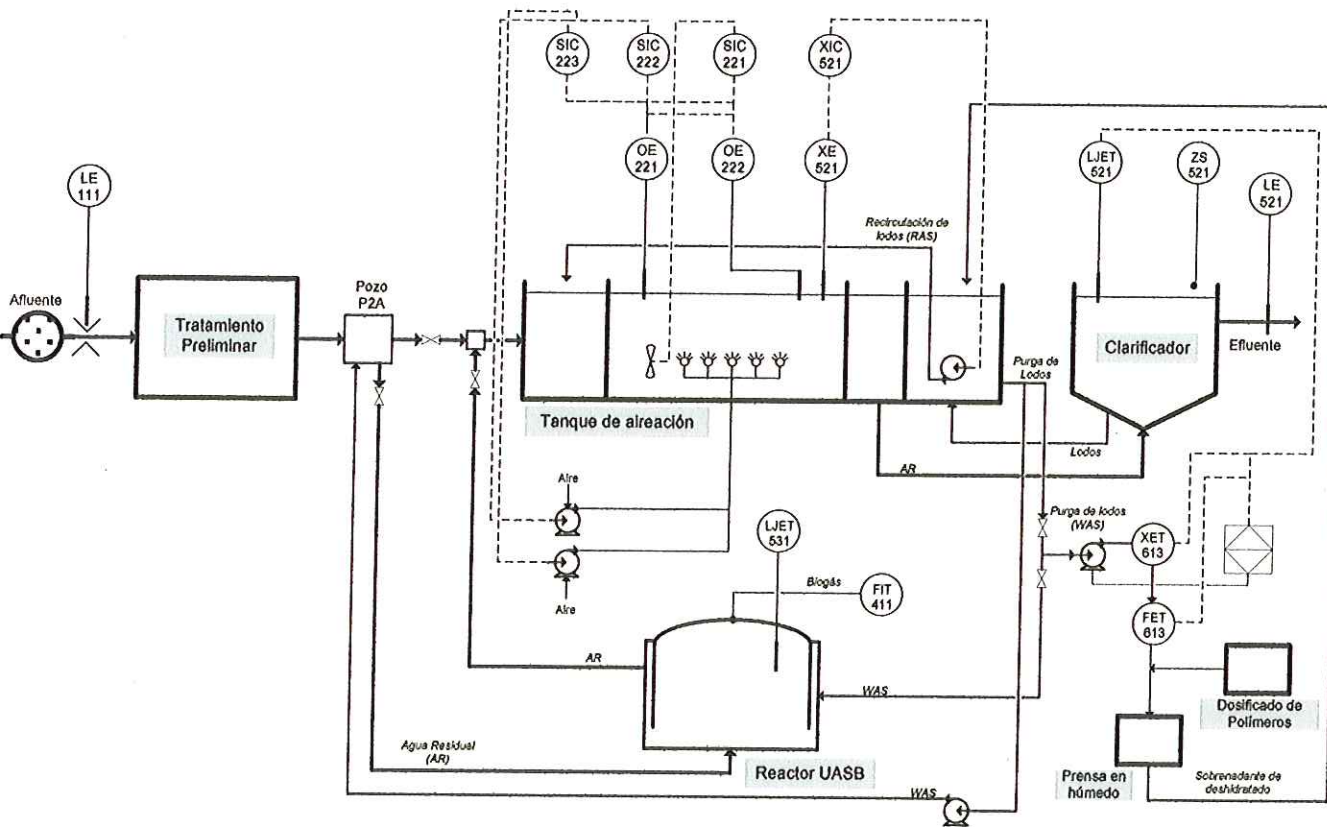
- ASM1.
- ASM2d.
- ASM3.
- Mantis (versión modificada del ASM1).
- TwoStepMantis (variación del modelo Mantis, con dos pasos de nitrificación).
- NewGeneral (ASM1 extendido para análisis de remoción de fósforo).
- Prefermenter.
- Basic Digester.
- ADM1.



3.2.3 Identificación funcional de la PTAR y sus procesos

El caso de estudio sobre el cual se enfoca esta investigación es la PTAR Río Frío ubicada a 770 m.s.n.m y con temperatura promedio de 26°C. Esta planta es considerada como una de las obras de ingeniería más sobresalientes que se han realizado en Colombia, bajo el marco del Plan Integral de Saneamiento Ambiental de Bucaramanga (PISAB) en el departamento de Santander, y concebida para garantizar el completo tratamiento de las aguas residuales domésticas y el saneamiento de las corrientes superficiales del área metropolitana de Bucaramanga, significativamente afectadas por el acelerado crecimiento urbanístico de los municipios que la conforman (Bucaramanga, Floridablanca, Girón). Su diseño se inició en 1984 en el marco de un convenio de cooperación técnica con el Gobierno de Holanda, y la construcción de la primera fase terminó en 1991. Desde entonces la planta ha pasado por varias transformaciones y actualmente se encuentra en proceso de modernización. En la Figura 3 se presenta el tren de tratamiento de agua del nuevo esquema de operación de la PTAR Río Frío.

Figura 3 Diagrama del tren de tratamiento e instrumentación de la PTAR Río Frío



Fuente: Modificación del documento descriptivo de la Unidad Supervisora de Operación -EMPAS-CDMB

Las fases del tratamiento que conforman la planta Río Frío son:

- **Tratamiento Preliminar:** Esta fase tiene por objetivo eliminar elementos sólidos y partículas gruesas, capaces de interferir o causar daños a los equipos o unidades de tratamiento posterior. El tratamiento preliminar está constituido por tres sistemas: cribado grueso, cribado fino y desarenado. Los dos primeros permiten la retención de los sólidos a través de rejillas, mientras que el último permite la decantación de las arenas presentes en el agua.
- **Tratamiento Primario:** Posterior al tratamiento preliminar, en el agua permanece la carga contaminante representada por material disuelto y material en suspensión, esencialmente de naturaleza orgánica. El tratamiento primario en Río Frío es implementado a través de reactores UASB (Upflow Anaerobic Blanket Sludge), donde se degrada la materia orgánica (material disuelto y en suspensión) en ausencia de oxígeno gracias a bacterias especializadas, donde la reacción biológica de mayor interés es la metanogénesis del sustrato para obtención de biogás.
- **Tratamiento Secundario:** Con el fin de aumentar la remoción, el efluente primario se conduce hacia la unidad de tratamiento secundario, consistente en un sistema de lodos activados tipo NITROX seguido de un sedimentador. En esta fase de aireación extendida, el reactor cuenta con zonas óxicas y anóxicas, que permiten el desarrollo de los procesos de nitrificación y desnitrificación para lograr la remoción de nitrógeno.

Se puede notar que la planta de estudio es un sistema híbrido Anaerobio/Aerobio, que se concibe hoy en día como la tendencia tecnológica en tratamiento de aguas residuales, pues su esquema permite reducir impactos ambientales y se enfoca en el logro de la autosuficiencia energética de la planta.

La recolección de datos mínimos para el modelamiento de una PTAR suele incluir:

- Datos físicos de la planta: diagrama del proceso, patrón de flujo, detalle de la manipulación de lodos, dimensiones de la infraestructura y equipos.
- Datos de operación de la planta: flujo, variables de control y variables de respuesta.
- Características del Afluente: parámetros básicos de la calidad del agua, fracciones orgánicas, fracciones de nitrógeno.
- Parámetros de la cinética y estequiometría del modelo para compuestos orgánicos, nitrógeno, y condiciones límites.
- Histórico de posibles perturbaciones externas y sensibilidad de parámetros del modelo ante éstas.

En la Tabla 4 se presenta la justificación de la información mínima requerida y utilizada para la modelización del caso Río Frío.



Tabla 4 Información para modelamiento PTAR Río Frío

TIPO DE INFORMACION REQUERIDA	JUSTIFICACION
1. Objetivos del tratamiento y características del efluente final y	Los objetos en el código de programación GPS-X, corresponden a las unidades de tratamiento y en general siempre se trata de predecir su respuesta no de obligarla. Por consiguiente estos datos representan referentes contra los cuales contrastar, tanto los resultados generados por el modelo, como los resultados obtenidos cuando la PTAR entre en operación.
2. Datos de caracterización de afluentes a UASB y a reactor NITROX	Las características fisicoquímicas y bioquímicas de los afluentes a cada uno de los equipos, junto con los datos de entrada y salida de caudales, son los motores de cálculo, por cuanto en conjunto determinan los datos requeridos por las ecuaciones de balance de masa en los reactores y los tiempos de retención hidráulica disponibles para que procedan los procesos bioquímicos en una extensión y rendimiento determinados.
3. Datos biocinéticos y condiciones ambientales	Se trata de datos que en términos generales son provistos por defecto por las bases de datos del software, pero que dependen de la temperatura promedio del agua en cada uno de los equipos y que deberfan ser ajustados por este concepto. Estos valores serán objeto de estudio y estimación para lograr una representación acertada de la realidad.
4. Volúmenes de reactores UASB, reactor NITROX y sedimentador secundario, así como los caudales de entrada a las diferentes unidades de tratamiento.	Para efectos de programación GPS-X define un equipo a través de dimensiones físicas y caracterización hidráulica y fisicoquímica de sus entradas y salidas. En el reactor UASB es necesario conocer el volumen de la fase líquida y el volumen de la fase gas. En el reactor NITROX es indispensable conocer los volúmenes de las zonas óxicas y anóxicas, los cuales pueden ser evaluados de forma independiente y sincronizados a favor del desempeño global del equipo. Además de esta información es fundamental que GPS-X sea alimentado con datos relativos a la forma en la cual será operado el sistema.
5. Detalles técnicos de los sistemas y equipos de insuflación de aire al reactor NITROX (difusores de fondo).	El adecuado modelamiento del reactor NITROX, requiere el detalle del sistema de insuflación de aire, es decir número y tipo de aireadores, coeficientes de transferencia de oxígeno de diseño provistos por el fabricante, distribución y localización de los aireadores, etc.
6. Caudales de recírclos internos (de zona óxica a anóxica y de lodos de sedimentador hacia reactor) y externos entre unidades (lodos activados de purga hacia UASB) y detalles técnicos de sistemas y equipos de bombeo que sustentan estos recírclos.	La producción de lodo secundario para secado, la calidad del tratamiento, la remoción de nitrógeno, el requerimiento de aire en el reactor NITROX y por consiguiente la demanda de energía y el consumo de biogás depende fundamentalmente de una adecuada definición de los recírclos.
7. Número y ubicación de los lazos de control predefinidos por el diseñador, al igual que identificación de las variables manipulables, las variables de control y sus set points.	La capacidad de simular situaciones operacionales depende en buena medida de la posibilidad de interactuar con las variables de control a través de las variables manipulables y los set-points pre-establecidos.
8. Estimativos de respuestas críticas del sistema para efectos de inversión en equipos y flexibilidad operativa e identificación de la metodología de cálculo.	Se trata de respuestas operacionales que se espera obtener del sistema una vez en marcha. Es importante conocer estos estimativos de diseño, por cuanto el modelo puede contribuir substancialmente a tratar de lograr el comportamiento deseado mediante el ajuste de las variables de control y la correcta maniobra sobre las manipulables. Quizás las respuestas más críticas en términos operacionales son: · Purga de lodos del sedimentador secundario y producción diaria de lodos hacia operaciones de secado. · Consumo real de aire y la relación demanda/producción de biogás

3.2.4 Caracterización del afluente

La caracterización tanto del flujo como de la composición del agua residual es quizás el paso más crítico, no sólo para un correcto diseño y predicción del desempeño de nuevos esquemas de saneamiento, sino también para evaluar instalaciones existentes y optimizar su operación y capacidad de tratamiento, en especial si el objetivo es la remoción simultánea de carga orgánica y de nutrientes (e.g. nitrógeno, fósforo). Sin una adecuada caracterización, las plantas de tratamiento podrían estar sobredimensionadas o subdimensionadas, resultando en una operación inadecuada e ineficiente. Por ello, en 1983 la IAWQ⁶ (actualmente IWA)⁷ formó un grupo de trabajo encargado de promover el desarrollo y aplicación de modelos prácticos para el diseño y operación de sistemas biológicos de tratamiento de agua, con el fin de lograr un consenso referente al modelo matemático más simple que tuviera la capacidad de predecir correctamente el desempeño de sistemas de lodos en los que se realizaran procesos de oxidación de materia carbonosa, nitrificación y denitrificación. Uno de los desarrollos más significativos, logrado para mejorar la comprensión de la depuración biológica del agua fue la adopción de la DQO como componente principal para la caracterización del sustrato carbonoso, pues es el único que permite establecer una relación clara entre el sustrato orgánico, la biomasa activa y el oxígeno utilizado; además, permite realizar correctos balances de masa en cada reactor, y en la práctica es un valor determinado a través de una prueba rápida y repetible.

La caracterización típica en laboratorios de análisis de aguas residuales se expresa en función de componentes carbonosos (DBO, DQO), nitrogenados (NTK, NH_4 , NO_3), fósforo, sólidos (SST, SSV), y alcalinidad. En la Tabla 5 se muestra la caracterización típica del afluente crudo (720 l/s) que entra a la PTAR Río Frío. Estos datos suelen ser suficientes para el diseño y operación de algunos sistemas simples, pero dado que los procesos de tratamiento se están haciendo cada vez más complejos, las herramientas computacionales de modelamiento y simulación exigen entradas más detalladas para poder dar solución al planteamiento matemático de los procesos.

Tabla 5 Caracterización del afluente a PTAR Río Frío

Afluente		
TSS	255	g/m^3
VSS	212	g/m^3
N-NH_4^+	26	g/m^3
TKN	43	g/m^3
COD	566	g/m^3
sAlk	288	$\text{g CaCO}_3/\text{m}^3$
icv ⁻¹	0,51	0,48 - 0,85
fact. BOD	0,795	0,6 - 0,8

⁶ International Association on Water Quality

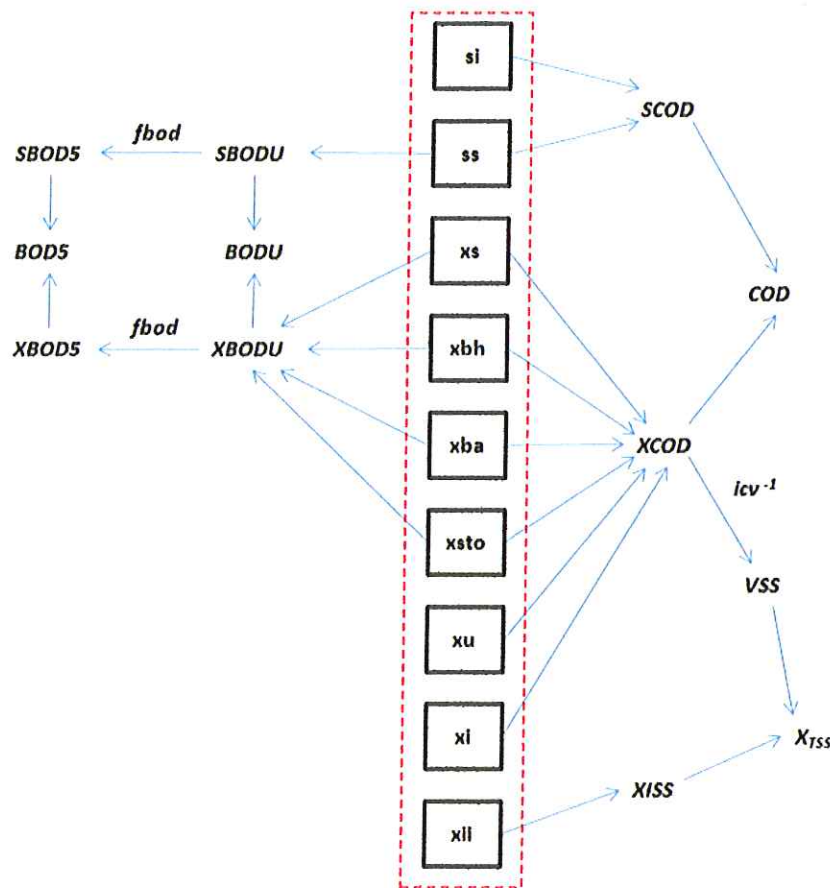
⁷ International Water Association



De esta manera, para el modelamiento de la PTAR de Río Frío en el entorno GPS-X 5.0, fue necesario llevar a cabo el fraccionamiento detallado de la carga orgánica y del nitrógeno, siguiendo las directrices de Henze *et al.*, sobre las cuales están fundamentados los modelos ASM⁸ y ADM⁹ que trae incorporados el software para describir la cinética y estequiometría de los procesos aerobios y anaerobios.

Este fraccionamiento da lugar a un conjunto de variables compuestas que se calculan por la correcta agrupación de las variables de estado de la carga orgánica y el nitrógeno. Básicamente el desglose de la DQO, DBO, SST, TKN, consiste en expresarlas como fracciones biodegradables y no biodegradables, que a su vez presentan formas solubles y particulares (ver Figura 4 y Figura 5), las cuales sostienen una marcada diferencia en sus tasas de degradación.

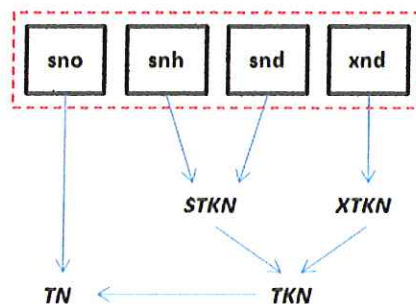
Figura 4 Modelo fraccionado de la carga orgánica



⁸ Activated Sludge Model: ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3

⁹ Anaerobic Digestion Model: ADM1

Figura 5 Modelo fraccionado del nitrógeno



Para el cálculo de los valores de las variables compuestas, basta con sumar las flechas entrantes a cada componente multiplicándolas por el factor de relación que se señale sobre ellas, siendo éste igual a 1 en caso de no señalarse otro multiplicador. La relación entre las variables compuestas da lugar también a coeficientes estequiométricos que describen al afluente. A continuación se resumen los resultados de aplicar los modelos de fraccionamiento al afluente que entra a la PTAR Río Frío.

Tabla 6 Fraccionamiento de la carga orgánica del afluente en la PTAR Río Frío [g/m³]

		SBODU	XBODU	BODU	SBOD	XBOD	BOD	SCOD	XCOD	COD	VSS	XISS	X
si	70							1		1			
ss	81	1		1	fbod		fbod	1		1			
xi	86								1	1	icv ⁻¹		icv ⁻¹
xs	273		1	1		fbod	fbod		1	1	icv ⁻¹		icv ⁻¹
xbh	56,6		1	1		fbod	fbod		1	1	icv ⁻¹		icv ⁻¹
xba	0		1	1		fbod	fbod		1	1	icv ⁻¹		icv ⁻¹
xu	0								1	1	icv ⁻¹		icv ⁻¹
xsto	0		1	1		fbod	fbod		1	1	icv ⁻¹		icv ⁻¹
xli	43											1	1
		81	330	410	64	262	326	151	415	566	212	43	255

Tabla 7 Fraccionamiento del nitrógeno del afluente en la PTAR Río Frío [g/m³]

		STKN	XTKN	TKN	TN
sno'	0				1
snh	26	1		1	1
snd	0	1		1	1
xnd	7,45		1	1	1
xbh	56,6		ibhn	ibhn	ibhn
xba	0		ibhn	ibhn	ibhn
xu	0		iuhn	iuhn	iuhn
xi	86		iuhn	iuhn	iuhn
		26	17,1	43	43



Tabla 8 Parámetros estequiométricos del afluente en la PTAR Río Frío.

Coefficientes Estequiométricos			
ivt	Relación VSS/TSS	gVSS/gTSS	0,83
frscod	Fracción soluble de la COD total.	-	0,27
frsi	Fracción inerte de COD soluble	-	0,46
frxs	Fracción de sustrato en COD particulada.	-	0,66
frxu	Fracción no biodegradable de COD particulada.	-	0,00
frxbh	Fracción de biomasa heterotrófica en COD particulada.	-	0,14
frxba	Fracción de biomasa autotrófica en COD particulada.	-	0,00
frxsto	Fracción almacenada de COD particulada.	-	0,00
frsnh	Fracción de amonio en el TKN soluble	-	1,00
icv	Relación XCOD/VSS	gCOD/gVSS	1,96
fbod	Relación BOD ₅ /BOD _{ultimate}	-	0,80
Fraciones de nutrientes			
ibhn	Contenido de N en biomasa activa	gN/gCOD	0,0680
iuhn	Contenido de N en masa endógena/inerte	gN/gCOD	0,0680

3.2.5 Estructuración del Modelo Virtual

Para el desarrollo del modelo virtual de la PTAR Río Frío se procedió a segmentar el tren de tratamientos, aislando la unidad de tratamiento primario y la unidad de tratamiento secundario, que son el núcleo de esta investigación para construir sus respectivos modelos independientes; obteniendo así:

- *Modelo Virtual 1:* reactor UASB
- *Modelo Virtual 2:* sistema lodos activados, integrado por el reactor óxico-anóxico acoplado al sedimentador secundario.
- *Modelo Virtual 3:* integración Modelo Virtual 1 + Modelo Virtual 2.

En lo referente a la construcción de los modelos es necesario procurar una elección acertada de las librerías cinéticas y del modelo estequiométrico que los regirá de acuerdo a los procesos biológicos que se desean representar y a los datos disponibles de caracterización de corrientes y de equipos en esta PTAR. Con ello se busca asegurar un nivel de confianza en la fiabilidad del modelo para obtener resultados consistentes con la realidad operacional y poder realizar análisis de escenarios y predicción de desempeños de la planta en estudio.

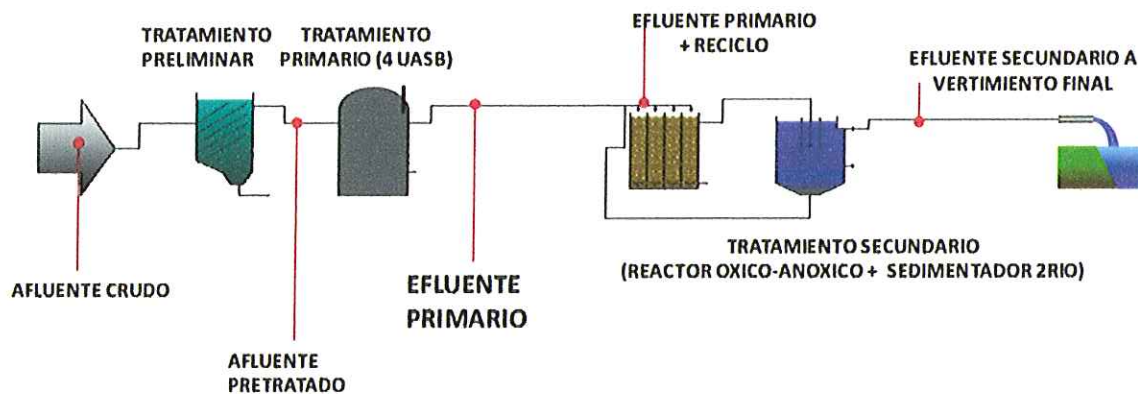
De esta manera, el procedimiento para estructurar cada sistema dentro del entorno de modelamiento en GPS-X es:

- En modo diseño:
 1. Seleccionar la librería que registrará el diseño.
 2. Seleccionar el objeto de afluente y su modelo de caracterización.
 3. Insertar los objetos de programación de cada unidad operacional.
 4. Seleccionar el modelo cinético y estequiométrico de cada objeto.
 5. Completar los datos de entrada que definen cada objeto y sus condiciones iniciales.
 6. Establecer las conexiones y líneas de flujo entre objetos.

- En modo simulación:
 7. Establecer los gráficos y variables de salida de interés.
 8. Insertar los cuadros de edición de las variables manipulables.
 9. Definir el modo de simulación y los escenarios deseados.
 10. Realizar la corrida del modelo.
 11. Calibrar el modelo de acuerdo a la experticia o empleando las herramientas de análisis de sensibilidad, estimación y optimización de parámetros.

Para generar los modelos virtuales señalados, se parte de los datos de diseño, construcción y operación más recientes de cada unidad involucrada, y de la caracterización fraccionada del afluente crudo realizada en el apartado anterior. Otros valores se obtienen de soportes en literatura y de los valores por defectos que propone el software, en especial para la definición de las constantes biocinéticas. En la figura 6 se observa un esquema simplificado de la PTAR Río Frío en GPS-X 5.0.

Figura 6 Esquema simplificado del tren de tratamientos



3.2.6 Modelo Virtual 1 – Reactor UASB

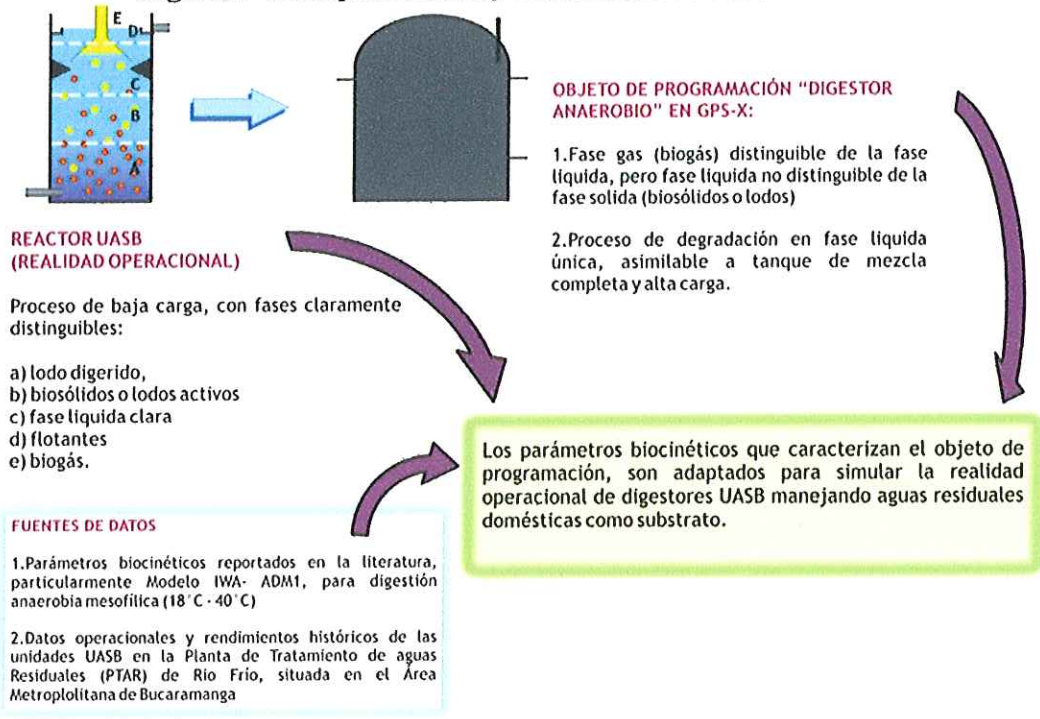
Existen numerosos factores que afectan el mecanismo de digestión anaerobia y hacen complejo su entendimiento y modelamiento, tales como la característica del sustrato a tratar, el tipo y configuración del reactor anaerobio a emplear, las poblaciones bacterianas participantes, los parámetros operacionales, las condiciones ambientales y sobretodo el entendimiento de la bioquímica y la cinética del proceso.

La biocinética de la digestión anaerobia se basa en la relación existente entre la tasa de crecimiento de microorganismos y la tasa de utilización de sustratos, para lo cual se reportan en literatura varios modelos matemáticos (Bhunja y Ghangrekar, 2008; Mu, Zeng, Tartakovsky y Wu, 2007; López y Borzacconi, 2009), que buscan obtener esquemas estructurados que incluyan en lo posible la mayoría de los procesos bioquímicos y fisicoquímicos presentes (hidrólisis, fermentación, acidogénesis, metanogénesis, solubilidad de gases, etc.), así como la determinación de las variables dinámicas y la estimación de los parámetros biocinéticos fieles a la actividad que ocurre dentro de un digestor anaerobio, lo cual es muy complejo de valorar en pruebas sobre un sistema real.

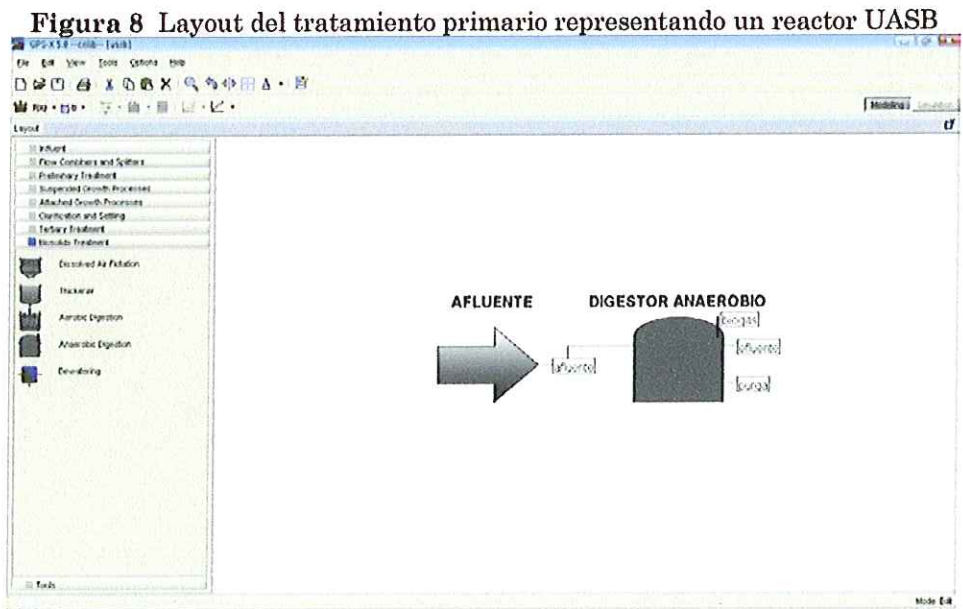
Por ello, el principal interés de modelar los reactores UASB (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket) de la PTAR Río Frío, se centra en facilitar la estimación del biogás resultado de la anaerobiosis que ocurre al interior de estas unidades. Esto nos permite valorarlo energéticamente de acuerdo a su composición en metano (CH_4), y plantear su aprovechamiento en generación eléctrica para suplir los requerimientos totales o parciales de la planta, evitando con ello su escape hacia la atmósfera y disminuyendo el poder de calentamiento global (GWP) de las emanaciones gaseosas en una proporción de 21 a 1 debido a la oxidación del CH_4 hacia dióxido de carbono (CO_2).

Descripción del problema de modelización: La dificultad con el desarrollo del modelo virtual de esta unidad operacional dentro del software de soporte GPS-X 5.0, consiste en que este paquete considera por defecto la digestión anaerobia para una corriente de entrada constituida de fangos espesos o sólidos orgánicos y no para una corriente de residuos orgánicos diluidos como lo son las aguas residuales domésticas que se tratan en una PTAR como la de Río Frío. La herramienta computacional sólo presenta un objeto genérico de programación para procesos anaerobios, denominado “*Digestor anaerobio para tratamiento de biosólidos*”, cuyo modelo conceptual clasifica las fases al interior del reactor sólo en líquido y gas, por lo que se puede suponer que lo interpretan como un proceso de fase única en tanque de mezcla completa y alta carga, mientras que en la realidad el reactor UASB es un proceso de baja carga dividido en capas: a) lodo digerido, b) fango en curso de digestión, c) fase líquida clara, d) flotantes e) biogás. En la siguiente figura se compara la conceptualización comentada:

Figura 7 Conceptualización y modelamiento del reactor UASB



Generación del layout para el tratamiento primario: en la Figura 8 se observa el layout de los objetos de programación que conforman el modelo virtual 1.



A continuación se describen los objetos de programación involucrados en el modelo:

- *Afluente*: es el objeto representado por la figura en forma de flecha. Es importante señalar que dado el desconocimiento de datos confiables sobre la calidad del agua a la salida del tratamiento preliminar, la definición de este objeto se realizó asumiendo las características del agua cruda que ingresa a la PTAR como afluente a tratar en el reactor UASB. El objeto empleado es el denominado *wastewater influent*, el cual representa un flujo continuo de agua residual. El modelo seleccionado para su definición fue la opción *states*, ya que se cuenta con un fraccionamiento detallado de la DQO del afluente.
- *Digestor anaerobio*: presenta una entrada (afluente) y tres salidas (biogás, efluente primario, purga). Es importante señalar que se ha empleado la librería CNLIB del software GPS-X 5.0, ya que la mayor actividad que se desarrolla dentro de los reactores UASB, es la degradación anaerobia de la carga carbonácea principalmente, dejando la remoción de nitrógeno para los tratamientos secundarios. De igual manera el Digestor Anaerobio se configuró empleando el modelo *basic* y no el modelo *adm1*, ya que este segundo requiere como entradas configurables un detalle mucho más fraccionado de la carga y de las biomazas activas presentes en el reactor, de lo cual no se tienen datos reportados, ni caracterizaciones realizadas en los UASB actuales, además de que se requeriría un proceso iterativo y de sensibilidad mucho más complejo para poder encontrar manualmente conjuntos de parámetros cinéticos y estequiométricos que arrojen los resultados esperados.

Modelo matemático y ajuste de parámetros del digestor: dado que el objeto digestor anaerobio está definido en su concepto para tratamiento de biosólidos y no para corrientes de residuos diluidas, fue necesario realizar un análisis de sensibilidad de las variables y constantes que componen su modelo matemático *basic* (véase Tabla 10), ajustando su valor iterativamente con el fin de encontrar un conjunto de constantes biocinéticas y parámetros estequiométricos que permitan emular la realidad operacional de los reactores UASB partiendo de la información del afluente de entrada, de las eficiencias de remoción reportadas por los operadores de la PTAR (véase Tabla 9) y de los valores recomendados por la IWA para digestión anaerobia mesofílica (18°C - 40°C).

Con este procedimiento soportado en las utilidades avanzadas de GPS-X para estimación de parámetros y análisis de sensibilidad, se propusieron 4 escenarios de modelización resultantes de combinaciones de valores cinéticos y estequiométricos posibles y aceptables, con los cuales se realizaron ejercicios de simulación de operación a 6 meses en estado pseudo-estable (sin arrancada ni parada del UASB), con el fin de

ajustar la producción de biogás, buscando una conciliación con los factores de producción de metano (CH₄) establecidos por los lineamientos del IPCC¹⁰ para aguas residuales domésticas. La comparación se realizó en simulaciones para 10 casos de carga diferente con igual caudal, variando la DBO desde 100 g/m³ hasta 1000 g/m³.

Tabla 9 Principales parámetros operacionales de un reactor UASB en la PTAR Río Frío

Parámetros	Unidades	Valores
Temperatura	°C	35
Volumen total	m ³	3400
Superficie	m ²	800
Concentración del afluente	g COD/m ³	566
Tiempo de retención hidráulico	h	6 – 8
Caudal de Afluente (diseño)	L/s	180
Máxima producción medida de biogás	m ³ /día	1800
Producción media de biogás	m ³ /día	1300

Tabla 10 Matriz de Petersen para Digestión Anaerobia –Modelo Básico

Componente	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Tasa del proceso, ρ_j
j	Proceso	X_{HI}	X_{MH}	X_{VSS}	S_{LF}	S_{CH4}	S_{CO2T}	S_Z	S_{TOX}	S_{NH}	
1	Hidrólisis			-1	Y_A		$\frac{Y_A}{govl \times 1000}$			Y_F	$k_{CO} \cdot S_{VSS}$
2	Crecimiento de metanógenos		1		$-\frac{1}{Y_C}$	Y_E	$\frac{Y_D}{govl \times 1000}$			$-\frac{1}{Y_G}$	$\frac{\mu_{X_{MH}} \cdot X_{MH}}{1 + \frac{K_s}{S_{LEN}} + \frac{S_{LEN}}{K_{LA}} + \frac{S_{NHN}}{K_{IN}}}$
3	Decaimiento de metanógenos		-1								$k_D \cdot X_{MH}$
4	Toxicidad		-1								$k_{TOX} \cdot S_{TOX}$
5	Degradación de sustancias tóxicas								-1		$k_B \cdot S_{TOX}$
6	Transferencia de CO ₂ a la fase gas						1				$k_{LA} \cdot (Henry_{CO_2} \cdot g_{CO_2} - H_2CO_3)$
		Material inorgánico inerte particulado [gCOD/m ³]	Metanógenos [gCOD/m ³]	Sólidos suspendidos volátiles [gVSS/m ³]	Ácidos grasos volátiles totales [gCOD/m ³]	Gas Metano (CH ₄) [gN/m ³]	CO ₂ soluble total [gCOD/m ³]	Cationes netos [moles/L]	Substancia tóxica [g/m ³]	Amonio libre e ionizado [gN/m ³]	

¹⁰ Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Revised 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Paris, France, 2006. Volume 5. Chapter 6.

3.2.7 Modelo Virtual 2 – Lodos Activados

Dentro de los modelos de lodos activados, el software GPS-X distingue cuatro categorías evaluadas por la Asociación Internacional de investigación en contaminación del agua (IAWPRC) y los alcances que puede lograr el empleo de cada uno de ellos en cuanto a la predicción en el cambio de la cantidad de sólidos y el aceptor de electrones (oxígeno y nitrato). La principal dificultad en los sistemas de lodos activados radica en la presencia de dos tipos de biomasas a modelar, *heterótrofas* y *autótrofas*, ambas con tasas biológicas diferentes.

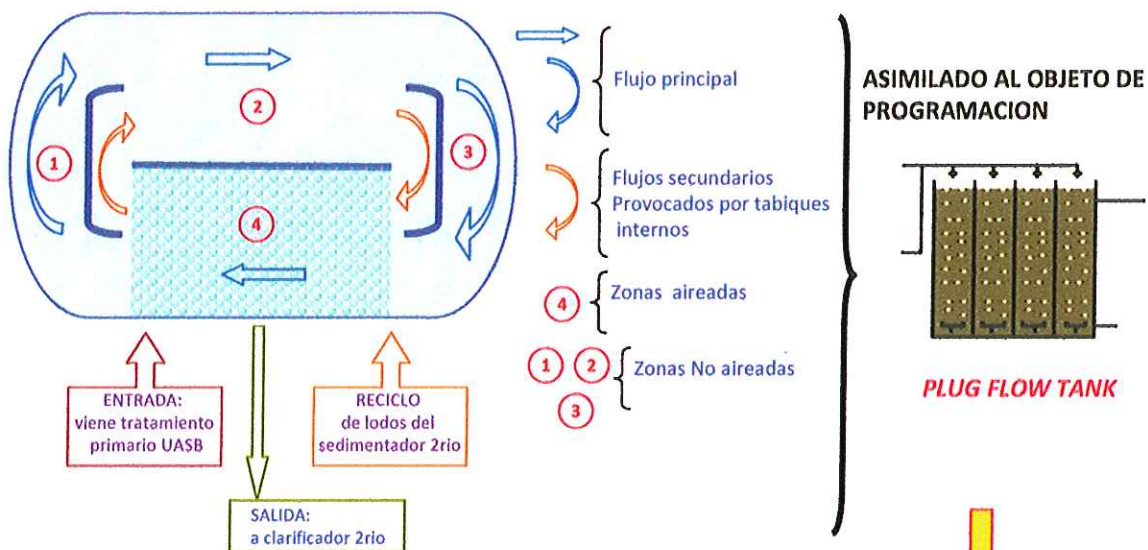
El modelo original ASM1 (Activated Sludge Model N°1), tiene como propósito simular la degradación de la materia orgánica así como la nitrificación y denitrificación de los procesos de lodos activados de tipo lodos únicos. En este modelo se incluyen 8 procesos biológicos: procesos de crecimiento (tres), procesos de decaimiento (dos), procesos de hidrólisis de partículas flóculos (dos), y proceso de amonificación (uno). El modelo 2D (ASM2D) es una extensión del modelo 1, que involucra los sistemas de remoción biológica de fósforo y las librerías correspondientes para ello CNPLIB y CNPIPLIB. El modelo 3 (ASM3) se relaciona con el modelo 1 y corrige algunas deficiencias con relación a la independencia de la hidrólisis, decaimiento de la biomasa como respiración endógena, modelamiento del almacenamiento de DQO, amonificación y limitaciones de alcalinidad.

Con relación a la librería empleada (CNLIB) descrita anteriormente, para el desarrollo del modelo de la PTAR Río Frío, se empleó el modelo MANTIS, desarrollado por Hydromantis Inc., que es igual al ASM1 con algunas modificaciones: procesos de crecimiento adicional para organismos heterótrofos y autótrofos, parámetros de cinética dependientes de la temperatura y denitrificación aerobia.

Descripción del problema de modelización: el sistema de lodos activados está integrado por un reactor óxico-anóxico y un sedimentador secundario. La mayor dificultad en la modelización se presenta al tratar de asimilar la realidad física de la compleja geometría del reactor tipo Nitrox empleado en la PTAR Río Frío, a la configuración y parámetros de entrada de los objetos disponibles en el software GPS-X para modelar procesos de crecimiento en lecho suspendido.

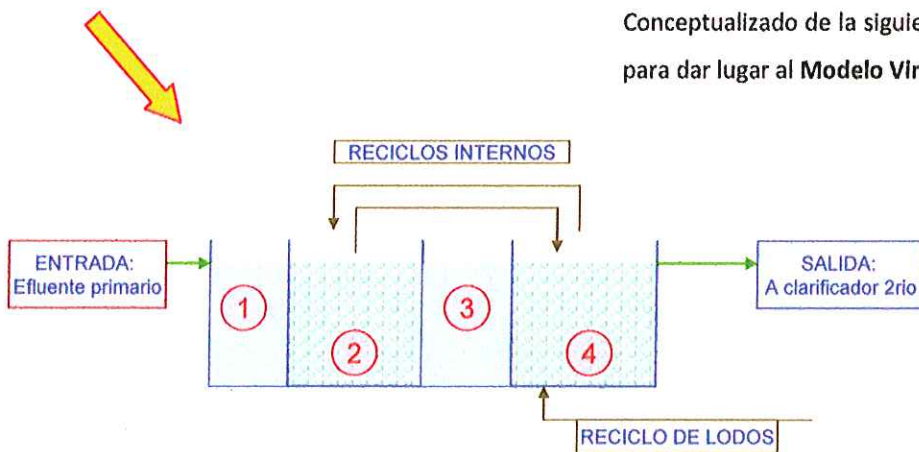
Como solución a esta situación se propuso el siguiente paralelo conceptual entre la realidad física de este dispositivo y la forma como se asimila a un icono de programación, para efectos de modelización:

Figura 9 Conceptualización y modelamiento del reactor NITROX



MODELO REAL (mostrando configuración de la aireación considerada por el equipo de diseño y construcción, susceptible de ser modificada).

Conceptualizado de la siguiente manera, para dar lugar al **Modelo Virtual 2:**

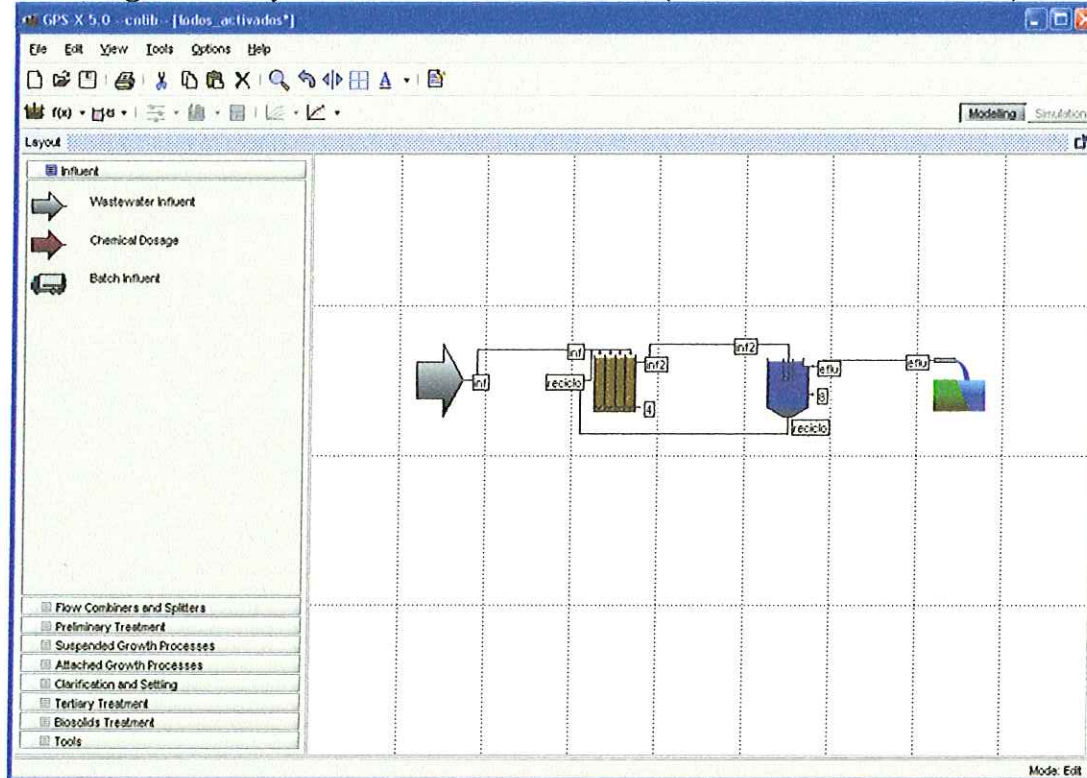


Nota: Para recrear los flujos secundarios provocados por el tabique interno del reactor, estos se trabajan como si se tratara de reciclos internos. En los trabajos de simulación se ha establecido que estos reciclos internos equivalen de 0 a 20% del efluente primario.

Fuente: GIRES-UNAB. Desarrollo de un modelo virtual para seguimiento operacional y evaluación de diseño de PTAR – Caso Río Frío – Fase IA (1 y 2). Cuarto Informe. Agosto, 2009. Documento sin publicar.

Generación del layout para el tratamiento secundario: en la Figura 10 se observa el layout de los objetos de programación que conforman el modelo virtual 2.

Figura 10 Layout del tratamiento secundario (NITROX+Sedimentador 2rio)



A continuación se describen los objetos de programación involucrados en el modelo:

- *Afluente:* la corriente de agua que ingresa al reactor Nitrox es la suma del efluente que proviene de los reactores UASB y de una parte del afluente crudo (~20%) que ingresa a la PTAR. De esta manera es necesario aplicar nuevamente la técnica de fraccionamiento de DQO a la corriente de salida de los UASB para poder definir completamente este objeto de afluente en el modelo virtual 2. En la tabla 11 se resume la caracterización de las corrientes de interés.
- *Plug flow tank:* este objeto es el que se ha seleccionado para representar la actividad del reactor Nitrox. Consiste en un tanque donde el flujo hidráulico es en general de tipo pistón y en el que se pueden establecer “n” compartimientos aireados, no aireados o parcialmente aireados, a conveniencia de lograr la mejor representación posible de la realidad física del sistema. En él también es posible recibir el reciclo externo proveniente del sedimentador secundario e incluso reciclos internos entre compartimientos. En este tanque se pueden definir tipos, distribuciones y posiciones de los aireadores e incluso definir variables de control (i. e. oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales, nitratos, etc.).

- *Sedimentador secundario*: se definió un objeto de programación apropiado, en este caso el *Circular Secondary Clarifier*, el cual permite una completa definición de las características físicas y operacionales del sedimentador secundario. Se considera que es una unidad de separación por sedimentación sin actividad biológica relevante.

Tabla 11 Caracterización de afluentes y efluentes para el Modelo Virtual 2

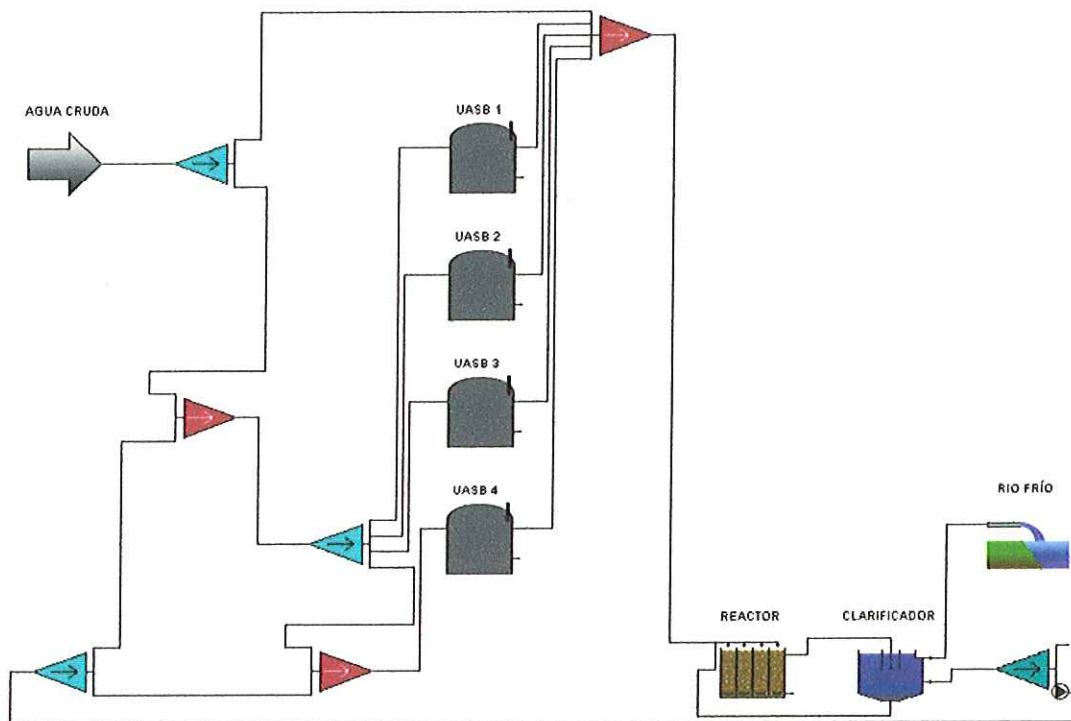
Parámetro	Efluente			Unidades
	Afluente crudo	Efluente UASB	Efluente primario	
nbsCOD	70	45	45	mg/L
TSS	254	101	157	mg/L
VSS	212	92	133	mg/L
COD	566	198	272	mgCOD/L
BOD ₅	326	97	178	mgO ₂ /L
TKN	43	43	43	mgN/L
NH ₄ -N	26	43	31	mgN/L
sAlk	288	288	288	mgCaCO ₃ /L
sCOD	151	84	90	mgCOD/L
pCOD	415	114	182	mgCOD/L
bCOD	411	139	222	mgCOD/L
sBOD	64	28	36	mg O ₂ /L
pBOD	262	69	142	mg O ₂ /L
BODU	411	139	222	mg O ₂ /L
SS	81	40	45	mg/L
biomasa	273	79	150	mg/L
pCOD/VSS	1,96	1,24	1,37	-
BOD ₅ /BODU	0,79	0,70	0,80	-
SS/BODU	0,20	0,29	0,20	-
NH ₄ -N/TKN	0,60	1,00	0,72	-
VSS/TSS	0,83	0,91	0,85	-

Ajuste de parámetros cinéticos, estequiométricos y de control: el análisis del sistema de *lodos activados* y su completo modelamiento en GPS-X, fue desarrollado en detalle al interior de las actividades del grupo de investigación GIREs, y reportado fielmente en los informes del proyecto desarrollado para la CDMB-EMPAS-Banco Mundial, titulado: *Desarrollo de un modelo virtual para seguimiento operacional y evaluación de diseño de PTAR – Caso Río Frío – Fase IA (1 y 2)*. (Vargas et. al, 2009 , documento sin publicar).

3.2.8 Modelo Virtual 3 – UASB / AS

Este modelo virtual es la combinación de los resultados obtenidos en la modelización aislada del tratamiento primario consistente en digestión anaerobia (reactores UASB), y del tratamiento secundario implementado con un sistema de lodos activados (AS), para dar lugar a un primer acercamiento del modelo completo de la PTAR Río Frío, que permita migrar posteriormente hacia su simulación dinámica.

Figura 11 Layout del Modelo Virtual 3 – UASB/AS



En este modelo se incluyen los siguientes objetos de programación: afluente, reactores UASB (cuatro de igual volumen) con los que opera la PTAR Río Frío actualmente, reactor Nitrox, clarificador secundario, nodos de combinación de corrientes de agua (tres representados por los triángulos rojos), nodos divisores de corrientes de agua (tres representados por los triángulos azules), cuerpo receptor.

La razón de incluir los objetos de combinación y división de corrientes de aguas es principalmente para dar mayor flexibilidad al modelo virtual y permitir futuras evaluaciones del desempeño de la planta ante diferentes estrategias de operación en cuanto a la gestión de los flujos principales y ciclos entre las unidades del tren de tratamientos.

Capítulo 4

Resultados y Discusión

Como se expresó en la metodología de esta investigación, la obtención de un modelo virtual global de la línea de tratamiento de aguas residuales en la PTAR Río Frío, y su nivel de fiabilidad para estimar la producción de biogás en los reactores UASB y la remoción de nitrógeno en el sistema de lodos activados, depende de la veracidad del comportamiento de cada modelo individual (MV1, MV2), que al acoplarse permiten obtener, bajo un modelo integrado (MV3), el rendimiento general de la planta ante condiciones operacionales de interés, sea para validación o para predicción. En el presente capítulo se resumen y discuten los principales resultados de simulación durante cada etapa de modelización, que permiten proponer el producto de este proyecto como una herramienta confiable para comprender y asistir la operación de la PTAR Río Frío.

4.1 Resultados de Modelización – Reactor UASB

El principal reto en el Modelo Virtual 1, fue ajustar su biocinética y estequiometría, partiendo sólo de la caracterización del afluente de entrada y de salida del tratamiento primario, prescindiendo de datos experimentales de actividad metanogénica del proceso anaerobio en los reactores UASB. Para ello fue necesario evaluar de manera minuciosa y mediante iteración, la sensibilidad de cada constante y variable manipulable que permiten definir el objeto virtual de digestor de biosólidos en GPS-X, hasta lograr obtener salidas operacionales similares a las de los reactores de la PTAR Río Frío y sobretodo buscando una conciliación con los factores de producción de metano establecidos por la metodologías IPCC.

4.1.1 Análisis de sensibilidad de parámetros

En términos generales, se encontró que los parámetros que impactan en mayor grado la simulación de la actividad del digestor UASB son: el volumen inicial de agua en el reactor, el volumen de la fase gaseosa, el caudal de afluente, las concentraciones iniciales de metanógenos y ácidos grasos volátiles, las presiones parciales iniciales del CH₄ y el CO₂, y la temperatura y pH del reactor. El cambio en estas variables permitió

corroborar que la gestión de un digestor anaerobio debe asegurar unas condiciones y concentraciones iniciales tales que permitan sostener la fase de crecimiento exponencial bacteriano y alcanzar su fase útil para metanización sostenida.

Las constantes cinéticas que tienen mayor influencia en la simulación son: la tasa máxima de crecimiento específico de microorganismos metanógenos, el coeficiente de demi-saturación de la anaerobiosis, la tasa de decaimiento de la biomasa, la constante de hidrólisis, la constante de inactivación, y los coeficientes de corrección por temperatura.

4.1.2 Ajuste biocinético del modelo

Luego del análisis de sensibilidad, se establecieron cuatro escenarios de modelización, resultantes de combinaciones de valores cinéticos y estequiométricos posibles y aceptables, con los cuales se realizaron ejercicios de simulación de operación a 6 meses para tratar un afluente de 180 l/s en estado pseudo-estable (sin arrancada ni parada de UASB) con un tiempo de retención hidráulico de 6 a 8 horas y una temperatura de reactor de 35°C.

Los modelos biocinéticos ensayados en los escenarios 2 y 4, mostraron representar con mayor fidelidad el comportamiento y rendimientos de los UASB instalados en la PTAR Río Frío. La Tabla 12 resume los indicadores de eficiencia de los escenarios simulados, cercanos a la realidad operacional de la planta, que en promedio maneja una producción de 1300 m³/d de biogás con 70% CH₄, una remoción del 50% en TSS y 73% de remoción de carga orgánica expresada en términos de BOD.

Tabla 12 Resultados de modelización del reactor UASB

Indicador de Eficiencia	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4	Rendimiento PTAR Río Frío
% Remoción BOD	89,07	74,40	89,60	81,44	70-75
% Remoción TSS	20,13	57,05	24,82	40,68	50-60
Producción de Biogás [m ³ /d]	1346,00	1522,00	1273,00	1517,00	1300-1800
% Metano en el Biogás	71,44	71,81	73,71	70,69	60-80

La Tabla 13 y Tabla 14, contienen las constantes cinéticas y los parámetros estequiométricos utilizados en los escenarios de modelización 2 y 4, que permitieron calibrar el objeto de programación *digestor anaerobio* para emular la realidad de los UASB en estudio.

Tabla 13 Constantes biocinéticas ajustadas para el reactor UASB modelado

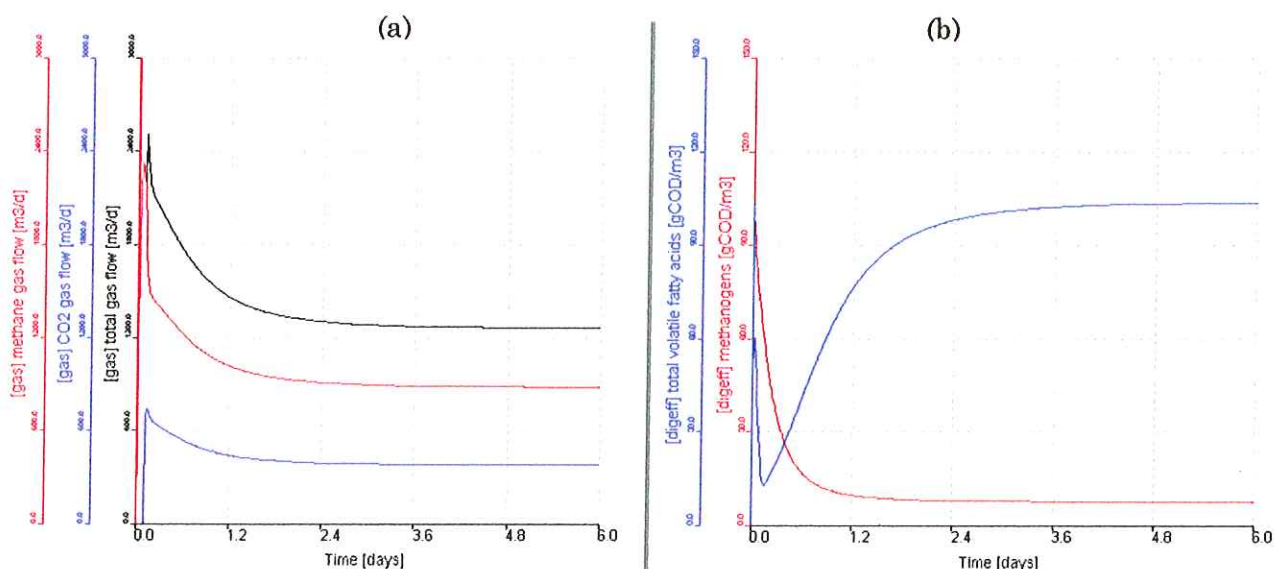
Constantes cinéticas de la digestión anaerobia	Símbolo	Escenario 2	Escenario 4	Unidades
Tasa máxima de crecimiento de metanógenos	mumh	29	15,3	[1/d]
Coefficiente de saturación	ks	0,005	0,001	[moles/l]
Constante de inhibición de VaH	kia	0,0008	0,0008	[moles/l]
Constante de inhibición para el NH ₃	kin	0,0018	0,0018	[moles/l]
Tasa de decaimiento de metanógenos	kd	0,04	0,02	[1/d]
Coefficiente de inactivación	ktox	0,5	0,5	[1/d]
Constante de hidrólisis de VSS	kco	10	4,5	[1/d]
Tasa de degradación de sustancias tóxicas	kb	0	0	[1/d]
Coefficiente de temperatura para metanógenos	ftmumh	1,07	1,07	[-]
Coefficiente de temperatura para hidrólisis	ftkco	1,07	1,07	[-]

Tabla 14 Parámetros estequiométricos

Rendimientos	Símbolo	Escenario 2	Escenario 4	Unidades
VFA/VSS	Ya	1	0,82	[gCOD/gVSS]
CO ₂ /VSS	Yb	0,8	1,45	[lCO ₂ /gVSS]
Xmh/VFA	Yc	0,065	0,002	[gCOD/gCOD]
CO ₂ /Xmh COD	Yd	5	5	[lCO ₂ /gCOD]
CH ₄ /COD	Ye	0,0102	0,34	[m ³ CH ₄ /gXmhCOD]
Producción de Amonio/VSS	Yf	0,059	0,059	[gN/gVSS]
COD/Consumo de amonio	Yg	5,9	5,9	[gXmh/gN]

Interactuando con el modelo se pudo observar que para el arranque del reactor es necesario asegurar una concentración mínima de metanógenos iniciales y de ácidos grasos volátiles (VFA), que determinan el tiempo de estabilización del reactor para lograr una producción de biogás considerable. Es importante señalar que esas condiciones iniciales deben tener un equilibrio en sus proporciones, ya que una acumulación crítica de VFA puede ocasionar una caída del pH y por tanto inhibir la actividad metanogénica, ocasionando la falla del reactor. Así pues, es primordial monitorear los niveles de VFA o de pH en el reactor, ya que representan el estado de actividad de las bacterias hidrolíticas y fermentativas, indispensables para obtener los acetatos base para la generación de metano por acción de los metanógenos que deben encontrarse en una cantidad suficiente. En la figura 12a se puede observar la producción simulada de biogás y las corrientes de CH₄ y CO₂ que lo componen, representando ellas un 70% y 30% respectivamente. En la figura 12b se puede apreciar el comportamiento de los metanógenos y ácidos grasos volátiles hasta lograr el equilibrio entre los procesos bioquímicos presentes para lograr una producción estable de biogás.

Figura 12 (a) Producción de biogás total, flujo de CH₄ y CO₂. (b) relación entre metanógenos y ácidos grasos volátiles.



4.1.3 Estimación de la producción de biogás

A pesar de haber obtenido un primer resultado representativo de los rendimientos reales de producción de biogás y remoción de carga orgánica con el Modelo Virtual 1, se decidió realizar una serie de simulaciones de operación para estimar la cantidad de metano (CH₄) contenido en el biogás generado en los reactores UASB bajo diferentes condiciones de afluente y determinar si el modelo mantenía su fiabilidad de predicción. Para ello se realizó una conciliación entre los resultados del modelo y la estimación de emisiones de metano aplicando las metodologías del IPCC por ser un referente en cuanto a lineamientos estrictos para realizar inventario de gases de efecto invernadero (GEI) y evaluación de sistemas aplicables a ser Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL), como el caso de la PTAR Río Frío.

El factor de emisión (EF) de metano de un sistema de tratamiento de aguas residuales es función del potencial máximo de producción de metano (B_0) y del factor de corrección de metano (MCF). La selección del valor de estos factores está basada en los datos de actividad anaerobia propia del país si ha sido determinado (en caso contrario se recomienda asumir el valor típico 0.25 kgCH₄/kgCOD de la guía IPCC para aguas residuales domésticas), y del tipo de tecnología de tratamiento empleada. En la siguiente ecuación se señala el cálculo del factor de emisión para el reactor UASB en estudio:

$$EF = B_0 \cdot MCF = 0.25 \times 0.8 = 0.2 \frac{kgCH_4}{kgCOD}$$

Por otro lado, dado que el modelo matemático interno de GPS-X para el digestor anaerobio calcula un biogás compuesto sólo por CH₄ y CO₂, y no tiene en cuenta la realidad geométrica y operacional del reactor UASB, se decidió corregir el resultado simulado de producción de metano acorde a las pérdidas asociadas a esta tecnología. Los factores correctivos empleados son el resultado de numerosos estudios sobre reactores UASB operando en Brasil (Chernicharo *et. al*, 2009), y hacen relación al porcentaje de pérdidas en forma de gas residual, fugas en forma de metano disuelto en el líquido, y otras pérdidas operativas. Estos valores se resumen en la tabla 15.

Tabla 15 Pérdidas porcentuales de metano en un reactor UASB

Tipo de pérdida	Unidad	Valor inferior	Valor medio	Valor superior
Pérdida como gas residual (p_W)	%	2,5	5,0	7,5
Otras pérdidas (p_O)	%	2,5	5,0	7,5
Pérdida como efluente (p_L)	mg/L	15,0	20,0	25,0

De esta manera el CH₄ real disponible para recuperación de energía será:

$$CH_{4\text{ corregido}} = CH_{4\text{ simulado}} (1 - p_W - p_O) - \frac{Q_{\text{afluente}} \cdot p_L \cdot f_{CH_4}}{f(T)}$$

donde:

$$f(T) = \frac{P \times K_{COD}}{R \times (273 + T)} : \text{factor de corrección según temperatura operacional } \left(\frac{kgCOD}{m^3} \right)$$

$$f_{CH_4} = \text{factor de conversión de masa de metano en masa de COD } \left(\frac{4kgCOD}{kgCH_4} \right)$$

Ensayos realizados:

Para el análisis comparativo de los resultados obtenidos en la estimación de la producción de biogás empleando el modelo virtual, la corrección por pérdidas y la metodología IPCC, se realizaron las siguientes simulaciones:

- 10 casos de operación bajo cargas diferentes manteniendo fijo el caudal promedio del afluente de la PTAR, variando la BOD desde 100 g/m³ hasta 1000 g/m³.
- 10 casos de operación bajo una misma carga orgánica pero a caudal de afluente variable entre 20 y 200 L/s.

En las siguientes tablas y gráficos se puede observar la eficacia de predicción de biogás y metano del modelo final para el reactor UASB.

Tabla 16 Desempeño y estimación de metano para reactor UASB Río Frío – Escenario cinético 2

Desempeño de reactor UASB para caudal fijo y carga variable - ESCENARIO 2										
Parámetro	100	200	300	400	500	600	700	800	900	1000
BOD _{in} [gO ₂ /m ³]	100	200	300	400	500	600	700	800	900	1000
COD _{in} [g/m ³]	174,00	347,00	521,00	694	868	1042	1215	1389	1563	1736
TSS [g/m ³]	33,39	66,79	101,20	134,60	168,00	202,40	235,60	269,20	302,50	336,90
BOD _{out} [gO ₂ /m ³]	58,44	79,49	82,71	85,91	89,14	92,38	95,59	98,87	102,20	105,50
COD _{out} [g/m ³]	172,50	241,90	282,00	322,00	362,00	402,10	441,80	482,20	522,30	562,30
Biogás [m ³ /d]	5,35	732,60	1639,00	2759,00	3939,00	5159,00	6401,00	7661,00	8942,00	10230,00
% Metano	84,80	78,11	72,78	69,25	66,70	64,81	63,38	62,22	61,32	60,58
Estimación de Metano generado [m ³ /d]										
CH ₄ simulado	4,54	572,23	1192,86	1910,61	2627,31	3343,55	4056,95	4766,67	5483,23	6197,33
CH ₄ corregido	3,59	514,52	1073,09	1719,06	2364,09	3008,70	3650,77	4289,52	4934,42	5577,11
CH ₄ IPCC	7,35	515,15	1171,46	1823,36	2480,17	3136,48	3789,85	4444,70	5101,01	5752,91
% error	51,15	0,12	8,40	5,72	4,68	4,07	3,67	3,49	3,27	3,06

Figura 13 Producción de biogás y concentración de metano para carga variable - Escenario 2

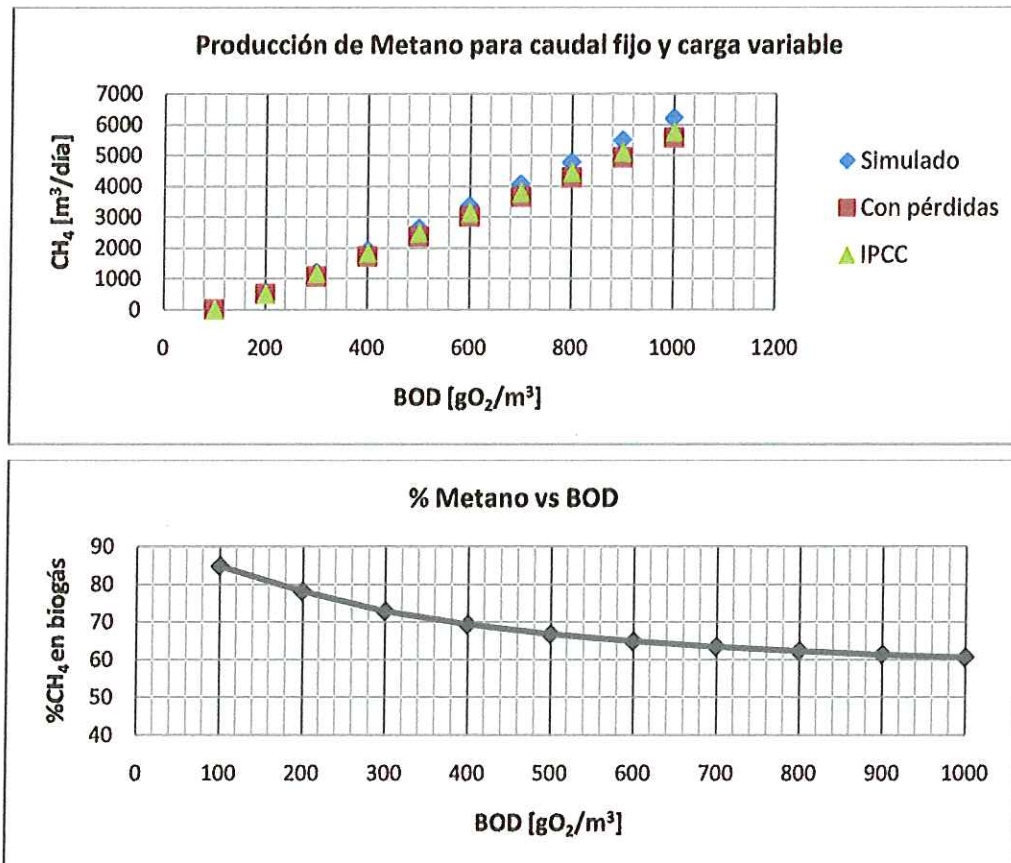


Tabla 17 Desempeño y estimación de biogás para caudal variable – Escenario cinético 2

Desempeño de reactor UASB para carga fija y caudal variable - ESCENARIO 2										
Parámetro	20	40	60	80	100	120	140	160	180	200
Q_{in} [L/s]	20	40	60	80	100	120	140	160	180	200
COD_{in} [g/m ³]	566,00	566,00	566,00	566,00	566,00	566,00	566,00	566,00	566,00	566,00
TSS_{out} [g/m ³]	53,27	62,56	71,10	78,89	86,04	92,64	98,74	104,30	109,70	110,90
BOD_{out} [gO ₂ /m ³]	6,48	12,69	19,10	26,86	33,16	41,31	50,89	63,22	83,33	92,96
COD_{out} [g/m ³]	94,92	118,00	139,90	161,10	182,00	202,90	224,90	249,60	283,40	297,50
Biogás [m ³ /d]	487,80	906,00	1262,00	1559,00	1800,00	1982,00	2095,00	2114,00	1937,00	1796,00
% Metano	65,03	66,15	67,17	68,11	68,98	69,78	70,52	71,17	71,71	71,79

Figura 14 Producción de biogás y concentración de metano para caudal variable - Escenario 2

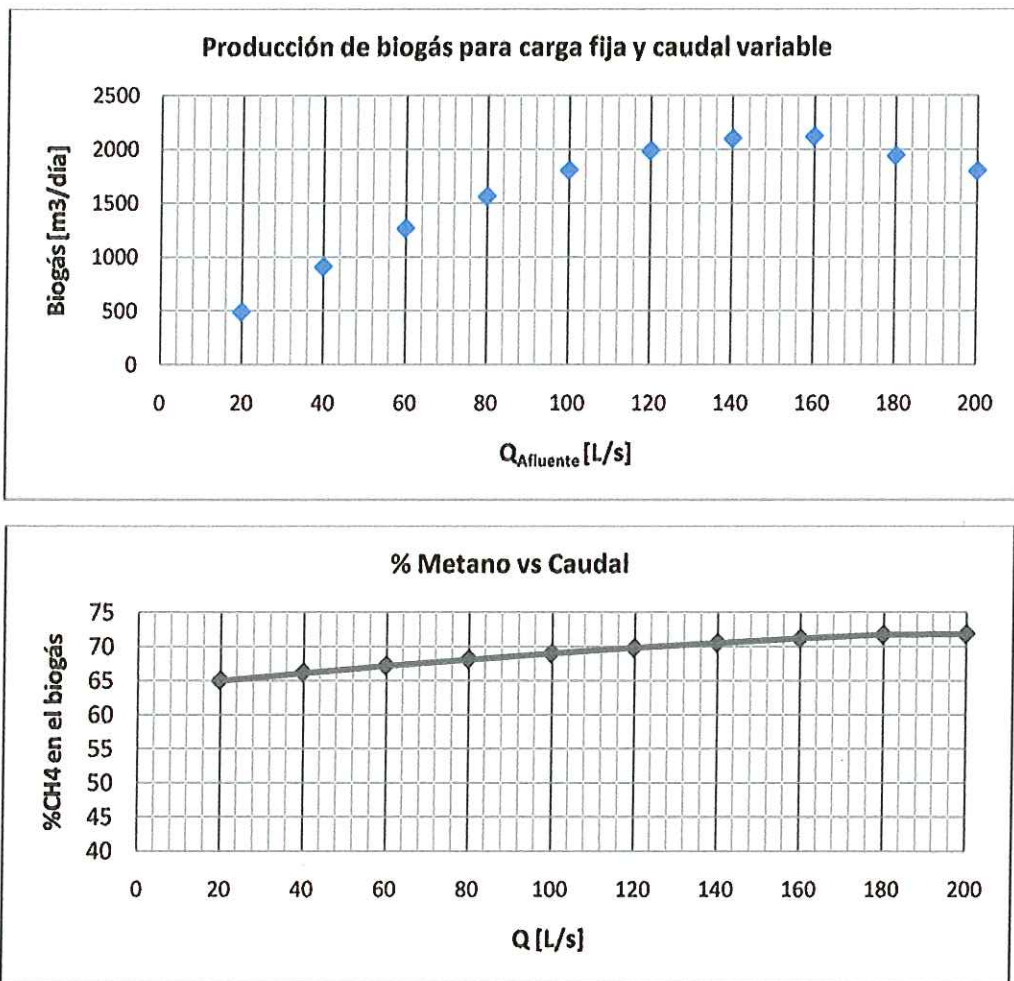


Tabla 18 Desempeño y estimación de metano para reactor UASB Río Frío – Escenario cinético 4

Desempeño de reactor UASB para caudal fijo y carga variable- ESCENARIO 4										
Parámetro	100	200	300	400	500	600	700	800	900	1000
BOD _{in} [gO ₂ /m ³]	100	200	300	400	500	600	700	800	900	1000
COD _{in} [g/m ³]	174,00	347,00	521,00	694	868	1042	1215	1389	1563	1736
TSS [g/m ³]	45,76	91,51	138,30	184,00	229,80	276,50	322,00	368,00	413,80	460,60
BOD _{out} [gO ₂ /m ³]	39,50	44,71	49,82	54,94	60,06	65,18	70,27	75,45	80,59	85,73
COD _{out} [g/m ³]	206,50	270,80	335,60	399,20	463,40	527,70	591,40	656,20	720,40	784,60
Biogás [m ³ /d]	104,30	814,00	1590,00	2440,00	3335,00	4263,00	5210,00	6172,00	7155,00	8149,00
% Metano	82,66	77,25	73,06	69,89	67,43	65,51	63,99	62,69	61,67	60,81
Estimación de Metano generado [m ³ /d]										
CH ₄ simulado	86,21	628,82	1161,65	1705,32	2248,79	2792,69	3333,88	3869,23	4412,49	4955,41
CH ₄ corregido	77,10	565,44	1045,00	1534,29	2023,42	2512,93	3000,00	3481,81	3970,75	4459,37
CH ₄ IPCC	-159,30	373,49	908,72	1444,94	1983,11	2520,80	3056,52	3591,76	4129,93	4663,20
% error	148,40	51,40	15,00	6,18	2,03	0,31	1,85	3,06	3,85	4,37

Figura 15 Producción de biogás y concentración de metano para carga variable - Escenario 4

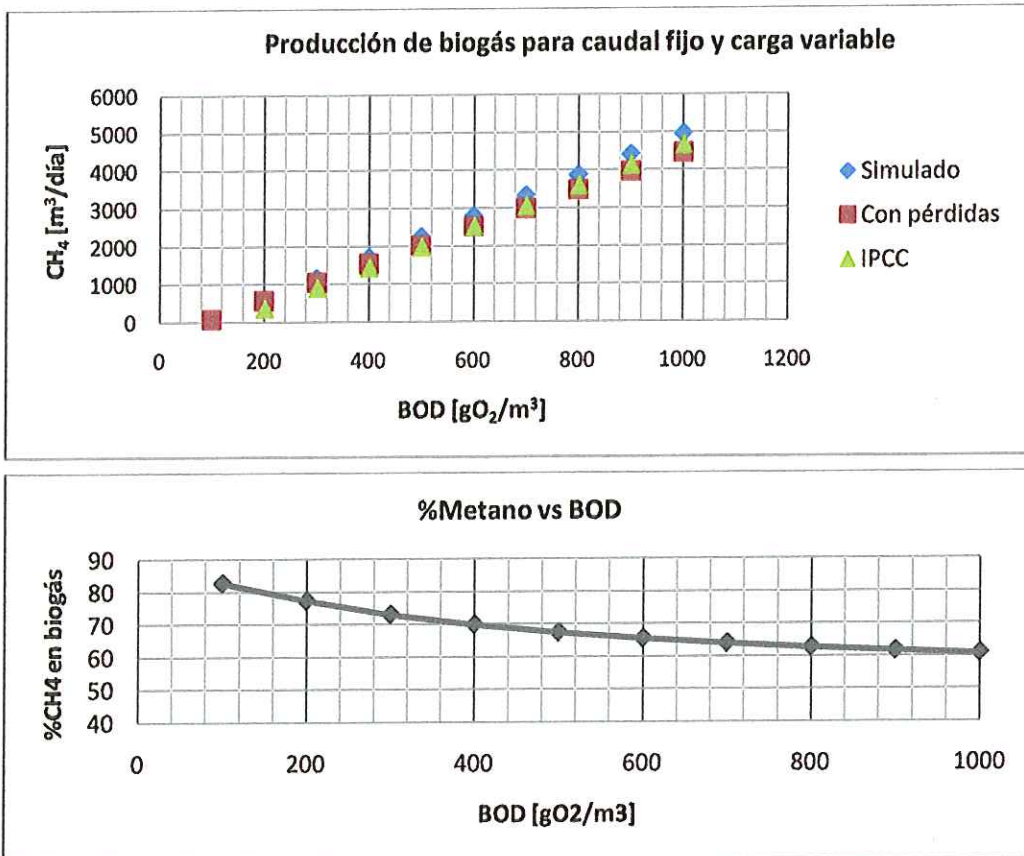
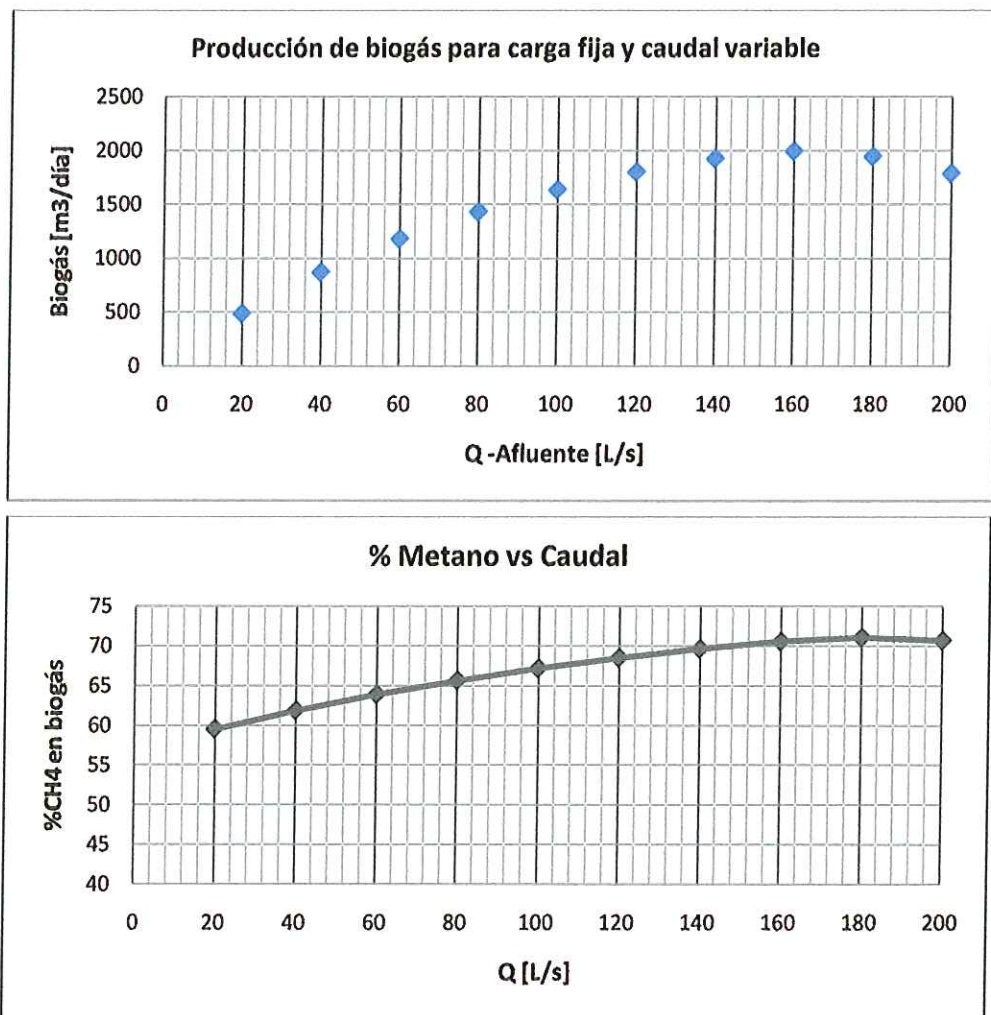


Tabla 19 Desempeño y estimación de biogás para caudal variable – Escenario cinético 4

Desempeño de reactor UASB para carga fija y caudal variable - ESCENARIO 4										
Parámetro										
Q _{in} [L/s]	20	40	60	80	100	120	140	160	180	200
COD _{in} [g/m ³]	566,00	566,00	566,00	566,00	566,00	566,00	566,00	566,00	566,00	566,00
TSS [g/m ³]	66,17	85,08	100,80	114,10	125,40	135,20	143,80	151,40	158,10	159,70
BOD _{out} [gO ₂ /m ³]	5,22	9,91	14,31	18,60	22,97	27,61	32,89	39,62	51,49	62,10
COD _{out} [g/m ³]	143,50	180,30	211,50	238,60	262,70	284,60	305,30	326,10	351,90	367,70
Biogás [m ³ /d]	487,40	870,20	1178,00	1430,00	1635,00	1800,00	1923,00	1993,00	1942,00	1786,00
% Metano	59,54	61,85	63,87	65,63	67,16	68,50	69,64	70,56	71,05	70,69

Figura 16 Producción de biogás y concentración de metano para caudal variable - Escenario 4



Los resultados anteriores de producción de biogás en diferentes casos de carga BOD y caudal fijo (180 L/s), muestran que ambos escenarios cinéticos seleccionados permiten realizar una estimación bastante ajustada a la que arroja los lineamientos del IPCC, en especial al aplicar la corrección por pérdidas de metano en el reactor UASB. Las simulaciones muestran que para el escenario 2 existe un error relativo de 4,05% en la estimación de emisiones de metano, mientras que el escenario 4 sostiene un error del 9,78% impactado básicamente por los ensayos a baja carga.

Se pudo observar que al aumentar la carga orgánica en el afluente, la producción de biogás se incrementa ya que la principal actividad microbiana dentro del reactor se da por la conversión de dicha carga en biogás, pero es importante notar que la concentración de metano disminuye sutilmente debido a la diferencia en la cinética de las bacterias involucradas en la anaerobiosis, donde los metanógenos son el factor limitante por tener menor tasa de consumo de sustrato, lo que favorece que por unidad de tiempo, las bacterias acidogénicas y acetogénicas generen mayores concentraciones de CO₂, H₂, y H₂S.

Por otra parte, los ensayos de simulación con carga constante y caudal variable permitieron observar la presencia de un máximo relativo en la producción de biogás, lo cual nos indica el afluente ideal a tratar para un mejor aprovechamiento de los reactores. El caudal de diseño actual es de 720 L/s, repartido en proporciones iguales entre los 4 reactores UASB, pero los resultados demuestran que para la carga promedio tratada en la PTAR Río frío, el caudal de máxima eficiencia debería ser alrededor de los 160 L/s en cada reactor. Este comportamiento pico se cumple también para la concentración de metano, por ello el modelo virtual incluye divisores de flujos a fin de evaluar estrategias de operación si es necesario impactar alguna unidad con un caudal diferente. Este máximo de biogás se debe principalmente a la forma como opera el reactor UASB, cuyo flujo ascendente mantiene la actividad de biodegradación y la formación del manto de lodos, de tal manera que al superar un caudal de entrada determinado se afecta el tiempo de retención de lodos y se estaría purgando con el efluente líquido parte de la biomasa activa en el reactor, posibilitando con ello la inhibición del sistema.

4.2 Resultados de Modelización – Lodos Activados

El tema de interés en el modelamiento del sistema de lodos activados fue determinar las condiciones operacionales de menor consumo energético para una mayor calidad en el efluente. Esto permite proyectar o no a la PTAR Río Frío como un sistema autosuficiente gracias al aprovechamiento del biogás generado en los reactores UASB.

De esta manera, se identificaron las variables de control del sistema y se analizaron diversos casos de aireación y distribución de aireadores, para evaluar el desempeño de las estrategias de regulación de la planta.

4.2.1 Variables de control

El Modelo Virtual 2 referenciado en este trabajo permite el análisis de estrategias de control mediante ejercicios de simulación para escenarios operativos diferentes. De acuerdo a la instrumentación establecida para la PTAR Río Frío y reportada en el anexo 1 relativo al resumen descriptivo de la Unidad Supervisora de Operaciones (USO) de la planta, se pudo plantear entonces la relación de variables observables y variables manipulables (véase Tabla 20), que permiten establecer los principales lazos de control del sistema lodos activados.

Tabla 20 Variables estratégicas para el control de la unidad AS

VARIABLES OBSERVABLES	VARIABLE MANIPULABLE CONTROLADA
Oxígeno disuelto [mg/L]	Velocidad de moto sopladores de aireación, velocidad de homogenizadores.
Sólidos suspendidos totales [mg/L]	Estado de encendido de bomba de reciclo interno en lodos activados (ON/OFF)
Nivel de interfase del decantador + sólidos suspendidos totales	Estado de encendido de bombas de purga de lodos para reciclos externos (ON/OFF)

El *oxígeno disuelto* (OD) en el reactor: es una variable estipulada por el operador y controlada por los actuadores del sistema de aireación y de homogenización. Es el encargado de asegurar la oxidación aerobia de la carga orgánica dentro del reactor. En el entorno GPS-X el parámetro operacional es el caudal de aireación [m^3/h].

La *concentración de sólidos totales* del licor mixto en el reactor óxico-anóxico (MLSS): se trata de un límite de operación a mantener en el intervalo de 2000 a 4000 g/m^3 , con el propósito de evitar la acumulación de biomasa inactiva y una sobrecarga en el trabajo del clarificador. En el modelo desarrollado en GPS-X, la variable manipulable para ejercer este control puede ser el *caudal de la purga de lodos* en el sistema (Q_{WAS}) o el *caudal de reciclo externo* de lodos del clarificador hacia el reactor (Q_{RAS}). Aunque Q_{RAS} tiende a ser definido en función del caudal de entrada al reactor y se manipula para dar cumplimiento a los tiempos de retención hidráulica de líquido y de sólidos en el sistema.

4.2.2 Estrategias de control

Las simulaciones y análisis del desempeño del sistema Lodos Activados fueron desarrollados y reportados con detalle por el grupo GIRES¹¹. A continuación se resumen los principales resultados obtenidos en dichos estudios para esta unidad

Casos de simulación:

Para efectos de simulación, se plantearon 3 casos representativos de situaciones operacionales que utilizan diferentes estrategias de distribución de los aireadores en el reactor NITROX. La Tabla 21 resume las características principales de cada uno de los casos de simulación planteados.

Tabla 21 Descripción de los casos de simulación considerados en el estudio

	<p>CASO 1: MODELO BASE</p> <p>Aireación: 100% ubicada en la zona 4 del reactor. Zonas 1, 2 y 3 son zonas anóxicas.</p> <p>Entrada del caudal primario: en la zona 1, anóxica.</p> <p>Entrada del reciclaje externo y salida hacia clarificador: en la zona 4, aireada.</p> <p>Reciclaje interno entre las zonas 2 y 4 del 20% del caudal primario (~ 11200 m³/d).</p>
	<p>CASO 2: ZONA DE AIREACIÓN REDUCIDA</p> <p>Aireación: reducida en caudal de aire y área de aireadores al 70% del caudal de aire y de la zona aireada, dando lugar a una zona número 5 en la conceptualización del reactor.</p> <p>Reciclaje interno: 20% del caudal primario (~11200 m³/d), entre las zonas 2-4 y 5-2</p> <p>Entrada del caudal primario: en la zona 1, anóxica.</p> <p>Salida hacia el clarificador: zona 5 aireada</p> <p>Entrada del reciclaje externo: zona 4, anóxica.</p>
	<p>CASOS 3: AIREACION DISTRIBUIDA</p> <p>Los Aireadores, se distribuyen en dos zonas aireadas intercaladas. Esta redistribución genera conceptualmente 6 zonas dentro del reactor, obligando que los reciclajes internos se produzcan entre zonas de régimen de aireación distintas (aireadas a anóxicas). La zona 3 y la zona 6 se reparten 30 y 70% de los aireadores.</p> <p>Reciclaje interno: 20% del caudal primario (~11200 m³/d), entre las zonas 3-5 y 6-2</p> <p>Entrada del caudal primario: en la zona 1, anóxica.</p> <p>Salida hacia el clarificador: zona 6 aireada</p> <p>Entrada del reciclaje externo: zona 5, anóxica.</p>

Fuente: Vargas et al., 2009.

¹¹ GIRES-UNAB. Desarrollo de un modelo virtual para seguimiento operacional y evaluación de diseño de PTAR – Caso Río Frío – Fase IA (1 y 2). Cuarto Informe. Agosto, 2009. Documento sin publicar.

Estrategias de control:

Se evalúan dos estrategias de control que en términos generales apuntan a manipular el caudal de reciclo, el caudal de purga del clarificador y la aireación, para mantener un set-point de MLSS y sintonizar el set-point de OD dentro del reactor. Las características de ambas estrategias de control se resumen en la Tabla 22:

Tabla 22 Estrategias de control consideradas en los ejercicios de modelación-simulación.

Posibles Variables Controladas	EC1			EC2		
	Set Point	Ubicación sensor	Variable manipulada (VM)	Set Point	Ubicación sensor	Variable manipulada (VM)
SST_r (mg/L)	2500	Salida zona óxica	Q_r	2500	Salida zona óxica	Q_p (m ³ /d)
Q_r (m ³ /d)	n. a.	n. a.	18000 m ³ /d (caudal fijo, suministrado por una bomba)	Valor entre 25 – 80% caudal del efluente primario.	Medidor de caudal de entrada del afluente primario al reactor	Openloop control con el caudal del afluente primario y SST_c
Q_p (m ³ /d)	300	n. a.	Openloop control sobre SST_c	n. a.	Medidor de caudal en la purga del sedimentador 2 ^{rio} .	Si
SST_c (mg/L)	n. a.	Sensor-medidor disponible	NO	n. a.	Sensor-medidor disponible	NO
OD (mg/L)	2	Sensores de OD para zonas óxicas reactor	Flujo de aire y velocidad de homogenizador	2	Sensores de OD para zonas óxicas	Flujo de aire y velocidad de homogenizador

NOMENCLATURA:
 Q_r = caudal de reciclo
 Q_p = caudal de purga del sedimentador secundario (clarificador)
 OD = oxígeno disuelto
 SST_r = sólidos suspendidos en el reactor
 SST_c = sólidos suspendidos en el sedimentador secundario (clarificador)
 n. a. = no aplica.
 Open loop control = Lazo de control abierto, con un caudal fijo que indirectamente influye y determina otras variables

Fuente: Vargas et al. 2009

4.2.3 Desempeño

El desempeño del sistema lodos activados se presenta en la Tabla 23. Es importante recordar que los porcentajes de remoción y excedentes presentados como respuesta en la calidad el efluente final, son en relación con la caracterización del efluente primario (20% agua residual cruda + 80% salida reactores UASB). A continuación se señalan los parámetros operacionales definidos para cada caso de simulación, la respuesta operacional, la respuesta de la biomasa activa dentro del reactor Nitrox y la caracterización básica del vertido final predicha para tales estrategias y circunstancias en la PTAR Río Frío.

Tabla 23 Resumen de Resultados de modelización-simulación del Modelo Virtual 2

PARÁMETRO OPERACIONAL	EC1			EC2		
	Caso 1	Caso 2	Caso 3	Caso 1	Caso 2	Caso 3
Caudal de entrada (m ³ /d)	55990	55990	55990	55990	55990	55990
Caudal de reciclo de lodos (m ³ /d)	18000	18000	18000	(35%) 19597	(35%) 19597	(40%) 22390
Caudal de reciclo interno (m ³ /d)	20% (11200)	20% (11200)	20% (11200)	20% (11200)	20% (11200)	20% (11200)
Aireación (m ³ /h)	20000	14000	20000	20000	14000	20000
Setpoint de concentración de sólidos (mg/L)	2500	2500	2500	2500	2500	2500
Respuesta operacional						
DO (mgO ₂ /L)	2,54	0,88	2,00	2,60	0,89	2,22
Purga de lodos (m ³ /d)	414	328	320	443	350	483
Concentración del reciclo de lodos (mg/L)	9935	9968	9943	9300	9350	8456
Respuesta Biomasa Activa						
Biomasa heterótrofa (gCOD/m ³)	1688	1979	2019	1684	1979	1685
Biomasa autótrofa (gCOD/m ³)	91,66	100,08	105,00	91,38	100,00	89,00
Respuesta en la calidad del efluente final						
SST (mg/L)	45,36	45,29	45,35	45,50	45,50	45,84
% Remoción	71,1%	71,2%	71,1%	71%	71%	71%
DBO (gO ₂ /m ³)	24,00	29,00	28,53	24,00	29,00	24,20
% Remoción	86,5%	83,7%	83,9%	87%	84%	86%
NT (gN/m ³)	30,64	24,46	26,39	30,65	24,20	26,40
Nitrato – Nitrito (gN/m ³)	25,11	17,68	20,38	25,00	17,50	20,50
Amonio libre (gN/m ³)	0,57	1,20	0,62	0,57	1,20	0,75
Nitrógeno orgánico (gN/m ³)	4,96	5,58	5,39	5,08	5,50	5,15
% Remoción	29%	43%	39%	29%	44%	39%
Alcalinidad (mgCaCO ₃ /m ³)	52,00	65,45	70,19	52,14	83,7	72,2
Excedente	18%	23%	24%	18%	29%	25%

Se puede observar en los resultados obtenidos, que ambas estrategias de control cumplen su propósito con rendimientos finales muy similares. Aún así, la estrategia EC2 se muestra con mayor versatilidad para operar ante condiciones variantes de los flujos y concentraciones de la planta por tener un esquema de control más flexible.

Un aspecto interesante a resaltar es que la estrategia EC2 presenta un mayor excedente de alcalinidad, y en especial el caso 3 de aireación distribuida, permite un mejor gerenciamiento de la remoción de nitrógeno y carga orgánica, gracias a que posibilita la coexistencia de procesos de nitrificación-desnitrificación en esta unidad. Este excedente alcalino representa a su vez una posible disminución en la inyección de aire pues serviría de fuente de energía bioquímica ante una necesidad crítica para los procesos biológicos. Esto se manifiesta en un mejor perfil de biomasa autótrofa y heterótrofa en el reactor.

El modelo virtual 2 permite asegurar que el nitrógeno vertido, tanto las formas oxidadas (nitratos-nitritos) como las formas reducidas (nitrógeno orgánico y amoniacal), no supere concentraciones que induzcan impactos ambientales significativos. Actualmente la legislación colombiana no regula la eliminación de nitrógeno en la PTAR Río Frío, pero en otros contextos existen fuertes restricciones a determinadas concentraciones de nitrógeno amoniacal y de nitratos en el vertimiento, por ello se debe procurar que el efluente final no contenga amonio libre mayor a 5mg/L para reducir el potencial de eutrofización del efluente final.

Ya que el esquema de aireación distribuida, asegura zonas efectivamente óxicas, anóxicas y aireadas muy bien definidas, se favorece una adecuada distribución del oxígeno insuflado y por ende un uso racional del recurso energético exigido por los sistemas de aireación y homogenización. Este comportamiento auspicia la posibilidad de aprovechamiento del biogás producido en el tratamiento anaerobio, con miras en que la PTAR sea autosuficiente ya que la experiencia indica que aproximadamente el 70% de la demanda energética de una planta de este tipo se debe a los requerimientos del tratamiento aerobio.

4.3 Resultados de Modelización – UASB / AS

Habiendo calibrado y obtenido el comportamiento validado de los modelos virtuales previos, se desarrolló el modelo virtual integrado (MV3) para simular la PTAR Río Frío y analizar la confiabilidad del mismo y los rendimientos globales de la planta bajo diferentes escenarios de operación. A continuación se muestran los resultados de los 7 ensayos realizados con el modelo final de esta investigación.

Tabla 24 Resumen de resultados de modelización-simulación del Modelo Virtual 3

PARÁMETRO OPERACIONAL	EC2							
	Caso 1	Caso 2	Caso 3	Caso 4	Caso 5	Caso 6	Caso 7	
Caudal de entrada (m ³ /d) (% UASB)	55990 (80%)	55990 (80%)	55990 (80%)	55990 (80%)	55990 (80%)	55990 (90%)	55990 (100%)	
Caudal de reciclo de lodos (m ³ /d)	19597	19597	19597	19597	27995	19597	19597	
Caudal de reciclo interno (m ³ /d)	11200	11200	11200	11200	11200	11200	11200	
Aireación (m ³ /h)	16500	16500	40000	16500	16500	16500	16500	
SST en clarificador (mg/L)	2500	4000	4000	2500	2500	2500	2500	
Respuesta operacional en Lodos Activados								
DO (mgO ₂ /L)	5,19	4,85	6,56	5,12	5,17	5,68	6,14	
Purga de lodos (m ³ /d)	723,10	377,30	377,00	617,30	923,70	678,10	655,00	
SSV en reciclo de lodos (mg/L)	6726,00	10770,00	10730,00	6411,00	5933,00	6634,00	6584,00	
Respuesta Biomasa Activa en Lodos Activados								
Biomasa heterótrofa (gCOD/m ³)	889,10	1237,00	1238,00	818,70	995,00	717,90	569,40	
Biomasa autótrofa (gCOD/m ³)	17,35	31,26	31,51	16,53	19,98	15,58	12,36	
Respuesta en la calidad del efluente UASB								
SST (mg/L)	103,10	108,20	137,80	127,10	101,50	107,50	111,60	
% Remoción	62,08%	61,70%	51,20%	60,45%	62,17%	60,20%	58,47%	59,47%
DBO (gO ₂ /m ³)	46,23	46,49	102,70	47,83	46,15	54,65	65,31	
% Remoción	86,01%	86,01%	69,09%	85,96%	85,99%	83,39%	80,10%	82,37%
DQO (g/m ³)	219,00	222,30	291,50	235,40	217,80	237,20	257,70	
% Remoción	62,33%	92,13%	82,61%	62,21%	62,32%	59,08%	55,43%	68,02%
Biogás	1550,00	1607,00	1624,00	1808,00	1529,00	1587,00	1574,00	
% CH ₄	66,52%	65,96%	67,73%	64,27%	66,78%	67,36%	68,17%	66,68%
pH	2,56	2,56	2,56	2,56	2,56	2,56	2,56	
Alcalinidad (mgCaCO ₃ /m ³)	-47,99	-134,50	-134,50	-128,40	-134,50	-134,50	-134,50	
Respuesta en la calidad del efluente final								
SST (mg/L)	45,15	52,14	52,05	45,24	46,06	45,18	45,19	
% Remoción	82,29%	79,55%	79,59%	82,26%	81,94%	82,28%	82,28%	81,46%
DBO (gO ₂ /m ³)	12,16	12,18	12,13	11,27	12,47	9,81	7,67	
% Remoción	96,27%	96,26%	96,28%	96,54%	96,17%	96,99%	97,65%	96,60%
DQO (g/m ³)	111,80	117,10	117,00	110,20	112,70	111,10	110,70	
% Remoción	80,25%	79,31%	79,33%	80,53%	80,09%	80,37%	80,44%	80,05%
NTK (gN/m ³)	5,90	5,61	5,55	6,24	5,93	5,42	4,95	
Nitrato – Nitrito (gN/m ³)	5,38	5,94	6,15	5,91	5,24	4,75	3,87	
Amonio libre (gN/m ³)	1,28	0,57	0,52	1,74	1,25	1,13	0,90	
Nitrógeno total (gN/m ³)	11,28	11,54	11,70	12,15	11,17	10,17	8,83	
% Remoción	73,77%	73,16%	72,79%	71,74%	74,02%	76,35%	79,47%	74,47%
Alcalinidad (mgCaCO ₃ /m ³)	2,01	4,08	3,78	2,66	3,10	1,68	0,88	
Excedente	-285,99	-283,92	-284,22	-285,34	-284,90	-286,32	-287,12	-285,4

Tabla 25 Resumen de resultados del MV3 corrigiendo el pH a 7 y la remoción de nitrógeno

PARÁMETRO OPERACIONAL	EC2							
	Caso 1	Caso 2	Caso 3	Caso 4	Caso 5	Caso 6	Caso 7	
Caudal de entrada (m ³ /d) (% UASB)	55990 (80%)	55990 (80%)	55990 (80%)	55990 (80%)	55990 (80%)	55990 (90%)	55990 (100%)	
Caudal de reciclo de lodos (m ³ /d)	19597	19597	19597	19597	27995	19597	19597	
Caudal de reciclo interno (m ³ /d)	11200	11200	11200	11200	11200	11200	11200	
Aireación (m ³ /h)	16500	16500	40000	16500	16500	16500	16500	
SST en clarificador (mg/L)	2500	4000	4000	2500	2500	2500	2500	
Respuesta operacional en Lodos Activados								
DO (mgO ₂ /L)	5,47	5,07	6,66	5,48	5,46	5,98	6,41	
Purga de lodos (m ³ /d)	777,60	407,50	407,50	685,80	998,60	689,50	721,30	
SSV en reciclo de lodos (mg/L)	6833,00	10920,00	10920,00	6522,00	5356,00	6768,00	6727,00	
Respuesta Biomasa Activa en Lodos Activados								
Biomasa heterótrofa (gCOD/m ³)	988,70	1386,00	1386,00	911,30	717,70	847,80	710,10	
Biomasa autótrofa (gCOD/m ³)	10,53	21,22	21,22	9,74	4,40	7,78	4,52	
Respuesta en la calidad del efluente UASB								
SST (mg/L)	102,90	108,00	109,00	126,30	101,20	107,30	111,40	
% Remoción	62,16%	61,78%	61,43%	65,23%	62,27%	60,29%	58,53%	61,67%
DBO (gO ₂ /m ³)	66,86	67,14	68,14	68,56	66,78	75,92	85,22	
% Remoción	79,79%	79,83%	79,53%	79,56%	79,75%	77,00%	74,08%	78,51%
DQO (g/m ³)	244,90	248,30	249,30	261,80	243,60	263,90	282,70	
% Remoción	57,90%	88,64%	88,47%	59,38%	57,98%	54,59%	51,13%	65,44%
Biogás	2038,00	2133,00	2134,00	2482,00	2004,00	2054,00	2034,00	
% CH ₄	66,05%	65,21%	65,18%	62,29%	66,37%	67,28%	68,39%	65,82%
pH	7	7	7	7	7	7	7	
Alcalinidad (mgCaCO ₃ /m ³)	1844	1899	1899	2090	1824	1777	1716	
Respuesta en la calidad del efluente final								
SST (mg/L)	45,13	52,03	52,03	45,22	45,75	45,11	45,16	
% Remoción	82,30%	79,60%	79,60%	82,27%	82,06%	82,31%	82,29%	81,49%
DBO (gO ₂ /m ³)	13,42	13,48	13,45	12,47	13,68	11,41	9,46	
% Remoción	95,88%	95,87%	95,87%	96,17%	95,80%	96,50%	97,10%	96,17%
DQO (g/m ³)	112,50	117,90	117,80	111,10	113,20	112,00	111,70	
% Remoción	80,12%	79,17%	79,19%	80,37%	80,00%	80,21%	80,27%	79,90%
NTK (gN/m ³)	6,20	5,76	5,67	6,63	6,21	5,81	5,49	
Nitrato – Nitrito (gN/m ³)	21,11	21,75	21,85	21,29	20,96	20,25	19,24	
Amonio libre (gN/m ³)	0,97	0,41	0,37	1,31	0,93	0,89	0,91	
Nitrógeno total (gN/m ³)	27,31	27,51	27,52	27,92	27,18	26,05	24,73	
% Remoción	36,50%	36,03%	36,00%	35,07%	36,80%	39,42%	42,49%	37,47%
Alcalinidad (mgCaCO ₃ /m ³)	1531	1576	1576	1728	1516	1629	1685	
Excedente	1243	1288	1288	1440	1228	1341	1397	1318

En los resultados de estas simulaciones se pudo identificar una problemática en el MV1 del reactor UASB (véase Tabla 24), en el cual no se analizaron los balances de nitrógeno y alcalinidad cuando se evaluó su desempeño individualmente. Se identificó, por un lado una alta caída del pH en el interior del reactor ($\text{pH}=2.56$), niveles en los que el equipo real no lograría sostener actividad biológica, y por otro lado, bajos niveles de alcalinidad total que son incongruentes con la operación real de un reactor UASB. Finalmente se evidenció una alta remoción de nitrógeno que no debería manifestarse en tal proporción.

Dado este comportamiento y con el fin de ajustar y corregir el modelo, se decidió manipular el solucionador de pH de modo que sus límites inferior y superior permanecieran en un valor establecido ($6.8 < \text{pH} < 7.2$). Simulando con estas nuevas condiciones, se pudo observar que el perfil de alcalinidad total se comporta acorde a los niveles de operación de un digestor anaerobio (véase Tabla 25), pero ajenos a la realidad en la alcalinidad soluble presente en el efluente de los UASB de Río Frío. Esta incongruencia en alcalinidad soluble se debe principalmente al modelo conceptual del objeto digestor anaerobio que trae por defecto el software GPS-X, pues al estar basado en un reactor de mezcla completa supone que la alcalinidad es la misma en toda la fase líquida, mientras que la alcalinidad total en un reactor UASB se fragmenta en las diferentes capas que lo conforman, siendo el manto de lodos digeridos el que concentre mayor proporción de alcalinidad respecto a las capas clarificadas.

A pesar de que el desempeño del MV3 con el pH del digestor anaerobio controlado ($\text{pH}=7$) estima coherentemente la producción de biogás y los promedios de remoción esperada en los parámetros de BOD, COD y SST, el factor alcalinidad y nitrógeno en la unidad anaerobia impactan sobre la actividad de la biomasa autótrofa y heterótrofa del reactor de lodos activados. Aún obteniéndose con el modelo virtual integrado un porcentaje de remoción total de nitrógeno dentro de los rangos obtenidos para la unidad aerobia con el modelo de lodos activados, el objeto para el reactor anaerobio en lo referente a las propiedades físico-químicas de su efluente, presenta incertidumbres que ponen en riesgo la fiabilidad del modelo virtual integrado para representar la realidad de la PTAR Río Frío.

Por ello se recomienda seguir empleando individualmente los modelos del reactor UASB y del reactor AS, el primero para realizar sólo estimaciones de producción de biogás y el segundo para análisis de calidad del efluente final empleando como característica de entrada los valores observables del efluente de los reactores UASB reales.

Estos resultados nos conducen a su vez, a plantear la necesidad de profundizar en el modelamiento de reactores UASB y en el desarrollo y programación de nuevos objetos para unidades de tratamiento no presentes en el software de soporte empleado.

Capítulo 5

Valorización Energética del Biogás

Uno de los principales factores que han afectado el desarrollo de los sistemas de tratamiento de aguas residuales en el mundo, es el costo de inversión y operación, así como la temperatura del entorno que impacta fuertemente sobre los procesos biológicos. Pero hoy día, con el avance en el estado de la técnica de los sistemas anaerobios, especialmente de los reactores UASB y la valorización de sus productos, los esquemas de tratamiento de aguas residuales, tanto domésticas como industriales, han estado migrando hacia plantas híbridas con inversiones recuperables, concebidas internacionalmente como herramientas de desarrollo en un contexto de sostenibilidad.

Desde la perspectiva de procesos, las PTAR son unidades de transformación de la materia orgánica, que vistas localmente parecen ser unidades aisladas, cuyo objetivo es el de preservar los cuerpos de agua, por obligación legal y la presión de la autoridad ambiental regional, pero la concepción actual de estos sistemas es mucho más extensa. Tanto a nivel municipal como industrial, existen varios casos a escala real donde se ha podido transformar la exigencia ambiental en una oportunidad empresarial.

Desde el punto de vista operativo las PTAR se pueden utilizar como una nueva unidad de control. En la industria sirven como reguladores del proceso productivo, donde por medio del análisis de la calidad y cantidad del agua residual, se puede diagnosticar el estado del sistema y la eficiencia de los subprocesos en un momento determinado, y en particular las pérdidas de materia prima y el gasto de insumos. En lo referente a las municipalidades, el aforo y caracterización de las aguas residuales permite evaluar el consumo de agua, la validez de la política tarifaria, la concepción y el estado del sistema de alcantarillado, las infiltraciones y las conexiones ilícitas.

Ahora bien, desde el punto de vista energético y económico, con el aprovechamiento de los subproductos de las PTAR es posible cubrir parcial o totalmente sus costos de operación, sus requerimientos energéticos y amortizar la inversión en pocos años; siendo los subproductos de mayor importancia para recuperación y valorización en las plantas híbridas: el biogás como fuente de energía renovable para generación de calor y/o electricidad, los lodos (anaerobios estabilizados y aerobios) posibles de usar como abono orgánico y el efluente final posible de emplearse para ferti-irrigación o reuso al interior de los procesos en el caso de plantas de agua residual industrial.



A continuación se presenta la evaluación energética del biogás generado en el modelo virtual de la PTAR Río Frío, con el fin de valorizarlo como recurso a suplir los requerimientos de potencia eléctrica demandada por el tratamiento secundario (sistema Lodos Activados).

5.1 Demanda de energía en PTAR Río Frío

En las PTAR híbridas, la mayor demanda energética se presenta en los requerimientos de potencia eléctrica de los equipos de aireación y homogenización del tratamiento aerobio (en este caso la unidad de Lodos Activados), que dada las experiencias internacionales con plantas híbridas, dicho consumo suele representar alrededor del 60% de la energía eléctrica neta de la planta. De acuerdo al documento de diseño de la modernización de la PTAR Río Frío, la máxima demanda de potencia eléctrica para la operación de la unidad aerobia se estima en 500 KW. En términos de energía eléctrica equivalente, en un esquema de aireación de 24 h/día con operación continua durante el mes, esto se traduce en 372000 KWh/mes para el sistema de aireación y aproximadamente 248000 KWh/mes para otros equipos con demanda de energía eléctrica (iluminación, área administrativa, operación de bombas, instrumentación y control, equipos de secado y tratamiento preliminar).

5.2 Estimación del potencial energético disponible

El principal subproducto con potencial energético que presentan las plantas que incluyen sistemas anaerobios, es el biogás rico en metano ($48\% < \text{CH}_4 < 80\%$) que se genera como consecuencia de la degradación biológica de la materia orgánica en ausencia de oxígeno. Dado el poder calorífico del metano ($\text{PCI}_{\text{CH}_4} = 35.9 \text{ MJ/m}^3$), que es apenas 10% inferior al poder calorífico del gas natural ($\text{PCI}_{\text{GN}} = 39 \text{ MJ/m}^3$), el biogás generado en los reactores anaerobios puede ser aprovechado como una importante fuente de energía renovable, sea para obtener calor y/o electricidad.

De acuerdo a los resultados de simulación para la estimación de producción de biogás en los reactores UASB y su composición en metano, se puede calcular el potencial energético disponible en la PTAR Río Frío, y evaluar el porcentaje de abastecimiento y el ahorro en energía eléctrica que se lograría con su aprovechamiento (véase Tabla 26). Es importante señalar que se empleará el volumen de biogás obtenido del modelo virtual 2 por ser el más conservativo, pero debe tenerse en cuenta que de acuerdo a los casos analizados, existen estrategias que inducen un aumento dicho volumen pero con una leve caída en el porcentaje de CH_4 , como por ejemplo: variar el porcentaje de agua residual cruda de entrada a los UASB, variar el caudal de reciclo de lodos desde el tratamiento secundario al primario, aumentar la temperatura del reactor.

Tabla 26 Valorización energética del biogás generado en PTAR Río Frío

Parámetro	Valor	Unidad
Producción de biogás en 1 reactor UASB	1.522,00	[m ³ /d]
Producción total de biogás en la PTAR	6.088,00	[m ³ /d]
Producción total de metano útil (62%<CH ₄ <72)	4.078,96	[m ³ /d]
Energía Potencial Específica	35,90	[MJ/m ³ _{CH₄}]
Energía Potencial	146.434,66	[MJ/d]
Factor de Conversión	0,28	[kWh/MJ]
Energía teórica en el biogás	41.001,71	[kWh/d]
Potencia teórica en el biogás	1.708,40	[kW]
Eficiencia de conversión eléctrica [22%-36%]	29,00	[%]
Potencia real generada	495,44	[kW]
Energía real producida	11.890,46	[kWh/d]
Energía consumida por el sistema de aireación	12.000,00	[kWh/d]
Energía consumida en la PTAR	20.000,00	[kWh/d]
Porcentaje de autosuficiencia en energía eléctrica	59,45	[%]
Ahorro anual en energía eléctrica (\$250/kWh)	1105.812.780,00	[\$COL/año]

Esta valorización nos permite entrever la alta posibilidad que tienen los operadores de la planta de lograr la autonomía energética si atienden las recomendaciones y estrategias de operación más apropiadas para maximizar la producción de biogás sin salirse de los límites de remoción comprometidos. Analizando el esquema de generación de biogás con un modelo de operación abierto, sin lazos de reciclos de lodos entre el tratamiento anaerobio y aerobio, y sin regulaciones en el caudal de entrada, se puede notar que la producción de biogás estimada (1522 m³/d – 67% CH₄) permite una autonomía energética respecto a la demanda neta proyectada de la planta del 59.54%, que representa el 99% de los requerimientos de potencia eléctrica para el sistema de aireación del tratamiento secundario operando 24 h/d.

Los resultados de estimación de producción de biogás permiten señalar que de controlarse los reactores UASB para obtener un biogás promedio con 72% de CH₄ y si se redujera el caudal de entrada a cada reactor anaerobio de 180 L/s a 160 L/s, manteniendo la misma carga orgánica en el afluente, habría un incremento en la producción de biogás del 16%, que conduciría a una autonomía en energía eléctrica del 74% de la demanda total. Es importante resaltar que las simulaciones con el esquema integrado muestran un impacto en la producción de biogás de acuerdo al manejo de las corrientes de reciclo en el sistema híbrido, pudiendo aumentar o disminuir el volumen de biogás generado así como la proporción de metano aprovechable. Sumado a lo anterior, si se invirtiera en equipos de alto rendimiento para la transformación del biogás en energía eléctrica con una eficiencia de conversión ($\eta=35\%$) mayor a la del cálculo conservativo ($\eta=29\%$), se estaría alcanzando un 90% de autosuficiencia en la PTAR Río Frío, que con otras estrategias de operación, y un gerenciamiento racional y eficiente de la energía en el resto de las instalaciones, permitiría la autonomía total.

Capítulo 6

Conclusiones y recomendaciones

Gracias a los resultados discutidos anteriormente, la presente investigación permitió obtener conclusiones interesantes relacionadas con el desarrollo del modelo virtual bajo el entorno GPS-X para estimar la producción de biogás y las remociones de carga orgánica y de nitrógeno en simulaciones operacionales de la PTAR Río Frío de Bucaramanga (Colombia). A continuación se resumen las principales conclusiones y recomendaciones tanto para la modelización del sistema como de la operación de la planta:

1. Los diferentes modelos virtuales desarrollados MV1 (tratamiento primario en reactores UASB), MV2 (tratamiento secundario en Lodos Activados + Clarificador secundario), MV3 (sistema integrado UASB/AS), permitieron obtener predicciones con un alto nivel de fiabilidad del comportamiento de la PTAR Río Frío. El empleo de la herramienta computacional seleccionada generó un ahorro considerable en tiempo de diseño, modelamiento y estimación numérica. Esta versatilidad para la simulación de la planta, permitió el análisis de variados escenarios y condiciones operacionales reales y posibles de suceder, que condujeron a recomendaciones de estrategias más eficientes no sólo para el tratamiento del agua residual desde el punto de vista sanitario sino también desde el punto de vista energético y eco-eficiente.
2. La mejor sintonización de la planta en términos de flexibilidad de condiciones operativas y búsqueda de mínimos en los recursos (hídricos, energéticos), debe primar sobre la búsqueda de un efluente final de mejores calidades, por cuanto se observa que el diseño de la PTAR garantiza un compromiso adecuado y un equilibrio en la remoción de todas las cargas contaminantes de interés. De acuerdo a las simulaciones realizadas, la PTAR Río Frío tendría en promedio las siguientes eficiencias de remoción: 82% en sólidos suspendidos totales, 96% en demanda bioquímica de oxígeno, 80% en demanda química de oxígeno, 37% en Nitrógeno; estando entre 2 y 6 mgO₂/L el nivel de oxígeno disuelto en el efluente final.
3. En cuanto a la generación de biogás, se puede concluir que el ajuste biocinético y estequiométrico del objeto de programación Digestor Anaerobio (de mezcla completa) permite estimar de manera fiable el volumen de metano en la fase



gaseosa del reactor UASB. Con el modelo virtual individual de este reactor se obtuvo en promedio una producción de biogás entre 1300 y 1500 m³/día por unidad anaerobia con un 72% de CH₄. Se evidenció que dicha producción aumentaba entre 1700 y 2000 m³/día por reactor UASB pero con una composición inferior de metano (66% de CH₄), al integrarse con el modelo virtual del sistema de lodos activados y manipular reciclos del tratamiento aerobio hacia el anaerobio. Al conciliar estos resultados con las metodologías de estimación de emisiones de metano del IPCC se obtuvo un error relativo promedio entre el 4% y 9% de acuerdo al escenario de constantes bioquímicas ajustadas que se empleará.

4. Es recomendable que se realice un completo estudio de actividad metanogénica en los reactores UASB de la PTAR, para determinar experimentalmente la mayor cantidad de constantes cinéticas y parámetros estequiométricos que son particulares en cada reactor. Esto permitiría optimizar el modelo y simplificar la determinación de aquellas variables biocinéticas exigidas como entrada a los modelos computacionales.
5. La estimación de remoción de nitrógeno en la planta presentó una dificultad particular, ya que el efluente del modelo del reactor UASB por basarse en el ajuste de un digester genérico de mezcla completa, impactaba el funcionamiento correcto del modelo del sistema lodos activados pues la alcalinidad de salida del tratamiento anaerobio era mucho mayor que la esperada a la entrada del sistema aerobio, afectándose así la actividad bacteriana al interior del reactor de lodos activados. Con el fin de ajustar este hecho fue necesario realizar numerosas simulaciones con los modelos independientes y hallar la relación de nitrógeno que se dejaba de remover en la unidad aerobia a causa de la alcalinidad del efluente primario y la cantidad de nitrógeno removido dentro del digester anaerobio que teóricamente se asumió era nula. Con esto presente, se corrigió el valor de nitrógeno presente en el efluente final del modelo virtual integrado, sumándole la componente por el comportamiento del objeto digester anaerobio. Las remociones de nitrógeno alcanzadas en los diferentes escenarios operacionales oscilan entre el 35% y 42% de eficiencia. Para un correcto funcionamiento de la unidad aerobia y una maximización de la remoción de nitrógeno, se debe procurar asegurar aquella estrategia operacional que proteja la estabilidad de la biomasa activa en el reactor NITROX ante choques de caudales y de concentraciones inesperadas de contaminantes.
6. Dada la problemática en la modelización correcta de la alcalinidad y pH dentro del reactor UASB, se recomienda que para obtener un modelo virtual integrado de mayor fiabilidad para la simulación de la PTAR Río Frío, se deben desarrollar nuevos modelos de la unidad anaerobia, ya sea definiendo el objeto *Black box* con un conjunto de ecuaciones biocinéticas simplificadas de un reactor UASB, u otra

aproximación podría ser corregir la alcalinidad final mediante un *Clarificador Rápido* conectado en serie a la salida del objeto Digestor Anaerobio empleado. Estos desarrollos no están dentro del alcance del presente proyecto y siguen abiertos para investigación a nivel mundial, ya que el software GPS-X aún no tiene un objeto de programación que modele un reactor UASB.

7. Los niveles de alcalinidad y NTK en el efluente de la unidad anaerobia no pueden modelarse correctamente, mostrando una incongruencia conceptual con los resultados operacionales y la tipología de los procesos bioquímicos esperados. Esta incongruencia puede provenir de que en un tanque de mezcla completa, parte de la alcalinidad atrapada en la zona de lodos densos, se estaría liberando saliendo como excedente en el agua tratada. Para verificar esta hipótesis y corregir el modelo actualmente se hace un estudio diferencial de los siguientes parámetros: (i) alcalinidad total y α -alcalinidad y (ii) formas biogénicas del nitrógeno, tanto en la fase clara del reactor como en la fase de lodos densos.
8. La distribución de los aireadores de superficie en más de una zona aireada, con zonas óxicas y anóxicas intercaladas entre sí, así como el aseguramiento de la formación de reciclos internos a través de la correcta operación de los homogenizadores, son estrategias operativas muy importantes para racionalizar la inyección de aire al reactor y la disponibilidad de energía bioquímica bajo la forma de alcalinidad. Esta estrategia favorece la remoción de nitrógeno en mayor proporción.
9. Con la estimación de producción de biogás, se pudo realizar a su vez una valorización energética simple de acuerdo a su potencial como sustituto de combustible. En este caso solo se estimó el aprovechamiento energético de este subproducto gaseoso para ser transformado en energía eléctrica equivalente y determinar la capacidad de autonomía eléctrica que podría tener la PTAR Río Frío. Con el escenario de menor producción de biogás analizado y sin estrategias de optimización energética por operación de la planta, se prevé un abastecimiento de energía eléctrica del 59.45% de la demanda total de la planta, lo que representa un ahorro anual de \$1105.812.780 de pesos colombianos. Siguiendo algunas de las estrategias simuladas, la capacidad de recuperación de energía a partir del biogás alcanzaría cerca del 90% del total requerido en potencia eléctrica.
10. Otros aspectos a discutir para aumentar esta capacidad energética y lograr la autosuficiencia de la PTAR Río Frío, son: (i) Analizar la recuperación de energía térmica en los motores recíprocos que convierten el biogás en energía eléctrica y la energía térmica asociada al efluente final y a los lodos, ya sea para aumentar y regular la temperatura del reactor UASB y maximizar la actividad metanogénica o para emplearse en el tren de secado de lodos (ii) Realizar una valorización

económica de la biomasa sólida final para su venta como abono orgánico y del efluente final como recurso para ferti-irrigación en zonas aledañas. (iii) Invertir en equipos de alta eficiencia y programar jornadas de mantenimiento de estas unidades que aseguren su operación con el mayor rendimiento posible. (iv) realizar una limpieza del biogás obtenido para evitar problemas de corrosión asociados al H_2S que puedan afectar el funcionamiento de los equipos de combustión. (v) venta de bonos de carbono por reducción de emisiones de CH_4 y N_2O . (vi) venta de biogás como reemplazo de gas natural a zonas aledañas. (vii) implementación de un digestor anaerobio para los lodos del reactor aerobio con el fin de estabilizarlos y obtener otra porción de biogás si el volumen de lodos lo amerita.

Bibliografia

- Azimi, A.A., Zamanzadeh, M. (2004). Determination of design criteria for UASB reactors as a wastewater pretreatment system in tropical small communities. *International Journal of Environmental Science & Technology*: 1 (1), pp 51- 57.
- Bani Shahabadi, M., Yerushalmi, L., Haghghat, F. (2009). Impact of process design on greenhouse gas (GHG) generation by wastewater treatment plants. *Water Research*: 43 (10), pp 2679-2687.
- Bhunia, P.; Ghangrekar, M.M. (2008) Analysis, evaluation, and optimization of kinetic parameters for performance appraisal and design of UASB reactors. *Bioresource Technology*. 99, pp 2132-2140.
- Chan Y.J., Chong M.F., Law C.L., Hassell D.G. (2009). A review on anaerobic-aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. *Chemical Engineering Journal*: 155 (1-2), pp. 1-18.
- Chernicharo, C. (2006). Post treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*: 5, pp. 73–92.
- Chernicharo, C.A.L. (2007). Anaerobic Reactors. In: *Biological Wastewater Treatment Series* (Volume 4), pages 184.
- Chernicharo, C., de Souza, C., da Silva, L. (2009). Controle de emissões gasosas e aproveitamento energético de biogás em reatores anaeróbios. Universidad Federal de Minas Gerais.
- Coletti, F.J., Povinelli, J. y Daniel, L.A. (1997). Pós-tratamento por lodos ativados de efluentes provenientes de processos anaeróbios de tratamento de esgoto sanitário; Determinação de constantes cinéticas. *Anais: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Foz do Iguaçu.
- Conil, P., Jimenez, M. y del Valle, V. (1996). Tratamiento y aprovechamiento de aguas residuales domesticas con reactores UASB y filtros percoladores en el altiplano de Guatemala. *Proceedings IV Latin American Workshop and Seminary on Anaerobic Wastewater Treatment*, November 19 to 22, Bucaramanga, Colombia. pp. 145-158.
- El-Gohary F., El-Hawarry S., Bader S. and Rashed Y. (1995). Wastewater treatment and reuse for aquaculture. *Water Science and Technology*: 32 (11), pp. 127-136.
- Gavrilescu, M., Macoveanu, M. (1999). Process engineering in biological aerobic wastewater treatment. *Acta Biotechnol.* 19 (2), pp 111–145.



- Grosso, J.M., Meneses, A., Vergara, W., Deeb, A. (2009). Ajuste biocinético de la producción de biogás en un reactor UASB. En *II Congreso Internacional de Materiales, Energía y Medio Ambiente (CIMEM 2009)*. Colombia.
- Halalsheh, M., Wendland, C., (2008). Integrated anaerobic-aerobic treatment of concentrated sewage. In: Al Baz, I., Otterpohl, R., Wendland, C. (Eds.), *Efficient Management of Wastewater: Its Treatment and Reuse in Water Scarce Countries*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 177-186.
- Henze, M., Grady, C.P.L., Gujer, W., Marais, G.V.R., Matsuo, T., 1987. Activated sludge model no. 1. IAWPRC *Scientific and Technical Report No. 1*, IAWPRC, London.
- Horan, N.J. (1993) *Biological wastewater treatment systems: theory and operation*. John Wiley & Sons, Inc. England.
- Hulsbeek J.J.W., Roeleveld P.J. and Van Loosdrecht M.C.M. (2002). A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. *Water Science and Technology*: 45 (6), pp 127-136.
- IPCC. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Workbook (Volume 5: Wastes). Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006, p. 155
- Kassab G, Halalsheh M, Klapwijk A, Fayyad M, van Lier JB. (2010). Sequential anaerobic-aerobic treatment for domestic wastewater - a review. *Bioresource Technology*: 101(10), pp. 3299-3310.
- Knobelsdorf, M.J. (2005) Eliminación biológica de nutrientes en un ARU de baja carga orgánica mediante el proceso VIP. Universidad Politécnica de Cataluña. España.
- Lee, N.M. (1996) Parameters affecting microorganisms and the process performance in biological wastewater treatment. Department of Biotechnology, Lund University, Suecia.
- Lettinga, C. (1995). *Anaerobic digestion and wastewater treatment systems*. Antonie van Leeuwenhoek 67, pp. 3-28.
- Looker, N. (1998). *Municipal Wastewater Management in America and the Caribbean: Discussion Paper on Trends, Challenges & the Market*. Vancouver, Canada: Canadian Environment Industry Association, Roundtable on Municipal Water. p34.
- López, I., Borzacconi, L. (2009). Modelling a full scale UASB reactor using a COD global balance approach and state observers. *Chemical Engineering Journal*. 146, pp 1-5.
- Meneses, A., Hernández, E. (2004). Identificación de emisiones directas e indirectas de GEI en el sector tratamiento y disposición de aguas residuales: bases para la formulación de proyectos MDL en PTAR. *Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, Universidad de Pamplona (Colombia), ISSN 0120-4211. Edición Especial pp. 60-69.

- Meneses, A., Vargas, D.L., Grosso, J.M., Deeb, A., Vergara, W. (2010). Biogas availability and its energy uses in combined WWTP. *IWA Water and Energy conference*. Amsterdam, Holanda.
- Mergaert K., Vanderhaegen B., Verstraete W. (1992). Applicability and trends of anaerobic pre-treatment of municipal wastewater. *Water Research*, 26(8), pp. 1025-1033.
- Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Mc.GrawHill. United States.
- Monroy, O., Fama, G., Meraz, M., Montoya L. y Macarie, H. (2000). Anaerobic digestion for wastewater treatment in Mexico: state of the technology. *Water Research*: 34 (6), pp. 1803-1816.
- Motta, E.J., Silva, E., Bustillos, A., Padron, H., Luque, J., (2007). Combined anaerobic/aerobic secondary municipal wastewater treatment: pilot-plant demonstration of the UASB/aerobic solids contact system. *Journal of Environmental Engineering*: 133 (3), pp 397-403.
- Mu, S.J; Zeng, Y.; Tartakovsky, B.; Wu, P. (2007). Simulation and control of an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor using ADM1-based distributed parameter model. *Ind. Eng. Chem. Res.* 46, pp 1519-1526.
- Noyola, A., (2009). Anaerobic sewage treatment in Latin America using UASB reactors. En *International Workshop on Anaerobic Digestion: an old story for today and tomorrow*. Narbonne, France
- Oliveira, S.C.; von Sperling, M. (2009). Performance evaluation of UASB reactor systems with and without post-treatment. *Water Science and Technology*: 59 (7) pp. 1299-1306.
- Passing, F.H., Vilela, L.C.H. y Ferreira, O.P. (1999). ETE – Piracicamirim - nova concepção de sistema de tratamento de esgotos sanitários – partida, operação e monitoramento de desempenho. *Anais: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro.
- Petersen, E. (1965). *Chemical Reaction Analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Polito-Braga C.M., von Sperling M., Braga A.R., Pena R.T. (2002). Real time control of a combined UASB-activated sludge wastewater treatment configuration. *Water Science and Technology*: 45(4-5), pp. 279-87.
- Polito Braga C.M., von Sperling M, Braga A.R., Pena R.T. (2005). Control strategies for a combined anaerobic (UASB)-aerobic (Activated Sludge) wastewater treatment system. *Environmental Technology*: 26(12), pp.1393-401.
- Randall, C.W., Barnard, J.L. y Stensel, H.D. (1992). Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. *Water Quality Management Library*, Vol. 5. Technomic, Inc. Pennsylvania, USA.



- Rittmann, B. E.; McCarty, P. L. (2001). *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. McGraw-Hill Book Co., New York.
- Roeleveld, P.J., Klapwijk, A., Eggels, P.G., Rulkens, W.H., van Starckenburg, W. (1997). Sustainability of municipal wastewater treatment. *Water Science and Technology*: 35 (10), pp 221-228.
- Rosso, D., Stenstrom, M.K. (2008). The carbon-sequestration potential of municipal wastewater treatment. *Chemosphere*: 70 (8), pp 1468-1475.
- Silva, S.M.C.P. da, Além, S.P.; Jr., A.S.G. (1995). Avaliação do Sistema Reator UASB e Processo de Lodos Ativados para Tratamento de Esgotos Sanitários com Elevada parcela de Contribuição Industrial. *Anais: 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Salvador, Bahia.
- Schellinkhout, A. y Collazos, C. J. (1992). Full-scale application of the UASB technology for sewage treatment. *Water Science and Technology*: 25 (7), pp. 159-166.
- Schellinkhout, A. y Osorio, E. (1994). Long-term experience with the UASB technology for sewage treatment on large scale. *7th International Symposium on Anaerobic Digestion*. Cape Town, South Africa. pp. 251-252.
- Seghezze, L., Zeeman, G., van Lier, J.B., Hamelers, H.V.M., Lettinga, G. (1998). A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. *Bioresource Technology*: 65 (3), pp.175-190.
- Smith, C. y Corripio, A. (2006). *Principles and practice of Automatic process control*, Editorial John Wiley & Sons. 3ª edición.
- Tawfik, A.; El-Gohary, F.; Ohashi, A.; Harada, H. (2008). Optimization of the performance of an integrated anaerobic-aerobic system for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology*: 58 (1), pp.185-194.
- Van Haandel, A. C.; Lettinga, G. *Anaerobic Sewage Treatment*. (1994). *A practical guide for regions with a hot climate*. John Wiley and sons. Great Britain.
- Vargas, D.; Meneses, A.; Vergara, W.; Deeb, A. (2009). Evaluación preliminar de estrategias de control y aireación en PTAR híbridas para optimizar el consumo de energía y la calidad del efluente. En *II Congreso Internacional de Materiales, Energía y Medio Ambiente (CIMEM 2009)*. Colombia.
- Vergara, W.; Meneses, A.; Hanaki, K.; Doorn, M.; Hernández, E.; Gryshek, M.; Grunwaldt, A.; Deeb, A. (2008). Application of the Clean Mechanisms in the Sanitation Sector: "Proof of Concept". *Clean: Soil, Air, Water*: 36(9), pp788 - 797.
- Vieira, S.M.M.; García A.D. Sewage treatment by USAB reactor. (1992). Operation, results and recommendations for design and utilization. *Water Science and Technology*. 25(7), pp.143-157.

- von Sperling, M., V.H. Freire, y C.A.L. Chernicharo. (2001). Performance evaluation of a UASB-activated sludge system treating municipal wastewater. *Water Science and Technology*: 43 (11), pp. 323-328.
- von Sperling, M. & Chernicharo, C. A. (2005). Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions. IWA publishing, ISBN: 1843390027. Pages: 1496.
- Versatraete, W., Vandevivere, P. (1999). New and broader applications of anaerobic digestion. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*: 28(2), pp 151-173.
- Wiegant, W.M. (2001). Experiences and potential of anaerobic wastewater treatment in tropical regions. *Water Science and Technology*: 44(8), pp 107-113.
- Winkler, M.A. (1998) Tratamiento biológico de aguas de desecho. Ed. Limusa S.A. Mexico, DF.
- Zheng, H., Hanaki, K., Matsuo, T. (1994). Production of nitrous oxide gas during nitrification of wastewater. *Water Science and Technology*: 30(6), pp.133-141.

Anexos

Unidad Supervisora de Operación (USO)

RESUMEN DESCRIPTIVO DE LA INSTRUMENTACIÓN ASOCIADA A LA PTAR RÍO FRÍO EN:
REACTOR ANAEROBIO UASB, TANQUE DE AIREACIÓN, Y CLARIFICADOR.

INTRODUCCIÓN:

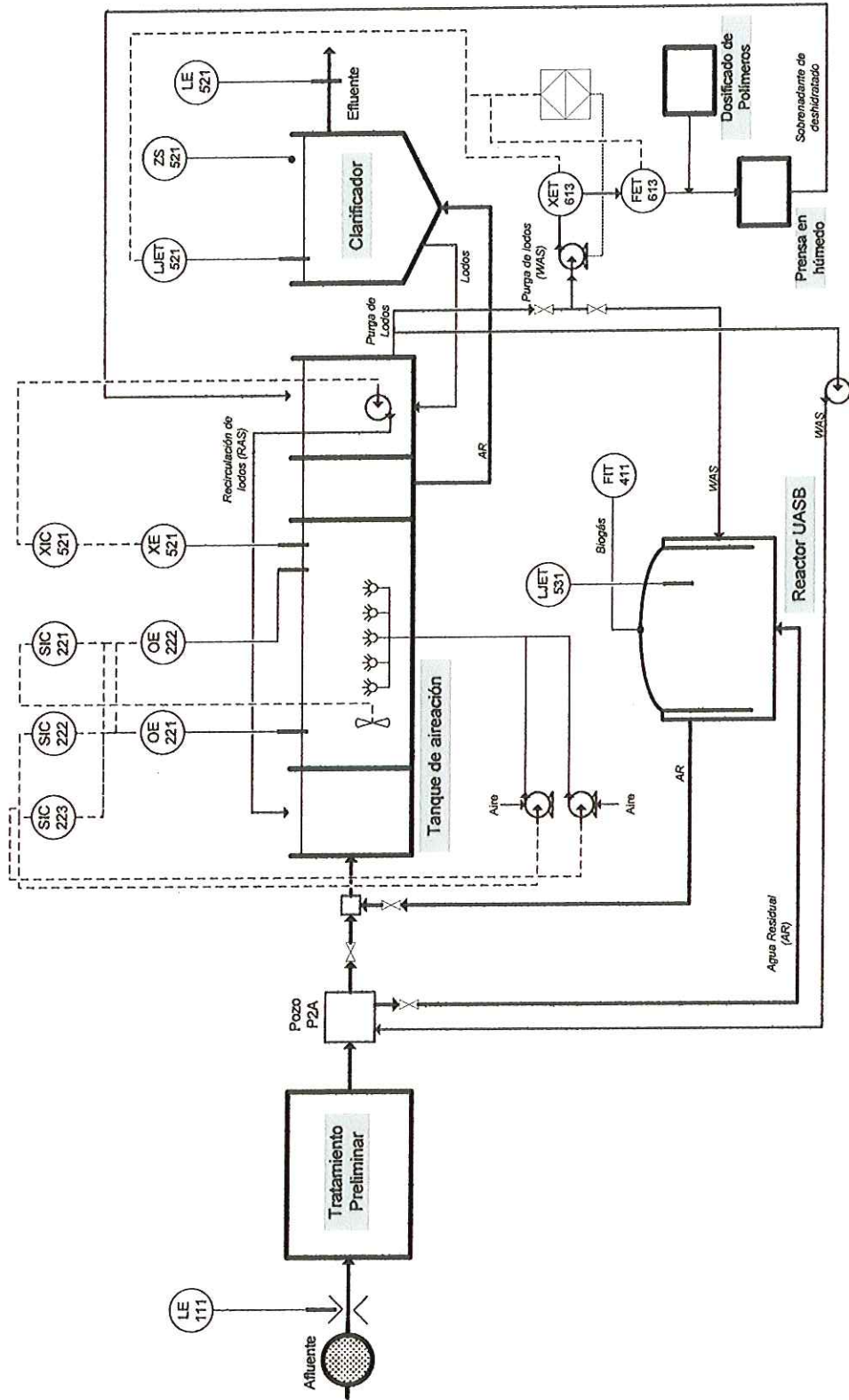
La Unidad Supervisora de Operación (USO), consiste en el hardware y software empleado para llevar a cabo la adquisición de datos, el monitoreo y el control en tiempo real de las operaciones y procesos de la PTAR, permitiendo así, automatizar las funciones principales de la planta a fin de obtener cumplimiento de calidad del efluente y de capacidad hidráulica, reducir el consumo energético y el de otros insumos debido a dosificaciones controladas, reducir gastos de personal y facilitar el mantenimiento preventivo y correctivo de los equipos mayores y menores asociados a cada unidad de operación.

La automatización de la PTAR está organizada en tres niveles:

- *Nivel 0:* Instrumentación (sensores y actuadores que permitan el control de la PTAR).
- *Nivel 1:* Automatización baja (lógica de funcionamiento automático controlado de la PTAR).
- *Nivel 2:* Supervisión (interfaz Hombre-PTAR para visualización, alertas y mando de la planta).

Teniendo en cuenta que el funcionamiento de la PTAR incluye automatización en cada línea de operación: tratamiento preliminar (canal de cribado + cámara de desarenado), tratamiento primario y secundario (Reactor anaerobio UASB + tanque de aireación + clarificador) y tratamiento para disposición final de torta de lodos; es importante señalar que el presente informe se compromete sólo a describir la *Instrumentación* asociada al tratamiento primario y secundario del afluente por ser éstos los bloques de interés del proyecto.

DIAGRAMA CONCEPTUAL DE INSTRUMENTACIÓN ACTUAL – TRATAMIENTO PRIMARIO Y SECUNDARIO



DESCRIPCIÓN:

La USO de la PTAR de Río Frío está conceptualizada para funcionar en un esquema conformado por una Unidad Terminal Maestra (MTU) y tres unidades terminales de indicación (ITUs). Cabe destacar, que la USO se organiza en tres subunidades que son: Subunidad de Terminales Remotas (RTUs), Subunidad de Software y Subunidad de Hardware. En el diagrama anterior se observa la instrumentación asociada a la Subunidad de RTUs, cuyos elementos de adquisición de señales y de manipulación del sistema se señalan a continuación:

Ítem	Descripción	Cantidad
LE-111	Sensor de nivel para afluente	1
LE-521	Sensor de nivel para efluente	1
OE-221/222	Sensor de oxígeno disuelto en el tanque de aireación	2
SIC-221	Indicador-Controlador de velocidad de homogenizadores	1
SIC-222	Indicador-Controlador de velocidad de moto soplador eléctrico	1
SIC-223	Indicador-Controlador de velocidad de moto soplador de combustión interna	1
XE-521	Sensor de sólidos suspendidos totales para tanques de aireación	1
XIC-521	Indicador-Controlador de recirculación de lodos	1
LJET-521	Sensor de nivel de interfase para clarificador	1
LJET-531	Sensor de nivel de interfase para reactor UASB	1
FIT-411	Sensor de flujo de biogás para reactor UASB	1
XET-613	Sensor-transmisor de sólidos suspendidos totales para purga de lodos	1
FET-613	Sensor de flujo para purga de lodos	1
YIC-613/615	Controlador de polímeros y de deshidratado de sólidos	2

Unidad	Equipos actuadores
Reactor UASB	Bombas de lodos, bombas de biogás.
Tanque de Aireación	Sopladores, sistemas de aireación, homogenizadores, bomba de recirculación
Clarificador	Puente giratorio, recirculación de lodos

De acuerdo a la instrumentación establecida para la PTAR, se puede plantear entonces la relación de variables medidas y variables manipulables, que permiten establecer cuatro lazos principales de control en la planta, tres de los cuales están asociados a la unidad de lodos activados y uno al reactor anaerobio.

Variables medidas	Variable manipulable controlada
Oxígeno disuelto [mg/L]	Velocidad de motosopladores de aireación, velocidad de homogenizador [rpm]
Sólidos suspendidos totales [mg/L]	Estado de encendido de bomba de reciclo interno en lodos activados (ON/OFF)
Nivel de interfase del decantador + Caudal de sólidos suspendidos totales	Estado de encendido de bombas de purga de lodos para reciclos externos (ON/OFF)
Nivel de interfase del UASB + Caudal de biogás	Estado de encendido de purgas de lodo de UASB y activación de bomba de biogás a los motores de combustión interna, a los quemadores y al tanque de almacenamiento de biogás.

Se puede observar que la unidad de aireación específica que los homogenizadores deberán regular el tiempo de retención en las zonas aerobias y anóxica de cada tanque de lodos activados, lo cual permitirá controlar el caudal y mantener el lodo biológico en suspensión en la zona anóxica, con el fin de mover el efluente sobre la zona aeróbica. Esto dependerá de los set points de operación establecidos para el control de aireación. Para ello se emplean los sensores de oxígeno disuelto, que determinarán las velocidades de los sopladores y por ende permitirán conocer la demanda de aire. Por otro lado, los sensores de sólidos suspendidos totales en el tanque aireado y los sensores de nivel de interfase del decantador, permitirán establecer un control sobre el estado de las motobombas de reciclo interno y externo de lodos. De igual manera se podrá decidir sobre la purga de lodos destinados para deshidratar, y sobre los requerimientos de mezcla y dosificado de polímeros para formar la tarta de lodos. El último lazo de control que se puede establecer se encuentra en el reactor UASB, específicamente relacionado con el biogás generado. Al medir el nivel de interfase dentro del reactor y la presión de éste, se puede accionar sobre el flujo de biogás y las proporciones destinadas para cogeneración eléctrica, para quemado o para acumulación.

***NOTA:** dentro de la instrumentación estipulada en la PTAR, no se observan sensores o unidades que permitan la visualización en línea de ciertas variables de interés como temperaturas, pH, nitrógeno, fósforo.