

Maestría en Ingeniería Civil

**HERRAMIENTA COMPUTACIONAL PARA EL DISEÑO Y MODELACIÓN DE
SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS PARA LA REMOCIÓN DE NUTRIENTES**

Ing. John Alexander Henao Arias

Bogotá D.C, 28 de enero de 2021



**HERRAMIENTA COMPUTACIONAL PARA EL DISEÑO Y MODELACIÓN DE
SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS PARA LA REMOCIÓN DE NUTRIENTES**

**Tesis para optar al título de Magíster en Ingeniería Civil, con énfasis en Ingeniería
Ambiental**

Jairo Alberto Romero Rojas

Ingeniero Civil, MEEE

Director

Jurados:

Ing. María Carolina Romero Pereira

Ing. Juan Sebastián Salazar Henao

Bogotá D.C, 28 de enero de 2021

NOTA DE ACEPTACIÓN

La tesis de maestría titulada “HERRAMIENTA COMPUTACIONAL PARA EL DISEÑO Y MODELACIÓN DE SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS PARA LA REMOCIÓN DE NUTRIENTES”, presentada por Ing. John Alexander Henao Arias, cumple con los requisitos establecidos para optar al título de Magíster en Ingeniería Civil con énfasis en Ingeniería Ambiental

Ing. Jairo Alberto Romero Rojas, MEEE.

Director de la tesis

Ingeniera Civil, MSc. María Carolina Romero

Jurado Evaluador

Ingeniero Ambiental, MSc. Juan Sebastián Salazar Henao

Jurado Evaluador

Bogotá D.C, 28 de enero de 2021

AGRADECIMIENTOS

A Dios por las bendiciones dadas día a día, por su guía, y por las fuerzas que me permitieron seguir adelante paso a paso hasta lograr este objetivo.

A mi familia porque con su amor, comprensión e incondicionalidad han ayudado a forjar el ser humano y profesional que soy. A mis padres especialmente quienes, con su ejemplo, de dedicación, compromiso, respeto y la educación que me dieron sentaron las bases que me han permitido luchar incansablemente por cumplir cada uno de los sueños y metas que me he propuesto en la vida.

A mis amigos, quienes, como hermanos, siempre estuvieron a mi lado, me brindaron el apoyo y me dieron la confianza necesaria para el cumplimiento de este logro.

Al Ing. Jairo Romero, por sus consejos y enseñanzas.

A cada una de las personas que de una u otra forma fueron participes del cumplimiento de esta meta.

RESUMEN

El presente trabajo de grado incluye el desarrollo de una herramienta computacional para la modelación y diseño de distintas configuraciones de sistemas de lodos activados para la remoción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en aguas residuales con características domésticas.

La herramienta construida consta de varios módulos mediante los cuales el usuario incluirá la información de las características de las aguas residuales a ser tratadas, la configuración que permita adelantar la modelación de cada uno de los sistemas incluidos en esta, además de los resultados de la modelación y del dimensionamiento geométrico de cada uno de estos, así como la presentación de la totalidad de resultados de forma gráfica y numérica.

La herramienta tiene la capacidad para modelar y diseñar cuatro tipos de configuración de sistema de lodos activados para la remoción de carbono, nitrógeno, fósforo o su combinación, incluyendo el proceso de sedimentación proporcionando una alternativa para el análisis del diseño más conveniente. Luego de obtener resultados satisfactorios en cuanto a capacidad de cálculo de la herramienta y tiempos de ejecución, se puede concluir que la herramienta es un excelente instrumento para el uso del Ingeniero a cargo no solamente del diseño de este tipo de sistemas de tratamiento, si no para el encargado de su planeación.

ÍNDICE GENERAL

1. INTRODUCCIÓN.....	18
2. OBJETIVOS.....	19
3. METODOLOGÍA	20
3.1. Revisión del estado del arte (procesos y modelos).....	20
3.2. Selección de los procesos para el diseño y modelación	21
3.3. Diseño de la herramienta computacional	21
3.4. Aplicación de la herramienta	22
4. ESTADO DE ARTE DE PROCESO DE LODOS ACTIVADOS PARA LA REMOCIÓN DE NUTRIENTES EN AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS Y SU MODELACIÓN	22
4.1. Ciclos biogeoquímicos de nitrógeno y fósforo	22
4.1.1. Formas de nitrógeno y Estados de oxidación	23
4.1.2. Formas de fósforo y estados de oxidación.....	24
4.2. Principios de la remoción biológica de nitrógeno	26
4.2.1. Fuentes y sumideros de nitrógeno en tratamiento de aguas residuales.....	26
4.2.2. Nitrificación.....	28
4.2.3. Desnitrificación	30
4.3. Principios de eliminación biológica mejorada del fósforo.	33
4.3.1. Microbiología	34
4.3.2. Bioquímica.....	36
4.4. Procesos de lodos activados para la remoción de nutrientes.	37
4.4.1. Procesos de eliminación biológica de nitrógeno (BNR por sus siglas en inglés) ..	37
4.4.2. Procesos de eliminación biológica de fósforo mejoradas (EBPR)	44
4.5. Modelación de procesos de lodos activados con remoción de nutrientes.	55
4.5.1. Modelos en estado estacionario.....	56
4.5.2. Modelado dinámico	59

5.	SELECCIÓN DE LOS SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS, DEL MODELO Y DEL LENGUAJE DE PROGRAMACIÓN PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE LA HERRAMIENTA....	59
5.1.	Selección de los 3 sistemas de lodos activados a implementar en la herramienta.....	60
5.1.1.	Objetivo general	60
5.1.2.	Criterios de evaluación.....	60
5.1.3.	Selección de los sistemas de lodos activados a ser implementados en la herramienta.....	64
5.2.	Selección del modelo según el estado de diseño.	69
5.2.2.	Selección del modelo a ser implementado en la herramienta.....	70
5.3.	Selección del lenguaje de programación.....	71
5.3.1.	Criterios de evaluación.....	71
5.3.2.	Escalas de evaluación.....	73
5.3.3.	Entorno de desarrollo	76
6.	ESTRUCTURACIÓN DE LA HERRAMIENTA COMPUTACIONAL	76
6.1.	Metodologías de modelación.....	76
6.1.1.	Uso de la DQO como parámetro de caracterización en la modelación matemática. 76	
6.1.2.	Modelación de sistema biológico de remoción de carbono (BRC) mediante el sistema de lodos activados convencionales.....	77
6.1.3.	Modelación de sistemas biológico para la remoción de nitrógeno (BRN) mediante el sistema Ludzak Ettinger Modificado (MLE).	83
6.1.4.	Modelación de sistema biológico para la remoción de fósforo (BPR) mediante el sistema A/O.	92
6.1.5.	Modelación de sistema biológico para la remoción de fósforo y nitrógeno (NDEBPR) mediante el sistema de la universidad de Capetown (UTC).	107
6.1.6.	Modelación del proceso de sedimentación secundaria.....	113
6.2.	Ecuaciones de diseño incluidas en la herramienta.	122
6.2.1.	Descripción de los parámetros de diseño de los sistemas (nomenclatura).	122

6.2.2.	Sistemas de lodos Activados.	123
6.2.3.	Sedimentadores secundarios.	124
6.3.	Módulos de interfaz del usuario.....	129
6.3.1.	Módulo 1. Configuración y selección del sistema a modelar.....	129
6.3.2.	Módulo 2. Criterios de diseño.....	131
6.3.3.	Módulo 3. Modelación de reactores	132
6.3.4.	Módulo 4. Modelación Sedimentadores.	137
6.3.5.	Módulo 5. Diseño conceptual de los sistemas	138
7.	APLICACIÓN DE LA HERRAMIENTA	140
7.1.	Parámetros y criterios de diseño	141
7.1.1.	Caudales y calidad del afluente al sistema	141
7.1.2.	Requerimientos de calidad del efluente	143
7.1.3.	Definición del alcance del diseño	144
7.1.4.	Criterios de diseño	144
7.1.5.	Definición de los escenarios.....	145
7.2.	Modelación y diseño de los sistemas de lodos activados	146
7.2.1.	Constantes cinéticas y estequiométricas usadas en la modelación.....	146
7.2.2.	Sistema de lodos activados convencionales.....	148
7.2.3.	Sistema Ludzak Ettinger Modificado - MLE.	159
7.2.4.	Sistema Phoredox – A/O.....	172
7.2.5.	Sistema Universidad de Ciudad del Cabo - UTC	185
8.	CONCLUSIONES	204
9.	BIBLIOGRAFÍA.....	204

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 4-1 Reacciones de eliminación biológica de fósforo en las zonas anaeróbicas y aeróbicas. (Water Environment Federation, 2010).....	34
Tabla 4-2 Ventajas y limitaciones de los procesos de eliminación de nitrógeno (AECOM, Metcalf, & I, 2014)	43
Tabla 5-1 Pesos de jerarquía del ADCM para la selección del sistema de lodos activados.	62
Tabla 5-2 Resultados del ADCM para la selección del sistema para la eliminación de nitrógeno a ser implementado en la herramienta.	66
Tabla 5-3 Resultados del ADCM para la selección del sistema para la eliminación de nitrógeno a ser implementado en la herramienta.	67
Tabla 5-4 Resultados del ADCM para la selección del sistema para la eliminación simultanea de nitrógeno y fósforo a ser implementado en la herramienta.....	68
Tabla 5-5 Pesos de jerarquía del ADCM para a selección del modelo a incluir en la herramienta.	69
Tabla 5-6 Resultados del ADCM para la selección del modelo a ser implementado en la herramienta.....	71
Tabla 5-7 Pesos de jerarquía del ADCM para a selección del lenguaje de programación para la construcción de la herramienta.....	72
Tabla 5-8 Resultados del ADCM para la selección del lenguaje de programación a ser usado en la implementado en la herramienta.....	75
Tabla 6-1 Nomenclatura de los parámetros del modelo BRC incluidos en la herramienta.....	78
Tabla 6-2 Datos de entrada al modelo BRC	79
Tabla 6-3 Nomenclatura de los parámetros del modelo BRN incluidos en la herramienta.....	84
Tabla 6-4 Datos de entrada al modelo BRN	86
Tabla 6-5 Nomenclatura de los parámetros del modelo BRP.....	94
Tabla 6-6 Datos de entrada al modelo BRP	97
Tabla 6-7 Nomenclatura de los parámetros del modelo NDEBPR incluidos	109
Tabla 6-8 Datos de entrada al modelo NDEBPR.....	110
Tabla 6-9 Nomenclatura de los parámetros del modelo de sedimentación incluidos en la herramienta.....	118
Tabla 6-10 Nomenclatura de los parámetros de diseño conceptual incluido en la herramienta	123

Tabla 6-11 Tiempo de espesamiento recomendado dependiendo del grado de tratamiento de aguas residuales (ATV-DVWK, 2000)	128
Tabla 6-12 Descripción de las salidas gráficas del módulo 3. Modelación de reactores.....	133
Tabla 6-13 Descripción de las salidas gráficas del módulo 4. Modelación de sedimentadores.	137
Tabla 6-14 Datos de entrada al módulo de diseño	138
Tabla 7-1 Caudales de aguas residuales afluentes a la PTAR Canoas (Consortio CDM Smith - INGESAM, 2014)	141
Tabla 7-2 Concentraciones de contaminantes afluentes a la PTAR Canoas (Consortio CDM Smith - INGESAM, 2014).....	143
Tabla 7-3 Calidad del efluente exigido para la PTAR Canoas (Consortio CDM Smith - INGESAM, 2014).....	143
Tabla 7-4 Calidad del efluente esperado para cada sistema diseñado	144
Tabla 7-5 Remociones típicas del tratamiento primario (AECOM, Metcalf, & I, 2014)	144
Tabla 7-6 Criterios de diseño seleccionados para la modelación y diseño	145
Tabla 7-7 Calidad del afluente al sistema (Consortio CDM Smith - INGESAM, 2014)	145
Tabla 7-8 Constantes cinéticas para remoción de carbono (BRC) y nitrógeno (BNR) (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008).....	146
Tabla 7-9 Constantes cinéticas y estequiométricas para remoción de fósforo y nitrógeno (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008)	146
Tabla 7-10 Fraccionamiento de la DQO (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008)	148
Tabla 7-11 Configuración de parámetros para los reactores.....	149
Tabla 7-12 Configuración de los parámetros para la sedimentación.....	149
Tabla 7-13 Parámetros recomendados por la herramienta producto de la modelación del sistema LAC para la configuración SNTP.	154
Tabla 7-14 Parámetros recomendados por la herramienta producto de la modelación del sistema LAC para la configuración CNTP.	154
Tabla 7-15 Parámetros de la sedimentación producto de la modelación del sistema LAC para la configuración SNTP	156
Tabla 7-16 Parámetros de la sedimentación producto de la modelación del sistema LAC para la configuración CNTP.....	156
Tabla 7-17 Calidad del efluente a caudal máximo horario.....	158
Tabla 7-18 Configuración de parámetros para los reactores.....	159

Tabla 7-19 Configuración de los parámetros para la sedimentación para el sistema MLE	160
Tabla 7-20 Parámetros recomendados para el sistema MLE - SNTP.....	167
Tabla 7-21 Parámetros recomendados para el sistema MLE - CNTP.....	167
Tabla 7-22 Parámetros para la sedimentación en el sistema MLE - SNTP.....	169
Tabla 7-23 Parámetros para la sedimentación en el sistema MLE - CNTP.....	169
Tabla 7-24 Calidad del efluente del sistema MLE para caudal máximo horario.....	171
Tabla 7-25 Parámetros para los reactores del sistema A/O	172
Tabla 7-26 Parámetros para la sedimentación en el sistema A/O.....	173
Tabla 7-27 Parámetros recomendados para el sistema A/O sin tratamiento primario.	179
Tabla 7-28 Parámetros recomendados para el sistema A/O con tratamiento primario.	180
Tabla 7-29 Parámetros de la sedimentación producto de la modelación del sistema A/O para la configuración sin tratamiento primario.	181
Tabla 7-30 Parámetros de la sedimentación producto de la modelación del sistema A/O para la configuración con tratamiento primario.	182
Tabla 7-31 Calidad del efluente del sistema A/O a caudal máximo horario	184
Tabla 7-32 Parámetros para la sedimentación para el sistema UTC	186
Tabla 7-33 Parámetros recomendados para el sistema UTC sin tratamiento primario.	198
Tabla 7-34 Parámetros recomendados para el sistema UTC con tratamiento primario.....	198
Tabla 7-35 Parámetros para la sedimentación en el sistema UTC - SNTP.....	200
Tabla 7-36 Parámetros para la sedimentación en el sistema UTC - CNTP.....	200
Tabla 7-37 Calidad del efluente del sistema UCT para caudal máximo horario.....	203

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3-1. Metodología propuesta para el desarrollo de la tesis.....	20
Figura 3-2 Diagrama de flujo construcción de la herramienta	22
Figura 4-1 Versión simplificada del ciclo del nitrógeno en el sistema acuático (Water Environment Federation, 2010).....	23
Figura 4-2 Esquema proceso Ludzak-Ettinger (AECOM, Metcalf, & I, 2014).....	39
Figura 4-3 Esquema proceso Ludzak-Ettinger Modificado (MLE) (AECOM, Metcalf, & I, 2014)	39
Figura 4-4 Esquema proceso por pasos (AECOM, Metcalf, & I, 2014)	40
Figura 4-5 Esquema reactor discontinuo secuencial (SBR) (AECOM, Metcalf, & I, 2014).....	41
Figura 4-6 Esquema proceso Bardenpho (4 etapas) (AECOM, Metcalf, & I, 2014)	41

Figura 4-7 Esquema proceso Sistema Dual-lodos con una fuente externa de carbono (AECOM, Metcalf, & I, 2014).....	42
Figura 4-8 Esquema proceso Phoredox (A / O) (AECOM, Metcalf, & I, 2014)	46
Figura 4-9 Esquema proceso anóxico/anaeróbico/aeróbico (A2O) (AECOM, Metcalf, & I, 2014)	47
Figura 4-10 Esquema proceso Bardenpho Modificado (AECOM, Metcalf, & I, 2014)	47
Figura 4-11 Esquema proceso de la Universidad de Ciudad del Cabo (UCT) (AECOM, Metcalf, & I, 2014).....	48
Figura 4-12 Esquema proceso de planta de Iniciativa de Virginia VIP (AECOM, Metcalf, & I, 2014)	49
Figura 4-13 Esquema proceso Johannesburg (JHB) (AECOM, Metcalf, & I, 2014)	49
Figura 4-14 Esquema proceso EBPR con fermentación primaria de lodos - sistema 1 (AECOM, Metcalf, & I, 2014).....	50
Figura 4-15 Esquema proceso EBPR con fermentación primaria de lodos - sistema 2 (AECOM, Metcalf, & I, 2014).....	50
Figura 4-16 Esquema proceso SBR con EBPR (AECOM, Metcalf, & I, 2014)	51
Figura 4-17 Esquema proceso Phostrip con tratamiento de lodo activado anóxico / aeróbico (AECOM, Metcalf, & I, 2014)	51
Figura 6-1 Configuración de un sistema de lodos activados convencional	77
Figura 6-2 Configuración de un sistema MLE.....	83
Figura 6-3 Configuración de un sistema A/O	93
Figura 6-4 Configuración de un sistema UTC.....	108
Figura 6-5 Componentes del State Point Analysis – SPA	114
Figura 6-6 Diagramas del punto de para diferentes condiciones de carga con base en los criterios de manejo de sólidos I y II (CMSI y CMSII, respectivamente) (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2017)	117
Figura 6-7 Definición del punto de estado	121
Figura 6-8 Trazado línea operativa de tasa de desbordamiento	121
Figura 6-9 Trazado línea operativa de tasa de rebose	122
Figura 6-10 Trazado curva de flujo de gravedad	122
Figura 6-11 Sedimentación zonal norma ATV DVWK- A131E (ATV-DVWK, 2000).....	125
Figura 6-12 Módulo 1. Configuración y selección del sistema a modelar.....	129
Figura 6-13 Submódulo caracterización de aguas residuales	130
Figura 6-14 Submódulo - constantes cinéticas para cada sistema	130

Figura 6-15 Submódulo - Parámetros del sistema.	130
Figura 6-16 Submódulo - Parámetros del sistema.	131
Figura 6-17 Submódulo - Selección del sistema a modelar y a diseñar.	131
Figura 6-18 Módulo 2. Criterios de diseño	132
Figura 6-19 Módulo 3. Modelación de reactores	132
Figura 6-20 Módulo 4. Modelación de sedimentadores.....	137
Figura 6-21 Módulo 5. Diseño conceptual	138
Figura 6-22 Ejemplo de representación gráfica del sistema diseñado	139
Figura 6-23 Sub módulo características del afluente y del efluente del sistema	139
Figura 6-24 Submódulo dimensionamiento de los sistemas	140
Figura 6-25 Submódulo características del afluente y del efluente del sistema	140
Figura 7-1 Ubicación de la PTAR Canoas. (Consortio CDM Smith - INGESAM, 2014)	141
Figura 7-2 Resultados arrojados por la herramienta para el sistema LAC	157
Figura 7-3 Dimensionamiento del reactor para sistema LAC - SNTP.....	157
Figura 7-4 Dimensionamiento del reactor para sistema LAC - CNTP	157
Figura 7-5 Dimensionamiento de la sedimentación para la configuración LAC - SNTP.....	158
Figura 7-6 Dimensionamiento de la sedimentación para la configuración LAC - CNTP	158
Figura 7-7 Visualización general de los resultados para el sistema MLE.....	170
Figura 7-8 Dimensionamiento del sistema MLE - SNTP	170
Figura 7-9 Dimensionamiento del sistema MLE - CNTP.	170
Figura 7-10 Dimensionamiento de la sedimentación para la configuración MLE - SNTP	171
Figura 7-11 Dimensionamiento de la sedimentación para la configuración MLE - CNTP	171
Figura 7-12 Visualización general del sistema A/O.	183
Figura 7-13 Dimensiones del sistema A/O - SNTP.....	183
Figura 7-14 Dimensiones del sistema A/O - CNTP.	183
Figura 7-15 Dimensiones de la sedimentación para el sistema A/O - SNTP.....	184
Figura 7-16 Dimensiones de la sedimentación para el sistema A/O - CNTP.	184
Figura 7-17 Resultados arrojados para el sistema UTC.....	201
Figura 7-18 Dimensiones del reactor aerobio, anóxico y anaerobio para sistema UTC - SNTP.	201
Figura 7-19 Dimensiones del reactor anaerobio anóxico y aerobio para sistema UTC - CNTP.	202
Figura 7-20 Dimensiones de la sedimentación para sistema UTC - SNTP.	203
Figura 7-21 Dimensiones de la sedimentación para sistema UTC - CNTP.	203

ÍNDICE DE GRÁFICAS

Gráfica 7-1. Volumen total del reactor requerido para sistema LAC vs edad de lodos para distintas concentraciones de SSLM a temperatura mínima y máxima para la configuración SNTP.....	150
Gráfica 7-2 Volumen total del reactor requerido para sistema LAC vs edad de lodos para distintas concentraciones de SSLM a temperatura mínima y máxima para la configuración CNTP.	150
Gráfica 7-3. Fracción activa para sistema LAC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP.....	151
Gráfica 7-4. Fracción activa para sistema LAC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en la configuración CNTP.	151
Gráfica 7-5. Masa de sólidos totales y volátiles en el reactor para sistema LAC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP.	152
Gráfica 7-6. Masa de sólidos totales y volátiles en el reactor para sistema LAC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en la configuración CNTP.	152
Gráfica 7-7. Purga de lodos en el reactor y demanda de oxígeno para sistema LAC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP.....	153
Gráfica 7-8. Purga de lodos en el reactor y demanda de oxígeno para sistema LAC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP.....	153
Gráfica 7-9. Diagrama punto de estado para temperatura mínima y máxima del sistema LAC en la configuración SNTP.	155
Gráfica 7-10. Diagrama punto de estado para temperatura mínima y máxima del sistema LAC en la configuración CNTP.....	155
Gráfica 7-11. Volumen total del reactor requerido para sistema MLE vs edad de lodos para distintas concentraciones de SSLM a temperatura mínima y máxima para la configuración SNTP.	160
Gráfica 7-12. Volumen total del reactor requerido para sistema MLE vs edad de lodos para distintas concentraciones de SSLM a temperatura mínima y máxima para la configuración CNTP.	161
Gráfica 7-13. Purga de lodos en el reactor para sistema MLE y Consumo de oxígeno vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP	161
Gráfica 7-14. Purga de lodos en el reactor para sistema MLE y Consumo de oxígeno vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima en la configuración CNTP	162
Gráfica 7-15. Sólidos totales y volátiles en el reactor para sistema MLE vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP.....	163

Gráfica 7-16. Sólidos totales y volátiles en el reactor para sistema MLE vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima en la configuración CNTP.	163
Gráfica 7-17. Relación NTK/DQO real, NTK/DQO y fracciones de masa anóxica mínimas adoptadas para el sistema MLE vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP.	164
Gráfica 7-18. Relación NTK/DQO real, NTK/DQO y fracciones de masa anóxica mínimas adoptadas para el sistema MLE vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima en la configuración CNTP.	164
Gráfica 7-19. Remoción de nitrato y nitrógeno para el sistema MLE vs edad de lodos para la temperatura mínima en la configuración SNTP.	165
Gráfica 7-20. Remoción de nitrato y nitrógeno para el sistema MLE vs edad de lodos para la temperatura mínima en la configuración CNTP.	165
Gráfica 7-21. Remoción de nitrato y nitrógeno total para el sistema MLE vs edad de lodos para la temperatura máxima en la configuración SNTP.	166
Gráfica 7-22. Remoción de nitrato y nitrógeno total para el sistema MLE vs edad de lodos para la temperatura máxima en la configuración CNTP.	166
Gráfica 7-23. Diagrama punto de estado para temperatura mínima y máxima del sistema MLE - SNTP.	168
Gráfica 7-24. Diagrama punto de estado temperatura mínima y máxima del sistema MLE - CNTP.	168
Gráfica 7-25. Volumen del reactor requerido para el sistema A/O vs edad de lodos para distintas concentraciones de SSLM a temperatura mínima y máxima, SNTP.	174
Gráfica 7-26. Volumen del reactor requerido para el sistema A/O vs edad de lodos para distintas concentraciones de SSLM a temperatura mínima y máxima - CNTP.	174
Gráfica 7-27. Purga de lodos en el reactor y Demanda de oxígeno para sistema A/O vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - SNTP.	175
Gráfica 7-28. Purga de lodos en el reactor y Demanda de oxígeno para sistema A/O vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - CNTP.	175
Gráfica 7-29. Masa de SST, SSV en el reactor; y demanda de oxígeno para sistema A/O vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - SNTP.	176
Gráfica 7-30. Masa de SST, SSV en el reactor y demanda de oxígeno para sistema A/O vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - CNTP.	176
Gráfica 7-31. Remoción de fósforo vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en el sistema A/O - CNTP.	177

Gráfica 7-32. Remoción de fósforo vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en el sistema A/O - CNTP.	178
Gráfica 7-33. Remoción de fósforo, fósforo afluente y fósforo efluente vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima - SNTP.....	178
Gráfica 7-34. Remoción de fósforo, remoción de PAO vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima - CNTP.....	179
Gráfica 7-35. Diagrama punto de estado para las temperatura mínima y máxima del sistema A/O - SNTP.	180
Gráfica 7-36. Diagrama punto de estado para las temperatura mínima y máxima del sistema A/O - CNTP.	181
Gráfica 7-37. Volumen del reactor requerido para sistema UTC vs edad de lodos, para distintas concentraciones de SSLM, a temperatura mínima y máxima - SNTP.....	187
Gráfica 7-38. Volumen del reactor requerido para sistema UTC vs edad de lodos, para distintas concentraciones de SSLM, a temperatura mínima y máxima - CNTP.....	187
Gráfica 7-39. Demanda de oxígeno para sistema UTC vs relación NTK/DQO afluente, para temperatura mínima y máxima - SNTP.....	188
Gráfica 7-40. Demanda de oxígeno para sistema UTC vs relación NTK/DQO afluente, para temperatura mínima y máxima - CNTP.	188
Gráfica 7-41. Purga de lodos y Demanda de oxígeno para sistema UTC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - SNTP.....	189
Gráfica 7-42. Purga de lodos y Demanda de oxígeno para sistema UTC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima con tratamiento primario.....	190
Gráfica 7-43. Remoción de nitrato y nitrógeno total para el sistema UTC vs edad de lodos, para temperatura mínima - SNTP.	190
Gráfica 7-44. Remoción de nitrato y nitrógeno total para el sistema UTC vs edad de lodos para temperatura mínima - CNTP.....	191
Gráfica 7-45. Remoción de nitrato y nitrógeno total para el sistema UTC vs edad de lodos para temperatura máxima - SNTP.	191
Gráfica 7-46. Remoción de nitrato y nitrógeno total para el sistema UTC vs edad de lodos para temperatura máxima - CNTP.	192
Gráfica 7-47. Masa de SST, SSV en el reactor y Demanda de oxígeno para sistema UTC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - SNTP.....	192
Gráfica 7-48. Masa de SST, SSV en el reactor y Demanda de oxígeno para sistema UTC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - CNTP.....	193

Gráfica 7-49. Remoción de fósforo, remoción de PAO vs edad de lodos, para temperatura mínima y máxima - SNTP.....	194
Gráfica 7-50. Remoción de fósforo, remoción de PAO vs edad de lodos, para temperatura mínima y máxima - CNTP.....	194
Gráfica 7-51. Relación NTK/DQO real, NTK/DQO y fracciones de masa anóxica mínimas, adoptadas para el sistema UTC vs edad de lodos para temperatura mínima - SNTP.	195
Gráfica 7-52. Relación NTK/DQO real, NTK/DQO y fracciones de masa anóxica mínimas, adoptadas para el sistema UTC vs edad de lodos, para temperatura mínima - CNTP.....	195
Gráfica 7-53. Relación NTK/DQO real, NTK/DQO y fracciones de masa anóxica mínimas, adoptadas para el sistema UTC vs edad de lodos, para temperatura máxima - SNTP.	196
Gráfica 7-54. Relación NTK/DQO real, NTK/DQO y fracciones de masa anóxica mínimas, adoptadas para el sistema MLE vs edad de lodos, para temperatura máxima - CNTP.	196
Gráfica 7-55. Diagrama punto de estado para las temperatura mínima y máxima del sistema UTC sin tratamiento primario.	199
Gráfica 7-56. Diagrama punto de estado para las temperatura mínima y máxima del sistema UTC con tratamiento primario.	199

ÍNDICE DE ANEXOS

- Anexo 1. Diagramas de flujo de la herramienta
- Anexo 2. Herramienta computacional cruda
 - Anexo 2a. Herramienta computacional cruda
 - Anexo 2b. Manual de Usuario
- Anexo 3.
 - Anexo 3a. Herra Comp Mod & Dis – Canoas SN TRA
 - Anexo 3b. Herra Comp Mod & Dis - Canoas CN TRAT

1. INTRODUCCIÓN

La eutrofización de los recursos hídricos (nitrógeno y fósforo) es un problema que actualmente afecta varias regiones del mundo debido a que sus niveles en los cuerpos de agua presentan una tendencia creciente en los últimos años. En Estados Unidos este tipo de contaminación fue señalada como una de las causas principales de deterioro en la calidad del agua de ríos y lagos, y como la tercera causa en importancia en la contaminación de estuarios; además de esto, se considera que estos niveles de contaminación representan una amenaza significativa para la calidad de las aguas subterráneas, en un 75% de los Estados de este país (Martínez, 2009). En Australia, se ha identificado la contaminación por nutrientes en todas las regiones del país y su impacto sobre sistemas sensibles, sobre la barrera coralina y sobre las fuentes de abastecimiento subterráneas de un gran número de regiones, ha generado una notable preocupación en los últimos años (Cardona, 2003).

En los países en desarrollo el acelerado crecimiento demográfico y la opción de las áreas destinadas para usos urbanos y agrícolas han provocado un aumento importante en los niveles de contaminación por carga orgánica y nutrientes en las aguas superficiales y subterráneas durante las últimas décadas (Martínez, 2009), sin que aún se establezcan las medidas de protección que focalicen sus esfuerzos en investigar, diseñar y construir sistemas de tratamiento para el control de estos elementos en vertimientos urbanos e industriales.

En Colombia, la política nacional para la gestión integral del recurso hídrico por tiene identificados los nutrientes (nitrógeno y fósforo) dentro de los principales tipos de contaminación de los recursos hídricos que generan en algunos casos restricciones de oferta hídrica. Si bien, en normas como el decreto 631 de 2015, se reglamentan las descargas de residuos líquidos a cuerpos de agua o redes de alcantarillado público, el control de las cargas contaminantes ha sido aplicado principalmente a materia orgánica y material sólido, y, en menor medida a nutrientes. Esta falta de herramientas de control ha generado un deterioro progresivo en los cuerpos de agua y una posible pérdida de ecosistemas acuáticos importantes para el mantenimiento de la calidad del recurso (González M. S., 2008).

Uno de los sistemas de tratamiento biológico más usados en el mundo para el tratamiento de aguas residuales, por su nivel de desarrollo, eficiencia y rendimiento es el de lodos activados. La configuración básica de este sistema incluye: un reactor biológico, donde se mantiene en suspensión un cultivo microbiano encargado de asimilar la materia orgánica presente en el agua residual; un sistema de aireación que suministra el oxígeno requerido por las bacterias presentes

en el reactor, que evita la sedimentación de los lodos en el reactor y permite su homogeneización, y como unidad adicional (separada del reactor) un tanque de sedimentación donde se separa el lodo biológico del agua. Dicho sistema ha experimentado notables variaciones a lo largo de los años, a fin de adaptarlo a distintos requerimientos de tratamiento, incluyendo el objetivo de la eliminación de nutrientes (Knobelsdorf Miranda, 2005).

En la actualidad la disponibilidad de recursos tecnológicos como los computadores, representa una de las mejores alternativas para realizar cálculos y estimaciones en tiempos muy cortos, evitando tener que realizar simplificaciones del problema o demandar la ejecución de tareas muy lentas (Chapra & Canale, 1988). Lo anterior, proporciona la motivación para crear herramientas tecnológicas que permitan al Ingeniero de diseño de sistemas de tratamiento de agua ahorrar en tiempos de cálculo. Por lo anterior, el presente documento presenta el desarrollo de una herramienta computacional que permita diseñar diferentes configuraciones de sistemas de lodos activados para la remoción de nitrógeno y fósforo de una forma cuantitativa y ágil. Además de la integración con un módulo para la modelación que el permita al usuario realizar comparaciones cuantificables entre las distintas opciones evaluadas y facilitar la selección de la alternativa más eficiente.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Implementar un aplicativo computacional para el diseño y modelación de 3 sistemas de lodos activados para la remoción de nutrientes en aguas residuales domésticas.

2.2. Objetivos específicos:

- Revisar el estado del arte de las metodologías para el diseño y modelación de procesos de lodos activados para tratamiento y remoción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en aguas residuales domésticas.
- Realizar la selección de 3 procesos de lodos activados para la remoción de nutrientes (individuales para N y P, proceso combinado).
- Realizar la investigación y selección de los modelos conceptuales matemáticos para simulación de cada uno de los 3 procesos de lodos activados (procesos individuales para N y P, proceso combinado).

- Realizar el diseño de la herramienta computacional para la simulación de cada uno de los 3 procesos de lodos activados seleccionados (individuales para N y P, proceso combinado).
- Realizar la aplicación del modelo mediante el desarrollo de un caso práctico.

3. METODOLOGÍA

Se concibió el desarrollo de la herramienta computacional como una serie de pasos ordenados y lógicos que permitan estructurar el ciclo de vida de un programa informático. Como primera medida era necesario conocer los diferentes sistemas de lodos activados disponibles para remoción de nutrientes en aguas residuales domésticas; una vez identificados los sistemas disponibles, se procedió a seleccionar 4 de ellos para la implementación de la herramienta computacional. Para la herramienta de cálculo se definieron los elementos y las variables de diseño de cada uno de los sistemas seleccionados.

Una vez desarrolladas las actividades mencionadas anteriormente, se adelantaron las fases de escritura, edición y compilación de la herramienta de cálculo para realizar las pruebas necesarias y verificar sus resultados. Además, se realizó la construcción del manual del usuario de la misma, con las indicaciones para elaborar las gráficas, tablas e informe de resultados. Finalmente se realizó la aplicación del modelo desarrollado a un caso específico de diseño



Figura 3-1. Metodología propuesta para el desarrollo de la tesis

3.1. Revisión del estado del arte (procesos y modelos)

En este paso se realizó la recolección y revisión de la información reaccionada con las distintas configuraciones de los procesos de lodos activados para la remoción de nutrientes y los modelos disponibles para su simulación, este incluyó las siguientes actividades:

- Revisión del estado del arte de la cinética de remoción biológica de nutrientes en aguas residuales (individuales para N y P, proceso combinado).

- Revisión de los procesos de lodos activados y sus distintas configuraciones configuración para la remoción de nutrientes (individuales para N y P, proceso combinado).
- Revisión de los distintos tipos de modelación de procesos de lodos activados para la remoción de nutrientes (individuales para N y P, proceso combinado).

3.2. Selección de los procesos para el diseño y modelación

En este paso se realizó la selección de 4 configuraciones de lodos activados para la remoción de nitrógeno y fósforo incluyendo el sistema de sedimentación, así como de los modelos matemáticos aplicables para su modelación. Esta selección fue realizada mediante la implementación de una metodología ACM (Análisis de criterio múltiple o análisis multicriterio). Esté incluyó las siguientes actividades

- Definición de criterios para la selección de los 3 procesos de lodos activados (incluyendo el proceso de sedimentación) y de modelación (individuales para N y P, proceso combinado).
- Selección objetiva de los 3 procesos de lodos activados (incluyendo el proceso de sedimentación) y de modelación (individuales para N y P, proceso combinado) mediante los criterios de selección adoptados (Ej. Costos de inversión, Costos de operación y mantenimiento, requerimientos de energía entre otros).

3.3. Diseño de la herramienta computacional

Este paso consistió en el diseño y construcción de la herramienta, incluyendo el correspondiente manual de usuario que permita entender y aplicar la herramienta adoptada y los principios de su configuración y uso.



Figura 3-2 Diagrama de flujo construcción de la herramienta

3.4. Aplicación de la herramienta

Este paso consistió en la aplicación de la herramienta computacional construida mediante el desarrollo de un caso práctico que permita observar el funcionamiento de la misma y presentar tanto los resultados obtenidos, como las salidas graficas generadas por la misma.

4. ESTADO DE ARTE DE PROCESO DE LODOS ACTIVADOS PARA LA REMOCIÓN DE NUTRIENTES EN AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS Y SU MODELACIÓN

4.1. Ciclos biogeoquímicos de nitrógeno y fósforo

Los dos macronutrientes más prominentes en los sistemas acuáticos son el nitrógeno y el fósforo, que pueden actuar como nutrientes limitantes o resultar en la producción de fitoplancton. La producción excesiva de fitoplancton puede dar lugar a la eutrofización, una condición que causa disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto y una reducción

severa en la diversidad de la vida acuática. El nutriente limitante es el que existe en la concentración más baja en relación con lo que los organismos necesitan. Muchos sistemas de estuarinos y agua dulce, como ríos, arroyos y lagos, tienden a la limitación del fósforo, mientras que los sistemas de agua marina tienden a la limitación del nitrógeno (Doering, Oviatt, Niwicki, Klos, & Reed, 1995). El nutriente limitante es el que debe ser dirigido para su eliminación por los sistemas de tratamiento de aguas residuales para controlar la eutrofización.

4.1.1. Formas de nitrógeno y Estados de oxidación

El nitrógeno existe en los sistemas acuáticos marinos y de agua dulce en los estados de oxidación de -3 a $+5$ (Figura 4-1). Existen cuatro formas estables de nitrógeno inorgánico: amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y $\text{N}_2(\text{g})$. Las tres primeras formas son altamente solubles, aunque el amonio también puede perder un protón a medida que el pH aumenta por encima de lo neutro para convertirse en amoníaco (NH_3), que existe principalmente como un gas insoluble. La cuarta forma es gaseosa (g), que es la forma más abundante de nitrógeno en la tierra. Aunque N_2 puede fijarse biológicamente al amoníaco, la tasa de fijación es lenta. Debido a este retraso, el N_2 se considera relativamente inerte en muchos entornos, incluidas las plantas convencionales de tratamiento de aguas residuales (PTAR). El nitrato es la forma más oxidada de nitrógeno ($+5$). A menudo está cerca del límite de detección en las aguas superficiales de los gyres oceánicos ($<0,5$ g N/L).

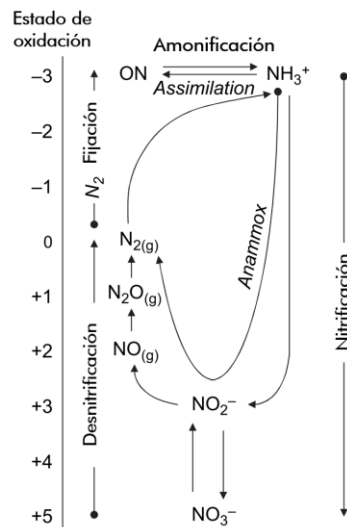


Figura 4-1 Versión simplificada del ciclo del nitrógeno en el sistema acuático (Water Environment Federation, 2010)

4.1.1.1. *Ciclo Global de Nitrógeno*

En el ciclo global del nitrógeno, éste se mueve entre los océanos y los sistemas de agua dulce, la atmósfera y los sistemas terrestres. El nitrógeno puede entrar en la parte acuática o terrestre de este ciclo a través de la deposición atmosférica o la fijación N_2 (la conversión de N_2 en nitrógeno orgánico y amoníaco). Este proceso se produce naturalmente por un grupo especializado de microorganismos (es decir, fijadores de nitrógeno) que viven en aguas superficiales, sedimentos y simbióticamente con las zonas radiculares nódula de plantas seleccionadas. La fijación de nitrógeno dentro de la columna de agua o en sedimentos de cuerpos de agua da como resultado la entrada de nitrógeno orgánico disuelto o particular y NH_4^+ a los sistemas acuáticos.

El nitrógeno se elimina del ciclo acuoso a través del entierro profundo de sedimentos o a través de la pérdida de $N_2(g)$ a la atmósfera a través de la desnitrificación o el metabolismo de oxidación anaeróbica de amonio (anammox) recientemente descubierto, que es la conversión de $NH_4^+ + NO_2^-$ a $N_2(g)$, NO_3^- , agua.

El flujo de aguas subterráneas a través de acuíferos poco profundos también puede transportar nitrógeno a través de cuencas hidrográficas a sistemas costeros y estuarios (Paerl, 1997). La magnitud del nitrógeno suministrado a través de este mecanismo no está bien estudiada en la mayoría de los sistemas. Por último, la deposición atmosférica puede suministrar compuestos de nitrógeno a las aguas superficiales en forma de deposición húmeda y seca (Kemp et al., 2005). La deposición de formas inorgánicas de nitrógeno ha sido el foco de mucha investigación sobre la deposición atmosférica. Sin embargo, cada vez se reconoce más la importancia del nitrógeno orgánico, que se estima que compondrá entre el 11% y el 41% de la deposición total de nitrógeno disuelto, dependiendo de la región (Cornell, Jickells, Cape, Rowland, & Duce, 2003)

4.1.2. **Formas de fósforo y estados de oxidación**

En el medio ambiente, el fósforo se une en partículas o se presenta como fósforo inorgánico y orgánico disuelto (DIP y DOP). El fósforo inorgánico existe en varias formas de ortofosfato (H_3PO_4 , $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} y PO_4^{3-}) (Sawyer, McCarty, & Parkin, 1994). La abundancia relativa de estas especies varía con el pH en los sistemas acuáticos, aunque el estado de oxidación de todos estos ácidos fosfóricos es +5.

Los grupos de fósforo dominantes que se encuentran en la piscina de DOP en los sistemas acuáticos son fosfonatos (asociados con fosfoproteínas y fosfolípidos), monómeros de fosfato, ortofosfato, dietistas de fosfato, pirofosfatos y tricofosfatos (Bianchi, 2007). En microbios y otros organismos, los compuestos de fósforo se encuentran como azúcares fosforilados como ácidos nucleicos (ácido ribonucleico [ARN] y ácido desoxirribonucleico [ADN]) y moléculas de almacenamiento de energía (como trifosfato de adenosina [ATP] o polifosfato gránulos). Estos compuestos también se encuentran en los sistemas acuáticos después de ser excretados o expresados a partir de células lysed, pero son altamente lábiles y de corta duración.

4.1.2.1. *Ciclo Global de Fósforo*

El ciclo global de fósforo es mucho más simple que el ciclo global del nitrógeno. A diferencia del ciclo mundial del nitrógeno, el fósforo se mueve principalmente entre la corteza terrestre y la disuelta acuática, las partículas (incluida la biota) y el ciclo sedimentario. Aunque existen formas gaseosas de fósforo, como la fosfina gaseosa altamente tóxica, y se cree que su prevalencia como componente del ciclo global de fósforo es pequeña, con mayor frecuencia está presente en ambientes reducidos y puede ser producida o liberada a través de procesos de tratamiento de aguas residuales (Dévai, Delaune, Dévai, Patrick Jr., & Czegeny, 1999). El fósforo mineral entra en el ciclo hidrológico principalmente a través de los ríos, aunque algunos pueden ser entregados a través del polvo soplado por el viento. La fuente significativa de fósforo a los ríos es la intemperie de rocas o material mineral. El fósforo es el décimo elemento más abundante en la tierra, y la apatita es el mineral de fosfato más abundante en la corteza terrestre. En consecuencia, la entrega de fósforo a los ríos depende en gran medida de la geología de la cuenca hidrográfica y del tipo de rocas que se están capeando en los alrededores.

Durante el transporte, el fósforo sufre una variedad de transformaciones químicas y biológicas. Por ejemplo, el fósforo es tomado por la biota para satisfacer sus demandas celulares. El fósforo es un macronutriente vegetal y está presente en las células como material genético (ARN y ADN), componentes de membranas celulares (fosfolípidos), y como moléculas de energía (nucleótidos) y es esencial para la viabilidad celular. La cantidad de fósforo necesaria para satisfacer la demanda por procesos bióticos al año es mayor que la cantidad entregada por los ríos por la intemperie, en consecuencia, los procesos bióticos dependen del reciclaje de fósforo en sistemas naturales. El fósforo se recicla cuando los organismos se descomponen o se pueden regenerar a partir de sedimentos a través de la actividad microbiana y las reacciones redox, los compuestos de fósforo orgánico pueden ser hidrolizados extracelularmente por organismos que

tienen fosfatasas alcalinas, y los fosfatos inorgánicos producidos pueden ser fácilmente utilizados por fitoplancton y bacterias. De esta y otras maneras, el fósforo se regenera rápidamente en la columna de agua y los sedimentos donde las tasas de regeneración son sensibles a la temperatura, la salinidad y el oxígeno disuelto. La liberación de fósforo de los sedimentos depende de la temperatura, la actividad microbiana, la salinidad y las condiciones de redox.

4.2. Principios de la remoción biológica de nitrógeno

Las especies de nitrógeno en aguas residuales domésticas típicas se encuentran predominantemente en el estado reducido con un estado medio de oxidación de -3 , correspondiente al de amoníaco (inorgánico) o aminoácidos (orgánicos). Basado en un valor constante de disociación ácido-base (pK_a) de 9,3 para el par amoníaco-amonio, el nitrógeno inorgánico más reducido es en forma de iones de amonio protonados (NH_4^+ -N) en lugar de amoníaco libre (NH_3) (Stumm & Morgan, 1996). El amonio/amoníaco y el nitrógeno orgánico se conocen y se miden colectivamente como nitrógeno Kjeldahl total. Este se puede clasificar aún más dependiendo de si las especies de nitrógeno reducido son solubles o partículas y biodegradables o no biodegradables. El amoníaco libre en lugar de amonio iónico es el verdadero sustrato para la nitrificación.

4.2.1. Fuentes y sumideros de nitrógeno en tratamiento de aguas residuales

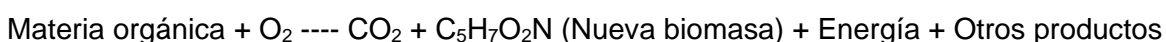
4.2.1.1. Amonificación

La amonificación es un proceso por el cual el nitrógeno orgánico reducido (en el estado de oxidación -3) se convierte en amonio/amoníaco inorgánico. Las bacterias heterotróficas llevan a cabo la amonificación, que es un requisito previo a la nitrificación (Grady, Daigger, & Lim, 1999). La tasa de amonificación es una función de la concentración de sustrato que contiene nitrógeno orgánico, la concentración de biomasa heterotrófica que cataliza la reacción de amonificación y la relación del carbono a la reducción de la concentración de nitrógeno de los residuos (Grady, Daigger, & Lim, 1999)

4.2.1.2. Asimilación de amoníaco

El amoníaco-nitrógeno (NH_3 -N) es la fuente de nitrógeno asimilador preferida para las bacterias (nitrificantes o no nitrificantes) en lodos activados porque se encuentra en el mismo estado de oxidación (-3) que en la biomasa (aproximadamente empíricamente por $C_5H_7O_2N$). Esto significa que las bacterias no necesitan reducir el amoníaco, a diferencia de todas las otras

especies de nitrógeno más oxidados como el gas dinitrógeno, nitrito o nitrato (Rittmann & McCarty, 2001). El contenido relativo de nitrógeno de la biomasa y la cantidad correspondiente de amoníaco asimilado es 0,0875 g-N/g de partículas DQO formadas (Grady, Daigger, & Lim, 1999). En ausencia de amoníaco o nitrógeno orgánico reducido (asimilado después de la amonificación), los lodos activados pueden asimilar más fuentes oxidadas como nitrito o nitrato, pero a un gasto significativo de energía (o equivalentes de electrones) necesarios para reducir estas especies al estado de oxidación -3 (Rittmann & McCarty, 2001). El crecimiento de microorganismos o biomasa representados por $C_5H_7O_2N$ se puede demostrar de una manera simplificada de la siguiente manera:



La biomasa presente en el sistema de tratamiento de aguas residuales se oxida a través de la respiración endógena, que puede representarse mediante:



Por lo tanto, la respiración endógena libera algunos de los nutrientes de nuevo en el proceso de tratamiento de aguas residuales.

4.2.1.3. *Desmontaje*

El amoníaco libre de no ionizado, NH_3 , es significativamente volátil y podría eliminarse despojándose de los lodos activados en las zonas aireadas. Sin embargo, las plantas de lodos activados típicas funcionan a un pH cercano a 7,0. En este valor de pH, la concentración de NH_3 en fase líquida es más de dos órdenes de magnitud inferior a la forma ionizada (no volátil) de amonio NH_4^+ . Por lo tanto, se espera que el desmontaje contribuya mínimamente a la eliminación general de amoníaco de los trenes de lodos activados (Water Environment Federation, 2010).

4.2.1.4. *Desnitrificación*

Como se ha indicado anteriormente, el nitrógeno se puede eliminar mediante la incorporación a un nuevo crecimiento de biomasa y mediante un despojo limitado que podría producirse en condiciones adecuadas. La otra vía importante de eliminación de nitrógeno de los procesos de tratamiento de aguas residuales es la reducción biológica de nitrato y nitrito a gas principalmente nitrógeno, N_2 , en la reacción de desnitrificación. La atmósfera actúa como un sumidero de nitrógeno donde el nitrógeno en forma gaseosa es la forma principal de nitrógeno.

La cantidad total de nitrógeno total eliminado a través del sistema depende de la cantidad de lodos activados de desecho (WAS) generados y de la desnitrificación que se produzca en el proceso. La cantidad de WAS, a su vez, depende del tiempo de retención de sólidos (TRS) del proceso de lodo activado (Water Environment Federation, 2010).

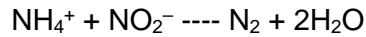
4.2.2. Nitrificación

La nitrificación es el proceso de oxidación biológica del amoníaco (que existe principalmente como $\text{NH}_4^+ -\text{N}$ en aguas residuales típicas) al nitrito ($\text{NO}_2^- -\text{N}$) y la oxidación adicional del nitrito al nitrato ($\text{NO}_3^- -\text{N}$). Las bacterias oxidantes de amoníaco (AOB) llevan a cabo la oxidación del amoníaco al nitrito, y las bacterias oxidantes de nitrito (NOB) llevan a cabo la conversión de nitrito en nitrato. Ambas reacciones deben funcionar a tasas óptimas para la producción de nitrato. Los oxidantes de amoníaco y nitrito se conocen como "nitrificantes". Aunque se clasifican juntos, AOB y NOB no están relacionados filogénicamente (Bock, Schmidt, Stüven, & Zart, 1995).

La mayoría de los nitrificantes que se encuentran en los sistemas de tratamiento de aguas residuales típicos son autotróficos porque sintetizan material celular a partir de carbono inorgánico (HCO_3^-) en condiciones de funcionamiento típicas. La oxidación de amoníaco o nitrito proporciona la energía necesaria para la síntesis celular. Estas bacterias son aerobios obligatorios, ya que crecen sólo cuando el oxígeno disuelto está disponible, la ausencia de oxígeno disuelto durante períodos prolongados, sin embargo, no es letal ya que estos organismos se adaptan y sobreviven en condiciones de bajo oxígeno disuelto, así como bajas concentraciones de amoníaco (Geets, Boon, & Verstraete, 2006). En los sistemas típicos de remoción biológica de nitrógeno – (por sus siglas en inglés BNR), los nitrificantes sobreviven con éxito a las condiciones anaeróbicas (ausencia de oxígeno y nitrógeno oxidado) y anoxicos (ausencia de oxígeno, pero presencia de especies de nitrógeno oxidado). La abundancia y diversidad relativas de organismos nitrificantes en los sistemas de tratamiento de aguas residuales depende de las características de afluente y las condiciones de funcionamiento (Ahn, Yu, & Chandran, 2008).

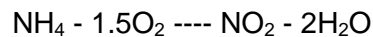
El proceso de nitrificación heterotrófica requiere un sustrato orgánico fácilmente disponible, como el acetato, que normalmente está limitado en las zonas aeróbicas. Como resultado, es probable que la población de nitrificantes heterotróficos sea insignificante en la mayoría de las plantas municipales de tratamiento de aguas residuales (Van Loosdrecht & Jetten, 1998). El amoníaco se puede utilizar como donante de electrones en presencia o ausencia de

oxígeno. En ausencia de oxígeno, la reacción se produce con nitrito como el aceptador de electrones en el proceso de anammox (oxidación de amoníaco anaeróbico). Los electrones de amonio se transfieren a nitrito produciendo gas nitrógeno y agua (Egli, 2003):

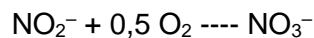


4.2.2.1. Estequiometría

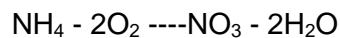
El primer paso de amoníaco-oxidación de nitrito-nitrógeno en el proceso general de nitrificación se puede escribir de la siguiente manera:



Esta es una reacción de energía y no incluye la producción de masa celular. El nitrito producido se oxida de la siguiente manera:



La reacción energética general se puede escribir sumando las dos ecuaciones anteriores:



Sobre la base de la estequiometría de la reacción energética general, se requieren 2 moles de oxígeno para oxidar 1 mol de nitrógeno a nitrato, que es equivalente a 4,57 g O₂/g NH₄⁺-N oxidado. Cabe señalar que estas reacciones no tienen en cuenta la biosíntesis (Water Environment Federation, 2010).

4.2.2.2. Cinética

AOB típicamente crece más lento que NOB, haciendo el primer paso en la nitrificación como el paso de limitación de velocidad. En el pasado, la cinética de la nitrificación se modelaba en un solo paso (NH₄⁺-N ---- NO₃⁻-N). Investigaciones recientes sugieren, sin embargo, que esto no es apropiado, y el modelado de reacciones de oxidación individuales en dos pasos es necesario (Chandran, 2009). A temperaturas más altas (25–35°C) y TRS bajo (1-2 días), AOB crece más rápido que NOB. Como resultado, NOB son lavados fuera del sistema y sólo el primer paso de la nitrificación se puede lograr.

4.2.3. Desnitrificación

La desnitrificación o reducción de nitrato a gas nitrógeno en condiciones anóxicas depende que el nitrato se produzca en el proceso de nitrificación en condiciones aeróbicas. Para la eliminación total de nitrógeno, primero la nitrificación y luego la desnitrificación deben ocurrir eficientemente para lograr la calidad de efluente deseada. La nitrificación requiere condiciones aeróbicas y consume alcalinidad. La desnitrificación no requiere condiciones aeróbicas y genera $\text{NO}_3\text{-N}$ como el aceptador de electrones alternativo, lo que reduce el requisito general de oxígeno del proceso. La desnitrificación también devuelve parte de la alcalinidad consumida durante la nitrificación. Por lo tanto, cuando sea posible, debe incorporarse la desnitrificación para reducir la huella energética total y la adición de alcalinidad externa. La desventaja potencial es el costo de añadir carbono externo (por ejemplo, metanol) cuando las aguas residuales no contienen cantidades suficientes de carbono fácilmente biodegradable para cumplir con los límites totales de nitrógeno de efluentes.

La mayoría de los organismos desnitrificantes son facultativos, lo que significa que pueden utilizar oxígeno o nitrógeno oxidado ($\text{NO}_2\text{-N}$ o $\text{NO}_3\text{-N}$) como el aceptador de electrones terminal en la respiración. El uso de oxígeno como el aceptador de electrones se llama "respiración aeróbica", y el uso de nitrato o nitrito como aceptador de electrones se denomina "respiración anóxicas". Estos microorganismos utilizan vías metabólicas similares, una diferencia importante entre la respiración aeróbica y la respiración anóxica es la enzima que cataliza la transferencia final de electrones que se produce en la cadena de transporte de electrones. El oxígeno debe excluirse para promover la desnitrificación de la desasimilador, que es el proceso en el que el nitrato se utiliza como un aceptador alternativo de electrones (Madigan, Martinko, & Parker, 1997). Tanto el oxígeno como el nitrato están presentes, entonces los microorganismos utilizan preferentemente el oxígeno como el aceptador de electrones terminales porque produce más energía que el nitrato o el nitrito. Existen varias ventajas de eliminar la DQO de aguas residuales mediante la desnitrificación: 1) reducción de los requisitos de aireación para el proceso; 2) una ligera reducción de la producción global de lodos, ya que el rendimiento de la biomasa en condiciones anóxicas es inferior al rendimiento en condiciones aeróbicas; 3) recuperación de la alcalinidad; 4) efluente con nitratos bajos, lo que reduce los efectos negativos sobre el agua receptora; y (5) una reducción de los filamentos así mejora la estabilidad de los sólidos.

Los microorganismos requieren nitrógeno para la síntesis de proteínas. La fuente preferida de nitrógeno es $\text{NH}_4^+\text{-N}$ porque esta forma se utiliza directamente en la síntesis. Sin embargo, si no hay suficiente $\text{NH}_4^+\text{-N}$ disponible, algunos microorganismos pueden reducir el nitrato a amonio (Gayle & Benoit, 1989). Este proceso se conoce como "reducción de nitrato asimilatorio" ($\text{NO}_3^- \text{ ---- } \text{NO}_2^- \text{ ---- } \text{NH}_2\text{OH} \text{ ---- } \text{nitrógeno orgánico}$), lo que indica que el nitrógeno se incorpora a la célula. Esta reacción puede proceder con éxito incluso en condiciones aeróbicas (Madigan, Martinko, & Parker, 1997). Por lo tanto, se distingue de la reducción de nitrato de disimulador (desnitrificación), que es un proceso respiratorio por el cual el microorganismo obtiene energía.

Se sabe que al menos 14 géneros bacterianos contienen especies desnitrificantes (Drysdale, Kasan, & Bux, 1999). Estos incluyen *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Methanomonas*, *Paracoccus*, *Spirillum* y *Thiobacillus*. La desnitrificación puede ser realizada tanto por organismos heterotróficos como autotróficos (Zumft, 1997). La mayoría de las bacterias desnitrificantes son heterotróficas, lo que significa que utilizan carbono de compuestos orgánicos para la síntesis celular y la energía. Hay relativamente pocas especies de bacterias desnitrificantes autotróficas, que obtienen carbono para la síntesis celular de compuestos inorgánicos. Un ejemplo son las latas de *Thiobacillus denitrifi*, este organismo oxida el azufre elemental para obtener energía y obtiene carbono para la biosíntesis celular a partir de dióxido de carbono disuelto o bicarbonato (HCO_3^-).

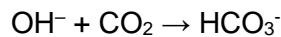
La desnitrificación se puede lograr utilizando el carbono de los orgánicos afluentes mediante la creación de una zona anóxica o reactor anóxico separado en el extremo principal del proceso y el reciclaje de licor mezclado nitrificado en él. Este proceso a menudo se llama "desnitrificación preanóxica". En la desnitrificación postanóxica, se puede añadir una fuente de carbono externa al licor mezclado después de que el amoníaco en las aguas residuales se haya oxidado a nitrato o se utilice una respiración endógena para reducir los nitratos. Cuando se desean niveles totales muy bajos de nitrógeno en el efluente final, a menudo se utiliza una combinación de desnitrificación pre y postanóxica. Las fuentes externas de carbono incluyen metanol, acetato, etanol, azúcar, butanol, jarabe de maíz, melaza, metano y desechos industriales, como el procesamiento de alimentos, cervecerías y biodiesel. La ventaja de utilizar metanol sobre otras fuentes en aguas residuales es que está libre de contaminantes como nitrógeno y fósforo, tiene el menor costo y puede conducir a un mejor control y operación del proceso. La desventaja de utilizar metanol intermitentemente parece ser el período de retraso inicial (varios días a semanas) para el crecimiento de metanol utilizando desnitrificantes (Ginige,

y otros, 2004). La otra desventaja de usar metanol es que a diferencia del acetato no puede ser utilizado por los organismos acumuladores de fósforo en la eliminación biológica mejorada de fósforo cuando se desea la eliminación de nitrógeno y fósforo (deBarbadillo, Barnard, Tarallo, & Steichen, 2008).

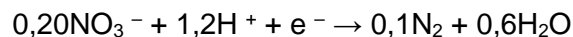
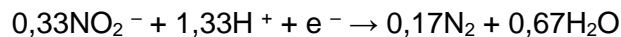
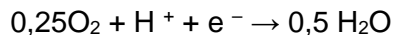
Las ecuaciones estequiométricas para la desnitrificación dependen del sustrato de carbono y de la fuente de nitrógeno. Las ecuaciones energéticas que utilizan aguas residuales y metanol como sustratos de carbono y nitrato como aceptador de electrones terminales se pueden escribir de la siguiente manera:

- Aguas residuales: $10\text{NO}_3^- + \text{C}_{10}\text{H}_{19}\text{O}_3\text{N} \rightarrow 5\text{N}_2 + 10\text{CO}_2 + 3\text{H}_2\text{O} + \text{NH}_3 + 10\text{OH}^-$
- Metanol: $6\text{NO}_3^- + 5\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow 3\text{N}_2 + 5\text{CO}_2 + 7\text{H}_2\text{O} + 6\text{OH}^-$

El ion hidróxido formado durante la desnitrificación reacciona con dióxido de carbono en el agua para crear iones de bicarbonato de acuerdo con la siguiente ecuación:



Las reacciones de media oxidación-reducción utilizando oxígeno, NO_2^- -N y NO_3^- -N como aceptadores de electrones se pueden expresar de la siguiente manera:



La conversión de nitrato a gas nitrógeno es que la demanda global de oxígeno del proceso se reduce en 2,86 g de oxígeno/g NO_3^- -N reducido $[(0,25 \times 32) / (0,20 \times 14)]$. Cuando el nitrito se convierte en gas nitrógeno, la demanda de oxígeno se reduce en 1,73 g de oxígeno/g NO_2^- -N reducido $[(0,25 \times 32)/(0,33 \times 14)]$. Además, para cada equivalente de NO_3^- -N reducido, se produce un equivalente de alcalinidad, que es equivalente a 3,57 g de alcalinidad como CaCO_3 /g NO_3^- -N reducido. Las relaciones estequiométricas para las fuentes de carbono de uso frecuente se presentan a continuación (Sorensen & Jorgensen, 1993):

- Ácido acético: $5\text{CH}_3\text{COOH} + 8\text{NO}_3^- \rightarrow 4\text{N}_2 + 10\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} + 8\text{OH}^-$
- Dextrosa: $0,208\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6 + \text{NO}_3^- \rightarrow 0,5\text{N}_2 + 1,25\text{CO}_2 + 0,75\text{H}_2\text{O}$

- Etanol: $5\text{C}_2\text{H}_5\text{OH} + 12\text{NO}_3^- \rightarrow 6\text{N}_2 + 10\text{CO}_2 + 9\text{H}_2\text{O} + 12\text{OH}^-$
- Glicol: $0,50(\text{CH}_2\text{OH})_2 + \text{NO}_3^- \rightarrow 0,5\text{N}_2 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{OH}^-$
- Formaldehído: $1,25\text{HCHO} + \text{NO}_3^- \rightarrow 0,5\text{N}_2 + 1,25\text{CO}_2 + 0,75\text{H}_2\text{O} + \text{OH}^-$
- Isopropinol: $0,278 \text{C}_3\text{H}_7\text{OH} + \text{NO}_3^- \rightarrow 0,5 \text{N}_2 + 0,833 \text{CO}_2 + 0,5 \text{H}_2\text{O} + \text{OH}^-$
- Aceite de Fusel (alcohol amilo): $0,167\text{C}_5\text{H}_{11}\text{OH} + \text{NO}_3^- \rightarrow 0,5\text{N}_2 + 0,833\text{CO}_2 + 0,5\text{H}_2\text{O} + \text{OH}^-$
- Metano: $8\text{NO}_3^- + 5\text{CH}_4 \rightarrow 4\text{N}_2 + 5\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} + 8\text{OH}^-$

Al igual que con la nitrificación, la inclusión de la biosíntesis cambia la estequiometría. El resultado general es un aumento en el donante de electrones (sustrato de carbono) requerido por unidad de masa de nitrato o nitrito reducido.

4.3. Principios de eliminación biológica mejorada del fósforo.

La eliminación biológica mejorada de fósforo (EBPR por sus siglas en inglés) se basa en la selección y proliferación de una población microbiana especializada capaz de almacenar ortofosfato en exceso de sus necesidades de crecimiento biológico. Estos organismos, denominados colectivamente organismos de acumulación de fosfato (PAOs), pueden secuestrar hasta 0,38 mg de P/mg sólidos suspendidos volátiles (SSV), como resultado; el licor mezclado de un sistema EBPR puede contener 0,06 a 0,15 mg de P/mg de VSS (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008). Aunque se conocen las condiciones de funcionamiento que mejoran la eficiencia de la EBPR, no está claro si se logra una mayor eliminación de fósforo debido a una mayor fracción de PAOs en los sólidos suspendidos de licor mixto (SSLM) o un mayor contenido de fósforo de PAOs individuales, o ambos.

El esquema de proceso EBPR consiste en una zona anaeróbica seguida de una zona aeróbica. Por definición, una zona anaeróbica no contiene oxígeno disuelto ni combinado, como nitrato y sulfato. En la zona anaeróbica, los PAO, que median EBPR, secuestran un número selecto de compuestos orgánicos en forma de ácidos grasos volátiles (VFA) para el almacenamiento intracelular, típicamente como polihidroxibutiato (PHB) o polihidroxivales (PHV), designados colectivamente como polihidroxialcanoates (PHA). La energía necesaria para el almacenamiento de PHA se genera a través de la descomposición de otro producto de almacenamiento interno, moléculas de polifosfato (poli-P). Esto resulta en la liberación de fósforo y iones de magnesio y potasio al medio anaeróbico. Además, el desglose del glucógeno, otra forma de almacenamiento interno de carbono, genera la cantidad sustancial de energía reductora necesaria para el almacenamiento de PHA (Erdal, Erdal, & Randall, 2004). La manifestación

externa de estas reacciones complejas es un aumento en la concentración de fosfato en la etapa anaeróbica. En esencia, las condiciones anaeróbicas proporcionan a los PAO una ventaja competitiva al eliminar gran parte o la totalidad del sustrato orgánico en la zona anaeróbica dejando poco o ningún sustrato para los otros organismos en la zona aeróbica posterior.

En la zona aeróbica, los PAOs metabolizan la PHA almacenada internamente y no necesitan competir por alimentos externos. La energía obtenida de la oxidación de PHA se utiliza para tomar todo el orto-P liberado en la zona anaeróbica y fósforo adicional presente en el afluente para renovar la piscina de polifosfato almacenada. La acumulación de fósforo por encima de la necesidad metabólica es posible porque la energía liberada por la oxidación de PHA es significativamente mayor que la energía necesaria para el almacenamiento de PHA. Está claro que la secuenciación anaeróbica-aeróbica de la masa de lodos es un requisito previo para desarrollar una población PAO's sana.

La eliminación neta de fósforo se realiza cuando el lodo rico en fósforo se desperdicia del sistema. Además, parte de la energía y el carbono se utiliza para restaurar la piscina de glucógeno para que las reacciones continúen cuando el licor mezclado se recircula a la cabeza de las zonas anaeróbicas. Los eventos que tienen lugar en las etapas anaeróbicas y aeróbicas se resumen en la Tabla 4-1

Tabla 4-1 Reacciones de eliminación biológica de fósforo en las zonas anaeróbicas y aeróbicas. (Water Environment Federation, 2010)

Proceso o compuesto	Zona anaeróbica	Zona aeróbica
Sustrato fácilmente biodegradable (ácidos grasos volátiles)	Tomados y almacenados como polihidroxiálcanoos	Utilizado
Fosfato	Liberado	Tomado y almacenado
Magnesio y potasio	Liberado	Tomado
Polihidroxiálcanoos	Almacenado	Oxidado
Glucógeno	Utilizado	Restaurado

4.3.1. Microbiología

En los sistemas aeróbicos convencionales, los PAOs son de crecimiento lento y son suprimidos por organismos de crecimiento más rápido (no PAO). Sin embargo, cuando una zona anaeróbica se coloca por delante de la zona aeróbica, los PAO se activan rápidamente debido a

su capacidad única de utilizar polifosfato almacenado internamente como fuente de energía para secuestrar los VFA. Esto les proporciona una ventaja competitiva sobre los no PAOs porque se elimina la necesidad de que compitan por alimentos externos en la zona aeróbica.

Los PAOs son un subconjunto de heterotópicos, que conforman la mayor mayoría de la biomasa de lodos activada que se encuentra en las plantas de tratamiento secundarias. La fracción PAO en los sólidos suspendidos volátiles de licor mixto (SSVLM) está determinada por la cantidad de sustrato fácilmente biodegradable al que son capaces de acceder en la zona anaeróbica. Esto a su vez se determina por cual es la limitante, el sustrato disponible de fósforo, asumiendo la presencia de suficientes nutrientes. Como resultado, el contenido de PAO del SSVLM es directamente proporcional a la relación sustrato-fósforo biodisponible en la zona anaeróbica. Esta relación determina el tamaño de la zona anaeróbica y la eficacia de la EBPR.

No hay consenso en cuanto a qué organismo es el principal responsable de la EBPR. Varios investigadores han identificado a *Acinetobacter* como la PAO predominante (Brodisch, 1985) concluyeron que microorganismos distintos de *Acinetobacter* pueden ser responsables de EBPR. (Lotter, 1985) encontró niveles significativos de *Aeromonas* y *Pseudomonas* capaces de almacenar polifosfatos. Otros organismos capaces de mediar EBPR incluyen *Moraxella*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Accumulibacter phosphatis* en el grupo *Rhodocyclaceae* de las *Betaproteobacterias*, *Actinobacterias* y *Malikia spp.* (Bitton, 2005).

Los estudios de cultivo puro para determinar los coeficientes cinéticos de crecimiento de *Acinetobacter* en cultivos cultivados aeróbicamente utilizando sustratos como el acetato y el etanol han demostrado tasas máximas de crecimiento de 4 a 30/días; rendimientos de células secas (Y) de aproximadamente 0,4 g/g de demanda química de oxígeno (DQO); y tasas de desintegración endógenas (b) de 1 a 5 g/d (Ensley & Finnerty, 1980). Las células cultivadas en tales condiciones tienen un alto contenido de fósforo de aproximadamente 4% a 7%. (Hao & Chang, 1987) reportaron un máximo de contenido de fósforo de 4% a 8%.

Ahora se sabe que la selección de PAO no se puede garantizar proporcionando condiciones favorables para el crecimiento (condiciones anaeróbicas y sustrato rápidamente biodegradable). Otro grupo de organismos llamado siccógeno según el organismo acumulador de glucógeno (GAO) también consume VFA, pero es incapaz de una ingesta excesiva de fósforo (Liu et al., 1997). Por lo tanto, la competencia de la GAO puede disminuir la eficacia de la EBPR.

4.3.2. Bioquímica

La bioquímica de EBPR es difícil de estudiar debido a la complejidad del proceso. (Jenkins & Tandoi, 1991) indicaron que los modelos bioquímicos disponibles se basan en experimentos con sistemas de lodos activados operados bajo ciclos aeróbico-anaeróbicos. En estos cultivos mixtos, es imposible aislar los efectos de los PAOs y su bioquímica. Se sabe, sin embargo, que las reacciones bioquímicas del proceso EBPR se caracterizan por la formación cíclica y la degradación de compuestos orgánicos almacenados (por ejemplo, PHA) junto con la degradación y formación de gránulos de polifosfato. Para que se produzcan estas reacciones, la masa de lodos debe someterse a condiciones anaeróbicas y aeróbicas alternas. Algunas de las reacciones bioquímicas clave asociadas con el proceso de EBPR reportado en la literatura se resumen a continuación:

- La adición de aguas residuales o una fuente simple de carbono da como resultado la liberación de fósforo y la toma y almacenamiento simultáneos de carbono (Fukase, Shibeta, & Mijayi, 1982). Los compuestos de carbono que desencadenan la liberación de fósforo incluyen acetato, propionato, butirato, lactato, propionato, glucosa, lodos fermentados y aguas residuales (Barnard J. L., Activated Primary Tanks for Phosphate Removal, 1984).
- El fosfato liberado por los PAO en la zona anaeróbica se origina en las reservas de polifosfato de los organismos (Arvin, 1985)
- En los PAO se han encontrado diversos productos de almacenamiento orgánicos y de energía, que se denominan colectivamente polihidroxi-hidroxi-alkanoato (PHA). De estos, el poli-hidroxi-buterato (PHB) se ha asociado principalmente con EBPR (Fukase, Shibeta, & Mijayi, 1982). Otros productos de almacenamiento reportados incluyen polihidroxi-ácido y glucógeno (Comeau, Oldham, & Hall, 1987).
- La presencia de nitrato u oxígeno disuelto en la zona anaeróbica evitará y revertirá las reacciones de liberación de admisión en la zona (Grady C. P., 2000), esto podría afectar potencialmente la capacidad de EBPR de tres maneras:
 - Todos los PAOs pueden utilizar oxígeno disuelto como su aceptor de electrones terminal. En ausencia de oxígeno disuelto, algunos PAOs utilizan nitratos. Cuando esto sucede, exhiben metabolismo aeróbico, que reducirá el almacenamiento de PHA;
 - En presencia de nitrato, los organismos desnitrificantes con una tasa de crecimiento específica máxima más alta desplazarán a los OP; Y debido a

la presencia de una fuente de oxígeno, la fermentación anaeróbica se inhibiría dando lugar a una menor producción de VFA.

- No se ha establecido la relación entre la acumulación de sustrato orgánico y la liberación de fósforo. Con el acetato como fuente de carbono, la relación molar de liberación de acetato a fósforo oscila entre 0,6 y 0,7, y hasta 1,9 (Arvin, 1985) también encontraron que la proporción depende del tipo de sustrato en orden decreciente: acetato de sodio, ácido propiónico, glucosa, ácido acético y ácido butírico.
- Se han propuesto varios modelos para describir las vías bioquímicas para el EBPR (Arun, Mino, & Matsuo, 1988). El mecanismo exacto sigue siendo esquivo y un tema de debate. Se han establecido muchos de los aspectos y fenómenos claves necesarios para el crecimiento exitoso de los PAOs y el diseño de los sistemas EBPR.

4.4. Procesos de lodos activados para la remoción de nutrientes.

Todos los procesos de eliminación biológica de nitrógeno incluyen una zona aeróbica en la que la nitrificación biológica $\text{NH}_4\text{-N}$ a $\text{NO}_2\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$. volumen o tiempo anóxico también deben ser incluidos para proporcionar desnitrificación biológica para completar el objetivo de la eliminación de nitrógeno total por tanto la oxidación de $\text{NH}_4\text{-N}$ y $\text{NO}_3\text{-N}$ y la reducción de $\text{NO}_2\text{-N}$ a gas nitrógeno. El tipo de proceso de eliminación biológica de nitrógeno se clasifica en esta sección de acuerdo con la ubicación del reactor anóxico con relación a la etapa de nitrificación como sigue:

- Los procesos de desnitrificación Preanóxica
- Los procesos de desnitrificación Postanóxica

4.4.1. Procesos de eliminación biológica de nitrógeno (BNR por sus siglas en inglés)

4.4.1.1. Procesos desnitrificación preanóxica.

En la configuración preanóxica, el nitrato producido en la zona aeróbica se recicla a la zona preanóxica mixta, bacterias desnitrificantes en la zona preanóxica consumen DBO afluente para reducir el nitrato a gas nitrógeno. La tasa de desnitrificación en la zona preanóxica se ve

afectada por la concentración DQO_{rb} (DQO rápidamente biodegradable) en el agua residual afluyente, la concentración de SSLM, y la temperatura.

Entre las ventajas para el uso de una zona preanóxica aguas arriba de una zona de nitrificación se incluyen: (1) la relativa facilidad de adaptación a las instalaciones existentes, (2) los beneficios de la operación de un selector anóxico para el control de lodos filamentosos, (3) la producción de alcalinidad antes de la etapa de nitrificación, (4) el ahorro de energía debido a el uso de nitrato para la oxidación de la DBO afluyente, y (5) la capacidad de convertir un sistema de tratamiento biológico existente a la eliminación de nitrógeno con tiempos de detención relativamente cortos a moderados. Debido a estas ventajas, una zona preanóxica debe utilizarse con sistemas de lodos activados que están diseñados para la nitrificación, incluso si no se requiere la eliminación de nitrógeno. Además de las mejoras en el IVL (índice volumétrico de lodo) y del ahorro de energía, el uso de un proceso desnitrificación/nitrificación se ha demostrado es una opción más económica en comparación con la nitrificación sola (Rosso & Stenstrom, 2005a). Aunque los valores de TRS más largos asociados a los procesos de nitrificación y desnitrificación requieren un aumento de volumen del tanque en comparación con los sistemas diseñados sólo para eliminación de la DBO, sólo hay un pequeño aumento en los requisitos de energía en la PTAR basado en valores alfa mejorados y en eficiencias de aireación y una disminución de la cantidad de lodos a manejar (Leu, Chan, & Stenstrom, 2012)

4.4.1.2. Procesos de desnitrificación postanóxica.

Los diseños postanóxicos se utilizan comúnmente como un paso de desnitrificación de pulido para eliminar el nitrato a una concentración de efluente mínima. Por ejemplo, en el proceso Bardenpho más de 75% del nitrato se elimina típicamente en la zona preanóxica con el residual eliminado en la zona postanóxica. La zona postanóxica puede funcionar con o sin una fuente de carbono exógeno. Sin una fuente exógena, procesos postanóxicos dependen de la respiración endógena de los lodos activados para proporcionar donador de electrones para el consumo de nitrato en lugar de oxígeno. La tasa de desnitrificación es mucho más lenta, en un factor de 3 a 6, en comparación con aplicaciones preanóxicas que utilizan DBO del agua residual como donador de electrones.

4.4.1.3. Esquema procesos Preanóxicos

Proceso Ludzak-Ettinger

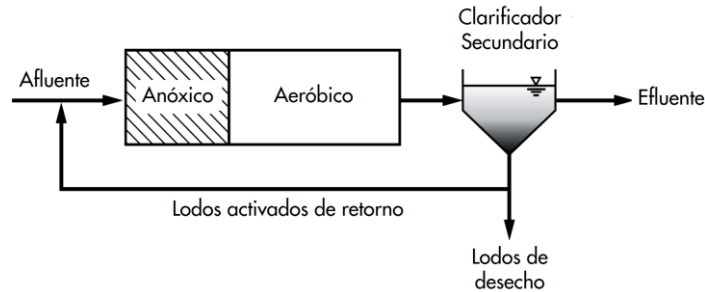


Figura 4-2 Esquema proceso Ludzak-Ettinger (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

El primer concepto de un BNR preanóxico era una secuencia de funcionamiento anóxico-aerobio (Ludzack & Ettinger., 1962). El agua residual afluente se alimentó a una zona anóxica, seguida por una zona aeróbica. El proceso se basa en el nitrato formado en la zona aeróbica el cual es devuelto a través del retorno de lodos activados - RAS a la zona anóxica. Debido a que la única fuente de alimentación de nitrato a la zona anóxica es el RAS, la desnitrificación se limita en gran medida por la relación RAS de reciclaje. Sin embargo, más recientemente, este proceso se ha utilizado con el aumento de las tasas de reciclaje de RAS para evitar la generación de lodos en los sedimentadores secundarios debido a la desnitrificación (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

Proceso Ludzak-Ettinger Modificado (MLE)

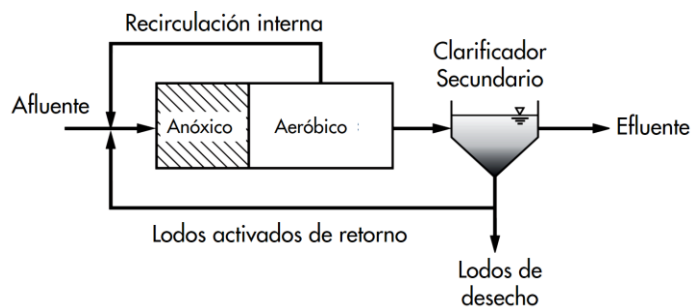


Figura 4-3 Esquema proceso Ludzak-Ettinger Modificado (MLE) (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

Uno de los procesos BNR más usados es el proceso Ludzak-Ettinger Modificado (MLE). Se mejoró el diseño original de Ludzak-Ettinger proporcionando el reciclado interno para aumentar la alimentación de nitrato a la zona anóxica directamente desde la zona aeróbica. Tanto la tasa de desnitrificación y la eficiencia general de eliminación de nitrógeno se incrementan. La relación

de flujo reciclado interno típicamente varía de 2 a 4. Con la suficiente DBO afluente y tiempo de contacto anóxico, estos reciclajes resultan en un promedio de concentraciones efluentes $\text{NO}_3\text{-N}$ de 4 a 7 mg/l en el tratamiento de aguas residuales domésticas. El proceso MLE es muy adaptable a las instalaciones de lodos activados existentes y puede satisfacer fácilmente un estándar de efluente común de nitrógeno total de menos de 10 mg/l. Una relación DBO / NTK de 4:1 en el agua residual afluente es generalmente suficiente para una reducción de nitrato eficaz por procesos preanóxicos. Tiempos típicos de retención en el tanque anóxico para el proceso MLE de 2 a 4 h, pero cuando la zona anóxica se divide en 3 a 4 etapas en serie, las tasas de desnitrificación se incrementan y el tiempo total de retención necesaria pueden ser 50 a 70% del diseño de un solo tanque (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

Proceso por pasos

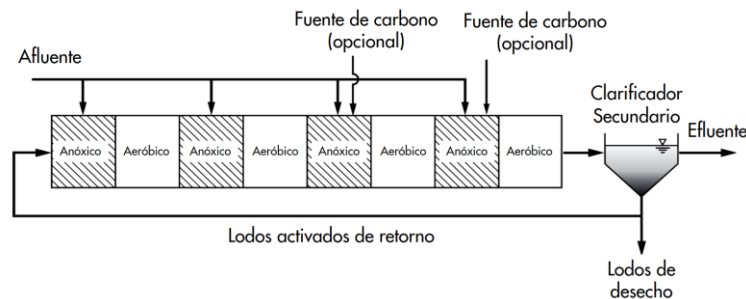


Figura 4-4 Esquema proceso por pasos (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

Las zonas preanóxicas también se pueden utilizar en un proceso BNR por pasos. La alimentación por pasos generalmente se adapta a los tanques a gran escala utilizando generalmente etapas aeróbicas/anóxicas simétricas. Sin embargo, los diseños asimétricos, con etapas aeróbicas/anóxicas iniciales más pequeñas pueden aprovechar mejor la concentración de SSLM más alta en las primeras etapas, dando como resultado una mayor capacidad de tratamiento. Una posible distribución de flujo afluente para un sistema de 4-etapas es 15/35/30/20 por ciento. La porción de flujo final a la última zona anóxica / aeróbica es crítica ya que el nitrato producido en la zona aeróbica de ese flujo no se reducirá y por tanto, determinará la concentración final de $\text{NO}_3\text{-N}$ del efluente. Efluentes con concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ de menos de 5 mg/L son posibles (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

Reactor discontinuo secuencial (SBR)

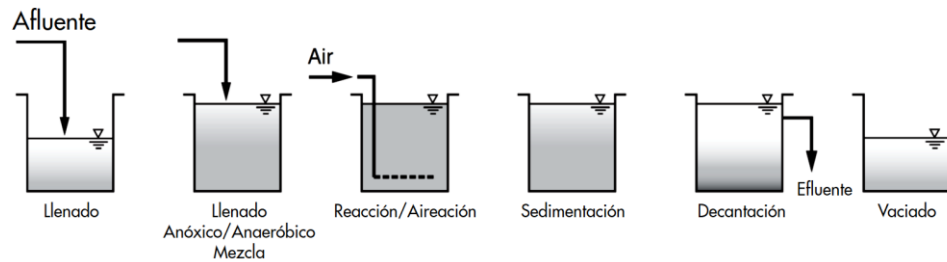


Figura 4-5 Esquema reactor discontinuo secuencial (SBR) (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

El sistema SBR también emplea desnitrificación preanóxica usando DBO en el agua residual afluente. La mezcla se utiliza durante el periodo de llenado para generar el contacto del licor mezclado con el agua residual afluente. Para muchas aplicaciones domésticas hay suficiente DBO y tiempo de llenado para eliminar casi todo el nitrato que permanece en el licor mezclado después de sedimentado. Alguna eliminación de nitratos también se produce durante los periodos de decantación. La mezcla separada ofrece flexibilidad de funcionamiento y es útil para la operación anaeróbica o anóxica de contacto durante el periodo de llenado. La mezcla sin aireación durante el período de relleno es eficaz para mejorar las propiedades del lodo de sedimentado, además de la eliminación de nitrógeno (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

4.4.1.4. *Procesos postanóxicos*

Proceso Bardenpho (4 etapas)

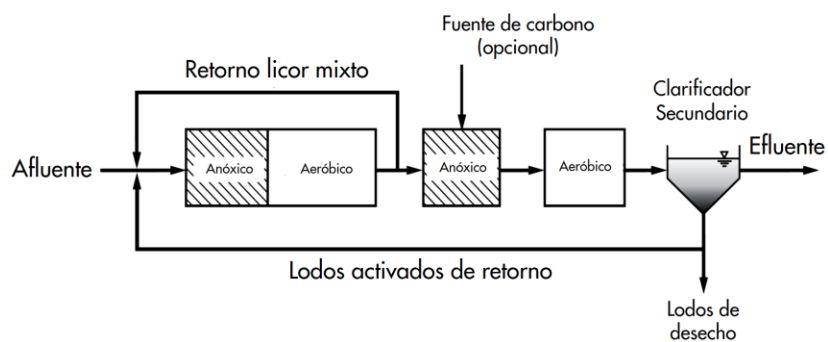


Figura 4-6 Esquema proceso Bardenpho (4 etapas) (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

El proceso Bardenpho incorpora desnitrificación tanto pre y postanóxica, fue desarrollado y aplicado en instalaciones a gran escala en África del Sur a mediados de la década de 1970, antes de hacer su camino a los Estados Unidos en 1978. El tiempo de retención de la etapa postanóxica es aproximadamente el mismo o mayor que el utilizado para la zona preanóxica. En

la zona postanóxica, la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ al salir de la zona de aireación se reduce a menos de 3 mg/l. Durante pruebas de planta piloto con aguas residuales de alta concentración, Barnard (1974) encontró que se produjo eliminación biológica de fósforo y de nitrógeno, dando origen al nombre del proceso (las tres primeras letras del nombre del inventor, Barnard, seguidas de desnitrificación, y fósforo). El carbono puede añadirse a la zona postanóxica para proporcionar efluentes con concentraciones inferiores de $\text{NO}_3\text{-N}$ y para reducir el volumen del tanque postanóxico. Efluentes con $\text{NO}_3\text{-N}$ menores de 1 o 2 mg/l son posibles (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

Proceso de dos etapas con una fuente externa de carbono

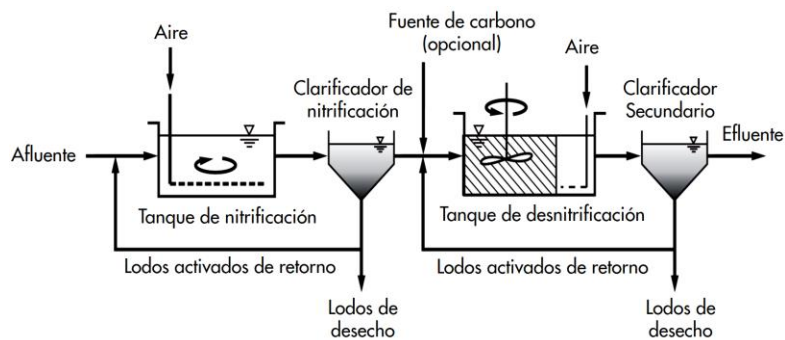


Figura 4-7 Esquema proceso Sistema Dual-lodos con una fuente externa de carbono (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

Proceso popular en la década de 1970 con reactor postanóxico con adición de carbono externo, generalmente metanol. A la zona anóxica mezclada (1 a 3 h) se agrega un tiempo de aireación corto (30 min) para despojar las burbujas de gas nitrógeno desde el floc y proporcionar condiciones aeróbicas para mejorar la separación de sólidos en el sedimentador.

4.4.1.5. *Ventajas y limitaciones de los procesos de eliminación de nitrógeno*

En la Tabla 4-2 se presentan las ventajas y desventajas de cada uno de los procesos para la eliminación biológica de nitrógeno.

Tabla 4-2 Ventajas y limitaciones de los procesos de eliminación de nitrógeno (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

PROCESO	VENTAJAS	LIMITACIONES
MLE	<ul style="list-style-type: none"> -Ahorra energía; DBO se elimina antes de zona aeróbica. -Alcalinidad se produce antes de la nitrificación -SSLM más altas debido a la selección contra bacterias filamentosas. -Muy adaptable a los procesos de lodos activados existentes, 10 mg/l NT es alcanzable 	<ul style="list-style-type: none"> -Concentración de NT en el efluente. -Capacidad de eliminación de Nitrógeno es función del reciclado interno. -Problemas de espuma por nocardioform. -Se requiere control de OD para reciclado interno.
Por pasos BNR	<ul style="list-style-type: none"> Adaptable a los procesos existentes de lodos activados de flujo de pistón. - <5 mg/L NT es alcanzable -No requiere tubería de reciclado interno, ni bombeo. -Tiene mayor capacidad de tratamiento para el volumen del tanque que MLE 	<ul style="list-style-type: none"> -Capacidad de eliminación de Nitrógeno es una función de la distribución de flujo -Operación más compleja que MLE; requiere un control de división de flujo para optimizar la operación. -Requiere control de OD en cada zona de aireación.
Reactor discontinuo secuencial	<ul style="list-style-type: none"> -Proceso tiene diseño simple -Sistema de tratamiento de alta flexibilidad -Sólidos del licor mezclado no pueden ser lavados por sobretensiones hidráulicas porque se proporciona igualación de flujo. -La sedimentación ofrece baja concentración de TSS en el efluente. -5 a 8 mg / L TN es alcanzable 	<ul style="list-style-type: none"> -Adecuado principalmente para flujos más pequeños. -Necesita más volumen para la eliminación de nitrógeno que solamente eliminación de DBO -Se requieren unidades redundantes para la fiabilidad de funcionamiento. -Proceso de diseño más complejo. -La calidad del efluente depende de instalaciones de decantación fiables.

Continuación tabla 4 2 Ventajas y limitaciones de los procesos de eliminación de nitrógeno
(AECOM, Metcalf, & I, 2014)

PROCESO	VENTAJAS	LIMITACIONES
Bardenpho (4 etapas)	-Capaz de lograr niveles de nitrógeno efluente de menos de 3 mg/L -Algunas ventajas como el MLE	-Grandes volúmenes de reactor necesarios -Segundo tanque anóxico tiene baja eficiencia de eliminación de nitrógeno sin la adición de carbono exógeno
Zanja de oxidación	-El volumen de reactor es resistente a variaciones de carga sin afectar la calidad del efluente significativamente -Simple distribución de la planta y de operación -Tiene buena capacidad de eliminación de nitrógeno; menos de 5 mg / L de efluente TN es posible -Se puede ser eficaz con zonas pre anóxicas	-La capacidad de eliminación de nitrógeno- se relaciona con las competencias del personal operativo y métodos de control si no hay zonas preanóxicas -Gran área requerida
Postanóxica con adición de carbón	-Capaz de lograr niveles de nitrógeno de efluente menor de 3 mg / L -Puede ser combinada con la filtración de efluentes	-Mayor costo de operación debido a la compra de fuente de carbono -Requiere control de alimentación fuente carbono

4.4.2. Procesos de eliminación biológica de fósforo mejoradas (EBPR)

Se han desarrollado y aplicado una variedad de diseños de procesos EBPR en las Plantas PTAR. La selección del diseño ha dependido del proceso de tratamiento de aguas residuales, del equipo disponible, de las características de las aguas residuales y de las necesidades de tratamiento. Las tres configuraciones de proceso EBPR diferente se utilizan para aplicaciones en las que:

1. No se requiere la nitrificación
2. La nitrificación se requiere con altas relaciones DBO/P en el agua residual afluente

3. La nitrificación se requiere con bajas relaciones DBO/P en el agua residual afluyente.

4.4.2.1. Eliminación del fósforo sin nitrificación.

El término Phoredox, introducido por (Barnard J. L., Biological Nutrient Removal without the Addition of Chemicals, 1975), se utiliza para representar cualquier proceso con una secuencia de anaeróbico/aeróbico para promover EBPR. El proceso Phoredox, también se ha referido como un proceso A/O (anaerobio/aerobio); el lodo activado sedimentado y espesado se devuelve al reactor anaeróbico. La nitrificación no ocurre de manera apreciable en el proceso A/O, ya que está diseñado con valores de TRS aeróbicos bajos de 2 a 3 días a 20°C y de 4 a 5 días a 10°C. Estos TRS relativamente bajos son adecuadas para el crecimiento y el rendimiento adecuado de las PAO. Aunque el EBPR se ha realizado en sistemas de lodos activados sin nitrificación, se favorecen los procesos biológicos de eliminación de fósforo y nitrógeno para minimizar el impacto negativo del nitrato en el rendimiento del EBPR y reducir los requerimientos de energía (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

4.4.2.2. Eliminación de fósforo con nitrificación y aguas residuales afluentes con relaciones altas de DBO/P

Para aplicaciones donde se necesita nitrificación para cumplir con los requisitos de descarga, el nitrato puede estar presente en el flujo de lodo activado de retorno a la zona de contacto anaeróbico de un proceso EBPR y puede ser perjudicial para el rendimiento de EBPR, dado que; de no eliminarse el nitrato con los sistemas de nitrificación, la eliminación biológica de fósforo no es posible.

Por lo anterior, en aguas residuales con relaciones altas de DBO/P (típicamente mayor que 30/1) es probable que haya suficiente DQO_{rb} para la eliminación de nitratos y el crecimiento PAO. Para aguas residuales más débiles o aguas residuales con una relación más baja DBO/P, la cantidad de DQO_{rb} afluyente consumida por las bacterias desnitrificantes heterotróficas es tal que no queda suficiente para soportar la cantidad de crecimiento de PAO necesaria para eliminar la cantidad deseada de fósforo afluyente (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

4.4.2.3. Eliminación de fósforo con nitrificación y aguas residuales afluentes con relaciones bajas de DBO/P

En algunas aplicaciones es necesario tener muy poco o ningún nitrato en el reciclaje del licor mezclado a la zona de contacto anaeróbico, de modo que los PAO puedan usar todo el DQO_{rb} para alcanzar la cantidad deseada de eliminación biológica de fósforo. Se desea evitar el nitrato en el licor mezclado que regresa a la zona de contacto anaeróbico con aguas residuales débiles (bajas relaciones DBO/P) de afluente ya que los organismos heterótrofos ordinarios - OHOs son capaces de usar la DQO fermentable como fuente de energía y carbono cuando hay un aceptor externo de electrones como el oxígeno y el nitrato consumiendo la DQO_{rb} en lugar de ser convertida a Ácidos Grasos Volátiles - AGV. En consecuencia, la recirculación de oxígeno y/o nitrato causa un detrimento en la liberación, asimilación y remoción neta de P debido a que la masa de AGV disponible para su almacenamiento por PAOs disminuye. (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

4.4.2.4. Esquemas de procesos para remoción de fósforo

A continuación, se presentan los procesos más usados para la remoción de fósforo en aguas residuales domésticas.

Proceso Phoredox (A / O)

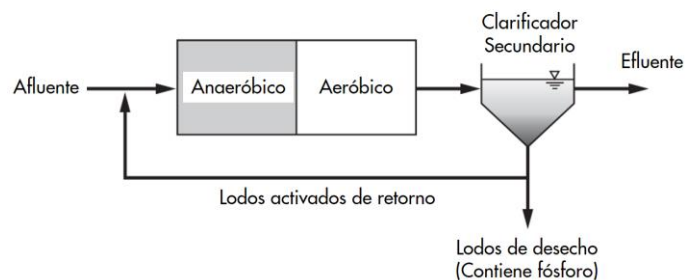


Figura 4-8 Esquema proceso Phoredox (A / O) (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

La configuración básica del proceso para la eliminación biológica de fósforo consiste en una zona anaeróbica seguida de una zona aeróbica. (Barnard J. L., 1974) fue el primero en aclarar la necesidad de un contacto anaeróbico entre el lodo activado y las aguas residuales afluentes antes de la degradación aeróbica para lograr una mayor eliminación biológica de fósforo. Barnard lo identificó como el proceso Phoredox y también se lo ha denominado proceso anaeróbico/aeróbico (A/O). El TRS del licor mixto de la zona aeróbica es de 2 a 4 días, dependiendo de la temperatura, de modo que no se produce nitrificación. El tiempo de contacto

anaeróbico es de 30 min a 1 h para proporcionar la condición selectiva para una mayor eliminación biológica de fósforo (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

Proceso anóxico/anaeróbico/aeróbico (A2O)

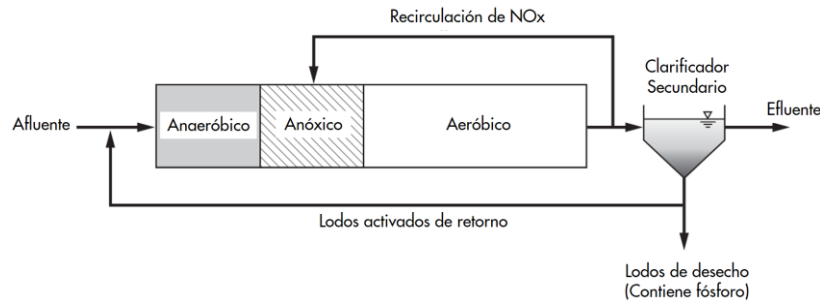


Figura 4-9 Esquema proceso anóxico/anaeróbico/aeróbico (A2O) (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

El proceso A2O tiene una zona anóxica situada entre la anaeróbica y la aeróbica y se utiliza para sistemas EBPR que tienen nitrificación. El nitrato se recicla desde la zona aeróbica a la zona anóxica para la desnitrificación. El tiempo de retención en la zona anóxica es de 1 a 3 h, dependiendo de las características del agua residual y de la cantidad de nitrato de eliminar. El uso de la zona anóxica minimiza la cantidad de nitrato alimentado a la zona anaeróbica en el lodo activado de retorno (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

Proceso Bardenpho Modificado

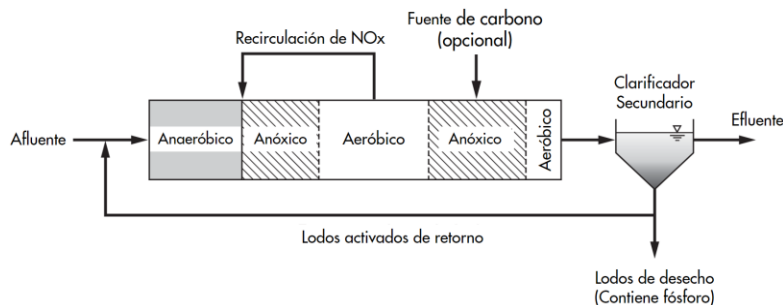


Figura 4-10 Esquema proceso Bardenpho Modificado (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

El proceso Bardenpho puede ser modificado para eliminación de nitrógeno y de fósforo. El sistema de 5 etapas proporciona etapas anaerobias, anóxicas y aerobias para fósforo, nitrógeno, y eliminación de carbono. El licor mixto desde la primera zona aeróbica se recicla a la zona de preanóxica, se proporciona una segunda etapa anóxica para la desnitrificación adicional utilizando nitrato producido en la primera zona aeróbica como aceptor de electrones, y el carbono orgánico endógeno como donador de electrones. Una opción es añadir una fuente de carbono

exógeno a la segunda zona anóxica de modo que tenga un tiempo de retención más corto y pueda producir una menor concentración del $\text{NO}_3\text{-N}$ efluente. La etapa aeróbica final se utiliza para despojar gas nitrógeno residual de la solución y para elevar la concentración de OD para reducir al mínimo la liberación de fósforo en el sedimentador secundario. El proceso de 5 etapas produce una menor concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el flujo de lodo activado de retorno para minimizar el efecto de $\text{NO}_3\text{-N}$ en la zona anaeróbica (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

Proceso de la Universidad de Ciudad del Cabo (UCT)

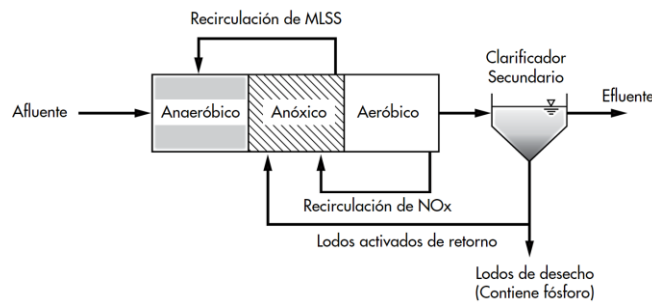


Figura 4-11 Esquema proceso de la Universidad de Ciudad del Cabo (UCT) (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

El proceso UCT fue desarrollado en la Universidad de Ciudad del Cabo (Sudáfrica) para minimizar el efecto del nitrato de entrada en la zona de contacto anaerobio en los procesos de tratamiento de aguas residuales EBPR débiles. El proceso UCT tiene tres corrientes de reciclaje en lugar de dos como en el proceso A2O. El lodo activado de retorno desde el sedimentador secundario se dirige a la zona anóxica en lugar de a la zona anaeróbica. Similar al proceso A2O, el reciclado interno alimenta a la zona anóxica con NO_x desde la zona aeróbica. La zona anaeróbica recibe licor mixto de la zona anóxica en lugar del flujo de lodo activado de retorno, de modo que se elimina la introducción de nitrato en la etapa anaeróbica. Por tanto, hay más DQO_{rb} afluente disponible para los PAO en la zona anaeróbica que puede mejorar la eficiencia de EBPR. Debido a que la zona anaeróbica recibe licor mezclado a una concentración menor que en el proceso A2O, el tiempo de detención anaeróbico debe ser mayor que el utilizado en el proceso Phoredox, y es de 1 a 2 h. La tasa de reciclado anaeróbico es típicamente 2 veces la tasa de flujo afluente (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

Proceso de planta de Iniciativa de Virginia VIP

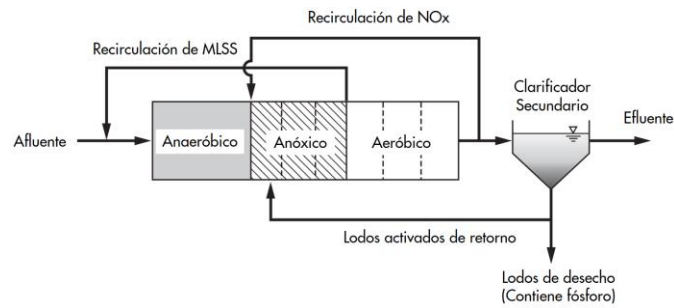


Figura 4-12 Esquema proceso de planta de Iniciativa de Virginia VIP (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

En el proceso VIP, todas las zonas se organizan en al menos 2 celdas completamente mezcladas en serie. El lodo activado de retorno se descarga a la entrada de la zona anóxica junto con reciclaje nitrificado de la zona aeróbica. El licor mezclado desde la zona anóxica se devuelve al extremo de la cabeza de la zona anaeróbica. El proceso VIP opera con edades de lodo mucho más cortas, lo que maximiza la eficiencia EBPR. Las edades de lodos combinadas de las zonas anaerobias y anóxicas son generalmente de 1,5 a 3 d (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

Proceso Johannesburg (JHB)

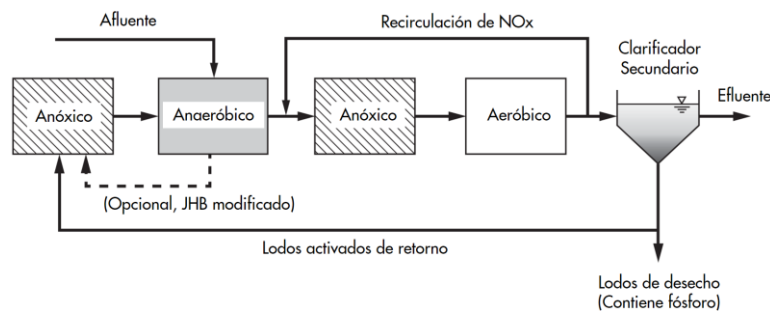


Figura 4-13 Esquema proceso Johannesburg (JHB) (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

El proceso JHB se originó en Johannesburgo, Sudáfrica, como una alternativa al proceso UTC o UCT modificado para minimizar la adición de nitrato a la zona anaeróbica y maximizar la EBPR para aguas residuales débiles. El lodo activado de retorno se dirige a una zona anóxica que tiene suficiente tiempo de retención para reducir el nitrato en el licor mixto antes de que se alimente a la zona anaeróbica. La reducción de nitrato es impulsada por la tasa de respiración endógena del licor mezclado; el tiempo de detención de la zona anóxica depende de la concentración del licor mezclado, de la temperatura y de la concentración de nitrato en la

corriente de retorno de lodos. El NOx producido en la zona aeróbica se recicla a una zona preanóxica a un caudal 3 a 4 veces el flujo afluente (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

Proceso EBPR con fermentación primaria de lodos

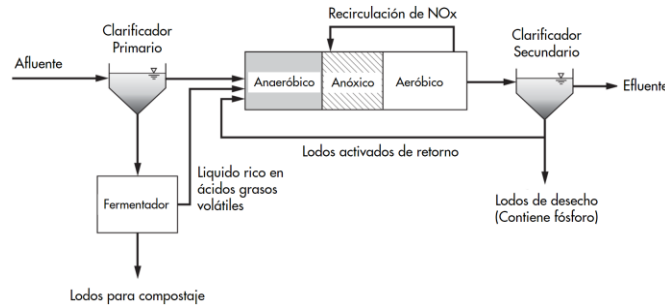


Figura 4-14 Esquema proceso EBPR con fermentación primaria de lodos - sistema 1 (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

El sistema 1 se utiliza en la PTAR de Kelowna y representa la aplicación más típica. En esta se añade líquido del fermentador a la zona anaeróbica de un proceso EBPR, que también recibe el efluente primario. Los AGVs adicionales en el líquido del fermentador proporcionan más sustrato para el crecimiento de PAO para mejorar la eliminación de fósforo.

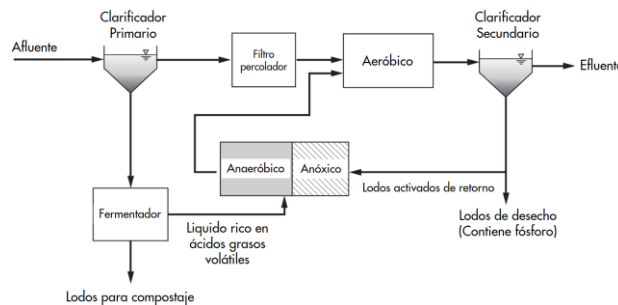


Figura 4-15 Esquema proceso EBPR con fermentación primaria de lodos - sistema 2 (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

El sistema 2 se utiliza en las instalaciones de OWASA, que cuenta con un tratamiento de filtro percolador antes del tanque de aireación de lodo activado. En este caso, la zona de contacto anaeróbica necesaria para EBPR recibe la corriente rica en VFA del fermentador de lodo primario (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

Proceso SBR con EBPR

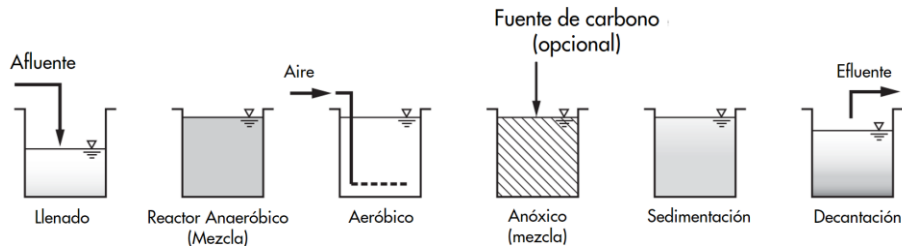


Figura 4-16 Esquema proceso SBR con EBPR (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

Se usa un período de funcionamiento anóxico después de un tiempo aeróbico suficiente para la nitrificación y la producción de nitrato. Alternativamente, pueden usarse períodos aeróbicos y anóxicos cíclicos durante el período de reacción. La concentración de nitrato se minimiza antes de la sedimentación, y hay poco nitrato disponible para competir por DQO_{rb} en el período de llenado y reacción inicial. Por tanto, se producen condiciones anaeróbicas en el período de llenado y reacción inicial, de modo que los PAO pueden utilizar $rbDQO$ en lugar de las bacterias reductoras de nitrato (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

Proceso Phostrip con tratamiento de lodo activado anóxico / aeróbico

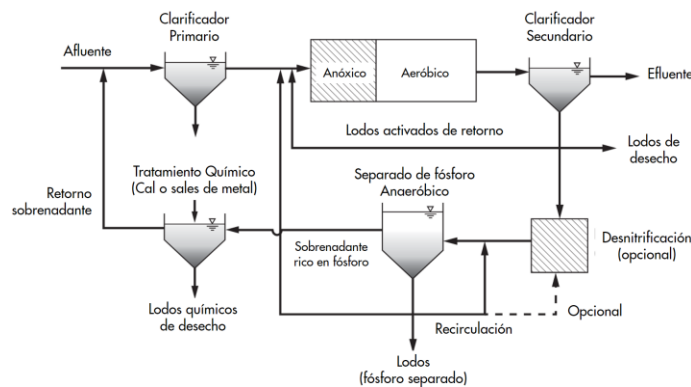


Figura 4-17 Esquema proceso Phostrip con tratamiento de lodo activado anóxico / aeróbico (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

El proceso Phostrip es esencialmente un proceso EBPR anaeróbico/aeróbico con eliminación de fósforo de los PAO. La condición anaeróbica se crea al retener el lodo activado durante tiempo suficiente en un espesante de gravedad (denominado separador de fósforo) con tiempos de residencia generalmente de 8 a 12 h (Levin, Topol, & Tarnay, 1988). Los sustratos liberados por la descomposición endógena del lodo y la lisis se fermentan en VFA para su absorción por los PAO, lo que resulta en la liberación de fósforo. El fósforo liberado se alimenta mediante la circulación del flujo inferior desde el espesador hasta la entrada del espesante. Los

sólidos de flujo inferior del espesador se devuelven al proceso de lodo activado, donde los PAO absorben fósforo en condiciones anóxicas y aeróbicas. El desbordamiento del tanque separador se trata químicamente con cal o sales metálicas para eliminar el fósforo. La dosis de cal necesaria para elevar el pH para la eliminación del fósforo es una función de la alcalinidad del agua residual y no de la cantidad de fósforo presente. Si en su lugar se usan alumbre y sales férricas, la dosis es proporcional a la cantidad de fósforo liberado, pero se puede usar en relaciones molares mínimas para la eliminación de fósforo. El proceso Phostrip puede aplicarse de manera similar en sistemas sin nitrificación. Para procesos anóxicos / aeróbicos, el reciclaje puede mantenerse en un reactor anóxico para desnitrificación antes de su adición al tanque separador (AECOM, Metcalf, & I, 2014).

4.4.2.5. *Ventajas y limitaciones de los procesos de eliminación de fósforo*

En la Tabla 4-3 se presentan las ventajas y desventajas de cada uno de los procesos para la eliminación biológica de fósforo.

Tabla 4 3 Ventajas y limitaciones de los procesos de eliminación de fósforo (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

PROCESO	VENTAJAS	LIMITACIONES
Phoredox (A / O)	<ul style="list-style-type: none"> -La operación es relativamente simple en comparación con otros procesos. -Baja influencia de la relación DBO/P posible -Tiempo de retención hidráulico relativamente corto -Produce buena sedimentación. -Buena eliminación de fósforo 	<ul style="list-style-type: none"> -La eliminación de fósforo disminuye si se produce nitrificación -Requiere un cuidadoso control TRS para evitar la nitrificación -Difícil de operar sin nitrificación en climas cálidos

Continuación tabla 4 3 Ventajas y limitaciones de los procesos de eliminación de fósforo
(AECOM, Metcalf, & I, 2014)

PROCESO	VENTAJAS	LIMITACIONES
A2O	<ul style="list-style-type: none"> -Elimina tanto nitrógeno como fósforo -Proporciona alcalinidad para nitrificación -Produce buen sedimento de sedimentación. -La operación es relativamente simple -Ahorra energía -Compatible con MBR 	<ul style="list-style-type: none"> -RAS que contiene nitrato se recicla a la zona anaeróbica, lo que afecta la capacidad de eliminación de fósforo. -La eliminación de nitrógeno está limitada por la relación de reciclaje interno. -Necesita una relación BOD/P más influyente que el proceso A/O.
UCT	<ul style="list-style-type: none"> -La carga de nitrato en la zona anaeróbica se reduce, lo que aumenta la capacidad de eliminación de fósforo. -Para aguas residuales más débiles, el proceso puede lograr una eliminación de fósforo mejorada. -Produce lodo de buena sedimentabilidad. -Buena eliminación de nitrógeno -Compatible con MBR 	<ul style="list-style-type: none"> -More complex operation -Requires additional recycle system
VIP	<ul style="list-style-type: none"> -La carga de nitrato en la zona anaeróbica se reduce, lo que aumenta la capacidad de eliminación de fósforo. -Produce lodo de buena sedimentabilidad. -Requiere una relación BOD / P más baja que UCT -Buena eliminación de nitrógeno -Compatible con MBR 	<ul style="list-style-type: none"> -Operación más compleja -Requiere un sistema de reciclaje adicional -Más equipo, deflectores y pérdida de cabeza necesarios para el diseño por etapas.

Continuación tabla 4 3 Ventajas y limitaciones de los procesos de eliminación de fósforo
(AECOM, Metcalf, & I, 2014)

PROCESO	VENTAJAS	LIMITACIONES
Bardenpho Modificado	<ul style="list-style-type: none"> -Puede alcanzar 3 a 5 mg / L TN en efluente sin filtrar -Produce lodo de buena sedimentabilidad. -Menos nitrato alimentado a la zona anaeróbica que para A2O -Compatible con MBR 	<ul style="list-style-type: none"> -Eliminación de fósforo menos eficiente debido a una TRS más larga -Requiere mayores volúmenes de tanque.
JHB	<ul style="list-style-type: none"> -Previene la alimentación de nitrato a la zona anaeróbica -Promueve la alta eficiencia EBPR -Se puede usar con A2O, Bardenpho modificado, Westbank y Steppe. -Compatible con MBR 	<ul style="list-style-type: none"> -Requiere más volumen del tanque -Aumento de la complejidad operativa.
SBR con EBPR	<ul style="list-style-type: none"> -Tanto la eliminación de nitrógeno como de fósforo es posible -Proporciona un buen sedimento de sedimentación. -Los sólidos del licor mezclado no pueden ser lavados por sobretensiones hidráulicas. -La sedimentación quiescente puede producir un efluente más bajo. -Concentración TSS. -Funcionamiento flexible. -Diseño simple del sistema. -Buena cinética de flujo de enchufe para la eficiencia de absorción de P 	<ul style="list-style-type: none"> -Operación más compleja para la eliminación de N y P -Necesita un volumen mayor que SBR solo para eliminar N -La calidad del efluente depende de una instalación de decantación confiable. -El diseño es más complejo. -Se requiere mantenimiento especializado. -Más adecuado para caudales más pequeños.

Continuación tabla 4 3 Ventajas y limitaciones de los procesos de eliminación de fósforo
(AECOM, Metcalf, & I, 2014)

PROCESO	VENTAJAS	LIMITACIONES
SBR con Lodo activado granular	<ul style="list-style-type: none"> -Tanto la eliminación de nitrógeno como de fósforo es posible. -Excelente sedimentación de sedimentación. Menos espacio que el lodo activado convencional. -Sistema simple de operación. -Buena cinética de flujo de enchufe -Buena eficiencia de aireación con profundidad constante del líquido. 	<ul style="list-style-type: none"> -Limitada experiencia a largo plazo. - Mayor concentración de sólidos en suspensión de efluentes. -Puede no ser compatible con la adición química para la eliminación de fósforo. -Altas cargas hidráulicas pico no deseadas.
Phostrip	<ul style="list-style-type: none"> -Se puede incorporar fácilmente en las plantas de lodos activados existentes. -El proceso es flexible; el rendimiento de eliminación de fósforo está menos controlado por la relación de DBO / fósforo. -Menos uso de químicos que el proceso de precipitación química convencional. -Puede lograr concentraciones confiables de ortofosfato en el efluente inferiores a 1 mg/l 	<ul style="list-style-type: none"> -Requiere sales metálicas o adición de cal para la precipitación de fósforo. -Se necesitan tanques adicionales. -Aumenta las operaciones. -Aumenta la producción de lodos. -La escala de cal puede ser un problema de mantenimiento.

4.5. Modelación de procesos de lodos activados con remoción de nutrientes.

El proceso de lodos activados es el método de tratamiento biológico de aguas residuales más aplicado, en este una suspensión de biomasa bacteriana (el lodo activado) es responsable de la eliminación de los contaminantes. Dependiendo del diseño y la aplicación específica, una PTAR de lodos activados puede lograr eliminación biológica de nitrógeno (N) y de fósforo (P), además de la eliminación de sustancias de carbono orgánico. Evidentemente, muchas configuraciones diferentes de procesos de lodos activados han evolucionado a lo largo de los años.

Hay dos categorías generales de simulación de tratamiento de aguas residuales: estado estable y dinámico. Un modelo de estado estacionario no incluye entradas de variante de tiempo, y un modelo dinámico sí las incluye. La mayoría de los simuladores comerciales tienen la capacidad de hacer ambas cosas, pero la mayoría de las herramientas desarrolladas internamente solo son capaces de simulación en estado estable.

Tanto las simulaciones dinámicas como las de estado estacionario se usan de manera apropiada en proyectos de diseño. La selección de qué método usar depende de los requisitos específicos del proyecto, por ejemplo; la práctica de diseño común generalmente usa los flujos y cargas máximos mensuales como base de diseño para una instalación, lo que sería una simulación en estado estacionario. Por el contrario, se justificaría una simulación dinámica si se requiriera que la instalación bajo diseño alcanzara un límite diario en un componente de nutrientes, o si se necesitara más información sobre el comportamiento transitorio en la instalación, como las demandas de aireación pico o los efectos de la carga de agua. La decisión del modelador sobre el tipo de simulación mejor para cumplir con los objetivos del proyecto se debe considerar cuidadosamente. En general, la simulación dinámica requiere mucho más tiempo y esfuerzo que la simulación en estado estable para lograr un nivel de precisión determinado.

Tanto las simulaciones dinámicas como las de estado estable requieren la aplicación adecuada de factores de seguridad a sus salidas cuando se utilizan para el diseño. Por lo general, los factores de seguridad para las simulaciones de estado estable son mayores que los necesarios para las simulaciones dinámicas. Por tanto, se debe considerar cuidadosamente cuáles son los factores de seguridad apropiados en un diseño dado. Una parte clave de cualquier esfuerzo de simulación es el conocimiento y la documentación por parte del usuario de cómo se aplican estos factores de seguridad en el procedimiento de diseño y su efecto en los resultados de la simulación.

4.5.1. Modelos en estado estacionario

La principal ventaja de la simulación en estado estacionario es su velocidad tanto en las soluciones modelo como en el tiempo requerido por el usuario para producir los resultados necesarios. El tiempo requerido para lograr una solución modelo es directamente proporcional a la complejidad del modelo implementado en el simulador y el método que utiliza el simulador para lograr la solución de estado estacionario. Hay dos enfoques básicos para determinar una solución de estado estacionario. El primero ejecuta la rutina de solución dinámica hasta que se

alcanza un estado estable (basado en una tolerancia definida). Éste método generalmente es más lento que el método de resolución directa para la solución de estado estacionario donde los términos que cambian el tiempo (dC / dT) en las ecuaciones de velocidad se establecen en cero, y la matriz de ecuaciones se resuelve, determinando una solución donde ninguno de los componentes cambia con el tiempo. Este método proporciona, en promedio, una solución de estado estable más rápida.

4.5.1.1. *Requisitos de datos de estado estacionario*

Los datos requeridos para configurar y calibrar una simulación en estado estacionario son idénticos a un modelo dinámico, excepto que no se requiere la naturaleza de la variante de tiempo de los datos. Esto simplifica las necesidades de datos en la mayoría de los casos, pero agrega una necesidad adicional de desarrollar el conjunto de datos que se utilizará para el diseño. Los datos diarios de la instalación deben promediarse durante el período deseado. Los períodos deseados suelen ser los siguientes:

1. Promedio anual: El valor promedio de 365 días para los diversos parámetros de la planta.
2. Promedio mensual: El valor promedio de 30 días para los diversos parámetros de la planta.
3. Períodos más cortos: el modelador debe considerar cuidadosamente el uso de períodos de datos más cortos. Como ejemplo, a veces se utilizan datos semanales máximos. Sin embargo, es probable que la planta no esté en estado estable durante un período tan corto. En general, una planta está en estado estable durante períodos de aproximadamente 3 TRS) En la mayoría de las plantas, el TRS del sistema de biorreactor es entre 5 y 15 días, por lo que un período de estado estable confiable puede variar entre 15 y 45 días. Se pueden usar períodos de promedio más cortos si se desea, pero el modelador debe ser consciente de que esta no es una aplicación de estado estacionario real. Los resultados de tales ejecuciones pueden ser más altos o más bajos de lo que indica el simulador. Se puede requerir simulación dinámica, si se requiere más definición.

4.5.1.2. Limitaciones de simulación en estado estacionario

La simulación de estado estacionario no es válida cuando se usan datos de períodos a corto plazo. Las plantas de tratamiento de aguas residuales son inherentemente dinámicas; sin embargo, dependiendo de las necesidades del proyecto, gran parte del comportamiento dinámico puede ignorarse en el diseño. Para aquellas áreas que no están capturadas en el modelado en estado estable, existen dos enfoques básicos para el diseño.

1. El uso de factores de pico o multiplicadores integrados en el procedimiento de diseño, o
2. El uso del modelado dinámico.

El modelado dinámico puede proporcionar información adicional que puede usarse de manera beneficiosa para el diseño. Las siguientes son tres áreas principales donde se debe considerar el modelado dinámico:

1. El diseño de sistemas de aireación y sopladores: el tamaño apropiado de las tuberías y los sopladores requiere que se defina el flujo de aire máximo. El modelado dinámico de las cargas pico al sistema de biorreactor se puede usar para determinar las demandas de aire pico esperadas. Sin embargo, el enfoque dinámico no elimina el uso de factores de seguridad (ya sea en la velocidad del aire o en las cargas esperadas), ya que generalmente hay una incertidumbre significativa en los parámetros del modelo.
2. Diseño del sedimentador secundario: los sedimentadores secundarios son procesos inherentemente dinámicos y deben diseñarse teniendo en cuenta los flujos máximos y las tasas esperadas de lodo activado de retorno. Las herramientas de diseño para este proceso pueden ser tan simples como los modelos de flujo unidimensionales o tan complicados como los modelos de dinámica de fluidos computacional tridimensional. La mayoría de los simuladores ofrecen una gama de opciones de modelado de sedimentador secundario, que son seleccionados por el modelador de acuerdo con las necesidades del proyecto. En los diseños de estado estacionario, este aspecto dinámico a menudo se captura en el uso de grandes factores de seguridad definidos por herramientas de

modelado de sedimentador separadas. Los simuladores dinámicos capturan estos efectos como parte de la simulación.

3. Diseño para límites de efluentes a corto plazo: los límites de efluentes a corto plazo, como los límites de día máximo o semana máxima, son difíciles de diseñar con precisión con simuladores de estado estacionario.

4.5.2. Modelado dinámico

El tratamiento de aguas residuales es un proceso extremadamente dinámico con variaciones significativas en los flujos y en las concentraciones de forma diaria, semanal y estacional. Para modelar realmente el rendimiento del proceso y observar las interacciones entre procesos, es necesario ejecutar una simulación dinámica. Los resultados de una simulación dinámica pueden ser muy diferentes de los obtenidos de una simulación en estado estable, particularmente para sistemas de eliminación de nutrientes. Esto se debe a que los procesos de eliminación biológica de nutrientes (BNR) se comportan de manera diferente cuando están sujetos a concentraciones de sustrato y nutrientes que varían repetidamente en comparación con el comportamiento cuando están sujetos a condiciones "promedio" estables. Algunos procesos, como la secuenciación de reactores por lotes (SBR) y filtros biológicos activados (BAF), que cambian su modo de funcionamiento con el tiempo, no pueden modelarse utilizando simulaciones de estado estacionario y deben ser modelados dinámicamente.

Antes de ejecutar una simulación dinámica, es útil ejecutar primero una simulación en estado estable para obtener las variables aproximadas del modelo.

5. SELECCIÓN DE LOS SISTEMAS DE LODOS ACTIVADOS, DEL MODELO Y DEL LENGUAJE DE PROGRAMACIÓN PARA LA IMPLEMENTACIÓN DE LA HERRAMIENTA.

Para la selección del modelo y del lenguaje de programación de la herramienta, se realizó un análisis de decisión de criterio múltiple (ADCM), de acuerdo con las recomendaciones para este tipo de análisis incluidas en la Sección 2 del WEF MOP 8, 5a edición, de 2010.

El primer paso de la metodología ADCM es la definición de los objetivos generales del proyecto. En general, estos objetivos se pueden clasificar en cuatro categorías: económicos, técnicos, ambientales y sociales. Una vez definidos estos objetivos, por medio de criterios

específicos de evaluación, el ADCM evalúa cómo las diferentes alternativas tecnológicas cumplen los objetivos generales del proyecto.

Al igual que los objetivos generales del proyecto, los criterios específicos de evaluación y los pesos de jerarquía serán definidos en los numerales subsiguientes. Es importante señalar que no todos los objetivos son evaluados en cada proceso, ya que muchas veces no aplican o, en algunos casos, las diferentes opciones cumplen el objetivo de manera similar.

En primer lugar, a cada criterio de evaluación se le asigna un peso con el fin de reflejar una jerarquía relativa entre el grupo de criterios. Los pesos son porcentuales y, por definición, su valor puede variar entre 0 y 100. La suma de todos los pesos debe ser igual a 100, en consideración a que éstos deben reflejar que cada opción de proceso o modelo es evaluada en su totalidad. Se define una escala de evaluación para cada criterio con el fin de dar un marco de referencia y evaluar cuantitativamente cada criterio. La evaluación se realizará sobre las alternativas de proceso o modelo, definiendo una escala de evaluación pequeña que va de 1 al número de procesos o modelos en evaluación. Con base en las escalas de evaluación, cada criterio es evaluado. Posteriormente, estos resultados se multiplican por sus respectivos pesos y todos los resultados se suman entre sí. La opción proceso o modelo con un puntaje más alto es la seleccionada para ser implementado en la herramienta.

5.1. Selección de los 3 sistemas de lodos activados a implementar en la herramienta.

5.1.1. Objetivo general

El principal objetivo de la herramienta es implementar un aplicativo computacional que permita el diseño y modelación de 3 sistemas diferentes de lodos activados para la remoción de nutrientes en aguas residuales domésticas, que por sus características puedan ser utilizados en Colombia.

5.1.2. Criterios de evaluación

- ✓ Costos de inversión: Son los costos relacionados exclusivamente con los equipos y estructuras necesarias para cada sistema. No se tienen en cuenta posibles costos de excavación ya que son costos relativos y dependen de la ubicación en el terreno.

- ✓ Costos de operación y mantenimiento: Son los costos relacionados a los requerimientos de operación de cada sistema (p. ej. energía eléctrica o insumos químicos).
- ✓ Confiabilidad: Se refiere a la capacidad de cada sistema de mantener un rendimiento satisfactorio a lo largo de su vida útil y para diferentes condiciones de operación.
- ✓ Flexibilidad: Se refiere a la capacidad cada sistema de modificar su tratamiento (p. ej. expansión, adición de otros procesos en serie, manejos de diferentes regímenes de caudal), sin incurrir en mayor impacto o afectación.
- ✓ Requerimientos de espacio: Se refiere a los requerimientos de espacio que tiene cada opción tecnológica instalada en sitio y comparada con las otras opciones tecnológicas para el mismo proceso unitario.
- ✓ Requerimientos de energía: Se refiere a la demanda de energía que cada opción tecnológica tiene para su adecuada operación.
- ✓ Capacidad para manejo de requerimientos futuros: En el futuro se espera que los requerimientos de tratamiento sean más exigentes y el espacio disponible sea más limitado. Con base en estos criterios y la flexibilidad de cada opción tecnológica, se evalúa la capacidad de cada tecnología para satisfacer requisitos de tratamiento más exigentes.
- ✓ Operación y mantenimiento amigable: Se refiere a la complejidad de operación de cada sistema. El sistema elegido debe ser amigable para la operación y mantenimiento, en relación a la facilidad y complejidad.
- ✓ Dependencia de tecnología patentada: Se refiere a si el sistema es patentado y sólo se puede obtener a través de un número limitado de fabricantes.

En la

Tabla 5-1 se presentan los pesos dados a cada uno de los criterios de selección; para la definición de estos pesos se priorizaron los aspectos que resultan más relevantes al momento de construir y operar un sistema de tratamiento.

Tabla 5-1 Pesos de jerarquía del ADCM para la selección del sistema de lodos activados.

#	Objetivo	Criterios ADCM	Pesos
1	Costos de inversión	El peso dado a este criterio es medio toda vez que existen otros criterios que garantizan la sostenibilidad técnica y económica del proyecto durante su vida útil.	15%
2	Costos de operación y mantenimiento	Se da el mayor peso a estos costos toda vez que este rubro corresponde al gasto más alto durante la vida útil del proyecto.	20%
3	Flexibilidad	Los sistemas de tratamiento están sometidos a variaciones de carga que pueden resultar importantes, el sistema seleccionado deberá tener la capacidad de responder a esta variabilidad. Por lo anterior se da un peso medio.	10%
4	Requerimientos de espacio	Los sistemas con pocos requerimientos de área representan una ventaja para su implantación. Se le da un peso bajo toda vez que en general los sistemas analizados presentan configuraciones muy similares.	5%
5	Requerimientos de energía	El costo de energía es uno de los rubros más importante en los costos de operación de un sistema de tratamiento, por lo cual se da un peso medio.	15%
6	Capacidad para manejo de requerimientos futuros	Los sistemas de tratamiento deben permitir expansiones, a este criterio se da un puntaje bajo dado que los sistemas de tratamiento se diseñan a periodos de tiempo extensos.	5%
7	Complejidad de operación,	Un sistema de sencillo y fácil sea de operar representa una ventaja importante en requerimiento de personal y mantenimiento. Por lo anterior, se da un peso medio.	15%
8	Dependencia de tecnología patentada	Un sistema patentado representa mayores costos de inversión, operación y mantenimiento. Por lo anterior se da un puntaje medio.	15%

5.1.2.1. Escalas de evaluación

- ✓ Costos de operación y mantenimiento: Los procesos con mayores requerimientos de infraestructura y de equipos su calificación será 1, sistemas que presentan un número menor de infraestructura y de equipos que el caso anterior será calificado

con 2 y los sistemas con menores requerimientos de infraestructura y de equipos será calificado con 3.

- ✓ Costos de inversión: Los procesos con mayores requerimientos de infraestructura serán calificados con 1, sistemas que presentan un número inferior de infraestructura y de equipos que el caso anterior serán calificados con 2 y los sistemas con menores requerimientos de infraestructura y de equipos serán puntuados con 3.
- ✓ Flexibilidad: Un sistema sensible a cambios significativos en los caudales y cargas afluentes, se considera que tiene una adaptabilidad baja y tendrá una calificación de 1. Una tecnología que requiera cambios moderados en sus unidades debido a cambios en caudales y cargas afluentes tendrá una calificación de 2. Una tecnología que requiera cambios mínimos en sus unidades o únicamente cambios de operación, debido a cambios en caudales y cargas afluentes, tendrá una calificación de 3.
- ✓ Requerimientos de espacio: Los procesos con mayores requerimientos de espacio serán calificados con 1, sistemas con requerimientos menores de espacio que el caso anterior serán calificados con 2 y los sistemas con menores requerimientos de espacio serán calificados con 3.
- ✓ Requerimientos de Energía: Los procesos con mayores requerimientos energía su puntuación será 1, sistemas que presentan consumo menor de energía que el caso anterior serán calificados con 2 y los sistemas con menores requerimientos de energía serán puntuados con 3.
- ✓ Capacidad para manejo de requerimientos futuros: Una tecnología con capacidad casi nula para manejar cambios puntuales de cargas tendrá una calificación de 1. Una tecnología con capacidad limitada de manejar cambios puntuales de carga tendrá una calificación igual a 2 y una tecnología que tiene una buena capacidad para manejar cambios puntuales de carga tendrá una calificación igual a 3.
- ✓ Complejidad de operación: Un sistema de alta complejidad de operación su calificación será 1. Un sistema con moderada complejidad de operación su

calificación será 2. Por último, un sistema con baja complejidad de operación su calificación será 3.

- ✓ Dependencia de tecnología patentada: Si la tecnología es patentada y sólo se puede obtener a través de un número limitado de fabricantes, tendrá una calificación de 1. Al contrario, si la tecnología no depende de patentes y su disponibilidad en el mercado es amplia, tendrá una calificación de 2.

5.1.3. Selección de los sistemas de lodos activados a ser implementados en la herramienta

5.1.3.1. Remoción de nitrógeno

En la Tabla 5-2 se presenta la selección del sistema seleccionado para la eliminación de nitrógeno a ser implementado en la herramienta.

Con base en los resultados del ADCM, el sistema MLE, Ludzak-Ettinger Modificado es el más adecuado para implementar en la herramienta computacional. Esta alternativa presenta ventajas frente a las otras alternativas en costos de operación, costos de inversión, flexibilidad y facilidad de operación.

5.1.3.1. Remoción de fósforo.

A continuación, en la Tabla 5-3 se presenta el sistema seleccionado para la eliminación de fósforo a ser implementado en la herramienta.

Con base en los resultados del ADCM, el sistema Phoredox (A/O) es el más adecuado para implementar en la herramienta computacional. Esta alternativa presenta ventajas frente a las otras alternativas en costos de operación, costos de inversión, confiabilidad y facilidad de operación.

5.1.3.2. Remoción simultánea de fósforo y nitrógeno

En la Tabla 5-4 se presenta la selección del sistema seleccionado para la eliminación simultánea de nitrógeno y fósforo a ser implementado en la herramienta.

Con base en los resultados del ADCM, el sistema UCT es el más adecuado para implementar en la herramienta computacional. Esta alternativa presenta ventajas frente a las

otras alternativas en requerimientos de energía, costos de operación y mantenimiento y facilidad de operación.

Tabla 5-2 Resultados del ADCM para la selección del sistema para la eliminación de nitrógeno a ser implementado en la herramienta.

#	Objetivo	Criterios ADCM	Peso	Evaluación sin pesos						Evaluación ponderada					
				MLE	Por pasos BNR	SBR	Bardenpho (4 etapas)	zanja de oxidación	Post anóxica con adición de carbón	MLE	Por pasos BNR	SBR	Bardenpho (4 etapas)	zanja de oxidación	Post anóxica con adición de carbón
1	Costos de inversión los más bajos posibles	Costos de inversión	15%	3	1	3	2	3	2	0,45	0	0,45	0,3	0	0,3
2	Costos de operación y mantenimiento los más bajos posibles	Costos de operación y mantenimiento	20%	3	1	1	1	3	1	0,6	0	0,2	0,2	1	0,2
3	Tecnología robusta, confiable	Flexibilidad	10%	3	3	3	1	2	2	0,3	0	0,3	0,1	0	0,2
4	Requerimientos de espacio los más bajos posibles	Requerimientos de espacio	5%	3	1	3	1	2	1	0,15	0	0,15	0,05	0	0,05
5	Requerimientos de energía los más bajos posibles	Requerimientos de energía	15%	3	2	2	1	3	1	0,45	0	0,3	0,15	0	0,15
6	Adaptabilidad a posibles cambios en caudales y cargas afluentes	Capacidad para manejo de requerimientos futuros	5%	1	3	2	3	1	3	0,05	0	0,1	0,15	0	0,15
7	Operación y mantenimiento amigable	Complejidad de operación	15%	3	1	1	2	2	1	0,45	0	0,15	0,3	0	0,15
8	Alta disponibilidad de representantes, equipos y repuestos	Dependencia de tecnología patentada	15%	3	3	3	3	3	3	0,45	0	0,45	0,45	0	0,45
		SUMA	100 %							2,9	2	2,1	1,7	3	1,65

*SBR: Reactor discontinuo secuencial. MLE: Ludzak-Ettinger Modificado. BNR: eliminación biológica de nitrógeno.

Tabla 5-3 Resultados del ADCM para la selección del sistema para la eliminación de nitrógeno a ser implementado en la herramienta.

#	Objetivo	Criterios ADCM	Peso	Evaluación sin pesos					Evaluación ponderada				
				Phoredox (A/O)	Bardenpho (5 etapas)	JHB	Westbank	Phostrip	Phoredox (A / O)	Bardenpho Modificado	JHB	Westbank	Phostrip
1	Costos de inversión los más bajos posibles	Costos de inversión	15%	3	2	1	1	1	0,45	0,3	0,15	0,15	0,15
2	Costos de operación y mantenimiento los más bajos posibles	Costos de operación y mantenimiento	20%	3	1	2	1	1	0,6	0,2	0,4	0,2	0,2
3	Tecnología robusta, confiable	Flexibilidad	10%	1	2	3	3	3	0,1	0,2	0,3	0,3	0,3
4	Requerimientos de espacio los más bajos posibles	Requerimientos de espacio	5%	3	1	2	1	1	0,15	0,05	0,1	0,05	0,05
5	Requerimientos de energía los más bajos posibles	Requerimientos de energía	15%	3	2	2	2	1	0,45	0,3	0,3	0,3	0,15
6	Adaptabilidad a posibles cambios en caudales y cargas afluentes	Capacidad para manejo de requerimientos futuros	5%	1	2	3	3	3	0,05	0,1	0,15	0,15	0,15
7	Operación y mantenimiento amigable	Complejidad de operación	15%	1	1	1	1	2	0,15	0,15	0,15	0,15	0,3
8	Alta disponibilidad de representantes, equipos y repuestos	Dependencia de tecnología patentada	15%	3	3	3	3	3	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45
		SUMA	100%						2,4	1,75	2,0	1,75	1,75

JHB: Proceso Johannesburg.

Tabla 5-4 Resultados del ADCM para la selección del sistema para la eliminación simultanea de nitrógeno y fósforo a ser implementado en la herramienta.

#	Objetivo	Criterios ADCM	Peso	Evaluación sin pesos					Evaluación ponderada				
				A2O	UCT	VIP	SBR con EBPR	SBR - Lodo activado granular	A2O	UCT	VIP	SBR con EBPR	SBR - Lodo activado granular
1	Costos de inversión los más bajos posibles	Costos de inversión	15%	2	2	1	2	2	0,3	0,3	0,15	0,3	0,3
2	Costos de operación y mantenimiento los más bajos posibles	Costos de operación y mantenimiento	20%	2	3	1	2	2	0,4	0,6	0,20	0,4	0,4
3	Tecnología robusta, confiable	Flexibilidad	10%	1	3	2	3	1	0,1	0,3	0,20	0,3	0,1
4	Requerimientos de espacio los más bajos posibles	Requerimientos de espacio	5%	2	2	1	3	3	0,1	0,1	0,05	0,15	0,15
5	Requerimientos de energía los más bajos posibles	Requerimientos de energía	15%	3	2	2	2	2	0,45	0,3	0,30	0,3	0,3
6	Adaptabilidad a posibles cambios en caudales y cargas afluentes	Capacidad para manejo de requerimientos futuros	5%	1	3	2	1	1	0,05	0,15	0,10	0,05	0,05
7	Operación y mantenimiento amigable	Complejidad de operación	15%	3	1	1	1	3	0,45	0,15	0,15	0,15	0,45
8	Alta disponibilidad de representantes, equipos y repuestos	Dependencia de tecnología patentada	15%	3	3	3	1	1	0,45	0,45	0,45	0,15	0,15
		SUMA	100%						2,30	2,35	1,6	1,8	1,9

UCT: Proceso de la Universidad de Ciudad del Cabo, VIP: Proceso de planta de Iniciativa de Virginia

5.2. Selección del modelo según el estado de diseño.

Como se indicó antes, existen dos categorías de simulación de tratamiento de aguas residuales: estado estable y dinámico.

5.2.1.1. *Objetivo general*

Creación de una herramienta computacional que permita la modelación y el diseño de sistemas para todos activados para la eliminación de nutrientes.

5.2.1.2. *Criterios de evaluación*

- ✓ Propósito del modelo: Se refiere a la funcionalidad del modelo en relación con el cumplimiento del objetivo de la modelación.
- ✓ Complejidad de implementación del modelo: Se refiere la dificultad que tiene el modelo en su implementación, ya sea la complejidad de las expresiones cinéticas, número de parámetros y mecanismos bioquímicos considerados.
- ✓ Confiabilidad: Se refiere a la capacidad del modelo de cumplir con su objetivo.
- ✓ Complejidad de operación del modelo: Se refiere a la complejidad que tiene tanto la ejecución del modelo por parte del usuario como la interpretación de los resultados arrojados por el mismo y su utilidad para el diseño del sistema modelado

Tabla 5-5 Pesos de jerarquía del ADCM para a selección del modelo a incluir en la herramienta.

#	Objetivo	Criterios ADCM	Pesos
1	Propósito del modelo.	Se refiere a la funcionalidad del modelo en relación con el cumplimiento al objetivo de la modelación, se asigna un peso alto.	30%
2	Complejidad de implementación modelo.	Se refiere la dificultad que tiene el modelo en su implementación, se busca la implementación de un modelo con relativa sencillez que no genere un consumo excesivo de recurso, se asigna peso medio a este criterio.	20%
3	Confiabilidad.	Se refiere a la capacidad del modelo de representar los fenómenos y procesos requeridos, se le asigna un peso medio.	20%

Continuación tabla 5.5 Pesos de jerarquía del ADCM para la selección del modelo a incluir en la herramienta.

#	Objetivo	Criterios ADCM	Pesos
4	Complejidad de operación del modelo.	Se refiere a la complejidad para la ejecución del modelo por parte del usuario y la interpretación de los resultados arrojados, se le asigna un peso alto.	30%

5.2.1.3. Escalas de evaluación

- ✓ Propósito del modelo: modelos que presentan una mayor ventaja para su aplicación en etapas de diseño su puntuación será 3, modelos cuyo propósito no sea aplicable a ejercicios de diseño su puntaje será 1.
- ✓ Complejidad de implementación del modelo: el modelo que presente más sencillez en su implantación será puntuado con 3, modelos que representen una mayor complejidad (expresiones cinéticas, número de parámetros y mecanismos bioquímicos) será puntuado con 1.
- ✓ Confiabilidad del modelo: Los modelos que permitan representar de una manera más confiable los procesos y fenómenos requeridos para el objetivo de la modelación se puntuarán con 3, modelos que no cuenten con esta confiabilidad serán puntuados con 1.
- ✓ Complejidad de operación del modelo. Modelos que presenten mayor simplicidad para su implementación será puntuados con 3, modelos cuya implementación represente una dificultad para el usuario dada la cantidad de parámetros requeridos será puntuado con 1.

5.2.2. Selección del modelo a ser implementado en la herramienta

A continuación, se presenta el resultado de la selección del modelo.

Tabla 5-6 Resultados del ADCM para la selección del modelo a ser implementado en la herramienta.

#	Objetivo	Criterios ADCM	Peso	Evaluación sin pesos		Evaluación ponderada		Fuente de análisis
				Modelo estado estable	Modelo Dinámico	Modelo estado estable	Modelo Dinámico	
1	Resultados del modelo aplicable al diseño del sistema.	Propósito del modelo.	30%	3	3	0,9	0,9	IWA Publishing. 2008.
2	Complejidad de implementación modelo.	Complejidad de implementación modelo.	20%	3	1	0,6	0,2	Salazar A., Daniel E. 2001.
3	Confiabilidad en los resultados de la modelación.	Confiabilidad del modelo	20%	3	3	0,6	0,6	IWA Publishing. 2008.
4	Modelo sencillo de aplicar y de entender por parte del usuario.	Complejidad de operación del modelo	30%	3	1	0,9	0,3	Salazar A., Daniel E. 2001.
		SUMA	100%			3	2	

Con base en los resultados del ADCM, la modelación en estado estable es el más adecuado para ser implementada en la herramienta computacional. Esta alternativa presenta ventajas frente a la otra alternativa en complejidad de implementación y complejidad de operación.

5.3. Selección del lenguaje de programación.

5.3.1. Criterios de evaluación

Los criterios de evaluación se definen con base en la experiencia previa del autor, incluidos en el documento HERRAMIENTA COMPUTACIONAL PARA EL DISEÑO DE LAGUNAS NATURALES DE ESTABILIZACIÓN (González J. , 2017).

- ✓ Escalabilidad: Se refiere a la capacidad del sistema de agregar características a sí mismo, para incrementar sus capacidades de trabajo sin que tenga que rediseñarse y simplemente aprovecha las adiciones hechas.

- ✓ Flexibilidad: Se refiere a la posibilidad de desarrollar una parte del sistema según unos requerimientos y luego más adelante agregarle nuevas funcionalidades.
- ✓ Robustez: Se refiere a la capacidad de ocurrencias de acciones que lleven al sistema a un estado no deseado, causando un comportamiento inesperado, indeseado y posiblemente erróneo.
- ✓ Rendimiento: Se refiere a la eficiencia con que el sistema cumple sus metas, en términos de tiempo de respuesta, tiempo de reacción y capacidad de ejecución.
- ✓ Curva de aprendizaje: Se refiere al tiempo necesario de aprendizaje según el nivel de complejidad del lenguaje de programación.
- ✓ Documentación disponible: Se refiere a la información disponible con la que se puedan resolver dudas de programación en un momento determinado.

En la Tabla 5-7 se presentan los pesos dados a cada uno de los criterios de selección, para la definición de estos pesos se priorizaron los aspectos que resultan más relevantes al momento de construir la herramienta computacional.

Tabla 5-7 Pesos de jerarquía del ADCM para a selección del lenguaje de programación para la construcción de la herramienta.

#	Objetivo	Criterios ADCM	Pesos
1	Escalabilidad	Capacidad del sistema de agregar características a sí mismo, para incrementar sus capacidades de trabajo sin que tenga que rediseñarse y simplemente aprovecha las adiciones hechas, se asigna un peso medio.	15%
2	Flexibilidad	Posibilidad de desarrollar nuevas funcionalidades, se asigna un peso medio a este criterio.	15%
3	Robustez	Ocurrencias de acciones que lleven al sistema a presentar comportamientos inesperado e indeseado, se asigna un peso alto.	25%
4	Rendimiento	Eficiencia con la que el sistema cumple sus metas (tiempo de respuesta y reacción) y capacidad de ejecución, se asigna un peso alto.	25%

Continuación tabla 5 - 7 Pesos de jerarquía del ADCM para a selección del lenguaje de programación para la construcción de la herramienta.

#	Objetivo	Criterios ADCM	Pesos
5	Curva de aprendizaje	Tiempo necesario de aprendizaje según el nivel de complejidad del lenguaje de programación. Dado que en la actualidad se cuenta con un sin número de documentos de ayuda, se asigna un peso bajo.	10%
6	Documentación disponible	Al igual que con el criterio anterior en la actualidad se cuenta con un sin número de documentos de ayuda cada uno de los lenguajes, se asigna un peso bajo.	10%

5.3.2. Escalas de evaluación

- ✓ Escalabilidad: El lenguaje que presente mayor escalabilidad su puntuación será 3, lenguajes que presenten menor escalabilidad su puntuación será 2 y los lenguajes que presenten escalabilidad muy limitada serán puntuados con 1.
- ✓ Flexibilidad: El lenguaje que presente mayor flexibilidad su puntuación será 3, lenguajes que presenten menor flexibilidad su puntuación será 2 y los lenguajes que presenten flexibilidad muy limitada serán puntuados con 1.
- ✓ Robustez: El lenguaje que presente mayor robustez su puntuación será 3, lenguajes que presenten menor robustez su puntuación será 2 y los lenguajes que presenten robustez muy limitada serán puntuados con 1.
- ✓ Rendimiento: El lenguaje que presente mayor rendimiento su puntuación será 3, Lenguajes que presenten menor rendimiento su puntuación será 2 y los lenguajes que presenten rendimiento muy limitada serán puntuados con 1.
- ✓ Curva de aprendizaje: El lenguaje que presente mayor facilidad de implementación su puntuación será 3, lenguajes que presenten dificultades para su implementación su puntuación será 2 y los lenguajes que presenten una implementación muy dificultosa serán puntuados con 1.
- ✓ Documentación disponible: El lenguaje que presente mayor documentación disponible su puntuación será 3, Lenguajes que presenten dificultades para la

consecución de documentación su puntuación será 2 y los lenguajes cuya documentación disponible sea escasa serán puntuados con 1.

Tabla 5-8 Resultados del ADCM para la selección del lenguaje de programación a ser usado en la implementado en la herramienta.

#	Objetivo	Criterios ADCM	Peso	Evaluación sin pesos					Evaluación ponderada					Fuente de análisis
				Java	C++	Visual Basic	Python	Java	C++	Visual Basic	Python			
1	Actividades de mejoras, actualización y complementación simples	Escalabilidad	15%	1	2	3	3	0,15	0,3	0,45	0,45	González, Jorge Luis. 2017 - Pag 81 - 90		
2	Actividades de mejoras, actualización y complementación simples	Flexibilidad	15%	1	2	2	3	0,15	0,3	0,3	0,45	González, Jorge Luis. 2017 - Pag 81 - 90		
3	Confiabilidad en el ejecución y resultados de la herramienta.	Robustez	25%	2	1	3	1	0,5	0,25	0,75	0,25	González, Jorge Luis. 2017 - Pag 81 - 90		
4	Confiabilidad en el ejecución y resultados de la herramienta.	Rendimiento	25%	3	2	2	1	0,75	0,5	0,5	0,25	González, Jorge Luis. 2017 - Pag 81 - 90		
5	Facilidad en el uso del lenguaje	Curva de aprendizaje	10%	3	2	3	2	0,3	0,2	0,3	0,2	González, Jorge Luis. 2017 - Pag 81 - 90		
6	Facilidad en el uso del lenguaje	Documentación disponible	10%	3	2	3	2	0,3	0,2	0,3	0,2	González, Jorge Luis. 2017 - Pag 81 - 90		
		SUMA	100%					2,15	1,75	2,6	1,4			

Con base en los resultados del ADCM, visual Basic es el lenguaje de programación más adecuado para la implementación de la herramienta computacional. Esta alternativa presenta ventajas frente a las otras alternativas en criterios como escalabilidad, robustez, curva de aprendizaje, documentación disponible.

5.3.3. Entorno de desarrollo

Visual Basic hace parte del portafolio de la corporación Microsoft, por lo anterior para el desarrollo de la herramienta computacional se ha seleccionado la aplicación Microsoft Excel®, software para el manejo de hojas electrónicas agrupadas en libros para cálculos de casi cualquier índole. Según Walter Mora F et al, la hoja electrónica Excel es ampliamente conocida, en forma generalizada, por profesionales y estudiantes en proceso de formación al contar con un gran potencial y adaptabilidad a los diferentes campos del conocimiento. Para científicos e ingenieros Excel constituye una herramienta computacional muy poderosa. Adicionalmente Walter Mora F et al (2005) menciona que, pese a que existen en el mercado programas computacionales muy sofisticados, estos no están tan disponibles como Excel, que usualmente forma parte del paquete básico de software instalado en las computadoras que funcionan bajo el sistema Windows® de Microsoft.

6. ESTRUCTURACIÓN DE LA HERRAMIENTA COMPUTACIONAL

6.1. Metodologías de modelación

La metodología de modelación se realizó con base en lo establecido por la asociación internacional del agua, IWA en su libro Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño, edición 2017.

6.1.1. Uso de la DQO como parámetro de caracterización en la modelación matemática.

Se utiliza la demanda química de oxígeno como componente del modelo para el sustrato, porque permite establecer relaciones claras entre los equivalentes de sustrato orgánico, la biomasa activa y el oxígeno utilizado (Task group 1987, Uday Cokgor et al. 1998 citado por CYTED XVII. 2003) permitiendo realizar balances de masas, además de ser una prueba rápida y repetible. Sin embargo, teniendo en cuenta que la DQO total, sola, no es suficiente para estimar la producción de lodo y el consumo de oxígeno, se representa la materia orgánica biodegradable dividiéndola en dos grupos de compuestos (modelo bi-sustrato) que tienen una diferencia muy

marcada entre sus tasas de degradación (Ubay Cokgor et al. 1998 por CYTED XVII. 2003). Los dos grupos se identifican como la fracción de DQO fácilmente biodegradable y su contraparte lentamente biodegradable.

6.1.2. Modelación de sistema biológico de remoción de carbono (BRC) mediante el sistema de lodos activados convencionales.

El sistema para la remoción de carbono representado en DQO y DBO implementado en la herramienta corresponde a un sistema convencional de lodos activados, conformado por un reactor aerobio seguido de un sistema de sedimentación secundaria. En la herramienta permitirá simular el comportamiento del sistema con y sin tratamiento primario como etapa inicial del tratamiento. En la Figura 6-1, se presenta el esquema del sistema incluido en la herramienta.



Figura 6-1 Configuración de un sistema de lodos activados convencional

Como se ve en la Figura 6-1 los lodos recirculados (s) y el agua residual proveniente ya sea del tratamiento primario o del pretratamiento (según la configuración seleccionada) entran al tanque de aireación donde son aireados y mezclados; a medida que esta mezcla (lodos y aguas residuales) fluyen a lo largo del tanque de aeración los microorganismos estabilizan aeróbicamente la materia orgánica, para posteriormente fluir a los sedimentadores donde el floc biológico es separado del agua dejando un efluente con bajo contenido orgánico (Romero Rojas, 2004).

6.1.2.1. Descripción de los parámetros del modelo sistema biológico de remoción de carbono – BRC (nomenclatura).

En la Tabla 6-1 se presenta la nomenclatura de los parámetros incluidos en la herramienta para el modelo del sistema biológico de remoción de carbono (BRC).

Tabla 6-1 Nomenclatura de los parámetros del modelo BRC incluidos en la herramienta

Símbolo	Descripción	Unidades
DBO_i	DBO afluente	$gDQO/m^3$
b_H	Tasa específica de respiración endógena de los OHOs	d^{-1}
f_{cv}	Relación de DQO/SSV en el lodo	$gSSV/gDQO$
f_H	Fracción no biodegradable de los OHOs	$gDQO/gDQO$
f_i	Relación de SSV/SST del lodo activado.	
F_{OC}	Demanda carbonácea de oxígeno	kg
$f_{N'ous}$	Fracción orgánica no biodegradable y soluble de Nitrógeno	
$f_{S'up}$	Fracción no biodegradables particuladas de la DQO	
$f_{S'us}$	Fracción no biodegradables solubles de la DQO y particuladas de la DQO	
FS_{ti}	Masa de DQO total en el afluente	$gDQO/m^3$
N_{ti}	NTK en el afluente	gN/m^3
MX_t	Masa de SST en el reactor	kg
MX_v	Masa de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en el reactor	$kgSSV$
$N-u$	Número de reactores	
O_s	OD en la recirculación de lodos s	gO_2/m^3
Q_i	Caudal afluente	m^3/d
s	Relación de recirculación de lodos (Q_s/Q_i)	
SST_i	Concentración sólidos suspendidos totales	$gSST/m^3$
S_{ti}	Concentración de materia orgánica total entrante en el sistema.	$gDQO/m^3$
T_{min}	Temperatura mínima del agua residual	$^{\circ}C$
T_{max}	Temperatura máxima del agua residual	$^{\circ}C$
TRH_a	Tiempo de retención hidráulico real	hr
TRH_n	Tiempo de retención hidráulico nominal	hr
TRS	Edad de lodos	d
V_p	Volumen del reactor	m^3
X_{Ioi}	Concentración de inorgánicos en el afluente.	$gSSI/m^3$
X_t	Concentración de sólidos suspendidos del licor mezclado	Kg/m^3
Y_{Hv}	Rendimiento de los OHOS como SSV	$gSSV/gDQO$

6.1.2.2. Datos de entrada al modelo BRC

Los datos de entrada a ser aportados por el usuario de la herramienta se encuentran divididos en 3, los primeros se refieren a los datos de las características propias de las aguas residuales que ingresan al sistema, los segundos se refieren a las constantes cinéticas usadas internamente por la herramienta para la modelación del proceso y los últimos se refieren a parámetros operativos del sistema.

Tabla 6-2 Datos de entrada al modelo BRC

Tipo de Parámetro	Parámetro
Caracterización	T _{min} , T _{max} , Q _i , S _{ti} , DBO _i , N _{ti} , f _{s'up} , f _{s'us} , f _{N'ous} , pH, X _{IOii}
Constantes cinéticas	Y _A , Y _H , Y _{Hv} , b _A , b _H , K _n , μ _{Am} , k ₁ , k ₂ , f _{cv} , f _n , f _h , f _{N'a} , f _{N'ous}
Operativo	N-u, f _i , s, O _s , S _f

Con relación a las constantes cinéticas es importante mencionar que la herramienta incluye valores para cada una de estas con base en las recomendaciones dadas por Henze, van Loosdrecht, Ekama, Brdjanovic. 2017, dado lo anterior se recomienda mantener estos valores salvo que el usuario cuente con la estimación de cada una de estas para el sitio y el agua residual estudiada.

6.1.2.3. Ecuaciones del modelo BRC

Las ecuaciones incluidas en la modelación se basan en lo establecido por la IWA en su libro Tratamiento biológico de aguas residuales – Principios, modelación y diseño (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2017)

6.1.2.3.1. Estimación de los flujos (másicos) de entrada

Mediante las ecuaciones 1 a 3 se realiza el cálculo de los flujos másicos de entrada de materia orgánica total (FS_{ti}, mgDQO/d), orgánica biodegradable (FS_{bi}, mgDQO/d), orgánica suspendida no biodegradable (FX_{Ivi}, mgSSV/d) y de sólidos suspendidos inorgánicos (SSI, FX_{IOi}, mgSSI/d) al sistema

Ecuación 6-1
$$FX_{Ivi} = FS_{ti} * \frac{f_{s'up}}{f_{cv}}$$

Ecuación 6-2
$$FX_{IOi} = Q_i * X_{IOi}$$

Ecuación 6-3

$$FS_{ti} = Q_i * S_{ti}$$

6.1.2.3.2. Edad de lodos (TRS)

La edad de lodo es un parámetro de diseño y de operación importante para el proceso de lodos activados, ésta representa el tiempo promedio que permanecen en el sistema (reactor) los lodos activados (CONAGUA, 2016). Dada la importancia de esta variable, se realizó la modelación para edades de lodos que van de 3 a 30 días con el fin que el usuario de la herramienta pueda evaluar la influencia de este parámetro en el proceso de tratamiento y con base en esto realizar una selección de mismo.

6.1.2.3.3. Masa de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en el reactor –

MX_v [kg]

Mediante el uso de la *Ecuación 6-4* se realiza la estimación de la masa de sólidos suspendidos volátiles SSV (MX_v , mgSSV) en el sistema.

$$Ecuación 6-4 \quad MX_v = FS_{ti} \left(\frac{(1 - f_{s'us} - f_{s'up}) Y_{Hv} TRS}{(1 + b_H * TRS)} + (1 + f_H b_H TRS) + \frac{f_{s'up}}{f_{cv}} TRS \right)$$

6.1.2.3.4. Masa de SST en el reactor – MX_t [kg]

La masa total de sólidos suspendidos (MX_t , mgSST) en el reactor es la suma de las masas de sólidos suspendidos orgánicos volátiles (SSV) e inorgánicos (SSI) en el reactor, esta estimación se realiza mediante la *Ecuación 6-5*.

$$Ecuación 6-5 \quad MX_T = \frac{M_{Xv}}{f_i} [Kgsst]$$

6.1.2.3.5. Demanda carbonácea de oxígeno – FO_c (kg)

La estimación de la masa de oxígeno utilizada diariamente (FO_c) se muestra en la *Ecuación 6-6*.

$$Ecuación 6-6 \quad FO_c = FS_{ti} (1 - f_{s'us} - f_{s'up}) * \left((1 - f_{cv} Y_{Hv}) + (1 + f_H) * b_H * \frac{Y_{Hv} f_{cv} TRS}{(1 + b_H TRS)} \right)$$

Según la IWA en la *Ecuación 6-6* se puede ver que la masa de oxígeno utilizada por los Organismos Heterótrofos Ordinarios (OHO) por día es la suma de dos términos. El primero ($1-f_{cv} Y_{Hv}$) corresponde a la demanda de oxígeno para el crecimiento de los OHO. Este valor representa los electrones (DQO) que son utilizados en el proceso de crecimiento de los OHO para generar la energía a utilizar en la transformación de la materia orgánica en la creación de nueva biomasa (catabolismo). El balance de electrones utilizados (DQO, f_{cv} , Y_{Hv}) se conserva como nueva biomasa (anabolismo). Puede observarse que la demanda de oxígeno es proporcional a la materia orgánica biodegradable en el afluente y no cambia con la edad de lodos. Esto es debido a que toda la materia orgánica biodegradable del afluente se transforma en biomasa de OHOs. El segundo término corresponde a la demanda de oxígeno debido a la respiración endógena, la cual aumenta a medida que la edad de lodos aumenta. El incremento en la demanda carbonácea de oxígeno (F_{Oc}) con la edad de lodos se debe al incremento en los requerimientos de oxígeno de la respiración endógena. Este incremento es debido a que entre mayor sea el tiempo que permanece la masa de OHO en el reactor, mayor es la cantidad de masa que se degrada mediante el proceso de respiración endógena, y mayor es la cantidad de (i) electrones transferidos al oxígeno, (ii) carbono transformado en CO_2 y (iii) energía perdida en forma de calor.

6.1.2.3.6. Volumen del reactor – V_p [m^3]

Una vez conocida la masa total de sólidos sedimentables en el reactor (MX_T), el volumen del reactor se determina utilizando un valor específico para la concentración de sólidos suspendidos del licor mezclado (SSLM, X_t). Para esto se realiza la modelación en la herramienta para distintas concentraciones de SSLM que van de 1 a 3 kg/m^3 con el fin que el usuario de la herramienta pueda evaluar la influencia de este parámetro en el proceso de tratamiento y con base en esto realizar una selección de mismo.

Ecuación 6-7

$$V_p = \frac{MX_T}{X_t}$$

6.1.2.3.7. Tiempo de retención hidráulico nominal (TRH_n) y real (TRH_a) – [d]

Según lo menciona (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008) en la teoría de lodos activados, el volumen del proceso por unidad de volumen del caudal de entrada se conoce como el tiempo de retención hidráulico nominal (TRH_n), en la herramienta se incluye como:

Ecuación 6-8 Tiempo de retención hidráulico nominal (TRH_n)

$$TRH_n = \frac{V_p}{Q_i}$$

Cuando el lodo de recirculación del sedimentador secundario (Q_s) y cualquier otra recirculación de licor mezclado que ingresa al reactor (Q_a) se incluyen en el cálculo, el tiempo de retención se denomina, tiempo de retención hidráulico real, en la herramienta se incluye como:

Ecuación 6-9 Tiempo de retención hidráulico real (TRH_R)

$$TRH_R = \frac{TRH_n}{1 + s}$$

6.1.2.3.8. Concentración de DQO en el efluente – S_{te} [g/m³]

La naturaleza de la materia orgánica en el afluente de aguas residuales municipales es tal que la concentración de DQO en el efluente no interviene en el diseño del sistema. La materia orgánica soluble rápidamente biodegradable es completamente utilizada en muy poco tiempo (<2 horas), y la materia orgánica particulada, sea esta biodegradable o no biodegradable, se incorpora a la masa de lodos y se sedimenta en los tanques sedimentadores secundarios.

Ecuación 6-10

$$S_{te} = f_{s'us} * S_{ti}$$

6.1.2.3.9. Producción de lodos - FX_T [kg]

La masa de lodos producida diariamente en un sistema de lodos activados es igual a la masa de lodos activados purgados diariamente y se denomina purga de lodos (WAS, Waste Activated Sludge, por su sigla en inglés). La masa de lodos como SST producidos diariamente FX_T está dada por el cociente entre la masa de lodos en el sistema MX_t y la edad de lodos.

Ecuación 6-11

$$FX_T = \frac{MX_t}{TRS}$$

6.1.2.3.10. Inclusión de la estimación de nitritos en el modelo de LAC

Muchos sistemas de tratamiento secundario de aguas residuales van seguidos de un proceso de desinfección como fase final de tratamiento. Así mismo, es común que dicho proceso sea realizado mediante el uso de distintas formas de cloro por ser éste el agente desinfectante que presenta una mejor relación calidad precio. Según (Ávila, 2001) cuando se añade cloro al agua, éste reacciona con las impurezas propias del agua tales como la materia orgánica, los sulfuros, el hierro y los nitritos creando una demanda de cloro. Dado lo anterior se incluyó en el

modelo la estimación de nitritos como criterio para la recomendación en la selección de la edad de lodos. Esta estimación será presentada en el numeral 6.1.3.

6.1.2.4. Datos de salida del modelo BRC

Los principales resultados arrojados por el modelo son la masa de sólidos en el reactor (SSLM), la edad de lodos (TRS), el tiempo de retención hidráulica nominal (TRH_n) y real (TRH_R) y el volumen de reactor requerido (V_p), variables seleccionadas de acuerdo con la edad de lodos recomendada por la herramienta. Con base en lo anterior, la herramienta recomendará como características del reactor el volumen y los SSLM.

Adicionalmente, como resultado de la modelación se obtienen las salidas gráficas de los sistemas en las cuales el usuario podrá visualizar su comportamiento, de acuerdo con las principales variables de control. En el numeral 6.3 se detallará esta información.

6.1.3. Modelación de sistema biológico para la remoción de nitrógeno (BRN) mediante el sistema Ludzak Ettinger Modificado (MLE).

Corresponde a una mejora al sistema propuesto inicialmente por Ludzack and Ettinger realizada por Barnard en el año 1973, en el cual se separan completamente los reactores aerobio y anóxico, recirculando el lodo del sedimentador secundario al reactor anóxico primario en vez de hacerlo al reactor aerobio, y adicionando una recirculación de licor mezclado del reactor aerobio al reactor anóxico primario en vez de hacerlo al reactor aerobio, y una recirculación de licor mezclado del reactor aerobio al reactor anóxico primario, esta configuración se muestra en la figura 6.2.



Figura 6-2 Configuración de un sistema MLE

El sistema MLE es uno de los procesos más utilizados en el tratamiento de aguas residuales, el proceso consiste en un tanque anóxico previo al tanque aeróbico donde ocurre la nitrificación, el nitrato producido en el tanque aeróbico regresa al tanque anóxico. Esto se debe

a que es en el tanque anóxico donde se encuentran los compuestos carbonosos presentes en el efluente que servirán como donantes de electrones en la reducción de nitrato.

6.1.3.1. Descripción de los parámetros de modelo sistema biológico de remoción de nitrógeno - BRN (nomenclatura).

En la Tabla 6-3 se presenta la nomenclatura de los parámetros incluidos en la herramienta para el modelo del sistema biológico de remoción de nitrógeno (BRN).

Tabla 6-3 Nomenclatura de los parámetros del modelo BRN incluidos en la herramienta

Símbolo	Descripción	Unidades
a	Relación de recirculación del licor mezclado (Q_a/Q_i)	
a_{Opt}	Relación de recirculación del licor mezclado optima (Q_a/Q_i).	
b_{AT}	Tasa específica de respiración endógena para organismos nitrificantes a la temperatura del sistema	d^{-1}
b_{HT}	Tasa específica de respiración endógena de los OHOs a la temperatura del sistema.	d^{-1}
DBO_i	DBO afluente	$gDQO/m^3$
D_p	Potencial de desnitrificación	gN/m^3
f_{cv}	Relación de DQO/SSV del lodo.	
f_H	Fracción no biodegradable de los OHOs	
f_i	Relación de SSV/SST del lodo activado.	
F_{xm}	Fracción máxima de la masa de lodos no aireada	
F_{xmin}	Fracción de masa anóxica primaria mínima	
K_{1T}	Tasa específica de desnitrificación rápida inicial en el reactor anóxico primario a temperatura del sistema	gNO_3- $N/gOHOSSV$
K_{2T}	Tasa específica de desnitrificación secundaria en el reactor anóxico primario a temperatura del sistema	gNO_3- $N/gOHOSSV$
K_{nT}	Constante de saturación media de los organismos nitrificantes a la temperatura del sistema	gN/m^3
N_{ae}	Concentración de amonio en el efluente	gN/m^3
N_c	Capacidad de nitrificación	gN/m^3
N_{ne}	Concentración de Nitratos en el efluente	gN/m^3
N_{ouse}	Nitrógeno orgánico soluble no biodegradable en el efluente	gN/m^3

Continuación tabla 6 3 Nomenclatura de los parámetros del modelo BRN incluidos en la herramienta

Símbolo	Descripción	Unidades
N_{ousi}	Nitrógeno orgánico soluble no biodegradable en el afluente	gN/m^3
N_s	Concentración de lodos purgados diariamente	gN/m^3
N_{te}	Concentración de NTK en el efluente	gN/m^3
N_{Te}	Nitrógeno total efluente	gN/m^3
N_{ti}	Concentración de NTK en el afluente	gN/m^3
$N-u$	Número de reactores	
O_a	Concentración de oxígeno disuelto en la recirculación a.	
O_s	Concentración de oxígeno disuelto en la recirculación s.	
Q_i	Caudal afluente	m^3/d
s	Relación de recirculación de lodos (Q_s/Q_i)	
S_{bi}	Concentración de DQO biodegradable en el afluente	$gDQO/m^3$
S_f	Factor de seguridad	
SST_i	Concentración sólidos suspendidos totales	$gSST/m^3$
S_{ti}	Concentración de materia orgánica total entrante en el sistema.	$gDQO/m^3$
$TRH_{n,AO}$	Tiempo de retención hidráulica nominal de la zona aerobia	hr
$TRH_{n,AX}$	Tiempo de retención hidráulica nominal de la zona anoxico	hr
TRS	Edad de lodos	d
T_{min}	Temperatura mínima del agua residual	$^{\circ}C$
T_{max}	Temperatura máxima del agua residual	$^{\circ}C$
V_p	Volumen del reactor	m^3
$V_{P,AO}$	Volumen aerobio	m^3
$V_{P,AX}$	Volumen anóxico	m^3
X_{IOi}	Concentración de inorgánicos en el afluente.	$gSSI/m^3$
Y_{Hv}	Rendimiento de los OHOs en términos de los SSV.	$gSSV/gDQO$
μ_{AmT}	Tasa máxima de crecimiento específico de los organismos nitrificantes a temperatura del sistema	d^{-1}

6.1.3.1. Datos de entrada al modelo BRN

Los datos de entrada aportados por el usuario de la herramienta se encuentran divididos en 3, los primeros se refieren a los datos de las características propias de las aguas residuales

que ingresan al sistema, los segundos se refieren a las constantes cinéticas usadas internamente por la herramienta para la modelación del proceso y los últimos se refieren a parámetros operativos del sistema.

Tabla 6-4 Datos de entrada al modelo BRN

Tipo de Parámetro	Parámetro
Agua residual	Tmin, Tmax, Qi, S _{ti} , DBO _i , SST _e , Nt _i , f _{s'up} , f _{s'us} , f _{N'ous} , f _{Sb's} , f _{ns} , X _{IOi} ,
Constantes cinéticas	Y _{Hv} , b _A , b _H , K _n , μ _{Am} , k ₁ , k ₂ , f _{cv} , f _n , f _h , f _{N'a} , f _{N'ous} ,
Operativo	N-u, f _i , s, O _s , S _f , a, O _a , f _{xm}

Con relación a las constantes cinéticas la herramienta incluye valores para cada una de ellas con base en las recomendaciones dadas por (Henze, van Loosdrecht, Ekama, Brdjanovic, 2017, se recomienda mantener estos valores salvo que el usuario cuente con la estimación de cada una para el sitio y el agua residual estudiada.

6.1.3.2. Ecuaciones del modelo BRN

Las ecuaciones incluidas en la modelación se basan en lo establecido por la IWA en su libro Tratamiento biológico de aguas residuales – Principios, modelación y diseño (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2017)

6.1.3.2.1. Fracción máxima de la masa de lodos no aireada - F_{xm} y fracción de masa anóxica primaria mínima - F_{xmin}

La estimación de la fracción de la masa de lodos no aireada máxima f_{xm} que permita mantener la nitrificación para una edad de lodos determinada TRS, se calcula en la herramienta por la ecuación 6-12.

Ecuación 6-12

$$F_{xm} = 1 - \left(\frac{S_f * \left(b_{AT} + \frac{1}{TRS} \right)}{\mu_{AmT}} \right)$$

La fracción de masa (de lodos) anóxica primaria mínima necesaria para remover toda la DQO_{rb} en el afluente con una tasa K₁ se calcula con la ecuación 6-13.

Ecuación 6-13

$$F_{xmin} = \left(\frac{f_{sb's}(1 - f_{cv} Y_{Hv})(1 + b_{HT} TRS)}{2,86 K_{1T} Y_{Hv} TRS} \right)$$

Para la selección de la masa anóxica del sistema, siempre que la fracción máxima de la masa de lodos no aireada (F_{x_m}) sea menor a la fracción de masa anóxica primaria mínima ($F_{x_{min}}$); F_{x_m} se ajusta igual a $F_{x_{min}}$.

6.1.3.2.2. Potencial de desnitrificación – D_P [gN/m³]

La concentración de nitrato en el afluente que un reactor anóxico puede desnitrificar biológicamente se conoce como el potencial de desnitrificación. Se llama potencial debido a que, si se consigue o no, depende de la carga de nitrato en los reactores anóxicos. (IWA, 2017).

$$\text{Ecuación 6-14} \quad D_p = f_{sb's} * \left(\frac{S_{bi} * (1 - f_{cv} Y_{Hv})}{2,86} \right) + \left(\frac{K_2 f_{x1} S_{bi} Y_{Hv} TRS}{1 + b_{HT} TRS} \right)$$

6.1.3.2.3. Capacidad de nitrificación – N_c [gN/m³]

De acuerdo con la metodología establecida por (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008) el valor de potencial de desnitrificación (D_P) estimado mediante la *Ecuación 6-14* y será usado para la estimación de la capacidad de nitrificación, la cual se traduce como la masa de nitrato producido mediante el proceso de nitrificación en gNO₃-N/L.

$$\text{Ecuación 6-15} \quad D_p = \left[\frac{N_c}{(a + s + 1)} + \frac{O_a}{2,86} \right] * a + \left[\frac{N_c}{(a + s + 1)} + \frac{O_s}{2,86} \right] * s$$

6.1.3.2.4. Nitrógeno total kjeldahl (NTK) afluente (N_{ti}) y efluente (N_{te}) [gN/m³]

Como se mencionó anteriormente dado que la edad de lodos que genera un balance en el sistema MLE para unas características determinadas del agua residual y una relación de recirculación del licor mezclado practica (a_{prac}) no puede calcularse directamente, resulta más fácil calcular la concentración de NTK en el afluente para un rango de edades de lodo, con lo cual se escogería aquella edad que mejor se ajusta a la concentración de NTK en el agua residual afluente (*Ecuación 6-16*).

$$\text{Ecuación 6-16} \quad N_{ti} = N_c + N_{te} + N_s$$

Así mismo, la estimación del NTK efluente se estimó en la herramienta con base en la *Ecuación 6-17*.

Ecuación 6-17

$$N_{te} = N_{ouse} + N_{ae}$$

6.1.3.2.5. Concentración de amonio en el efluente – N_{ae} [g/m³]

La estimación de la concentración de amonio en el efluente para una edad de lodos determinada TRS se calcula en la herramienta como.

Ecuación 6-18

$$N_{ae} = \frac{K_{nT} * \left(b_{AT} + \frac{1}{TRS}\right)}{\mu_{mT} (1 - f_{xm}) - \left(b_{AT} + \frac{1}{TRS}\right)}$$

6.1.3.2.6. Concentración de nitrógeno orgánico soluble no biodegradable – N_{ouse} [g/m³]

Al no ser biodegradable, esta concentración de nitrógeno orgánico fluye a través del sistema de lodos activados y sale con el efluente de tal forma que la concentración en el efluente, es igual a la concentración en el afluente.

Ecuación 6-19

$$N_{ouse} = N_{ousi} = f_{N'ous} * N_{ti}$$

6.1.3.2.7. Nitrógeno total efluente - N_{Te} [gN/m³]

El nitrógeno total efluente del sistema MLE está compuesto por la suma del NTK y los nitratos en el efluente del sistema, como muestra la *Ecuación 6-20*.

Ecuación 6-20

$$N_{Te} = N_{te} + N_{ne} \text{ [gN/m}^3\text{]}$$

6.1.3.2.8. Concentración de nitrato en el efluente de la planta – N_{ne} [g/m³]

Esta puede calcularse como la diferencia entre la carga equivalente de nitrato en el reactor anóxico, la cual es la suma de la capacidad de nitrificación (N_c), del equivalente en nitrato de la concentración de oxígeno respecto del caudal afluente y el del potencial de desnitrificación.

Ecuación 6-21

$$N_{ne} = N_c + \frac{a * O_a}{2,86} + \frac{s * O_s}{2,86} - D_p$$

Sin embargo, la IWA define la desnitrificación óptima como aquella que produce la concentración más baja de nitrato en el efluente y se obtiene cuando la carga equivalente de nitrato en la zona anóxica es igual al potencial de desnitrificación del reactor anóxico. Como se vio en la *Ecuación 6-14* existen dos parámetros que intervienen directamente en el potencial de desnitrificación (D_P), que son la recirculación de lodos definida como relación de recirculación de lodos (s) y recirculación de licor mixto (a); ésta última tiene como función principal garantizar que el reactor anóxico reciba una carga de nitratos que permita el desarrollo del proceso de desnitrificación. Este valor de a se puede considerar óptimo dado que permite alcanzar el valor más bajo de N_{ne} y se calcula como muestra la *Ecuación 6-22*.

$$\text{Ecuación 6-22} \quad N_{ne \text{ aopt}} = \frac{N_c}{(a_{opt} + s + 1)}$$

6.1.3.2.9. Relación de recirculación del licor mezclado (a) óptima – a_{opt}

Para la relación de recirculación del licor mezclado (a) se puede obtener la expresión que permite determinar la relación de recirculación que garantiza que el reactor anóxico primario reciba una carga que se ajuste exactamente a su potencial de desnitrificación con nitrato y oxígeno disueltos presentes. Este valor de relación de recirculación del licor mezclado (a) se puede considerar óptimo dado que permite alcanzar el valor más bajo de N_{ne} .

$$\begin{aligned} \text{Ecuación 6-23} \quad a_{opt} &= \frac{[-B + \sqrt{B^2 + 4AC}]}{2A} \\ A &= \frac{O_a}{2,86} \\ B &= N_c - D_{P1} + \frac{(s + 1)O_a + s O_s}{2,86} \\ C &= (s + 1) \left(D_{P1} - s \frac{O_s}{2,86} \right) - sN_c \end{aligned}$$

6.1.3.2.10. Masa de sólidos suspendidos volátiles (SSV) en el reactor -

MX_v

Mediante el uso de la *Ecuación 6-4* se realiza la estimación de la masa de sólidos suspendidos volátiles SSV en el sistema.

6.1.3.2.11. Masa de SST en el reactor – MX_t [kg]

La masa total de sólidos suspendidos totales (SST) en el reactor es la suma de las masas de sólidos suspendidos orgánicos (volátiles) (SSV) e inorgánicos (SSI) en el reactor, esta estimación se realiza mediante la *Ecuación 6-5*.

6.1.3.2.12. Demanda diaria total promedio de oxígeno FO_{td}

La demanda total de oxígeno en un sistema con remoción de nitrógeno es la suma de la que se requiere para la degradación de la materia orgánica (DQO) y para la nitrificación menos la recuperada en el proceso de desnitrificación. A continuación, se presentan las ecuaciones incluidas en la herramienta para la estimación de la demanda diaria promedio de oxígeno para la remoción de la carga orgánica (FO_c) y para la nitrificación (FO_N).

Por otra parte, existe una recuperación oxígeno a través de proceso de desnitrificación llevado a cabo en el sistema (FO_d), calculado como 2,86 veces la masa de nitrato desnitrificado.

6.1.3.2.12.1. Demanda carbonácea de oxígeno – FO_c [kg]

La estimación de la masa de oxígeno utilizada diariamente (FO_c) se hace con la *Ecuación 6-29*.

$$FO_c = FS_{ti}(1 - f_{s'us} - f_{s'up}) * \left((1 - f_{cv}Y_{Hv}) + (1 + f_H) * b_H * \frac{Y_{Hv} f_{cv} TRS}{(1 + b_{HT}TRS)} \right)$$

Ecuación 6-24

6.1.3.2.12.2. Demanda de oxígeno para nitrificación – FO_N [kg]

En la desnitrificación a N_2 , el nitrato acepta 5 e-/mol y así el nitrógeno cambia su estado de oxidación de +5 a 0, y se consumen 4,57 $mgO_2/mg NH_4^+-N$ para la nitrificación. (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008).

Ecuación 6-25

$$FO_N = 4,75 * Q_i N_{ne}$$

6.1.3.2.12.3. Oxígeno recuperado a través de la desnitrificación –

F_{Od} [kg]

La equivalencia en oxígeno del nitrato en el proceso de desnitrificación a N_2 es $5/8 \cdot 4,57 = 2,86 gO_2/gNO_3-N$. Así, por cada 1 g de NO_3-N desnitrificado a N_2 en la zona anóxica, se

requieren 2,86 g menos de oxígeno en la zona aerobia (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008).

Ecuación 6-26

$$FO_d = 2,86 * (N_c - N_{ne})$$

6.1.3.2.13. Volumen del reactor y tiempo de retención - V_p

Una vez conocida la masa total de sólidos suspendidos en el reactor (MX_i), el volumen del reactor se determina utilizando un valor específico para la concentración de sólidos suspendidos del licor mezclado (SSLM). Para esto se realiza la modelación para distintas concentraciones de SSLM que van de 1 a 3 kg/m³ con el fin de que el usuario pueda evaluar la influencia de este parámetro en el proceso de tratamiento y con base en esto realizar una selección de mismo; el volumen total del reactor es calculado mediante la *Ecuación 6-7*.

6.1.3.2.13.1. Volumen aerobio – $V_{p,AO}$ [m³]

Ecuación 6-27

$$V_{p,AO} = V_p * (1 - f_{xm})$$

6.1.3.2.13.2. Volumen anóxico – $V_{p,AX}$ [m³]

Ecuación 6-28

$$V_{p,AX} = V_p * f_{xm} \text{ [m}^3\text{]}$$

6.1.3.2.13.3. Tiempo de retención hidráulico nominal de la zona aerobia – $TRH_{n,AO}$, [d]

Ecuación 6-29

$$TRH_{n,AO} = \frac{V_{p,AO}}{Q_i}$$

6.1.3.2.13.4. Tiempo de retención hidráulico nominal de la zona anóxica – $TRH_{n,AX}$,

Ecuación 6-30

$$TRH_{n,AX} = \frac{V_{p,AX}}{Q_i}$$

6.1.3.2.13.5. Tiempo de retención hidráulico real de la zona aerobia
– TRH_{R,AO} [d]

Ecuación 6-31
$$TRH_{R,AO} = \frac{TRH_{n,AO}}{1 + s}$$

6.1.3.2.13.6. Tiempo de retención hidráulico real de la zona anóxica
– TRH_{R,AX} [d]

Tiempo de retención hidráulico nominal de la zona anóxica – TRH_{n,AX},

Ecuación 6-32
$$TRH_{R,AX} = \frac{TRH_{n,AX}}{1 + s + a}$$

6.1.3.2.14. Concentración de DQO en el efluente – S_{te}

La concentración de DQO en el efluente se calcula mediante la *Ecuación 6-10*

6.1.3.3. Datos de salida del modelo BRN

Los principales resultados arrojados por el modelo son la masa de sólidos en el reactor (SSLM), la edad de lodos (TRS), el tiempo de retención hidráulico nominal (TRH_n) y real (TRH_R) y el volumen de reactor requerido (V_p); estas variables son seleccionadas de acuerdo con la edad de lodos recomendada por la herramienta. Con base en lo anterior, la herramienta recomendará el volumen del reactor y los SSLM.

Adicionalmente, como resultado de la modelación se obtienen las salidas gráficas en las cuales el usuario podrá visualizar el comportamiento del sistema, de acuerdo con las principales variables de control. En el numeral 6.3 se detallará esta información.

6.1.4. Modelación de sistema biológico para la remoción de fósforo (BPR) mediante el sistema A/O.

El principio fundamental de modelación en la herramienta está relacionado con el modelo de cultivo mixto en condiciones en estado estacionarias propuesto por (Wentzel, Dold, Ekama, & Marais, 1990) el cual de manera muy general consiste en dividir el lodo activado en tres diferentes grupos:

- ✓ ANOs, los organismos nitrificantes

- ✓ OHOs, los organismos heterótrofos ordinarios
- ✓ PAOs, los organismos acumuladores de fósforo

Conociendo el contenido de P en las diferentes fracciones del lodo (activo, endógeno e inerte) correspondientes a cada grupo poblacional, la remoción de P para cada fracción puede ser calculada y la remoción de P en el sistema puede ser obtenida por medio de la suma de las remociones de P individuales.

La configuración del sistema A/O incluye un reactor anaerobio que recibe el afluente y la recirculación de lodos, seguido por un reactor aerobio (*Figura 6-3*). La edad de lodos y el tanque aerobio son diseñados y controlados para prevenir la nitrificación, aplicando por ejemplo edades de lodo bajas y cargas altas a la planta. Este sistema ha sido conocido en Sudáfrica como Phoredox.

Según lo menciona (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008), Timmerman (1979) propuso un sistema anaerobio/óxico (A/O) que es esencialmente lo mismo que el sistema Phoredox. La configuración básica A/O es idéntica a la de Phoredox, pero en el A/O se propuso específicamente que las zonas anaerobias y aerobias sean divididas en compartimentos para obtener una configuración de reactores en serie que se acerque a condiciones de flujo pistón.



Figura 6-3 Configuración de un sistema A/O

Como se observa en la figura, las aguas residuales afluentes pasan primero por una etapa anaeróbica, donde las bacterias acumuladoras de fósforo liberan el fósforo almacenado en las aguas residuales en forma de fosfatos solubles. El fósforo liberado y el fósforo soluble del afluente son absorbidos por las bacterias acumuladoras de fósforo en la etapa aeróbica. Finalmente, el fósforo se elimina de las aguas residuales al desperdiciar el lodo del sedimentador secundario.

6.1.4.1. Descripción de los parámetros de modelo sistema biológico de remoción de fósforo - BRP (nomenclatura).

En la Tabla 6-5 se presenta la nomenclatura de los parámetros incluidos en la herramienta para el modelo del sistema biológico de remoción de fósforo (BRP).

Tabla 6-5 Nomenclatura de los parámetros del modelo BRP

Símbolo	Descripción	Unidades
b_{OHOT}	Tasa específica de decaimiento endógeno para OHOs a la temperatura del sistema	gSSV/gSSV
$b_{PAO,T}$	Tasa específica de decaimiento endógeno para PAOs a temperatura del sistema.	gSSV/gSSV
DBO_i	DBO afluente	gDQO/m ³
f_{AN}	Fracción de masa anaerobia	gSSV/gSSV
f_{CV}	Relación DQO/SSV ratio en el lodo.	gDQO/gSSV
$F_{DQOb,i}$	Masa de DQO biodegradable en el afluente	kg
$F_{DQOb,OHO}$	Masa de DQO biodegradable disponible para los OHOs	kg
$f_{N,SSV}$	Contenido de nitrógeno en el lodo = 0,10	gN/gSSV
$F_{N,síntesis}$	Masa diaria de nitrógeno requerido para la producción de lodo	kg
$F_{O_2,OHO}$	Masa diaria de oxígeno consumido por OHOs.	kg
$F_{O_2,PAO}$	Masa diaria de oxígeno consumido por PAOs.	kg
$f_{P,OHO}$	Fracción de P en la biomasa activa OHO's.	gP/gSSV
$f_{P,PAO}$	Fracción de P en la biomasa activa PAO. [gP/gSSVa] = 0,38 gP/gSSVa	gP/gSSVa
f_{PS}	Relación P/DQO	
$f_{P,SSF,i}$	Fracción de P en el SSF afluente [gP/gSSF] = 0,02 gP/gSSF (valor propuesto que requiere de corrección si hay una presencia significativa de coagulantes de P, como son las sales de Al, Fe, o Ca).	gP/gSSF
$f_{P,SST}$	Contenido de fósforo en los SST	gP/m ³
$f_{P,XE}$	Fracción de P en la masa inerte. = 0,03	gP/gSSV
$f_{P,XI}$	Fracción de P en la masa inerte	gP/gSSV
$f_{S'up}$	Fracción no biodegradables particuladas de la DQO.	

Continuación tabla 6 5 Nomenclatura de los parámetros del modelo BRP

Símbolo	Descripción	Unidades
$f_{S'us}$	Fracción no biodegradables solubles de la DQO y particuladas de la DQO.	
$F_{SAVG,i}$	Masa de Ácidos grasos volátiles en el afluente	kg
F_{Sbi}	Masa DQO biodegradable en el afluente	kg
$F_{Sf,i}$	Masa de DQO fermentable en el afluente	kg
$f_{Si,DQOi}$	Fracción de DQO soluble no biodegradable afluente	gDQO/gDQO
$f_{SS,DQOi}$	Fracción de DQO rápidamente biodegradable respecto a la DQO total afluente	gDQO/gDQO
$F_{SS,i}$	Masa de DQO soluble inerte en el afluente	kg
$F_{SS,PAO}$	Masa diaria de SS almacenada por los PAOs	kg
$f_{SSF,OHO}$	Contenido inorgánico en OHO's = 0,15 (dando un $f_{VT,OHO}$ de 0,87).	gSSF/gSST
F_{Ssi}	Masa de DQO rápidamente biodegradable en el afluente	kg
f_{VT}	Relación SSV/SST en la masa de OHO y PAOs (incluido masa activa, endógena e inerte).	gSSV/gSST
$f_{VT,PAO}$	Relación SSV/SST para biomasa activa PAO.	gSSV/gSST
$f_{XE,OHO}$	Fracción de residuo endógeno particulado de OHO's.	gSSV/gSSV
$f_{XE,PAO}$	Fracción de residuo endógeno particulado de PAOs.	gSSV/gSSV
$f_{Xi,DQOi}$	Fracción de DQO particulado no biodegradable afluente	gDQO/gDQO
$F_{Xi,i}$	Masa de DQO particulado inerte en el afluente	kg
$F_{XS,i}$	Masa de DQO lentamente biodegradable en el afluente	kg
$F_{XSSF,i}$	Masa diaria de inorgánicos afluente	kg
$K_{F,T}$	Tasa constante de fermentación de primer orden a temperatura del sistema	$m^3/gOHOSSV$
$M_{XE,OHO}$	Masa de residuo endógeno OHO en el sistema.	kg
$M_{XE,PAO}$	Masa de residuo endógeno PAO en el sistema	kg
M_{Xi}	Masa de material orgánico inerte en el sistema, proveniente del afluente.	kg
M_{XOHO}	Masa de OHOs en el sistema	kg
M_{XPAO}	Masa activa de los PAO's	kg
M_{XSSF}	Masa de sólidos suspendidos fijos en el sistema	kg
M_{XSST}	Masa de SST en el sistema	kg

Continuación tabla 6 5 Nomenclatura de los parámetros del modelo BRP.

Símbolo	Descripción	Unidades
M_{XSSV}	Masa de sólidos suspendidos volátiles en el sistema	kg
N	Número total de reactores anaerobios en serie de igual volumen $n = 1, 2, \dots, N$.	
N_{ti}	Concentración de NTK en el afluente	gN/m ³
$NTK_{i,síntesis}$	Masa de nitrógeno para la producción de lodo	kg
Q_i	Caudal afluente	m ³ /d
s	Relación de recirculación de lodo activado basado en el caudal afluente.	
$S_{AVG,i}$	Concentración de Ácidos Grasos Volátiles en el afluente	gDQO/m ³
$S_{F,Ann}$	Concentración de materia orgánica fermentable en el reactor anaerobio no	gDQO/m ³
$S_{Fi,conv}$	DQO fermentable disponible para conversión por volumen de afluente	
$S_{NO3,i}$	Concentración de nitrato afluente (al reactor anaerobio	gNO ₃ -N/m ³
$S_{NO3,s}$	Concentración de nitrato en la recirculación de lodo al reactor anaerobio	gNO ₃ -N/m ³
$S_{O2,i}$	Concentración de oxígeno afluente	gO ₂ /m ³
$S_{O2,s}$	Concentración de oxígeno en la recirculación de lodo al reactor anaerobio	gO ₂ /m ³
$S_{s,i}$	Concentración de DQO rápidamente biodegradable en el afluente	gDQO/m ³
SST_e	Concentración de sólidos suspendidos totales en el efluente	gP/m ³
S_{ti}	Concentración de materia orgánica total entrante en el sistema	gDQO/m ³
$T_{P,e}$	Fósforo total en el efluente	gP/m ³
$T_{P,i}$	Concentración de fósforo total afluente	gP/m ³
T_{min}	Temperatura mínima del agua residual	°C
T_{max}	Temperatura máxima del agua residual	°C
$TRH_{n,AN}$	Tiempo de retención hidráulica nominal de la zona anaerobio	hr
$TRH_{n,AO}$	Tiempo de retención hidráulica nominal de la zona aerobia	hr
$TRH_{R,AN}$	Tiempo de retención hidráulica nominal de la zona anaerobio	hr
$TRH_{R,AO}$	Tiempo de retención hidráulica nominal de la zona aerobia	hr
TRS	Edad de lodos	d

Continuación tabla 6 5 Nomenclatura de los parámetros del modelo BRP.

Símbolo	Descripción	Unidades
V_p	Volumen del reactor	m^3
$V_{P,AN}$	Volumen zona anaerobia del reactor	m^3
$V_{P,AO}$	Volumen zona aerobia del reactor	m^3
$X_{P,e}$	Fósforo particulado en el efluente	gP/m^3
X_{Si,DQO_i}	DQO lentamente biodegradable	$gDQO/m^3$
$X_{SST,OX}$	Concentración de sólidos suspendidos del licor mezclado.	kg/m^3
Y_{OHO}	Rendimiento de biomasa OHO.	$gSSV/gDQO$
Y_{PAO}	Rendimiento celular de los PAOs	$gSSV/gDQO$
$Y_{PAO,obs}$	Rendimiento celular de los PAOs	$gSSV/gDQO$
ΔP_{OHO}	Remoción de fósforo por OHO's.	gP/m^3
$\Delta P_{SYS.ACT}$	Remoción total real de fósforo en el sistema.	gP/m^3
ΔP_{PAO}	Remoción de P por PAOs	gP/m^3
ΔP_{XE}	Remoción de P debido a la masa de residuo endógeno	gP/m^3
ΔP_{XI}	Remoción de P debido a la masa inerte	gP/m^3

6.1.4.2. Datos de entrada al modelo BRP

Los datos de entrada aportados por el usuario de la herramienta se encuentran divididos en 3, los primeros se refieren a los datos de las aguas residuales que ingresan al sistema, los segundos se refieren a las constantes cinéticas usadas internamente por la herramienta para la modelación del proceso y los últimos se refieren a parámetros operativos del sistema.

Tabla 6-6 Datos de entrada al modelo BRP

Tipo de Parámetro	Parámetro
Agua residual	$T_{min}, T_{max}, Q_i, S_{ti}, DBO_i, SST_e, T_{P,i}, S_{NO3,i}, SO_{2,i}, f_{s'up}, f_{s'us}, f_{ps}$.
Constantes Estequiométricas	$Y_{OHO}, f_{XE_OHO}, f_{P_OHO}, f_{P_XE}, f_{SSF_OHO}, Y_{PAO}, f_{XE_PAO}, f_{P_PAO}, f_{P_XE}, f_{VT_PAO}, f_{PO4_REL}, f_{SSF_PAO}, f_{P_XI}, f_{CV}, f_{VT}, f_N, SSV$
Fracciones de la DQO	$f_{SS,DQO_i}, f_{SAGV}, S_{si}, f_{Si,DQO_i}, f_{Xi,DQO_i}, f_{P,SSF,i}$
Operativos	$N-u, N, f_i, s, O_s, S_{NO3,s}, f_{AN}$

Con relación a las constantes cinéticas es importante mencionar que la herramienta incluye valores para cada uno de estas con base en las recomendaciones dadas por (Henze, van

Loosdrecht, Ekama, Brdjanovic. 2017; se recomienda mantener estos valores salvo que el usuario cuente con la estimación de cada una de ellas para el sitio y el agua residual estudiada.

6.1.4.3. Ecuaciones del modelo BRP

Las ecuaciones incluidas en la modelación se basan en lo establecido por la IWA en su libro Tratamiento biológico de aguas residuales – Principios, modelación y diseño (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2017).

6.1.4.3.1. Estimación de los flujos (másicos) de entrada para el sistema.

Mediante el uso de las ecuaciones 6-33 a 6-40 se realiza estimación de la masa DQO biodegradable en el afluente ($F_{S_{bi}}$) [g/m³], DQO rápidamente biodegradable en el afluente ($F_{S_{si}}$), Ácidos grasos volátiles ($F_{S_{AVG,i}}$) [g/m³], DQO fermentable ($F_{S_{f,i}}$) [g/m³], DQO lentamente biodegradable ($F_{X_{S,i}}$) [g/m³], DQO biodegradable ($F_{D_{QO,i}}$) [g/m³], DQO soluble inerte ($F_{S_{S,i}}$) [g/m³] y DQO particulado inerte ($F_{X_{I,i}}$) [g/m³] afluente al sistema.

Ecuación 6-33
$$FS_{bi} = Q_i (S_{ti} (1 - f_{s'up} - f_{s'us}))$$

Ecuación 6-34
$$FS_{si} = Q_i (S_{ti} * f_{SS,DQO})$$

Ecuación 6-35
$$FS_{AVG,i} = Q_i (S_{ti} * f_{SS,DQO})$$

Ecuación 6-36
$$FS_{f,i} = Q_i (S_{si} - S_{AVG,i})$$

Ecuación 6-37
$$FX_{S,i} = Q_i (S_{ti} (1 - f_{SS,DQO} - f_{Si,DQO} - f_{XI,DQO}))$$

Ecuación 6-38
$$FD_{QO,i} = Q_i (S_{si} + X_{Si,DQO})$$

Ecuación 6-39
$$FS_{S,i} = Q_i (S_{ti} * f_{Si,DQO})$$

Ecuación 6-40
$$FX_{I,i} = Q_i (S_{ti} * f_{XI,DQO})$$

6.1.4.3.2. División de la DQO rápidamente biodegradable ($S_{S,i}$) entre PAOs y OHOs

6.1.4.3.2.1. DQO fermentable disponible para conversión por volumen de afluente - $S_{F,i,conv}$ [g/m³]

En términos generales esta división se refiere a la DQO fermentable disponible para su conversión en AGVs, restando la DQO consumida en el reactor anaerobio debido a la

desnitrificación y al consumo de O₂ que ocurre. La ecuación 6-41 es usada para su estimación (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008).

$$\text{Ecuación 6-41} \quad S_{F,i,conv} = S_{Fi} - 8,6 (s * S_{NO3,s} + S_{NO3,i}) - 3 (s * S_{O2,s} + S_{O2,i})$$

6.1.4.3.2.2. DQO fermentable en el efluente del reactor anaerobio

$$(n) - S_{F,Ann} \text{ [g/m}^3\text{]}$$

Según la IWA (2017), las ecuaciones en estado estacionario para la conversión de DQO fermentable a AGVs pueden ser desarrolladas usando la inclusión de la DQO fermentable disponible para conversión por volumen de afluente ($S_{F,i,conv}$) y la DQO fermentable en el efluente del reactor anaerobio (n) ($S_{F,Ann}$) en el balance de masa del reactor anaerobio (n) de una serie de n reactores anaerobios de igual volumen.

$$\text{Ecuación 6-42} \quad S_{F,Ann} = \frac{\frac{S_{F,i,conv}}{(1+s)}}{1 + K_{F,T} \frac{f_{AN}}{N} \frac{MX_{OHO}}{Q_i(1+s)}}$$

6.1.4.3.3. Masa de OHOs en el sistema – M_{XOHO} [gSSVa]

La masa de organismos heterótrofos ordinarios (OHO) son sintetizados de la masa total de DQO y su producción de OHOs se expresa mediante la *Ecuación 6-43* (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008)

$$\text{Ecuación 6-43} \quad MX_{OHO} = \frac{Y_{OHO}}{(1 + b_{OHO,T} TRS)} FDQO_{b,OHO} TRS$$

6.1.4.3.4. Masa diaria de SS almacenada por los PAOs - $FS_{S,PAO}$ [kg]

De los mecanismos de eliminación biológica de fósforo (EBPR) y la hipótesis de conversión, todos los AGVs generados por conversión y todos los AGVs en el afluente son almacenados por los PAOs, Por lo tanto, la masa de DQO almacenada es calculada como:

$$\text{Ecuación 6-44} \quad FS_{S,PAO} = Q_i [S_{F,i,conv} - (1 + S) S_{F,Ann}]$$

6.1.4.3.5. Masa de DQO biodegradable disponible para los OHOs al día

- $FDQO_{b,OHO}$ [kg]

La DQO disponible para OHOs es la DQO biodegradable no almacenada por los PAOs es calculada mediante la *Ecuación 6-45*.

$$\text{Ecuación 6-45} \quad FDQO_{b,OHO} = FDQO_{b,i} - FS_{s,PAO}$$

6.1.4.3.6. Masa de biomasa presente en el sistema

Corresponde a la masa de biomasa presente en el sistema, sintetizada a partir de la DQO afluente considerando el efecto acumulativo del TRS.

6.1.4.3.6.1. Masa de PAO's en el sistema – Biomasa activa

Rendimiento celular de los PAO's - $Y_{PAO,obs}$ [gSSVa/gDQO]

$$\text{Ecuación 6-46} \quad Y_{PAO,obs} = \frac{Y_{PAO}}{1 + b_{PAO,T} * TRS}$$

Masa activa de los PAO's - MX_{PAO} [kg]

$$\text{Ecuación 6-47} \quad MX_{PAO} = Y_{PAO,obs} * FS_{s,PAO} * TRS$$

6.1.4.3.6.2. Masa de PAO's en el sistema – Masa endógena

Masa endógena PAO - MX_{EPAO} [kg]

$$\text{Ecuación 6-48} \quad MX_{EPAO} = f_{XE,PAO} * b_{PAO,T} * MX_{PAO} * TRS$$

6.1.4.3.6.3. Masa de OHO's en el sistema – Biomasa activa

Rendimiento celular de los OHO's - $Y_{OHO,obs}$ [

$$\text{Ecuación 6-49} \quad Y_{OHO,obs} = \frac{Y_{OHO}}{1 + b_{OHO,T} * TRS}$$

6.1.4.3.6.4. Masa de OHO's en el sistema – Masa endógena

Masa endógena OHO's - MXE_{OHO} [kg]

Ecuación 6-50
$$MXE_{OHO} = f_{XE,OHO} * b_{OHO,T} * MX_{OHO} * TRS$$

6.1.4.3.7. Remoción de fósforo.

Según la IWA (2017), la remoción de fósforo debe ser calculada para las fracciones individuales de lodo, la remoción total de fósforo se obtiene de la suma de remociones individuales de fósforo.

6.1.4.3.7.1. Liberación de fósforo. – $S_{PO4,rel}$ [gp/m³]

La cuantificación de la liberación de P por parte de los PAOs como resultado del almacenamiento de AGVs no es necesaria para diseñar sistemas EBPR en estado estacionario, pero sí sirve para obtener información útil. De los mecanismos de remoción de fósforo, por cada mol de AGV almacenado por los PAOs, se considera que una mol de fósforo es liberado (tomando en cuenta que esta relación depende del pH) con el fin de dar la energía necesaria para polimerizar y almacenar los AGVs como PHA (IWA, 2107).

Ecuación 6-51
$$S_{PO4,rel} = f_{PO4,rel} * \frac{FS_{S,PAO}}{Q_i}$$

6.1.4.3.7.2. Remoción de fósforo por los PAO's - ΔP_{PAO} [gp/m³]

Ecuación 6-52
$$\Delta P_{PAO} = f_{P,PAO} * \frac{MX_{PAO}}{TRS * Q_i}$$

6.1.4.3.7.1. Remoción de fósforo por los OHO's - ΔP_{OHO} [gp/m³]

Ecuación 6-53
$$\Delta P_{OHO} = f_{P,OHO} * \frac{MX_{OHO}}{TRS * Q_i}$$

6.1.4.3.7.2. Remoción de fósforo por los Masa endógena - ΔP_{XE}
 [gp/m³]

Ecuación 6-54
$$\Delta P_{XE} = f_{P,XE} * \frac{MX_{E,PAO} + MX_{E,OHO}}{TRS * Q_i}$$

6.1.4.3.7.3. Remoción de fósforo por masa inerte afluyente - ΔP_{XI}
 [gp/m³]

Ecuación 6-55
$$\Delta P_{XI} = f_{P,XI} * \frac{MX_I}{TRS * Q_i}$$

6.1.4.3.7.4. Remoción potencial de fósforo total - $\Delta P_{SYS,POT}$ [gp/m³]

Ecuación 6-56
$$\Delta P_{SYS,POT} = \Delta P_{PAO} + \Delta P_{OHO} + \Delta P_{XE} + \Delta P_{XI}$$

6.1.4.3.7.5. Remoción de fósforo actual total - $\Delta P_{SYS,ACT}$ [gp/m³]

Ecuación 6-57
$$\Delta P_{SYS,ACT} = \text{Valor mínimo entre } \Delta P_{SYS,POT} \text{ y } TP_{P,i}$$

6.1.4.3.7.6. Fósforo particulado en el efluente – $X_{P,e}$ [gp/m³]

Ecuación 6-58
$$X_{P,e} = f_{P,TSS} * SST_e$$

6.1.4.3.7.7. Fósforo total en el efluente – $T_{P,e}$ [gp/m³]

Ecuación 6-59
$$T_{P,e} = T_{P,i} - \Delta P_{SYS,POT} + X_{P,e}$$

6.1.4.3.8. Masa de lodos como SSV y SST, y contenido de P en los SST

La masa de lodos como SSV en el sistema se puede calcular de la misma manera que para los sistemas anóxicos/aerobios, mediante la suma de las contribuciones individuales de las fracciones de SSV (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008).

6.1.4.3.8.1. Masa de lodo SSV - MX_{SSV} [kg]

Ecuación 6-60
$$MX_{SSV} = MX_{PAO} + MX_{OHO} + MX_{E,PAO} + MX_{E,OHO} + MX_I$$

6.1.4.3.8.2. Fracción activa

Ecuación 6-61

$$MX_{SSV} = \frac{MX_{PAO} + MX_{OHO}}{MX_{SSV}}$$

6.1.4.3.8.1. Masa de Sólidos suspendidos fijos - MX_{SSF} [kg]

Según Ekama and Wentzel (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008) los sólidos suspendidos fijos (inorgánicos) provienen de varias fuentes:

- ✓ Componentes intracelulares de la biomasa activa que contienen sales, los cuales permanecen como residuos inorgánicos cuando se realiza una combustión a 550°C. Se considera una fracción de 0,15 gSSF/gSSV para los OHOs. Los organismos nitrificantes tienen una fracción similar que puede ser despreciada ya que normalmente estos microorganismos representan menos del 2% de la biomasa.
- ✓ Los PAOs que contienen tanto la fracción estándar de 0,15 gSSF/gSSV más los poliP y contraiones catiónicos contribuyen considerablemente al contenido de SSF en los PAOs. Para los PAOs aerobios con un contenido de 38% de gP/gSSV, Ekama and Wentzel (2004) reportan un contenido de SSF de 1,30 gSSF/gSSV.
- ✓ El SSF afluente se acumula en el lodo activado;

Ecuación 6-62

$$MX_{SSF} = f_{SSF,OHO} * MX_{OHO} + f_{SSF,PAO} * MX_{PAO} + F_{X,SSF,i} * TRS$$

6.1.4.3.8.2. Masa de lodos (SST) - MX_{SST} [kg] y relación de SSV/SST - f_{VT}

La masa de SST en el sistema está dada por la suma de los SSV y los SSF (MX_{SST}). Así mismo, la relación de los SSV contra los SST en el lodo (f_{VT}) fueron incluidos en la herramienta como se muestra en las Ecuación 6-63 y Ecuación 6-64.

Ecuación 6-63

$$MX_{SST} = MX_{SSV} + MX_{SSF}$$

Ecuación 6-64

$$f_{VT} = \frac{MX_{SSV}}{MX_{SST}}$$

6.1.4.3.9. Contenido de fósforo en los SST – $f_{P,SST}$ [gP/gSST]

Ecuación 6-65

$$f_{P,SST} = \left[\frac{f_{P,OHO} * MX_{OHO} + f_{P,XE} * (MX_{E,OHO} + M_{E,PAO}) + f_{P,XI} * MX_I + \frac{f_{P,PAO} * MX_{PAO}}{f_{VT,PAO}} + f_{P,SSF,i} * MX_{SSF}}{MX_{SST}} \right]$$

6.1.4.3.10. Requerimiento de volumen de proceso - V_P

Los requerimientos de volumen de proceso son determinados a partir de la masa de lodo en el sistema y la selección de la concentración de lodo deseada, ya sea en términos de SST o SSV:

6.1.4.3.10.1. Volumen aerobio – $V_{P,AO}$ [m³]

Ecuación 6-66

$$V_{p,AO} = \frac{MX_{SST}}{X_{SST,OX}} * (1 - f_{AN})$$

6.1.4.3.10.2. Volumen anaerobio – $V_{P,AN}$ [m³]

Ecuación 6-67

$$V_{p,AN} = V_P * f_{AN} \text{ [m}^3\text{]}$$

6.1.4.3.11. Tiempo de retención hidráulico nominal - TRH_n [hr] y real - TRH_r [hr]

Según lo menciona (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008), en la teoría de lodos activados, el volumen del proceso por unidad de volumen del caudal de entrada se conoce como el tiempo de retención hidráulico nominal (TRH_n), en la herramienta se incluye como:

6.1.4.3.11.1. Tiempo de retención hidráulica nominal de la zona aerobia –

$TRH_{n,AO}$, [hr]

Ecuación 6-68

$$TRH_{n,AO} = \frac{V_{p,AO}}{Q_i}$$

6.1.4.3.11.2. Tiempo de retención hidráulica nominal de la zona anaerobio – $TRH_{n,AN}$,
[hr]

Ecuación 6-69
$$TRH_{n,AN} = \frac{V_{p,AN}}{Q_i}$$

6.1.4.3.11.3. Tiempo de retención hidráulica real del sistema – TRH_R
[hr]

Cuando el lodo de recirculación del sedimentador secundario (Q_s) se incluyen en el cálculo, el tiempo de retención se denomina, tiempo de retención hidráulico real, se incluye como:

Tiempo de retención hidráulica nominal de la zona aerobia – $TRH_{R,AO}$ [hr]

Ecuación 6-70
$$TRH_{R,AO} = \frac{TRH_{n,AO}}{1 + s}$$

Tiempo de retención hidráulica nominal de la zona anaerobia – $TRH_{R,AN}$ [hr]

Ecuación 6-71
$$TRH_{R,AN} = \frac{TRH_{n,AN}}{1 + s}$$

6.1.4.3.12. Requerimientos de nitrógeno para la producción de lodo -
 $NTK_{i,síntesis}$ [kg]

Los requerimientos de nitrógeno para la producción de lodo se estiman mediante la *Ecuación 6-72*.

Ecuación 6-72
$$FN_{síntesis} = \frac{f_{N,SSV} * MX_{SSV}}{TRS}$$

El requerimiento de nitrógeno para la producción de lodo expresado en base a la concentración afluente es:

Ecuación 6-73
$$NTK_{i,síntesis} = \frac{f_{N,síntesis}}{Q_i}$$

6.1.4.3.13. Demanda de oxígeno (D.O)

6.1.4.3.13.1. Demanda carbonácea de oxígeno - $FO_{2,c}$ [kg]

La demanda carbonácea de oxígeno está dada por la suma de las demandas de oxígeno de los PAOs y los OHOs. Desde el punto de vista del balance de masa de la DQO, cualquier DQO removida que no es convertida a biomasa o residuo endógeno es consumida para producción de energía (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008).

Ecuación 6-74
$$FO_{2,c} = FO_{2,PAO} + FO_{2,OHO}$$

6.1.4.3.13.2. Demanda de oxígeno para PAOs – $FO_{2,PAO}$ [kg]

La demanda de oxígeno para PAOs proviene de la respiración, la cual brinda energía para la síntesis de biomasa y para la respiración endógena (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008).

Ecuación 6-75
$$FO_{2,PAO} = FS_{S,PAO} * (1 - f_{CV} * Y_{PAO}) + \left[f_{CV}(1 - f_{XE,PAO}) * b_{PAO,T} * \frac{Y_{PAO}}{(1 + b_{PAO,T}TRS)} TRS \right]$$

6.1.4.3.13.3. Demanda de oxígeno por OHOs – $FO_{2,OHO}$ [kg]

Ecuación 6-76
$$FO_{2,OHO} = FDQO_{b,OHO} * (1 - f_{CV} * Y_{OHO}) + \left[f_{CV}(1 - f_{XE,OHO}) * b_{OHO,T} * \frac{Y_{OHO}}{(1 + b_{OHO,T}TRS)} TRS \right]$$

6.1.4.3.14. Concentración de DQO en el efluente – S_{te}

La herramienta estima la concentración de DQO en el efluente mediante el uso de la *Ecuación 6-10*.

6.1.4.4. Datos de salida del modelo BRP

Los principales resultados arrojados por el modelo son la masa de sólidos en el reactor (SSLM), la edad de lodos (TRS), el tiempo de retención hidráulica nominal (TRH_n) y real (TRH_R) y el volumen de reactor requerido (V_p); estas variables son seleccionadas de acuerdo con la edad

de lodos recomendada por la herramienta. Con base en lo anterior, la herramienta recomendará el volumen y los SSLM del reactor.

Adicionalmente, como resultado de la modelación se tiene las salidas gráficas del sistema en las cuales el usuario podrá visualizar el comportamiento de acuerdo con las principales variables de control. En el numeral 6.3 se detallará esta información.

6.1.5. Modelación de sistema biológico para la remoción de fósforo y nitrógeno (NDEBPR) mediante el sistema de la universidad de Capetown (UTC).

En sistemas con NDEBPR, el diseño y la modelación está orientado a alcanzar en un sistema de lodos activados de una etapa: a) Remoción de DQO, b) Remoción de N (nitrificación/desnitrificación) y c) Remoción de P (EBPR).

En el sistema UCT seleccionado, el comportamiento de la desnitrificación es muy similar al observado en un sistema MLE, de tal forma que considerando el efecto de la incorporación de un reactor anaerobio, las ecuaciones de diseño y los procedimientos desarrollados para el sistema MLE pueden ser adaptados rápidamente para su aplicación en el sistema UCT.

- a) Remoción de DQO: Para estimación de este componente, se incluyeron las ecuaciones 6-1 a 6-11.
- b) Remoción de N (nitrificación/desnitrificación): Para estimación de este componente, se incluyeron las ecuaciones 6-12 a 6-32.

En esta aplicación según lo menciona (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008), los siguientes principios son de importancia:

- ✓ Debido a que una desnitrificación completa no es posible, toda la fracción de masa anóxica disponible se utiliza en el reactor anóxico primario.
- ✓ La relación de recirculación a determina la división de nitrato entre el reactor anóxico primario y el efluente. La relación de recirculación se selecciona de tal manera que la carga equivalente de nitrato al reactor anóxico primario realizada por medio de las recirculaciones a y s carguen al reactor justamente a su potencial de desnitrificación.

En el sistema UCT, el lodo recirculado s es descargado al reactor anóxico primario. Una recirculación posterior permite (recirculación r) extraer licor mezclado del reactor anóxico primario y conducirlo al reactor anaerobio. El licor mezclado es también recirculado del reactor aerobio al reactor anóxico (recirculación a). Mediante la manipulación de la relación de recirculación a , el nitrato en el reactor anóxico puede ser controlado para ser cero, y por tanto no se recirculará nitrato al reactor anaerobio. En la figura 6.4, se presenta el esquema del sistema incluido en la herramienta.

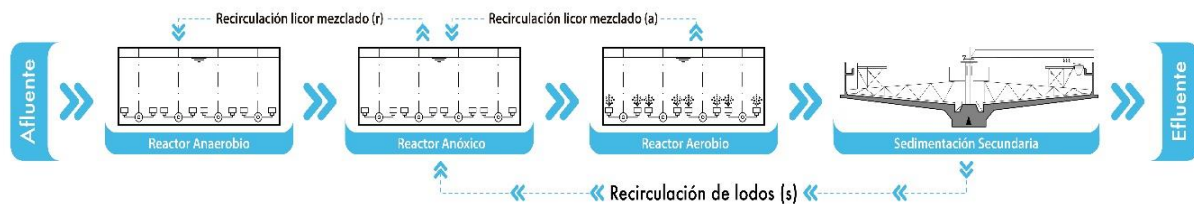


Figura 6-4 Configuración de un sistema UTC

De manera simplificada como lo muestra la Figura 6-4, en un sistema UTC el efluente primario fluye directamente a la zona anaeróbica, que también puede recibir lodo primario fermentado para los PAO's. El licor mixto nitrificado se devuelve a la zona anóxica típicamente a una tasa de 2 a 4 veces la tasa de flujo del afluente para maximizar la eliminación de nitrógeno mediante la desnitrificación. En consecuencia, el efluente desnitrificado del extremo de la zona anóxica se recicla de nuevo a la zona anaeróbica para proporcionar de forma continua los microorganismos necesarios para la eliminación del fósforo.

6.1.5.1. Descripción de los parámetros de modelo sistema biológico de remoción de fósforo y nitrógeno - NDEBPR (nomenclatura).

En la Tabla 6-5 se presenta la nomenclatura de los parámetros incluidos para el modelo del sistema biológico de remoción de fósforo (NDEBPR). Tal y como se mencionó anteriormente, dado que para este caso el modelo incluye las variables requeridas por los modelos BRC, BRN y BRP, éstas no serán reportadas en la Tabla 6-7.

Tabla 6-7 Nomenclatura de los parámetros del modelo NDEBPR incluidos

Símbolo	Descripción	Unidades
a	Constante alfa.	
a	Relación de recirculación del licor mezclado basado en el caudal afluente.	
a _{opt}	Relación óptima de recirculación optima	
b	Constante beta.	
b _{OHO,T}	Tasa específica de decaimiento endógeno para OHO's a temperatura del sistema.	gSSV/gSSV
D _P	Desnitrificación potencial del reactor anóxico primario.	gN/m ³
D _{QOb,i}	Concentración de DQO biodegradable en el afluente.	gDQO/m ³
f _{AXmin}	Fracción de masa mínima en el reactor anóxico primario	
f _{CV}	Relación DQO/SSV en el lodo.	gDQO/gSSV
FS _{NO3,AX}	Carga de nitrato al reactor	kg
fX _{dmax}	Fracción máxima de masa anóxica.	gSSV/gSSV
K _{1T}	Tasa específica de desnitrificación en el reactor anóxico del sistema NDEBPR usando DQO _{rb} a temperatura del sistema	gNN/gOHOSSV
K _{2T}	Tasa específica de desnitrificación en el reactor anóxico primario del sistema NDEBPR usando DQO _{lb} a temperatura del sistema	gN/gOHOSSV
N _{ITc}	Capacidad de nitrificación en el biorreactor	gN/m ³
Q _i	Caudal promedio diario de afluente.	m ³ /d
r	Relación de recirculación de licor mezclado del reactor anóxico al anaerobio basado en el caudal afluente.	
s	Relación de recirculación de lodo activado basado en el caudal afluente.	
S _{F,ANn}	Concentración de materia orgánica fermentable en el reactor anaerobio #	gDQO/m ³
S _{F,i}	Concentración de DQO fermentable en el afluente	gDQO/m ³
S _{NO3,e}	Concentración de nitrato en el efluente	gN/m ³
S _{NO3,i}	Concentración de nitrato afluente al reactor anaerobio.	gN/m ³

Continuación tabla 6 7 Nomenclatura de los parámetros del modelo NDEBPR incluidos

Símbolo	Descripción	Unidades
$S_{O_2,a}$	Concentración de oxígeno en la recirculación del reactor anóxico al reactor anaerobio.	gO_2/m^3
$S_{O_2,i}$	Concentración de oxígeno en el afluente	gO_2/m^3
$S_{O_2,s}$	Concentración de oxígeno en la recirculación de lodo al reactor anaerobio.	gO_2/m^3
$S_{S,PAO}$	Concentración de SS almacenados por PAO's.	$gDQO/m^3$
TRS	Edad de lodos. [d]	
Y_{OHO}	Rendimiento de biomasa OHO.	$gSSV/gDQO$

6.1.5.1. Datos de entrada al modelo NDEBPR

Los datos de entrada aportados por el usuario de la herramienta se encuentran divididos en 3, los primeros se refieren a los datos de las características propias de las aguas residuales que ingresan al sistema, los segundos se refieren a las constantes cinéticas usadas internamente por la herramienta para la modelación del proceso y los últimos se refieren a parámetros operativos del sistema.

Tabla 6-8 Datos de entrada al modelo NDEBPR

Tipo de Parámetro	Parámetro
Agua residual	$T_{min}, T_{max}, Q_i, St_i, DBO_i, Nt_i, Pt_i, S_{NO_3,i}, S_{O_2,i}, f_{s'up}, f_{s'us}, f_{N'ous}, f_{Sb's}, f_{ns}, f_{ps}, X_{IOi}, X_{SSF,i}$
Constantes cinéticas	$Y_A, Y_H, Y_{HV}, b_A, b_H, K_n, \mu_{Am}, k_1, k_2, K'_{1T}, K'_{2T}, f_n, f_h, f_{N'a}, f_{N'ous}$
Constantes Estequiométricas	$k_{F_20}, b_{OHO_20}, b_{PAO_20}, Y_{OHO}, f_{XE_OHO}, f_{P_OHO}, f_{P_XE}, f_{SSF_OHO}, Y_{PAO}, f_{XE_PAO}, f_{P_PAO}, f_{P_XE}, f_{VT_PAO}, f_{PO4_REL}, f_{SSF_PAO}, f_{P_XI}, f_{CV}, f_{VT}, f_N, SSV$
Fracciones de la DQO	$f_{SS,DQO,i}, f_{SAGV,SSi}, f_{SI,DQO,i}, f_{XI,DQO,i}, f_{P,SSF,i}$
Operativos	$N-u, N, f_i, s, O_s, a, O_a, S_{NO_3}, s, r, f_{AN}, F_{xm}$

Con relación a las constantes cinéticas la herramienta incluye valores para cada una de ellas con base en las recomendaciones dadas por (Henze, van Loosdrecht, Ekama, Brdjanovic. 2017, se recomienda mantener estos valores salvo que el usuario cuente con la estimación de cada una para el sitio y el agua residual estudiada.

6.1.5.2. Ecuaciones del modelo NDEBPR

Las ecuaciones incluidas en la modelación se basan en lo establecido por la IWA en su libro Tratamiento biológico de aguas residuales – Principios, modelación y diseño (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2017)

6.1.5.2.1. Potencial de desnitrificación - D_p

La desnitrificación en el reactor anóxico primario se realiza mediante la utilización de cualquier DQO rápidamente biodegradable (DQO_{rb}) que entra al reactor anaerobio, y la DQO lentamente biodegradable (DQO_{lb}). Los procedimientos para determinar la cantidad de DQO_{rb} que entra del reactor anaerobio al reactor anóxico primario se establecieron según lo muestran las *Ecuación 6-77* donde $S_{F,ANn}$ es la concentración de DQO fermentable en el efluente del reactor anaerobio, y $S_{F,ANn} (1+r)$ la masa por litro de afluente. Estos procedimientos toman en cuenta la utilización de DQO_{rb} en el reactor anaerobio debido al almacenamiento llevado a cabo por los PAOs (ya sea directamente o después de la conversión) o debido a la respiración aerobia/desnitrificación realizada por los OHOs. (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008):

$$D_p = \alpha + f_{AX1} K'_{2T} \beta \text{ [gN/m}^3\text{]}$$

Ecuación 6-77

$$\alpha = \frac{S_{F,ANn} (1+r)(1 - f_{CV} Y_{OHO})}{2,86}$$

$$\beta = \frac{(DQO_{b,i} - S_{S,PAO}) Y_{OHO} TRS}{1 + (b_{OHO,T} TRS)}$$

6.1.5.2.2. Fracción de masa mínima en el reactor anóxico primario -

$$f_{AX\text{mín}}$$

En la *Ecuación 6-77* se supone que la desnitrificación que utiliza la DQO_{rb} del reactor anaerobio [$S_{F,ANn} (1+r)$], representada por la tasa inicial rápida (K'_{2T}), es siempre completa, es decir que se asume que el tiempo de retención actual en el reactor anóxico primario es mayor que el tiempo requerido para utilizar la DQO_{rb} . Así como en los sistemas NDEBPR se tiene una ecuación desarrollada para determinar la fracción de masa mínima en el reactor anóxico $f_{AX\text{mín}}$ necesaria para consumir la DQO_{rb} (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008):

Ecuación 6-78

$$f_{AXmin} = \frac{\alpha}{K'_{1T} * \beta}$$

La variable K'_{1T} es la tasa inicial rápida de desnitrificación en el reactor anóxico primario del sistema con NDEBPR utilizando la DQOrb a una temperatura $T^{\circ}C$.

6.1.5.2.3. Concentración de nitrato en el efluente - $S_{NO3,e}$ [gN/m³]

Según (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008) si la concentración de nitrato en el efluente del reactor anóxico primario es cero, entonces la concentración de nitrato en el efluente se estima según la Ecuación 6-79.

Ecuación 6-79

$$S_{NO3,e} = \frac{NIT_c}{a + s + 1}$$

6.1.5.2.4. Relación óptima de recirculación - a

Debido a las similitudes entre los sistemas MLE y UCT, (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008) mencionan que es posible desarrollar una ecuación para la recirculación óptima del sistema a en el sistema UCT siguiendo el mismo procedimiento que para el sistema MLE. De esta manera a_{opt} es la recirculación de licor mixto (a) que carga al reactor anóxico justo hasta su potencial de desnitrificación (D_p). A partir de un balance de masa del reactor anóxico primario, la carga de nitrato al reactor ($FS_{NO3,AX1}$) está dada por la ecuación 6-80.

6.1.5.2.5. Carga de nitrato al reactor $FS_{NO3,AX}$ [kg]

Ecuación 6-80

$$FS_{NO3,AX} = \left[s \left(S_{NO3,e} + \frac{S_{O2,s}}{2,86} \right) + a \left(S_{NO3,e} + \frac{S_{O2,a}}{2,86} \right) \right] Q_i$$

6.1.5.2.6. Relación óptima de recirculación óptima - a_{opt}

$$a_{opt} = \frac{[-B + \sqrt{B^2 + 4AC}]}{2A} \quad [gN/m^3]$$

$$A = \frac{S_{O2,a}}{2,86}$$

Ecuación 6-81

$$B = NIT_c - D_{P1} + \frac{(s + 1)S_{O2,a} + s S_{O2,s}}{2,86}$$

$$C = s NIT_c - (s + 1) \left(D_{P1} - s \frac{S_{O2,s}}{2,86} \right)$$

6.1.5.2.7. Máxima concentración de nitrato recirculado al reactor anaerobio $S_{NO3,s}$ [gn/m³]

Los procedimientos de diseño para la desnitrificación mostrados en el numerales 6.1.3 han sido desarrolladas suponiendo que se aplican altas tasas de desnitrificación K'_{2T} y K'_{3T} , es decir que el sistema exhibe EBPR. Sin embargo, la recirculación de nitrato y oxígeno en el reactor anaerobio tiene un efecto negativo para el proceso de remoción de fósforo. En casos donde hay una cantidad de nitrato u oxígeno recirculado tal que toda la DQO fermentable es consumida por desnitrificación, no existirá materia orgánica remanente para convertir a AGVs. En este caso, en la *Ecuación 6-82* se fija la concentración de DQO fermentable disponible en el afluente para conversión en AGVs ($S_{F,i,conv}$) igual a 0 y al resolver $S_{NO3,s}$ se obtiene (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008) la ecuación 6-82.

$$Ecuación\ 6-82 \quad S_{NO3,s} = \left[\frac{\left(\frac{S_{F,i,conv}}{8,6} - \frac{s * S_{O2,s} + S_{O2,i}}{2,86} \right) - S_{NO3,i}}{s} \right]$$

6.1.5.1. Datos de salida del modelo NDEBPR

Los principales resultados arrojados por el modelo son la masa de sólidos en el reactor (SSLM), la edad de lodos (TRS), el tiempo de retención hidráulico nominal (TRH_n) y real (TRH_R) y el volumen de reactor requerido (V_p); variables seleccionadas de acuerdo con la edad de lodos recomendada por la herramienta.

Adicionalmente, como resultado de la modelación se obtienen las salidas gráficas en las cuales el usuario podrá visualizar el comportamiento del sistema, de acuerdo con las principales variables de control. En el numeral 6.3 se detallará esta información.

6.1.6. Modelación del proceso de sedimentación secundaria.

Los sedimentadores secundarios desempeñan múltiples funciones en el tratamiento de las aguas residuales, siendo las tres principales: (i) la clarificación, produciendo un efluente con una cantidad mínima de sólidos, (ii) el espesamiento, concentrando el licor mezclado de los lodos activados, y (iii) el almacenamiento de lodos, por lo general de forma temporal, en períodos con altas precipitaciones pluviales y por consiguiente altos caudales afluentes.

Para la modelación del sistema de sedimentación se ha escogido la metodología de análisis del punto de estado (SPA por sus siglas en inglés, State Point Analysis), la cual es una herramienta práctica disponible para diseñadores y operadores para examinar el comportamiento del sedimentador final en varios escenarios operativos. Dado que se basa en datos específicos del sitio, SPA también se puede usar para desarrollar criterios de diseño específicos para una planta, reduciendo los factores de seguridad del diseño, optimizando el tamaño del sedimentador y mejorando la confianza en el proceso de diseño (Jeyanayagam & Sam., 2006).

SPA es una extensión de la teoría del flujo de sólidos, que describe el movimiento de sólidos a través de un sedimentador. Dado que la sedimentación Tipo III es el mecanismo de remoción de sólidos predominante en los sedimentadores secundarios, donde las partículas floculan como una zona o manto, manteniendo su posición entre sí (Jeyanayagam & Sam., 2006), la velocidad de asentamiento de la zona (V_s) es una función de la concentración SSLM (X_F) y comúnmente se expresa mediante la *Ecuación 6-84*.

Los diversos componentes del SPA se muestran en la Figura 6-5 El punto de intersección de las líneas q_i y q_R es el State Point. La concentración de sólidos (eje X) en el State Point es la concentración SSLM del reactor. El punto de estado representa el punto operativo de un sedimentador y debido a que las condiciones operativas nunca son constantes, este es de naturaleza dinámica.

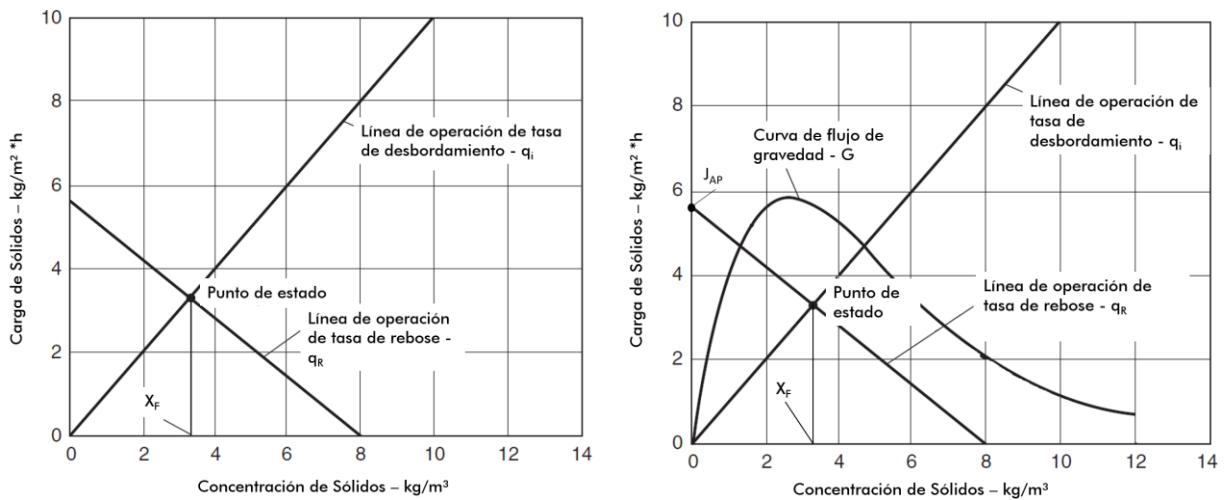


Figura 6-5 Componentes del State Point Analysis – SPA (adaptado de AECOM, Metcalf, & I, 2014)

Los diseñadores y operadores pueden utilizar el enfoque SPA para predecir el rendimiento del sedimentador de la siguiente manera:

- La condición de clarificación se predice por la ubicación del punto de estado en relación con la curva de flujo de sólidos. Este análisis permitiría establecer una tasa de desbordamiento - q_l específica para sedimentador. Las diferentes condiciones de aclaración son:
 - Sub cargado: Punto de estado contenido dentro de la curva de flujo. Velocidad de asentamiento $> q_l$. - SST_e baja.
 - Cargado críticamente: Punto de estado en la curva de flujo de sólidos. Velocidad de asentamiento $= q_l$. SST_e cerca de los límites permitidos. En este punto operativo, los flujos máximos probablemente darán como resultado una SST_e alta.
 - Sobrecargado: Punto de estado ubicado fuera de la curva de flujo. Velocidad de asentamiento $< q_l$. El arrastre de sólidos resulta en una SST_e alta.

- La condición de espesamiento se predice por la ubicación de la línea de operación de tasa de rebose en relación con el brazo descendente de la curva de flujo de sólidos. Este análisis permitiría establecer una tasa de flujo de sólidos o curva de flujo de gravedad específica del sitio. Las diferentes condiciones de espesamiento son:
 - Sub cargado: línea q_R contenida dentro de la curva de flujo. $J_{ap} <$ Flujo limitante. Sin acumulación significativa de sólidos y sin capa de lodo apreciable.
 - Cargado críticamente: la línea q_R es tangente al brazo descendente de la curva de flujo. $J_{ap} =$ Limitación de flujo. Se forma una capa de lodo. Este puede ser un punto operativo aceptable para hacer frente a la carga máxima de sólidos diaria. Debe evitarse el crecimiento continuo de la capa de lodo.
 - Sobrecargado: la línea q_R se cruza con el brazo descendente de la curva de flujo. Acumulación significativa de sólidos y manto profundo de lodos. Transferencia neta de sólidos del tanque de

aireación al sedimentador. Es probable que la propagación continua de la capa de lodo provoque la pérdida de sólidos en el efluente (falla de sedimentación).

- Como se ilustra en la Figura 6-5, un buen lodo de sedimentación (IVL bajo) tendrá un área mayor por debajo de la curva de flujo de sólidos, en relación con un lodo de sedimentación (IVL alto). Esto implica que con un buen lodo de sedimentación, el punto de estado tendrá mayor libertad de movimiento dentro de la curva de flujo de sólidos y el sedimentador tendrá un mayor rango operativo.

Con base en lo anterior, todas las combinaciones posibles de operación en el SPA y su interpretación se presentan visualmente en la Figura 6-6, donde el punto azul es el punto de estado y la línea roja es la línea que describe el caudal de la recirculación de sólido, para su interpretación es importante mencionar que según (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008) la carga máxima que puede sedimentarse o la máxima capacidad de manejo de lodos del clarificador puede ser determinado por dos criterios diferentes, dependiendo de que el valor de la tasa de recirculación esté por debajo o por encima de este valor crítico.

- Criterio de manejo de sólidos 1 (CMS I). Limitado por el flujo mínimo de sólidos: A tasas hidráulicas de recirculación menores que la tasa hidráulica inferior crítica, siempre es posible encontrar una carga mínima de sólidos a la concentración de sólidos limitante. Para el cumplimiento de esta condición la carga aplicada al sedimentador tiene que ser inferior a esta carga mínima. Si se conocen el caudal y la concentración de SSLM, el área y la tasa de recirculación pueden seleccionarse de tal manera que la carga total resultante sea igual o menor a la carga mínima.
- Criterio de manejo de sólidos 2 (CMS II). Limitado por la carga aplicada (tasa de descarga): A tasas de recirculación por encima de la recirculación crítica, no es posible encontrar una concentración limitante. Bajo esta condición, la carga de sólidos sobre el sedimentador debe ser menor que la carga por gravedad dada la concentración en la alimentación o, de manera equivalente, la carga hidráulica superficial aplicada (m/h) debe de ser menor que la velocidad de sedimentación de los lodos a la concentración promedio en la alimentación (SSLM).

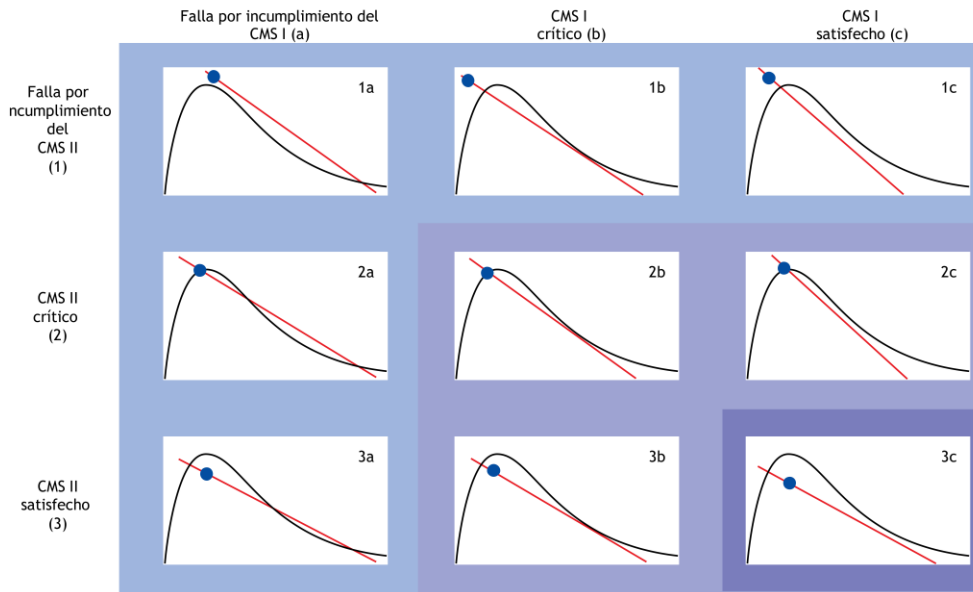


Figura 6-6 Diagramas de punto de estado (SPA) para diferentes condiciones de carga con base en los criterios de manejo de sólidos I y II (CMSI y CMSII, respectivamente) (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2017)

- i. Si el punto de estado está por encima de la curva de la carga por gravedad, el sedimentador está sobrecargado (falla del CMS II). En esta condición la carga de sólidos es mayor a la cual puede operar el sedimentador. Esto dará lugar a la acumulación de sólidos en el sedimentador, el cual no podrá mantenerse estable, y habrá pérdida de sólidos a través del efluente.
- ii. Si el punto de estado se encuentra sobre la curva de la carga de sedimentación por gravedad, el sedimentador está cargado, al menos, críticamente para el cumplimiento de CMS II, y su estado depende de la posición de la línea de la carga por recirculación con relación a la parte descendente de la curva de la carga por gravedad en concentraciones más altas:
 - a. Si la línea de la carga por recirculación cae por debajo de la rama descendente de la curva de la gravedad, el sedimentador está cargado críticamente (CMS II crítico, pero se satisface el CMS I).
 - b. Si la línea de la carga por recirculación atraviesa la rama descendente de la curva de la carga de sedimentación por gravedad, el sedimentador está sobrecargado (CMS II crítico, falla del CMS I).

- iii. Si el punto de estado se encuentra por debajo de la curva de carga por gravedad, el sedimentador satisface el CMS II, y su condición dependerá del Criterio de Manejo de Sólidos I (CMS I), la carga de sólidos mínima.
- iv. Si la línea de carga por recirculación cae por debajo de la rama descendente de la curva de la gravedad, el sedimentador opera a una carga de sólidos baja (y se cumplen tanto el CMS II como el CMS I).
 - a. Si la línea de carga por recirculación es tangencial a la parte descendente de la curva de la gravedad, el sedimentador está cargado críticamente (se cumple el CMS II pero el CMS I es crítico).
 - b. Si la línea de carga por recirculación cruza la parte descendente de la curva de carga por gravedad, el sedimentador está sobrecargado (se cumple CMS II pero falla el CMS I).

6.1.6.1. Descripción de los parámetros de modelo de sedimentación (nomenclatura).

En la Tabla 6-1 se presenta la nomenclatura de los parámetros incluidos en la herramienta para el modelo de la sedimentación secundaria.

Tabla 6-9 Nomenclatura de los parámetros del modelo de sedimentación incluidos en la herramienta

Símbolo	Descripción	Unidades
A	Área del sedimentador.	m ²
J _{AP}	Carga total aplicada de sólidos	kg/m ² h
J _I	Línea del flujo del efluente	kg/m ² h
J _R	Línea del flujo del caudal recirculado	kg/m ² h
n	Parámetro empírico del modelo exponencial	m ³ /kg
Q _I	Caudal del afluente.	m ³ /h
q _I	Carga hidráulica superficial	m/h
Q _R	Caudal de recirculación	m ³ /h
q _R	Carga hidráulica de la recirculación de sólidos, QR/A,	m/h
R	Tasa de recirculación de lodos. (QR/QI)	
V ₀	Velocidad de sedimentación inicial	m/h
V _s	Velocidad de sedimentación.	m/h

Continuación tabla 6-9 Nomenclatura de los parámetros del modelo de sedimentación incluidos en la herramienta

Símbolo	Descripción	Unidades
X_F	Concentración de sólidos en la alimentación o afluente de un sedimentador secundario	kg/m ³
X_L	Concentración limitante de sólidos.	kg/m ³

6.1.6.1. Datos de entrada al modelo sedimentación

Los datos de entrada a ser aportados por el usuario de la herramienta son básicamente operativos y se refieren a el número de unidades de sedimentación, índice volumétrico de lodos e índice volumétrico de lodos diluidos.

6.1.6.1. Ecuaciones del modelo de sedimentación

Las ecuaciones incluidas en la modelación se basan en lo establecido por la iwa en su libro Tratamiento biológico de aguas residuales – Principios, modelación y diseño (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2017)

6.1.6.1.1. Área del sedimentador

La estimación del área del sedimentador se realiza a partir de la superficie mínima que debe tener el decantador secundario para evitar la pérdida de sólidos por el efluente, al evitar que el sedimentador este sobrecargado en la zona de clarificación y en la zona de espesado del lodo. Al área calculada se le debe aplica un factor de seguridad (Henze et al., 2011).

Ecuación 6-83

$$A = \frac{Q_I}{v_s}$$

6.1.6.1.1.1. Velocidad de sedimentación zonal - V_s [m/s]

Es importante conocer la velocidad de sedimentación zonal de los lodos activados dado su uso en la teoría de flujo de sólidos para el diseño de los decantadores secundarios. Para ello es necesario conocer el flujo de sólidos por sedimentación en el decantador calculado como V_s , siendo esta la velocidad de sedimentación zonal.

Se han propuesto otros modelos para establecer la relación entre la velocidad de sedimentación zonal y la concentración de sólidos suspendidos. De todos ellos los más utilizados

en la práctica para el diseño de decantadores utilizando la teoría de flujo son el modelo exponencial (Das & Javier, 2015); *Ecuación 6-84*.

Ecuación 6-84

$$v_s = v_0 * e^{-n * X_f}$$

Algunos autores utilizan el cociente n para definir la sedimentabilidad del fango en la teoría de flujo debido a que tiene las mismas unidades que el flujo de sólidos (kg/m²h). El parámetro de la velocidad de sedimentación zonal n para el modelo exponencial se suele correlacionar con los parámetros de sedimentabilidad del lodo IVF, IVFD o IVEA3.5. Dado lo anterior, para el caso de la herramienta se incluyeron las ecuaciones propuestas por Daigger y Roper en los años 1986 y 1995 dada su amplia aplicación en la modelación de sedimentadores, al respecto, el usuario de la herramienta podrá seleccionar la ecuación a usar para la modelación de los sedimentadores (Das & Javier, 2015)

Ecuación 6-85

$$n = 0,148 + 0,0021 * IVL \text{ Donde } v_0 = 7,8$$

Ecuación 6-86

$$n = 0,165 + 0,001586 * IVL \text{ Donde } v_0 = 6,5$$

6.1.6.1.2. Carga total aplicada de sólidos J_{AP} [kg/m² h]

La carga total aplicada de sólidos (también llamada tasa de carga de sólidos) se obtiene sumando la carga definida por el caudal efluente y la carga debida al caudal de recirculación a la concentración de sólidos de la alimentación.

Ecuación 6-87

$$J_{AP} = \frac{Q_I + Q_R}{A} X_F$$

El primer término en la ecuación anterior se usa para trazar el punto de estado. La coordenada y del punto es $(Q / A) * X_F$ el cual se define como la carga de sólidos por el caudal efluente y la coordenada x es X_F (ver Figura 6-7).

Una vez definido el punto de estado, se traza una línea recta a través del punto de estado y el origen (0,0). La pendiente de esta línea es la tasa de desbordamiento superficial. La línea se llama Línea operativa de tasa de desbordamiento.

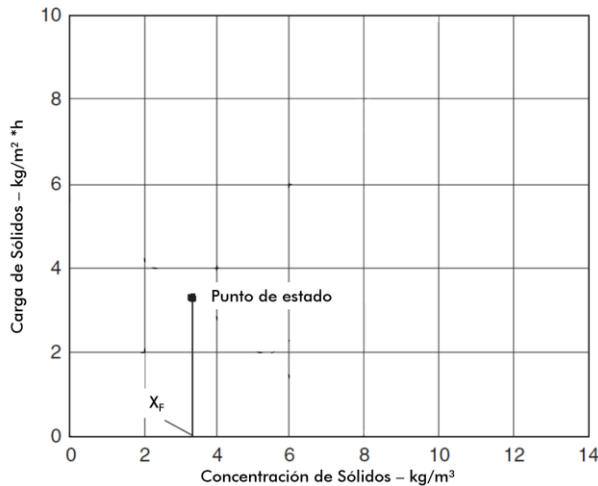


Figura 6-7 Definición del punto de estado

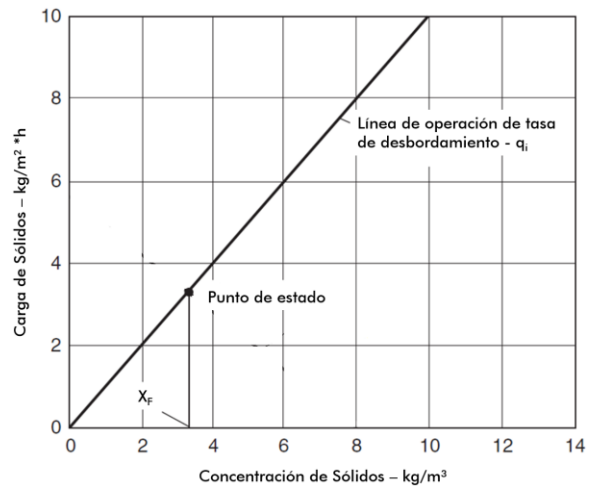


Figura 6-8 Trazado línea operativa de tasa de desbordamiento

La tasa de carga total aplicada de sólidos (J_{AP}) para la X_F y por ende una V_S definida para el sistema modelado se calcula utilizando la *Ecuación 6-87* y se representa en el eje y, una vez definida J_{AP} se traza una línea recta desde este punto a través del punto de estado hasta el eje x. La pendiente de esta línea es la tasa de rebose, que está representada por $-Q_R / A$. El signo menos significa que el flujo está saliendo del clarificador. Esta línea se llama Línea de operación de tasa de rebose (ver Figura 6-9).

Una vez determinada la velocidad zonal para distintas concentraciones de X_F en el reactor, con el uso de la *Ecuación 6-67* se construye la curva de flujo de gravedad, el cual es la cantidad o masa de sólidos que pasan a través de un área determinada en un determinado período de tiempo a distintas concentraciones de X_F (ver Figura 6-10).

Ecuación 6-88

$$G = v_s * X_F$$

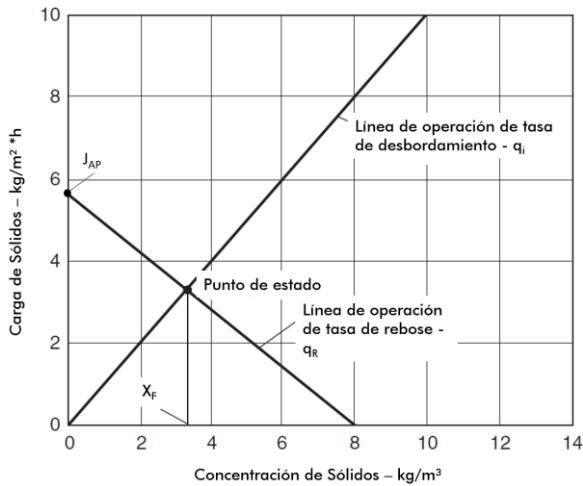


Figura 6-9 Trazado línea operativa de tasa de reboso

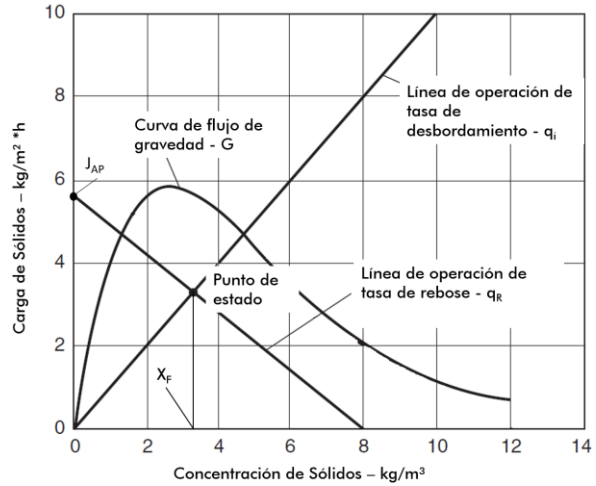


Figura 6-10 Trazado curva de flujo de gravedad

6.1.6.1. Datos de salida del modelo de sedimentación

Los principales resultados arrojados por el modelo son el caudal de recirculación y el área requerida de sedimentación, estas variables son seleccionadas de acuerdo con los sólidos suspendidos licor mixto recomendado – SSLM por la herramienta. Con base en lo anterior, la herramienta recomendará como máximo 2 características del sedimentador por cada condición de temperatura, es decir temperatura mínima y máxima.

Adicionalmente, como resultado de la modelación se tiene las salidas gráficas de sistema en las cuales el usuario podrá visualizar el comportamiento del sedimentador, de acuerdo con las principales variables de control por cada uno de estos. En el numeral 6.3 se detallará de una mayor forma esta información.

6.2. Ecuaciones de diseño incluidas en la herramienta.

6.2.1. Descripción de los parámetros de diseño de los sistemas (nomenclatura).

En la Tabla 6-1 se presenta la nomenclatura de los parámetros incluidos en la herramienta para realizar el diseño de los sistemas de lodos activados y de sedimentación secundaria.

Tabla 6-10 Nomenclatura de los parámetros de diseño conceptual incluido en la herramienta

Símbolo	Descripción	Unidades
A	Área del reactor	m ²
b	Ancho del reactor	m
b _H	Tasa específica de respiración endógena	d ⁻¹
h	Profundidad del reactor	m
h1	Altura zona 1. Agua clarificada y flujo de retorno	m
h2	Altura zona 2. Zona de separación y flujo de retorno	m
h3	Altura zona 3. Zona de densidad de flujo y zona de almacenamiento	m
h4	Altura zona 4. Zona de espesamiento y eliminación de lodos	m
IVL	Índice volumétrico de lodos	mL/g
IVLD	Índice volumétrico de lodos diluido.	L/kg
K _S	Constante media de saturación para el sustrato	gDBO/m ³
L	Largo del reactor	m
q _A	Carga hidráulica superficial	m/h
Q _i	Caudal afluente.	m ³ /d
q _{SV}	Tasa de carga de volumen de lodos.	L/m ² h
s	Relación de recirculación de lodo activado basado en el caudal afluente.	
SS _{BS}	Concentración de sólidos suspendidos en el lodo inferior de los tanques de sedimentación secundaria.	kg/m ³
TRS	Edad de lodos	d
t _{Th}	Tiempo de espesamiento del lodo en el tanque de sedimentación secundario.	h
v _p	Volumen del reactor	m ³
VSD ₃₀	Volumen de lodo diluido	L/m ³
X _F	Concentración de sólidos en la alimentación o afluente de un sedimentador secundario	kg/m ³
μ _{max}	Tasa máxima de crecimiento específico de bacterias,	gSSV/gSSV

6.2.2. Sistemas de lodos Activados.

Como se mencionó anteriormente, la herramienta con base en los resultados de la modelación de cada sistema recomendará los parámetros como la edad de lodos (TRS), tiempo

de retención hidráulica (TRH), Concentración SSLM (X_F) y el volumen de reactor requerido (V_p). Dado esta información, para establecer le geometría del reactor queda por establecer el área de requerida y la longitud del mismo, las cuales son presentadas a continuación.

6.2.2.1. Área de los reactores - A

Ecuación 6-89
$$A = \frac{V_p}{h}$$

6.2.2.2. Largo del reactor – L [m]

Ecuación 6-90
$$L = \frac{A}{b}$$

6.2.2.3. Dimensionamiento general

Para el dimensionamiento de los reactores se obtiene el tiempo de retención hidráulico, la edad de lodos, volumen del reactor, SSLM recomendada, recirculaciones.

6.2.3. Sedimentadores secundarios.

Si bien la metodología del análisis de punto de estado (SPA por sus siglas en inglés) permite establecer a través del análisis del movimiento de sólidos a través de un clarificador (balance de masas) la superficie de sedimentador requerido para evitar la pérdida de sólidos por el efluente, al evitar que el sedimentador este sobrecargado en la zona de clarificación y en la zona de espesado del lodo, esta no permite realizar el dimensionamiento detallado del mismo. Por lo anterior, para el diseño de la sedimentación se escogió la metodología planteada en la guía de diseño alemana ATV DVWK- A131E “*Dimensionamiento de plantas de lodos activados de etapa simple*” esta provee en detalle, una orientación práctica y detallada para muchos aspectos del diseño final de los sedimentadores, además de tener en cuenta los cambios dinámicos, como los sólidos transferidos al sedimentador durante un evento de tormenta, causando una reducción en los SSLM y una reducción en la carga de sólidos (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008). Los sedimentadores en esta guía son dimensionados de acuerdo a 4 zonas establecidas la cuales son: Zona Superior de Agua Clara, Zona de Separación de Lodos, Zona de Acumulación y Zona de Compactación; estas zonas son ilustradas en la Figura 6-11.

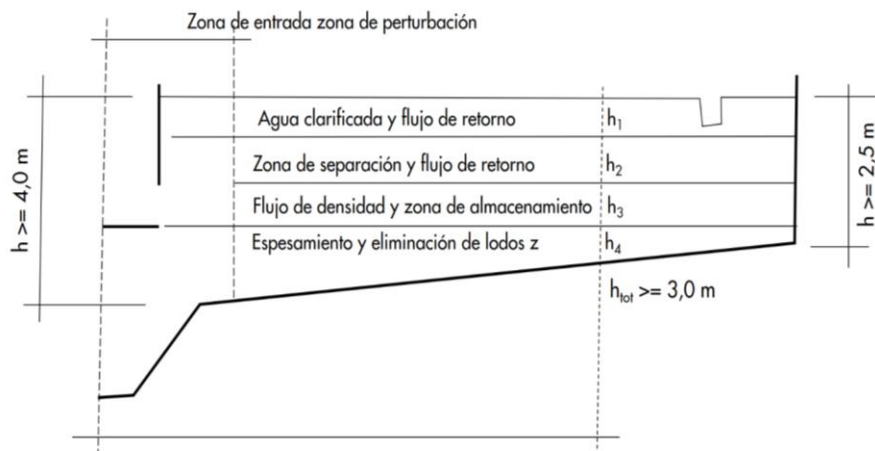


Figura 6-11 Sedimentación zonal norma ATV DVWK- A131E (ATV-DVWK, 2000)

6.2.3.1. Sedimentabilidad del lodo

Según la norma ATV DVWK- A131E existen dos parámetros importantes para el dimensionamiento de la altura de los sedimentadores: el índice volumétrico de lodos – IVL y el índice volumétrico de lodos disuelto – IVLD los cuales evalúan la sedimentabilidad del lodo.

6.2.3.1.1. Índice Volumétrico de Lodos – IVL

En esta prueba se cuantifica el volumen que 1 gramo de lodos ocupa después de 30 minutos de sedimentación en las condiciones de la prueba (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008).

6.2.3.1.2. Índice Volumétrico de Lodos Diluido – IVLD

Este ensayo, similar al IVL, se realiza con una dilución o concentración del licor mezclado; para volúmenes sedimentados fuera del rango 150 – 250 mL/L. El procedimiento contempla diluir el efluente del tanque de aireación con el efluente de la planta en igual volumen. De no alcanzarse la concentración deseada, se vuelve a generar una dilución mezclando 50% de la dilución con un 50% del efluente, hasta situarse en el rango adecuado (Contreras, Javier. 2010). Esta prueba evita el problema de altas concentraciones de SSLM, y se puede utilizar como un mejor indicador del potencial de aumento del volumen de lodos filamentosos (IVLD > 150 mL/g). (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008).

6.2.3.2. Dimensionamiento de las zonas de sedimentación.

Dentro del desarrollo de las zonas mencionadas, se encuentra una individualización de cada una de ellas respecto a las necesidades que en cada una se presentan. De este modo, las diferentes profundidades quedan dimensionadas de la forma que se menciona a continuación.

6.2.3.2.1. Zona 1. Agua clarificada y flujo de retorno - h1

Según lo establece la norma alemana, esta zona sirve como un medio para equilibrar las influencias del viento, las diferencias de densidad o la alimentación irregular de la superficie. La zona de agua clarificada o limpia a menudo se encuentra en el área de un flujo de retorno.

Con las tuberías de salida sumergidas (tubos), una distancia de 30 cm entre el borde superior de la zona de separación y las aberturas de entrada de las tuberías es suficiente, para evitar la entrada de lodo flotante en las tuberías de salida, el nivel del agua debe estar a al menos 20 cm por encima de las aberturas de entrada. Dado lo anterior, se recomienda asumir un valor de 0,5 m.

6.2.3.2.2. Zona 2. Zona de separación y flujo de retorno - h2 [m]

Por encima del flujo de densidad y la zona de almacenamiento en el área de la entrada se encuentra la zona de separación. En el área de entrada la zona de separación, el flujo de densidad y la zona de almacenamiento forman una unidad. Aquí se introduce y distribuye la mezcla de lodo y agua, se producen procesos de floculación que favorecen la sedimentación de lodos.

La zona de flujo de separación / retorno debe dimensionarse para que el flujo de entrada, incluido el flujo de lodo de retorno, referido al volumen de agua libre, tenga un tiempo de detención calculado de 0,5 h.

Ecuación 6-91

$$h_2 = \frac{0,5 q_A (1 + s)}{1 - \frac{VSD_{30}}{1000}}$$

Volumen de lodos diluido - VSD_{30} [l/m³]

Este se define como el volumen ocupado por 1 litro de fango después de sedimentar durante media hora diluyendo el lodo original.

Ecuación 6-92

$$VSD_{30} = X_F * IVLD$$

6.2.3.2.3. Zona 3. Densidad de flujo y zona de almacenamiento – h3 [m]

La mezcla de aguas residuales y lodo, que aparece en el flujo de densidad y la zona de almacenamiento, se hunde hasta la capa de lodo debido a su alta densidad y desde allí fluye hacia el borde exterior del tanque. Aquí, ocurren las velocidades máximas en el tanque. Con el aumento del flujo de aguas pluviales, el flujo de densidad y la zona de almacenamiento se expande. Allí, incluso con la selección de una relación de lodo de retorno más alta, se almacena el lodo desplazado del tanque de aireación.

El flujo de densidad y la zona de almacenamiento deben dimensionarse para que, en condiciones de clima húmedo, se pueda almacenar el volumen adicional de lodo ($0.3 \cdot SS_{eat} * IVL$) con un valor de concentración de 500 l/m^3 expulsado en 1.5 horas desde el tanque de aireación. En este período, el lodo activado se deposita en la zona de espesamiento y se supone que se distribuye uniformemente sobre el área superficial del tanque de sedimentación secundario.

Ecuación 6-93

$$h_3 = \frac{1,5 * 0,3 * q_{SV} * (1 + s)}{500}$$

Tasa de carga de volumen de lodos – qSV [L/m² h]

La tasa de descarga permisible es calculada en la herramienta como se muestra a continuación

Ecuación 6-94

$$q_{SV} = \frac{Q_i}{A} VSD_{30}$$

6.2.3.2.4. Zona 4. zona de espesamiento y eliminación de lodos – h4 [m]

El espesamiento del lodo sedimentado tiene lugar en el fondo del tanque en la zona de espesamiento y eliminación de lodo. Allí existe una capa de lodo en la que se producen caudales bajos a la tolva de lodo.

La zona de espesamiento y eliminación de lodo debe ser lo suficientemente grande como para que la carga de lodo afluente, que tenga una concentración de sólidos en suspensión de SS_{eat} , dentro del tiempo de espesamiento t_{Th} pueda espesarse a la concentración de lodo inferior

SSBs. Con la suposición de una distribución uniforme de la masa de lodo sobre la superficie del tanque de sedimentación secundario, la altura de la zona de espesamiento y eliminación de lodo resulta como:

Ecuación 6-95

$$h_4 = \frac{X_F q_A(1 + s) t_{Th}}{SS_{BS}}$$

Concentración de sólidos suspendidos en el fondo del sedimentador – SS_{BS} [kg/m³]

La concentración de sólidos suspendidos en el lodo inferior de los tanques de sedimentación secundaria es calculada en la herramienta como se muestra en la *Ecuación 6-96*.

Ecuación 6-96

$$SS_{BS} = \frac{1000}{ILV} \sqrt[3]{t_{TH}}$$

Tiempo de espesamiento - t_{Th}

El tiempo de espesamiento (t_{Th}) en el tanque de sedimentación secundaria es uno de los dos parámetros que determina la concentración de sólidos suspendidos en el lodo de fondo (SS_{BS}). Para evitar la redisolución (de fosfato) y la formación de lodo flotante como resultado de la desnitrificación no deseada en el tanque de sedimentación secundario, el tiempo de retención del lodo sedimentado en la zona de espesamiento y eliminación de lodo debe ser lo más corto posible. Por otro lado, el lodo se espesa mejor cuanto más alta es la capa de lodo y mayor es el tiempo de retención del lodo en esta capa.

Debido a la importancia especial del tiempo de espesamiento t_{Th} para el dimensionamiento de tanques de sedimentación secundarios, las recomendaciones se hacen en la Tabla 6-11, en función del grado de tratamiento de aguas residuales

Tabla 6-11 Tiempo de espesamiento recomendado dependiendo del grado de tratamiento de aguas residuales (ATV-DVWK, 2000)

Tipo de tratamiento	Tiempo de espesamiento t _{Th} (h)
Plantas de lodos activados sin nitrificación.	1,5 – 2
Plantas de lodos activados con nitrificación	1 – 1,5
Plantas de lodos activados con desnitrificación	2

Un exceso del tiempo de espesamiento de $t_{Th} = 2.0$ h requiere una desnitrificación muy avanzada en el reactor biológico. Estos tiempos de espesamiento se logran solo con valores de índice de volumen de lodo correspondientemente bajos y una pequeña proporción de lodo de retorno. El sistema de eliminación de lodos debe dimensionarse para que no se exceda el tiempo de espesamiento permitido.

6.2.3.3. DBO efluente – $S [g/m^3]$

La concentración de sustrato soluble en el efluente para un proceso de lodo activado de mezcla completa es solo una función del TRS y los coeficientes cinéticos para el crecimiento y la descomposición. La concentración del sustrato efluente no está relacionada con la concentración del sustrato soluble afluente, la concentración del sustrato afluente afecta la concentración de biomasa del reactor (Metcalf & Eddy I AECOM. 2014).

Ecuación 6-97

$$S = \frac{K_s (1 + b_H * TRS)}{TRS (\mu_{max} - b_H) - 1}$$

6.3. Módulos de interfaz del usuario

A continuación, se definen los módulos de Interfax mediante los cuales se puede configurar la herramienta, visualizar resultados o incluir criterios de diseño.

6.3.1. Módulo 1. Configuración y selección del sistema a modelar

El propósito de este módulo es permitir al usuario realizar la configuración inicial de la herramienta, incluir las características del agua a tratar, los parámetros cinéticos para cada uno de los sistemas, los cuales serán usados para el diseño conceptual arrojado por la herramienta y finalmente cuál de los sistemas quiere ser modelado por el usuario.

The screenshot displays the 'Evaluación Biológica de Calidad de ETC' software interface. It is divided into several numbered sections:

- 1. CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES:** A table for inputting water quality parameters such as temperature, flow rate, and various chemical and biological indicators.
- 2. SELECCIÓN DE SISTEMA A MODELAR Y DISEÑAR:** A list of different wastewater treatment systems available for selection.
- 3. CONFIGURACIÓN DEL SISTEMA:** A detailed table for setting kinetic constants and other system parameters for the chosen model.
- 4. SELECCIÓN DEL SISTEMA A MODELAR Y A DISEÑAR:** A final selection screen for the user to choose the specific system to be modeled.

A 'CALCULAR' button is visible at the bottom of the configuration section.

1. Características de las aguas residuales
2. Constantes cinéticas para cada sistema.
3. Parámetros del sistema.
4. Selección del sistema a modelar y a diseñar.

Figura 6-12 Módulo 1. Configuración y selección del sistema a modelar

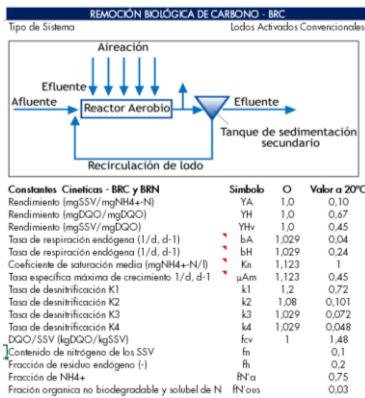
6.3.1.1. Sub módulo 1 - Caracterización de las aguas residuales

CARACTERÍSTICAS DE LAS AGUAS RESIDUALES		
Parámetros	Símbolo	Unidad Valor
Temperatura min	°C	14
Temperatura max	°C	20
Caudal Afluyente	Qi	m3/d 15.000
DQO total afluyente	Sth	g/m3 750
DBO5 Afluyente	BODe	g/m3 375
SST afluyente	SSTe	g/m3 250
NTK Afluyente	Nh	60
P total Afluyente	Ph	15
Nitrato Afluyente	SNO3,i	g/m3 0,0
O2 disuelto Afluyente	SO2,i	g/m3 0,0
Fracción no bio y particulada de la DQO	fs up	0,2
Fracción no bio y soluble de la DQO	fs us	0,1
Fracción orgánica no biodegradable y soluble de N	FNous	0,0
Fracción de DQOurb	fSj's	0,3
Relación NTK/DQO	fns	0,1
Relación P/DQO	fps	0,0
Factor de Seguridad	Sf	1
pH	Und	8
Alcalinidad H2CO3	Alki	g/m3 250
SSI Afluyente	XIOi	g/m3 48
SS Fijos (inorgánicos) Afluyente	XSSF,i	g/m3 49
SST en el efluente	SSTef	g/m3 5

En este submódulo el usuario ingresa las características de calidad del afluyente. Los datos de fraccionamiento de la DQO pueden ser ingresados por el usuario, lo cual es lo recomendado, alternativamente se deberá dejar los valores predefinidos en la herramienta según las recomendaciones de (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008).

Figura 6-13 Submódulo caracterización de aguas residuales

6.3.1.2. Sub módulo 2 - Constantes cinéticas para cada sistema.



Se recomienda dejar los valores predefinidos en la herramienta, recomendados por (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008). Sin embargo, el usuario podrá ajustarlos de acuerdo a las recomendaciones dadas en el capítulo 6.1

Figura 6-14 Submódulo - constantes cinéticas para cada sistema

6.3.1.3. Sub módulo 3 - Parámetros del sistema.

REMOCIÓN BIOLÓGICA DE CARBONO - BRC			
Parámetros del sistema	Símbolo	Unidad	Valor
Sistema de lodos activados			
Numero de unidades	N-u	Und	1,0
SSV/SST del lodo activado	f	µSSV/gSS	0,75
A Temperatura Mínima			
Relación de recirculación de lodos (Qi/Gi)	s		1,0
OD en la recirculación de lodos s	Os	gO2/m3	1,0
A Temperatura Máxima			
Relación de recirculación de lodos (Qi/Gi)	s		0,5
OD en la recirculación de lodos s	Os	gO2/m3	1,0
Sedimentación			
Numero de unidades	N-u	Und	1,0
Método de cálculo			
Excesario 1 - Time			
Daigger/Roper (1985)			
Índice Volumétrico de lodos	I/VL		150
Índice Volumétrico de lodos Diluido	I/VD		130
Excesario 2 - Time			
Daigger/Roper (1985)			
Índice Volumétrico de lodos	I/VL		250
Índice Volumétrico de lodos Diluido	I/VD		190
Excesario 3 - Time			
Daigger/Roper (1985)			
Índice Volumétrico de lodos	I/VL		150
Índice Volumétrico de lodos Diluido	I/VD		130
Excesario 4 - Time			
Daigger/Roper (1985)			
Índice Volumétrico de lodos	I/VL		250
Índice Volumétrico de lodos Diluido	I/VD		190

En este submódulo se selecciona la configuración que resulte más adecuada para la modelación y el diseño, tanto de los reactores como de la sedimentación.

Figura 6-15 Submódulo - Parámetros del sistema.

6.3.1.4. Submódulo 4 - Configuración del sistema.

CONFIGURACION DEL SISTEMA			
<input checked="" type="radio"/> Sin tratamiento primario <input type="radio"/> Con tratamiento primario			
REMOCIONES DEL TRATAMIENTO 1 ARIO DEFINIDAS POR AL USUARIO			
Parametros	Unidad	Valor	
DGO	%	40%	
DBO	%	40%	
SST	%	75%	
NT	%	15%	
TP	%	10%	
CARACTERÍSTICAS DE INGRESO AL SISTEMA SIN TRATAMIENTO PRIMARIO			
Parametros	Simbolo	Unidad	Valor
DGO total afluente	Sis	g/m3	750
DBO5 Afluente	BOD ₅	g/m3	375
SST afluente	SSTe	g/m3	250
NTK Afluente	Ni	g/m3	60
P total Afluente	Pt	g/m3	15
Fración no bio y particulada de la DGO	Is up		0,15
Fración no base y soluble de la DGO	Is us		0,07
Fración organica no biodegradable y soluble de N	IN'cons		0,03
Fración de DGO/b	ISb's		0,25
Relación NTK/DGO	fns		0,08
Relación P/DGO	fps		0,02

En este submódulo se podrá definir si el sistema a modelar cuenta con tratamiento primario. Esta opción hace viable la planeación de sistemas con pretratamiento. Cuando se selecciona una configuración del sistema que incluye tratamiento primario, se aplican los % de remoción definidos para este sistema por la WEF en su Manual of Practice No. 8 del año 2010.

Figura 6-16 Submódulo - Parámetros del sistema.

6.3.1.5. Sub módulo 5- Selección del sistema a modelar y a diseñar.

SELECCION DE SISTEMA A MODELAR Y DISEÑAR
<input checked="" type="radio"/> 1. Lodos Activados Convencionales (LAC)
<input type="radio"/> 2. Lutzok Ettinger Modificado (MLE)
<input type="radio"/> 3. Phoredox (A/O)
<input type="radio"/> 4. Universidad de Ciudad del Cabo (UTC)
<input type="radio"/> 5. LAC - MLE
<input type="radio"/> 6. LAC - A/O
<input type="radio"/> 7. LAC - UTC
<input type="radio"/> 8. MLE - A/O
<input type="radio"/> 9. MLE - UTC
<input type="radio"/> 10. A/O - UTC
<input type="radio"/> 11. Todos los sistemas
<input type="radio"/> 12. Estado Inicial

En este submódulo el usuario podrá elegir cual sistema quiere modelar y diseñar. Tiene la libertad de modelar un único sistema, una combinación o todos los sistemas al tiempo.

CALCULAR

Figura 6-17 Submódulo - Selección del sistema a modelar y a diseñar.

6.3.2. Módulo 2. Criterios de diseño

En este módulo se incluyen los criterios usados en el diseño de sistemas de lodos activados y de sedimentación. Se incluyen las guías de la Water Environment Federation – WEF de los Estados Unidos, Comisión Nacional del Agua – CONAGUA de México, Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio de Colombia y los del libro de Metcalf & Eddy de la editorial McGraw-Hill.



Figura 6-18 Módulo 2. Criterios de diseño

6.3.3. Módulo 3. Modelación de reactores

En este módulo se muestran los resultados de la modelación realizada a cada uno de los sistemas de acuerdo con las ecuaciones mostradas en el numeral 6.1. Los principales resultados arrojados son la masa de sólidos en el reactor, SSLM, la edad de lodos, el tiempo de retención hidráulico nominal y real y el volumen del reactor requerido; variables seleccionadas de acuerdo con la edad de lodos recomendada por la herramienta. Esta información será usada por la herramienta en el módulo de diseño para el dimensionamiento del sistema.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
SRT	Dp1	Nc	Ns	Nae	Nan	Nte	Ntl	Nne min	SRT Rec	Ntot eff	Foc	Fon	Fod	Fotd	FXt	FXr	fav	fat	
1	0.00	29.71	30.38	-1.90	27.82	-0.10	60.00	0.00	5	60.00	3.717	0	0	3.717	6.077	4.558	0.72	0.54	
2	17.19	33.68	27.86	-3.34	30.34	-1.54	60.00	0.00	5	60.00	4.277	0	0	4.277	5.572	4.179	0.67	0.50	
3	19.50	38.30	25.97	-6.08	32.23	-4.28	60.00	0.00	5	60.00	4.696	0	0	4.696	5.195	3.896	0.63	0.47	
4	0.00	46.91	24.51	-13.22	33.69	-11.42	60.00	0.00	5	60.00	5.021	0	0	5.021	4.902	3.676	0.59	0.45	
5	5.72	113.75	23.34	-78.89	34.86	-77.09	60.00	0.00	5	60.00	5.281	0	0	5.281	4.668	3.501	0.56	0.42	
6	0.74	6.68	22.38	29.14	35.52	30.94	60.00	3.34	5	34.29	5.494	470	143	5.826	4.476	3.557	0.53	0.40	
7	13.241	22.47	23.59	14.14	30.51	15.94	60.00	11.24	5	27.18	5.671	1.601	452	6.720	4.317	3.233	0.50	0.38	
8	25.17	21.23	20.91	10.03	37.29	11.83	60.00	13.53	5	25.45	5.820	1.942	556	7.170	4.182	3.137	0.48	0.36	
9	7.82	29.76	20.33	8.10	37.87	9.90	60.00	14.88	5	24.78	5.948	2.121	638	7.430	4.067	3.050	0.46	0.34	
10	12.03	31.38	19.84	6.59	38.36	8.79	60.00	16.69	5	24.48	6.069	2.236	673	7.622	3.967	2.975	0.44	0.33	
11	997	32.54	19.40	6.26	38.80	8.06	60.00	16.27	5	24.33	6.156	2.319	698	7.777	3.880	2.910	0.42	0.32	
12	768.14	33.44	19.01	5.75	39.19	7.55	60.00	16.72	5	24.27	6.242	2.383	717	7.907	3.803	2.852	0.40	0.30	
13	0.52	34.16	18.67	5.37	39.53	7.17	60.00	17.08	5	24.25	6.318	2.434	733	8.019	3.734	2.801	0.39	0.29	
14	134.78	34.76	18.36	5.07	39.84	6.87	60.00	17.38	5	24.25	6.386	2.477	746	8.117	3.673	2.755	0.37	0.28	
15	101	35.27	18.09	4.84	40.11	6.64	60.00	17.64	5	24.28	6.447	2.513	757	8.203	3.618	2.713	0.36	0.27	

Volumen total Reactor (m ³)	1.0				2.0				3.0							
	1.0	1.5	2.0	2.5	1.0	1.5	2.0	2.5	1.0	1.5	2.0	2.5				
1	4.558	6.077	4.051	3.038	2.431	2.026	8.70	6.50	4.90	3.90	3.20	4.90	3.30	2.50	2.00	1.60
2	8.359	11.145	11.145	7.430	5.572	4.458	17.15	11.90	8.90	7.00	5.90	8.90	6.00	4.50	3.60	3.00
3	11.609	15.595	15.595	10.309	7.768	6.224	24.50	16.60	12.50	10.00	8.30	12.50	8.50	6.30	5.00	4.20
4	14.708	19.608	19.608	13.072	9.804	7.843	31.40	20.90	15.70	12.50	10.50	15.70	10.90	7.90	6.30	5.30
5	17.504	23.339	23.339	15.599	11.689	9.336	37.30	24.90	18.70	14.60	12.40	18.70	12.90	9.40	7.50	6.20
6	20.144	26.858	26.858	17.699	13.429	10.743	43.00	28.50	21.50	17.20	14.50	21.50	14.50	10.60	8.60	7.20
7	22.655	29.229	29.229	19.145	15.115	12.059	48.40	32.20	24.20	19.30	16.10	24.20	16.10	12.10	9.70	8.10
8	25.094	31.459	31.459	22.306	16.750	13.384	53.50	35.70	26.80	21.40	17.80	26.80	17.90	13.40	10.70	9.06
9	27.452	36.803	36.803	24.402	18.301	14.841	58.60	39.00	29.30	23.40	19.50	29.30	19.50	14.70	11.70	9.80
10	29.63	38.950	38.950	26.474	19.835	16.266	63.50	42.00	31.70	25.00	21.50	31.70	21.50	15.70	12.70	10.60
11	31.600	42.678	42.678	28.451	21.338	17.670	68.30	45.50	34.10	27.30	22.80	34.10	22.80	17.10	13.70	11.40
12	34.223	45.631	45.631	30.400	22.815	19.252	73.00	48.70	36.50	29.20	24.30	36.50	24.40	18.50	14.60	12.20
13	36.407	48.543	48.543	32.362	24.271	19.417	77.70	51.80	38.80	31.10	25.90	38.80	25.90	19.40	15.60	13.00
14	38.154	51.413	51.413	34.299	25.722	17.442	82.30	54.90	41.80	32.90	27.40	41.80	27.40	20.50	15.50	13.30
15	40.699	54.265	54.265	36.177	27.132	21.708	86.80	57.90	43.40	34.70	28.90	43.40	28.90	21.70	17.40	14.50

Orden	SRT Real	Vol Reactor	Tiempo Real
	kg/d	m ³	h
1	3.0	7.780	6.2
2	2.5	8.336	7.5
3	0.0	0.0	0.0
4	0.0	0.0	0.0
5	0.0	0.0	0.0

Figura 6-19 Módulo 3. Modelación de reactores

Adicionalmente, como resultado de la modelación se tiene las salidas gráficas de los sistemas, en las cuales el usuario podrá visualizar su comportamiento, de acuerdo con las principales variables de control de cada uno. En la Tabla 6-12 se presenta un resumen de las salidas gráficas de cada sistema diseñado.

Tabla 6-12 Descripción de las salidas gráficas del módulo 3. Modelación de reactores.

Sistema	Salida gráfica	Descripción
LAC	1. BCR-LA - Vol React	Muestra los distintos volúmenes de reactor (V_p) requeridos para distintas concentraciones de SSLM, las temperaturas de referencia del sistema y las edades de lodos (TRS).
	2. BCR-LA - Frac Act-SSV	Muestra la comparación de la fracción activa (F_{av}) en el sistema para distintas edades de lodos (TSR) y las temperaturas de referencia del sistema. La fracción activa (F_{av}) da una indicación de la estabilidad del lodo de purga, la cual está relacionada con la materia orgánica biodegradable remanente en la masa de lodo. Entre mayor sea la fracción activa, mayor será la proporción de materia orgánica biodegradable remanente en la masa de lodos, y mayor será el contenido energético remanente en el lodo.
	3. BCR-LA - M lod Reac	Muestra la comparación de la masa de lodos en el reactor en términos de SST (MX_T) y SSV (MX_v) para las distintas edades de lodos del mismo, y las temperaturas de referencia del sistema.
	4. BCR-LA - P Lod_D Oxig	Muestra la comparación de la masa de lodos de salida del sistema (FX_T) con relación a distintas edades de lodos (TRS) del mismo y el consumo de oxígeno (FO_c) de acuerdo con las temperaturas de referencia del sistema.
MLE	1. BNR-MLE - Vol React	Muestra los volúmenes de reactor (V_p) requeridos para distintas concentraciones de SSLM, las temperaturas de referencia del sistema y distintas edades de lodos (TRS) del mismo.
	2. BNR-MLE- P Lod_D Oxig	Muestra la comparación de la masa de lodos de salida del sistema (FX_T) con relación a distintas edades de lodos (TRS) del mismo y el consumo de oxígeno (FO_{td}) de acuerdo con las temperaturas de referencia del sistema.

Continuación tabla 6 13 Descripción de las salidas gráficas del módulo 3. Modelación de reactores.

Sistema	Salida gráfica	Descripción
MLE	4. BNR-MLE - F. Aox - TRS	Muestra la comparación entre la relación NTK/DQO afluente (NTK/DQO_R) y estimado (NTK/DQO_E) con relación a distintas edades de lodos (TRS) y la fracción de masa anóxica (fx_t) a las diferentes temperaturas de operación del sistema.
	5. BNR-MLE %Rem_Nte - Tmin	Muestra la comparación entre los nitritos en el afluente (N_{ne}), el % de remoción con distintas edades de lodos (TSR), los nitratos en el efluente (N_{ne_Eflu}), y el Nitrógeno total efluente (N_{t_Eflu}) para la edad de lodos recomendada para el sistema a temperatura mínima.
	6. BNR-MLE %Rem_Nte - Tmax	Muestra la misma información que la referenciada en la salida gráfica 5, pero para la temperatura máxima definida para el sistema.
A/O	1. BPR-A-O - Vol React	Muestra los distintos volúmenes de reactor (V_p) requeridos para distintas concentraciones de SSLM, temperaturas de referencia del sistema y distintas edades de lodos (TRS).
	2. BPR-A-O-P Lod_D Oxig	Muestra la comparación de la masa de lodos de salida del sistema (FX_T) para distintas edades de lodos (TRS) del mismo y el consumo de oxígeno (FO_{td}) de acuerdo con las temperaturas de referencia del sistema.
	3. BPR-AO-Masas SST_SSV-DemO2	Muestra la comparación entre la relación masa de lodos en el reactor en términos de SST (MX_T) y SSV (MX_v) y la DQO, la demanda de oxígeno del sistema (FO_c) para distintas edades de lodos del mismo y las temperaturas de referencia.
	4. BPR-AO- Rem P_FO2	Muestra la comparación entre el fósforo total en el afluente ($T_{p,i}$) y efluente ($T_{p,e}$) a distintas edades de lodos (TSR) a la temperatura mínima (Tmin) y máxima (Tmax) del sistema.

Continuación tabla 6 13 Descripción de las salidas gráficas del módulo 3. Modelación de reactores.

Sistema	Salida gráfica	Descripción
A/O	5. BPR-AO- Remoción	Muestra la comparación entre el fósforo total en el afluente ($T_{p,i}$) y efluente ($T_{p,e}$) y el % de remoción de fósforo a distintas edades de lodos (TSR) a la temperatura mínima (T_{min}) y máxima (T_{max}) del sistema.
UTC	1. NDEBPR-UTC - V Reac	Muestra los distintos volúmenes de reactor (V_p) requeridos con relación a distintas concentraciones de SSLM, las temperaturas de referencia del sistema y distintas edades de lodos (TRS) del mismo.
	2. NDEBPR-UTC- Dem Ox t	Muestra la demanda total de oxígeno (FO_{td}) del sistema a diferentes edades de lodos (TSR) y las temperaturas de referencia del sistema.
	3. NDEBPR-UTC-P. Id_DOx C	Muestra la comparación de la masa de lodos de salida del sistema (FX_T) con relación a distintas edades de lodos (TRS) del mismo y el consumo de oxígeno (FO_{td}) de acuerdo con las temperaturas de referencia del sistema.
	4. NDEBPR-UTC %R_Nte - Tmin	Muestra la comparación entre los nitritos en el afluente (N_{ne}), el % de remoción con relación a distintas edades de lodos (TSR) y los nitratos en el efluente (N_{ne_Eflu}), Nitrógeno total efluente (N_{te_Eflu}) a la edad de lodos recomendada para el sistema a temperatura mínima.
	5. NDEBPR-UTC %R_Nte - Tmax	Esta muestra la misma información que la referenciada en la salida grafica 4, con la diferencia que en esta las estimaciones mostradas corresponden a la temperatura máxima definida para el sistema.
	6. NDEBPR-UTC- SST_SSV-DO2- Tmin	Muestra la comparación entre la relación masa de lodos en el reactor en términos de SST (MX_T) y SSV (MX_v) y la DQO, la demanda de oxígeno del sistema (FO_t) con relación a distintas edades de lodos del mismo y las temperaturas de referencia del sistema.

Continuación tabla 6 13 Descripción de las salidas gráficas del módulo 3. Modelación de reactores.

Sistema	Salida gráfica	Descripción
UTC	7. NDEBPR-UTC- P Rem	Muestra la comparación entre el fósforo total en el afluente ($T_{p,i}$) y efluente ($T_{p,e}$) y el % de remoción de fósforo a distintas edades de lodos (TSR) a la temperatura mínima (T_{min}) y máxima (T_{max}) del sistema.
	8. NDEBPR-UTC- F. Aox - T_{min}	Muestra la comparación entre los nitritos en el afluente (N_{ne}), el % de remoción con relación a distintas edades de lodos (TSR) y los nitratos en el efluente (N_{ne_Eflu}), Nitrógeno total efluente (N_{L_Eflu}) a la edad de lodos recomendada para el sistema a temperatura mínima.
	9. NDEBPR-UTC- F. Aox - T_{max}	Muestra la misma información que la referenciada en la salida grafica 11, pero para la temperatura máxima definida para el sistema.

6.3.4. Módulo 4. Modelación Sedimentadores.

Este módulo muestra los resultados para cada uno de los sistemas de lodos activados de acuerdo con las ecuaciones mostradas en el numeral 6.1. Los resultados arrojados son el área del sedimentador, según el IVL seleccionado por el usuario para 4 escenarios; 2 escenarios con temperatura mínima y 2 con temperatura máxima.

EVALUACIÓN PARA TMIN				EVALUACIÓN PARA TMAX			
¿Área calculada por el usuario? No				3			
Parámetro	Símbolo	Unidades	Valor				
Área del decantador	A	m ²					
1							
Especificaciones de diseño				Especificaciones de diseño			
Flujo promedio (sin lluvia)	Qi	m ³ /h	625	Flujo promedio (sin lluvia)	Qi	m ³ /h	625
Factor de seguridad	Fs		1.5	Factor de seguridad	Fs		1.5
Recirculación usuario (s1)	s1			Recirculación usuario (s3)	s1		
SSMLV	Xf1	kg/m ³	3.0	SSMLV	Xf1	kg/m ³	2.5
Área Decantador	A	m ²	723	Área Decantador	A	m ²	573
Caudal de Recirculación	Qr	m ³ /h	937.5	Caudal de Recirculación	Qr	m ³ /h	468.75
Parámetros de sedimentación de lodos asumidos				Parámetros de sedimentación de lodos asumidos			
Metodología de cálculo Daigger/Roper (1985)				Metodología de cálculo Daigger/Roper (1985)			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL		150	Índice Volumétrico de Lodos	IVL		150
Velocidad de sedimentación inicial	v0	m/h	7.8	Velocidad de sedimentación inicial (1)	v0	m/h	7.8
Parámetro de sedimentación obstruida	phin	m ³ /kg	0.46	Parámetro de sedimentación obstruida (1)	phin	m ³ /kg	0.46
2				4			
Especificaciones de diseño				Especificaciones de diseño			
Flujo promedio (sin lluvia)	Qi	m ³ /h	625	Flujo promedio (sin lluvia)	Qi	m ³ /h	625
Factor de seguridad	Fs		1.5	Factor de seguridad	Fs		1.5
Recirculación usuario (s2)	s1			Recirculación usuario (s4)	s1		
SSMLV	Xf1	kg/m ³	2.5	SSMLV	Xf1	kg/m ³	0.0
Área Decantador	A	m ²	573	Área Decantador	A	m ²	180
Caudal de Recirculación	Qr	m ³ /h	937.5	Caudal de Recirculación	Qr	m ³ /h	468.75
Parámetros de sedimentación de lodos asumidos				Parámetros de sedimentación de lodos asumidos			
Metodología de cálculo Daigger/Roper (1985)				Metodología de cálculo Daigger/Roper (1985)			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL		250	Índice Volumétrico de Lodos	IVL		250
Velocidad de sedimentación inicial (1)	v0	m/h	7.8	Velocidad de sedimentación inicial (1)	v0	m/h	7.8
Parámetro de sedimentación obstruida (1)	phin	m ³ /kg	0.67	Parámetro de sedimentación obstruida (1)	phin	m ³ /kg	0.67

Figura 6-20 Módulo 4. Modelación de sedimentadores

Adicionalmente, como resultado de la modelación se obtiene las salidas gráficas para visualizar el comportamiento del sistema, de acuerdo con las variables de control de cada uno. En la Tabla 6-13 se presenta un resumen de las salidas gráficas de acuerdo con cada sistema diseñado. Las salidas gráficas que se resumen a continuación son iguales para cada uno de los 4 sistemas modelados en la herramienta.

Tabla 6-13 Descripción de las salidas gráficas del módulo 4. Modelación de sedimentadores.

Salida gráfica	Descripción
Diagrama de Punto de Estado	En el diagrama se muestra la sobreposición de la curva de la carga de sedimentación por gravedad, las líneas del caudal efluente, de recirculación y de alimentación o descarga dentro del sedimentador. Las líneas del efluente y de la recirculación representan las cargas de sólidos aplicadas al sedimentador generadas por la descarga y el flujo de recirculación, en las mismas unidades que la carga por gravedad.

6.3.5. Módulo 5. Diseño conceptual de los sistemas

Este módulo muestra los resultados del dimensionamiento realizado por la herramienta para cada uno de los sistemas de lodos activados y de sedimentación de acuerdo con las ecuaciones mostradas en el numeral 6.2. para las temperaturas definidas para el sistema (2 escenarios relacionados con temperatura mínima y 2 relacionados con temperatura máxima).

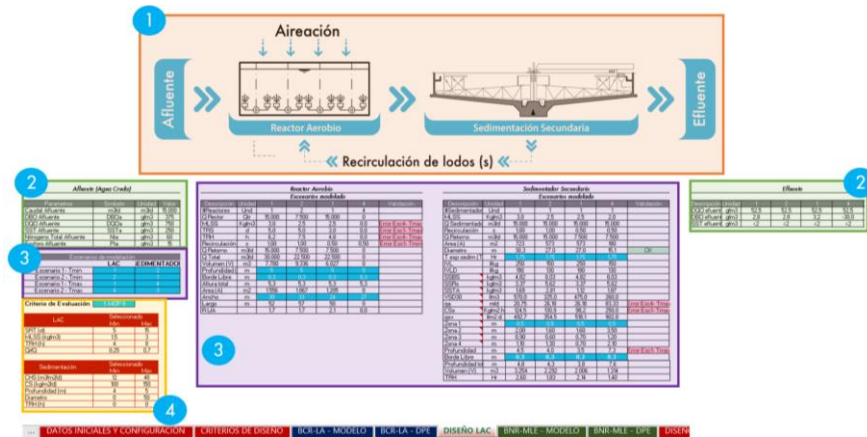


Figura 6-21 Módulo 5. Diseño conceptual

6.3.5.1. Datos de entrada al módulo de diseño conceptual

Los datos de entrada aportados por el usuario de la herramienta se encuentran divididos en 2, los primeros se refieren a los datos de las características propias de las aguas residuales que ingresan al sistema, los segundos se refieren a las características geométricas del sistema como lo muestra la Tabla 6-14.

Tabla 6-14 Datos de entrada al módulo de diseño

Tipo de Parámetro	Parámetro
Caracterización	Q_i , S_{ti} , DBO_i , N_{ti} , P_{ti} , SST_i
Geométricos reactores	Profundidad, Borde libre, ancho
Geométricos Sedimentadores	Tiempo espesamiento de lodos*, Altura de la zona 1

*El tiempo de espesamiento debe ser seleccionado con base en lo establecido en la Tabla 6-11 presentada en el numeral 6.2.

6.3.5.2. Sub módulo 1 – Representación gráfica del sistema diseñado

En la Figura 6-22 se muestra la representación gráfica del sistema de lodos activados convencionales. Sin embargo, la representación gráfica de los componentes o unidades del

sistema diseñado por la herramienta variaran de acuerdo con las características propias de cada uno de ellos.



Figura 6-22 Ejemplo de representación gráfica del sistema diseñado

6.3.5.3. Sub módulo 2 – Características del afluente y del efluente del sistema

Afluente (Agua Cruda)

Parámetros	Símbolo	Unidad	Valor
Caudal Afluente		m ³ /d	15.000
DBO Afluente	DBO _a	g/m ³	375
DQO Afluente	DQO _a	g/m ³	750
SST Afluente	SST _a	g/m ³	250
Nitrogeno Total Afluente	Nta	g/m ³	60
Fosforo Afluente	Pta	g/m ³	15

Efluente

Descripción	Unidad	1	2	3	4
DQO efluente	g/m ³	52,5	52,5	52,5	52,5
DBO efluente	g/m ³	2,8	2,8	3,2	-30,0
SST efluente	g/m ³	<2	<2	<2	<2

En este submódulo el usuario podrá observar las características del afluente y del efluente del sistema.

Figura 6-23 Sub módulo características del afluente y del efluente del sistema

6.3.5.4. Sub módulo 3 – Dimensionamiento de los sistemas

Muestra el dimensionamiento para los reactores y sedimentadores de acuerdo con las características propias de cada sistema. El usuario podrá seleccionar el escenario de modelación a ser usado para el dimensionamiento, de acuerdo con lo especificado en el numeral 6.3.1.3. “Módulo 3. Modelación reactores” y 6.3.1.4. “Módulo 4. Modelación Sedimentadores”.

Adicionalmente, como se puede observar en la figura 6.20 este submódulo cuenta con una columna denominada validación, la cual servirá para que el usuario pueda realizar una evaluación del resultado de dimensionamiento obtenido. Es importante mencionar que los valores de color azul de que se observan en la figura 6.20 corresponden a criterios que deberán ser introducidos por el usuario.

Reactor Aerobio						
Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	3	4	Validación
#Reactores	Und	1	2	1	4	
Q Reactor	Qtr	15.000	7.500	15.000	0	
MLSS	Kg/m3	3,0	2,5	2,5	0,0	Error Esc4-Tmax
TRS	d	5,0	5,0	3,0	0,0	Error Esc1-Tmax
TRH	h	6,2	7,5	4,8	0,0	Error Esc4-Tmax
Recirculación	s	1,00	1,00	0,50	0,50	Error Esc1-Tmin
Q Retorno	m3/d	15.000	7.500	7.500	0	
Q Total	m3/d	30.000	22.500	22.500	0	
Volumen (V)	m3	7.780	9.336	6.027	0	
Profundidad (h)	m	3	3	3	3	
Borde Libre	m	0,9	0,9	0,9	0,9	
Altura total	m	5,3	5,3	5,3	5,3	
Area (A)	m2	1.556	1.867	1.205	0	
Ancho	m	30	34	24	27	
Largo	m	52	57	50	0	
R L/A		1,7	1,7	2,1	0,0	

Escenarios de modelación		
	LAC	SEDIMENTADOR
Escenario 1 - Tmin	1	2
Escenario 2 - Tmin	2	1
Escenario 1 - Tmax	1	4
Escenario 2 - Tmax	4	3

Sedimentador Secundario						
Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	3	4	Validación
#Sedimentadores	Und	1	1	1	1	
MLSS	Kg/m3	3,0	2,5	2,5	2,0	
Q Sedimentador	m3/d	15.000	15.000	15.000	15.000	
Recirculación	s	1,00	1,00	0,50	0,50	
Q Retorno	m3/d	15.000	15.000	7.500	7.500	
Area (A)	m2	723	573	573	180	
Diametro	m	30,3	27,0	27,0	15,1	OK
T esp sedim (Tfh)	Hr	1,75	1,75	1,75	1,75	
IVL	l/kg	250	150	250	150	
IVD	l/kg	190	130	190	130	
SSBS	kg/m3	4,82	8,03	4,82	8,03	
SSRS	kg/m3	3,37	5,42	3,37	5,42	
SSTA	kg/m3	1,49	2,81	1,12	1,87	
VSD30	l/m3	570,0	325,0	475,0	260,0	
qa	m/d	20,75	26,18	26,18	83,33	Error Esc4-Tmax
CSs	Kg/m2 h	124,5	130,9	98,2	250,0	Error Esc1-Tmax
qsv	l/m2 d	492,7	354,5	518,1	902,8	
Zona 1	m	0,5	0,5	0,5	0,5	
Zona 2	m	2,00	1,60	1,60	3,50	
Zona 3	m	0,90	0,60	0,70	1,20	
Zona 4	m	1,10	1,30	0,70	2,10	
Profundidad	m	4,5	4,0	3,5	7,3	Error Esc1-Tmax
Borde Libre	m	0,3	0,3	0,3	0,3	
Profundidad total	m	4,8	4,3	3,8	7,6	
Volumen (V)	m3	3.254	2.292	2.006	1.314	
TRH	Hr	2,60	1,83	2,14	1,40	

Figura 6-24 Submódulo dimensionamiento de los sistemas

6.3.5.5. Submódulo 4 – Criterios de evaluación

Criterio de Evaluación

1. MOP B

LAC	Seleccionado	
	Min	Max
SRT (d)	5	15
MLSS (kg/m3)	1,5	3
TRH (h)	4	8
Qr/Q	0,25	0,7

Sedimentación	Seleccionado	
	Min	Max
CHS (m3/m2/d)	12	48
CS (kg/m2/d)	100	150
Profundidad (m)	4	5
Diametro	0	50
TRH (h)	0	0

En este submódulo el usuario podrá seleccionar con cuales de los criterios de evaluación se hará la comparación del diseño realizado. Esta selección se hará de una lista desplegable incluida en la celda de color azul, la cual actualiza las tablas que aparecen en la parte inferior de la figura, donde se ven los criterios usados para evaluar tanto el dimensionamiento de los reactores como de los sedimentadores. Esta comparación se realiza como parte del funcionamiento del submódulo 3.

Figura 6-25 Submódulo características del afluente y del efluente del sistema

En el anexo 1 se presentan los diagramas de flujo de los diferentes módulos y submódulos de la herramienta.

En el anexo 2 se incluye la herramienta y el manual de usuario de la misma.

7. APLICACIÓN DE LA HERRAMIENTA

En este capítulo se realiza la aplicación del modelo para simular el diseño de un sistema de tratamiento de aguas residuales para la parte central y sur de la ciudad de Bogotá y del casco urbano del municipio de Soacha, el cual ha sido denominado PTAR Canoas.

La información base usada para la aplicación de la herramienta es tomada directamente de la página web de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá E.S.P líder del proyecto, en el link disponible para la descarga de los estudios base del mismo: https://www.acueducto.com.co/guatoc/canoas/DOCUMENTOS_PTAR_CANOAS/2011_1-02-25500-0690-2011_CDM_Canoas/

La PTAR “Canoas” estará localizada en la margen derecha del río Bogotá, en una zona destinada por el POT del municipio de Soacha para este fin, en un lote de aproximadamente 292 hectáreas. Es importante mencionar que la PTAR estará a una altura aproximada de 2,540 metros sobre el nivel del mar. Al planta está concebida con el objetivo de tratar las aguas residuales generadas en las cuencas de los ríos Fucha y Tunjuelo (70% de las aguas residuales generadas por la Ciudad) y las aguas del 100% del casco urbano del Municipio de Soacha.



Figura 7-1 Ubicación de la PTAR Canoas. (Consortio CDM Smith - INGESAM, 2014)

7.1. Parámetros y criterios de diseño

7.1.1. Caudales y calidad del afluente al sistema

En las tablas 7-1 y 7-2 se incluyen los caudales y calidad del agua incluidos en la herramienta de modelación y de diseño.

Tabla 7-1 Caudales de aguas residuales afluentes a la PTAR Canoas (Consortio CDM Smith - INGESAM, 2014)

Parámetro	Unidad	Valor
Población a saturación (Ps)	hab	7'322.142
IANC o índice de pérdidas totales (p)	%	34,9

Continuación tabla 7 1 Caudales de aguas residuales afluentes a la PTAR Canoas (Consortio CDM Smith - INGESAM, 2014)

Parámetro	Unidad	Valor
Agua para otros usos, no residenciales (Aind)	%	20,5
Dotación neta (dneta)	L/hab.d	76,4
Dotación bruta residencial (dbruta): dneta / (1-IANC)	L/hab.d	117,36
Demanda diaria de agua potable para uso residencial (QMD residencial): Ps*dbruta	m ³ /s	9,96
Demanda total de agua potable proyectada al año de saturación (QMD) + Q no residencial: QMD residencial/Aind	m ³ /s	12,51
Pérdidas físicas (pf)	%	7,9
Caudal medio diario de agua potable efectivo utilizado por los usuarios localizados en el área de servicio de la planta (QMD efectivo): QMD*(1 - 7,9%)	m ³ /s	11,52
Coeficiente de retorno (R)		0,85
Caudal medio de aguas residuales (QMD): QMD efectivo * R	m ³ /s	9,80
Índice de dilución (infiltración) (CINF), AS = 28827 ha	L/s.Ha	0,188
Caudal de dilución (Qdilución) (As* CINF)	m ³ /s	5,4
Caudal medio diario total (QMD Total) : QMD + Qdilución	m ³ /s	15,20
Caudal máximo mensual (QMM: QMD * factor pico para caudal mensual)	m ³ /s	19,7
Caudal medio diario de agua potable efectivo utilizado por los usuarios localizados en el área de servicio de la planta (QMD efectivo): QMD*(1 - 7,9%)	m ³ /s	11,52
Demanda total de agua potable proyectada al año de saturación (QMD) + Q no residencial: QMD residencial/Aind	m ³ /s	12,51
Pérdidas físicas (pf)	%	7,9
Caudal medio diario de agua potable efectivo utilizado por los usuarios localizados en el área de servicio de la planta (QMD efectivo): QMD*(1 - 7,9%)	m ³ /s	11,52
Coeficiente de retorno (R)		0,85
Caudal medio de aguas residuales (QMD): QMD efectivo * R	m ³ /s	9,80
Índice de dilución (infiltración) (CINF), AS = 28827 ha	L/s.Ha	0,188
Caudal de dilución (Qdilución) (As* CINF)	m ³ /s	5,4

Continuación tabla 7 1 Caudales de aguas residuales afluentes a la PTAR Canoas (Consortio CDM Smith - INGESAM, 2014)

Parámetro	Unidad	Valor
Caudal medio diario total (QMD Total) : QMD + Qdilución	m ³ /s	15,20

Tabla 7-2 Concentraciones de contaminantes afluentes a la PTAR Canoas (Consortio CDM Smith - INGESAM, 2014)

Parámetro	Unidad	Concentración para QMD	Concentración para QMM
Temperatura (min)	°C	16	16
Temperatura (max)	°C	23	23
DBO ₅	mg/L	265	271
DQO	mg/L	586	604
SST	mg/L	245	227
SSV	mg/L	172	170
Alcalinidad	mg/L	224	206
NTK	mg/L	70	70
Fósforo	mg/L	10	9

7.1.2. Requerimientos de calidad del efluente

La calidad del efluente para la PTAR Canoas, fue establecida de acuerdo con los requerimientos estipulados por la autoridad ambiental en la resolución 817 de 1996 mediante la cual se expide la licencia ambiental del programa de descontaminación del río Bogotá, mostrada en la Tabla 7-3.

Tabla 7-3 Calidad del efluente exigido para la PTAR Canoas (Consortio CDM Smith - INGESAM, 2014)

Parámetro	Unidad	Promedio diario
DBO ₅	mg/L	≤ 30
SST	mg/L	≤ 30
Nitrógeno total	mg/L	≤ 26
Fósforo total	mg/L	≤ 5

7.1.3. Definición del alcance del diseño

La herramienta incluye la posibilidad de realizar la modelación y el diseño conceptual de cuatro configuraciones de sistemas de lodos activados cada uno con objetivos distintos. Por tanto, se realiza la modelación y diseño con los objetivos de la Tabla 7-4.

Tabla 7-4 Calidad del efluente esperado para cada sistema diseñado

Criterio /Sistema	Unidad	LAC	MLE	A/O	UTC
DBO ₅	mg/L	≤ 30	≤ 30	≤ 30	≤ 30
SST	mg/L	≤ 30	≤ 30	≤ 30	≤ 30
Nitrógeno total	mg/L	N/A	≤ 26	N/A	≤ 26
Fósforo total	mg/L	N/A	N/A	≤ 5	≤ 5

Adicionalmente se realiza la comparación de los resultados de modelación y diseño para dos escenarios: sistema con y sin tratamiento primario. En la tabla 7-5 se presentan las remociones típicas de un tratamiento primario.

Tabla 7-5 Remociones típicas del tratamiento primario (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

Parámetros	Unidad	Valor
DQO	%	40%
DBO	%	40%
SST	%	60%
NT	%	15%
TP	%	10%

7.1.4. Criterios de diseño

En la Tabla 7-6 se presentan los criterios de diseño seleccionados para la modelación y el diseño conceptual.

Tabla 7-6 Criterios de diseño seleccionados para la modelación y diseño

Criterio /Sistema*	LAC**		MLE***		A/O****		UTC****	
	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max
TRS (d)	3	15	6	10	2	5	10	25
MLSS (kg/m ³)	1	3	1,5	3,5	3	4	3	4
TRH (h) - Zona Anaerobia	N/A	N/A	N/A	N/A	0,5	1,5	1	2
TRH (h) - Zona Anóxica	N/A	N/A	0,5	2,5	N/A	N/A	2	4
TRH (h) - Zona Aerobia	4	8	4	10	1	3	4	12
Qs/Q	S/D	S/D	0,25	1	0,25	1	0,8	1
Qa/Q	N/A	N/A	1	4	N/A	N/A	1	3
Qr/Q	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	2	4

*LAC: Lodos Activados Convencionales, MLE: Ludzak Ettinger Modificado, A/O: Phoredox, UTC: Universidad de Ciudad del Cabo. ** (Minvivienda, 2017). *** (CONAGUA, 2016). **** (AECOM, Metcalf, & I, 2014)

7.1.5. Definición de los escenarios

- ✓ Sistema sin tratamiento primario (SNTP) previo a los sistemas de lodos activados: La calidad del afluente en este escenario corresponde a la mencionada en la Tabla 7-2.
- ✓ Sistema con tratamiento primario (CNTP) antes del ingreso a los sistemas de lodos activados: La calidad del afluente corresponde a la mencionada en la Tabla 7-2 aplicando las remociones establecidas en la Tabla 7-5

Tabla 7-7 Calidad del afluente al sistema (Consortio CDM Smith - INGESAM, 2014)

c	Unidad	SNTP	CNTP
DBO5	mg/L	271	163
DQO	mg/L	604	362
SST	mg/L	227	91
NTK	mg/L	70	60
Fósforo	mg/L	9	8

7.2. Modelación y diseño de los sistemas de lodos activados

En este numeral se presentan los resultados de la modelación de acuerdo con las condiciones establecidas en el numeral 7.1. En el anexo 3 se presentan los archivos de modelación completos.

7.2.1. Constantes cinéticas y estequiométricas usadas en la modelación.

Las constantes para el desarrollo de la modelación y del diseño se incluyen en las tablas 7-8 a 7-10.

Tabla 7-8 Constantes cinéticas para remoción de carbono (BRC) y nitrógeno (BNR) (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008)

Constantes	Símbolo	Θ	Valor a 20°C
Rendimiento (gSSV/gNH ₄ ⁺ -N)	Y _A	1,0	0,10
Rendimiento (gDQO/gDQO)	Y _H	1,0	0,67
Rendimiento (gSSV/gDQO)	Y _{Hv}	1,0	0,45
Tasa de respiración endógena (d ⁻¹)	b _A	1,029	0,04
Tasa de respiración endógena (d ⁻¹)	b _H	1,029	0,24
Coefficiente de saturación media (gNH ₄ ⁺ -N/m ³)	K _n	1,123	1
Tasa específica máxima de crecimiento (d ⁻¹)	μ _{Am}	1,123	0,45
Tasa de desnitrificación K ₁	k ₁	1,2	0,72
Tasa de desnitrificación K ₂	k ₂	1,08	0,101
Contenido de nitrógeno de los SSV	f _n		0,72
Fracción de residuo endógeno (-)	f _h		0,23
Fracción de NH ₄ ⁺	f _{N'a}		0,1
Fracción orgánica no biodegradable y soluble de N	f _{N'ous}		0,2

Tabla 7-9 Constantes cinéticas y estequiométricas para remoción de fósforo y nitrógeno (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008)

Constantes	Símbolo	Θ	Valor a 20°C
Constantes Cinéticas - RBP			

Constantes	Símbolo	θ	Valor a 20°C
OHO			

Continuación tabla 7.9 Constantes cinéticas y estequiométricas para remoción de fósforo y nitrógeno (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008)

Constantes	Símbolo	θ	Valor a 20°C
Constantes Cinéticas - RBP			
OHO			
Tasa fermentación 1er orden (m ³ /gSSV.d)	$k_{F,20}$	1,029	0,06
Tasa específica decaimiento endógeno (gSSV /gSSV.d)	$b_{OHO,20}$	1,029	0,24
PAO			
Tasa específica decaimiento endógeno (gSSV /gSSV.d)	$b_{PAO,20}$	1,029	0,04
Constantes Estequiométricas – RBN			
OHO			
Rendimiento de biomasa (gSSV/gDQO)	Y_{OHO}	1	0,45
Fracción residuo endógeno (gSSV/gSSV)	$f_{XE,OHO}$	N/A	0,20
Fracción de P biomasa activa (gP/gSSV)	$f_{P,OHO}$	N/A	0,03
Fracción de P masa endógena (OHO y PAO) - (gP/gSSV)	$f_{P,XE}$	N/A	0,03
Fracción SSF (inorgánicos)	$f_{SSF,OHO}$	N/A	0,15
PAO			
Rendimiento de biomasa (gSSV/gDQO)	Y_{PAO}	1	0,45
Fracción residuo endógeno (gSSV/gSSV)	$f_{XE,PAO}$	N/A	0,25
Fracción de P biomasa activa (gP/gSSV)	$f_{P,PAO}$	N/A	0,38
Fracción de P masa endógena (OHO y PAO) - (gP/gSSV)	$f_{P,XE}$	N/A	0,03
Fracción SSF (inorgánicos)	$f_{SSF,OHO}$	N/A	0,15
PAO			
Rendimiento de biomasa (gSSV/gDQO)	Y_{PAO}	1	0,45
Fracción residuo endógeno (gSSV/gSSV)	$f_{XE,PAO}$	N/A	0,25
Fracción de P biomasa activa (gP/gSSV)	$f_{P,PAO}$	N/A	0,38
Fracción de P masa endógena (OHO y PAO) - (gP/gSSV)	$f_{P,XE}$	N/A	0,03

Constantes	Símbolo	θ	Valor a 20°C
Relación SSV/SST biomasa activa (gSSV/gSST)	f_{VT_PAO}	N/A	0,46
Relación P-liberado/ AGV-consumido (gP/gDQO)	f_{PO4_REL}	N/A	0,50
Fracción SSF (inorgánicos) de PAOs (gSSF/gSSV)	f_{SSF_PAO}	N/A	1,30
INERTES			
Fracción de P en la masa inerte (gP/gSSV)	f_{P_XI}	N/A	0,03

Continuación tabla 7 9 Constantes cinéticas y estequiométricas para remoción de fósforo y nitrógeno (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008)

Constantes	Símbolo	θ	Valor a 20°C
GENERAL			
Relación DQO/SSV en el lodo (gDQO/gSSV)	f_{CV}	N/A	1,48
Relación SSV/SST biomasa activa y endógena (gSSV/gSST)	f_{VT}	N/A	0,80
Contenido de nitrógeno biomasa activa (gN/gSSV)	$f_{N, SSV}$	N/A	0,10

Tabla 7-10 Fraccionamiento de la DQO (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008)

Constantes	Símbolo	Valor a 20°C
Fracción de DQOrb	$f_{SS,DQOi}$	0,250
Fracción de SVFA en DQOrb	$f_{SAGV,Ssi}$	0,150
Fracción de DQO soluble inerte*	$f_{SI,DQOi}$	0,07
Fracción de DQO particulada inerte**	$f_{XI,DQOi}$	0,15

* Valor para aguas clarificadas 0,12 g/g. **Valor para aguas clarificadas 0,04 g/g

7.2.2. Sistema de lodos activados convencionales.

7.2.2.1. Configuración del sistema.

La calidad del afluente y las constantes cinéticas y estequiométricas incluidas en la modelación corresponden a las establecidas en las tablas 7-7 y 7-8. Para la modelación de este sistema se incluyeron constantes cinéticas relacionadas con el proceso de nitrificación, y dado que este tipo de sistemas normalmente están acompañados de desinfección mediante cloración, se debe controlar la generación de nitritos con el fin de evitar un aumento en el consumo de cloro por efecto de la oxidación de los nitritos a nitratos.

Tabla 7-11 Configuración de parámetros para los reactores

Parámetro	Unidades	SNTP	CNTP
Número de unidades	Und	8	8
SSV/SST del lodo activado	gSSV/gSST	0,75	0,75
A Temperatura Mínima			
Relación de recirculación de lodos (Q_s / Q_i)		0,7	0,7

Continuación tabla 7 11 Configuración de parámetros para los reactores

Parámetro	Unidades	SNTP	CNTP
OD en la recirculación de lodos s	gO_2/m^3	1,0	1,0
A Temperatura Máxima			
Relación de recirculación de lodos (Q_s / Q_i)		0,6	0,6
OD en la recirculación de lodos s	gO_2/m^3	1,0	1,0

Tabla 7-12 Configuración de los parámetros para la sedimentación

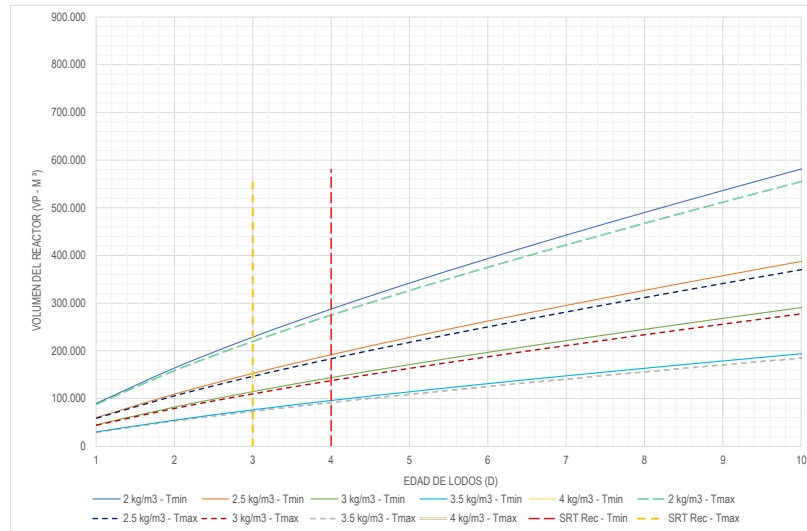
Parámetro	Símbolo	SNTP	CNTP
Número de unidades	N-u	40	40
Escenario 1 - T _{min}			
Método de cálculo	Daigger/Roper (1985)		
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130
Escenario 2 - T _{min}			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130
Escenario 3 - T _{max}			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130
Escenario 4 - T _{max}			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130

7.2.2.2. Resultados

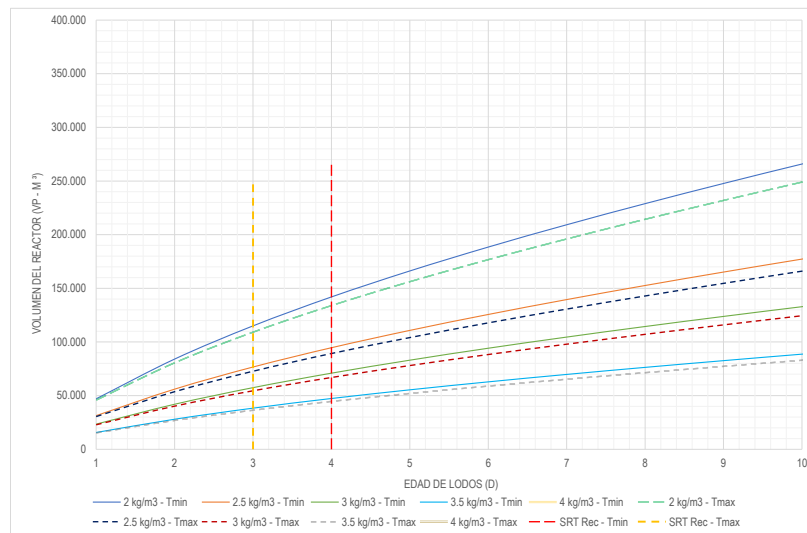
7.2.2.2.1. Modelación

Reactores

A continuación, se presentan las configuraciones del reactor planteadas por la herramienta, así como los resultados de la modelación.



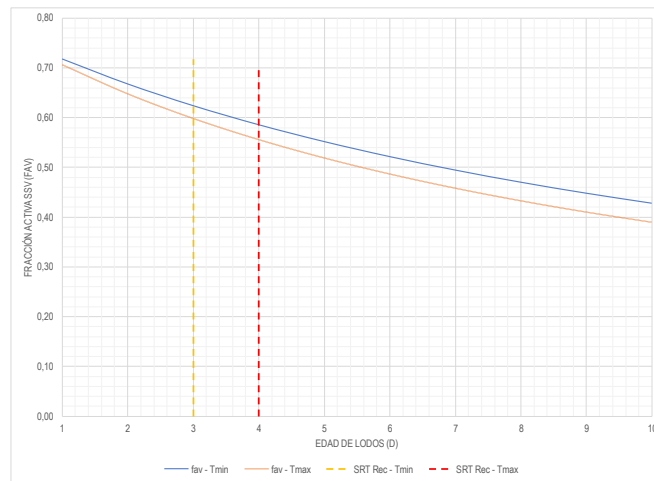
Gráfica 7-1. Volumen total del reactor requerido para sistema LAC vs edad de lodos para distintas concentraciones de SSLM a temperatura mínima y máxima para la configuración SNTP.



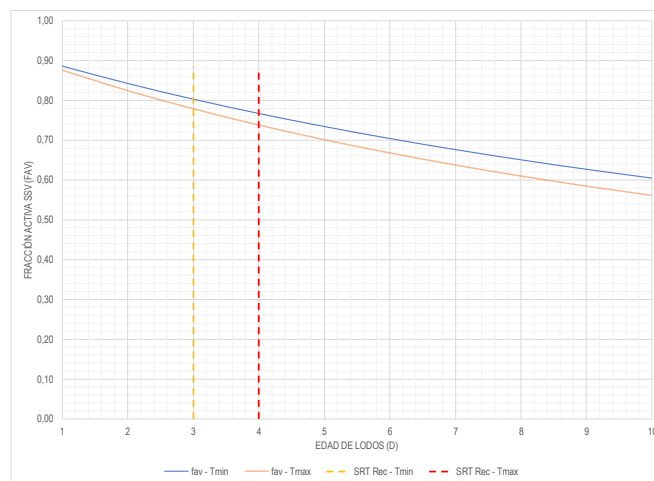
Gráfica 7-2 Volumen total del reactor requerido para sistema LAC vs edad de lodos para distintas concentraciones de SSLM a temperatura mínima y máxima para la configuración CNTP.

En términos generales, para todas las condiciones definidas de SSLM se pueden obtener las siguientes conclusiones:

- I. Entre mayor es la concentración de SSLM en el reactor, menor es el requerimiento de volumen.
- II. A mayor edad de lodos, mayor es el requerimiento de volumen para el reactor.
- III. La configuración sin tratamiento primario genera una mayor demanda de volumen de reactor; esta diferencia se acentúa a medida que aumenta la edad de lodos, llegando a diferencias cercanas al 50%.



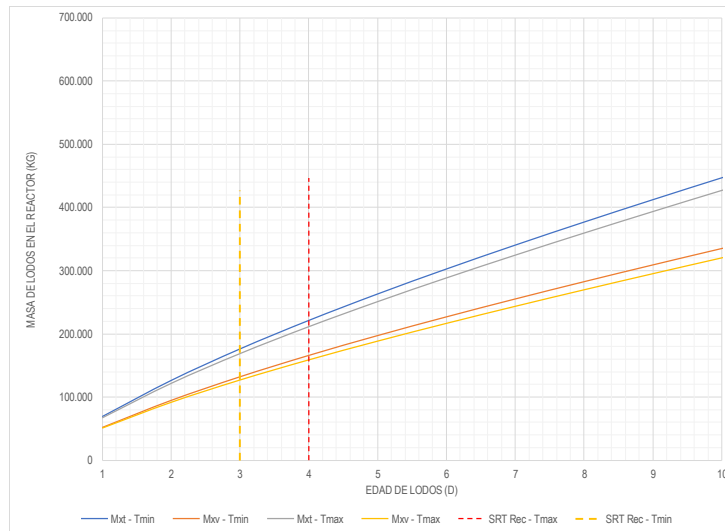
Gráfica 7-3. Fracción activa para sistema LAC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP.



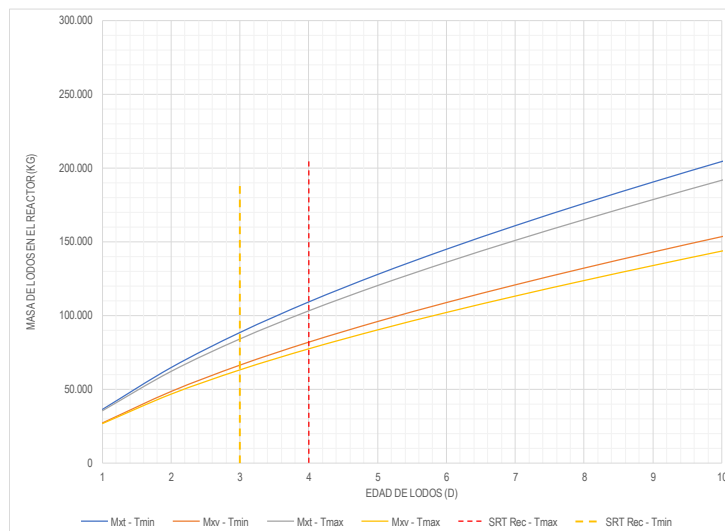
Gráfica 7-4. Fracción activa para sistema LAC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en la configuración CNTP.

Según (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008) la masa activa de SSV en un reactor corresponde a la masa viva de OHOs que realiza el proceso de degradación de la

materia orgánica. Es decir, entre mayor sea la fracción activa mayor será la proporción de materia orgánica biodegradable remanente en la masa de lodos, y mayor será el contenido energético remanente en la misma. Como se observa en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** la configuración con sistema de tratamiento primario presenta una masa activa mayor. Sin embargo, los resultados obtenidos indican que el lodo de purga para el caso de las dos configuraciones de sistema deba ser llevado a un tratamiento de estabilización.

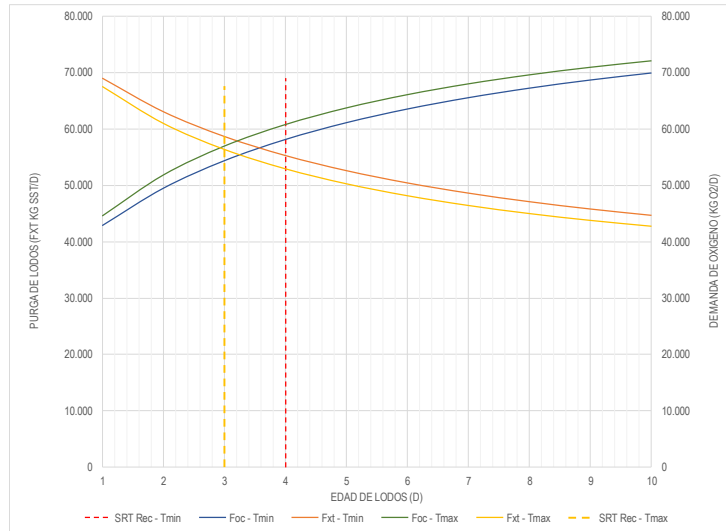


Gráfica 7-5. Masa de sólidos totales y volátiles en el reactor para sistema LAC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP.

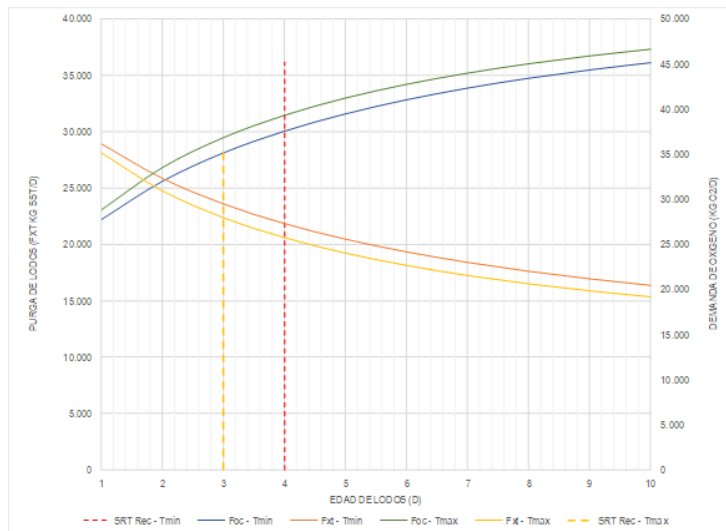


Gráfica 7-6. Masa de sólidos totales y volátiles en el reactor para sistema LAC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en la configuración CNTP.

Como se puede observar en las gráficas 7-5 y 7-6, la configuración sin tratamiento primario presenta una mayor cantidad de sólidos en el reactor, esto influye directamente en los requerimientos de volumen del reactor del sistema. La primera configuración al no incluir ningún proceso de eliminación previa de sólidos, aumenta los sólidos en los reactores.



Gráfica 7-7. Purga de lodos en el reactor y demanda de oxígeno para sistema LAC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP.



Gráfica 7-8. Purga de lodos en el reactor y demanda de oxígeno para sistema LAC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP.

De las gráficas 7-7 y 7-8 se pueden obtener las siguientes conclusiones:

- I. A mayor edad de lodos, mayor es el requerimiento de oxígeno en el reactor y menor la purga de lodos requerida.

- II. Para edades de lodos altas el consumo de oxígeno se duplica, mientras que la purga de lodos disminuye en un 50%.
- III. La configuración sin tratamiento primario demanda masas de oxígeno mayor que la configuración que incluye el tratamiento primario, esta diferencia disminuye o permanece constante con el aumento en la edad de lodos, con diferencias de consumo mayores al 50%.

En la Tabla 7-13 y Tabla 7-14 se presentan los parámetros recomendados por la herramienta para cada una de las configuraciones elegidas para el sistema.

Tabla 7-13 Parámetros recomendados por la herramienta producto de la modelación del sistema LAC para la configuración SNTP.

Esc	Temperatura mínima				Temperatura máxima			
	TRS (d)	MLSS (kg/m ³)	Volumen (m ³)	TRH Real (h)	TRS (d)	MLSS (kg/m ³)	Volumen (m ³)	TRH Real (h)
1	4,0	3,00	95.873	6,40	3,0	3,00	73.262	5,2
2	4,0	2,50	115.047	7,60	3,0	2,50	87.915	6,2
3	4,0	0	0	0	3,0	2,00	109.893	7,8

Esc: Escenario

Tabla 7-14 Parámetros recomendados por la herramienta producto de la modelación del sistema LAC para la configuración CNTP.

Esc	Temperatura mínima				Temperatura máxima			
	TRS (d)	MLSS (kg/m ³)	Volumen (m ³)	TRH Real (h)	TRS (d)	MLSS (kg/m ³)	Volumen (m ³)	TRH Real (h)
1	4,0	2,00	70.973	4,70	3,0	1,50	72.728	5,1
2	4,0	1,50	94.631	6,30	3,0	1,00	109.091	7,7

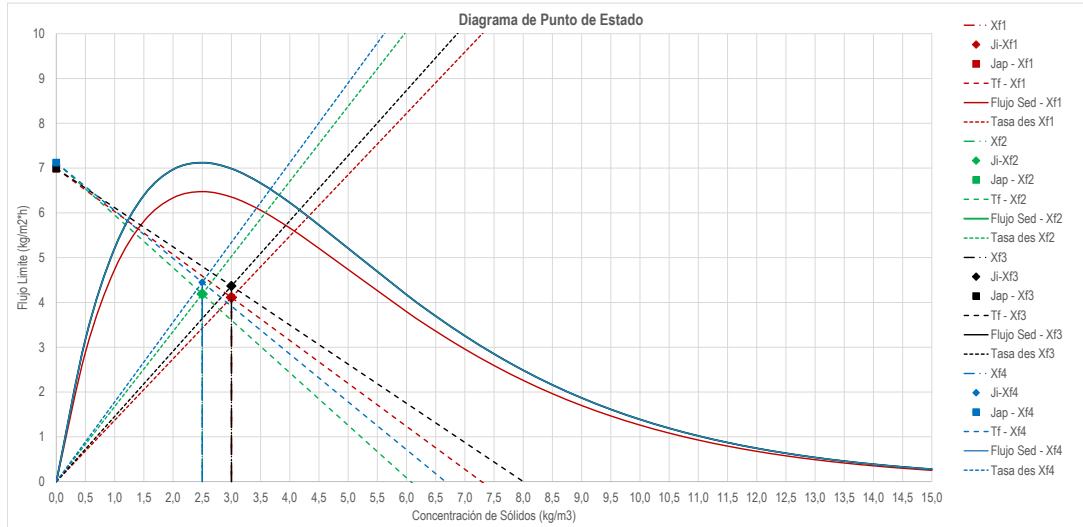
Esc: Escenario

El criterio usado por la herramienta para realizar la recomendación se refiere a la menor demanda de volumen de reactor, dado que dicha demanda influye directamente sobre los costos de inversión.

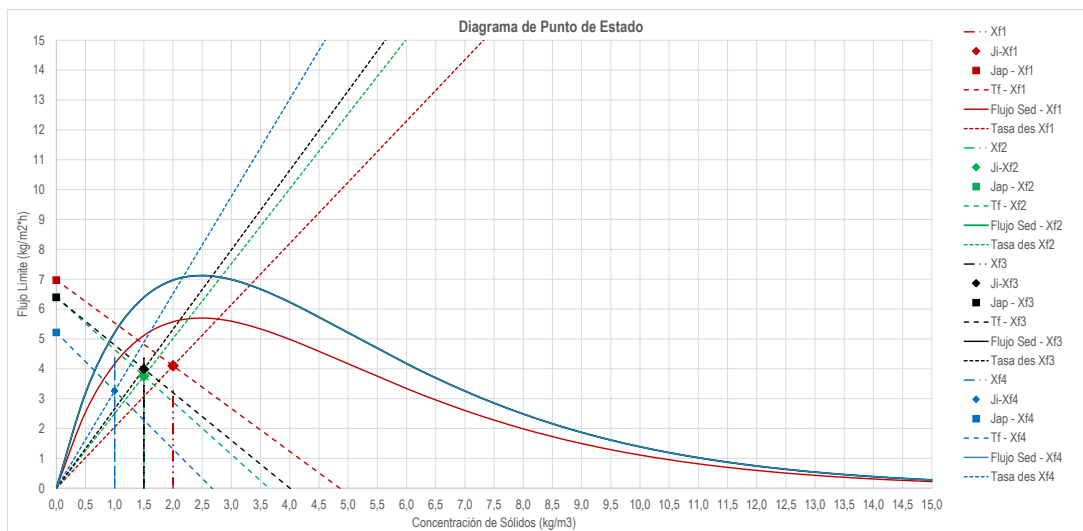
Otro aspecto fundamental a evaluar es la demanda de oxígeno, la cual representa un aproximado del 50% del consumo eléctrico en una planta de tratamiento de aguas residuales de tipo biológico. Como se observó previamente la configuración sin tratamiento primario consume

50% más que la configuración con tratamiento primario. Las dos consideraciones antes mencionadas deberán tenerse en cuenta al seleccionar el sistema definitivo.

Sedimentación



Gráfica 7-9. Diagrama punto de estado para temperatura mínima y máxima del sistema LAC en la configuración SNTP.



Gráfica 7-10. Diagrama punto de estado para temperatura mínima y máxima del sistema LAC en la configuración CNTP.

Se observa que en ambos diseños el punto de estado se encuentra por debajo de la curva de carga por gravedad, además que la línea de carga por recirculación cae por debajo de la rama descendente de la curva de la gravedad, lo cual indica que el adecuado funcionamiento del diseño propuesto por la herramienta para el sedimentador al operar con una carga de sólidos baja.

Como se mencionó en el capítulo 6, para la sedimentación la herramienta genera 4 escenarios de modelación los cuales se relacionan a su vez con los resultados obtenidos para los parámetros de los reactores para temperatura mínima y máxima. En Tabla 7-15 y Tabla 7-16 se presentan los principales parámetros recomendados por la herramienta para cada una de las configuraciones elegidas para la sedimentación.

Tabla 7-15 Parámetros de la sedimentación producto de la modelación del sistema LAC para la configuración SNTF

Parámetro	Símbolo	Unidad	Temp mínima		Temp máxima	
			Esc 1	Esc 2	Esc 3	Esc 4
Unidades		Und	40	40	40	40
Caudal por unidad	Q_i	m ³ /h	1.773	1.773	1.773	1.773
SSLMV	X_{fi}	kg/m ³	3,0	2,5	3,0	2,5
Área Decantador	A	m ²	1.566	1.323	1.523	1.245
Caudal de Recirculación	Q_r	m ³ /h	1.241	1.241	1.064	1.064
Índice Volumétrico de Lodos	IVL		150	150	150	150
Velocidad de sedimentación inicial	v_0	m/h	7,8	7,8	7,8	7,8
Parámetro de sedimentación obstruida	ρ_{hin}	m ³ /kg	0,40	0,40	0,40	0,40

Tabla 7-16 Parámetros de la sedimentación producto de la modelación del sistema LAC para la configuración CNTF.

Parámetro	Símbolo	Unidad	Temp mínima		Temp máxima	
			Esc 1	Esc 2	Esc 3	Esc 4
Unidades		Und	40	40	40	40
Caudal por unidad	Q_i	m ³ /h	1.773	1.773	1.773	1.773
SSLMV	X_{fi}	kg/m ³	2	1,5	1,5	1,0
Área Decantador	A	m ²	1.352	1.414	1.332	1.251
Caudal de Recirculación	Q_r	m ³ /h	1.241	1.241	1.064	1.064
Índice Volumétrico de Lodos	IVL		150	150	150	150
Velocidad de sedimentación inicial	v_0	m/h	7,8	7,8	7,8	7,8
Parámetro de sedimentación obstruida	ρ_{hin}	m ³ /kg	0,40	0,40	0,40	0,40

7.2.2.2.2. Diseño conceptual

A continuación, se presentan los resultados del diseño generado con base en los resultados de la modelación de los reactores y de los sedimentadores.



Figura 7-2 Resultados arrojados por la herramienta para el sistema LAC

Reactores

En la Figura 7-2 se presenta el resultado del diseño conceptual arrojado por la herramienta. En los resultados obtenidos se observa que la configuración con tratamiento primario requiere menos unidades de reactores y en general menos volumen de reactor por unidad tanto para condiciones de temperatura mínima que máxima. Para los demás parámetros se presentan ordenes de magnitud similar con TRH que van desde 4,7 h a 7,7 h, longitudes de reactor que van desde 118 m hasta 188 m y anchos que van desde 106 m hasta 133 m. Es importante resaltar que este diseño cumple los criterios definidos en la Tabla 7-6.

Reactor Aerobio Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	Validación		
#Reactores	Und	8	8	8	8	
Q Reactor	Qtr	212.760	212.760	212.760	212.760	
MLSS	Kg/m3	3,0	2,5	3,0	2,5	Ok
TRS	d	4,0	4,0	3,0	3,0	Ok
TRH	h	6,4	7,6	5,2	6,2	Ok
Recirculación	s	0,70	0,70	0,60	0,60	Error Esc1- Tmin
Q Retorno	m3/d	148.932	148.932	127.656	127.656	
Q Total	m3/d	1.851.012	1.851.012	1.829.736	1.829.736	
Volumen (V)	m3	95.873	115.047	73.262	87.915	
Profundidad (h)	m	5	5	5	5	
Borde Libre	m	0,3	0,3	0,3	0,3	
Altura total	m	5,3	5,3	5,3	5,3	
Area (A)	m2	19.175	23.009	14.652	17.583	
Ancho	m	120	133	106	116	
Largo	m	160	173	138	152	
R/LA		1,3	1,3	1,3	1,3	

Figura 7-3 Dimensionamiento del reactor para sistema LAC - SNTP

Reactor Aerobio Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	1	2	Validación
#Reactores	Und	8	8	8	8	
Q Reactor	Qtr	212.760	212.760	212.760	212.760	
MLSS	Kg/m3	2,0	1,5	1,5	1,0	Ok
TRS	d	4,0	4,0	3,0	3,0	Ok
TRH	h	4,7	6,3	5,1	7,7	Ok
Recirculación	s	0,70	0,70	0,60	0,60	Error Esc1- Tmin
Q Retorno	m3/d	148.932	148.932	127.656	127.656	
Q Total	m3/d	1.851.012	1.851.012	1.829.736	1.829.736	
Volumen (V)	m3	70.973	94.631	72.728	109.091	
Profundidad (h)	m	5	5	5	5	
Borde Libre	m	0,3	0,3	0,3	0,3	
Altura total	m	5,3	5,3	5,3	5,3	
Area (A)	m2	14.195	18.926	14.546	21.818	
Ancho	m	120	133	106	116	
Largo	m	118	142	137	188	
R/LA		1,0	1,1	1,3	1,6	

Figura 7-4 Dimensionamiento del reactor para sistema LAC - CNTP

Sedimentación

En las Figura 7-5 y Figura 7-6 se presenta el resultado del diseño arrojado por la herramienta para los escenarios 1 y 2. Se puede observar que se presentan órdenes de magnitud similar con TRH que van desde 2,12 h a 3,18 h, diámetros que van desde 39,8 m hasta 44,7 m

y profundidades que van de 3 m hasta 3.8 m. Es importante resaltar que este diseño cumple los criterios definidos en la Tabla 7-6.

Sedimentador Secundario						
Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	1	2	Validación
#Sedimentadores	Und	40	40	40	40	
MLSS	Kg/m3	3,0	2,5	3,0	2,5	
Q Sedimentador	m3/d	42 552	42 552	42 552	42 552	
Recirculación	s	0,70	0,70	0,60	0,60	
Q Retorno	m3/d	29 786	29 786	25 531	25 531	
Area (A)	m2	1 566	1 323	1 523	1 245	
Diametro	m	44,7	41,0	44,0	39,8	OK
T esp sedim (Tth)	Hr	1,50	1,50	1,50	1,50	Ok
IVL	l/kg	150	150	150	150	
IVLD	l/kg	130	130	130	130	
SSBS	kg/m3	7,63	7,63	7,63	7,63	
SSRs	kg/m3	5,34	5,34	5,34	5,34	
SSTA	kg/m3	2,20	2,20	2,00	2,00	
VSD30	lm3	390,0	325,0	390,0	325,0	
qa - QMH	m/d	27,17	32,16	27,94	34,18	
qa - Qmed	m/d	22,1	26,1	22,7	27,8	OK
CSs - QMH	Kg/m2 h	138,6	136,7	134,1	136,7	
CSs - Qmed	Kg/m2 h	112,6	111,0	108,9	111,0	Error Esc1- Tmin
qsv	lm2 h	441,6	435,5	454,0	462,8	
Zona 1	m	0,5	0,5	0,5	0,5	
Zona 2	m	1,60	1,70	1,50	1,70	
Zona 3	m	0,70	0,70	0,70	0,70	
Zona 4	m	0,80	1,00	0,70	0,90	
Profundidad	m	3,6	3,9	3,4	3,8	Ok
Volumen (V)	m3	5 638	5 160	5 178	4 731	
TRH	Hr	3,18	2,91	2,92	2,67	OK

Figura 7-5 Dimensionamiento de la sedimentación para la configuración LAC - SNTP

Sedimentador Secundario						
Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	1	2	Validación
#Sedimentadores	Und	40	40	40	40	
MLSS	Kg/m3	2,0	1,5	1,5	1,0	
Q Sedimentador	m3/d	42 552	42 552	42 552	42 552	
Recirculación	s	0,70	0,70	0,60	0,60	
Q Retorno	m3/d	29 786	29 786	25 531	25 531	
Area (A)	m2	1 352	1 414	1 332	1 251	
Diametro	m	41,5	42,4	41,2	39,9	OK
T esp sedim (Tth)	Hr	1,50	1,50	1,50	1,50	Ok
IVL	l/kg	150	150	150	150	
IVLD	l/kg	130	130	130	130	
SSBS	kg/m3	7,63	7,63	7,63	7,63	
SSRs	kg/m3	5,34	5,34	5,34	5,34	
SSTA	kg/m3	2,20	2,20	2,00	2,00	
VSD30	lm3	280,0	195,0	195,0	130,0	
qa - QMH	m/d	31,47	30,09	31,95	34,01	
qa - Qmed	m/d	25,6	24,4	25,9	27,6	OK
CSs - QMH	Kg/m2 h	107,0	76,7	76,7	54,4	
CSs - Qmed	Kg/m2 h	86,9	62,3	62,3	44,2	Error Esc1- Tmin
qsv	lm2 h	341,0	244,5	259,6	184,2	
Zona 1	m	1,50	1,50	1,50	1,50	
Zona 2	m	1,50	1,30	1,30	1,30	
Zona 3	m	0,50	0,40	0,40	0,30	
Zona 4	m	1,00	0,90	0,80	0,90	
Profundidad	m	3,5	3,1	3,0	3,0	Ok
Volumen (V)	m3	4 732	4 383	3 996	3 753	
TRH	Hr	2,67	2,47	2,25	2,12	OK

Figura 7-6 Dimensionamiento de la sedimentación para la configuración LAC - CNTP

7.2.2.3. Configuración recomendada

En la Tabla 7-17 se presentan las características del efluente para cada configuración modelada y diseñada.

Tabla 7-17 Calidad del efluente a caudal máximo horario

Parámetro	Unidad	Temperatura mínima		Temperatura máxima	
		SNTP	CNTP	SNTP	CNTP
DQO	mg/L	42,3	43,5	42,3	43,5
DBO	mg/L	3,0	3,0	2,9	2,9
SST	mg/L	<2	<2	<2	<2

Como se puede observar en la tabla 7-17, ambos sistemas cumplen con los requerimientos de calidad del efluente, por lo cual este no es el criterio usado para seleccionar el sistema convencional más adecuado para el caso de estudio. Con base en los resultados de la modelación se observa que el sistema con tratamiento primario consume la mitad de oxígeno y genera la mitad de los lodos en comparación con el sistema sin tratamiento primario, lo cual lo hace más conveniente.

7.2.3. Sistema Ludzak Ettinger Modificado - MLE.

7.2.3.1. Configuración del sistema.

La calidad del afluente y las constantes cinéticas y estequiométricas incluidas en la modelación corresponden a las establecidas en las Tabla 7-7 y Tabla 7-8

De la Tabla 7-8 es importante resaltar que para este caso de aplicación de la herramienta se tomó la decisión de definir manualmente la Fracción máxima de lodos no aireada (F_{xm}) dado que las fracciones definidas por la herramienta no permitían el cumplimiento de los criterios de diseño definidos para este sistema.

Tabla 7-18 Configuración de parámetros para los reactores

Parámetro	Unidades	SNTP	CNTP
Número de unidades	Und	8	8
SSV/SST del lodo activado	gSSV/gSST	0,75	0,75
A Temperatura Mínima			
Relación de recirculación de lodos (Q_s / Q_i)		0,6	0,55
OD en la recirculación de lodos s	gO_2/m^3	1,0	2

Continuación tabla 7 18 Configuración de parámetros para los reactores

Parámetro	Unidades	SNTP	CNTP
Relación de recirculación práctica (Q_a / Q_i)		2	1,1
OD en la recirculación del licor mezclado	gO_2/m^3	2	2
A Temperatura Máxima			
Relación de recirculación de lodos (Q_s / Q_i)		0,5	0,55
OD en la recirculación de lodos s	gO_2/m^3	1,0	1,0
Relación de recirculación práctica (Q_a / Q_i)		1,6	1,3
OD en la recirculación del licor mezclado	gO_2/m^3	2	2
Fracción máxima de lodos no aireada definida por el usuario		Si	Si
$f_x - T_{min}$		0,39	0,47
$f_x - T_{max}$		0,35	0,42

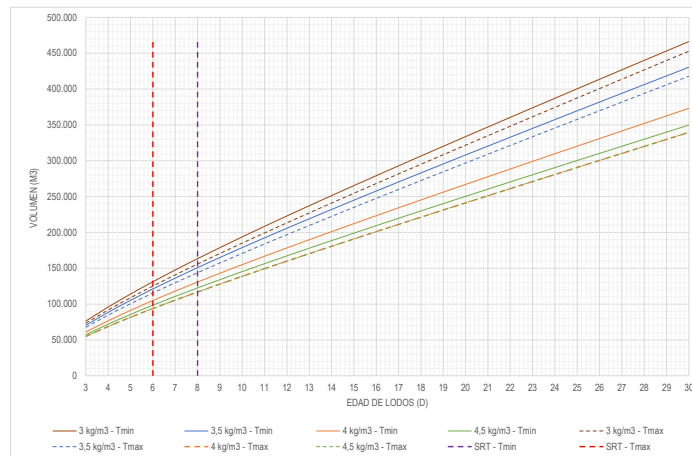
Tabla 7-19 Configuración de los parámetros para la sedimentación para el sistema MLE

Parámetro	Símbolo	SNTP	CNTP
Número de unidades	N-u	60	50
Método de calculo	Daigger/Roper (1985)		
Escenario 1 - Tmin			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130
Escenario 2 - Tmin			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130
Escenario 3 - Tmax			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	1	130
Escenario 4 - Tmax			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130

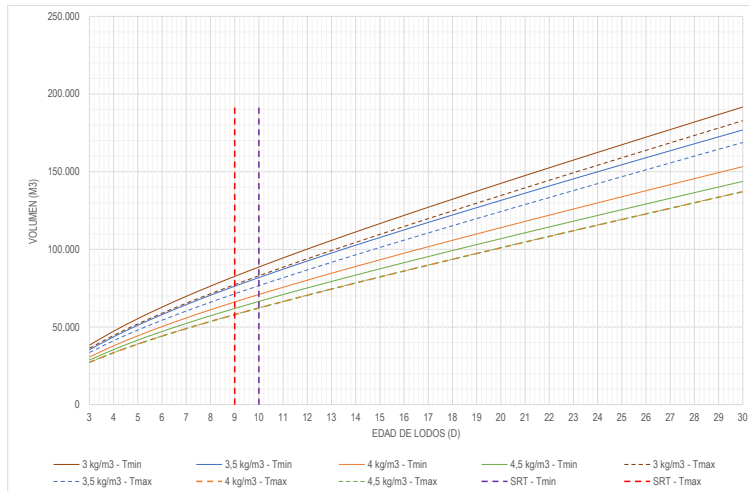
7.2.3.2. Resultados

7.2.3.2.1. Modelación

Reactores

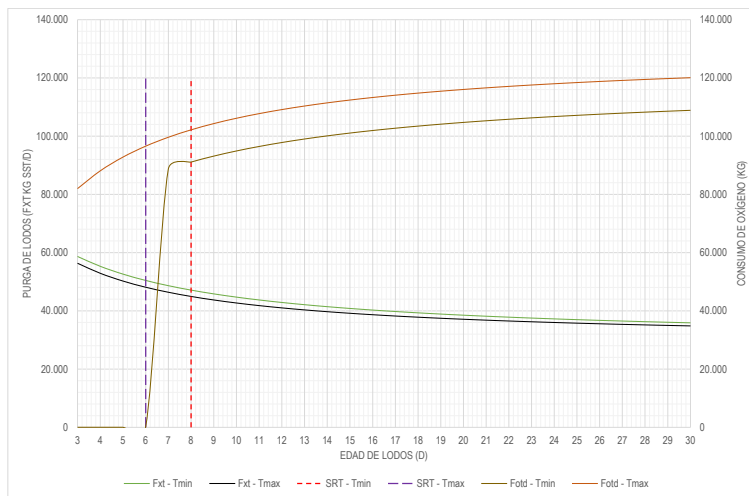


Gráfica 7-11. Volumen total del reactor requerido para sistema MLE vs edad de lodos para distintas concentraciones de SSLM a temperatura mínima y máxima para la configuración SNTP.

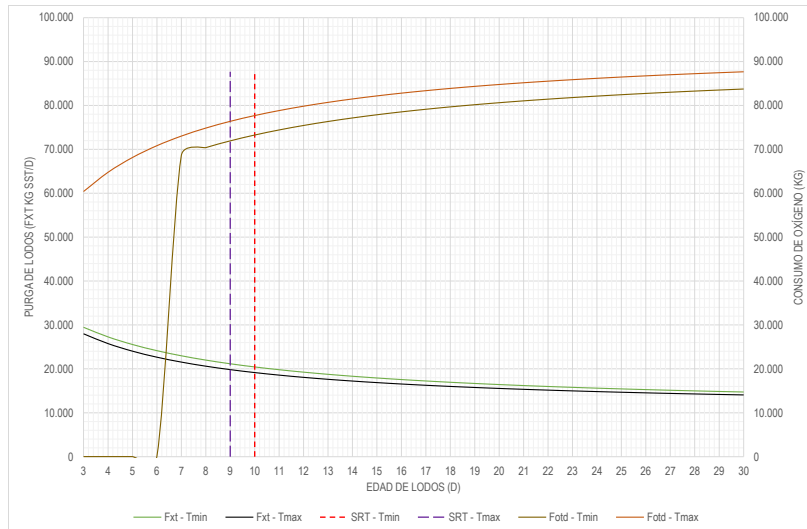


Gráfica 7-12. Volumen total del reactor requerido para sistema MLE vs edad de lodos para distintas concentraciones de SSLM a temperatura mínima y máxima para la configuración CNTP.

De las gráficas 7-11 y 7-12, se pueden observar que el requerimiento de volumen del reactor aumenta con la edad de lodos. Adicionalmente el escenario SNTP es el que presenta una mayor demanda de volumen de reactor en casi un 50% más respecto al CNTP.



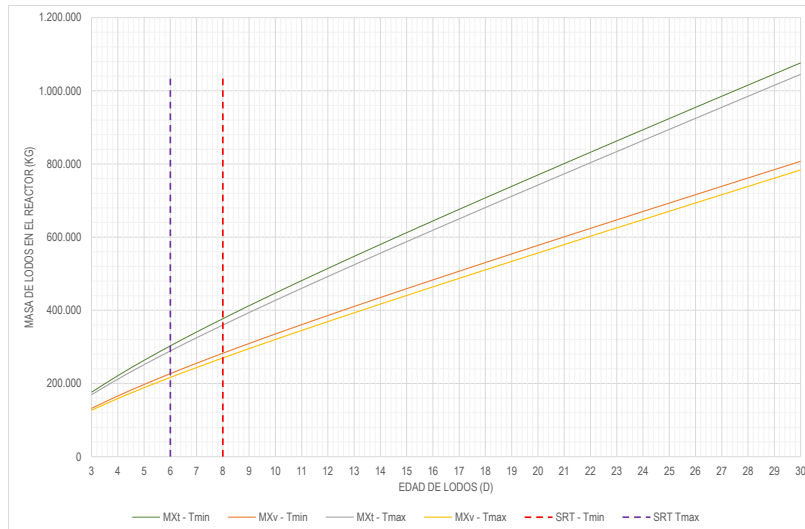
Gráfica 7-13. Purga de lodos en el reactor para sistema MLE y Consumo de oxígeno vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP



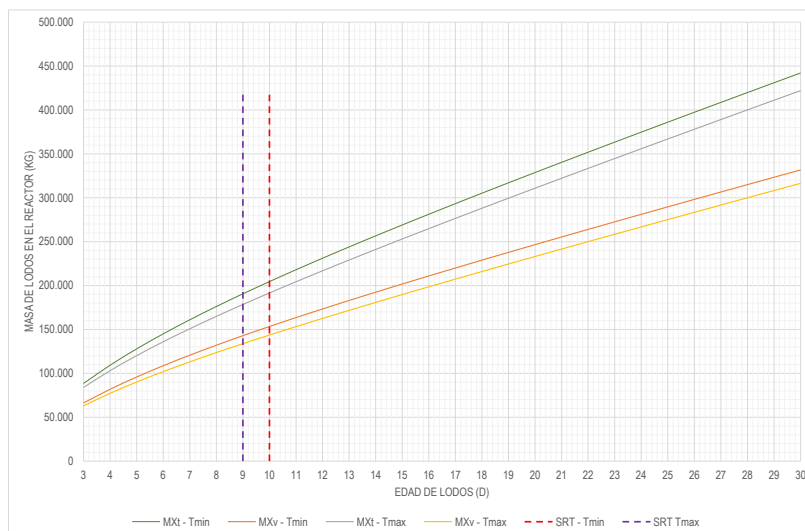
Gráfica 7-14. Purga de lodos en el reactor para sistema MLE y Consumo de oxígeno vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima en la configuración CNTP

De las gráficas 7-13 y 7-14 se pueden obtener las siguientes conclusiones:

- I. A mayor edad de lodos, mayor es el requerimiento volumen en el reactor y menor la purga de lodos requerida.
- II. Para edades de lodos altas el consumo de oxígeno se duplica, mientras que la purga de lodos disminuye en un 50%.
- III. La configuración sin tratamiento primario demanda masas de oxígeno mayor, esta diferencia disminuye o permanece constante con el aumento en la edad de lodos, con diferencias de consumo mayores al 50%.

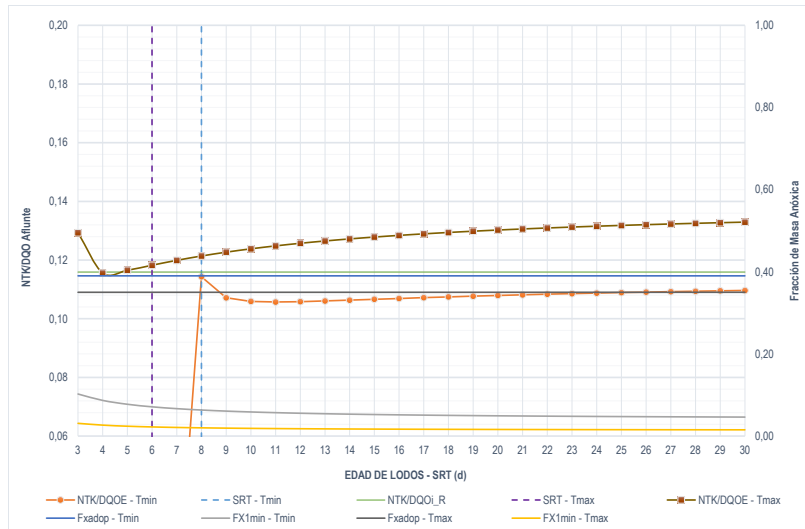


Gráfica 7-15. Sólidos totales y volátiles en el reactor para sistema MLE vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP.

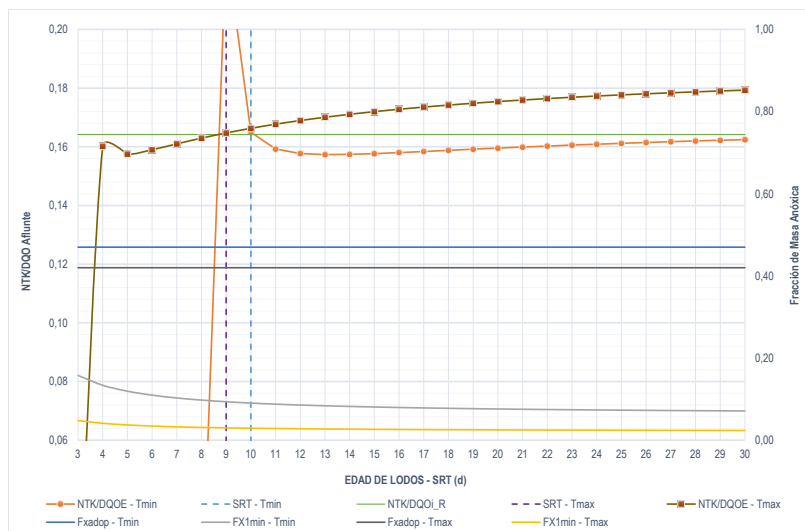


Gráfica 7-16. Sólidos totales y volátiles en el reactor para sistema MLE vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima en la configuración CNTP.

Como se puede observar en las gráficas 7-15 y 7-16, la configuración SNTP presenta una mayor cantidad de sólidos en el reactor.



Gráfica 7-17. Relación NTK/DQO real, NTK/DQO y fracciones de masa anóxica mínimas adoptadas para el sistema MLE vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima en la configuración SNTP.

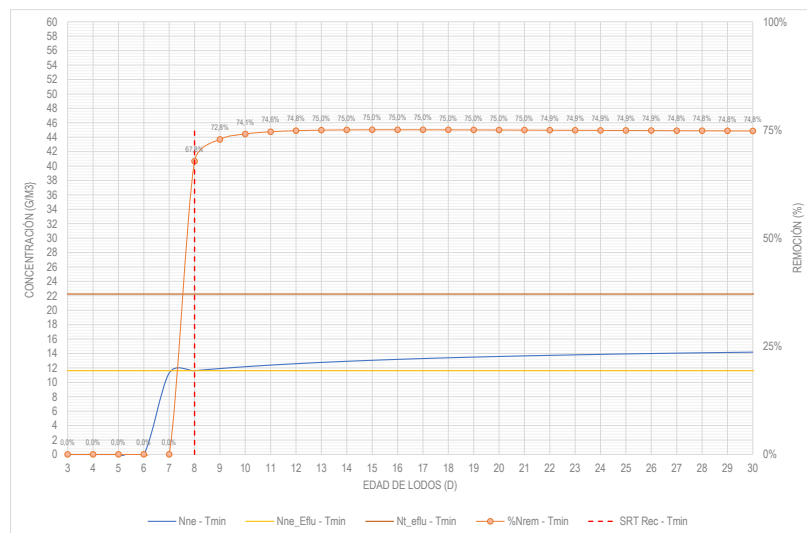


Gráfica 7-18. Relación NTK/DQO real, NTK/DQO y fracciones de masa anóxica mínimas adoptadas para el sistema MLE vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima en la configuración CNTP.

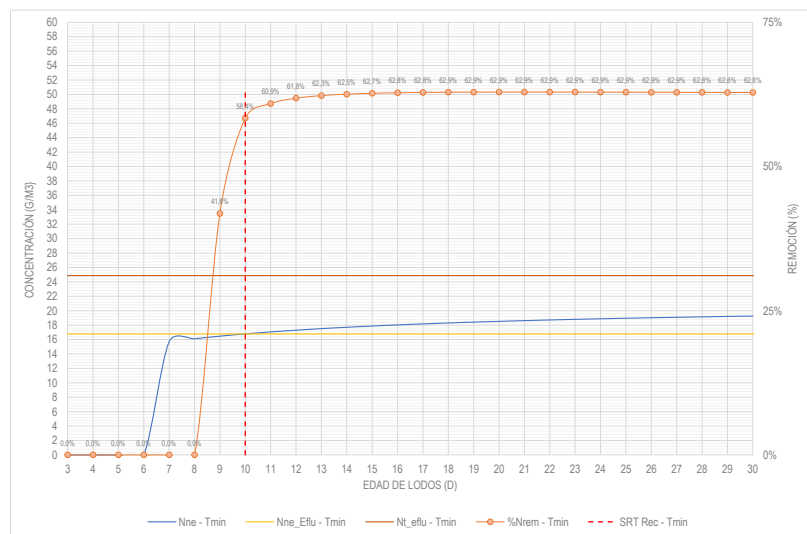
En las gráficas 17 y 18 se puede observar que las edades de lodo se ajustan a las relaciones NTK/DQO iniciales del sistema, de acuerdo con lo mencionado en la metodología establecida por (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008). Lo anterior se puede comprobar al observar los valores que representan las edades de lodos seleccionadas (líneas azul y morada), respecto a las líneas NTK/DQOE – Tmin (color naranja) que representa la

relación NTK/DQO estimada a temperatura mínima del sistema, NTK/DQOE – Tmax (color café) que representa la relación NTK/DQO estimada a temperatura máxima del sistema y la línea denominada NTK/DQOI_R que representa la relación NTK/DQO inicial en el sistema.

Por otra parte, se puede observar que las fracciones de masa anóxicas seleccionadas para el sistema para temperatura mínima y máxima se encuentran por encima de las fracciones mínimas requeridas por el sistema, con lo cual se estaría cumpliendo con la fracción de masa anóxica primaria mínima necesaria para remover toda la DQO_{rb} en el afluente, con una tasa K_1 .

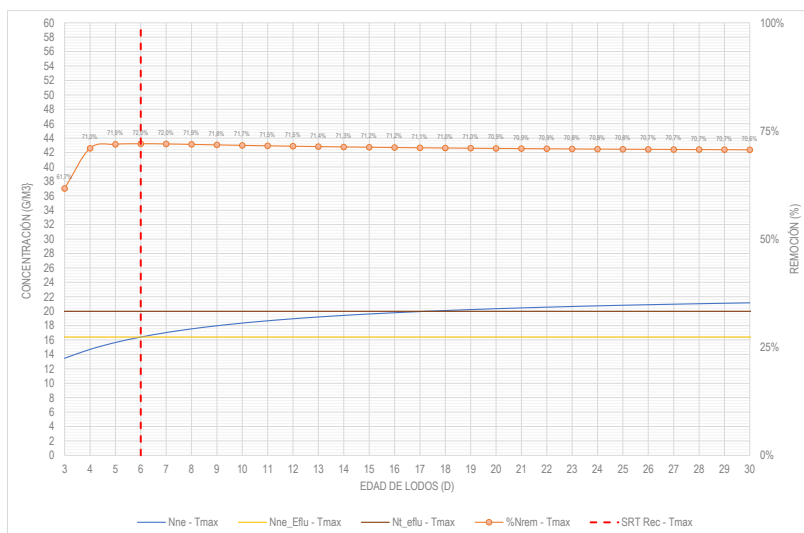


Gráfica 7-19. Remoción de nitrato y nitrógeno para el sistema MLE vs edad de lodos para la temperatura mínima en la configuración SNTP.

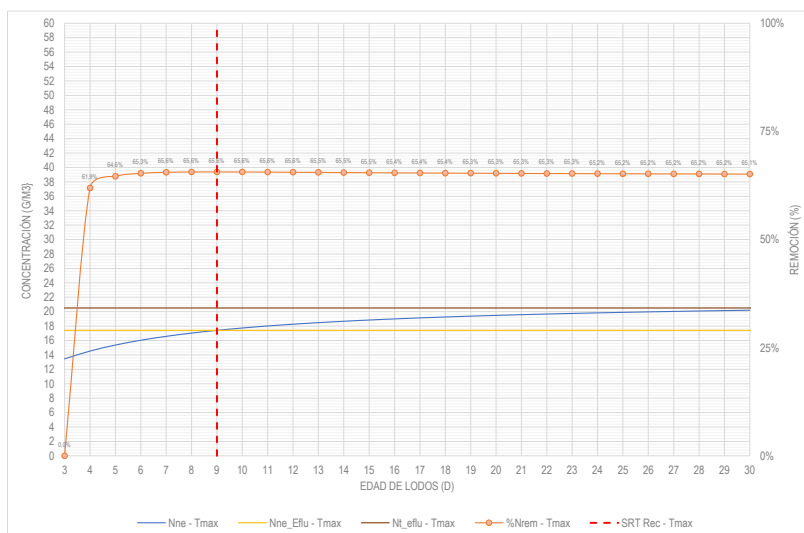


Gráfica 7-20. Remoción de nitrato y nitrógeno para el sistema MLE vs edad de lodos para la temperatura mínima en la configuración CNTP.

Como se puede ver en la graficas 7-19 y 7-20, las remociones de nitrógeno logradas por el sistema MLE, para la temperatura mínima de 16 °C, se encuentran entre el 58 y el 75%; con la mayor remoción lograda en la configuración SNTP; y con ambas configuraciones cumpliendo el requisito establecido para el efluente de 26 mg/L.



Gráfica 7-21. Remoción de nitrato y nitrógeno total para el sistema MLE vs edad de lodos para la temperatura máxima en la configuración SNTP



Gráfica 7-22. Remoción de nitrato y nitrógeno total para el sistema MLE vs edad de lodos para la temperatura máxima en la configuración CNTP.

Como se puede ver en las gráficas 7-21 y 7-22, las remociones de nitrógeno logradas por el sistema MLE, para temperatura mínima de 23 °C se encuentran entre el 65% y el 72%. La

mayor remoción lograda corresponde a la configuración SNTP. Ambas configuraciones cumplen los requisitos establecidos para el efluente de una concentración inferior a 26 mg/L.

Tabla 7-20 Parámetros recomendados para el sistema MLE - SNTP.

Esc	Temperatura mínima					Temperatura máxima				
	TRS Rec	Vol Reactor		TRH		TRS Rec	Vol Reactor		TRH	
		Aer	Anx	Aer	Anx		Aer	Anx	Aer	Anx
	kg/m ³	m ³	m ³	hr	hr	kg/m ³	m ³	m ³	hr	hr
1	3,75	130.706	50.975	9,0	1,60	4,00	93.838	32.843	8,4	1,2
2	3,50	140.042	54.616	9,6	1,70	3,75	100.094	35.033	9,0	1,3
3	0,00	0	0	0,0	0,00	3,50	107.244	37.535	7,9	1,4
4	0,00	0	0	0,0	0,00	3,25	115.493	40.423	8,5	1,5
5	0,00	0	0	0,0	0,00	3,00	125.118	43.791	9,2	1,6

Aer: Aerobio, Anx: Anoxico, TRS Rec: TRS recomendado

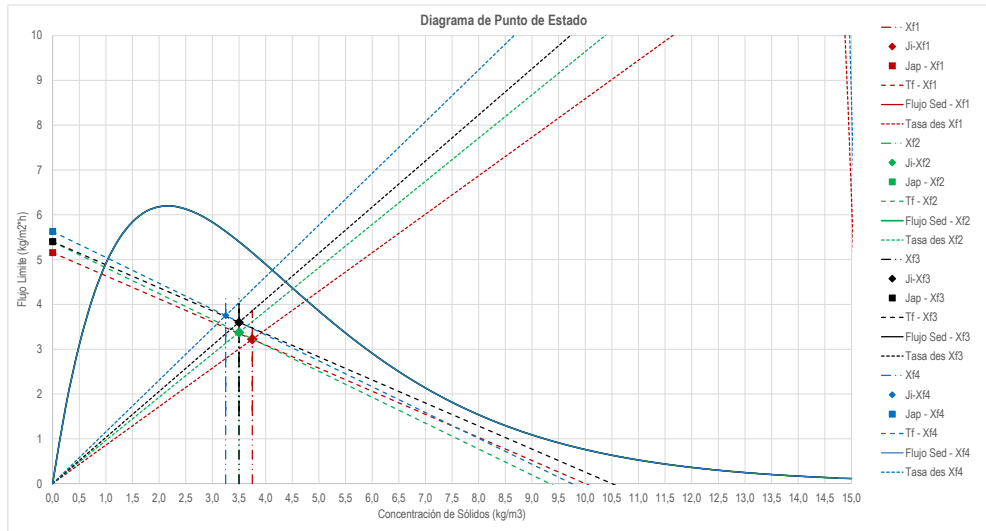
Tabla 7-21 Parámetros recomendados para el sistema MLE - CNTP

Esc	Temperatura mínima					Temperatura máxima				
	TRS Rec	Vol Reactor		TRH		TRS Rec	Vol Reactor		TRH	
		Aer	Anx	Aer	Anx		Aer	Anx	Aer	Anx
	kg/m ³	m ³	m ³	hr	hr	kg/m ³	m ³	m ³	hr	hr
1	4,00	66.457	31.235	4,0	1,30	3,75	61.842	25.974	4,2	1,0
2	3,75	70.888	33.317	4,2	1,40	3,50	66.259	27.829	4,3	1,1
3	3,50	75.951	35.697	4,5	1,50	3,25	71.356	29.970	4,7	1,2
4	3,25	81.794	38.443	4,9	1,60	3,00	77.303	32.467	5,1	1,3
5	3,00	88.610	41.647	5,3	1,80	0,00	0	0	0,0	0,0

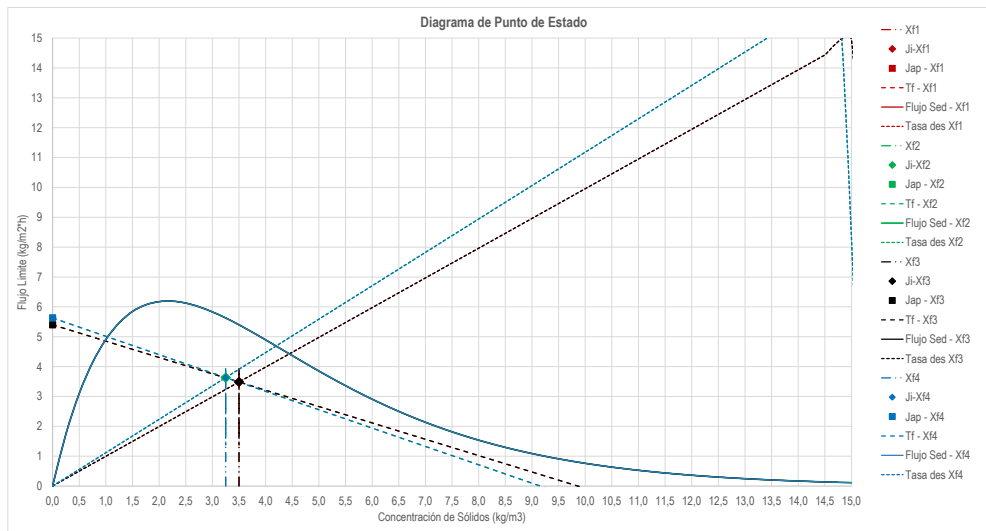
Aer: Aerobio, Anx: Anoxico, TRS Rec: TRS recomendado

Como se observa en las Tabla 7-20 y Tabla 7-21 el sistema MLE con tratamiento primario requiere menor volumen de reactor y, por tanto menor consumo de energía para aireación.

Sedimentación



Gráfica 7-23. Diagrama punto de estado para temperatura mínima y máxima del sistema MLE - SNTP.



Gráfica 7-24. Diagrama punto de estado temperatura mínima y máxima del sistema MLE - CNTP.

De las gráficas antes presentadas se observa que en ambos diseños el punto de estado se encuentra por debajo de la curva de carga por gravedad, además que la línea de carga por recirculación cae por debajo de la rama descendente de la curva de la gravedad, lo cual indica el adecuado funcionamiento del diseño propuesto por la herramienta para el sedimentador al operar con una carga de sólidos baja.

En las tablas 7-23 y 7-24 se presentan los parámetros recomendados para cada una de las configuraciones elegidas para la sedimentación.

Tabla 7-22 Parámetros para la sedimentación en el sistema MLE - SNTP

Parámetro	Símbolo	Unidad	Temp mínima		Temp máxima	
			Esc 1	Esc 2	Esc 3	Esc 4
Unidades		Und	60	60	60	60
Caudal por unidad	Q_i	m ³ /h	1.418	1.418	1.418	1.418
SSLM	X_{f1}	kg/m ³	3,75	3,5	3,5	3,25
Área Decantador	A	m ²	1.376	1.226	1.226	1.024
Caudal de Recirculación	Q_r	m ³ /h	709	709	591	691
Índice Volumétrico de Lodos	IVL		150	150	150	150
Velocidad de sedimentación inicial	v_0	m/h	7,8	7,8	7,8	7,8
Parámetro de sedimentación obstruida	ρ_{hin}	m ³ /kg	0,40	0,40	0,40	0,40

Tabla 7-23 Parámetros para la sedimentación en el sistema MLE - CNTP

Parámetro	Símbolo	Unidad	Temp mínima		Temp máxima	
			Esc 1	Esc 2	Esc 3	Esc 4
Unidades		Und	40	40	40	0
Caudal por unidad	Q_i	m ³ /h	1.418	1.418	1.418	0
SSLM	X_{f1}	kg/m ³	3,5	3,25	3,5	0
Área Decantador	A	m ²	1.494	1.536	1.494	0
Caudal de Recirculación	Q_r	m ³ /h	975	975	975	0
Índice Volumétrico de Lodos	IVL		150	150	150	0
Velocidad de sedimentación inicial	v_0	m/h	7,8	7,8	7,8	0
Parámetro de sedimentación obstruida	ρ_{hin}	m ³ /kg	0,40	0,40	0,40	0

De las tablas antes presentadas se puede observar que la configuración del sistema con tratamiento primario presenta requerimientos inferiores de área de sedimentación, cerca del 20% menos. En ambos sistemas se asegura el cumplimiento de la carga superficial recomendada para sedimentadores en la resolución 330 de 2017 - RAS 2017 (Minvivienda, 2017).

7.2.3.2.2. Diseño conceptual

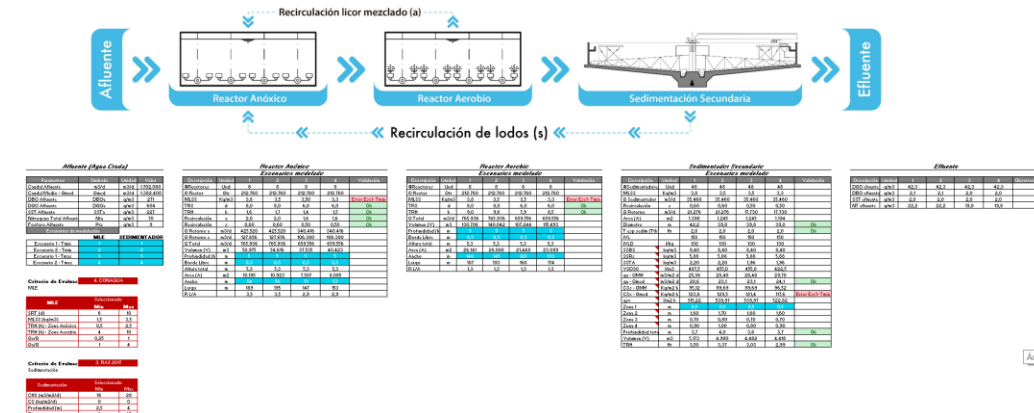


Figura 7-7 Visualización general de los resultados para el sistema MLE

Reactores

En la Figura 7-8 y Figura 7-9 se presentan los resultados del diseño para el sistema MLE para los escenarios SNPT y CNPT. Como conclusión general se tiene que la configuración SNPT se requiere menor volumen tanto de reactor anóxico como aerobio para ambas condiciones de temperatura.

Reactor Anóxico Escenarios modelado					
Descripción	Unidad	2	3	4	Validación
#Reactores	Und	8	8	8	8
Q Reactor	Qtr	212.760	0	212.760	212.760
MLSS	Kg/m3	3,5	0,0	3,50	3,3
TRS	d	8,0	0,0	6,0	6,0
TRH	h	1,7	0,0	1,4	1,5
Recirculación	a	2,0	0,0	1,6	1,6
Recirculación	s	0,60	0,00	0,50	0,50
Q Retorno a	m3/d	425.520	0	340.416	340.416
Q Retorno s	m3/d	127.656	0	106.380	106.380
Q Total	m3/d	765.936	0	659.556	659.556
Volumen (V)	m3	54.616	0	37.535	40.423
Profundidad (h)	m	5	5	5	5
Borde Libre	m	0,3	0,3	0,3	0,3
Altura total	m	5,3	5,3	5,3	5,3
Area (A)	m2	10.923	0	7.507	8.085
Ancho	m	100	100	86	90
Largo	m	109	0	87	90
R L/A		1,1	0,0	1,0	1,0

Reactor Aerobio Escenarios modelado					
Descripción	Unidad	2	3	4	Validación
#Reactores	Und	8	8	8	8
Q Reactor	Qtr	212.760	0	212.760	212.760
MLSS	Kg/m3	3,5	0,0	3,5	3,3
TRS	d	8,0	0,0	6,0	6,0
TRH	h	9,6	0,0	7,9	8,5
Q Total	m3/d	765.936	0	659.556	659.556
Volumen (V)	m3	140.042	0	107.244	115.493
Profundidad (h)	m	5	5	5	5
Borde Libre	m	0,3	0,3	0,3	0,3
Altura total	m	5,3	5,3	5,3	5,3
Area (A)	m2	28.008	0	21.449	23.099
Ancho	m	160	168	146	152
Largo	m	175	0	147	152
R L/A		1,1	0,0	1,0	1,0

Figura 7-8 Dimensionamiento del sistema MLE - SNPT

Reactor Anóxico Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	3	4	2	3	Validación
#Reactores	Und	8	8	8	8	
Q Reactor	Qtr	212.760	212.760	212.760	212.760	
MLSS	Kg/m3	3,5	3,3	3,50	3,3	Ok
TRS	d	10,0	10,0	9,0	9,0	Ok
TRH	h	1,5	1,6	1,1	1,2	Ok
Recirculación	a	1,1	1,1	1,3	1,3	Ok
Recirculación	s	0,55	0,55	0,55	0,55	Ok
Q Retorno a	m3/d	234.036	234.036	276.588	276.588	
Q Retorno s	m3/d	117.018	117.018	117.018	117.018	
Q Total	m3/d	563.814	563.814	606.366	606.366	
Volumen (V)	m3	35.697	38.443	27.829	29.970	
Profundidad (h)	m	5	5	5	5	
Borde Libre	m	0,3	0,3	0,3	0,3	
Altura total	m	5,3	5,3	5,3	5,3	
Area (A)	m2	7.139	7.689	5.566	5.994	
Ancho	m	85	87	75	76	
Largo	m	84	88	74	77	
R L/A		1,0	1,0	1,0	1,0	

Reactor Aerobio Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	3	4	2	3	Validación
#Reactores	Und	8	8	8	8	
Q Reactor	Qtr	212.760	212.760	212.760	212.760	
MLSS	Kg/m3	3,5	3,3	3,5	3,3	Ok
TRS	d	10,0	10,0	9,0	9,0	Ok
TRH	h	4,5	4,9	4,3	4,7	Ok
Q Total	m3/d	563.814	563.814	606.366	606.366	
Volumen (V)	m3	75.951	81.794	66.259	71.356	
Profundidad (h)	m	5	5	5	5	
Borde Libre	m	0,3	0,3	0,3	0,3	
Altura total	m	5,3	5,3	5,3	5,3	
Area (A)	m2	15.190	16.359	13.252	14.271	
Ancho	m	123	123	115	120	
Largo	m	123	128	115	119	
R L/A		1,0	1,0	1,0	1,0	

Figura 7-9 Dimensionamiento del sistema MLE - CNPT.

Sedimentación

En las Figura 7-10 y Figura 7-11 se presentan el resultado del diseño conceptual arrojado por la herramienta para los escenarios detalladas en el numeral anterior, como diferencia relevante se puede observar que la configuración CNTP requiere menos unidades de rectores tanto para las condiciones de temperatura definidas, lo cual guarda relación con los resultados de la modelación realizada. Para los demás parámetros en general estos presentan ordenes de magnitud similar con TRH que van desde 3 h a 3,42 h, diámetros que van desde 36 m hasta 43 m y profundidades que van de 3,1 m hasta 3,6 m. Es importante resaltar que este diseño cumple los criterios definidos en la Tabla 7-6.

Sedimentador Secundario					
Escenarios modelado					
Descripción	Unidad	2	4	3	Validación
#Sedimentadores	Und	80	0	60	80
MLSS	Kg/m3	3,5	0,0	3,5	3,3
Q Sedimentador	m3/d	28.368	0	28.368	28.368
Recirculación	s	0,60	0,00	0,50	0,50
Q Retorno	m3/d	17.021	0	14.184	14.184
Area (A)	m2	1.226	0	1.226	1.024
Diámetro	m	39,5	0,0	39,5	36,1
T esp sedim (Tth)	Hr	2,0	2,0	2,0	2,0
IVL	l/m	150	150	150	150
IVLD	l/kg	130	130	130	130
SSBS	kg/m3	8,40	0,00	8,40	8,40
SSRs	kg/m3	5,88	0,00	5,88	5,88
SSTA	kg/m3	2,20	0,00	1,96	1,96
VSD30	lm3	455,0	0,0	455,0	422,5
qa - QMH	m3/m2 d	23,14	0,00	23,14	27,70
qa - Qmed	m3/m2 d	18,8	0,0	18,8	22,5
CSs - QMH	Kg/m2 h	80,99	0,00	80,99	90,04
CSs - Qmed	Kg/m2 h	105,2	0,0	98,7	109,7
qsv	lm2 h	438,67	0,00	438,67	487,69
Zona 1	m	0,5	0,5	0,5	0,5
Zona 2	m	1,40	0,00	1,30	1,50
Zona 3	m	0,60	0,00	0,90	0,70
Zona 4	m	0,80	0,00	0,70	0,80
Profundidad total	m	3,3	0,5	3,1	3,5
Volumen (V)	m3	4.046	0	3.801	3.584
TRH	Hr	3,42	0,00	3,22	3,03

Figura 7-10 Dimensionamiento de la sedimentación para la configuración MLE - SNTF

Sedimentador Secundario					
Escenarios modelado					
Descripción	Unidad	3	4	3	Validación
#Sedimentadores	Und	50	50	50	50
MLSS	Kg/m3	3,5	3,3	3,5	3,3
Q Sedimentador	m3/d	34.042	34.042	34.042	34.042
Recirculación	s	0,55	0,55	0,55	0,55
Q Retorno	m3/d	18.723	18.723	18.723	18.723
Area (A)	m2	1.425	1.269	1.425	1.269
Diámetro	m	42,6	40,2	42,6	40,2
T esp sedim (Tth)	Hr	2,0	2,0	2,0	2,0
IVL	l/m	150	150	150	150
IVLD	l/kg	130	130	130	130
SSBS	kg/m3	8,40	8,40	8,40	8,40
SSRs	kg/m3	5,88	5,88	5,88	5,88
SSTA	kg/m3	2,09	2,09	2,09	2,09
VSD30	lm3	455,0	422,5	455,0	422,5
qa - QMH	m3/m2 d	23,89	26,83	23,89	26,83
qa - Qmed	m3/m2 d	19,4	21,8	19,4	21,8
CSs - QMH	Kg/m2 h	83,61	87,18	83,61	87,18
CSs - Qmed	Kg/m2 h	105,3	109,8	105,3	109,8
qsv	lm2 h	452,89	472,24	452,89	472,24
Zona 1	m	0,5	0,5	0,5	0,5
Zona 2	m	1,40	1,50	1,40	1,50
Zona 3	m	0,60	0,70	0,60	0,70
Zona 4	m	0,80	0,90	0,80	0,90
Profundidad total	m	3,3	3,6	3,3	3,6
Volumen (V)	m3	4.703	4.568	4.703	4.568
TRH	Hr	3,32	3,22	3,32	3,22

Figura 7-11 Dimensionamiento de la sedimentación para la configuración MLE - CNTF

7.2.3.3. Configuración recomendada

En la tabla 7-23 se presentan las características del efluente para cada configuración modelada y diseñada.

Tabla 7-24 Calidad del efluente del sistema MLE para caudal máximo horario

Parámetro	Unidad	Temperatura mínima		Temperatura máxima	
		SNTF	CNTF	SNTF	CNTF
DQO	mg/l	42,3	43,5	42,3	43,5
DBO	mg/l	2,1	2,0	2,0	1,7
SST	mg/l	2,0	2,0	2,0	2,0
NT	mg/l	22	24,9	19,8	20,0

Como se observa en la Tabla 7-24, ambos sistemas cumplen con los requerimientos de calidad del efluente en valores similares.

Con base en la modelación se puede deducir que el sistema con tratamiento primario es el más conveniente porque consume la mitad de energía y genera la mitad de lodos.

7.2.4. Sistema Phoredox – A/O.

7.2.4.1. Configuración del sistema.

La calidad del afluente y las constantes cinéticas y estequiométricas incluidas en la modelación corresponden a las establecidas en las Tabla 7-7 y Tabla 7-8

Para esta aplicación de la herramienta se tomó la decisión de definir manualmente la fracción de masa anaerobia (F_{AN}), dado que las fracciones definidas por la herramienta no permitían el cumplimiento de los criterios de diseño definidos para este sistema.

Al igual que en los dos sistemas anteriores, las constantes definidas para la modelación y diseño son tomadas según lo recomendado por la IWA (2017) en su libro Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño.

Tabla 7-25 Parámetros para los reactores del sistema A/O

Parámetro	Unidades	SNTP	CNTP
Número de unidades	N-u	8	8
N reactores	N	1,0	1,0
SSV/SST del lodo activado	f_i	0,50	0,50
A Temperatura Mínima			
Relación de recirculación de lodos (Q_s / Q_i)	s	0,68	0,57
OD en la recirculación de lodos s	O_s	2,0	1,0
Nitrato Recirculación	$S_{NO3,s}$	0,5	0,5
A Temperatura Máxima			
Relación de recirculación de lodos (Q_s / Q_i)	s	0,68	0,57
OD en la recirculación de lodos s	O_s	2,0	1,0
Nitrato Recirculación	$S_{NO3,s}$	0,5	0,5
Fracción máxima de lodos no aireada definida por el usuario		Si	Si
Fracción de masa anaerobia (gSSV/gSSV) - Tmin	$f_{AN-Tmin}$	0,30	0,30

Continuación tabla 7 25 Parámetros para los reactores del sistema A/O

Parámetro	Unidades	SNTP	CNTP
Fracción de masa anaerobia (gSSV/gSSV) - Tmax	$f_{AN-Tmax}$	0,30	0,30

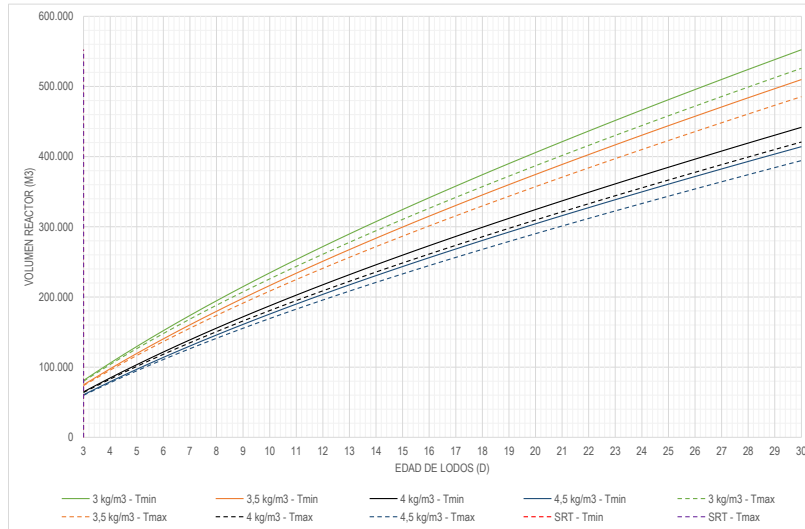
Tabla 7-26 Parámetros para la sedimentación en el sistema A/O

Parámetro	Símbolo	SNTP	CNTP
Número de unidades	N-u	62	57
Método de calculo	Daigger/Roper (1985)		
Escenario 1 - Tmin			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130
Escenario 2 - Tmin			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130
Escenario 3 - Tmax			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130
Escenario 4 - Tmax			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130

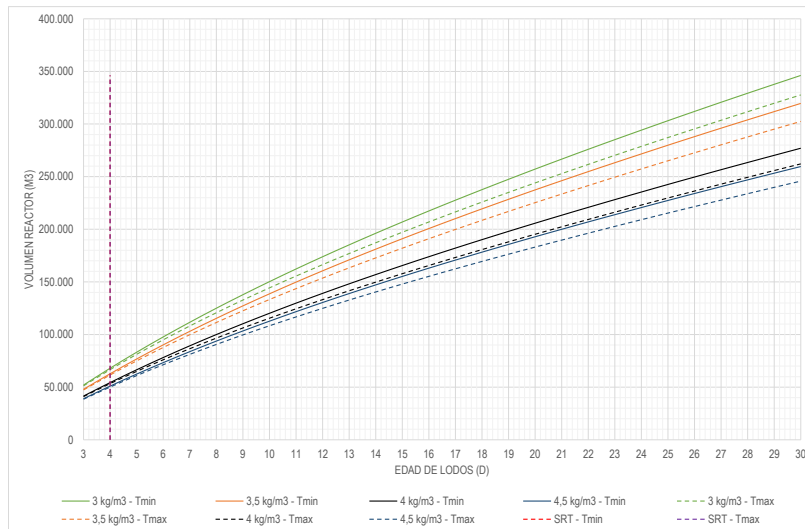
7.2.4.2. Resultados

7.2.4.2.1. Modelación

Reactores



Gráfica 7-25. Volumen del reactor requerido para el sistema A/O vs edad de lodos para distintas concentraciones de SSLM a temperatura mínima y máxima, SNTP.

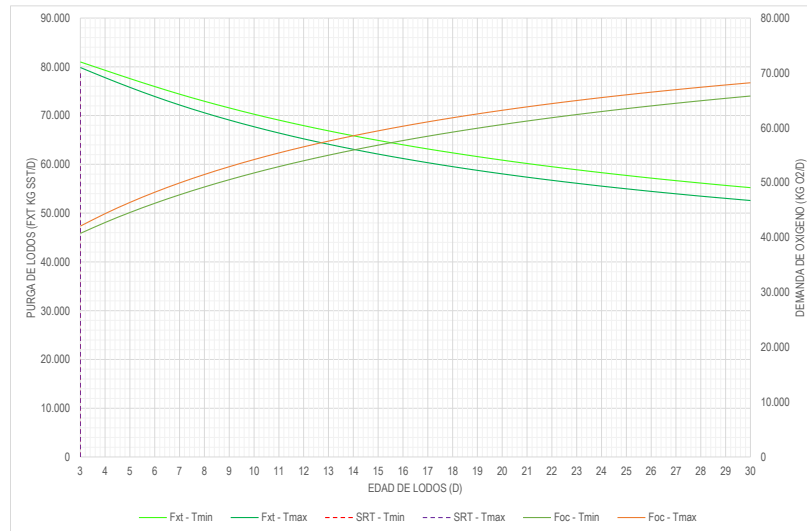


Gráfica 7-26. Volumen del reactor requerido para el sistema A/O vs edad de lodos para distintas concentraciones de SSLM a temperatura mínima y máxima - CNTP.

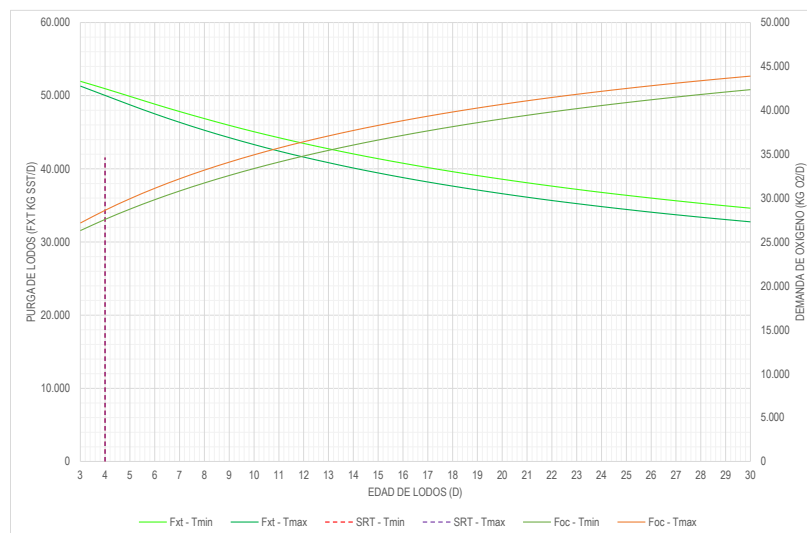
De las gráficas 7-25 y 7-26 se pueden obtener las siguientes conclusiones:

- I. Entre mayor sea la concentración de SSLM en el reactor, menor es el volumen requerido.

- II. A mayor edad de lodos, mayor es el volumen requerido.
- III. El sistema A/O sin tratamiento primario presenta una mayor demanda de volumen de reactor; esta diferencia se acentúa a medida que aumenta la edad de lodos, llegando a diferencias cercanas al 50%.



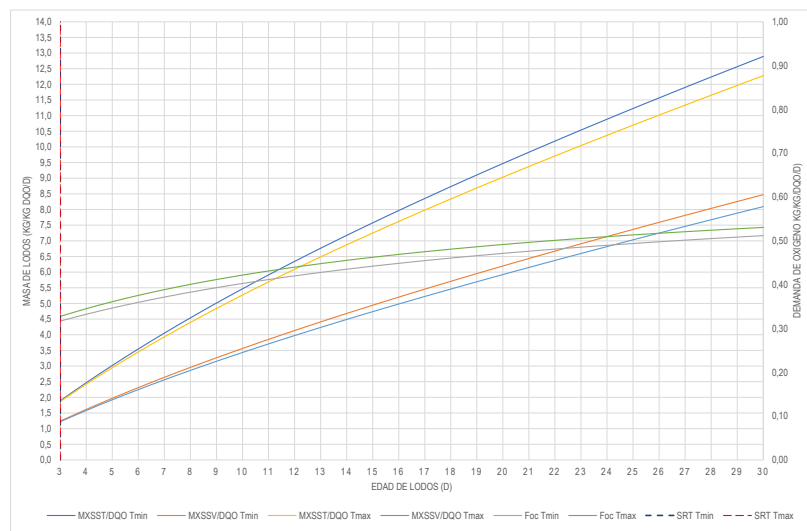
Gráfica 7-27. Purga de lodos en el reactor y Demanda de oxígeno para sistema A/O vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - SNTP.



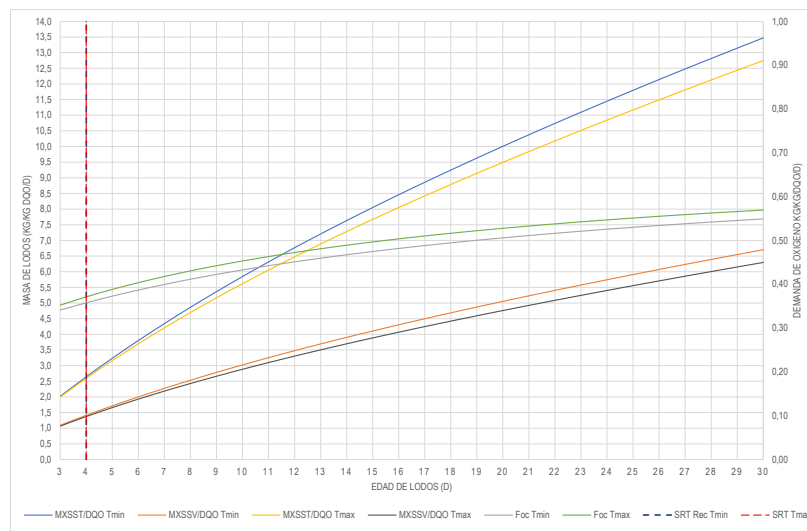
Gráfica 7-28. Purga de lodos en el reactor y Demanda de oxígeno para sistema A/O vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - CNTP.

De las **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se puede concluir:

- I. A mayor edad de lodos, mayor es el requerimiento de oxígeno en el reactor y menor la purga de lodos requerida.
- II. Para edades de lodos altas el consumo de oxígeno se duplica, mientras que la purga de lodos disminuye en un 50%.
- III. La configuración SNTP demanda más oxígeno, esta diferencia disminuye con el aumento en la edad de lodos.



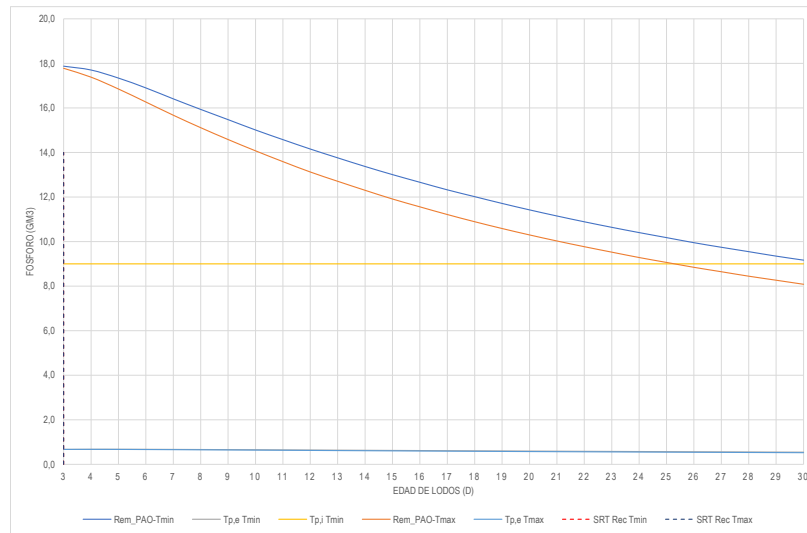
Gráfica 7-29. Masa de SST, SSV en el reactor; y demanda de oxígeno para sistema A/O vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - SNTP.



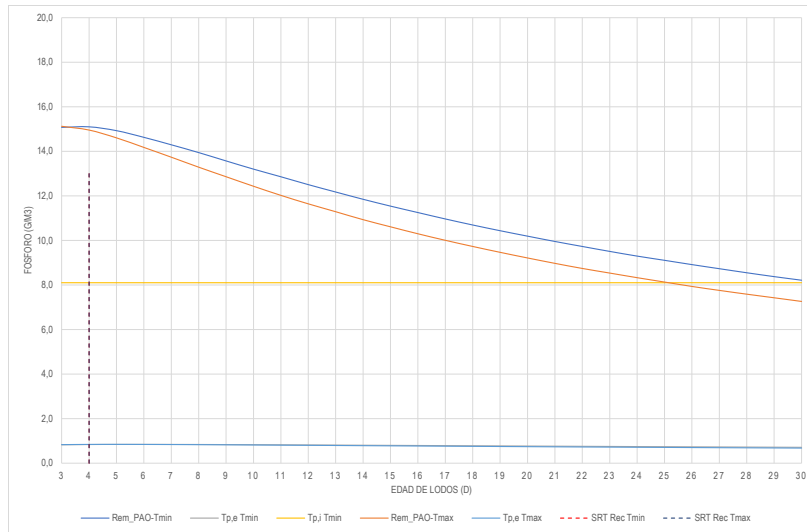
Gráfica 7-30. Masa de SST, SSV en el reactor y demanda de oxígeno para sistema A/O vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - CNTP.

De las gráficas 7-29 y 7-30 se pueden obtener las siguientes conclusiones:

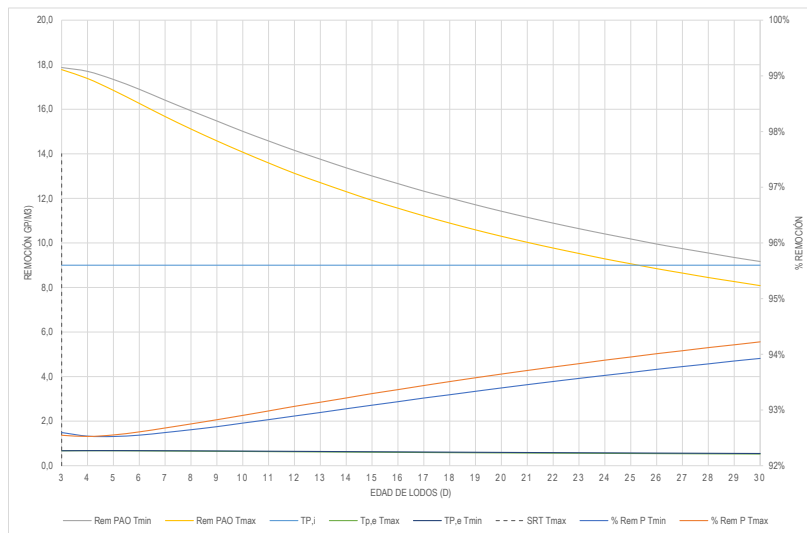
- I. La demanda de oxígeno por unidad de DQO en el reactor se mantiene estable para las dos configuraciones.
- II. En términos generales la relación entre la masa de SST en el reactor y la concentración de DQO afluente al reactor, así como la demanda de oxígeno y la concentración de DQO afluente al reactor es muy similar para ambas configuraciones, con un ligero aumento a edades de lodos altas para el caso de la configuración CNTP.
- III. Para el caso de la relación entre la masa de SSV en el reactor y la concentración de DQO afluente al reactor el comportamiento es distinto al de los SST, encontrándose un aumento de esta relación del 15 al 20% para edades de lodos altas, según la IWA (2017) este incremento se debe a la disminución del decaimiento endógeno/muerte celular en los PAOs comparado con los OHOs.



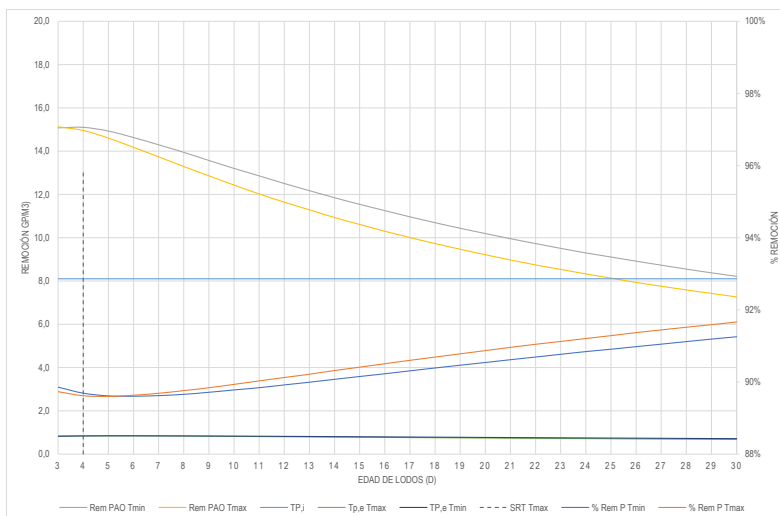
Gráfica 7-31. Remoción de fósforo vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en el sistema A/O - CNTP.



Gráfica 7-32. Remoción de fósforo vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima en el sistema A/O - CNTP.



Gráfica 7-33. Remoción de fósforo, fósforo afluente y fósforo efluente vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima - SNTP.



Gráfica 7-34. Remoción de fósforo, remoción de PAO vs edad de lodos para las temperatura mínima y máxima - CNTP.

De las gráficas antes mostradas es importante resaltar el hecho que para el caso de la configuración sin tratamiento primario se observan mayores remociones de fósforo. Esto según lo menciona (Henze, van Loosdrecht, Ekama, & Brdjanovic, 2008) se debe a la disminución de la masa de DQO biodegradable que entra al sistema de lodos activados en la configuración con tratamiento primario lo que causa una reducción de la DQO fermentable convertida y en la masa de OHOs generada. Por otra parte, la remoción de fósforo por afluente de DQO que entra al reactor biológico es mayor que en el agua residual clarificada (configuración con tratamiento primario) debido a que la relación SS_i/DQO_i es mayor para agua residual clarificada que para el agua no clarificada. Sin embargo, como se puede observar la concentración de fósforo en el efluente es casi igual, del orden de 0,8 mg/l.

A continuación, en las Tabla 7-27 y Tabla 7-28 se presentan los principales parámetros recomendados por la herramienta para cada una de las configuraciones elegidas del sistema.

Tabla 7-27 Parámetros recomendados para el sistema A/O sin tratamiento primario.

Esc	Temperatura mínima					Temperatura máxima				
	TRS Rec	Vol Reactor		TRH		TRS Rec	Vol Reactor		TRH	
		Aer	An	Aer	An		Aer	An	Aer	An
	kg/m ³	m ³	m ³	hr	hr	kg/m ³	m ³	m ³	h	h
1	4,00	42.517	18.221	2,9	1,3	4,00	41.915	17.964	2,8	1,2
2	3,75	45.351	19.436	3,0	1,3	3,75	44.710	19.161	3,0	1,3

Aer: Aerobio, An: Anaeróbico, TRS Rec: TRS recomendado

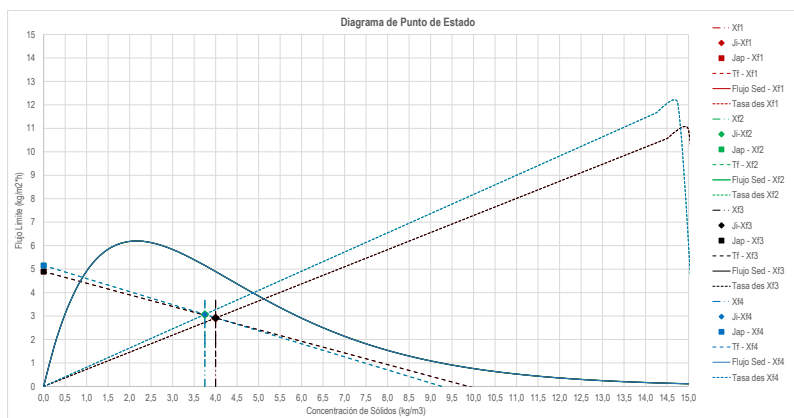
Tabla 7-28 Parámetros recomendados para el sistema A/O con tratamiento primario.

Esc	Temperatura mínima					Temperatura máxima				
	TRS Rec	Vol Reactor		TRH		TRS Rec	Vol Reactor		TRH	
		Aer	An	Aer	An		Aer	An	Aer	An
	kg/m ³	m ³	m ³	h	h	kg/m ³	m ³	m ³	h	h
1	4,00	35.671	15.287	2,5	1,1	1	35.018	15.008	2,5	1,1
2	3,75	38.049	16.307	2,7	1,1	2	37.353	16.008	2,7	1,1
3	3,50	40.766	17.471	2,9	1,3	3	40.021	17.152	2,9	1,2

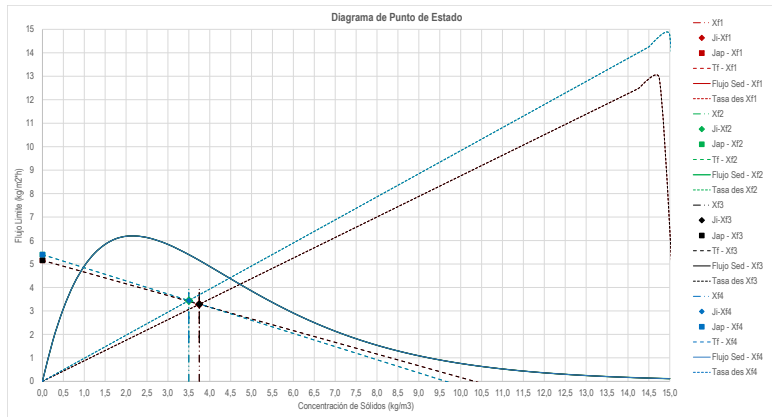
Tal y como se referenció en los anteriores sistemas el criterio usado por la herramienta para realizar la recomendación se refiere a la menor demanda de volumen de reactor, dado que dicha demanda influye directamente sobre los costos de inversión de la infraestructura, además de resaltar que los resultados de estas tablas guardan total relación con las gráficas antes analizadas. Adicionalmente otro aspecto se refiere a la demanda de oxígeno, el cual representan un aproximado del 50% del consumo eléctrico en una planta de tratamiento de aguas residuales de tipo biológico. En este sentido como se observó previamente la configuración SNTP consume 50% más de oxígeno que la configuración CNTP además de requerir un 20% más volumen de reactores. Las dos consideraciones antes mencionadas deberán ser tenidas al momento de seleccionar el sistema definitivo.

Sedimentación

Este numeral incluye los resultados de la modelación y del diseño realizado mediante la herramienta.



Gráfica 7-35. Diagrama punto de estado para las temperatura mínima y máxima del sistema A/O - SNTP.



Gráfica 7-36. Diagrama punto de estado para las temperatura mínima y máxima del sistema A/O - CNTP.

De las gráficas antes presentadas se observa que en ambos diseños el punto de estado se encuentra por debajo de la curva de carga por gravedad, además que la línea de carga por recirculación cae por debajo de la rama descendente de la curva de la gravedad, lo cual indica que adecuado funcionamiento del diseño propuesto por la herramienta para el sedimentador al operar con una carga de sólidos baja.

Como se mencionó en el capítulo 6, para la sedimentación la herramienta genera 4 escenarios de modelación los cuales se relacionan a su vez con los resultados obtenidos para los parámetros de los rectores para las condiciones de temperatura mínima y máxima. Dado lo anterior a continuación en las tablas 7-29 y 7-30 se presentan los principales parámetros recomendados por la herramienta para cada una de las configuraciones elegidas para la sedimentación.

Tabla 7-29 Parámetros de la sedimentación producto de la modelación del sistema A/O para la configuración sin tratamiento primario.

Parámetro	Símbolo	Unidad	Temp mínima		Temp máxima	
			Esc 1	Esc 2	Esc 3	Esc 4
Unidades		Und	62	62	62	62
Caudal por unidad	Q_i	m ³ /h	1.144	1.144	1.144	1.144
SSLMV	X_{f1}	kg/m ³	4	3,8	4	3,8
Área Decantador	A	m ²	1.570	1.398	1.570	1.398
Caudal de Recirculación	Q_r	m ³ /h	778	778	778	778
Índice Volumétrico de Lodos	IVL		150	150	150	150

Esc: Escenario

Continuación Tabla 7-29 Parámetros de la sedimentación producto de la modelación del sistema A/O para la configuración sin tratamiento primario.

Parámetro	Símbolo	Unidad	Temp mínima		Temp máxima	
			Esc 1	Esc 2	Esc 3	Esc 4
Velocidad de sedimentación inicial	v_0	m/h	7,8	7,8	7,8	7,8
Parámetro de sedimentación obstruida	p_{hin}	m ³ /kg	0,40	0,40	0,40	0,40

Tabla 7-30 Parámetros de la sedimentación producto de la modelación del sistema A/O para la configuración con tratamiento primario.

Parámetro	Símbolo	Unidad	Temp mínima		Temp máxima	
			Esc 1	Esc 2	Esc 3	Esc 4
Unidades		Und	57	57	57	57
Caudal por unidad	Q_i	m ³ /h	1.244	1.244	1.244	1.244
SSLMV	X_{f1}	kg/m ³	3,8	3,5	3,8	3,5
Área Decantador	A	m ²	1.421	1.266	1.421	1.266
Caudal de Recirculación	Q_r	m ³ /h	709	709	709	709
Índice Volumétrico de Lodos	IVL		150	150	150	150
Velocidad de sedimentación inicial	v_0	m/h	7,8	7,8	7,8	7,8
Parámetro de sedimentación obstruida	p_{hin}	m ³ /kg	0,40	0,40	0,40	0,40

Esc: Escenario

De las tablas antes presentadas se puede observar que la configuración del sistema con tratamiento primario en términos generales presenta requerimientos inferiores de área de sedimentación, es importante mencionar que en ambos casos se asegura el cumplimiento de la carga superficial recomendada por la norma para el correcto funcionamiento de los sedimentadores, para este caso como se mencionó anteriormente la resolución 330 de 2017 - RAS 2017 (Minvivienda, 2017).

7.2.4.2.1. Diseño conceptual

A continuación, se presentan los resultados de la modelación de los reactores y de los sedimentadores.

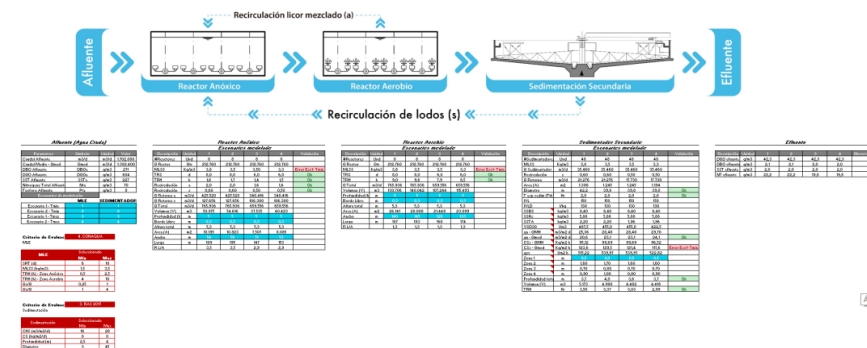


Figura 7-12 Visualización general del sistema A/O.

Reactores

En la Figura 7-13 y Figura 7-14 se puede observar que el sistema A/O con tratamiento primario requiere menor volumen tanto de reactor anaerobio como aerobio para condiciones de temperatura mínima y máxima. Para los TRH se requieren valores de 1,2 a 1,3 horas para el reactor anaerobio y de 2,8 a 3 horas para el reactor aerobio. Es importante resaltar que este diseño cumple con los criterios definidos en la Tabla 7-6.

Reactor Anaerobio Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	1	2	Validación
#Reactores	Und	8	8	8	8	
Q Reactor	Qtr	212.760	212.760	212.760	212.760	
MLSS	Kg/m3	4.0	3.8	4.0	3.8	Ok
TRS	d	3.0	3.0	3.0	3.0	Ok
TRH	h	1.3	1.3	1.2	1.3	Ok
Recirculación	s	0.7	0.7	0.7	0.7	Ok
Q Retorno s	m3/d	144.677	144.677	144.677	144.677	
Q Total	m3/d	357.437	357.437	357.437	357.437	
Volumen (V)	m3	18.221	19.436	17.964	19.161	
Profundidad (h)	m	5	5	5	5	
Borde Libre	m	0.3	0.3	0.3	0.3	
Altura total	m	5.3	5.3	5.3	5.3	
Area (A)	m2	3.644	3.887	3.593	3.832	
Ancho	m	40	42	40	41	
Largo	m	91.0	92.5	89.8	93.5	
R L/A		2.3	2.2	2.2	2.3	

Reactor Aerobio Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	1	2	Validación
#Reactores	Und	8	8	8	8	
Q Reactor	Qtr	212.760	212.760	212.760	212.760	
MLSS	Kg/m3	4.0	3.8	4.0	3.8	Ok
TRS	d	3.0	3.0	3.0	3.0	Ok
TRH	h	2.9	3.0	2.8	3.0	Ok
Q Total	m3/d	357.437	357.437	357.437	357.437	
Volumen (V)	m3	42.517	45.351	41.915	44.710	
Profundidad (h)	m	5	5	5	5	
Borde Libre	m	0.3	0.3	0.3	0.3	
Altura total	m	5.3	5.3	5.3	5.3	
Area (A)	m2	8.503	9.070	8.383	8.942	
Ancho	m	64	66	64	66	
Largo	m	133	137	131	135	
R L/A		2.1	2.1	2.0	2.1	

Figura 7-13 Dimensiones del sistema A/O - SNTP.

Reactor Anaerobio Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	2	3	2	3	Validación
#Reactores	Und	8	8	8	8	
Q Reactor	Qtr	212.760	212.760	212.760	212.760	
MLSS	Kg/m3	3.8	3.5	3.8	3.5	Ok
TRS	d	4.0	4.0	4.0	4.0	Ok
TRH	h	1.1	1.3	1.1	1.2	Ok
Recirculación	s	0.6	0.6	0.6	0.6	Ok
Q Retorno s	m3/d	121.273	121.273	121.273	121.273	
Q Total	m3/d	334.033	334.033	334.033	334.033	
Volumen (V)	m3	16.307	17.471	16.008	17.152	
Profundidad (h)	m	5	5	5	5	
Borde Libre	m	0.3	0.3	0.3	0.3	
Altura total	m	5.3	5.3	5.3	5.3	
Area (A)	m2	3.261	3.494	3.202	3.430	
Ancho	m	40	42	40	41	
Largo	m	82.0	83.2	80.1	83.7	
R L/A		2.1	2.0	2.0	2.0	

Reactor Aerobio Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	2	3	2	3	Validación
#Reactores	Und	8	8	8	8	
Q Reactor	Qtr	212.760	212.760	212.760	212.760	
MLSS	Kg/m3	3.8	3.5	3.8	3.5	Ok
TRS	d	4.0	4.0	4.0	4.0	Ok
TRH	h	2.7	2.9	2.7	2.9	Ok
Q Total	m3/d	334.033	334.033	334.033	334.033	
Volumen (V)	m3	38.049	40.766	37.353	40.021	
Profundidad (h)	m	5	5	5	5	
Borde Libre	m	0.3	0.3	0.3	0.3	
Altura total	m	5.3	5.3	5.3	5.3	
Area (A)	m2	7.610	8.153	7.471	8.004	
Ancho	m	64	66	64	66	
Largo	m	119	124	117	121	
R L/A		1.9	1.9	1.8	1.8	

Figura 7-14 Dimensiones del sistema A/O - CNTP.

Sedimentación

En las figuras 7-15 y 7-16 se presentan el resultado del diseño conceptual arrojado por la herramienta para los escenarios detalladas en el numeral anterior, como diferencia relevante se

puede observar que la configuración con tratamiento primario requiere menos unidades de rectores tanto para condiciones de temperatura mínima como de temperatura máxima, lo cual guarda relación con los resultados de la modelación realizada. Para los demás parámetros en general estos presentan ordenes de magnitud similar con TRH que van desde 2,07 h a 2,22 h, diámetros que van desde 40,5 m hasta 44 m y profundidades que van de 4,2 m hasta 4,5 m. Es importante resaltar que este diseño cumple los criterios definidos en la Tabla 7-6.

Sedimentador Secundario					
Escenarios modelado					
Descripción	Unidad	1	2	3	Validación
#Sedimentadores	Und	62	62	62	62
MLSS	Kg/m ³	4,0	3,8	4,0	3,8
Q Sedimentador	m ³ /d	27.453	27.453	27.453	27.453
Recirculación	s	0,7	0,7	0,7	0,7
Q Retorno	m ³ /d	18.668	18.668	18.668	18.668
Area (A)	m ²	1.570	1.398	1.570	1.398
Diámetro	m	44,7	42,2	44,7	42,2
T esp.sedim (Tth)	Hr	1,50	1,50	1,50	1,50
IVL		150	150	150	150
IVLD	l/kg	130	130	130	130
SSBS	kg/m ³	7,63	7,63	7,63	7,63
SSRs	kg/m ³	5,34	5,34	5,34	5,34
SSTA	kg/m ³	2,16	2,16	2,16	2,16
VSD30	l/m ³	520,0	487,5	520,0	487,5
qa - QMH	m ³ m ² d	17,49	19,84	17,49	19,84
qa - Qmed	m ³ m ² d	14	16	14	16
CSs - QMH	Kg/m ² h	69,94	73,64	69,94	73,64
CSs - Qmed	Kg/m ² h	95,4	100,5	95,4	100,5
qsv	l/m ² h	378,86	398,88	378,86	398,88
Zona 1	m	0,5	0,5	0,5	0,5
Zona 2	m	1,30	1,30	1,30	1,30
Zona 3	m	0,60	0,60	0,60	0,60
Zona 4	m	0,50	0,60	0,50	0,60
Profundidad total	m	2,9	3,0	2,9	3,0
Volumen (V)	m ³	4.553	4.194	4.553	4.194
TRH	Hr	2,37	2,18	2,37	2,18

Figura 7-15 Dimensiones de la sedimentación para el sistema A/O - SNTF

Sedimentador Secundario					
Escenarios modelado					
Descripción	Unidad	2	3	3	Validación
#Sedimentadores	Und	57	57	57	57
MLSS	Kg/m ³	3,8	3,5	3,8	3,5
Q Sedimentador	m ³ /d	29.861	29.861	29.861	29.861
Recirculación	s	0,57	0,57	0,57	0,57
Q Retorno	m ³ /d	17.021	17.021	17.021	17.021
Area (A)	m ²	1.421	1.266	1.421	1.266
Diámetro	m	42,5	40,1	42,5	40,1
T esp.sedim (Tth)	Hr	2,00	2,00	2,00	2,00
IVL		150	150	150	150
IVLD	l/kg	130	130	130	130
SSBS	kg/m ³	8,40	8,40	8,40	8,40
SSRs	kg/m ³	5,88	5,88	5,88	5,88
SSTA	kg/m ³	2,13	2,13	2,13	2,13
VSD30	l/m ³	487,5	455,0	487,5	455,0
qa - QMH	m ³ m ² d	21,01	23,59	21,01	23,59
qa - Qmed	m ³ m ² d	17,1	19,2	17,1	19,2
CSs - QMH	Kg/m ² h	78,80	82,55	78,80	82,55
CSs - Qmed	Kg/m ² h	100,5	105,3	100,5	105,3
qsv	l/m ² h	426,85	447,17	426,85	447,17
Zona 1	m	0,5	0,5	0,5	0,5
Zona 2	m	1,30	1,40	1,30	1,40
Zona 3	m	0,60	0,60	0,60	0,60
Zona 4	m	0,70	0,80	0,70	0,80
Profundidad total	m	3,1	3,3	3,1	3,3
Volumen (V)	m ³	4.405	4.178	4.405	4.178
TRH	Hr	2,26	2,14	2,26	2,14

Figura 7-16 Dimensiones de la sedimentación para el sistema A/O - CNTF.

7.2.4.1. Configuración recomendada

En la Tabla 7-31 se presentan las características del efluente para cada configuración.

Tabla 7-31 Calidad del efluente del sistema A/O a caudal máximo horario

Parámetro	Unidad	Temperatura mínima		Temperatura máxima	
		SNTF	CNTF	SNTF	CNTF
DQO	mg/L	42,3	43,5	42,3	43,5
DBO	mg/L	3,6	3,0	2,9	2,4
SST	mg/L	2,0	2,0	2,0	2,0
TP	mg/L	0,7	0,8	0,7	0,8

Como se puede observar en la tabla 7-31, ambos sistemas cumplen con los requerimientos de calidad para el efluente sin diferencia apreciable. Con base en la modelación se puede concluir que el sistema A/O con tratamiento primario es el más conveniente ya que consume la mitad del oxígeno y genera la mitad de lodos que el sistema sin tratamiento primario.

7.2.5. Sistema Universidad de Ciudad del Cabo - UTC

La calidad del afluente y las constantes cinéticas y estequiométricas incluidas en la modelación corresponden a las establecidas en las Tabla 7-7 y Tabla 7-8.

Para esta aplicación se define manualmente la fracción de masa anaerobia (F_{AN}) y la Fracción máxima de lodos no aireada (F_{xm}) dado que las fracciones definidas por la herramienta no permitían el cumplimiento de los criterios de diseño definidos para este sistema.

Al igual que en los dos sistemas anteriores, las constantes para el desarrollo de la modelación y del diseño son tomadas de lo recomendado por la IWA (2017) en su libro Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño.

Tabla 7-32 Configuración de parámetros para los reactores para el sistema UTC

Parámetro	Unidades	SNTP	CNTP
Número de unidades	N-u	15	15
N reactores	N	1,0	1,0
SSV/SST del lodo activado	fi	0,75	0,75
A Temperatura Mínima			
Relación de recirculación de lodos (Q_s / Q_i)	s	1,00	1,00
OD en la recirculación de lodos s	Os	2,00	2,00
Nitrato Recirculación	SNO _{3,s}	0,5	0,5
Relación de recirculación práctica (Q_a / Q_i) - AO - AX		2,60	1,20
OD en la recirculación del licor mezclado	s	2,00	2,00
Relación de recirculación (Q_r / Q_i) - AO - AX	Os	1,70	1,60
A Temperatura Máxima	SNO _{3,s}		
Relación de recirculación de lodos (Q_s / Q_i)		1,0	1,0
OD en la recirculación de lodos s	fAN-Tmin	1,0	2,0
Nitrato Recirculación	fAN-Tmax	0,5	0,5
Relación de recirculación práctica (Q_a / Q_i) - AO - AX		3,50	2,60
OD en la recirculación del licor mezclado		2,00	2,00
Relación de recirculación (Q_r / Q_i) - AO - AX		2,10	2,10
Fracción máxima de lodos no aireada definida por el usuario		Si	Si
fx - Tmin		0,60	0,55

Continuación tabla 7-32 Configuración de parámetros para los reactores para el sistema UTC

Parámetro	Unidades	SNTP	CNTP
fx - Tmax		0,50	0,50
Fracción máxima de lodos no aireada definida por el usuario		Si	Si
Fracción de masa anaerobia (gSSV/gSSV) - Tmin		0,10	0,11
Fracción de masa anaerobia (gSSV/gSSV) - Tmax		0,10	0,10

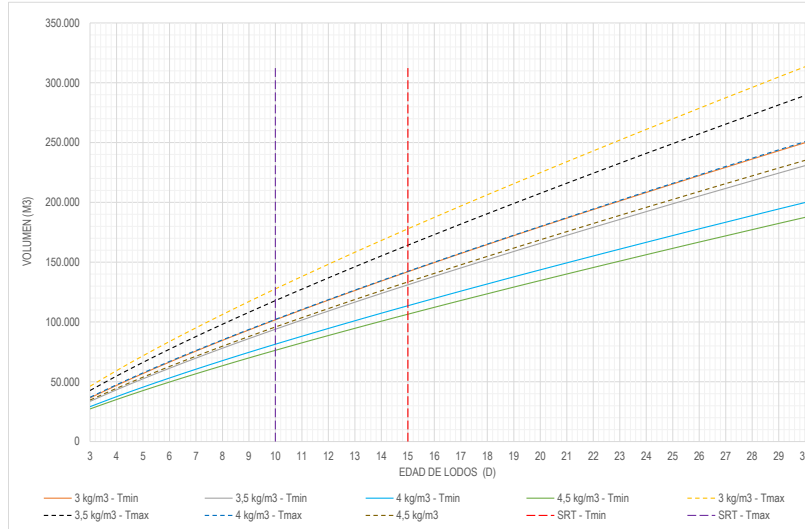
Tabla 7-33 Parámetros para la sedimentación para el sistema UTC

Parámetro	Símbolo	SNTP	CNTP
Número de unidades	N-u	58	52
Método de calculo	Daigger/Roper (1985)		
Escenario 1 - Tmin			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130
Escenario 2 - Tmin			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130
Escenario 3 - Tmax			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130
Escenario 4 - Tmax			
Índice Volumétrico de Lodos	IVL	150	150
Índice Volumétrico de Lodos Diluido	IVD	130	130

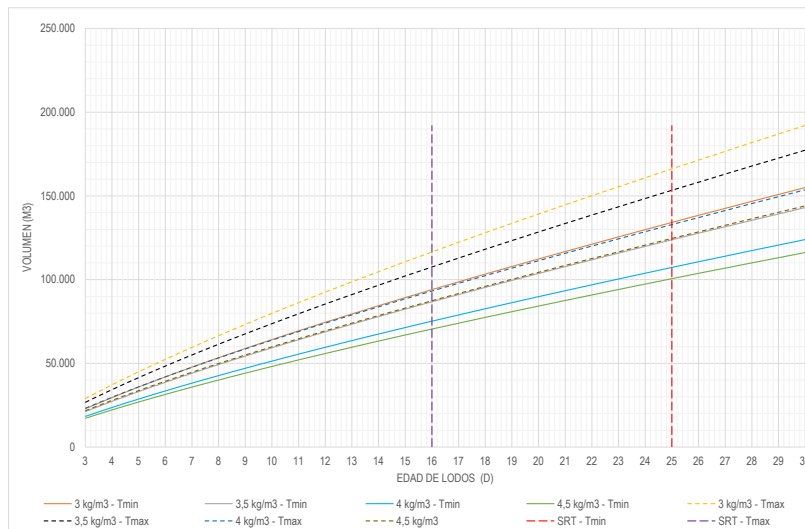
7.2.5.1. Resultados

7.2.5.1.1. Modelación

Reactores



Gráfica 7-37. Volumen del reactor requerido para sistema UTC vs edad de lodos, para distintas concentraciones de SSLM, a temperatura mínima y máxima - SNTF.

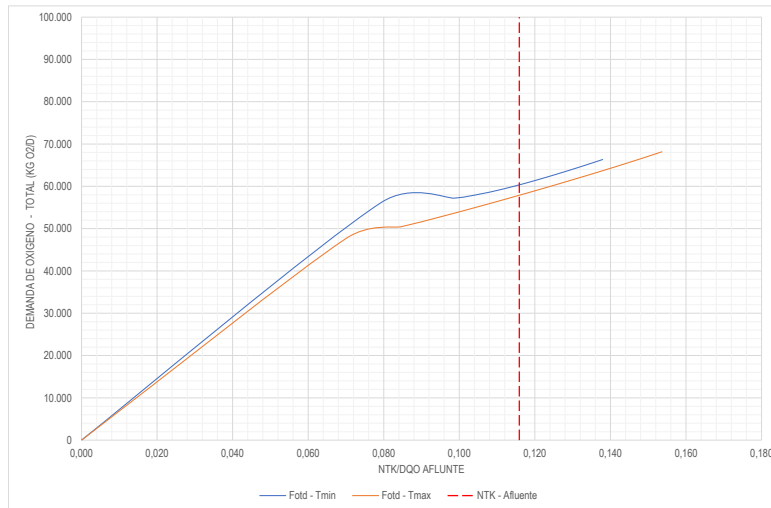


Gráfica 7-38. Volumen del reactor requerido para sistema UTC vs edad de lodos, para distintas concentraciones de SSLM, a temperatura mínima y máxima - CNTF

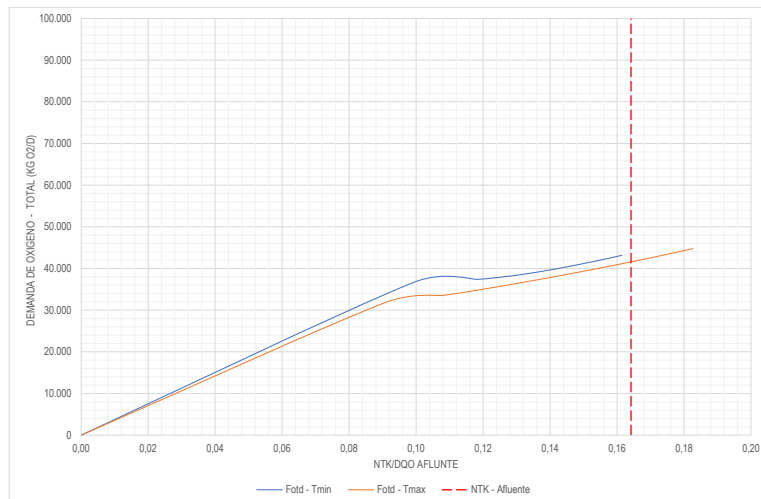
Como se puede observar en las gráficas 7-37 y 7-38, para todas las condiciones definidas de SSLM, se pueden obtener las siguientes conclusiones:

- I. A mayor concentración de SSLM en el reactor, menor es el volumen requerido.

- II. A mayor edad de lodos, mayor es el requerimiento de volumen para el reactor.
- III. La configuración sin tratamiento primario demanda más volumen de reactor, esta diferencia se acentúa a medida que aumenta la edad de lodos, llegando a diferencias cercanas al 50%.



Gráfica 7-39. Demanda de oxígeno para sistema UTC vs relación NTK/DQO afluente, para temperatura mínima y máxima - SNTP.

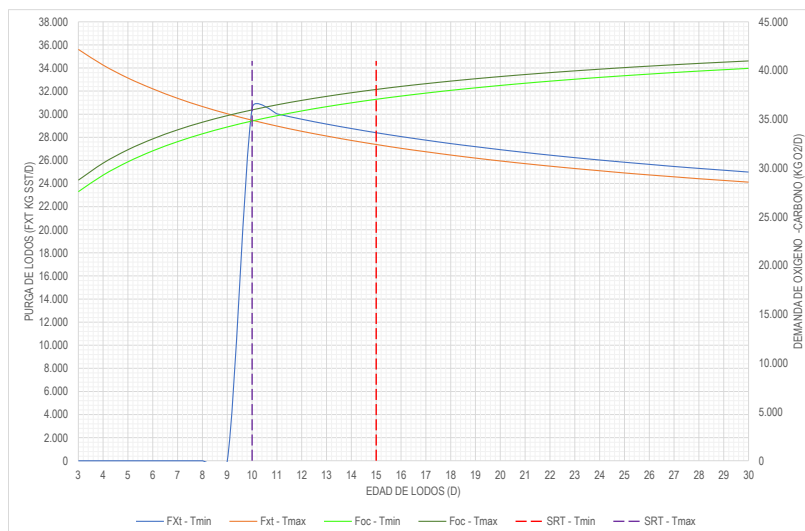


Gráfica 7-40. Demanda de oxígeno para sistema UTC vs relación NTK/DQO afluente, para temperatura mínima y máxima - CNTP.

Al igual que con el sistema MLE, para la interpretación de las gráficas anteriores, en primer lugar, es importante recordar la metodología incluida en la herramienta para la selección de la edad de lodos más adecuada para la remoción de nitrógeno mediante el sistema UTC la cual es presentada en el capítulo 6. En esta se menciona que la edad de lodos que genera un

balance en el sistema para unas características determinadas del agua residual y un a_{prac} no puede calcularse directamente, por lo cual resulta más fácil calcular la concentración de NTK en el afluente para un rango de edades de lodo y escoger aquella edad que mejor se ajusta a la concentración de NTK en el agua residual afluente.

Con base en lo anterior, de las gráficas se puede observar que algunos consumos de oxígeno e reportan en 0, dado que par cada relación de NTK/DQO afluente la herramienta estima los parámetros específicos para cada una de estas, por lo cual las gráficas buscan representar el consumo específico para cada relación de entrada a los sistemas. Una vez realizada esta claridad, como conclusión general se puede observar que al igual que los demás sistemas de tratamiento analizados, la configuración SNTP presenta un mayor consumo de oxígeno. Adicionalmente se observa que a mayor relación NTK/DQO que ingresando al sistema menor es el consumo de oxígeno de este.



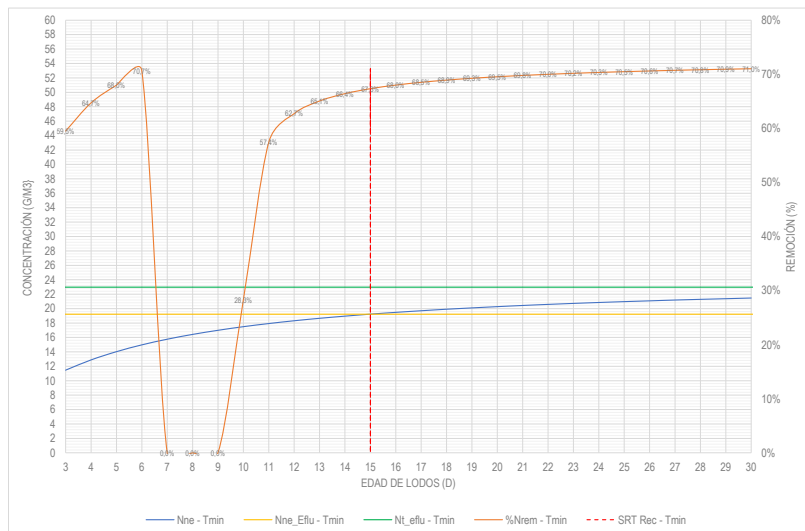
Gráfica 7-41. Purga de lodos y Demanda de oxígeno para sistema UTC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - SNTP.



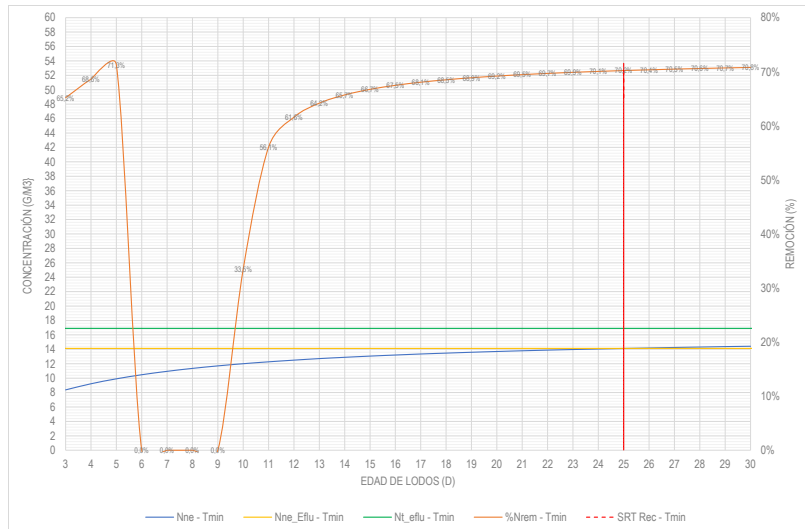
Gráfica 7-42. Purga de lodos y Demanda de oxígeno para sistema UTC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima con tratamiento primario.

De las gráficas 41 y 42 se pueden obtener las siguientes conclusiones:

- I. Para edades de lodos altas el consumo de oxígeno carbonáceo se duplica, mientras que la purga de lodos disminuye en un 50%.
- II. La configuración SNTP presenta la mayor demanda oxígeno carbonáceo, esta diferencia disminuye con el aumento en la edad de lodos.

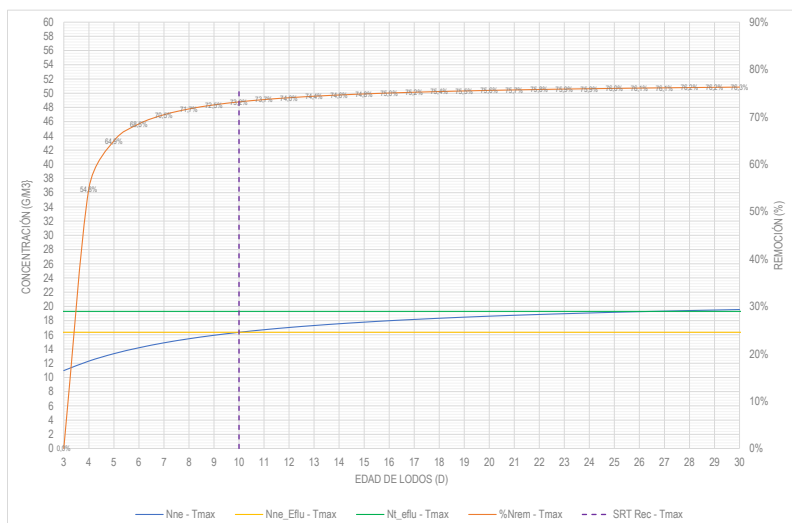


Gráfica 7-43. Remoción de nitrato y nitrógeno total para el sistema UTC vs edad de lodos, para temperatura mínima - SNTP.

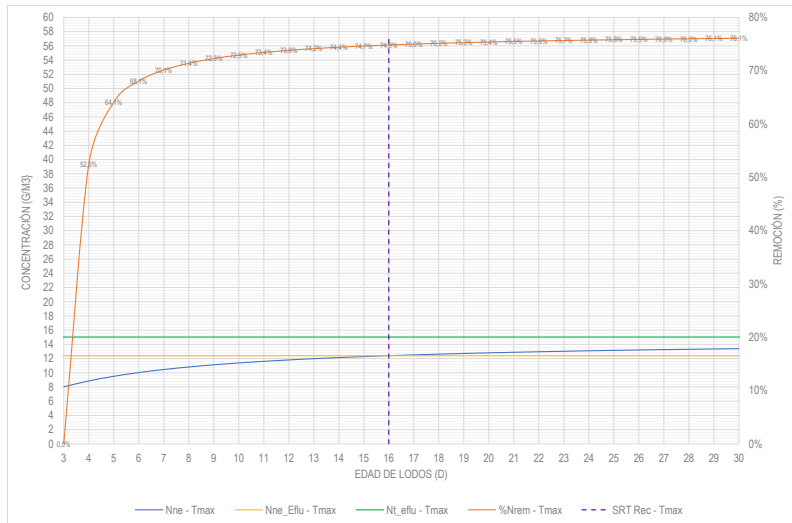


Gráfica 7-44. Remoción de nitrato y nitrógeno total para el sistema UTC vs edad de lodos para temperatura mínima - CNTP.

Como se puede ver en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** las remociones de nitrógeno logradas por el sistema para las temperaturas mínimas de sistema que para este caso son de 16 °C se cuentan entre el 67% y el 70 %, es importante que si bien la mayor remoción lograda corresponde a la configuración CNTP. Es importante mencionar que ambas configuraciones cumplen los requisitos establecidos para el efluente de la planta, es decir concentraciones inferiores a 26 mg/l.

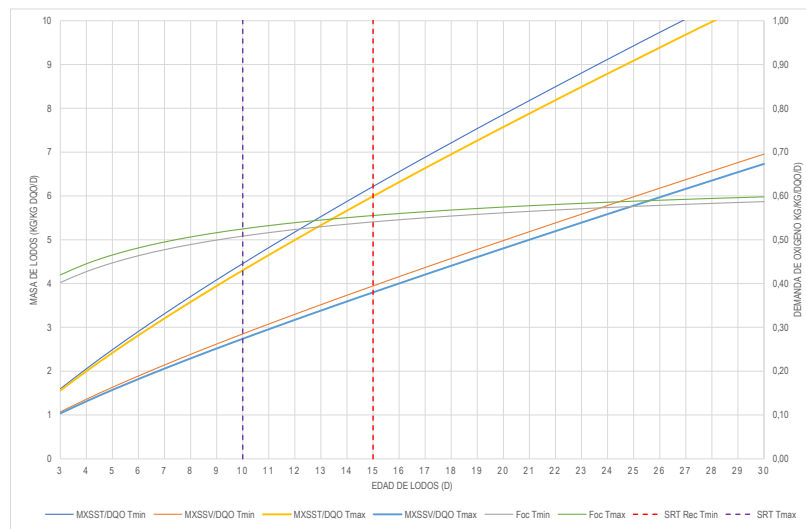


Gráfica 7-45. Remoción de nitrato y nitrógeno total para el sistema UTC vs edad de lodos para temperatura máxima - SNTP.

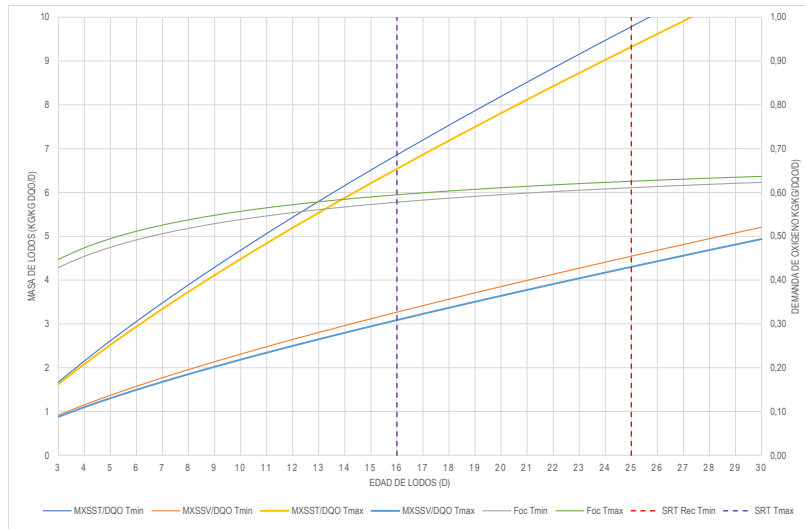


Gráfica 7-46. Remoción de nitrato y nitrógeno total para el sistema UTC vs edad de lodos para temperatura máxima - CNTP.

Como se puede ver en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** las remociones de nitrógeno logradas por el sistema UTC para temperatura máxima de 23 °C se cuentan entre el 73,2% y el 74%, sin mayor diferencia entre la configuración SNTP o CNTP. Es importante mencionar que ambas configuraciones cumplen los requisitos establecidos para el efluente de la planta, es decir concentraciones inferiores a 26 mg/L.



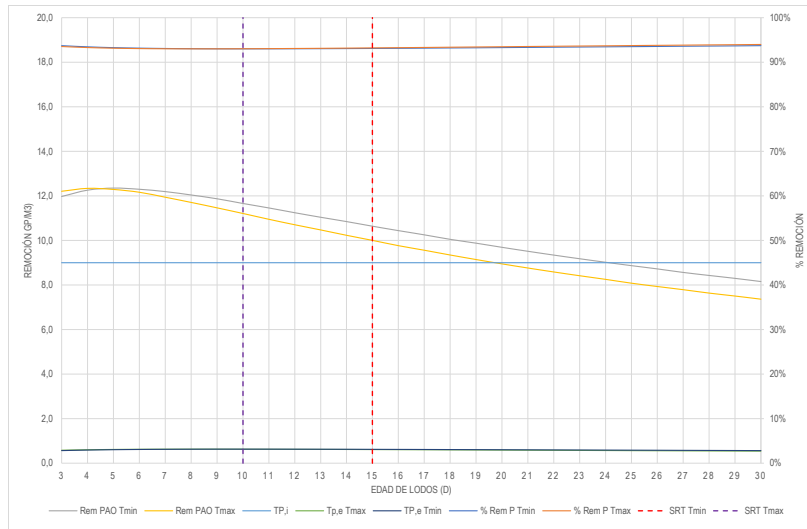
Gráfica 7-47. Masa de SST, SSV en el reactor y Demanda de oxígeno para sistema UTC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - SNTP.



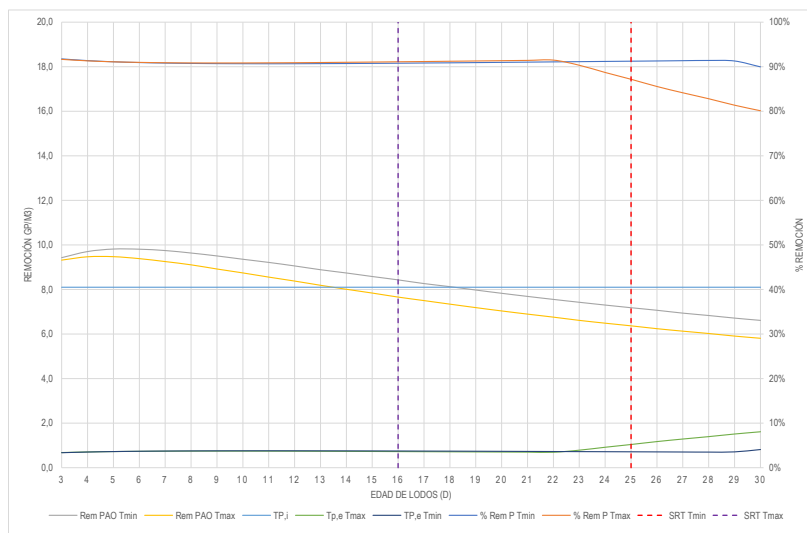
Gráfica 7-48. Masa de SST, SSV en el reactor y Demanda de oxígeno para sistema UTC vs edad de lodos para temperatura mínima y máxima - CNTP

De las gráficas 7-47 y 7-48 se pueden obtener las siguientes conclusiones:

- I. El consumo de oxígeno por masa de DQO en el reactor se mantiene estable para las configuraciones modeladas.
- II. En términos generales la relación entre la masa de SST en el reactor y la concentración de DQO afluente al reactor, así como la demanda de oxígeno y la concentración de DQO afluente al reactor es muy similar para ambas configuraciones, con un ligero aumento a edades de lodos altas para el caso de la configuración con tratamiento primario.
- III. Para el caso de la relación entre la masa de SSV en el reactor y la concentración de DQO afluente al reactor se observa un aumento de esta relación del 15 al 20% para edades de lodos altas, según la IWA (2017) este incremento se debe a la disminución del decaimiento endógeno/muerte celular en los PAOs comparado con los OHOs.

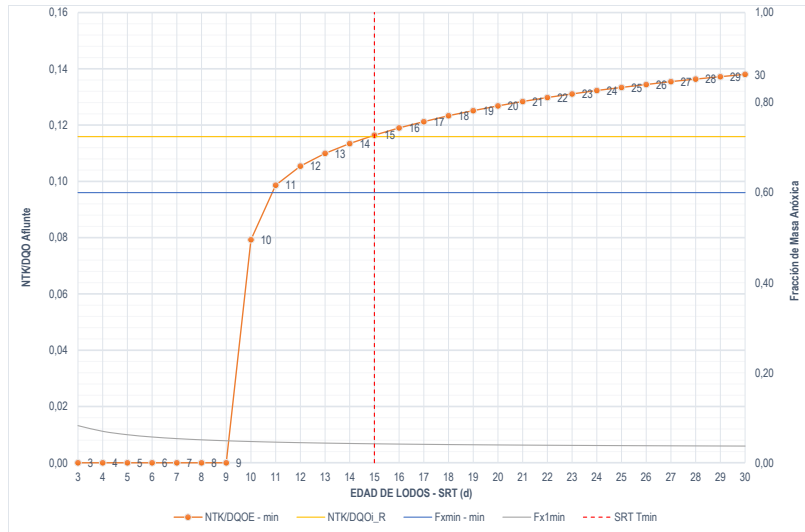


Gráfica 7-49. Remoción de fósforo, remoción de PAO vs edad de lodos, para temperatura mínima y máxima - SNTP.

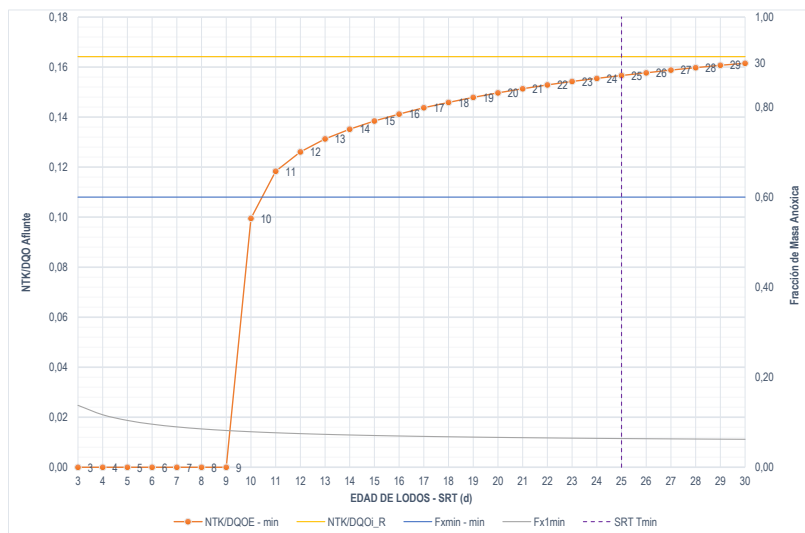


Gráfica 7-50. Remoción de fósforo, remoción de PAO vs edad de lodos, para temperatura mínima y máxima - CNTP.

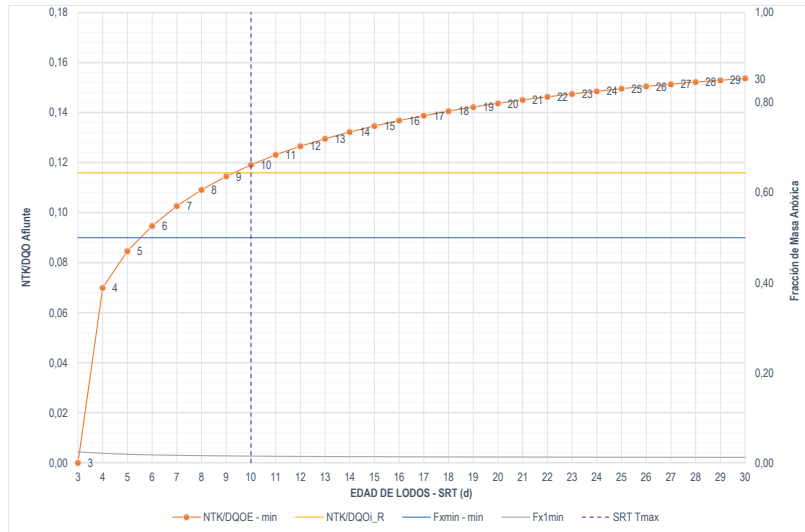
En las gráficas 49 y 50 se observa que ambas configuraciones presentan las mismas remociones de fósforo, para una concentración en el efluente del orden de 0,8 mg P/L.



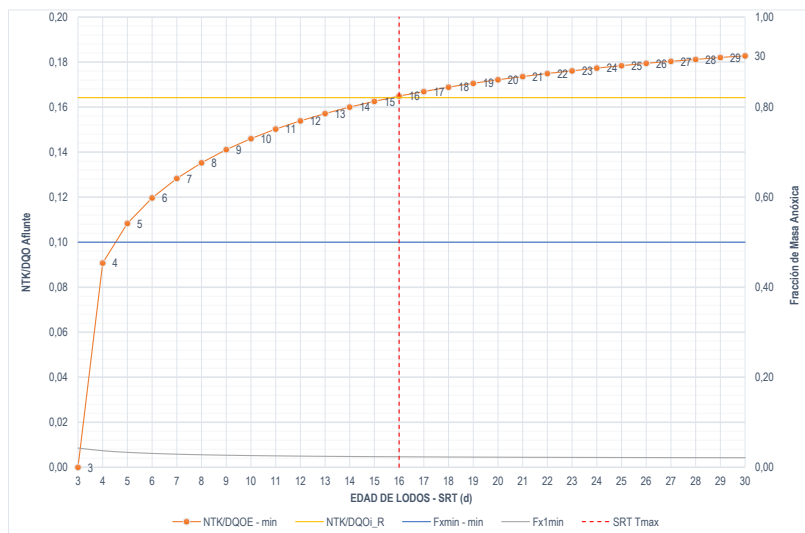
Gráfica 7-51. Relación NTK/DQO real, NTK/DQO y fracciones de masa anóxica mínimas, adoptadas para el sistema UTC vs edad de lodos para temperatura mínima - SNTP.



Gráfica 7-52. Relación NTK/DQO real, NTK/DQO y fracciones de masa anóxica mínimas, adoptadas para el sistema UTC vs edad de lodos, para temperatura mínima - CNTP.



Gráfica 7-53. Relación NTK/DQO real, NTK/DQO y fracciones de masa anóxica mínimas, adoptadas para el sistema UTC vs edad de lodos, para temperatura máxima - SNTP.



Gráfica 7-54. Relación NTK/DQO real, NTK/DQO y fracciones de masa anóxica mínimas, adoptadas para el sistema MLE vs edad de lodos, para temperatura máxima - CNTP.

De las gráficas se puede observar que las edades de lodo se ajustan a las relaciones NTK/DQO iniciales del sistema dando cumplimiento a la establecido en la metodología de la IWA (2017) referenciada en el numeral 6.1.3. Lo anterior se puede comprobar al observar que los valores interceptados por las líneas verticales que representan las edades de lodos seleccionadas (líneas roja y morada) se encuentran muy cerca de la intercepción existente entre las líneas NTK/DQOE – Tmin y NTK/DQOE – Tmax (color naranja) que representa la relación NTK/DQO estimada por la herramienta a las temperaturas del sistema y la línea denominada NTK/DQOI_R que representa la relación NTK/DQO inicial en el sistema.

Por otra parte, se puede observar que las fracciones de masa anoxicas seleccionadas para el sistema para las temperaturas mínimas y máximas de este se encuentran por encima de las fracciones mínimas requeridas por el sistema, con lo cual se estaría cumpliendo con la fracción de masa anóxica primaria mínima necesaria para remover toda la DQO_{rb} en el afluente con una tasa K_1 .

Tabla 7-34 Parámetros recomendados para el sistema UTC sin tratamiento primario.

Esc	Temperatura mínima							Temperatura máxima						
	TRS Rec	Vol Reactor			TRH			TRS Rec	Vol Reactor			TRH		
		Aer	Anx	An	Aer	Anx	An		Aer	Anx	An	Aer	Anx	An
kg/m ³	m ³	m ³	m ³	hr	hr	hr	kg/m ³	m ³	m ³	m ³	hr	hr	hr	
1	3,00	42.601	85.201	14.200	4,5	3,9	1,0	3,75	91.970	51.095	10.219	10	2,0	1
2	0	0	0	0	0	0	0	3,50	98.539	54.744	10.949	11	2,1	1
3	0	0	0	0	0	0	0	3,25	106.120	58.956	11.791	11	2,3	1
4	0	0	0	0	0	0	0	3,00	114.962	63.868	12.774	12	2,5	1

Aer: Aerobio, Anx: Anaerobio, An: Anaeróbico, TRS Rec: TRS recomendado

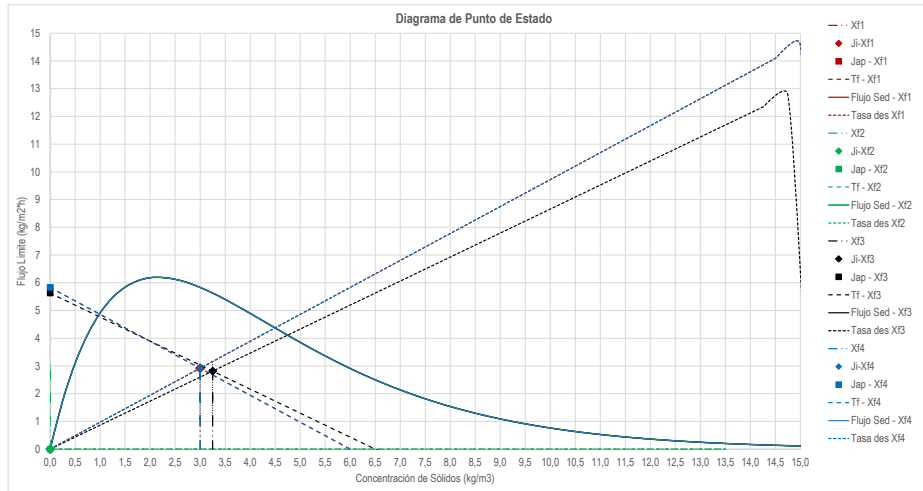
Tabla 7-35 Parámetros recomendados para el sistema UTC con tratamiento primario

Esc	Temperatura mínima							Temperatura máxima						
	TRS Rec	Vol Reactor			TRH			TRS Rec	Vol Reactor			TRH		
		Aer	Anx	An	Aer	Anx	An		Aer	Anx	An	Aer	Anx	An
kg/m ³	m ³	m ³	m ³	hr	hr	hr	kg/m ³	m ³	m ³	m ³	hr	hr	hr	
1	3,00	38.898	80.479	14.755	4,1	3,7	1,0	3,25	95.695	53.761	11.827	10	2,1	1
2	0	0	0	0	0	0	0	3,00	103.669	58.241	12.813	11	2,2	1

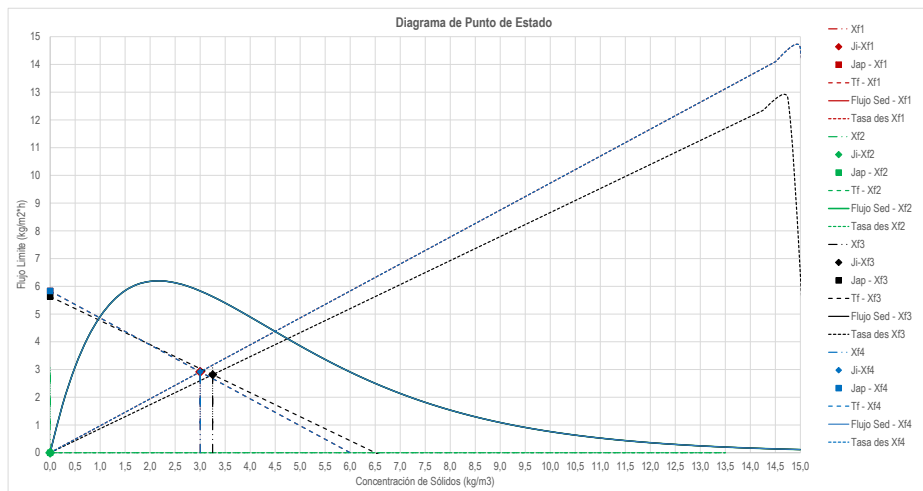
Aer: Aerobio, Anx: Anaerobio, An: Anaeróbico, TRS Rec: TRS recomendado

Como se observa en las tablas 7-33 y 7-34 que en general el volumen de reactor requerido es similar para ambas configuraciones del sistema (SNTP y CNTP), con un requerimiento levemente menor para el caso de la configuración CNTP.

Sedimentación



Gráfica 7-55. Diagrama punto de estado para las temperatura mínima y máxima del sistema UTC sin tratamiento primario.



Gráfica 7-56. Diagrama punto de estado para las temperatura mínima y máxima del sistema UTC con tratamiento primario.

En las gráficas 55 y 56 se observa que en ambos diseños el punto de estado se encuentra por debajo de la curva de carga por gravedad, además que la línea de carga por recirculación cae por debajo de la rama descendente de la curva de la gravedad, lo cual indica que adecuado funcionamiento del diseño propuesto por la herramienta para el sedimentador al operar con una carga de sólidos baja.

Como se mencionó en el capítulo 6, para la sedimentación la herramienta genera 4 escenarios de modelación los cuales se relacionan a su vez con los resultados obtenidos para los parámetros de los rectores para las condiciones de temperatura mínima y máxima. Dado lo anterior a continuación en las tablas 8-45 y 8-46 se presentan los principales parámetros recomendados por la herramienta para cada una de las configuraciones elegidas para la sedimentación.

Tabla 7-36 Parámetros para la sedimentación en el sistema UTC - SNTP.

Parámetro	Símbolo	Unidad	Temp mínima		Temp máxima	
			Esc 1	Esc 2	Esc 1	Esc 2
Unidades		Und	58	0	58	58
Caudal por unidad	Q_i	m ³ /h	1.223	0	1.223	1.223
SSLMV	X_{f1}	kg/m ³	3,0	0	3,3	3,0
Área Decantador	A	m ²	1.258	0	1.412	1,258
Caudal de Recirculación	Q_r	m ³ /h	1.223	0	1.223	1.223
Índice Volumétrico de Lodos	IVL		150	0	150	150
Velocidad de sedimentación inicial	v_0	m/h	7,8	0	7,8	7,8
Parámetro de sedimentación obstruida	ρ_{hin}	m ³ /kg	0,40	0	0,40	0,40

Tabla 7-37 Parámetros para la sedimentación en el sistema UTC - CNTP.

Parámetro	Símbolo	Unidad	Temp mínima		Temp máxima	
			Esc 1	Esc 2	Esc 1	Esc 2
Unidades		Und	52	0	52	52
Caudal por unidad	Q_i	m ³ /h	1.364	0	1.364	1.364
SSLMV	X_{f1}	kg/m ³	3	0	3,3	3
Área Decantador	A	m ²	1.543	0	1.575	1.575
Caudal de Recirculación	Q_r	m ³ /h	1364	0	1364	1364
Índice Volumétrico de Lodos	IVL		150	0	150	150
Velocidad de sedimentación inicial	v_0	m/h	7,8	0	7,8	7,8
Parámetro de sedimentación obstruida	ρ_{hin}	m ³ /kg	0,40	0	0,40	0,40

En las tablas 7-34 y 7-35 se puede observar que el sistema UTC en la configuración CNTP presenta menos requerimientos de área de sedimentación al requerir 6 unidades menos de

sedimentación; en ambos casos se asegura el cumplimiento de la carga superficial recomendada para sedimentadores, en la resolución 330 de 2017 - RAS 2017 (Minvivienda, 2017).

7.2.5.1.2. Diseño conceptual

En la figura 7-17, se presentan los resultados del diseño generado.

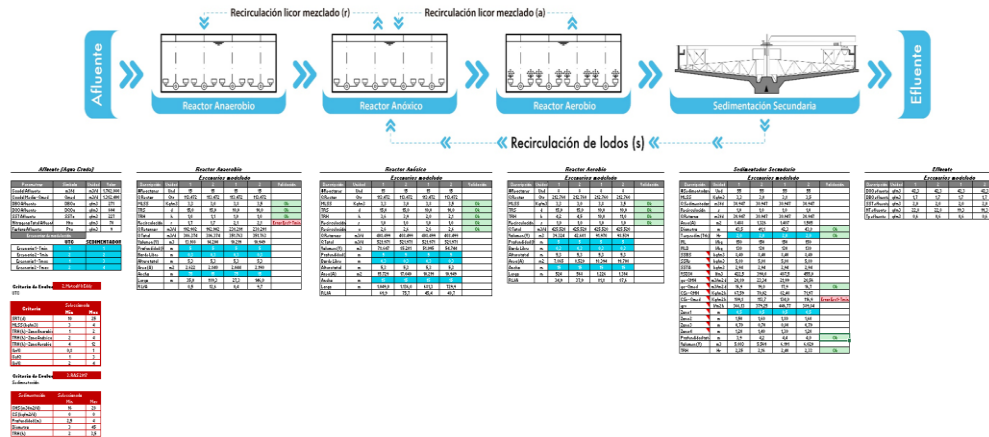


Figura 7-17 Resultados arrojados para el sistema UTC

Reactores

En las Figura 7-18 y Figura 7-19 se presenta el resultado del diseño conceptual arrojado por la herramienta para el sistema UCT sin tratamiento primario y con tratamiento primario.

Reactor Anaerobio						Reactor Anóxico							
Escenarios modelado						Escenarios modelado							
Descripción	Unidad	1	2	3	4	Validación	Descripción	Unidad	1	2	3	4	Validación
#Reactores	Und	15	15	15	15		#Reactores	Und	15	15	15	15	
Q Reactor	Qtr	113.472	0	113.472	113.472		Q Reactor	Qtr	113.472	0	113.472	113.472	
MLSS	Kg/m3	3,0	0,0	3,3	3,0	Error Esc2- Tmin	MLSS	Kg/m3	3,0	0,0	3,3	3,0	Error Esc2- Tmin
TRS	d	15,0	0,0	10,0	10,0	Error Esc2- Tmin	TRS	d	15,0	0,0	10,0	10,0	Error Esc2- Tmin
TRH	h	1,0	0,0	1,0	1,0	Error Esc2- Tmin	TRH	h	3,9	0,0	2,3	2,5	Error Esc2- Tmin
Recirculación	r	2,0	0,0	2,1	2,1	Error Esc2- Tmin	Recirculación	s	1,0	0,0	1,0	1,0	Error Esc2- Tmin
Q Retorno r	m3/d	226.944	0	238.291	238.291		Recirculación	a	2,6	0,0	2,6	2,6	Error Esc2- Tmin
Q Total	m3/d	340.416	0	351.763	351.763		Q Retorno s	m3/d	408.499	0	408.499	408.499	
Volumen (V)	m3	14.200	0	11.791	12.774		Q Total	m3/d	521.971	0	521.971	521.971	
Profundidad (h)	m	5	5	5	5		Volumen (V)	m3	85.201	0	58.956	63.868	
Borde Libre	m	0,3	0,3	0,3	0,3		Profundidad (h)	m	5	5	5	5	
Altura total	m	5,3	5,3	5,3	5,3		Borde Libre	m	0,3	0,3	0,3	0,3	
Area (A)	m2	2.840	0	2.358	2.555		Altura total	m	5,3	5,3	5,3	5,3	
Ancho	m	75	15	75	15		Area (A)	m2	17.040	0	11.791	12.774	
Largo	m	38,0	0,0	31,4	170,3		Ancho	m	15	15	15	15	
R/LA		0,5	0,0	0,4	11,4		Largo	m	1.136,0	0,0	786,1	851,6	
							R/LA		75,7	0,0	52,4	56,8	

Reactor Aerobio						
Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	3	4	Validación
#Reactores	Und	8	8	8	8	
Q Reactor	Qtr	212.760	0	212.760	212.760	
MLSS	Kg/m3	3,0	0,0	3,3	3,0	Error Esc2- Tmin
TRS	d	15,0	0,0	10,0	10,0	Error Esc2- Tmin
TRH	h	4,5	0,0	11,0	12,0	Error Esc2- Tmin
Recirculación	s	1,0	0,0	1,0	1,0	Error Esc2- Tmin
Q Total	m3/d	425.520	0	425.520	425.520	
Volumen (V)	m3	42.601	0	106.120	114.962	
Profundidad (h)	m	5	5	5	5	
Borde Libre	m	0,3	0,3	0,3	0,3	
Altura total	m	5,3	5,3	5,3	5,3	
Area (A)	m2	8.520	0	21.224	22.992	
Ancho	m	15	15	15	15	
Largo	m	568	0	1.415	1.533	
R/LA		37,9	0,0	94,3	102,2	

Figura 7-18 Dimensiones del reactor aerobio, anóxico y anaerobio para sistema UTC - SNTP.

Reactor Anaerobio						
Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	1	2	Validación
#Reactores	Und	15	15	15	15	
Q Reactor	Qtr	113.472	0	113.472	113.472	
MLSS	Kg/m3	3,0	0,0	3,3	3,0	Error Esc2- Tmin
TRS	d	25,0	0,0	16,0	16,0	Error Esc2- Tmin
TRH	h	1,0	0,0	1,0	1,0	Error Esc2- Tmin
Recirculación	r	2,0	0,0	2,1	2,1	Error Esc2- Tmin
Q Retorno r	m3/d	226.944	0	238.291	238.291	
Q Total	m3/d	340.416	0	351.763	351.763	
Volumen (V)	m3	14.755	0	11.827	12.813	
Profundidad (h)	m	5	5	5	5	
Borde Libre	m	0,3	0,3	0,3	0,3	
Altura total	m	5,3	5,3	5,3	5,3	
Area (A)	m2	2.951	0	2.365	2.563	
Ancho	m	75	15	75	15	
Largo	m	39,0	0,0	31,5	170,9	
R/LA		0,5	0,0	0,4	11,4	

Reactor Anóxico						
Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	1	2	Validación
#Reactores	Und	15	15	15	15	
Q Reactor	Qtr	113.472	0	113.472	113.472	
MLSS	Kg/m3	3,0	0,0	3,3	3,0	Error Esc2- Tmin
TRS	d	25,0	0,0	16,0	16,0	Error Esc2- Tmin
TRH	h	3,7	0,0	2,1	2,2	Error Esc2- Tmin
Recirculación	s	1,0	0,0	1,0	1,0	Error Esc2- Tmin
Recirculación	a	2,6	0,0	2,6	2,6	Error Esc2- Tmin
Q Retorno s	m3/d	408.499	0	408.499	408.499	
Q Total	m3/d	521.971	0	521.971	521.971	
Volumen (V)	m3	80.479	0	53.761	58.241	
Profundidad (h)	m	5	5	5	5	
Borde Libre	m	0,3	0,3	0,3	0,3	
Altura total	m	5,3	5,3	5,3	5,3	
Area (A)	m2	16.096	0	10.752	11.648	
Ancho	m	15	15	15	15	
Largo	m	1.073,0	0,0	716,8	776,5	
R/LA		71,5	0,0	47,8	51,8	

Reactor Aerobio						
Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	1	2	Validación
#Reactores	Und	8	8	8	8	
Q Reactor	Qtr	212.760	0	212.760	212.760	
MLSS	Kg/m3	3,0	0,0	3,3	3,0	Error Esc2- Tmin
TRS	d	25,0	0,0	16,0	16,0	Error Esc2- Tmin
TRH	h	4,1	0,0	10,0	11,0	Error Esc2- Tmin
Recirculación	s	1,0	0,0	1,0	1,0	Error Esc2- Tmin
Q Total	m3/d	425.520	0	425.520	425.520	
Volumen (V)	m3	38.898	0	95.695	103.669	
Profundidad (h)	m	5	5	5	5	
Borde Libre	m	0,3	0,3	0,3	0,3	
Altura total	m	5,3	5,3	5,3	5,3	
Area (A)	m2	7.780	0	19.139	20.734	
Ancho	m	15	15	15	15	
Largo	m	519	0	1.276	1.382	
R/LA		34,6	0,0	85,1	92,2	

Figura 7-19 Dimensiones del reactor anaerobio anóxico y aerobio para sistema UTC - CNTP.

Sedimentación

En las Figura 7-20 y Figura 7-21 se presenta el resultado del diseño conceptual arrojado por la herramienta para los escenarios detalladas en el numeral anterior, como diferencia relevante se puede observar que la configuración con tratamiento primario requiere menos unidades de rectores tanto para condiciones de temperatura mínima como de temperatura máxima, lo cual guarda relación con los resultados de la modelación realizada. Para los demás parámetros en general estos presentan ordenes de magnitud similar con TRH que van desde 2,16 h a 2,4 h, diámetros que van desde 41,1 m hasta 43,5 m y profundidades que van de 3,9 m hasta 4,4 m. Es importante resaltar que este diseño cumple los criterios definidos en la Tabla 7-6.

Sedimentador Secundario						
Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	3	4	Validación
#Sedimentadores	Und	58	0	58	58	
MLSS	Kg/m3	3,0	0,0	3,3	3,0	
Q Sedimentador	m3/d	29.346	0	29.346	29.346	
Recirculación	s	1,0	1,0	1,0	1,0	
Q Retorno	m3/d	29.346	0	29.346	29.346	
Area (A)	m2	1.258	0	1.412	1.258	
Diametro	m	40,0	0,0	42,4	40,0	Error Esc2- Tmin
T esp sedim (Tth)	Hr	2,0	2,0	2,0	2,0	Ok
IVL	l/kg	150	150	150	150	
IVLD	l/kg	130	130	130	130	
SSBS	kg/m3	8,40	0,00	8,40	8,40	
SSRs	kg/m3	5,88	0,00	5,88	5,88	
SSTA	kg/m3	2,94	0,00	2,94	2,94	
VSD30	l/m3	390,0	0,0	422,5	390,0	
qa - QMH	m3/m2 d	23,33	0,00	20,78	23,33	
qa - Qmed	m3/m2 d	18,9	0,0	16,9	18,9	Error Esc2- Tmin
CSs - QMH	Kg/m2 h	69,98	0,00	67,55	69,98	
CSs - Qmed	Kg/m2 h	113,7	0,0	109,7	113,7	Error Esc1- Tmin
qsv	l/m2 h	379,07	0,00	365,88	379,07	
Zona 1	m	0,5	0,5	0,5	0,5	
Zona 2	m	1,60	0,00	1,50	1,60	
Zona 3	m	0,70	0,00	0,70	0,70	
Zona 4	m	1,40	0,00	1,20	1,40	
Profundidad total	m	4,2	0,5	3,9	4,2	Error Esc2- Tmin
Volumen (V)	m3	5.284	0	5.507	5.284	
TRH	Hr	2,16	0,00	2,25	2,16	Error Esc2- Tmin

Figura 7-20 Dimensiones de la sedimentación para sistema UTC - SNTP.

Sedimentador Secundario						
Escenarios modelado						
Descripción	Unidad	1	2	1	2	Validación
#Sedimentadores	Und	52	0	52	52	
MLSS	Kg/m3	3,0	0,0	3,3	3,0	
Q Sedimentador	m3/d	32.732	0	32.732	32.732	
Recirculación	s	1,0	1,0	1,0	1,0	
Q Retorno	m3/d	32.732	0	32.732	32.732	
Area (A)	m2	1.543	0	1.575	1.543	
Diametro	m	44,3	0,0	44,8	44,3	Error Esc2- Tmin
T esp sedim (Tth)	Hr	2,0	2,0	2,0	2,0	Ok
IVL	l/kg	150	150	150	150	
IVLD	l/kg	130	130	130	130	
SSBS	kg/m3	8,40	0,00	8,40	8,40	
SSRs	kg/m3	5,88	0,00	5,88	5,88	
SSTA	kg/m3	2,94	0,00	2,94	2,94	
VSD30	l/m3	390,0	0,0	422,5	390,0	
qa - QMH	m3/m2 d	21,21	0,00	20,78	21,21	
qa - Qmed	m3/m2 d	17,2	0,0	16,9	17,2	Error Esc2- Tmin
CSs - QMH	Kg/m2 h	63,64	0,00	67,54	63,64	
CSs - Qmed	Kg/m2 h	103,4	0,0	109,7	103,4	Error Esc1- Tmin
qsv	l/m2 h	344,72	0,00	365,86	344,72	
Zona 1	m	0,5	0,5	0,5	0,5	
Zona 2	m	1,40	0,00	1,50	1,40	
Zona 3	m	0,60	0,00	0,70	0,60	
Zona 4	m	1,20	0,00	1,20	1,20	
Profundidad total	m	3,7	0,5	3,9	3,7	Error Esc2- Tmin
Volumen (V)	m3	5.709	0	6.143	5.709	
TRH	Hr	2,09	0,00	2,25	2,09	Error Esc2- Tmin

Figura 7-21 Dimensiones de la sedimentación para sistema UTC - CNTP.

7.2.5.2. Configuración recomendada

En la tabla 7-36 se presentan las características del efluente para cada configuración modelada y diseñada.

Tabla 7-38 Calidad del efluente del sistema UCT para caudal máximo horario

Parámetro	Unidad	Temperatura mínima		Temperatura máxima	
		SNTP	CNTP	SNTP	CNTP
DQO efluente	g/m ³	42,3	43,5	42,3	43,5
DBO efluente	g/m ³	1,7	1,6	1,7	1,5
SST efluente	g/m ³	2,0	2,0	2,0	2,0
NT efluente	g/m ³	23	16,9	19,3	15,0
Tp efluente	g/m ³	0,6	0,7	0,6	0,7

Como se puede observar en la tabla 7-36, ambos sistemas cumplen con los requerimientos de calidad del efluente. El sistema CNTP presenta una mejor calidad de efluente, sin que sea lo suficientemente grande como para usar solamente este criterio en la selección del sistema más adecuado. Con base los resultados de la modelación se pueden observar que el sistema con tratamiento primario consume la mitad del oxígeno y genera la mitad de los lodos que el sistema sin tratamiento primario, además de generar una mejor calidad del efluente lo cual lo hace el más conveniente.

8. CONCLUSIONES

1. Con base en los resultados del ADCM, para remoción de nitrógeno el sistema Ludzak-Ettinger Modificado es el más adecuado por presentar ventajas, frente a las otras alternativas, en costos de operación e inversión, y en flexibilidad y facilidad de operación.
2. Con base en los resultados del ADCM, para remoción de fósforo el sistema Phoredox (A/O) es el más adecuado por presentar ventajas, frente a las otras alternativas, en costos de operación e inversión, y en flexibilidad y facilidad de operación.
3. Con base en los resultados del ADCM, para la remoción simultánea de nitrógeno y fósforo el sistema de la Universidad de Ciudad del Cabo UCT es el más adecuado por presentar ventajas, frente a las otras alternativas, en requerimientos de energía, costos y facilidad de operación y mantenimiento.
4. Con base en los resultados del ADCM, la modelación en estado estable es la más adecuada para modelación en la herramienta computacional, por su menor complejidad de implementación y de operación.
5. Con base en los resultados del ADCM, visual Basic es el lenguaje de programación más adecuado para la herramienta computacional, por presentar ventajas en criterios como escalabilidad, robustez, curva de aprendizaje y documentación disponible.
6. La herramienta permite al usuario obtener 5 diseños conceptuales de diferentes sistemas de lodos activados para remoción de nutrientes.
7. La herramienta permite al usuario mediante análisis gráfico y numérico de los resultados arrojados por la modelación seleccionar la alternativa que cumpla mejor los objetivos de diseño de la PTAR.

9. BIBLIOGRAFÍA

- AECOM, Metcalf, & I, E. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment And Resource Recovery*. New York: McGraw-Hill.
- Ahn, J. H., Yu, R., & Chandran, K. (2008). Distinctive Microbial Ecology and Biokinetics of Autotrophic Ammonia and Nitrite Oxidation in a Partial Nitrification Bioreactor. *Biotechnol Bioeng*, 078–1087.

- Arun, V., Mino, T., & Matsuo, T. (1988). Biological Mechanism of Acetate Uptake Mediated by Carbohydrate Consumption in Excess Phosphorus Removal Systems. *Water Research*, 565.
- Arvin, E. (1985). Biological Removal of Phosphorus from Wastewater. *Critical Reviews in Environmental Control*.
- ATV-DVWK. (Myo de 2000). ATV-DVWK-A 131E Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plants. DCM, Meckenheim.
- Ávila, P. C. (2001). *Protocolo de validación para la determinación de cloro libre en agua con N,N-dietil-p-fenilendiamina*. México.
- Barnard, J. L. (1974). Cut P and N without Chemicals. *Water and Wastes Engineering*, 41–44.
- Barnard, J. L. (1975). Biological Nutrient Removal without the Addition of Chemicals. *Water Research*, 485-490.
- Barnard, J. L. (1976). A review of biological phosphorus removal in the activated sludge process. *Water SA*, 136-144.
- Barnard, J. L. (1984). Activated Primary Tanks for Phosphate Removal. *Water SA*, 121–126.
- Bianchi, T. S. (2007). *Biogeochemistry of Estuaries*. United Kingdom: Oxford University Press: Oxford.
- Bitton, G. (2005). *Wastewater Microbiology*. New York: Wiley Sons.
- Bock, E., Schmidt, I., Stüven, R., & Zart, D. (1995). Nitrogen Loss Caused by Denitrifying Nitrosomonas Cells Using Ammonium or Hydrogen as Electron Donors and Nitrite as Electron Acceptor. *Archives of Microbiology*, 16–20.
- Brdjanovic, D., van Loosdrecht, M., Versteeg, P., Hooijmans, C., Alaerts, G., & Heijnen, J. (2000). Modelling COD, N and P removal in a full-scale WWTP Haarlem Waarderpolder. *Water Research*, 846-858.
- Brodisch, K. E. (1985). Interactions of Different Groups of Microorganisms in Biological Phosphorus Removal. *Water science & Technology*, 89–97.
- CAR. (2006). Acuerdo 043/20016 "Por el cual se establecen los objetivos de calidad del agua para la cuenca del río Bogotá a lograr en el año 2020. Bogotá, Cundinamarca, Colombia.

- Cardona, A. J. (2003). *Calidad y riesgo de contaminación de las aguas superficiales en la microcuenca del Río La Soledad, Valle de Angeles, Honduras*. Turrialba.
- Chandran, K. (2009). *Personal communication*. New York: Columbia University.
- Chapra, S., & Canale, R. (1988). *MÉTODOS NUMÉRICOS PARA INGENIEROS: CON APLICACIONES EN COMPUTADORAS PERSONALES*. México: McGRAW-HIL.
- Comeau, Y., Oldham, W. K., & Hall, K. J. (1987). Dynamics of Carbon Reserves in Biological Dephosphation of Wastewaters. *Advances in Water Pollution Control: Biological Phosphate Removal from Wastewaters*. London: Pergamon.
- CONAGUA. (2016). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: procesos de oxidación bioquímica con biomasa suspendida*. México: CONAGUA.
- Consorcio CDM Smith - INGESAM. (2014). *Producto 3. Informe de Diseño Conceptual*. Bogotá.
- Cornell, S. E., Jickells, T. D., Cape, J. N., Rowland, A. P., & Duce, R. A. (2003). Organic Nitrogen Deposition on Land and Coastal Environments, a Review of Methods and Data. *Atmospheric Environment*, 2173-2191.
- Daigger, G. T., Waltrip, G. D., Rumm, E. D., & Morales, L. A. (1988). Enhanced Secondary Treatment Incorporating Biological Nutrient Removal. *Water Pollution Control Federation*, 1833-1842.
- Das, A., & Javier, E. (2015). *Estudio y modelización de la velocidad de sedimentación zonal y de la aceleración de los fangos activados*. Valencia: Universitat Politècnica de València.
- deBarbadillo, C., Barnard, J., Tarallo, S., & Steichen, M. (2008). Got Carbon? Widespread Biological Nutrient Removal is Increasing the Demand for Supplemental Sources. *Water Environment & Technology*, 49–53.
- Dévai, I., Delaune, R. D., Dévai, G., Patrick Jr., W. H., & Czegeny, I. (1999). Phosphine Production Potential of Various Wastewater and Sewage Sludge Sources. *Analytical Letters*, 447–1457.
- Doering, P., Oviatt, C., Niwicki, E., Klos, E., & Reed, L. (1995). *Phosphorus and nitrogen limitation of primary production in a simulated estuarine gradient*. Rhode Island: MARINE ECOLOGY PROGRESS.

- Drysdale, G. D., Kasan, H. C., & Bux, F. (1999). Denitrification by Heterotrophic Bacteria During Activated Sludge Treatment. *Water SA*, 357–362.
- Egli, K. R. (2003). *On the Use of Anammox in Treating Ammonium-rich Wastewater. Ph.D. Thesis.* Zurich: Swiss Federal Institute of Technology.
- Ensley, B. D., & Finnerty, W. R. (1980). Influences of Growth Substrates and Oxygen on the Electron Transport System in *Acinetobacter* sp. HOI-N. *Journal of Bacteriology*.
- Erdal, U. G., Erdal, Z. K., & Randall, C. W. (2004). Why Phosphate Accumulating Organisms (PAOs) Win the Competition in EPBR Systems. *Proceedings of the 77th Annual Water Environment Federation Technical Exposition and Conference*. New Orleans: Water Environment Federation.
- Fukase, T., Shibeta, M., & Mijayi, X. (1982). Studies on the Mechanism of Biological Phosphorous Removal. *Water Pollution Research and Control*.
- Gayle, B. P., & Benoit, R. E. (1989). Biological Denitrification of Water. *Journal of Environmental Engineering*.
- Geets, J., Boon, N., & Verstraete, W. (2006). Strategies of Aerobic Ammonia-Oxidizing Bacteria for Coping with Nutrient and Oxygen Fluctuations. *FEMS Microbiology Ecology*, 1–13.
- Ginige, M. P., Hugenholtz, P., Daims, H., Wagner, M., Keller, J., & Blackall. (2004). Use of Stable-Isotope Probing, Full-Cycle rRNA Analysis, and Fluorescence In Situ Hybridization-Microautoradiography to Study Methanol-Fed Denitrifying Microbial Community. *Appl Environ Microbiol*.
- González, J. (2017). *Herramienta Computacional para el Diseño De Lagunas Naturales de Estabilización*. Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito.
- González, M. S. (2008). *Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio*. Medellín.
- Grady, C. P. (2000). Ecological Engineering of Bioreactors for Wastewater Treatment. *Water, Air, and Soil Pollution*, 117–132.
- Grady, C. P., & Lim, H. C. (1980). *Biological Wastewater Treatment: Theory and Applications*. New York.: IWA Publishing.

- Grady, C. P., Daigger, G. T., & Lim, H. C. (1999). *Biological Wastewater Treatment*. New York: IWA Publishing.
- Gujer, W., Henze, M., Mino, T., & van Loosdrecht, M. (1999). Activated Sludge Model No. 3. *Water Science & Technology*, 183-193.
- Hao, O. J., & Chang, C. H. (1987). Kinetics of Growth and Phosphate Uptake in Pure Culture Studies of Acinetobacter Species. *Biotechnology and Bioengineering*.
- Henze, M. (2008). *Biological Wastewater Treatment, Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing.
- Henze, M., Grady, C., Jr, G. W., Marais, G., & Matsuo, T. (1987). *Activated Sludge Model No. 1. (IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1.)*. London: International Association on Water Pollution Research and Control.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M., & Marais, G. (1995). Activated sludge model No.2, IAWQ Scientific and Technical Report No 3. *Water Science and Technology*, 1-11.
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M., & Marais, G. (1999). Activated sludge model No.2, IAWQ Scientific and Technical Report No 3. *Water Science and Technology*, 1-11.
- Henze, M., van Loosdrecht, M. C., Ekama, G., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment—Principles, Modelling and Design*. London: IWA Publishing.
- Henze, M., van Loosdrecht, M. C., Ekama, G., & Brdjanovic, D. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales Principios, modelación y diseño*. Londres: IWA Publishing.
- Henze, M., W, G., T., M., G.V.R., M., M.C., W., M.C.M, M., & Loosdrecht., v. (1999). Activated sludge Model No.2d, ASM2d. *Water Science & Technology*, 165-182.
- Jenkins, D., & Tandoi, V. (1991). The Applied Microbiology of Enhanced Biological Phosphate Removal-Accomplishments and Needs. *Water Research*, 1471-1478.
- Jeppsson, U. (1996). Modelling aspects of wastewater treatment processes. PhD thesis. *Lund Institute of Technology, Sweden*.
- Jeyanayagam, & Sam. (2006). *Design and Operation of Final Clarifiers*. Ohio.

- Knobelsdorf Miranda, M. J. (2005). *ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES EN UN ARU DE BAJA CARGA ORGÁNICA MEDIANTE EL PROCESO VIP*. Barcelona. Obtenido de <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/93224/01Mjkm01de18.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Koch, G., Kuhni, M., Gujer, W., & Siegrist, H. (2000). Calibration and validation of activated sludge model no.3 for Swiss municipal wastewater. *Water Research*, 3580-3590.
- Ky, R., Comeau, Y., Perrier, M., & Takacs, I. (2001). Modelling biological phosphorus removal from a cheese factory effluent by an SBR. *Water Science & Technology*, 257-264.
- Leu, S. -Y., Chan, L., & Stenstrom, M. K. (2012). Toward Long Solids Retention Time of Activated Sludge Processes: Benefits and Energy Saving, Effluent Quality and Stability,. *Water Environment Research*, 42-53.
- Levin, G. V., Topol, G. J., & Tarnay, A. G. (1988). Operation of Full Scale Biological Phosphorus . *Water Pollution Control Federation*, 1833-1842.
- Lotter, L. H. (1985). The Role of Bacterial Phosphate Metabolism in Enhanced Phosphorus Removal from the Activated Sludge Process. *Water Science & Technology*, 127–138.
- Ludzack, F. T., & Ettinger., M. B. (1962). Controlling Operation to Minimize Activated Sludge. *Water Pollution Control Federation*, 920-931.
- Madigan, M. C., Martinko, J. M., & Parker, J. (1997). *Brock Biology of Microorganisms*. New York: Prentice-Hall.
- Marcos, V. S. (2001). Dimensionamento de lodos ativados por batelada utilizando os principios da teoria do fluxo de sólidos. *Engenharia Eanitária e Ambiental*.
- Martínez, J. J. (2009). *El nitrógeno en las aguas subterráneas de la comunidad de Madrid: descripción de los procesos de contaminación y desarrollo de herramientas para la designación de zonas vulnerables*. Madrid.
- Maurer, M., & Boller, M. (1999). Modelling of phosphorus precipitation in wastewater treatment plants with enhanced biological phosphorus removal. *Water Science & Technology*, 147-163.
- Minambiente. (17 de marzo de 2015). Resolución 0631 de 2015. "Por el cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a

- cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones". Bogotá, Cundinamarca, Colombia.
- Minvivienda. (8 de Junio de 2017). Resolución 330 de 2017 "Por la cual se adopta el Reglamento Técnico para el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico - RAS y se derogan las resoluciones 1096". Bogotá, Cundinamarca, Colombia.
- Mogens, H., Willi, G., Takashi, M., & Mark van, L. (2002). *ACTIVATED SLUDGE MODELS ASM1, ASM2, ASM2d AND ASM3*. London: IWA Publishing.
- Murnleitner, E., Kuba, T., van Loosdrecht, M., & Heijnen, J. (1997). An integrated metabolic model for the aerobic and denitrifying biological phosphorus removal. *Biotechnology & Bioengineering*, 434-450.
- Paerl, H. W. (2003). Coastal Eutrophication and Harmful Algal Blooms, Importance. *LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY*, 1154 –1165.
- Rittmann, B. E., & McCarty, P. L. (2001). *Environmental Biotechnology - Principles and Applications*. New York: McGraw Hill.
- Roeleveld, P. J., & van Loosdrecht, M. (2002). Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Water Science & Technology*, 77–87.
- Rojas Romero, A. (2004). *Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño*. Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito.
- Rosso, D., & Stenstrom, M. K. (2005a). Comparative Economic Analysis of the Impacts of Mean Cell Retention Time and Denitrification on Aeration Systems. *Water Research*, 3773-3780.
- Sawyer, C. N., McCarty, P. L., & Parkin, G. F. (1994). *Chemistry for Environmental*. New York.: McGraw-Hill.
- Sorensen, B. H., & Jorgensen, S. E. (1993). The Removal of Nitrogen Compounds from Wastewater. *Elsevier Science: Amsterdam*.
- Stumm, W., & Morgan, J. J. (1996). *Aquatic Chemistry Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*. New York: Wiley & Sons.
- UNAL. (2009). *Modelo dinámico de calidad del agua del río Bogotá*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.

Van Loosdrecht, M. C., & Jetten, M. S. (1998). Microbiological Conversions. *International Association of Water Quality 19th Biennial International Conference Preprint Book 1, Nutrient Removal*. London: IWA Publishing.

Water Environment Federation. (2010). *Design Of Municipal Wastewater Treatment Plants*. Reston: McGraw-Hill.

Water Environment Federation. (2010). *Nutrient Removal*. Virginia: McGraw-Hill .

Wentzel, M., Dold, P., Ekama, G., & Marais, G. (1990). Biological excess phosphorus removal - Steady . *Water SA*, 29-48.

Zumft, W. G. (1997). Cell Biology and Molecular Basis for Denitrification. *MICROBIOLOGY AND MOLECULAR BIOLOGY REVIEWS*, 533–616.