



**UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL**

**CÁLCULO DEL CONSUMO MÁXIMO DE OXÍGENO DIARIO DEL REACTOR
BIOLÓGICO DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LODOS ACTIVADOS**

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

FELIPE ANDRÉS PROSCHLE SALAZAR

**PROFESOR GUÍA:
JAVIER NANNIG BRICEÑO**

**MIEMBROS DE LA COMISIÓN:
MARÍA PÍA MENA PATRI
NÉSTOR ROJAS ALCAYAGA**

**SANTIAGO DE CHILE
2017**

RESUMEN DE LA MEMORA PARA OPTAR
AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL
POR: FELIPE PROSCHLE SALAZAR
PROFESOR GUÍA: JAVIER NANNIG BRICEÑO

CÁLCULO DEL CONSUMO MÁXIMO DE OXÍGENO DIARIO DEL REACTOR
BIOLÓGICO DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO DE LODOS ACTIVADOS

El objetivo general de este trabajo de título es estudiar la variabilidad del consumo máximo diario de oxígeno en el reactor biológico de un sistema de tratamiento de lodos activados para determinar factores de requerimiento de oxígeno máximo horario respecto del medio diario y máximo diario respecto del medio anual, a partir de los datos de seis plantas de tratamiento de origen domiciliario.

Para la obtención del factor de carga máxima diaria respecto del medio anual, los datos se ordenan según la carga orgánica afluyente para encontrar el día representativo para el diseño de las plantas utilizando como criterio, el día correspondiente al percentil 85. Posteriormente, los datos de caudal se depuran o se modifican según la naturaleza de los antecedentes, ya que existen datos horarios o cada 15 minutos. Adicionalmente se obtiene el factor de caudal máximo horario para cada día dentro del periodo de estudio. Finalmente se realiza una corrección y relleno de los datos para utilizarlos en las simulaciones.

Para el cálculo del factor de máximo horario respecto del medio diario, se plantea una fórmula que se puede utilizar en plantas sin sedimentador primario. Para validar los resultados entregados por esta fórmula, se realizan simulaciones en BLOWIN, y se comparan los resultados mediante un análisis de sensibilidad respecto de la temperatura y de la tasa máxima de crecimiento de los organismos autótrofos. Los escenarios planteados corresponden a cuatro edades del lodo (5 (d), 15 (d), 20 (d), 25 (d)), cuatro temperaturas, (5°C, 15°C, 20°C y 25°C), y de tres tasas máximas de crecimiento (0,3, 0,6 y 0,9).

Se concluye respecto del factor de carga máxima diaria respecto del medio anual, que su relación con la población y el caudal medio de las plantas de tratamiento es inversamente proporcional similar a un comportamiento logarítmico. En cuanto al factor de consumo máximo horario respecto al medio diario, se concluye que en ningún caso este valor supera el 1,35 y en consecuencia obrando de manera conservadora, es posible aplicar este valor como uno general. El resultado del análisis de sensibilidad el error no superaba el 10%, salvo las condiciones en que es probable que no se produzca nitrificación.

Tabla de Contenido

1.	Introducción	1
1.1.	Motivación.....	1
1.2.	Objetivos.....	2
1.2.1.	Objetivo general:	2
1.2.2.	Objetivos específicos:	2
1.3.	Metodología	2
1.3.1.	Revisión bibliográfica	2
1.3.2.	Cálculo del factor de carga máxima diaria respecto de la media anual	2
1.3.3.	Formulación de metodología para factor de requerimiento máximo horario respecto del medio diario.....	3
1.3.4.	Validación de metodología	3
2.	Antecedentes generales del sistema de lodos activados	4
2.1.	Características de aguas servidas afluente a una planta de tratamiento	4
2.2.	Parámetros representativos de la materia orgánica	4
2.3.	Fraccionamiento de la DQO	6
2.4.	Variabilidad temporal de datos afluentes de PTAS.....	7
2.5.	Sistema de lodos activados.....	8
2.6.	Reactor biológico	10
2.7.	Modelación del sistema de lodos activados	10
2.8.	Cinética y estequiometría de reacciones de microorganismos	10
2.9.	Edad del lodo (SRT).....	13
2.10.	Balances de masa.....	14
2.11.	Sedimentador secundario	15
3.	Modelos de consumo de materia orgánica y nitrificación en el reactor biológico	17
3.1.	Modelos de oxidación de materia orgánica y consumo de oxígeno.....	17
3.2.	ASSM.....	17
3.2.1.	Producción de lodos.....	17
3.2.2.	Requerimiento de oxígeno	19
3.3.	Marais & Ekama.....	20
3.3.1.	Producción de lodos.....	20
3.3.2.	Requerimiento de oxígeno	22
3.4.	Modelo de nitrificación.	22
3.4.1.	Cinética de la nitrificación.....	23
3.5.	Fórmula para el cálculo de consumo máximo diario de oxígeno	26
3.5.1.	Cálculo del consumo medio	26
3.5.2.	Cálculo del consumo máximo	28
4.	Metodología y análisis de datos afluentes a la planta	30
4.1.	Factor para elección del día para modelación	30
4.2.	Depuración datos afluentes a la planta	35
4.3.	Relleno de datos de entrada a la planta	43
5.	Modelo adoptado y resultados	50
5.1.	Modelo Adoptado	50
5.2.	Datos Ingresados	51

5.3.	Escenarios de simulación.....	52
5.4.	Características de las unidades	53
5.5.	Resultados obtenidos.....	54
5.6.	Resultados para plantas pequeñas	55
5.6.1.	Análisis por Temperatura:	55
5.6.2.	Análisis por módulo de crecimiento máximo.....	62
5.7.	Resultados para plantas grandes.....	68
5.7.1.	Análisis por temperaturas.....	68
5.7.2.	Análisis por módulo de crecimiento máximo.....	70
6.	Conclusiones comentarios y recomendaciones.....	72
7.	Bibliografía.....	76
8.	Anexos.....	78
8.1.	Anexo 1: Cargas afluentes calculadas	78
8.2.	Anexo 2: Resumen de Resultados	81
8.3.	Anexo 3: Gráficos de amplitud y amortiguamiento	82

Índice de Tablas

Tabla 2-1: Caracterización de aguas servidas domésticas (DS 609, 1998).....	4
Tabla 4-1: Poblaciones equivalentes de PTAS.....	30
Tabla 4-2: Resumen de resultados para el día percentil 85	34
Tabla 4-3: Datos antecedentes de las PTAS.....	35
Tabla 4-4: Valores de Coeficiente de Harmon.....	39
Tabla 4-5: Resumen relación DBO-DQO para plantas de tratamiento	43
Tabla 4-6: Valores promedio del flujo de agua residual rica en urea	44
Tabla 4-7: Valores de factores obtenidos de datos de PTAS.	44
Tabla 4-8: Valores de factores (Langregraber et al. 2008)	44
Tabla 5-1: Concentraciones y pH para simulaciones.....	51
Tabla 5-2: Concentraciones para simulaciones.....	52
Tabla 5-3: Escenarios de simulación para analisis de temperatura para plantas pequeñas.....	52
Tabla 5-4: Escenarios de simulación para analisis de la tasa máxima de crecimiento específico para plantas pequeñas.....	52
Tabla 5-5: Escenarios de simulación para analisis de temperatura para plantas grandes.....	53
Tabla 5-6: Escenarios de simulación para analisis de la tasa máxima de crecimiento específico para plantas grandes.....	53
Tabla 5-7: Dimensiones Reactores plantas pequeñas	53
Tabla 5-8: Dimensiones reactores plantas grandes	54
Tabla 5-9: Dimensiones sedimentadores	54
Tabla 5-10: Valores de edad mínima para nitrificación.....	55

Índice de figuras

Figura 2-1: Fraccionamiento de la DQO.....	6
Figura 2-2: Variación horaria del caudal de entrada a una planta de tratamiento de agua doméstica (Tchobanoglous, et al. 2002).....	7
Figura 2-3: Purga de lodos en sistema de lodos activados (Contreras, 2010).....	9
Figura 2-4: Esquema de un sistema de lodos activados (Contreras, 2010).....	9
Figura 2-5: Diagrama de flujo de sistema de lodos activados con purga desde la recirculación.....	13
Figura 2-6: Diagrama de flujo de sistema de lodos activados con purga desde el reactor.....	14
Figura 3-1: Comportamiento del factor correctivo para consumo de oxígeno por nitrificación.....	28
Figura 3-2: Reparto de consumos de oxígeno en relación con la carga de DBO5 (Ronzano & Dapena, (1995))	29
Figura 4-1: Elección del día correspondiente al percentil 85 para PTAS 1	31
Figura 4-2: Elección del día correspondiente al percentil 85 para PTAS 2	31
Figura 4-3: Elección del día correspondiente al percentil 85 para PTAS 3	32
Figura 4-4: Elección del día correspondiente al percentil 85 para PTAS 4	32
Figura 4-5: Elección del día correspondiente al percentil 85 para PTAS 5	33
Figura 4-6: Elección del día correspondiente al percentil 85 para PTAS 6	33
Figura 4-7: Elección del día correspondiente al percentil 85	34
Figura 4-8: Elección del día correspondiente al percentil 85	35
Figura 4-9: Caudales horarios para la PTAS 1	36
Figura 4-10: Caudales horarios para la PTAS 2.....	37
Figura 4-11: Caudales horarios para la PTAS 3.....	37
Figura 4-12: Caudales horarios para la PTAS 4.....	38
Figura 4-13: Factores de caudal máximo horario para la PTAS 1	39
Figura 4-14: Factores de caudal máximo horario para la PTAS 2	39
Figura 4-15: Factores de caudal máximo horario para la PTAS 3	40
Figura 4-16: Factores de caudal máximo horario para la PTAS 4	40
Figura 4-17: Factores de caudal máximo horario para la PTAS 5	41
Figura 4-18: Factores de caudal máximo horario para la PTAS 6	41
Figura 4-19: Elección del día correspondiente al percentil 85	42
Figura 4-20: Elección del día correspondiente al percentil 85	42
Figura 4-21: Curva de distribución horaria para la PTAS 1	46
Figura 4-22: Curva de distribución horaria para la PTAS 2	47
Figura 4-23: Curva de distribución horaria para la PTAS 3	47
Figura 4-24: Curva de distribución horaria para la PTAS 4	48
Figura 4-25: Curva de distribución horaria para la PTAS 4	48
Figura 4-26: Curva de distribución horaria para la PTAS 6	49
Figura 5-1: Esquema de PTAS para plantas pequeñas.....	50
Figura 5-2: Esquema de PTAS para plantas grandes	50
Figura 5-3: Consumo de oxígeno para PTAS 1	56

Figura 5-4: Consumo de oxígeno para PTAS 2.....	56
Figura 5-5: Consumo de oxígeno para PTAS 3.....	57
Figura 5-6: Consumo de oxígeno para PTAS 4.....	57
Figura 5-7: Factor de máximo consumo diario PTAS 1	58
Figura 5-8: Factor de máximo consumo diario PTAS 2	58
Figura 5-9: Factor de máximo consumo diario PTAS 3	59
Figura 5-10: Factor de máximo consumo diario PTAS 4	59
Figura 5-11: Error en el cálculo del factor PTAS 1	60
Figura 5-12: Error en el cálculo del factor PTAS 2	60
Figura 5-13: Error en el cálculo del factor PTAS 3	61
Figura 5-14: Error en el cálculo del factor PTAS 4	61
Figura 5-15: Consumo de oxígeno para PTAS 1.....	62
Figura 5-16: Consumo de oxígeno para PTAS 2.....	62
Figura 5-17: Consumo de oxígeno para PTAS 3.....	63
Figura 5-18: Consumo de oxígeno para PTAS 4.....	63
Figura 5-19: Factor de máximo consumo diario PTAS 1	64
Figura 5-20: Factor de máximo consumo diario PTAS 2	64
Figura 5-21: Factor de máximo consumo diario PTAS 3	65
Figura 5-22: Factor de máximo consumo diario PTAS 4	65
Figura 5-23: Error en el cálculo del factor PTAS 1	66
Figura 5-24: Error en el cálculo del factor PTAS 2	66
Figura 5-25: Error en el cálculo del factor PTAS 3	67
Figura 5-26: Error en el cálculo del factor PTAS 4	67
Figura 5-27: Consumo de oxígeno para PTAS 5.....	68
Figura 5-28: Consumo de oxígeno para PTAS 6.....	68
Figura 5-29: Factor de máximo consumo diario PTAS 5	69
Figura 5-30: Factor de máximo consumo diario PTAS 6	69
Figura 5-31: Consumo de oxígeno para PTAS 5.....	70
Figura 5-32: Consumo de oxígeno para PTAS 6.....	70
Figura 5-33: Factor de máximo consumo diario PTAS 5	71
Figura 5-34: Factor de máximo consumo diario PTAS 6	71
Figura 6-1: Resultados factor carga diaria respecto de carga media anual	72
Figura 6-2: Resultados factor máximo horario respecto del medio diario	73

1. Introducción

1.1. Motivación

En los sistemas de tratamiento de aguas servidas, algunas de las variables que dictan el diseño son aquellas afluentes a la planta, tales como: el caudal y las cargas de contaminantes como por ejemplo la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Nitrógeno Kjeldahl (NKT) o el Fósforo. Estas variables sufren una importante fluctuación horaria que deber ser analizada, y que, para el diseño de infraestructura, se deben buscar los valores máximos. Frecuentemente, para la etapa de diseño de la planta, es posible que no se disponga información horaria. En esos casos, se utilizan metodologías con las cuales, a partir de los datos promedio de caudal y cargas, se obtiene una serie de datos horaria sintética, que replique la distribución temporal de los datos medidos en otras plantas (Langergraber et al. 2008).

Una de las variables de diseño y operación en un sistema de tratamiento de lodos activados, que se ve afectada por la variación descrita en el párrafo anterior, es el consumo de oxígeno. Para el dimensionamiento del equipamiento de aireación, que satisface la demanda de oxígeno en los reactores de lodos activados, es necesario conocer el consumo máximo de oxígeno diario. En el cálculo de este consumo máximo, autores como Tchobanoglous et al. (2002) propone un factor de seguridad que sea al menos el doble respecto del consumo de oxígeno medio. Por otra parte, Ekama & Marais, (1979) proponen una regla de cálculo considerando la amplitud de la onda de la demanda de oxígeno total a la entrada de la planta. En dicho estudio, se prueba que la amplitud de la curva de consumo de oxígeno se amortigua respecto a la curva de demanda química de oxígeno a la entrada del reactor en un 50%. De forma posterior, con la ayuda de simulaciones dinámicas, se probó que ese valor sobredimensiona el valor máximo de consumo (Musvoto et al. 2002).

Otro enfoque de este problema está dado por el fraccionamiento de la DBO, (DBO de fácil biodegradabilidad y DBO de difícil biodegradabilidad) y el comportamiento de los microorganismos, diferenciando el consumo de oxígeno de los organismos vivos, y la endogénesis, que corresponde al consumo de los organismos muertos. Haciendo suposiciones respecto a este comportamiento, Ronzano & Dapena, (1995) construyen una expresión basándose en que el consumo por endogénesis es constante y la DBO de fácil biodegradabilidad es la causante del máximo de la curva.

Dado que la aireación en los sistemas de tratamiento de lodos activados consume una fracción significativa de la energía total requerida por la planta (Henze, 2008), y que en el diseño y operación se podría sobreestimar el consumo máximo, este trabajo se visualiza como una oportunidad para evaluar de mejor manera el consumo de oxígeno, con tal de economizar energía y en consecuencia costos de inversión y operación de las plantas de tratamiento.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general:

El objetivo general de la memoria es estudiar el consumo máximo diario de oxígeno en el reactor biológico de un sistema de tratamiento de lodos activados para determinar factores de requerimiento de oxígeno máximo horario respecto del medio diario y máximo diario respecto del medio anual, a partir de los datos de seis plantas de tratamiento de origen domiciliario.

1.2.2. Objetivos específicos:

- Determinar el factor de carga máxima diaria respecto de la media anual a partir de la series de datos de las seis plantas de tratamiento.
- Caracterizar la variación del caudal afluente a escala horaria para las seis plantas de tratamiento, para determinar el factor de caudal máximo horario respecto del medio diario.
- Formular una metodología considerando la teoría de consumo carbonáceo y nitrogenáceo de oxígeno para encontrar el máximo consumo de oxígeno intradiario, y en consecuencia el factor de requerimiento máximo horario respecto del medio diario.
- Validar la metodología con simulaciones numéricas dinámicas, para estimar el valor del consumo máximo de oxígeno mediante el software BIOWIN, utilizando las mismas series de datos para las variables de entrada.

1.3. Metodología

1.3.1. Revisión bibliográfica

Se realiza una revisión general del sistema de lodos activados, enfocándose en dos aspectos: la distribución horaria de las principales variables afluentes a las plantas de tratamiento de aguas servidas, y las características del consumo de oxígeno en el reactor biológico del sistema de lodos activados.

1.3.2. Cálculo del factor de carga máxima diaria respecto de la media anual

- Se implementa una metodología basada en la revisión anterior para procesar series de datos afluentes a una planta de tratamiento con el objetivo de encontrar el factor de carga máxima diaria respecto de la media anual. El día

en que se cumple este máximo, será analizado para encontrar el máximo horario.

1.3.3. Formulación de metodología para factor de requerimiento máximo horario respecto del medio diario

Paralelamente, se desarrolla una metodología para encontrar el factor de requerimiento máximo horario respecto del medio diario, considerando tanto la demanda carbonácea de oxígeno, es decir los organismos que reducen la materia orgánica, como la demanda nitrogenácea de oxígeno, que corresponde al consumo de oxígeno de los organismos nitrificantes.

1.3.4. Validación de metodología

Para el día de máxima carga, se realiza una distribución horaria del caudal y las cargas incluyendo el eventual relleno de datos para posteriormente validar los resultados obtenidos en la sección anterior comparándolos con los de simulaciones numéricas dinámicas con el software BIOWIN. Adicionalmente se realizan análisis de sensibilidad, respecto de parámetros importantes como por ejemplo, la temperatura del sistema o el tiempo de retención de sólidos.

2. Antecedentes generales del sistema de lodos activados

2.1. Características de aguas servidas afluyente a una planta de tratamiento

El agua servida afluyente a una planta de tratamiento posee características variables en función del tiempo y de la población. Respecto del último punto, afecta al agua servida el nivel socioeconómico, la presencia de actividad industrial, entre otros.

Ahora bien, estos datos solo se pueden obtener una vez construida la red de alcantarillado, y además no son fáciles de caracterizar, por lo que la legislación chilena se ha definido un valor característico para las aguas servidas domésticas de varios contaminantes, de los cuales se detallan, cinco relevantes para el estudio

- DQO: Corresponde a la Demanda Química de Oxígeno;
- DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días y a una temperatura de 20°C que indica el contenido de materia orgánica biodegradable] en aguas servidas;
- SST: Sólidos Suspendidos Totales, que se consideran como aquellos que no pasan a través de una membrana de porosidad de 2 micrones;
- NKT: Nitrógeno Kjeldahl total, que corresponde a la suma del nitrógeno orgánico y el nitrógeno amoniacal.
- P: Fósforo total, que incluye todas las formas del fósforo.

Cuatro de estos contaminantes son caracterizados en el decreto Supremo N°609 (DS 609, 1998), que dicta la emisión de descargas de residuos líquidos a sistemas de alcantarillado. Esta norma considera para el cálculo de la carga unitaria por contaminante, una dotación de 200 (l/hab/d) y un factor de recuperación de 0.8. En la tabla 2-1 se presentan los valores propuestos por la norma

Tabla 2-1: Caracterización de aguas servidas domésticas (DS 609, 1998)

Contaminante	Concentración	Carga Unitaria
	mg/l	g/hab/d
DBO	250	40
SST	220	35
NKT	50	8
P	5	0,8

2.2. Parámetros representativos de la materia orgánica

De los parámetros mencionados en la sección anterior, dos se utilizan para representar la materia orgánica, DBO₅ y DQO. La DBO₅ es un parámetro normado en

Chile en términos de la descarga de residuos a cuerpos de agua y en las normas a nivel mundial que sin embargo tiene algunas limitaciones a considerar:

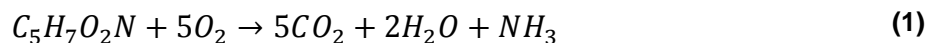
La DBO₅ mide sólo el consumo de oxígeno de la materia orgánica o conocida como la demanda carbonácea de oxígeno de la muestra a 5 días, lo que supone una estimación menor de la demanda de oxígeno, dado que es probable que en ese tiempo no se haya consumido la totalidad de la materia orgánica. Aproximadamente a los 21 días se consume con certeza la totalidad de la materia orgánica. La demanda de oxígeno a 21 días se denomina DBO última (DBO_u) (Henze et al, 2008).

A pesar de que la DBO_u representa de mejor manera la demanda de oxígeno, no se utiliza por el largo tiempo requerido para la obtención del resultado. Para estimar la DBO_u, a partir de la DBO₅, se utiliza un modelo matemático que supone que el consumo de materia orgánica es gobernado por una reacción de primer orden.

Otro aspecto a considerar, es que durante el ensayo de DBO₅, se debe inhibir el proceso de nitrificación, ya que este utiliza oxígeno al transformar el amoníaco o el amonio en nitrato. Teniendo esta consideración en el ensayo, se obtiene el valor de la demanda bioquímica de oxígeno carbonácea.

La DQO mide el consumo de oxígeno total requerido para oxidar la materia orgánica biodegradable y no biodegradable, mediante la utilización de un producto químico altamente oxidante en un ambiente ácido (Tchobanoglous, et al. 2002). Un ejemplo es el Dicromato potásico.

La DQO se puede ligar con la demanda de oxígeno de los sólidos suspendidos volátiles caracterizados con la siguiente estequiometría ($C_5H_7O_2N$), que es la caracterización básica de una célula bacteriana. Realizando el balance estequiométrico de la oxidación completa de las células, mostrada en la ecuación 1, se obtiene que para el oxidar un gramo de SSV, se requieren 1,42 gramos de oxígeno o 1,42 g de DQO. Ahora bien (Henze et al, 2008), recomienda la utilización de un valor de 1,48 para la razón DQO/SSV basados en observaciones experimentales.



La ventaja de la DQO por sobre DBO₅ es el tiempo de duración del ensayo, dado que el resultado de un ensayo de DQO requiere alrededor de dos horas, lo cual permite utilizarlo como parámetro de operación de las plantas de tratamiento. Por otro lado, la principal desventaja de la DQO es que no diferencia entre las fracciones biodegradables y no biodegradables, por lo que se requiere conocimiento adicional para definir las diferentes características del sustrato.

2.3. Fraccionamiento de la DQO

El fraccionamiento corresponde a una caracterización de la materia orgánica considerando alguna de las características, tales como el tamaño de los componentes y en consecuencia su sedimentabilidad y biodegradabilidad. Para la mejor caracterización de las aguas residuales (Henze et al, 2008), propone la siguiente clasificación o fraccionamiento de la DQO, mostrada en la figura (2-1).

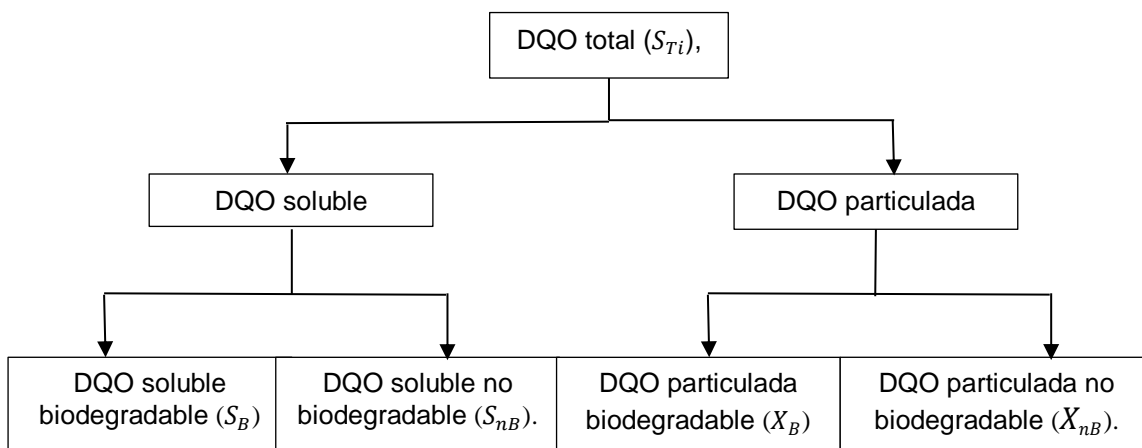


Figura 2-1: Fraccionamiento de la DQO

La principal división de la DQO total afluyente (S_{Ti}), es entre la DQO biodegradable (S_B), y la DQO no biodegradable (S_{nB}). La DQO no biodegradable se divide a su vez en DQO no biodegradable soluble (S_{nBs}) que pasa por la planta de tratamiento sin verse afectada. Por otro lado, la DQO no biodegradable particulada, es adsorbida por el lodo y es posible eliminarlo.

La DQO biodegradable se fracciona en DQO biodegradable soluble, o rápidamente biodegradable, que es fácilmente utilizada por los microorganismos y generan un consumo casi inmediato de oxígeno. La DQO biodegradable particulada o lentamente biodegradable debe ser solubilizada antes de que los microorganismos la utilicen para su metabolismo. Este proceso es más lento que el consumo de los microorganismos, por lo que controla el proceso de consumo de materia orgánica (Melcer, 2004).

Para la determinación del fraccionamiento de un agua servida se distinguen dos tipos de metodología para el fraccionamiento: por respirometría y de tipo fisicoquímico (Vázquez-Mejía et al. 2013). La metodología por respirometría considera mediciones de consumo de oxígeno a las muestras de agua, mientras que un método

fisicoquímico utiliza filtraciones a 0.1 micrones para diferenciar entre la fracción soluble y la sedimentable.

2.4. Variabilidad temporal de datos afluentes de PTAS.

Tanto los parámetros descritos en la primera sección, como el caudal de entrada a la planta son varian en el tiempo, durante el día el caudal máximo puede ser significativamente mayor que el caudal medio diario (Musvoto et al 2002). Típicamente a la entrada de una planta de tratamiento, el caudal máximo se presenta al finalizar la mañana o en el mediodía, momento en que el flujo proveniente de la actividad matutina de las personas, como las descargas de duchas y WC, llega a la planta. Un segundo máximo se produce alrededor de las 21:00, como se muestra en la figura 2-1. El caudal mínimo se alcanza durante la madrugada, debido a disminución de la actividad de la ciudad (Tchobanoglous, et al. 2002)

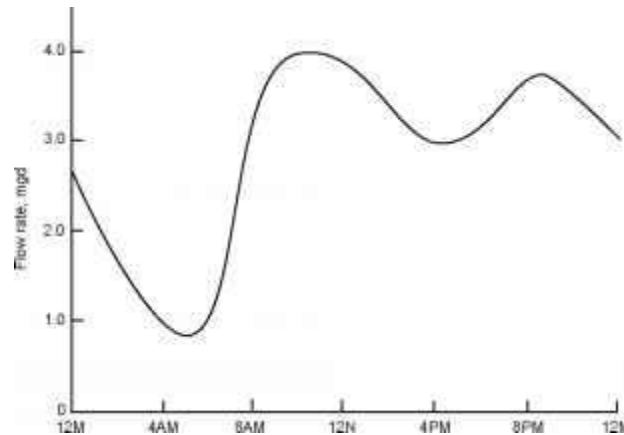


Figura 2-2: Variación horaria del caudal de entrada a una planta de tratamiento de agua doméstica (Tchobanoglous, et al. 2002)

La forma de la curva de la figura 2-2 varía dependiendo del tamaño de la ciudad, que al aumentar, disminuye la amplitud de los máximos respecto del valor medio. También afecta la longitud del sistema de drenaje desplazando en el tiempo los máximos de la curva (Tchobanoglous, et al. 2002).

Otro tipo de variación corresponde a la estacional, observada principalmente en balnearios y zonas donde la industria ofrece trabajo por estaciones, como por ejemplo pequeños pueblos agrícolas con cosecha estacional. La magnitud de la variación depende directamente del tamaño de la población permanente y de la magnitud de la actividad temporal. (Henze et al, 2008).

Para la caracterización del máximo caudal, se utilizan factores de máximo, calculados del análisis de datos de al menos tres años (Tchobanoglous, et al. 2002). Con estos datos se estima el factor con la siguiente ecuación.

$$fQ_{max} = \frac{Q_{maxh}}{Q_{medio\ diario}} \quad (2)$$

Dónde:

- fQ_{max} : Factor peak
- Q_{maxh} : Caudal máximo horario [l/s]
- $Q_{medio\ diario}$: Caudal medio diario en el periodo de estudio. [l/s]

En Chile, para cálculos de diseño de poblaciones equivalentes mayores a 1000 habitantes se utiliza el coeficiente de Harmon, descrito en la ecuación (3). Para poblaciones menores a 100 habitantes, se utiliza los valores del anexo de la NCh 1105 (2009). Para casos intermedios, se realiza una regresión entre los dos métodos.

$$f_{Harmon} = 1 + \frac{14}{4 + \sqrt{\frac{P}{1000}}} \quad (3)$$

Dónde:

- f_{Harmon} : Coeficiente de Harmon
- P : Población servida.

Las cargas de los contaminantes también presentan variaciones diarias similares a la de la figura 2-2, aunque la carga máxima de nitrógeno se presenta con anterioridad a la máxima carga máxima de DBO , debido a la naturaleza de la urea, principal aportante de nitrógeno Kjeldahl proveniente de la orina, que llega antes a la planta de tratamiento. (Musvoto et al 2002).

2.5. Sistema de lodos activados

El sistema de lodos activados fue desarrollado el año 1914 en Inglaterra por Ardern y Lockett, y fue nombrado así, debido a que el tratamiento involucra el crecimiento de una masa activa de microorganismos que, en su metabolismo, son capaces de estabilizar biológicamente los residuos del alcantarillado bajo condiciones aeróbicas (Henze et al, 2008).

El sistema de lodos activados está constituido mínimamente por un estanque de aireación o reactor biológico y un sedimentador secundario. En el reactor biológico se produce la oxidación de la materia orgánica del agua servida mediante el crecimiento y metabolismo de microorganismos. La unión de los microorganismos con la materia orgánica forma flóculos que adicionalmente capturan parte de los sólidos no sedimentables de tamaño coloidal (Tchobanoglous, et al. 2002). La mezcla de lodos

activado con el resto de los componentes de agua servida, forman el licor de mezcla.

El sedimentador secundario recibe el licor de mezcla del reactor biológico y separa la fase líquida, generando un sobrenadante clarificado y un lodo de fondo por acción gravitacional (Henze et al, 2008). El sobrenadante clarificado es evacuado por vertederos superficiales y enviados a desinfección para su posterior descarga a algún cuerpo de agua. El lodo de fondo, que contiene la mayoría de microorganismos, es parcialmente recirculado al reactor.

Parte del lodo es extraído del sistema, ya sea desde la recirculación del sedimentador secundario al reactor o desde la conexión por donde pasa el licor de mezcla entre el reactor biológico y el sedimentador secundario, como se muestra en la figura 2.1. Este lodo en exceso es concentrado, deshidratado, estabilizado e higienizado antes de su evacuación de la planta.

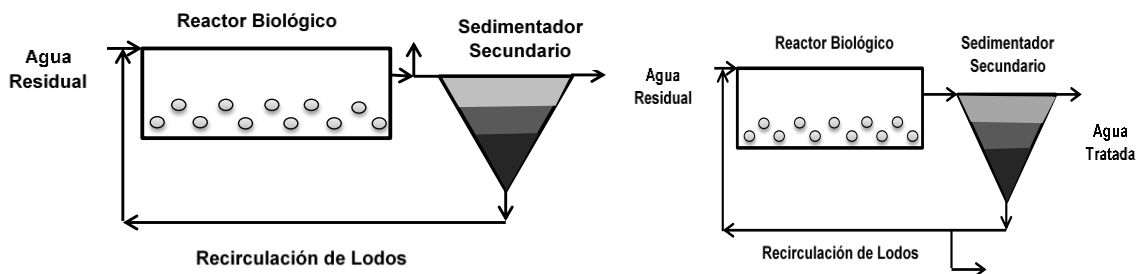


Figura 2-3: Purga de lodos en sistema de lodos activados (Contreras, 2010)

Adicionalmente el sistema de lodos activados puede incluir un sedimentador primario, cuyo objetivo es la reducción de la carga de entrada al reactor biológico. La viabilidad de la instalación de un sedimentador primario, generalmente se da en plantas para poblaciones grandes (Tchobanoglous, et al. 2002). Considerando el sedimentador primario, un sistema de lodos activados se puede esquematizar como en la figura 2.2

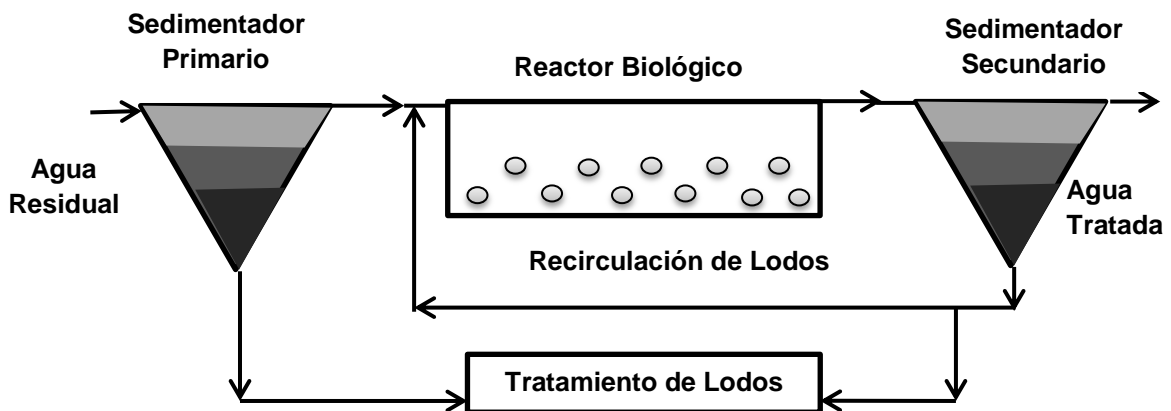


Figura 2-4: Esquema de un sistema de lodos activados (Contreras, 2010)

2.6. Reactor biológico

El reactor biológico recibe las aguas servidas provenientes de pretratamiento o de la sedimentación primaria además de los retornos del sedimentador secundario. Los objetivos del reactor biológico, como parte del tratamiento biológico de aguas servidas son los siguientes (Tchobanoglous, et al. 2002):

- Oxidar la materia orgánica biodegradable disuelta y suspendida;
- Capturar los sólidos coloidales sedimentables y no sedimentables con flocs generados con los microorganismos;
- Transformar o remover nutrientes, como el nitrógeno y el fósforo.

Para el cumplimiento de estos objetivos en el reactor biológico se promueve el crecimiento de microorganismos capaces de utilizar la materia orgánica biodegradable o sustrato como parte de su metabolismo. Es por esta razón que al contenido del reactor biológico se le suministra oxígeno, de modo de mantener una concentración de oxígeno disuelto mínima que satisfaga la demanda de oxígeno del agua residual, la respiración endógena de los organismos y la demanda adicional para proceso de remoción de nutrientes como la nitrificación.

Además del suministro de oxígeno, es importante realizar una adecuada mezcla del contenido del reactor, con el objetivo de homogeneizar el licor mezclado. También los microorganismos requieren en su metabolismo una determinada concentración de nutrientes tales como el nitrógeno y el fósforo entre otros. Por lo general las aguas residuales de carácter domiciliario contienen las cantidades suficientes de estos compuestos.

2.7. Modelación del sistema de lodos activados

La bioquímica de un sistema de lodos activados requiere un control de las condiciones ambientales de manera de optimizar los procesos que producen la degradación de materia orgánica, así como de nutrientes tales como el nitrógeno y el fósforo. Es por esto que, se ha planteado la modelación de este sistema con el objetivo de poder predecir el comportamiento para por diseñar y operar plantas de tratamiento.

2.8. Cinética y estequiometría de reacciones de microorganismos

Uno de los procesos que requiere ser modelado es la tasa de crecimiento de los microorganismos, que se muestra en la ecuación (4), como una cinética de primer orden.

$$r_g = \mu X \quad (4)$$

Dónde:

- r_g : Tasa de crecimiento bacteriano [$mgSSV/l/d$]
- μ : Tasa de crecimiento específico [$1/d$]
- X : Concentración de microorganismos en el reactor. [$mgSSV/l$]

La tasa de crecimiento específico incorpora los requerimientos de los microorganismos para su crecimiento. Estos requerimientos que corresponden a sustrato y nutrientes están en forma limitada en el reactor y si en determinado momento se acabaran, el crecimiento del microorganismo se detendría. Monod (1949), caracterizó este comportamiento mediante la siguiente relación

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \quad (5)$$

Dónde:

- μ_m : Tasa máxima de crecimiento específico [$1/d$]
- S : Concentración del sustrato limitante del crecimiento [mg/l]
- K_s : Constante de velocidad media, concentración de sustrato a la mitad de la tasa máxima de crecimiento. [$mg\text{sustrato}/l$]

Reemplazando el valor de la tasa de crecimiento específica en la ecuación (4), se obtiene la relación final para el crecimiento de los microorganismos

$$r_g = \mu_m \frac{SX}{K_s + S} \quad (6)$$

Por otra parte, el consumo de sustrato corresponde en parte al crecimiento celular, y esta fracción está caracterizada por el Yield, que corresponde a la relación estequiométrica entre la biomasa producida y el sustrato utilizado para el crecimiento de microorganismos. En la ecuación (7) se muestra la equivalencia descrita entre las tasas de crecimiento de biomasa y el consumo del sustrato en el reactor

$$r_g = -Yr_s \quad (7)$$

Dónde:

- r_s : Tasa de consumo del sustrato [$mg\text{sustrato}/l/d$]
- Y : Relación entre la masa de biomasa formada y masa de sustrato consumido [$mgSSV/mg\text{sustrato}$]

Sustituyendo el término de la tasa de crecimiento por la expresión de la ecuación (4) y reordenando la ecuación se obtiene la expresión para el consumo de sustrato, mostrado en la ecuación (8)

$$r_s = \mu_m \frac{SX}{Y(K_s + S)} \quad (8)$$

Definiendo el término k , como la tasa máxima de utilización de sustrato por unidad de masa de microorganismos, la expresión del consumo finalmente queda caracterizada con la siguiente ecuación:

$$r_s = \frac{kSX}{(K_s + S)} \quad (9)$$

Otro proceso a considerar como parte del ciclo de vida de los microorganismos, corresponde a la muerte y depredación. Estos procesos se caracterizan de manera similar al crecimiento, mediante una cinética de primer orden, de modo que la disminución de biomasa es proporcional la concentración de microorganismos. Este proceso se identifica como decaimiento endógeno y se expresa de la siguiente manera.

$$r_d = -bX \quad (10)$$

Dónde:

- r_d : Tasa de decaimiento endógeno [$mgSSV/l/d$]
- b : Coeficiente de decaimiento endógeno. [$1/d$]

Por lo tanto, la tasa de crecimiento neto bacteriano considera la diferencia entre la tasa de crecimiento y el decaimiento endógeno, como se muestra en la ecuación (11):

$$r = r_g - r_d = \mu_m \frac{SX}{K_s + S} - bX \quad (11)$$

Dónde:

- r : Tasa neta de crecimiento [$mgSSV/l/d$]

De la ecuación (10) es posible deducir la tasa neta específica de crecimiento, valor que como se demuestra en la ecuación (12), no depende de la concentración de biomasa en el reactor.

$$\mu = \frac{r}{X} = \mu_m \frac{S}{K_s + S} - b \quad (12)$$

Dónde:

- μ : Tasa neta de crecimiento específico. [$1/d$]

2.9. Edad del lodo (SRT)

Considerando un sistema de lodos activados con salida de lodos en la purga y sin sedimentador primario, la edad del lodo o tiempo de retención celular corresponde al tiempo medio que permanece una partícula de sólido dentro del sistema. La edad de lodo se calcula como la fracción entre la masa de sólidos suspendidos totales en el sistema y el flujo másico que lo abandona.

Para el caso de la figura 2-5, en donde la purga de lodos se realiza desde la recirculación, la ecuación es la siguiente:

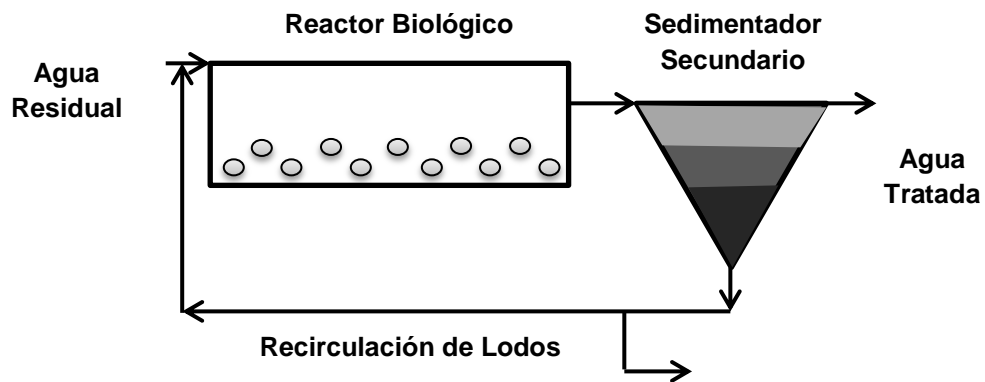


Figura 2-5: Diagrama de flujo de sistema de lodos activados con purga desde la recirculación

$$SRT = \frac{V \cdot X}{Q_w^* \cdot X_r + Q_e \cdot X_e} \quad (13)$$

Dónde:

- V : Volumen del reactor [l]
- X : Concentración de sólidos suspendidos en el reactor. [mgSSV/l]
- Q_w^* : Caudal de purga [l/s]
- X_r : Concentración de sólidos suspendidos en la recirculación [mgSSV/l]
- Q_e : Caudal Efluente [l/s]
- X_e : Concentración de sólidos suspendidos efluente [mgSSV/l]

Por otro lado, si la purga se realiza desde el reactor, como se muestra en la figura 2-6 la expresión cambia y se simplifica, debido al supuesto que la concentración en el efluente es significativamente menor que en la purga, lo cual es razonable para sistemas con alta tasa del recirculación y edades del lodo mayores que 3 días (Henze et al, 2008).

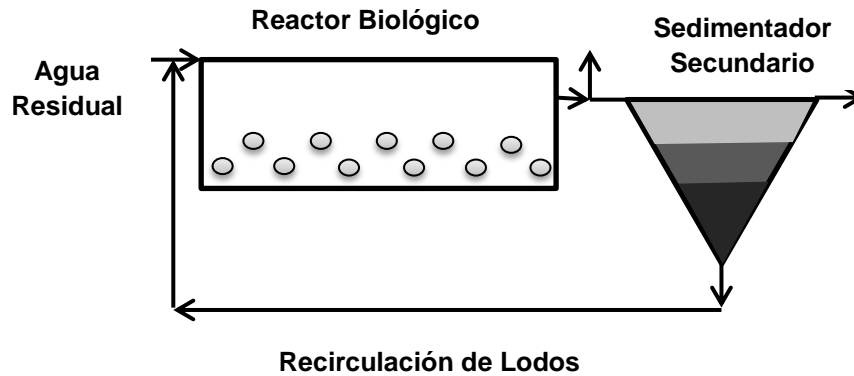


Figura 2-6: Diagrama de flujo de sistema de lodos activados con purga desde el reactor

$$SRT = \frac{V \cdot X}{Q_w^* \cdot X + Q_e \cdot X_e} = \frac{V}{Q_w^*} \quad (14)$$

2.10. Balances de masa

Siguiendo con la caracterización de un sistema de lodos activados, es necesario realizar balances de masa en el sistema al sustrato, biomasa biodegradable y sólidos orgánicos no biodegradables.

Para el caso del sustrato, la entrada corresponde únicamente al flujo másico afluente de sustrato, mientras que las salidas son el flujo másico por el afluente, que posee la misma concentración que el reactor y el consumo de sustrato por parte de los microorganismos, tal y como se muestra en la ecuación (15)

$$\frac{dS}{dt}V = QS_o - Q_eS - \frac{kXS}{K_s + S}V \quad (15)$$

El balance de masa de la biomasa biodegradable es similar al del sustrato en cuanto a los términos de entrada y salida del sistema, aunque se debe considerar una salida adicional correspondiente a la purga de lodos, y además que la tasa de crecimiento como se explicó anteriormente considera tanto el decaimiento endógeno como el crecimiento.

$$\frac{dX}{dt}V = QX_o - [(Q - Q_w)X_e + Q_wX_r] - rV \quad (16)$$

Para este caso es válido considerar que la biomasa afluente es nula (Tchobanoglous, et al. 2002), por lo que el término QX_o , es despreciable. Además considerando régimen permanente y aplicando álgebra a la ecuación (15), se obtiene la siguiente relación.

$$r_g = X \cdot \frac{[(Q - Q_w)X_e + Q_w X_r]}{X \cdot V} = \frac{X}{SRT} \quad (17)$$

Finalmente, el balance de masa para los sólidos no biodegradables no considera un consumo por parte de los microorganismos por lo que las salidas corresponden sólo al efluente y a la purga de lodos como se muestra en la ecuación (18).

$$\frac{dX_F}{dt} V = QX_{F_o} - [(Q - Q_w)X_{F_e} + Q_w X_{F_r}] \quad (18)$$

Dónde:

- X_F : Concentración de sólidos fijos en el reactor X_{F_o} : Concentración de sólidos fijos afluente [mgSSI/l]
- X_{F_e} : Concentración de sólidos fijos efluente [mgSSI/l]
- X_{F_r} : Concentración de sólidos fijos en la recirculación. [mgSSI/l]

En régimen permanente, y considerando la definición de edad del lodo, se obtiene la siguiente expresión:

$$X_F = \frac{X_F \cdot V}{[(Q - Q_w)X_{F_e} + Q_w X_{F_r}]} X_{F_o} \cdot \frac{Q}{V} = X_{F_o} \frac{SRT}{HRT} \quad (19)$$

- HRT : Tiempo de retención hidráulico [T]

El tiempo de retención hidráulico se obtiene del cociente entre el volumen del reactor y el caudal circulante por la planta.

$$HRT = \frac{V}{Q} \quad (20)$$

2.11. Sedimentador secundario

El licor mezclado que sale del reactor, ingresa al sedimentador secundario, cuya finalidad principal es separar el lodo del licor de mezcla dejando una fase líquida con una concentración de SST capaz de cumplir la norma de descarga. El lodo está compuesto de microorganismos, células muertas que, por su tamaño individual, sería difícil separarlos de la fase líquida. Sin embargo, en el reactor se generan los flóculos

con estos microorganismos, los cuales si presentan una densidad mayor que el agua y en consecuencia son sedimentables. (Henze, et al 2008).

Otro aspecto importante del sedimentador radica en la función del espesamiento del lodo, para producir un flujo constante de lodo de mayor densidad en la recirculación hacia el reactor biológico. También los sedimentadores tienen la función de almacenar lodo durante periodo de crecidas en el flujo (Henze, et al 2008).

3. Modelos de consumo de materia orgánica y nitrificación en el reactor biológico

3.1. Modelos de oxidación de materia orgánica y consumo de oxígeno.

Existe una variedad de modelos de distinta complejidad para la cuantificación del requerimiento de oxígeno y la producción de lodos en exceso de un reactor biológico, que corresponden a las principales variables de salida, con las cuales es posible diseñar.

Los dos modelos que se estudian en este capítulo corresponden a ASSM 2008, Nannig et al. (2008), y el Marais & Ekama (1976), el primero que toma como sustrato la DBO₅ y el segundo que toma como sustrato la DQO.

3.2. ASSM

El modelo ASSM, utiliza la DBO₅ como sustrato, ya que es el parámetro considerado en las normativas de descarga de efluentes, como por ejemplo en Chile. El uso de la DBO₅ como sustrato requiere el conocimiento de una relación entre la DQO biodegradable y la DBO₅.

En régimen estacionario, para calcular la concentración de sustrato en el reactor biológico se realiza el balance de masa de los sólidos suspendidos mostrado en la ecuación (15). Del álgebra se obtiene la siguiente ecuación.

$$S = \frac{K_S \cdot (1 + b \cdot SRT)}{SRT \cdot (\mu_m - b) - 1} \quad (21)$$

Para el cálculo de la concentración de la biomasa activa en el reactor, se utiliza la ecuación de balance de masa del sustrato mostrada en la ecuación (14) y la ecuación (21), obteniéndose la siguiente expresión:

$$X = \frac{Y \cdot SRT \cdot (S_0 - S)}{HRT \cdot (1 + b \cdot SRT)} \quad (22)$$

3.2.1. Producción de lodos

La producción de lodos del sistema depende directamente de la edad de lodo, en la ecuación (32), se muestra la expresión genérica para cualquier tipo de lodos, de este modo aplicando la ecuación (16), considerando la concentración de biomasa, se obtiene la producción de lodos correspondiente a la biomasa.

$$PX_i = \frac{X_i \cdot V}{SRT} \quad (23)$$

$$PX_s = \frac{Y \cdot Q \cdot (S_o - S)}{1 + b \cdot SRT} \quad (24)$$

Dónde:

- PX_i : Producción de lodos del sólido i en exceso [$mgSS/d$]
- X_i : Concentración del sólido i en el reactor [$mgSS/l$]
- PX_s : Producción de lodos de sólidos en exceso [$mgSSV/d$]

Por otra parte, la concentración del residuo endógeno en el reactor depende de la concentración de biomasa como se observa en la ecuación (18), de un factor que indica la fracción de biomasa que permanece como residuo inerte y de la tasa de respiración endógena.

$$X_e = f \cdot b \cdot X \cdot SRT \quad (25)$$

Dónde:

- X_e : Concentración de residuo endógeno en el reactor [$mgSSV/l$]
- f : Fracción de la biomasa que permanece inerte.

En consecuencia, utilizando la ecuación (23) y la ecuación (25) se obtiene la expresión para la producción de lodos en exceso de residuo endógeno.

$$PX_e = \frac{Y \cdot Q \cdot (S_o - S) \cdot f \cdot b \cdot SRT}{1 + b \cdot SRT} \quad (26)$$

Considerando las producciones de lodos por parte de la biomasa además de la producción por residuo endógeno, se obtiene la producción de lodos de sólidos volátiles, mostrada en la ecuación (26).

$$PX_v = PX_e + PX_s = \frac{Y \cdot Q \cdot (S_o - S)}{1 + b \cdot SRT} \cdot (1 + f \cdot b \cdot SRT) \quad (27)$$

Dónde:

- PX_v : Producción de lodos de sólidos volátiles en exceso [$mgSSV/l$]

Para el cálculo de la producción total de lodos, es necesario agregar aquellos sólidos inertes e inorgánicos afluentes a la planta, cuyas concentraciones son caracterizadas por la ecuación (19). Luego utilizando la ecuación (23), para obtener la producción de lodos de este tipo de sólidos y sumándolo al resultado de la producción de lodos de sólidos volátiles, se obtiene la producción total de lodos

$$PX_T = \frac{Y \cdot Q \cdot (S_o - S)}{1 + b \cdot SRT} \cdot (1 + f \cdot b \cdot SRT) + (X_{F_o} + X_{V_{I_o}}) \cdot Q \quad (28)$$

Dónde:

- PX_T : Producción total de lodos en exceso [$mgSST/d$]
- X_{F_o} : Concentración de sólidos inorgánicos afluentes [$mgSSI/l$]
- $X_{V_{I_o}}$: Concentración de sólidos orgánicos inertes afluentes. [$mgSSVI/l$]

Si bien la ecuación anterior caracteriza la producción de lodos de acuerdo a los balances de masa, en los análisis de SSV y SST no se obtenían valores concordantes con ese análisis. Ekama & Wentzel (2004) explican que esta diferencia se debe a sólidos disueltos inorgánicos que precipitan durante el secado e incineración de los análisis. Es por esto que los autores proponen agregar el término $0,15 \cdot X$, a la concentración de los sólidos fijos. Este cambio también ha sido incluido en programas que modelan el tratamiento de aguas servidas como ASIM y BLOWIN (Nannig et al., 2008). De este modo, la concentración de sólidos fijos se muestra en la ecuación (29) y la producción de lodos total en exceso considerando esta diferencia en la ecuación (30).

$$X_{F_{medidos}} = X_{F_o} \frac{SRT}{HRT} + 0,15 \cdot X \quad (29)$$

$$PX_{T_{medidos}} = \frac{Y \cdot Q \cdot (S_o - S)}{1 + b \cdot SRT} \cdot (1 + 0,15 + f \cdot b \cdot SRT) + (X_{F_o} + X_{V_{I_o}}) \cdot Q \quad (30)$$

3.2.2. Requerimiento de oxígeno

La ecuación de consumo de oxígeno carbonáceo, se obtiene del balance de DQO biodegradable en el sistema, donde la diferencia entre la DQO afluente, la DQO efluente y la DQO extraída por la purga de lodos corresponde al consumo de los organismos heterótrofos como el consumo del residuo endógeno. Ahora bien, como el modelo ASSM toma como sustrato la DBO_5 , es necesario transformar este sustrato con dos factores mostrados en la ecuación (31).

$$FO_c = Q \cdot (S_o - S) \cdot f_{U-DBO_5} \cdot f_{DQO_{BIOD-U}} - 1,42 \cdot (PX_s + PX_e) \quad (31)$$

Dónde:

- f_{U-DBO_5} : Factor de relación entre DBO_5 y DBO_u [$mgDBO_5/mgDBO_u$]
- $f_{DQO_{BIOD-U}}$: Factor de relación entre DBO_u y DQO biodegradable [$mgDBO_u/mgDQO_{bio}$]

Estos factores discutidos ampliamente por Nannig et al. (2008), relacionan la DBO_5 con la DQO biodegradable en dos relaciones, en primer lugar f_{U-DBO_5} , que relaciona

la DBO₅ con la DBO-u, tiene un valor típico de 1,47 para aguas servidas domésticas. Respecto del $f_{DQOBIOD-U}$, Grady (1999), plantea una relación entre la DBO biodegradable y la DBO_u, suponiendo que la diferencia entre ambos índices es el residuo celular inerte.

$$DQO_{bio} = DBO_u + 1,42 \cdot f \cdot Y \cdot DQO_{bio} \quad (32)$$

Esta ecuación, reescrita convenientemente y reemplazando los términos de la producción de lodos producto de la síntesis y la respiración endógena, es posible identificar la fracción de consumo de oxígeno por parte de la síntesis y la fracción endógena, como se muestra en la ecuación. El término de la izquierda corresponde al consumo de oxígeno producto de la síntesis celular y el segundo término corresponde a la respiración endógena.

$$FO_c = Q \cdot (S_o - S) \cdot \left((f_{U-DBO-5} \cdot f_{DQOBIOD-U} - 1,42 \cdot Y) + 1,42 \cdot (1 - f) \cdot b \cdot \left(\frac{Y \cdot SRT}{1 + b \cdot SRT} \right) \right) \quad (33)$$

Con esta formulación es posible comparar de manera muy simple los resultados de ambos modelos en términos de la biomasa activa, que corresponde al primer término y de la respiración endógena (segundo término)

3.3. Marais & Ekama

Como se explicó anteriormente, el modelo planteado por Marais & Ekama, utiliza como sustrato a la demanda química de oxígeno. De la DQO total afluente a la planta de tratamiento, la fracción que es aprovechable por los microorganismos corresponde a la DQO biodegradable (Henze, et al 2008).

3.3.1. Producción de lodos

El flujo másico afluente se calcula con la ecuación (34),

$$FS_{bi} = Q \cdot S_{ti} \cdot (1 - f_{sup} - f_{sus}) \quad (34)$$

Dónde:

- FS_{bi} : Flujo másico de DQO biodegradable [$mgDQO/s$]
- Q : Caudal afluente [l/s]
- S_{ti} : Concentración de DQO total afluente [$mgDQO/l$]
- f_{sup} : Fracción de DQO no biodegradable particulada
- f_{sus} : Fracción de DQO no biodegradable soluble

Utilizando la ecuación (34) y combinándola con la ecuación (23), es posible obtener la ecuación que describe la masa de organismos heterótrofos

$$MX_{Bh} = \frac{FS_{bi} \cdot Y_{Hv} \cdot SRT}{1 + b \cdot SRT} \quad (35)$$

Dónde:

- MX_{Bh} : Masa de organismos heterótrofos [kgSSV]
- Y_{Hv} : Relación entre la masa de biomasa formada y masa de sustrato consumido en términos de masa de sólidos volátiles por masa de demanda química de oxígeno. [mgSSV/mgDQO]

De igual manera que en el modelo ASSM, se obtiene la masa de residuo endógeno en el reactor de igual manera que en la masa de organismos heterótrofos utilizando la ecuación (36)

$$MX_{Eh} = \frac{FS_{bi} \cdot Y_{Hv} \cdot SRT}{1 + b \cdot SRT} \cdot f \cdot b \cdot SRT \quad (36)$$

Dónde:

- MX_{Eh} : Masa de residuo endógeno. [kgSSV]
- f : Fracción de la biomasa que permanece inerte.

La masa de sólidos fijos se muestra en la ecuación (23) y la producción de lodos total en exceso considerando esta diferencia en la ecuación (24).

$$MX_{lv} = FS_{ti} \cdot \frac{f_{Sup}}{f_{cv}} \quad (37)$$

Dónde:

- MX_{lv} : Masa de sólidos volátiles fijos. [kgSSI]
- f_{cv} : Radio entre demanda química de oxígeno y sólidos suspendidos volátiles.

Considerando las masas descritas en las ecuaciones (35) (36) (37) se obtiene la masa total de sólidos suspendidos volátiles mostrada en la ecuación.

$$MX_v = MX_{Bh} + MX_{Eh} + MX_{lv} \quad (38)$$

Dónde:

- MX_v : Masa de sólidos volátiles fijos. [kgSSF]

Finalmente, la masa total en el reactor corresponde a la suma de la masa de sólidos suspendidos volátiles y la masa de sólidos volátiles inorgánicos que corresponde simplemente al flujo másico afluente de estos sólidos multiplicado por el tiempo de

residencia correspondiente a la edad de lodos. Esta masa se describe en la siguiente ecuación.

$$MX_t = MX_v + FX_{IO} \cdot SRT \quad (39)$$

Dónde:

- MX_t : Masa de sólidos volátiles fijos. [kgSSF]
- FX_{IO} : Flujo másico afluente de sólidos volátiles fijos. [kgSSF/d]

Para el cálculo de la producción de lodos del sistema, se utiliza la misma ecuación que para el modelo ASSM, modificada levemente, dado que, en este modelo se utiliza la masa de sólidos en el reactor como eje de cálculo.

$$PX_T = \frac{V \cdot X_t}{SRT} = \frac{MX_t}{SRT} \quad (40)$$

3.3.2. Requerimiento de oxígeno

La ecuación de consumo de oxígeno carbonáceo, se obtiene del balance de DQO en el sistema, donde la diferencia entre la DQO afluente y la DQO efluente y extraída por la purga de lodos, corresponde tanto al consumo de los organismos heterótrofos como al consumo del residuo endógeno. Esto se muestra en la ecuación

$$FO_c = FS_{bi} \cdot \left((1 - f_{cv} \cdot Y_{Hv}) + (1 - f) \cdot b \cdot \left(\frac{Y \cdot f_{cv} \cdot SRT}{1 + b \cdot SRT} \right) \right) \quad (41)$$

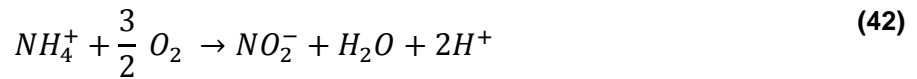
Esta ecuación es equivalente a la descrita para el modelo ASSM, con diferencias entre los términos que relacionan las masas de sólidos y de demanda de oxígeno. Al igual que en el modelo ASSM, el término de la izquierda corresponde al consumo de oxígeno producto de la síntesis celular y el segundo término corresponde a la respiración endógena.

Comparando ambos modelos, es claro que el modelo de Marais & Ekama requiere una mejor descripción del fraccionamiento del afluente para la obtención de los parámetros f_{Sup} y f_{Sus} . Por otra parte, el modelo ASSM, requiere la calibración de los términos $f_{U-DBO-5}$ y $f_{DQOBOD-U}$.

3.4. Modelo de nitrificación.

La nitrificación corresponde al proceso de transformación del nitrógeno, cuyo estado corresponde a amonio NH_4^+ , en nitrato NO_3^- como parte del metabolismo de bacterias

autótrofas, llamadas nitrificantes. La nitrificación se lleva a cabo en dos etapas, en la primera, el amonio es transformado en nitrito NO_2^- , esta etapa es llevada a cabo por las bacterias llamadas Nitrosomas. La segunda etapa consiste en la oxidación del nitrito en nitrato, llevado a cabo por las bacterias nitrobacter. Estas reacciones están caracterizadas estequiométricamente por las siguientes ecuaciones:



Como se aprecia en las ecuaciones (41) y (42), ambas reacciones requieren oxígeno para llevarse a cabo, por lo que la nitrificación debe llevarse a cabo en un ambiente aeróbico al igual que el consumo de materia orgánica. Considerando la estequiometría anteriormente descrita, la demanda de oxígeno teórica para la oxidación completa del amonio, es de 4,57 gramos de oxígeno por gramo de nitrógeno, Si se divide el consumo de oxígeno entre las dos reacciones 3,43 g/g N corresponden a la oxidación de amonio en nitrito y 1,14 g/g N a la oxidación final del nitrito en nitrato (Henze, et al 2008).

3.4.1. Cinética de la nitrificación

El mismo modelo de tipo Monod, utilizado en los organismos heterótrofos, es aplicado para la caracterización del crecimiento de los organismos nitrificantes, por lo tanto, el crecimiento está dado tanto por la concentración del sustrato, que en este caso corresponde a la concentración de amonio, como la concentración de organismos nitrificantes. Por otro lado, el decaimiento es caracterizado por una cinética de primer orden, proporcional a un coeficiente de decaimiento endógeno y de la concentración de organismos. Como resultado, la tasa de crecimiento neto de organismos nitrificantes queda descrita por la ecuación (43)

$$r_A = \mu_{Nm} \frac{N_a \cdot X_N}{K_{Ns} + N_a} - b_N \cdot X_N \quad (44)$$

Dónde:

- r_A : Tasa de crecimiento neto de organismos nitrificantes [$mgSSV/l/d$]
- μ_{Nm} : Tasa máxima de crecimiento específico [$1/d$]
- N_a : Concentración de nitrógeno amoniacal [mgN/l]
- K_{Ns} : Constante de velocidad media, concentración de sustrato a la mitad de la tasa máxima de crecimiento. [mgN/l]
- b_N : Es el coeficiente de decaimiento endógeno para organismos nitrificantes. [$1/d$]

El consumo del sustrato, correspondiente al amonio, es inverso al crecimiento de los organismos. Además, considerando la relación estequiométrica entre el amonio consumido y la biomasa generada, caracterizada por el Yield para organismos nitrificantes se obtiene la ecuación (45)

$$r_N = \mu_{Nm} \frac{N_a \cdot X_N}{Y_N \cdot (K_{Ns} + N_a)} \quad (45)$$

Dónde:

- r_N : Tasa de consumo neto de nitrógeno amoniacal [$mgN/l/d$]
- Y_N : Relación entre la masa de biomasa formada y masa de nitrógeno amoniacal [$mgSSV/mgN$]

De este modo el balance de masa de organismos nitrificantes considerando la purga a la salida del reactor, se expresa en la siguiente ecuación

$$\frac{dX_N}{dt} V = QX_{No} - Q_w X_N - r_A V \quad (46)$$

Dónde:

- V : Volumen del reactor [l]
- X_N : Concentración de microorganismos en el reactor. [$mgSSV/l$]
- Q_w^* : Caudal de purga [l/d]
- X_{No} : Concentración de biomasa de nitrificante afluente [$mgSSV/l$]

Considerando que la biomasa afluente es nula, el término QX_{No} , es nulo. Además considerando régimen permanente y aplicando álgebra a la ecuación (46), se obtiene la siguiente relación.

$$r_A = \frac{X_N}{SRT} \quad (47)$$

Luego, considerando la ecuación que expresa la cinética de la biomasa de nitrificantes, es posible calcular la concentración de nitrógeno amoniacal en el reactor.

$$N_a = \frac{K_{Ns}(b_N + 1/SRT)}{\mu_{Nm} - (b_N + 1/SRT)} \quad (48)$$

Un aspecto importante a considerar en la nitrificación es que por la forma de la ecuación (47), es similar a una función escalón, suponiendo que la variable independiente es la edad del lodo. Luego es posible determinar una edad del lodo mínima, a partir de la cual las bacterias reducen significativamente la concentración de nitrógeno amoniacal. Para este cálculo se utiliza como concentración de referencia, la concentración afluente a la planta de nitrógeno Kjeldahl, como se muestra en la ecuación (49).

$$SRT_m = \frac{1}{\left(1 + \frac{K_{Ns}}{N_{ai}}\right) \mu_{Nm} - b_N} \quad (49)$$

Dado que el valor de la constante de velocidad media es pequeño en comparación con las concentraciones típicas de nitrógeno amoniacal, el segundo término de paréntesis de la ecuación (49), tiende a cero, por lo que es válido expresar la edad de lodo mínima para nitrificación de la siguiente forma:

$$SRT_m = \frac{1}{\mu_{Nm} - b_N} \quad (50)$$

Otro consumo de nitrógeno en el reactor corresponde al utilizado por los organismos heterótrofos que, producto de su metabolismo, se transforma en nitrógeno no biodegradable. Este consumo se modela mediante un porcentaje de la masa de estos organismos que corresponde a nitrógeno. Para esto se utiliza el factor f_n , que calculado a partir de la fórmula estequiométrica de la biomasa, mostrada en la ecuación 1. Luego el nitrógeno consumido por los organismos heterótrofos se calcula con la ecuación (51)

$$N_s = \frac{f_n \cdot MX_v}{Q \cdot SRT} = \frac{f_n \cdot PX_v}{Q} \quad (51)$$

Dónde:

- N_s : Concentración de nitrógeno no biodegradable transformado por los organismos heterótrofos [mgN/l]
- f_n : Contenido de nitrógeno de la biomasa heterótrofa.

Considerando lo anterior, la concentración de nitrógeno que efectivamente se transformó en nitrato, y que provocó el consumo de oxígeno como parte del metabolismo de las bacterias nitrificantes, corresponde al nitrógeno Kjeldahl afluente descontando la fracción soluble no biodegradable, que fluye por el reactor sin ser transformado, también se descuenta el nitrógeno no biodegradable transformado por los organismos heterótrofos y el nitrógeno efluente de la planta, lo que se muestra en la ecuación (52)

$$N_C = N_{ti} - f_{nous} N_{ti} - N_S - N_a \quad (52)$$

Dónde:

- N_C : Concentración de nitrógeno Kjeldahl transformado en nitrato [mgN/l]
- N_{ti} : Concentración de nitrógeno Kjeldahl afluente [mgN/l]
- f_{nous} : Fracción soluble no biodegradable del nitrógeno Kjeldahl afluente

Finalmente, el consumo de oxígeno debido al metabolismo de las bacterias nitrificantes, se obtiene del producto entre la masa de nitrato generado, por la demanda de oxígeno teórica, cuyo valor es de 4,57 g / gN, como se muestra en la ecuación (53)

$$FO_N = 4,57 \cdot FS_{N_c} = 4,57 \cdot Q \cdot N_C \quad (53)$$

Dónde:

- FO_N : Consumo de oxígeno producto de la nitrificación. [mgO_2/d]
- FS_{N_c} : Flujo másico de nitrato generado en el reactor. [mgN/d]

3.5. Fórmula para el cálculo de consumo máximo diario de oxígeno

En esta etapa se desarrolla una metodología para encontrar el consumo máximo de oxígeno diario considerando tanto la demanda carbonácea de oxígeno, es decir los organismos que reducen la materia orgánica, como la demanda nitrogenácea de oxígeno, que corresponde al consumo de oxígeno de los organismos nitrificantes. El modelo que se estudia en este capítulo corresponde al ASSM (2008) el primero que utiliza como sustrato la DBO_5 .

3.5.1. Cálculo del consumo medio

Según el modelo ASSM (2008), la ecuación que describe el consumo de oxígeno para estado estacionario es la siguiente, en donde, como ya se explicó, el primer término corresponde a la parte de síntesis mientras que el segundo término expone la parte de endogénesis del consumo de oxígeno

$$FO_c = Q \cdot (S_o - S) \cdot \left((f_{U-DBO_5} \cdot f_{DQOBIOD-U} - 1,42 \cdot Y) + 1,42 \cdot (1 - f) \cdot b \cdot \left(\frac{Y \cdot SRT}{1 + b \cdot SRT} \right) \right) \quad (54)$$

En el caso de la demanda nitrogenéa, el modelo que se estudia en este capítulo corresponde a Marais & Ekama (1976). Este considera que tanto organismos nitrificantes como heterótrofos consumen nitrógeno amoniacal. La ecuación que describe el consumo de oxígeno para estado estacionario es la siguiente

$$FO_N = 4,57 \cdot FS_{N_c} = 4,57 \cdot Q \cdot \left(N_{ti} - f_{nous} N_{ti} - \frac{f_n \cdot PX_v}{Q} - \frac{K_{Ns}(b_N + 1/SRT)}{\mu_{Nm} - (b_N + 1/SRT)} \right) \quad (55)$$

Para calcular el consumo medio se resuelven las ecuaciones de estado estacionario para la carga media afluyente. Esta carga considera el caudal medio del día en cuestión, de este modo el consumo medio carbonáceo queda expresado según la ecuación (56).

$$FO_{c \text{ medio}} = Q_{\text{medio diario}} \cdot (S_o - S) \cdot f_{sbs} \cdot (f_{U-DBO.5} \cdot f_{DQOBIOD-U} - 1,42 \cdot Y) + Q_{\text{medio diario}} \cdot (S_o - S) \cdot \left((1 - f_{sbs}) (f_{U-DBO.5} \cdot f_{DQOBIOD-U} - 1,42 \cdot Y) + 1,42 \cdot (1 - f) \cdot b \cdot \left(\frac{Y \cdot SRT}{1 + b \cdot SRT} \right) \right) \quad (56)$$

Al consumo nitrogenéa, además de considerar el caudal medio para el cálculo, se le aplica un factor correctivo considerando la edad de lodo mínima para que exista nitrificación. Este factor se justifica por la evidencia de consumo nitrogenéa de oxígeno, bajo la edad mínima teórica, debido a nitrificación parcial. Esto es rescatado por modelos, tales como el que utiliza BIOWIN en sus simulaciones, software, con el cual se validarán los resultados.

Esta corrección considera que, si la edad del lodo es alta, es decir, la edad del lodo es mucho mayor que la edad mínima teórica para nitrificar, el factor tiende a uno, dado que existe nitrificación y por lo tanto asume que el cálculo teórico es válido y no requiere corrección. Si la edad del lodo es menor que la edad del lodo mínima, el consumo teórico se reduce, tendiendo a cero. El comportamiento del factor se muestra en la figura 3-1.

Finalmente en la ecuación (57), se muestra el consumo medio de oxígeno nitrogenéa y en la ecuación (58), se muestra el factor correctivo.

$$FO_{N \text{ medio}} = 4,57 \cdot Q_{\text{medio diario}} \cdot \left(N_{ti} - f_{nous} N_{ti} - \frac{f_n \cdot PX_v}{Q_{\text{medio diario}}} - \frac{K_{Ns}(b_N + 1/SRT)}{\mu_{Nm} - (b_N + 1/SRT)} \right) \cdot \frac{1}{1 + \frac{SRT_m}{SRT}} \quad (57)$$

$$f_{\text{correctivo}} = \frac{1}{1 + \frac{SRT_m}{SRT}} \quad (58)$$

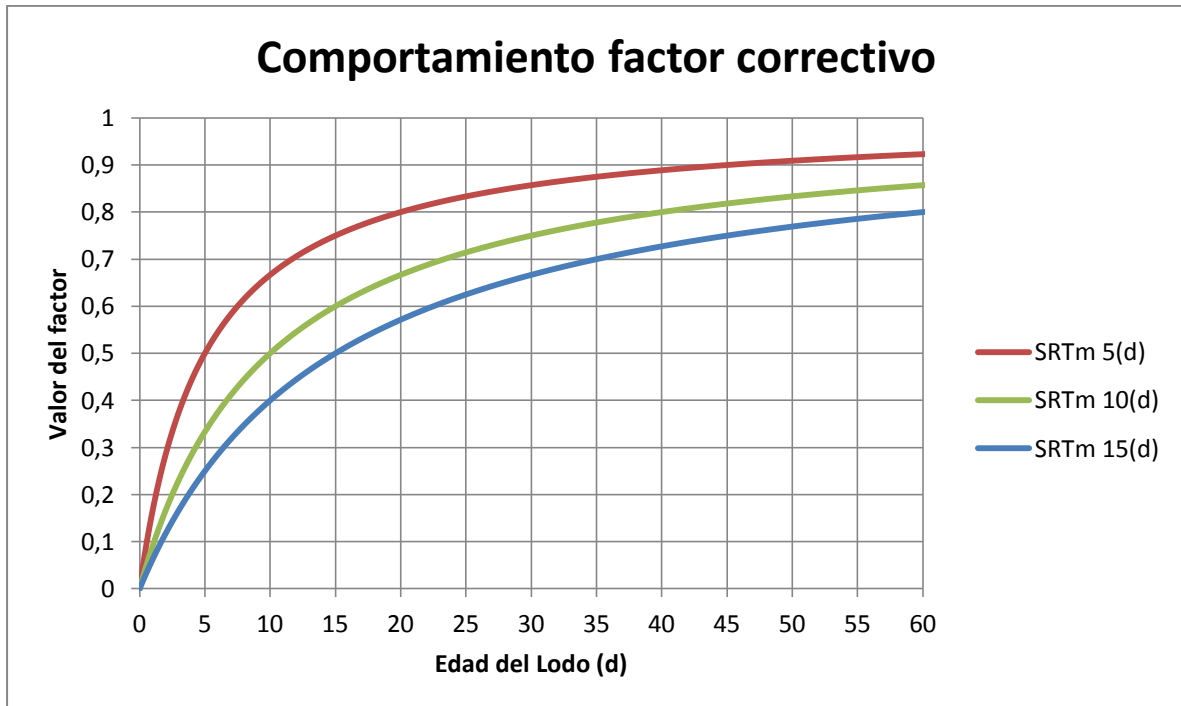


Figura 3-1: Comportamiento del factor correctivo para consumo de oxígeno por nitrificación.

3.5.2. Cálculo del consumo máximo

Para el cálculo del consumo máximo de oxígeno se considera la carga máxima horaria afluyente, que corresponde a la carga media multiplicada por el factor de caudal máximo horario respecto del caudal medio diario. Esta metodología supone que las cargas siguen el comportamiento del caudal a lo largo del día.

Basándose en lo descrito por Ronzano & Dapena, (1995), el autor, considera que el consumo por endogénesis es aproximadamente constante en el tiempo y es la materia orgánica de fácil biodegradabilidad es la causante del máximo de la curva, como se muestra en la figura 3-2. Ahora bien, el máximo aporte de la materia orgánica de lenta biodegradabilidad se produce tiempo después, donde se presume que el aporte de este tipo de materia orgánica durante el momento de consumo máximo es cercano al promedio.

Considerando lo descrito en el párrafo anterior, la fórmula para calcular el consumo máximo de oxígeno carbonáceo considera que el factor de caudal máximo solo debe utilizarse para el consumo de materia orgánica de fácil biodegradabilidad, como se muestra en la ecuación (59).

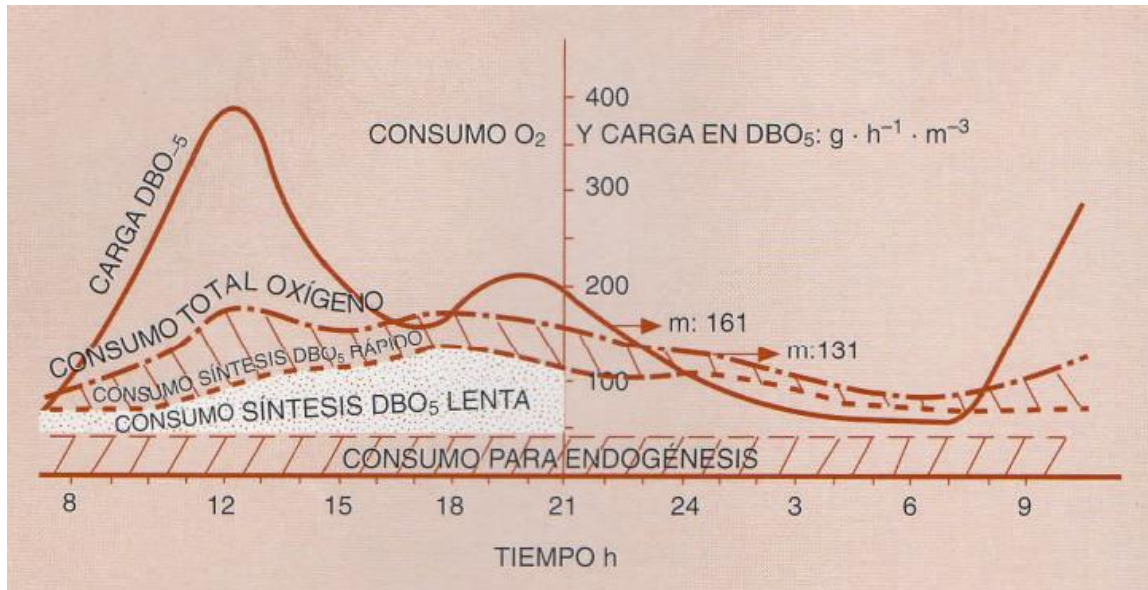


Figura 3-2: Reparto de consumos de oxígeno en relación con la carga de DBO5 (Ronzano & Dapena, (1995))

$$FO_{c\ maximo} = fQ_{max} \cdot Q_{medio\ diario} \cdot (S_o - S) \cdot f_{sbs} \cdot (f_{U-DBO-5} \cdot f_{DQOBOD-U} - 1,42 \cdot Y) + Q_{medio\ diario} \cdot (S_o - S) \left((1 - f_{sbs})(f_{U-DBO-5} \cdot f_{DQOBOD-U} - 1,42 \cdot Y) + 1,42 \cdot (1 - f) \cdot b \cdot \left(\frac{Y \cdot SRT}{1 + b \cdot SRT} \right) \right) \quad (59)$$

Para el consumo nitrogenáceo, se utiliza la misma ecuación que para el consumo medio, considerando el caudal máximo diario mediante el producto del caudal medio por el factor de caudal máximo. Este consumo también considera el factor de corrección, como se muestra en la ecuación (60).

$$FO_{N\ maximo} = 4,57 \cdot fQ_{max} \cdot Q_{medio\ diario} \cdot \left(N_{ti} - f_{nous}N_{ti} - \frac{f_n \cdot PX_v}{Q_{medio\ diario}} - \frac{K_{Ns}(b_N + 1/SRT)}{\mu_{Nm} - (b_N + 1/SRT)} \right) \cdot \frac{1}{1 + \frac{SRT_m}{SRT}} \quad (60)$$

Finalmente es posible obtener el factor de consumo máximo de oxígeno respecto del consumo medio sumando los respectivos consumos medios y máximos, como se muestra en la ecuación (61)

$$f_{max\ horario} = \frac{FO_{c\ maximo} + FO_{N\ maximo}}{FO_{c\ medio} + FO_{N\ medio}} \quad (61)$$

4. Metodología y análisis de datos afluentes a la planta

En este capítulo se detalla la metodología para obtener datos de entrada a 6 plantas de tratamiento de aguas servidas, las poblaciones equivalentes de las plantas se muestran en la tabla 4-1. En primer lugar, los datos se ordenan según la carga orgánica afluente para encontrar el factor de carga máxima diaria en relación a la carga media anual. Posteriormente, los datos se depuran o se modifican según la naturaleza de los antecedentes. Finalmente, se realiza una corrección y relleno de los datos para utilizarlos en las simulaciones con la metodología de Langregraber et al. (2008).

Tabla 4-1: Poblaciones equivalentes de PTAS

	Población Servida (hab)
PTAS 1	4712
PTAS 2	29348
PTAS 3	53882
PTAS 4	218268
PTAS 5	2633552
PTAS 6	3961022

4.1. Factor para elección del día para modelación

Para la modelación y el análisis de la fórmula se debe escoger un día del set de datos mostrado en la sección anterior, que sea representativo para el diseño de las plantas de tratamiento de aguas servidas. En este punto se debe buscar un factor para determinar el consumo máximo de oxígeno. Este factor que corresponde al cociente entre la carga diaria de DBO y la carga media anual de DBO, y es mostrado en la siguiente ecuación.

$$f_{\max \text{ diario}} = \frac{W_{DBO \text{ diaria}}}{W_{DBO \text{ media anual}}} \quad (62)$$

Dónde:

- $f_{\max \text{ diario}}$: Factor de carga máxima diaria respecto a la media anual.
- $W_{DBO \text{ diaria}}$: Carga diaria de DBO [$kgDBO/d$]
- $W_{DBO \text{ media anual}}$: Carga media anual de DBO [$kgDBO/d$]

Usar este factor supone que el efecto del máximo diario es pequeño, de modo tal que, en un día con menor carga, pero con mayor peak de caudal no tiene mayor consumo de oxígeno que el día con mayor carga. Esto será demostrado más adelante.

Una vez reconocido el factor que indica el consumo de oxígeno, se debe escoger un día del set de datos con el caudal diario conocido. Para este objetivo, se escoge el día que representa el percentil 85 para cada planta siguiendo la recomendación de la norma alemana ATV-DVWK-A 131E.

En consecuencia, en los siguientes gráficos se muestra la distribución de los factores para los datos disponibles para las seis plantas de tratamiento. Es claro que ante la ausencia de datos de DBO para las dos plantas más pequeñas hacen que este valor sea menos representativo. En rojo y con una flecha se indica el día correspondiente al percentil 85.

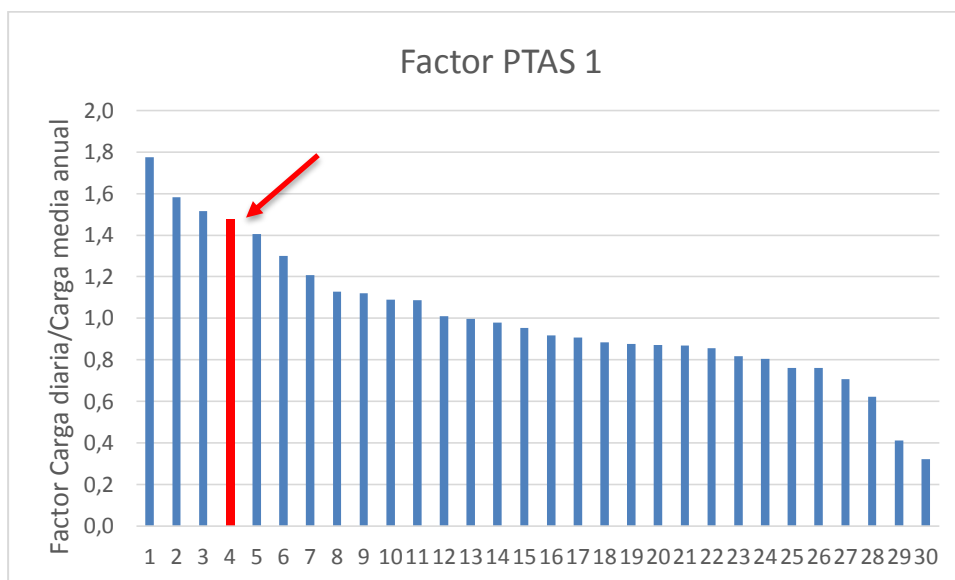


Figura 4-1: Elección del día correspondiente al percentil 85 para PTAS 1

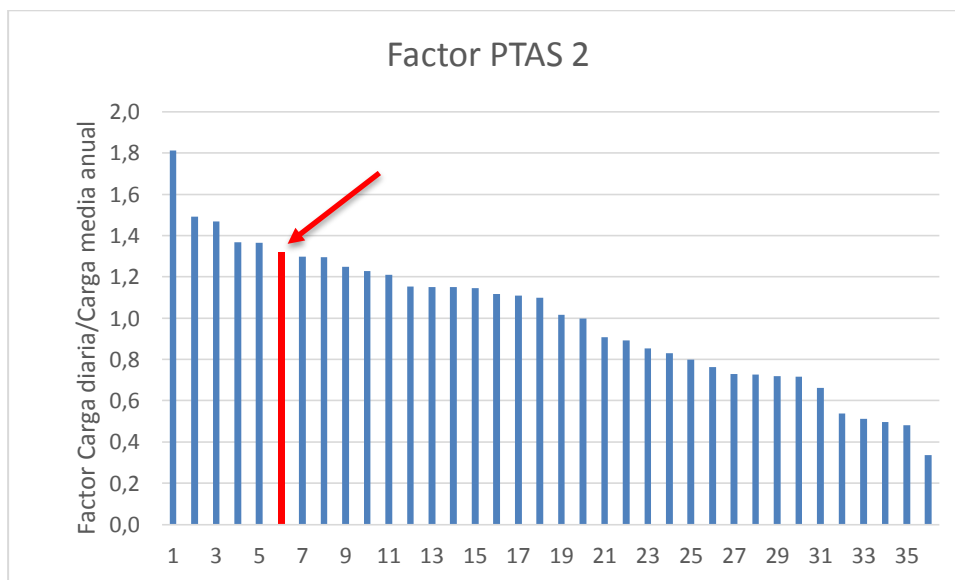


Figura 4-2: Elección del día correspondiente al percentil 85 para PTAS 2

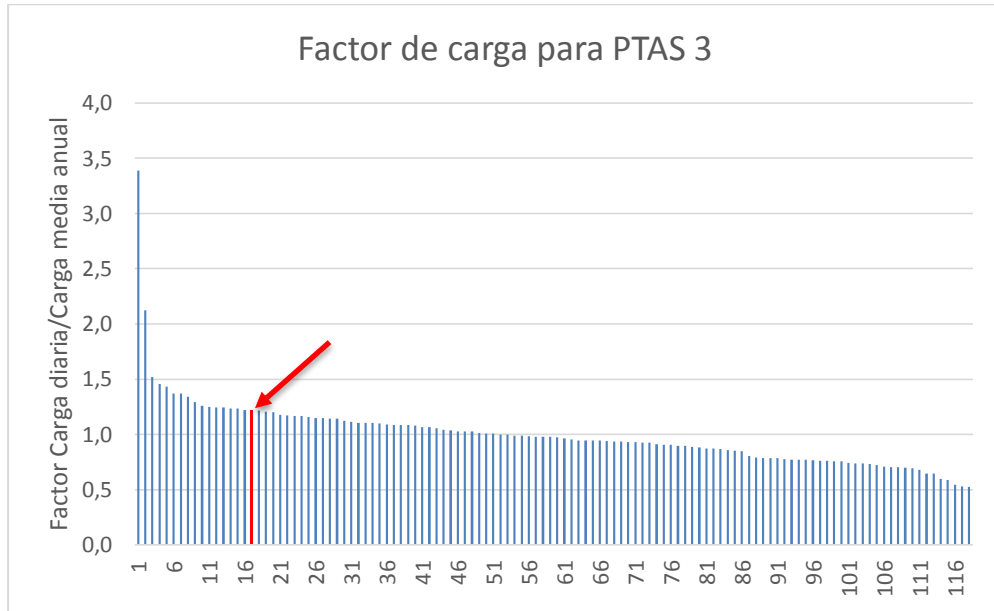


Figura 4-3: Elección del día correspondiente al percentil 85 para PTAS 3

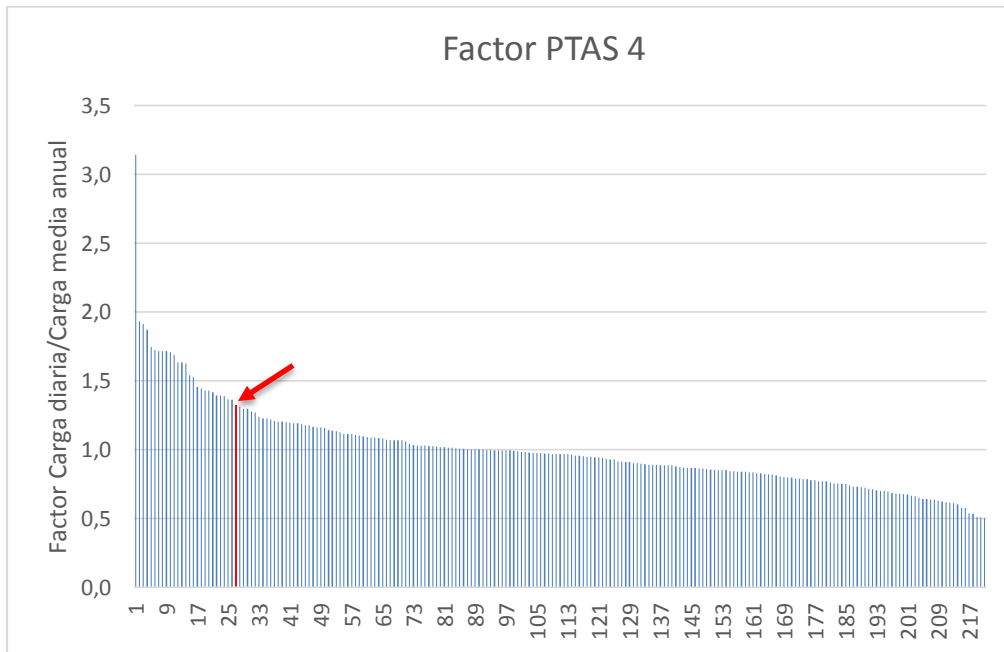


Figura 4-4: Elección del día correspondiente al percentil 85 para PTAS 4

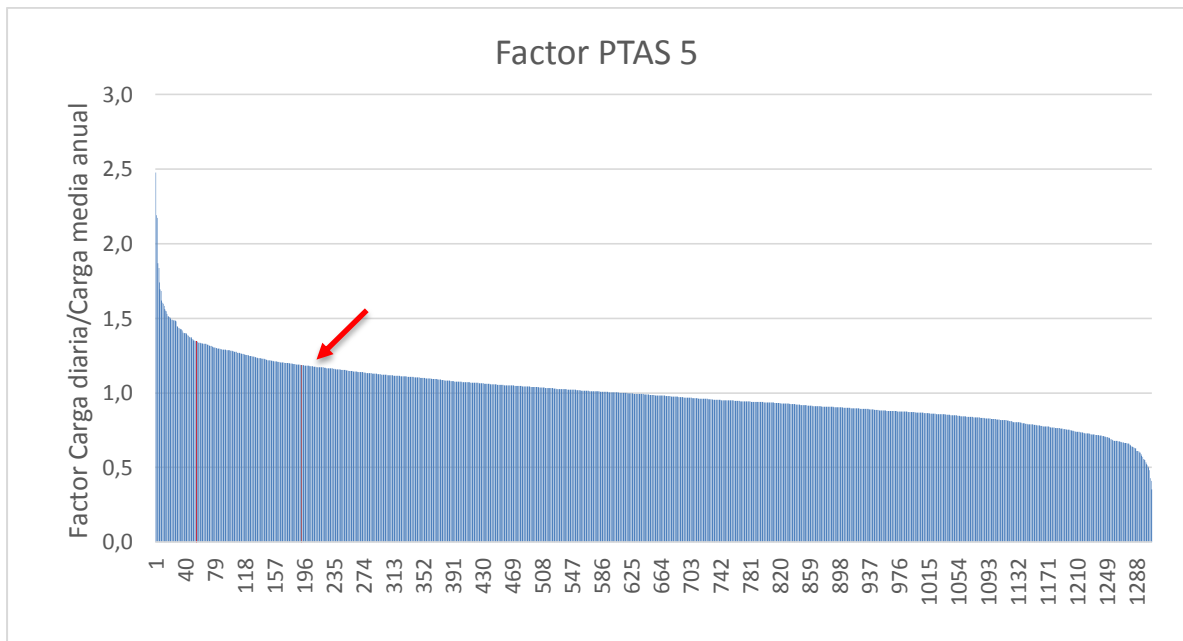


Figura 4-5: Elección del día correspondiente al percentil 85 para PTAS 5

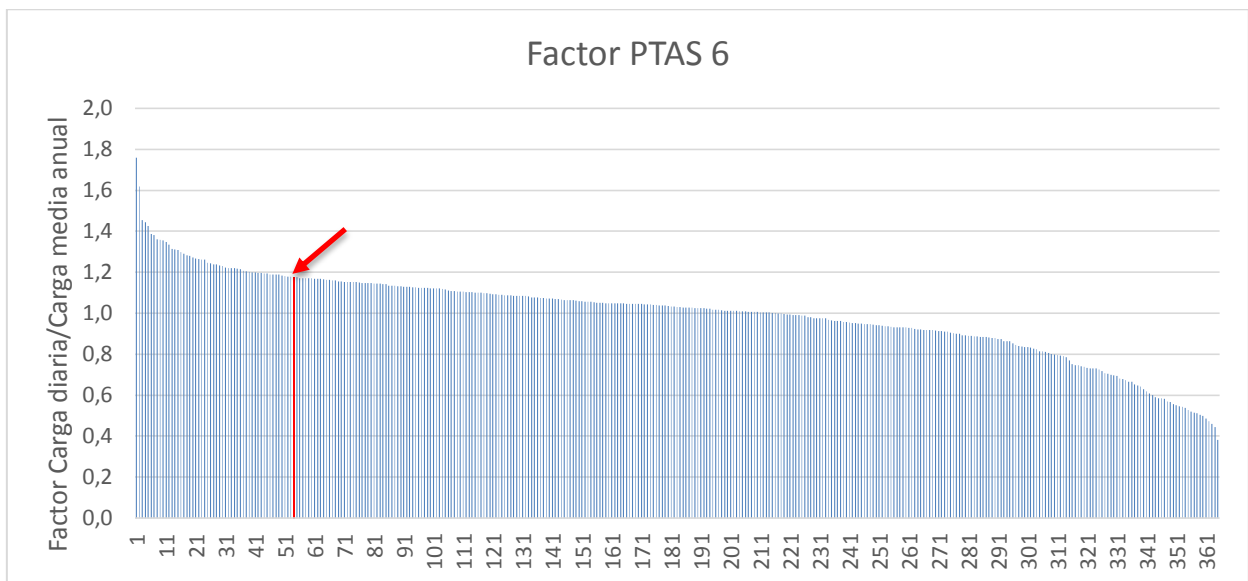


Figura 4-6: Elección del día correspondiente al percentil 85 para PTAS 6

Realizando un análisis de los factores escogidos respecto a la población abastecida por la planta y respecto al caudal medio afluente. Se realiza una regresión logarítmica y se determina el valor del coeficiente R^2 , para identificar la representatividad de la regresión. Esto se muestra en las figuras 4-17 y 4-18.

Conocido el día representativo se buscan en los datos el valor de la concentración media de DBO, NKT, fósforo total, y si están disponibles DQO, SST y SSV. El resumen de estos valores para las 6 plantas de tratamiento se muestra en la tabla 4-2

Tabla 4-2: Resumen de resultados para el día percentil 85

Planta	Caudal Promedio (l/s)	Caudal Promedio diario (l/s)	DBO día Percentil 85% (mg/l)	NKT día Percentil 85% (mg/l)	PT día Percentil 85% (mg/l)
PTAS 1	12,9	14,4	209	58,8	8,8
PTAS 2	61,8	60,8	230	42,4	10
PTAS 3	104,3	110,4	310	31,1	8,6
PTAS 4	419,9	507,0	246	35,2	9,7
PTAS 5	3209	3619	327	52	9
PTAS 6	7089	7415	239	55	10

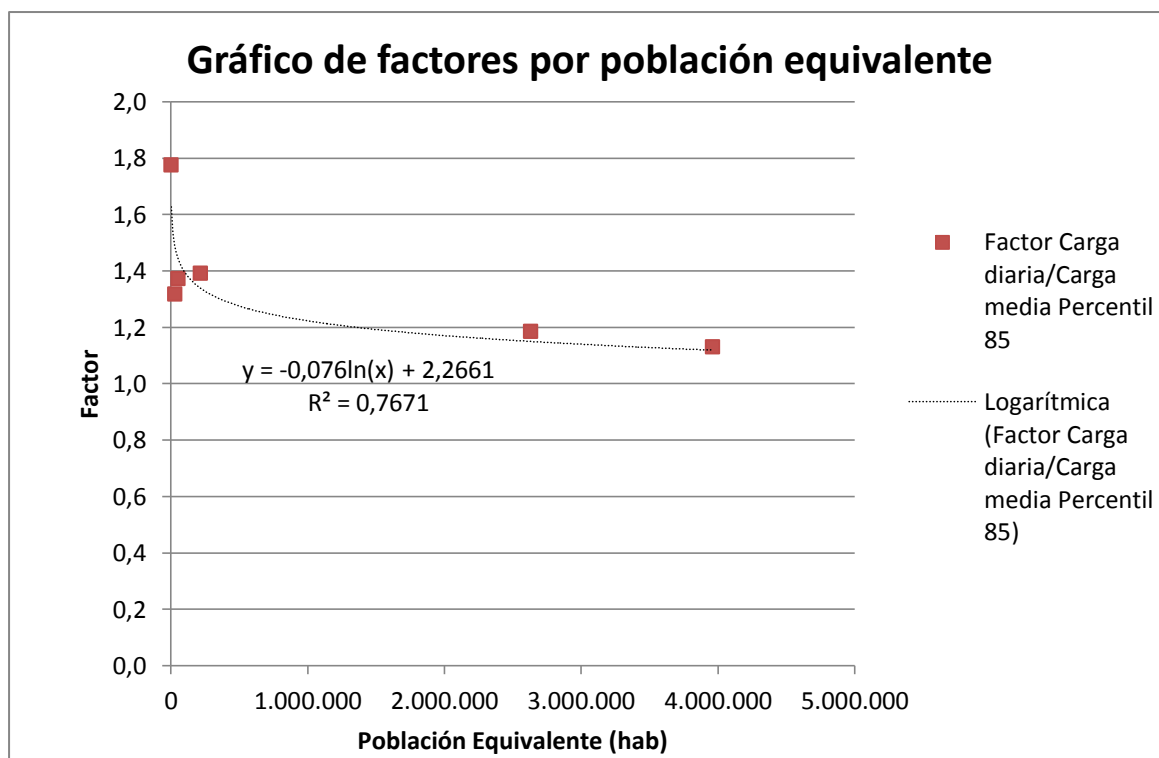


Figura 4-7: Elección del día correspondiente al percentil 85

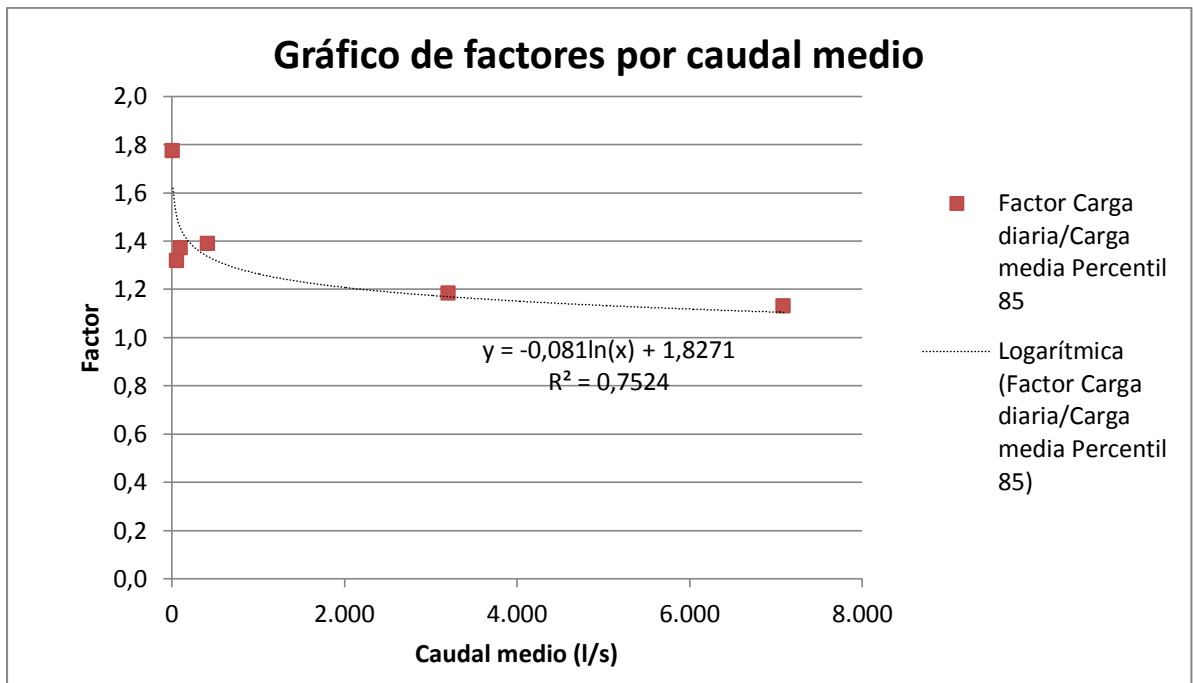


Figura 4-8: Elección del día correspondiente al percentil 85

4.2. Depuración datos afluentes a la planta

Se dispone de las series de datos de 6 plantas ubicadas en Chile, con distintas características en cuanto al rango de fechas y los días con datos disponibles. Para las PTAS, se obtiene datos de caudal y de concentraciones de DBO, NKT, SST y ósforo total. Por otro lado, es claro, de la tabla 4-3, la menor cantidad de datos de concentraciones de DBO, en comparación con los días con datos de caudal.

Tabla 4-3: Datos antecedentes de las PTAS

Planta	Rango de fechas	Días con dato de caudal	Días con dato de concentraciones
PTAS 1	2011-2013	927	30
PTAS 2	2011-2013	1052	36
PTAS 3	2011-2013	893	118
PTAS 4	2006-2008, 2011-2013	1904	108
PTAS 5	2006-2009	1975	1240
PTAS 6	2009	365	365

En cuanto a los datos de caudal, para las plantas 1, 2, 3 y 4, los datos de caudal que son quinceminutales, mientras que para la planta 5 y 6 se cuentan con datos horarios ya procesados.

Dado que los datos contienen errores tales como medidas negativas o medidas que varían significativamente veces su valor en 15 minutos, es necesario depurar los datos mediante una metodología que considere estos problemas. Adicionalmente, los caudales quinceminutales se promedian por hora para obtener el caudal horario.

Para la eliminación de datos se descarta aquellos cuyo valor es negativo o nulo son descartados. Además se considera que aquellos datos en que la diferencia neta con el dato anterior y sucesor sea mayor que un 50% deben ser descartados.

Una vez corregidas las series de datos que contienen caudales quinceminutales, se promedian para cada hora considerando para una hora exacta los valores dentro de la hora, por ejemplo, para el promedio de caudal de las 12:00 de un día en particular, se consideran los valores medidos a las 12:00, 12:15, 12:30 y 12:45. Realizando esta operación para las series de datos de las 4 plantas de tratamiento con caudales cada 15 minutos se obtiene las siguientes figuras de caudal afluente.

De las figuras se observa una mayor dispersión de datos en las plantas cuya población es menor. En el caso de la planta 4 se observa un claro comportamiento estacional del caudal, el cual en promedio es mayor durante los meses de verano. En las demás plantas es posible distinguir este comportamiento de manera más sutil y en algunos de los años. En ninguna de estas plantas es posible identificar claramente que el caudal medio tenga una tendencia hacia un ascenso o descenso, aunque por la poca cantidad de años es difícil establecer una conclusión al respecto.

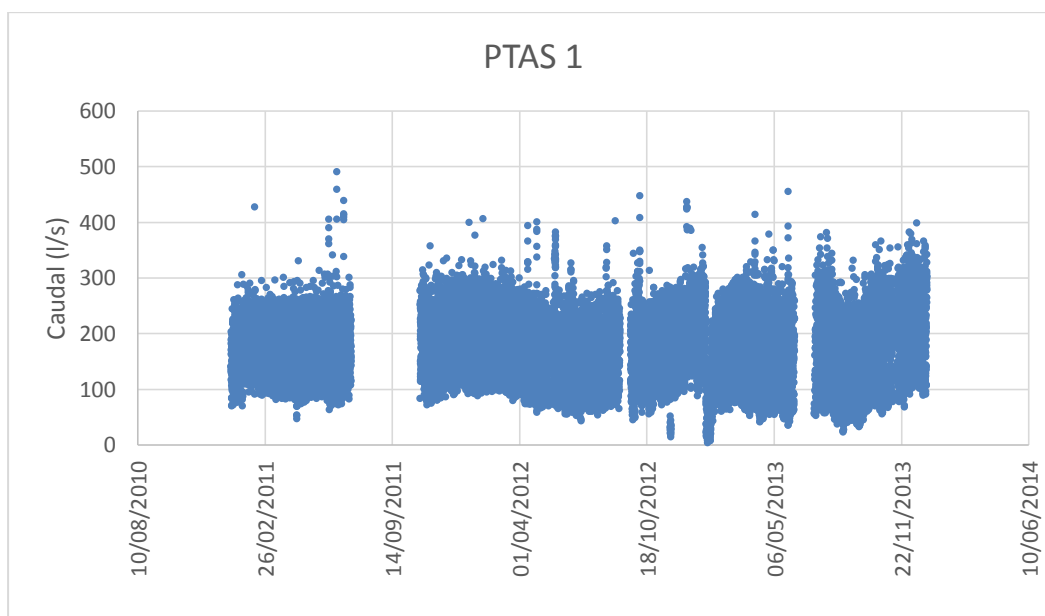


Figura 4-9: Caudales horarios para la PTAS 1

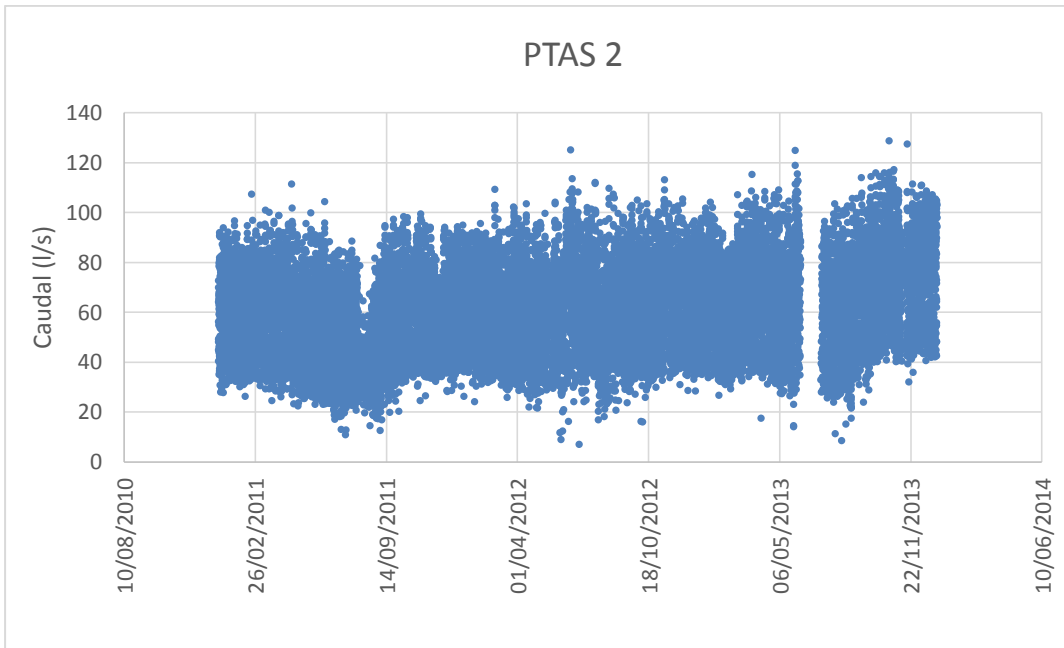


Figura 4-10: Caudales horarios para la PTAS 2

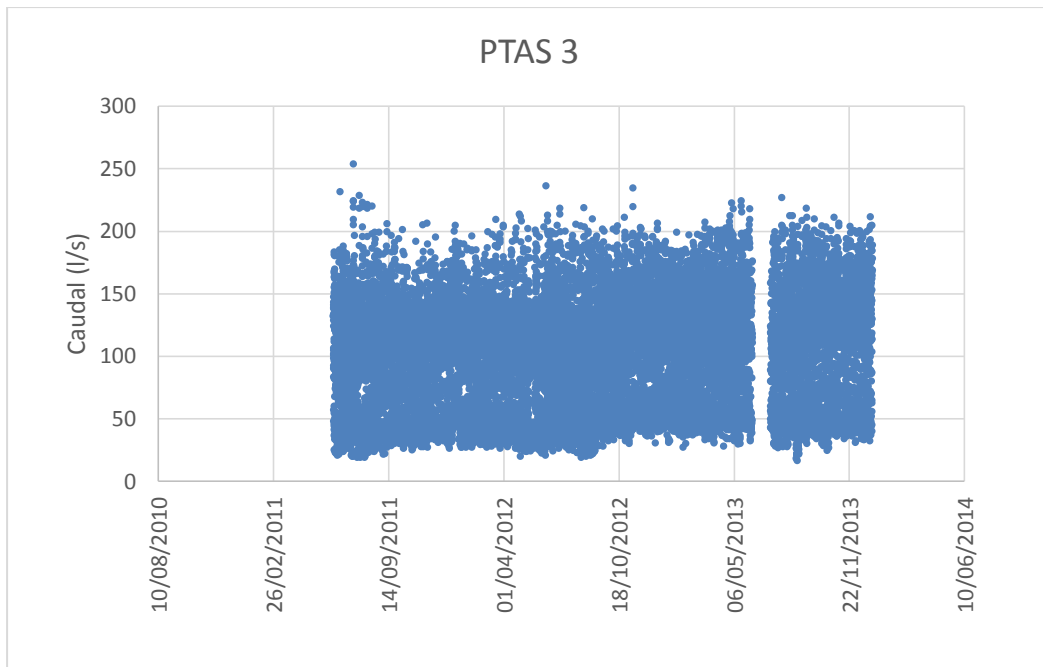


Figura 4-11: Caudales horarios para la PTAS 3

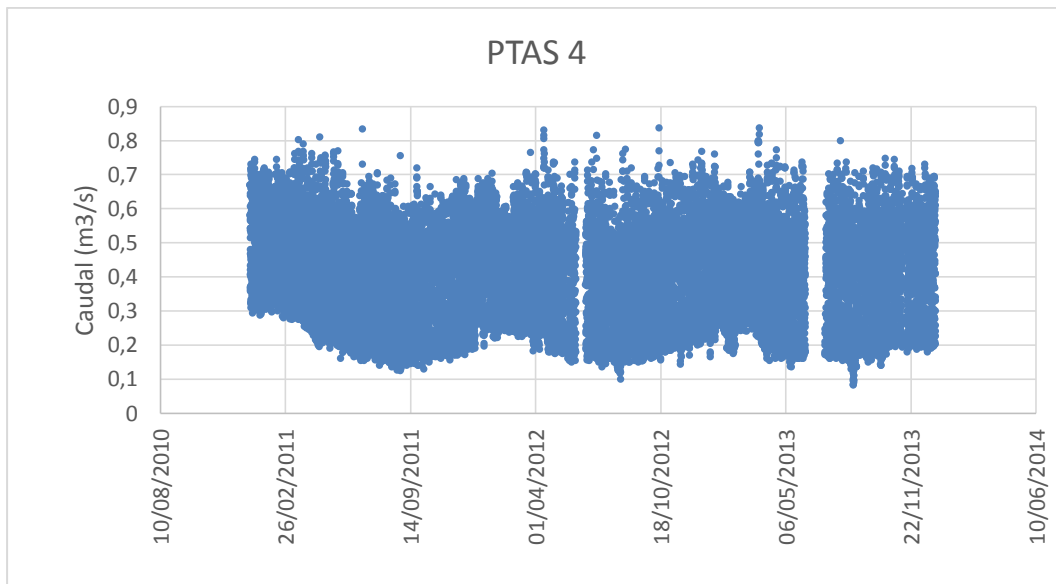


Figura 4-12: Caudales horarios para la PTAS 4

El siguiente paso en el análisis de los caudales afluentes a las plantas de tratamiento consiste en el cálculo del factor de máximo caudal horario respecto al caudal medio del día en cuestión. Este factor se calcula a partir de la siguiente fórmula.

$$fQ_{max} = \frac{Q_{maxh}}{Q_{medio\ diario}} \quad (63)$$

Este factor caracteriza la amplitud del caudal máximo respecto del medio diario, y constituye un factor relevante para el diseño de las unidades de la planta de tratamiento. A partir de este punto, será posible obtener las cargas máximas horarias bajo el supuesto que las cargas de los contaminantes siguen un patrón similar al del caudal. En las siguientes figuras se muestran los factores de caudal máximo en el rango de fechas señaladas en un comienzo.

En el análisis de las figuras es posible apreciar que en la mayoría de las plantas existe un comportamiento estacional, que es fácil apreciar en las plantas 4 y 5. En las plantas analizadas el factor de caudal máximo tiende a ser mayor durante el periodo de invierno. No se observa una tendencia clara respecto al aumento o disminución del valor medio de este factor a lo largo del tiempo.

Dadas las poblaciones mostradas en la Tabla 4-4, denominaremos plantas pequeñas a las plantas 1,2,3 y grandes a las plantas 5 y 6. Comparando los valores de este factor con el coeficiente de Harmon correspondiente a cada planta, observadas en la tabla se aprecia que el coeficiente de Harmon es similar el valor del factor de caudal máximo para las plantas con poblaciones pequeñas y lo subestima para las plantas grandes.

Tabla 4-4: Valores de Coeficiente de Harmon

	Población Servida (hab)	Coef. Harmon
PTAS 1	4712	3,3
PTAS 2	29348	2,5
PTAS 3	53882	2,2
PTAS 4	218268	1,7
PTAS 5	2633552	1,3
PTAS 6	3961022	1,2

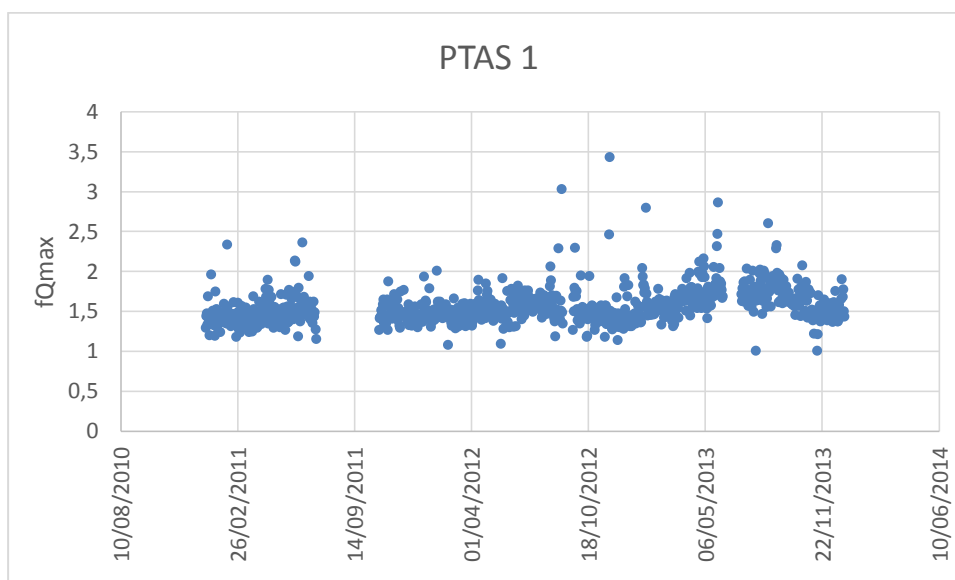


Figura 4-13: Factores de caudal máximo horario para la PTAS 1

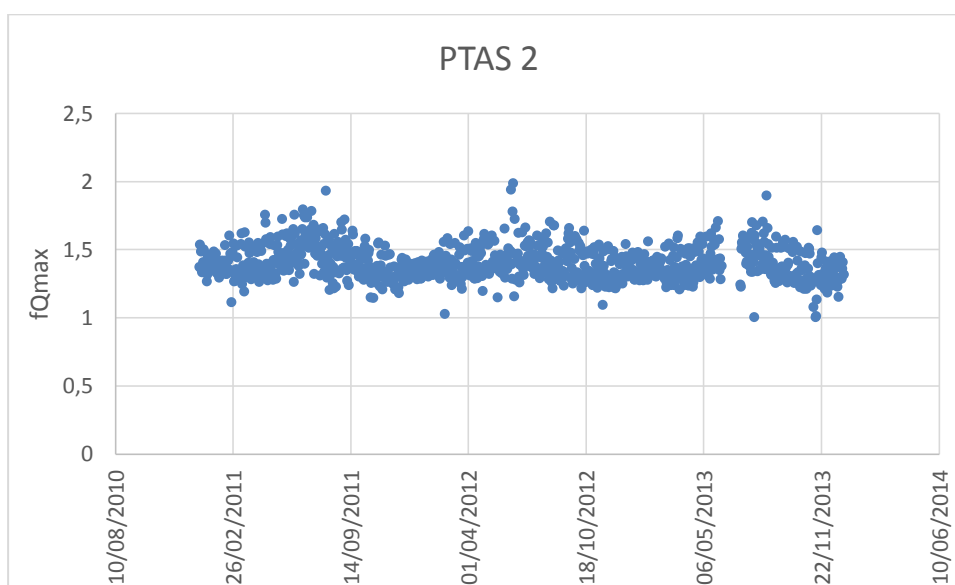


Figura 4-14: Factores de caudal máximo horario para la PTAS 2

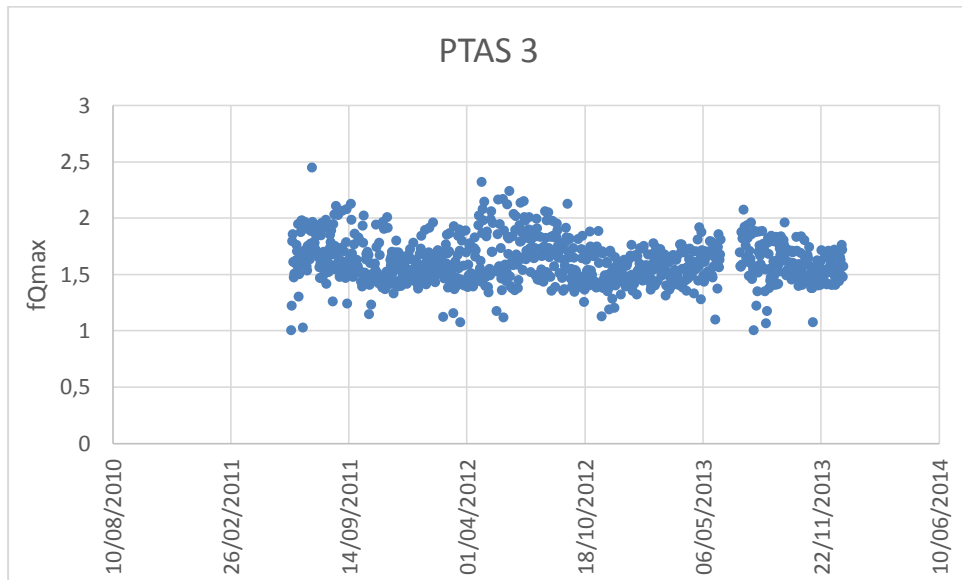


Figura 4-15: Factores de caudal máximo horario para la PTAS 3

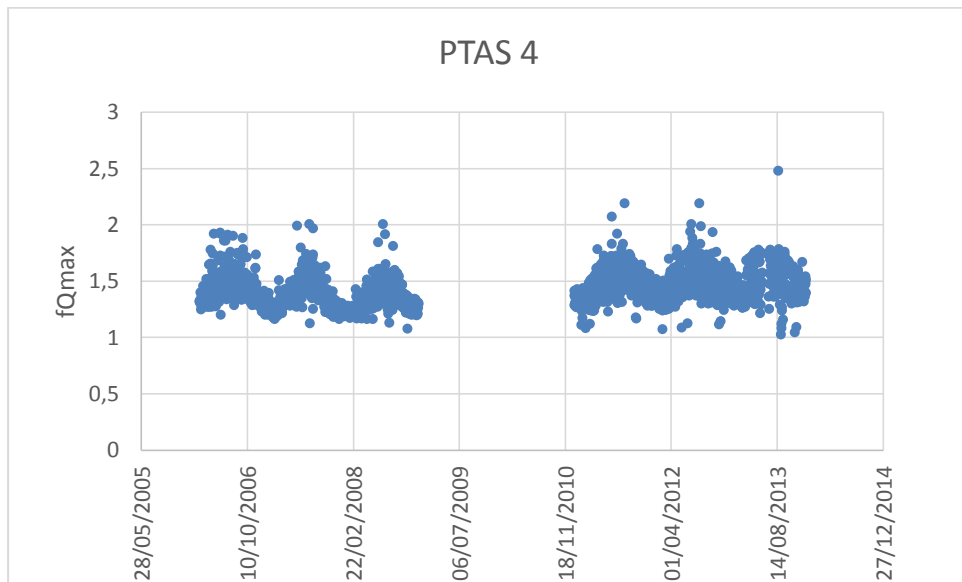


Figura 4-16: Factores de caudal máximo horario para la PTAS 4

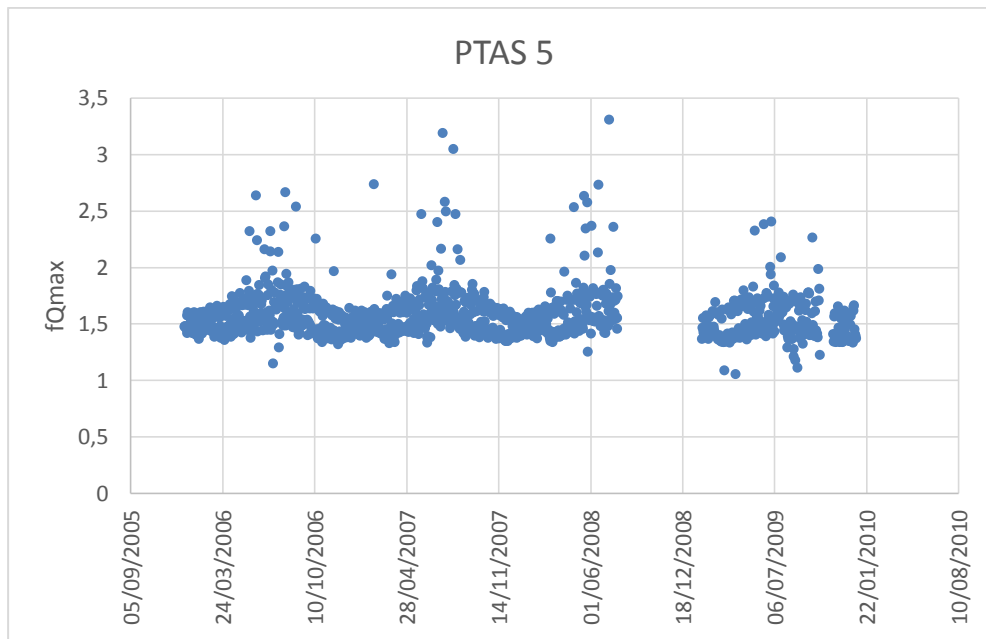


Figura 4-17: Factores de caudal máximo horario para la PTAS 5

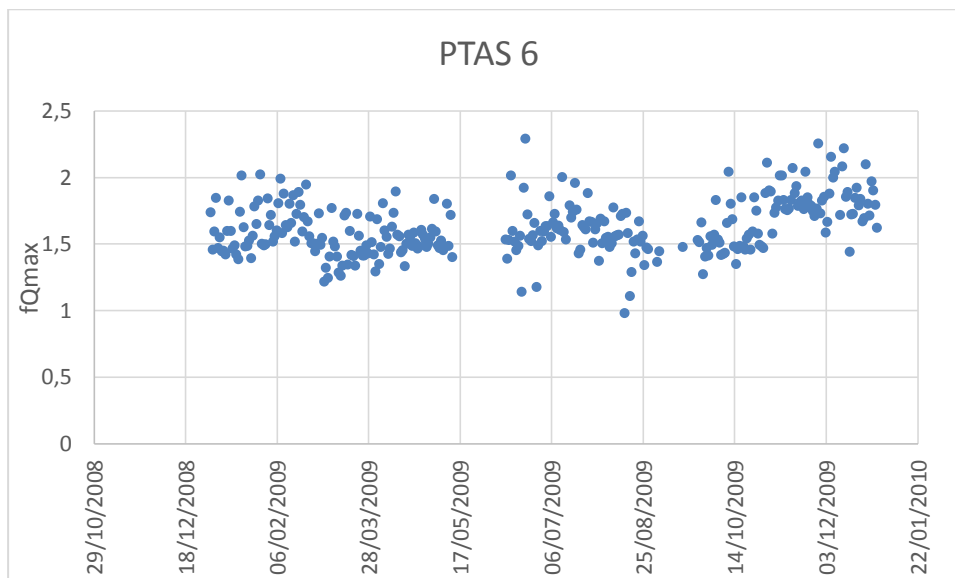


Figura 4-18: Factores de caudal máximo horario para la PTAS 6

Finalmente se realiza una comparación del comportamiento del factor de carga máxima carga diaria respecto al valor de factor de caudal máximo diario. El comportamiento de ambos factores sigue una curva descendente que es análogo a lo descrito por Langregraber et al. 2008 aunque es evidente el mejor comportamiento del factor de cargas respecto al del caudal, lo cual se observa en el error asociado.

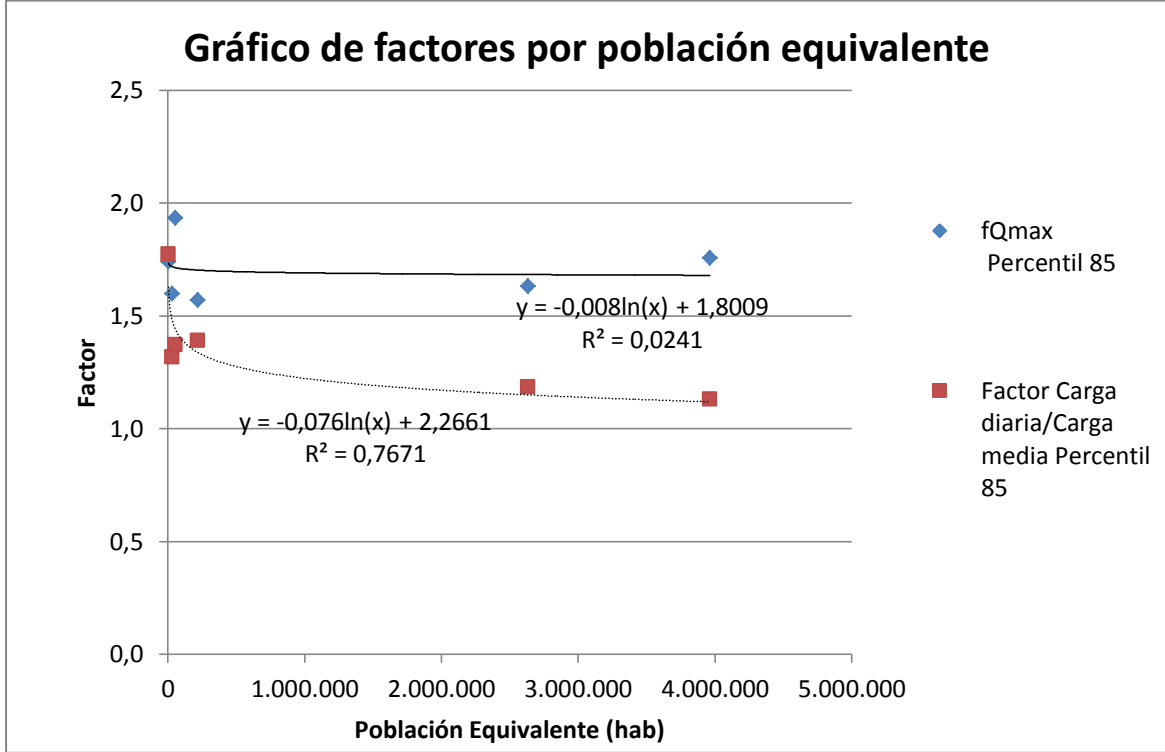


Figura 4-19: Elección del día correspondiente al percentil 85

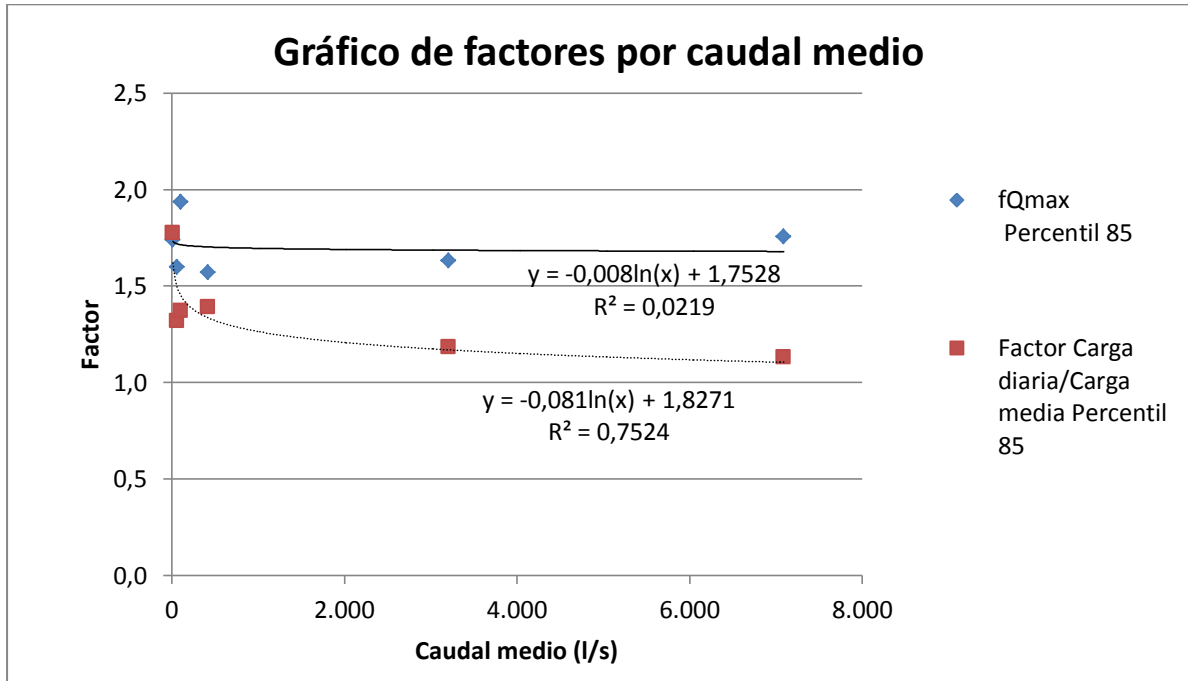


Figura 4-20: Elección del día correspondiente al percentil 85

4.3. Relleno de datos de entrada a la planta

Si bien los datos obtenidos en la sección anterior podrían utilizarse, ya que adicionalmente a los datos mostrados en la tabla 4-2 se tiene los valores de la distribución del caudal en ese día cada hora, esta distribución podría no estar completa debido a los procesos de eliminación de datos erróneos descritos al comienzo de este capítulo, por lo que se requiere un relleno de los datos. Adicionalmente como se explicó anteriormente el NKT tiene un comportamiento diferente al de DBO respecto a en que momento alcanza el máximo

Para el relleno de estos datos de entrada a la planta de tratamiento, se utiliza la metodología descrita por Langregraber et al. (2008), y recomendada por Martin & Vanrolleghem (2014), en donde se realiza un análisis de metodologías para la generación y relleno de datos para el diseño de plantas de tratamiento de aguas servidas.

Como datos iniciales bases, se utiliza la población cubierta por las plantas de tratamiento además de los datos de la tabla 4-2, que corresponden a los valores de caudal medio, NKT y fósforo total a la entrada de las plantas de tratamiento. Dado que la metodología utiliza como indicador de materia orgánica la DQO, se utilizó el valor de este en las plantas en que se conocía el valor y utilizando el factor DQO/DBO de ese día para transformar nuevamente a DBO los valores horarios. En el caso en que no se conociera el valor de DQO, se utilizó un factor DQO/DBO igual a dos, valor similar a los factores vistos en las plantas que sí contenían datos. En la Tabla 4-4, se muestra

Tabla 4-5: Resumen relación DBO-DQO para plantas de tratamiento

Planta	DBO día Percentil 85% (mg/l)	DQO día Percentil 85% (mg/l)	Factor DQO/DBO
PTAS 1	209	418	2,00
PTAS 2	230	460	2,00
PTAS 3	310	620	2,00
PTAS 4	246	492	2,00
PTAS 5	327	693	2,12
PTAS 6	239	538	2,25

La metodología modela el flujo de entrada a la planta de tratamiento como la suma de tres flujos, el caudal de infiltración (Q_{inf}), cuyo valor es constante en el tiempo, el flujo de agua residual rica en urea ($Q_u(t)$), y agua doméstica residual sin urea ($Q_d(t)$). Estos últimos dos flujos son los que generan la variabilidad en el tiempo. Este método no considera el flujo de aguas lluvias en el alcantarillado. El flujo total afluente a la planta considera la suma de los flujos anteriormente mencionados. Se

destaca que al modelo se debe entregar también características del agua residual rica en urea, con lo cual es posible caracterizar los flujos de manera diferenciada, lo que trae consecuencias en las características de la curva de variación. Para este estudio se considera que el porcentaje ($Q_u(t)$), es de un 10%.

Tabla 4-6: Valores promedio del flujo de agua residual rica en urea

Contaminante	Concentración
	mg/l
DQO	300
NKT	400
P	30

Los parámetros que caracterizan el flujo general son cuatro, $f_{Q,min}$, $f_{Q,max}$ que describen el máximo y el mínimo flujo respecto del flujo promedio y t_{min} , t_{max} , que caracterizan la hora en que ocurre el mínimo y máximo respectivamente. Para la descripción del flujo de nitrógeno, se utilizan dos factores, el primero $f_{U,min}$, caracteriza el mínimo caudal de agua residual rica en urea, mientras que el segundo, $f_{N,max}$ indica la proporción entre la máxima concentración de nitrógeno Kjeldahl y la concentración media. Los valores de los primeros cuatro parámetros se obtienen de los datos de caudal horario deducidos de la sección anterior, mientras que los otros cuatro se asumen iguales a los que están por defecto que fueron calculados por el ajuste de valores medidos en 19 plantas de aguas servidas de Europa, (dos de Austria y 17 de Alemania) (Langregraber et al. 2008). Los valores utilizados en el estudio se muestran en la tabla 4-6.

Tabla 4-7: Valores de factores obtenidos de datos de PTAS.

Parámetro	PTAS 1	PTAS 2	PTAS 3	PTAS 4	PTAS 5	PTAS 6
$f_{Q,min}$	0,575	0,535	0,421	0,602	0,462	0,365
$t_{min} (h)$	0,167	0,250	0,292	0,292	0,292	0,292
$f_{Q,max}$	1,361	1,365	1,612	1,289	1,543	1,433
$t_{max} (h)$	0,667	0,625	0,625	0,667	0,625	0,625

Tabla 4-8: Valores de factores (Langregraber et al. 2008)

Parámetro	PTAS 1	PTAS 2	PTAS 3	PTAS 4	PTAS 5	PTAS 6
$f_{N,max}$	1,600	1,600	1,600	1,600	1,600	1,600
$f_{U,min}$	0,154	0,316	0,370	0,494	0,494	0,494
$\Delta t_{N1} (h)$	0,028	0,025	0,024	0,023	0,023	0,023
$\Delta t_{N2} (h)$	0,025	0,044	0,051	0,066	0,066	0,066

Luego, para la formulación matemática de los caudales en el tiempo, se utiliza una serie de Fourier de segundo orden para $Q_u(t)$ y $Q_d(t)$, del modo que se muestra en las ecuaciones (65) y (66). Esta formulación requiere una frecuencia, mostrada como w , cuyo valor es de $2\pi/T$, donde el periodo corresponde a un día.

$$Q_{inf}(t) = Q_{inf} \quad (64)$$

$$Q_u(t) = Q_u + a_1 \cdot \sin(wt) + a_2 \cdot \cos(wt) + a_3 \cdot \sin(2wt) + a_4 \cdot \cos(2wt) \quad (65)$$

$$Q_d(t) = Q_d + b_1 \cdot \sin(wt) + b_2 \cdot \cos(wt) + b_3 \cdot \sin(2wt) + b_4 \cdot \cos(2wt) \quad (66)$$

$$Q_T(t) = Q_{inf}(t) + Q_u(t) + Q_d(t) \quad (67)$$

El uso de las series de Fourier genera 8 constantes, que deben resolverse con las condiciones de borde del problema. Las condiciones de borde deben ser 8 para poder resolver el problema. Estas tienen relación con los máximos y mínimos que describen en la siguiente lista:

Condiciones de borde

- $Q_T(t_{max}) = f_{Q,max} \cdot Q_t$ (Caudal máximo ocurre en t_{max})
- $\frac{dQ_T(t_{min})}{dt} = 0$ (Condición de máximo)
- $Q_T(t_{min}) = f_{Q,min} \cdot Q_t$ (Caudal mínimo ocurre en t_{min})
- $\frac{dQ_T(t_{max})}{dt} = 0$ (Condición de mínimo)
- $Q_u(t_{min} - \Delta t_{N1}) = f_{U,min} \cdot Q_U$ (Caudal mínimo de urea ocurre en $t_{min} - \Delta t_{N1}$)
- $\frac{dQ_u(t_{min} - \Delta t_{N1})}{dt} = 0$ (Condición de mínimo)
- $Q_u(t_{max} - \Delta t_{N2}) = f_{N,max} \cdot Q_u(t_{max} - \Delta t_{N2})$ (Concentración máxima de NKT ocurre en $t_{max} - \Delta t_{N2}$)
- $\frac{dN_a \cdot Q_u(t_{max} - \Delta t_{N2})}{dt} = 0$ (Condición de máximo)

Para la resolución del sistema de ecuaciones lineales que se genera con las 8 condiciones de borde, se utiliza el método de la matriz inversa para encontrar los valores de los parámetros. Una vez conocido los parámetros, es posible construir las curvas de variación horaria de caudal.

Para el cálculo de las cargas afluentes, se ponderan las concentraciones típicas de cada flujo por su caudal respectivo. En el anexo 1 se aprecian las figuras con las curvas de las cargas de DBO, NKT y Fósforo total. Es claro que la curva de nitrógeno Kjeldahl tiene su máximo tiempo antes que la curva de DBO, respetando las condiciones de borde impuestas en la modelación.

Finalmente, en las siguientes figuras se muestra las curvas de variación horaria de caudal para cada una de las plantas de tratamiento, tanto la curva de datos originales y la curva con los datos procesados. De la observación de las curvas es evidente que las curvas con datos modificados son más suaves y elimina anomalías en las curvas de variación originales, sobre todo en las plantas de menor tamaño.

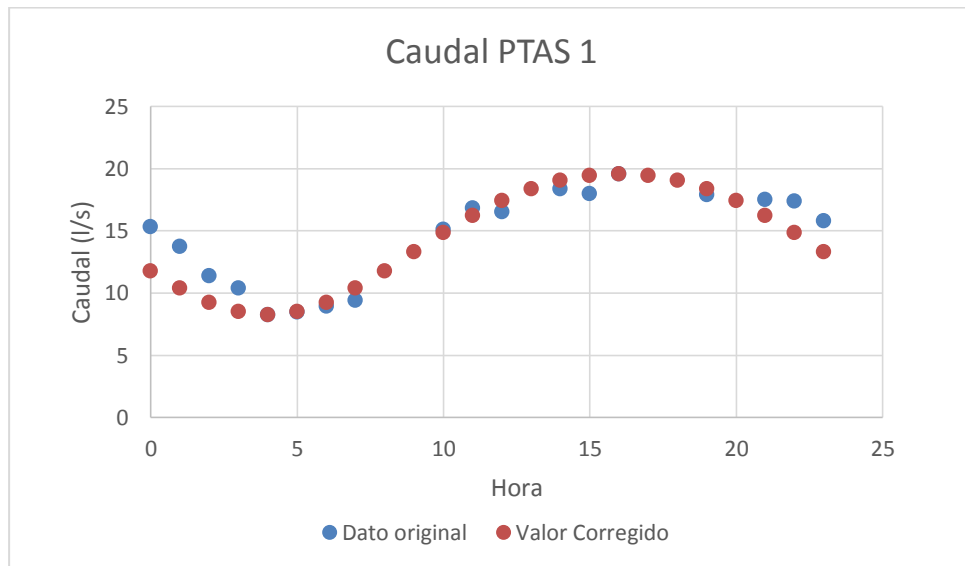


Figura 4-21: Curva de distribución horaria para la PTAS 1

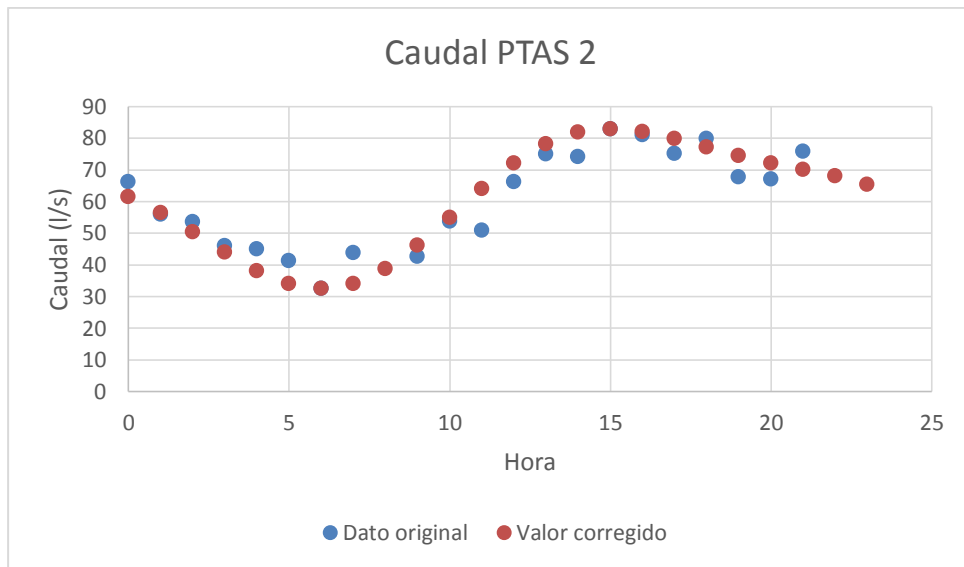


Figura 4-22: Curva de distribución horaria para la PTAS 2

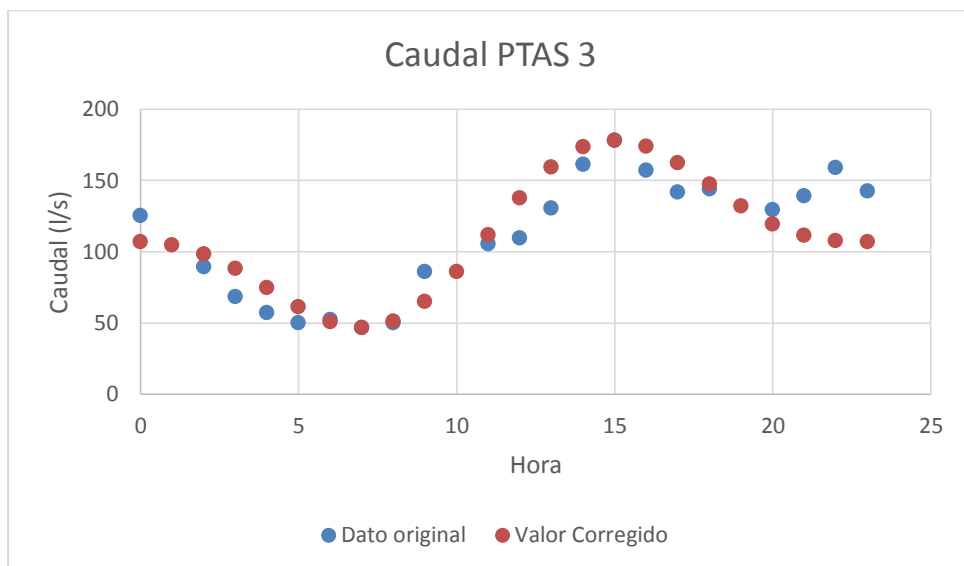


Figura 4-23: Curva de distribución horaria para la PTAS 3

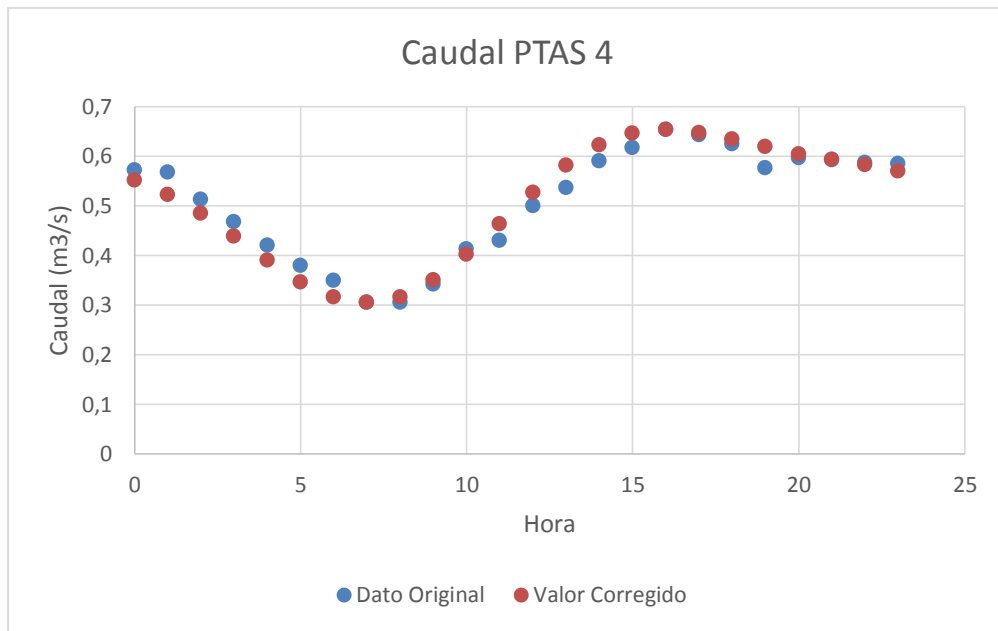


Figura 4-24: Curva de distribución horaria para la PTAS 4

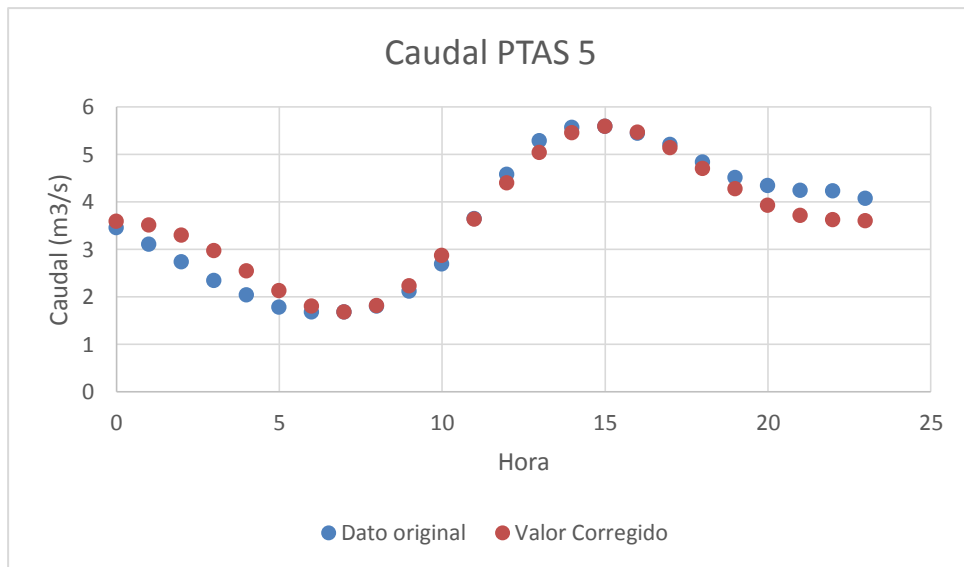


Figura 4-25: Curva de distribución horaria para la PTAS 4

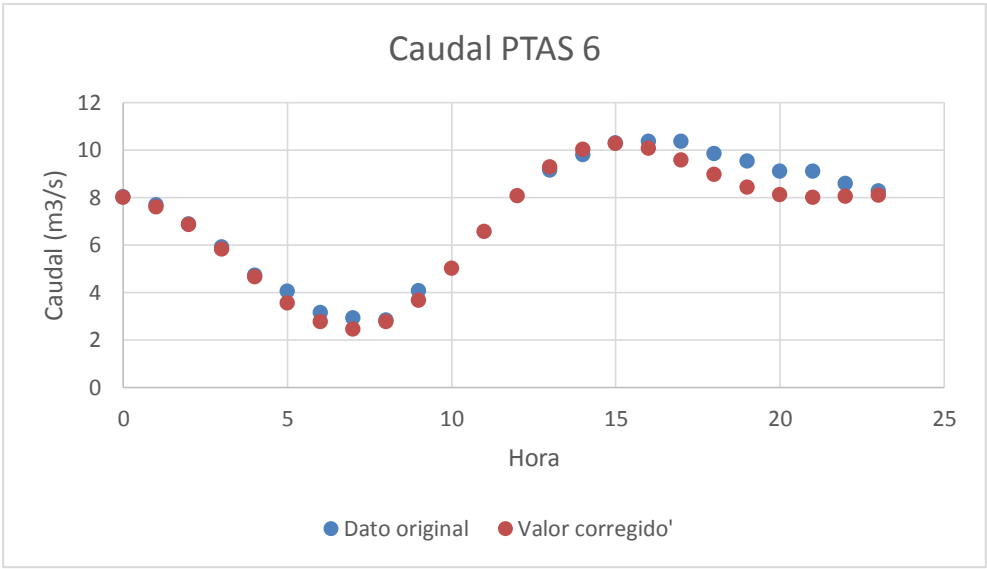


Figura 4-26: Curva de distribución horaria para la PTAS 6

5. Modelo adoptado y resultados

En el siguiente capítulo se expone el esquema utilizado para la modelación de las plantas de tratamiento, al igual que la metodología usada y los resultados obtenidos de las múltiples simulaciones realizadas.

5.1. Modelo Adoptado

El esquema adoptado para el análisis de simulación difiere según el tipo de planta; para las cuatro plantas pequeñas se considera el esquema más simple de un modelo de lodos activados, que contiene un reactor y un sedimentador secundario considerando la recirculación desde el reactor. Se considera que la purga de lodo se produce desde la recirculación. Este esquema se muestra en la figura 5-1.

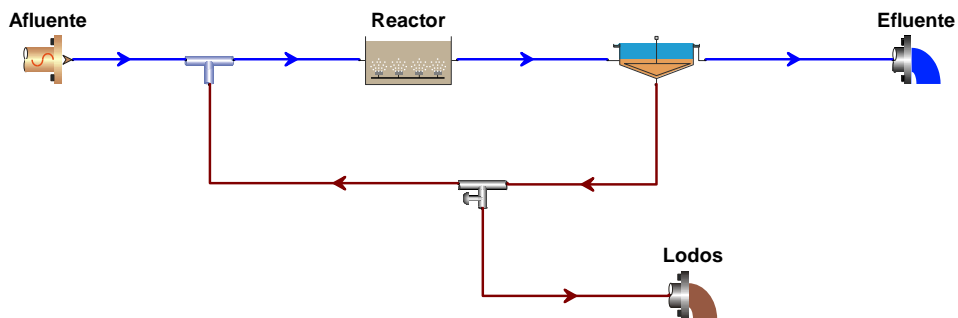


Figura 5-1: Esquema de PTAS para plantas pequeñas

Para la PTAS 5 y 6 se considera un esquema similar al anterior pero que considera adicionalmente un sedimentador primario como se muestra en la figura 5-2.

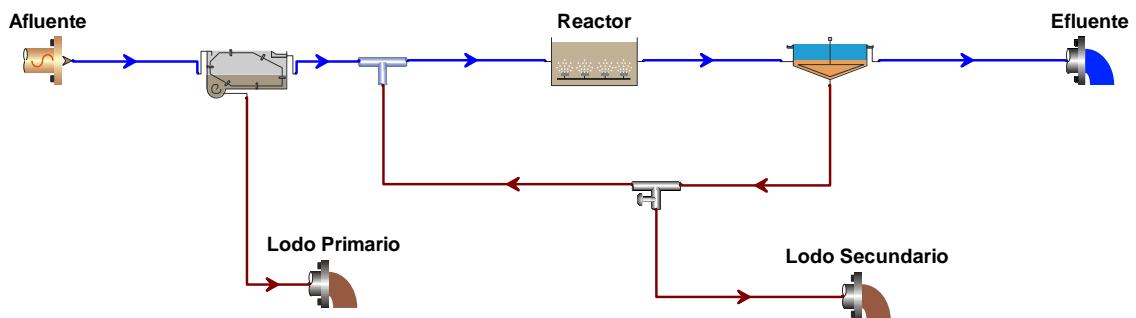


Figura 5-2: Esquema de PTAS para plantas grandes

Todas las unidades, fueron modeladas con el programa BIOWIN, desarrollado por EnviroSim Associates Ltd. Este programa, fue concebido como una herramienta para generar simulaciones de plantas biológicas de tratamiento de aguas residuales con el objetivo de estudiar su diseño, análisis y desarrollar pruebas de operación (ENVIROSIM, 2008).

El modelo de reactor biológico usado es el “Modelo general para lodos activados/digestión anaeróbica” (ASDM), o también llamado “Modelo general de BIOWIN”. Éste contiene 50 variables de estado y 60 expresiones para los diferentes procesos, las que describen los procesos biológicos que se efectúan en lodos activados, reacciones de precipitación química, y la transferencia de masa gas-líquido para 6 gases (ENVIROSIM, 2008).

Los procesos biológicos modelados son: Crecimiento y decaimiento de organismos metilótrofos, heterótrofos, acumuladores de fósforo, y de biomasa oxidante de amonio y nitrito, e hidrólisis, adsorción, amonificación y denitrificación. Otros procesos que describe el modelo corresponden a la remoción de DBO y la generación de biomasa o SSLM y cambio en el pH aumentando la concentración de SST debido a la precipitación de ciertos metales y sales.

5.2. Datos Ingresados

Los datos ingresados para las simulaciones son los ya expuestos en el capítulo de análisis de datos, estos incluyen caudal, DQO, NKT, y fósforo total afluente horario por un periodo de 24 horas. Ahora bien, BIOWIN requiere algunos valores adicionales, tales como los SST, SSV, nitrato, alcalinidad, calcio, magnesio, oxígeno disuelto y pH.

Para las plantas 5 y 6, se cuenta con los datos de SST y SSV, por lo que se asume esta concentración constante iguales estos valores conocidos. Para las demás plantas solo se tiene el valor de los SST, por lo que se asume que la fracción entre los SSV y SST es igual a 0.8.

Para las demás variables descritas se asume un valor constante para todas las plantas de tratamiento cuyos valores se muestran en la tabla 5-1. Esto valores corresponden a valores medios estándar o valores sugeridos por el programa para simulaciones.

Tabla 5-1: Concentraciones y pH para simulaciones

Variable	Unidad	Valor
Nitrato	mg/l	0
pH	-	7,3
Alcalinidad	mmol/l	13
Calcio	mg/l	80
Magnesio	mg/l	15
Oxígeno disuelto	mg/l	0

En la siguiente tabla se muestran los valores medios de DBO, NKT, PT, SST y SSV para las 6 plantas.

Tabla 5-2: Concentraciones para simulaciones

Planta	DBO	NKT	P	SST	SSV
	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
PTAS 1	209	58,8	8,8	167	134
PTAS 2	230	42,4	10	247	207
PTAS 3	310	31,1	8,6	353	297
PTAS 4	246	35,2	9,7	270	227
PTAS 5	327	52,0	9	344	289
PTAS 6	239	55,0	10	293	236

5.3. Escenarios de simulación

Los escenarios de simulación difieren según el tipo de planta. Para todas las plantas se plantean dos tipos de análisis de sensibilidad, respecto de la temperatura y respecto de la tasa máxima de crecimiento específico de los organismos autótrofos. Estos análisis se justifican, en el caso de la temperatura, debido a la variación del valor de operación durante el año. Para la tasa máxima de crecimiento específico, se ha observado que el valor varía significativamente según la planta de tratamiento analizada. En todas las plantas se realiza las simulaciones para distintas edades del lodo.

El escenario de simulación para las plantas pequeñas considera cuatro edades del lodo, tres temperaturas y tres tasas máximas de crecimiento específico. Dado que en uno de los casos se repite, se realizan un total de 40 simulaciones por planta con un total final de 160 simulaciones para las plantas pequeñas. Las combinaciones se muestran en las siguientes tablas.

Tabla 5-3: Escenarios de simulación para análisis de temperatura para plantas pequeñas.

SRT (d)	$\mu = 0,6$		
	T=10°C	T=15°C	T=20°C
5	x	x	x
15	x	x	x
20	x	x	x
25	x	x	x

Tabla 5-4: Escenarios de simulación para análisis de la tasa máxima de crecimiento específico para plantas pequeñas.

SRT (d)	T=20°C		
	$\mu=0,3$	$\mu=0,6$	$\mu=0,9$
5	x	x	x
15	x	x	x

20	x	x	x
25	x	x	x

El escenario de simulación para las plantas grandes considera 2 edades del lodo más bajas que las anteriores ya que se ajustan de mejor manera a la operación real de las plantas. Además, se analizan tres temperaturas y 3 tasas máximas de crecimiento específico. Dado que en uno de los casos se repite, se realizan un total de 20 simulaciones por planta con un total final de 40 simulaciones para las plantas pequeñas. Las combinaciones se muestran en las siguientes tablas.

Todas las simulaciones se realizan de manera dinámica, con la condición inicial igual al estado estacionario de la planta. Las simulaciones se realizan por un total de 100 días de modo de asegurar que la operación de la planta se lleve a cabo por un tiempo total igual o superior a cuatro veces la edad de lodo. Esto se realiza con el objetivo de evitar el efecto de la condición de borde en la solución del problema.

Tabla 5-5: Escenarios de simulación para análisis de temperatura para plantas grandes.

	$\mu = 0,6$		
SRT (d)	T=10°C	T=15°C	T=20°C
2	x	x	x
3	x	x	x

Tabla 5-6: Escenarios de simulación para análisis de la tasa máxima de crecimiento específico para plantas grandes.

	T=20°C		
SRT (d)	$\mu = 0,3$	$\mu = 0,6$	$\mu = 0,9$
2	x	x	x
3	x	x	x

5.4. Características de las unidades

El volumen de los reactores se calculó para cada edad del lodo, de manera que la concentración de los SSLM varíe entre los 3000 y 3500 mg/l para las plantas pequeñas y entre 1500 y 2000 para las plantas grandes. Este volumen se busca mediante simulaciones estacionarias en un proceso iterativo. Estos volúmenes se muestran en las tablas 5-7 y 5-8. La concentración de oxígeno en los reactores se mantuvo constante igual a 2 (mg/l).

Tabla 5-7: Dimensiones Reactores plantas pequeñas

Planta	Volumen para SRT= 5(d)	Volumen para SRT= 15(d)	Volumen para SRT= 20(d)	Volumen para SRT= 25(d)
--------	------------------------	-------------------------	-------------------------	-------------------------

	(m3)	(m3)	(m3)	(m3)
PTAS 1	350	900	110	1400
PTAS 2	1700	4000	5000	6000
PTAS 3	4200	10000	13000	15000
PTAS 4	15000	35000	45000	55000

Tabla 5-8: Dimensiones reactores plantas grandes

Planta	Volumen para SRT= 2(d) (m3)	Volumen para SRT= 3(d) (m3)
PTAS 5	30000	42000
PTAS 6	47000	80000

Para los sedimentadores secundarios y primarios para el caso de las plantas grandes, se consideraron las superficies reales, aun cuando esto no tiene influencia en la modelación, las que se consignan en la tabla 5-9.

Tabla 5-9: Dimensiones sedimentadores

	Superficie Sed. Primario (m2)	Superficie Sed. Secundario (m2)
PTAS 1		250
PTAS 2		400
PTAS 3		1800
PTAS 4		5000
PTAS 5	10000	17000
PTAS 6	15000	30000

5.5. Resultados obtenidos

Los resultados se plantean de manera separada según el tipo de planta. Para ambos tipos de plantas se realizan dos análisis de sensibilidad como se explicara anteriormente: respecto de la temperatura y respecto de la tasa máxima de crecimiento de los organismos autótrofos. En el primer análisis se mantiene constante la tasa en un valor de 0,6, mientras que en el segundo análisis se mantiene la temperatura constante con un valor de 20°C. Para cada análisis de sensibilidad se muestran tres gráficos en el caso de las plantas pequeñas:

- El primer gráfico muestra que el consumo máximo de oxígeno obtenido en BIOWIN y se compara con el resultado para las mismas condiciones.

- El segundo gráfico compara el factor de consumo máximo de oxígeno respecto del consumo medio diario y lo compara con el resultado de la fórmula teórica
- El tercer gráfico muestra el error porcentual entre los factores del segundo gráfico entre BLOWIN y la fórmula.

Para las plantas grandes solo se muestran los dos primeros gráficos ya que no se realiza un análisis con la fórmula debido a la incorporación del sedimentador primario que invalida su utilización.

Para todas plantas en el Anexo 3, se muestra los gráficos de amplitud del factor de máximo consumo de oxígeno y el amortiguamiento de este factor respecto del factor de máximo caudal horario.

5.6. Resultados para plantas pequeñas

5.6.1. Análisis por Temperatura:

En los siguientes cuatro gráficos se muestra el consumo de oxígeno máximo diario para el último día de simulación correspondiente al día 100. Como se observa el consumo de oxígeno va aumentando con la edad del lodo tanto para la fórmula como para las simulaciones, respetando los dictados por la fórmula de consumo de oxígeno. Ahora bien, existe una diferencia para el caso de la fórmula cuya temperatura es de 10°C, que es más evidente en las plantas 1 y 2. Este error se debe a que, para esa temperatura y edad del lodo, en la teoría la nitrificación podría no suceder o sería muy pequeña. En la tabla 5-10 se muestra las edades mínimas de nitrificación según la temperatura y la tasa máxima de crecimiento de los organismos autótrofos.

En general la fórmula es acertada al predecir el máximo consumo de oxígeno obteniendo un valor similar o ligeramente inferior, salvo en el caso de la temperatura de 10°C.

Tabla 5-10: Valores de edad mínima para nitrificación

Variable	Unidad	Valor	Valor	Valor	Valor	Valor
T	°C	10	15	20	20	20
μ	1/d	0,188	0,336	0,600	0,900	0,300
SRTm	d	16,57	5,30	2,33	1,37	7,69

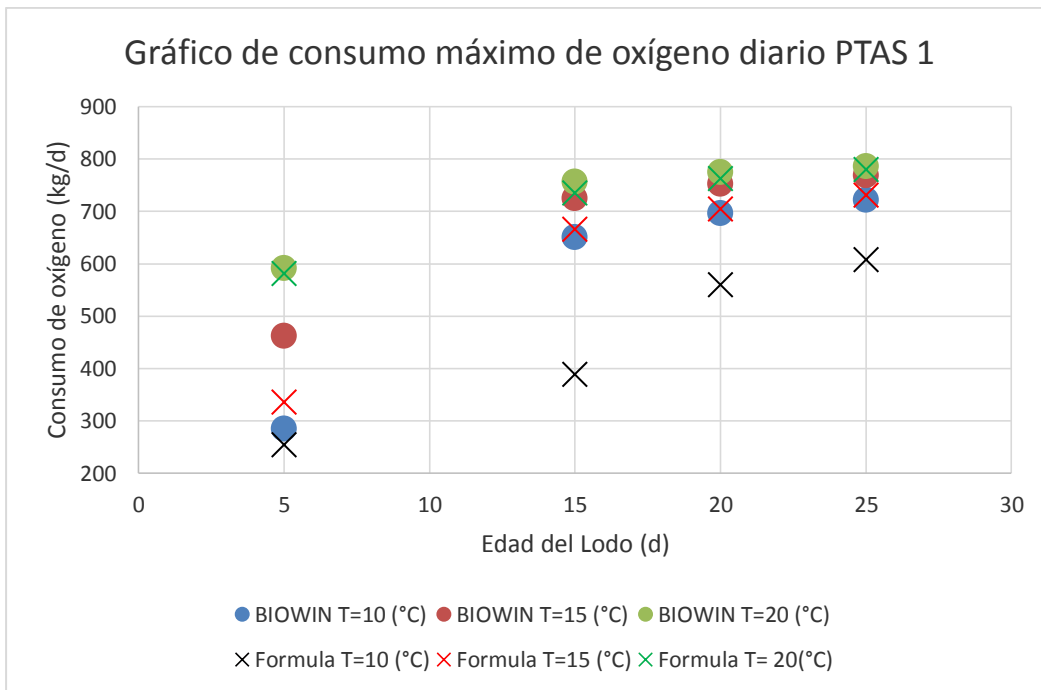


Figura 5-3: Consumo de oxígeno para PTAS 1

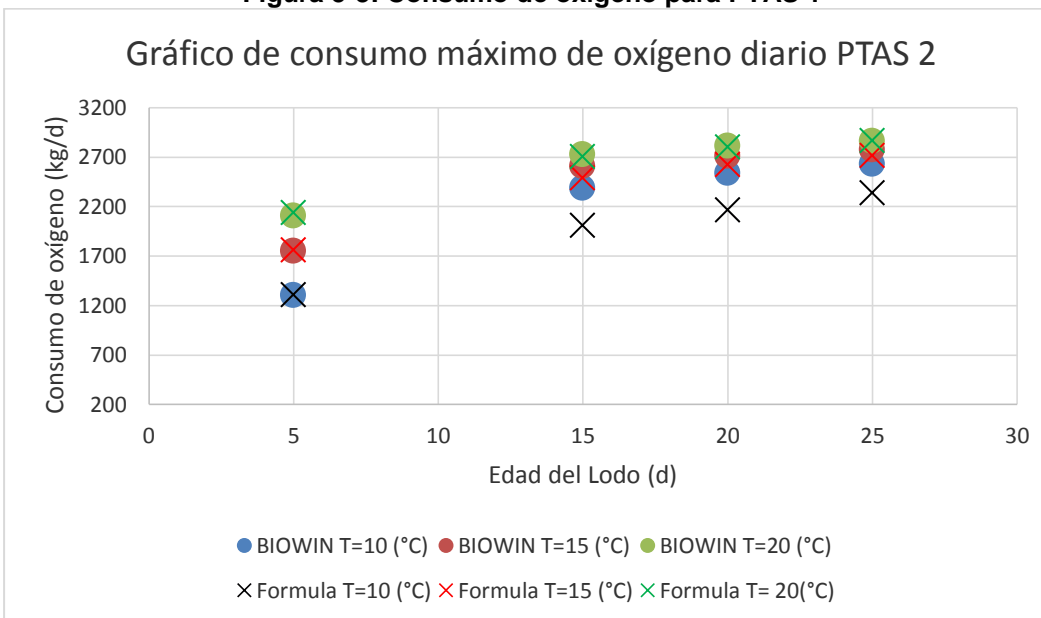


Figura 5-4: Consumo de oxígeno para PTAS 2

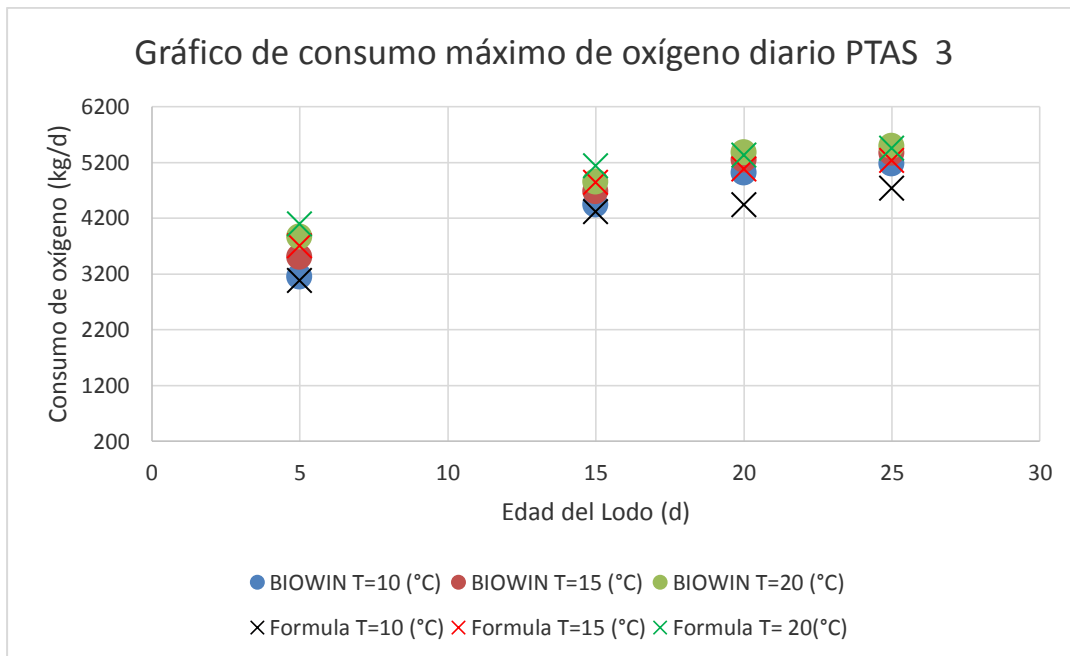


Figura 5-5: Consumo de oxígeno para PTAS 3

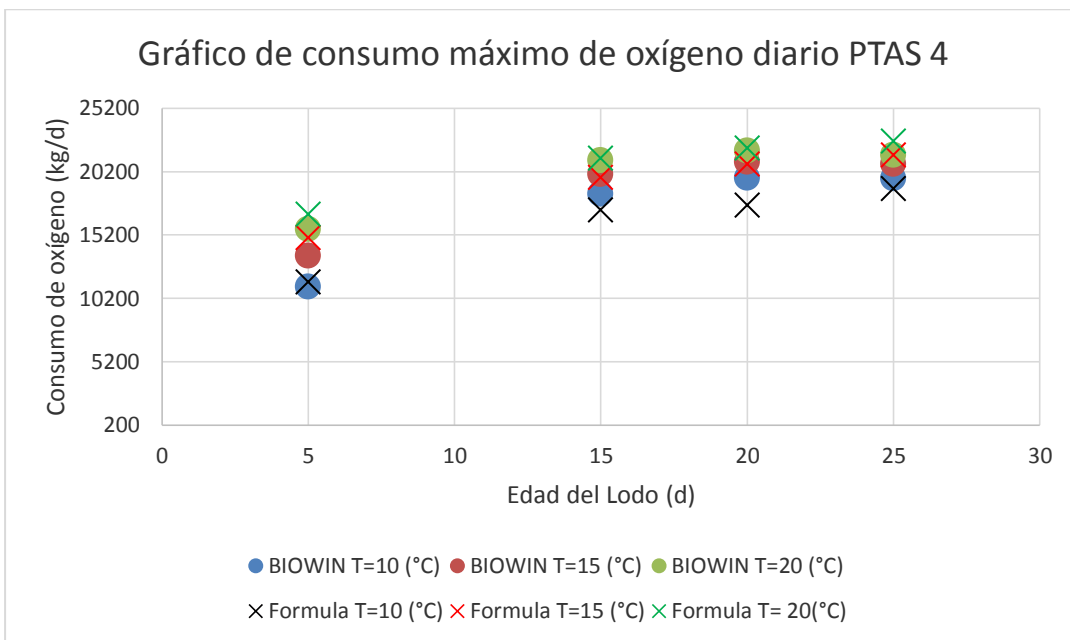


Figura 5-6: Consumo de oxígeno para PTAS 4

Respecto del factor de máximo consumo diario, la tendencia no es tan clara como en el caso del consumo máximo, pero también aumenta su valor con la edad del lodo. Se observa la misma anomalía respecto de los resultados con la temperatura de 10°C. Aquí, a diferencia del consumo máximo, la fórmula tiene su valor por encima de lo simulado en BIOWIN, estando por el lado seguro. Para las cuatro plantas se observa un comportamiento similar.

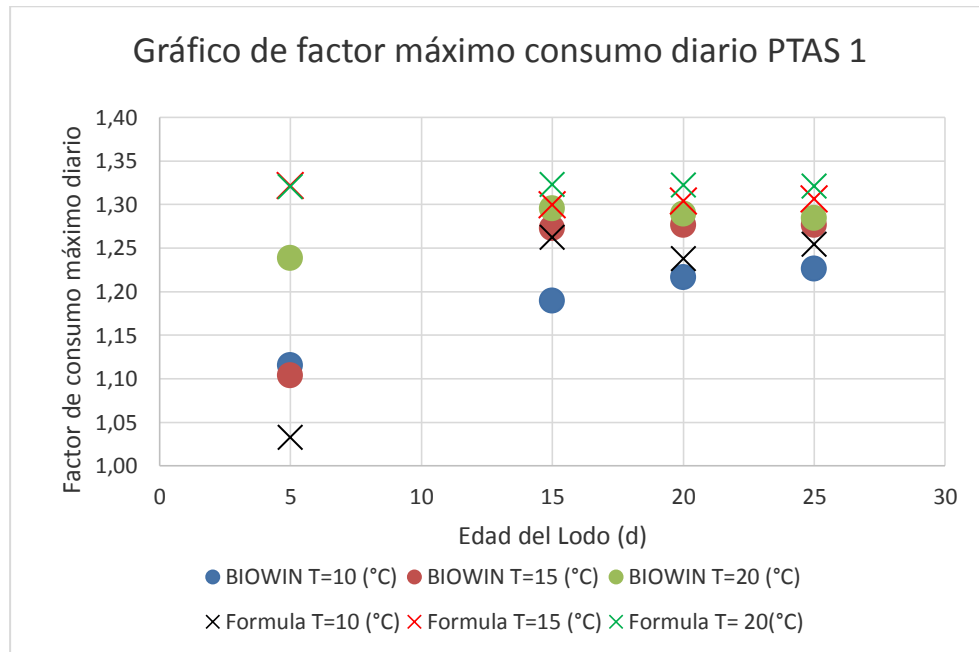


Figura 5-7: Factor de máximo consumo diario PTAS 1

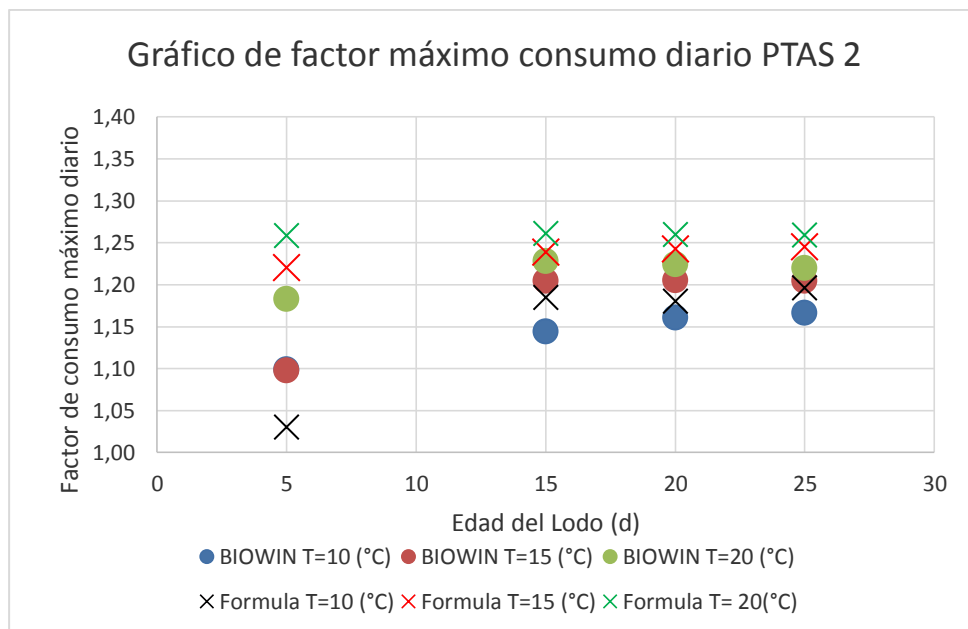


Figura 5-8: Factor de máximo consumo diario PTAS 2

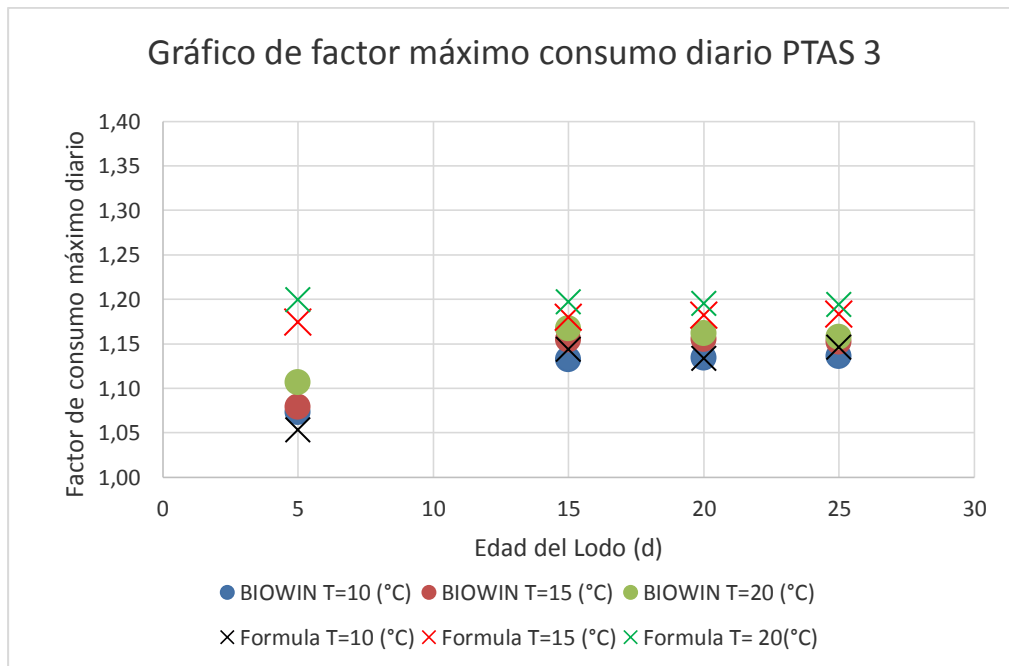


Figura 5-9: Factor de máximo consumo diario PTAS 3

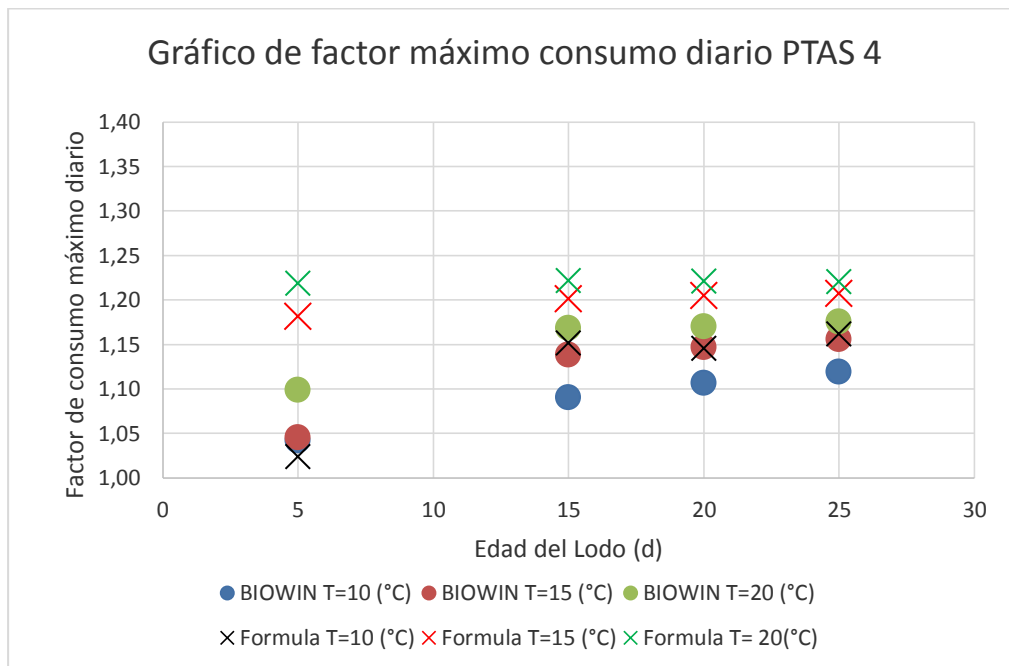


Figura 5-10: Factor de máximo consumo diario PTAS 4

En cuanto a los errores para todas las plantas el error en el cálculo del factor no supera el 10%, a excepción de los casos ya expuesto donde no se cumple la edad mínima para que ocurra nitrificación. En general el error mínimo se cumple en la edad del lodo igual a 20 días. Los valores del error validan la fórmula para las situaciones en que ocurre nitrificación.

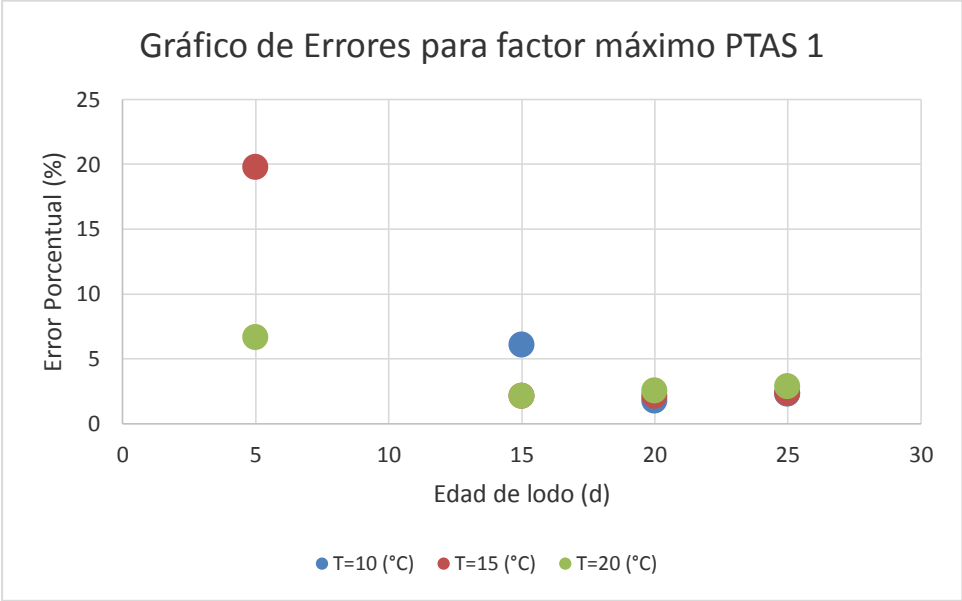


Figura 5-11: Error en el cálculo del factor PTAS 1

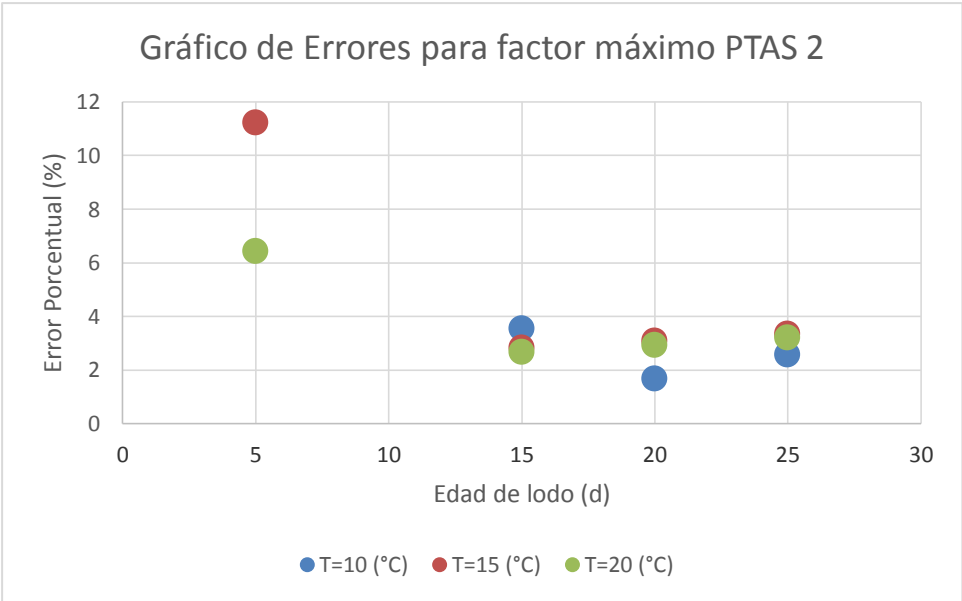


Figura 5-12: Error en el cálculo del factor PTAS 2

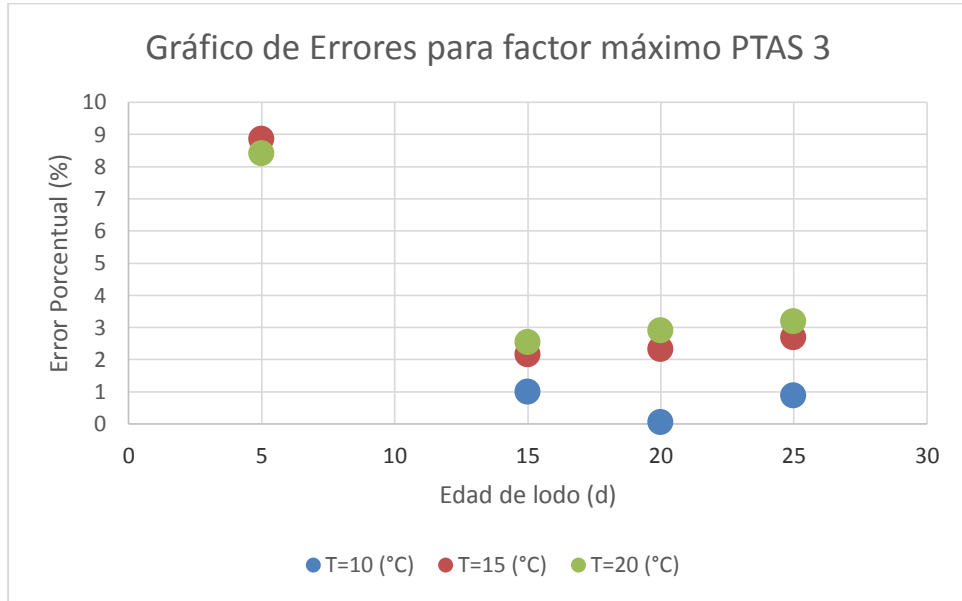


Figura 5-13: Error en el cálculo del factor PTAS 3

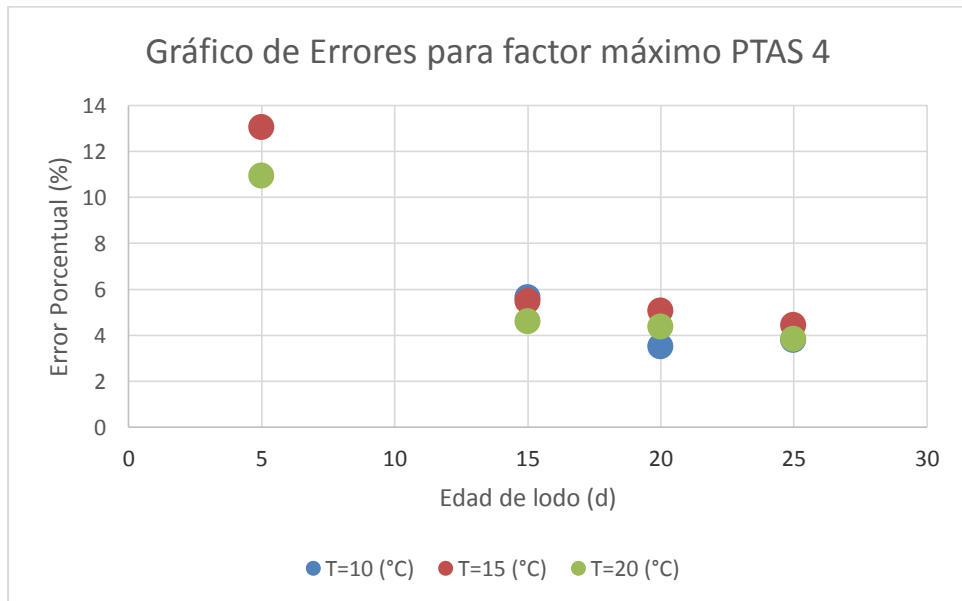


Figura 5-14: Error en el cálculo del factor PTAS 4

5.6.2. Análisis por módulo de crecimiento máximo

Como se observa el consumo de oxígeno aumenta con la edad del lodo tanto para la fórmula como para las simulaciones, respetando los dictados por la fórmula de consumo de oxígeno. El comportamiento de la fórmula para este análisis de sensibilidad es aún mejor que para los casos del análisis respecto a la temperatura.

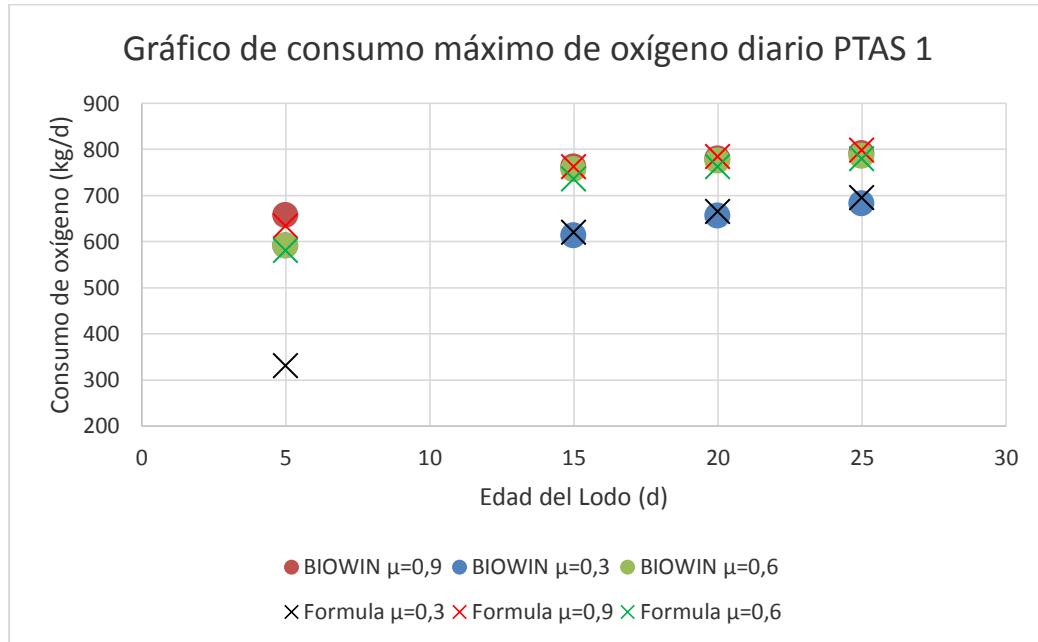


Figura 5-15: Consumo de oxígeno para PTAS 1

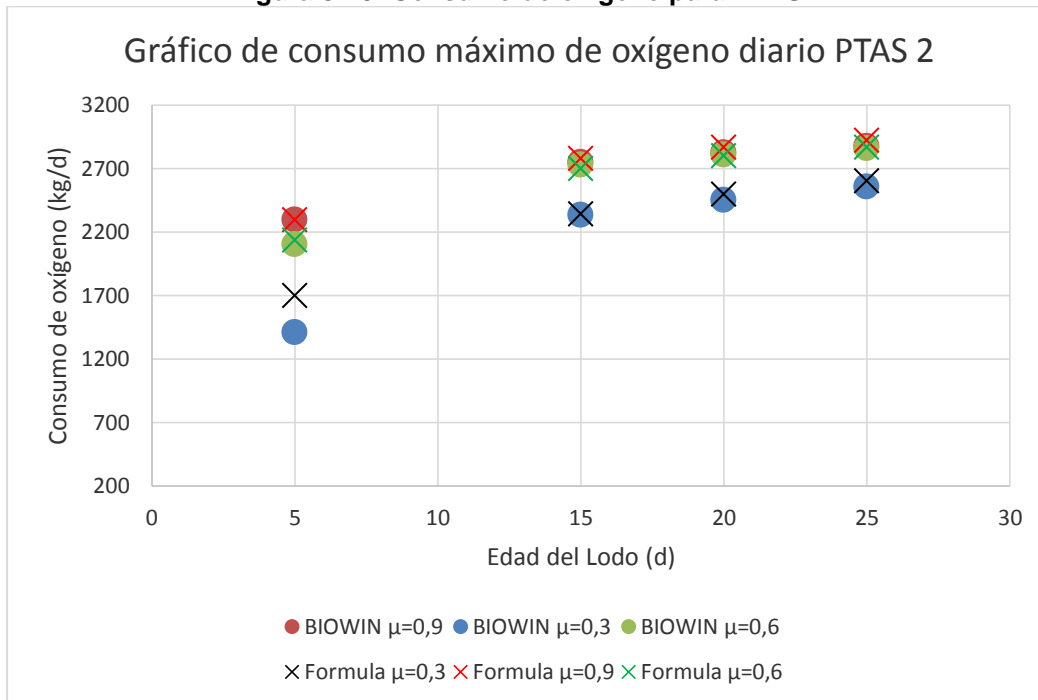


Figura 5-16: Consumo de oxígeno para PTAS 2

Gráfico de consumo máximo de oxígeno diario PTAS 3

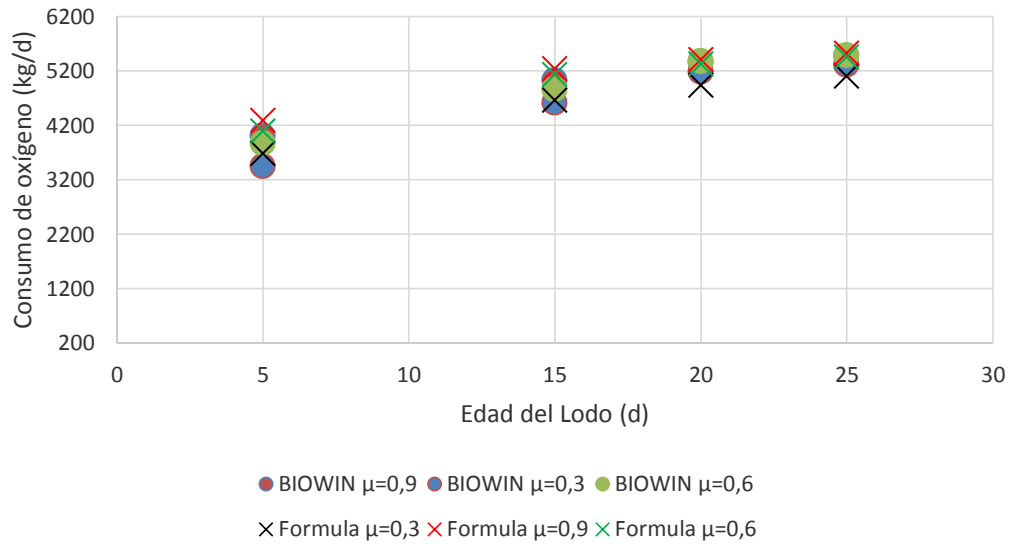


Figura 5-17: Consumo de oxígeno para PTAS 3

Gráfico de consumo máximo de oxígeno diario PTAS 4

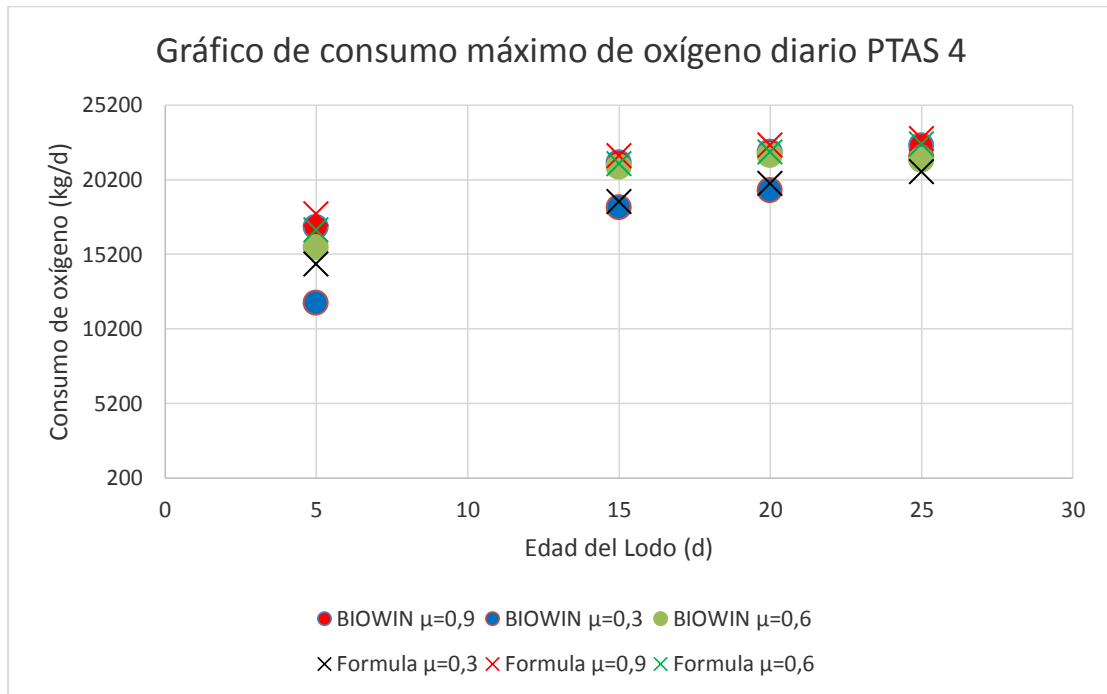


Figura 5-18: Consumo de oxígeno para PTAS 4

Respecto del factor de máximo consumo diario, no se observa una tendencia como en el caso del consumo máximo, y el valor tiende a mantenerse constante respecto a la edad del lodo. Al igual que en el análisis por temperatura, la fórmula tiene su valor por encima de lo simulado en BIOWIN, estando por el lado seguro. Para las cuatro plantas se observa un comportamiento similar.

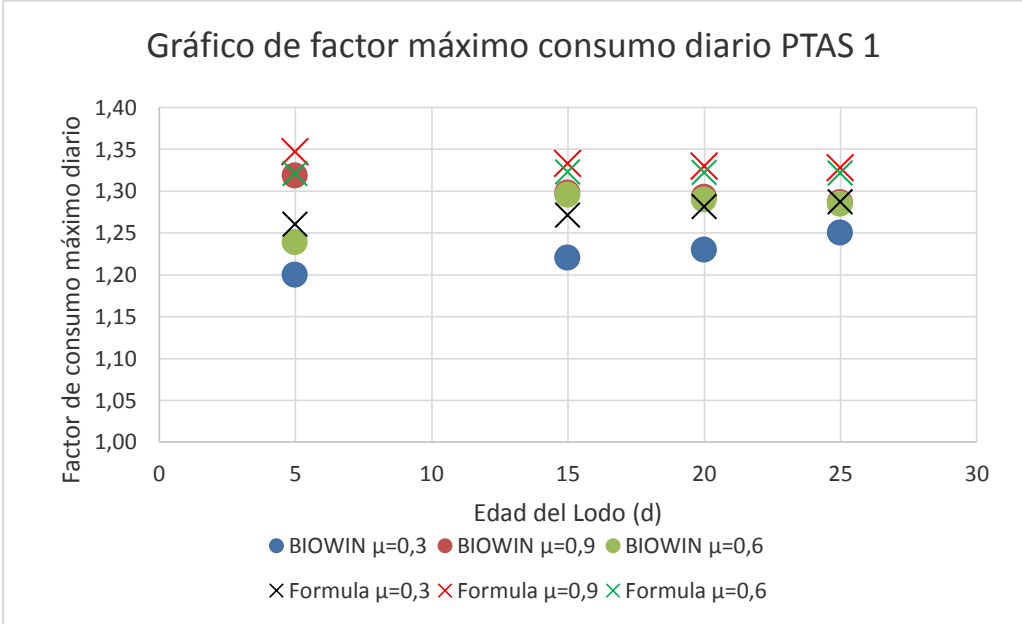


Figura 5-19: Factor de máximo consumo diario PTAS 1

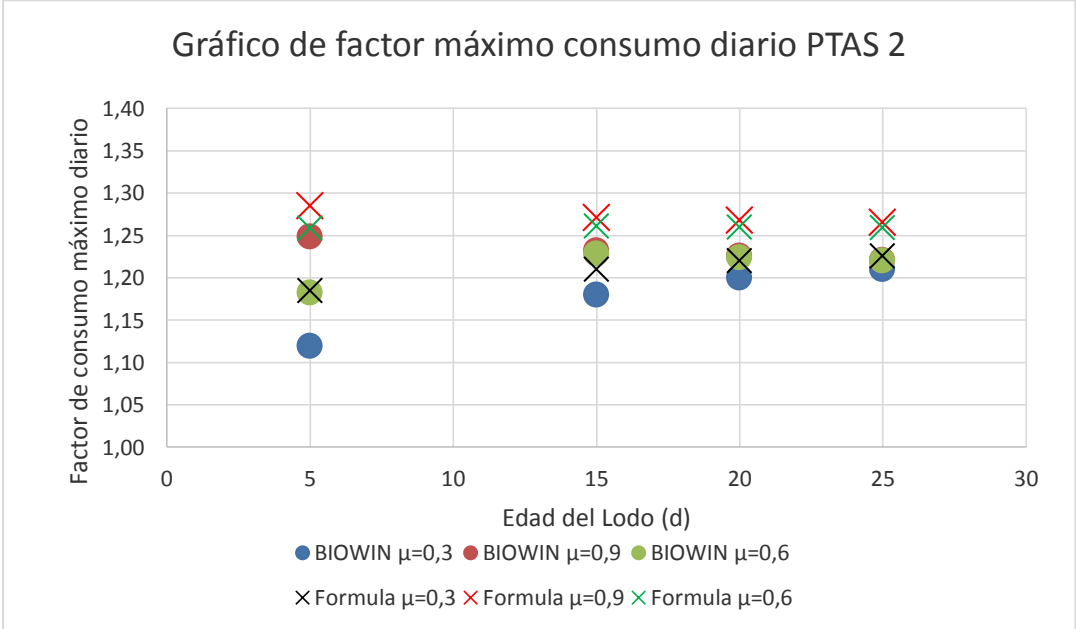


Figura 5-20: Factor de máximo consumo diario PTAS 2

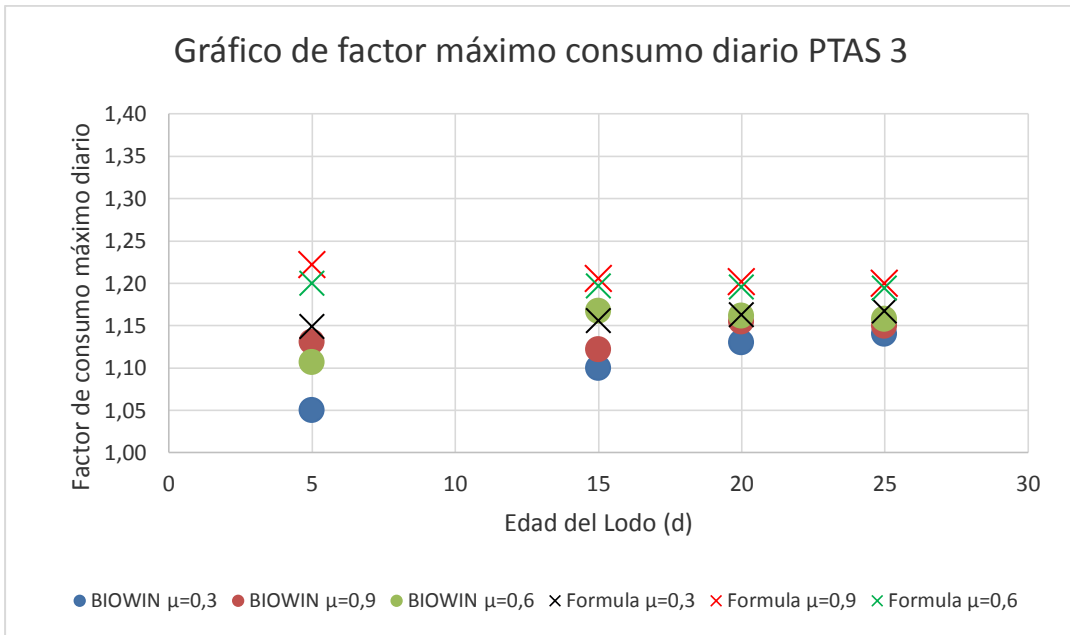


Figura 5-21: Factor de máximo consumo diario PTAS 3

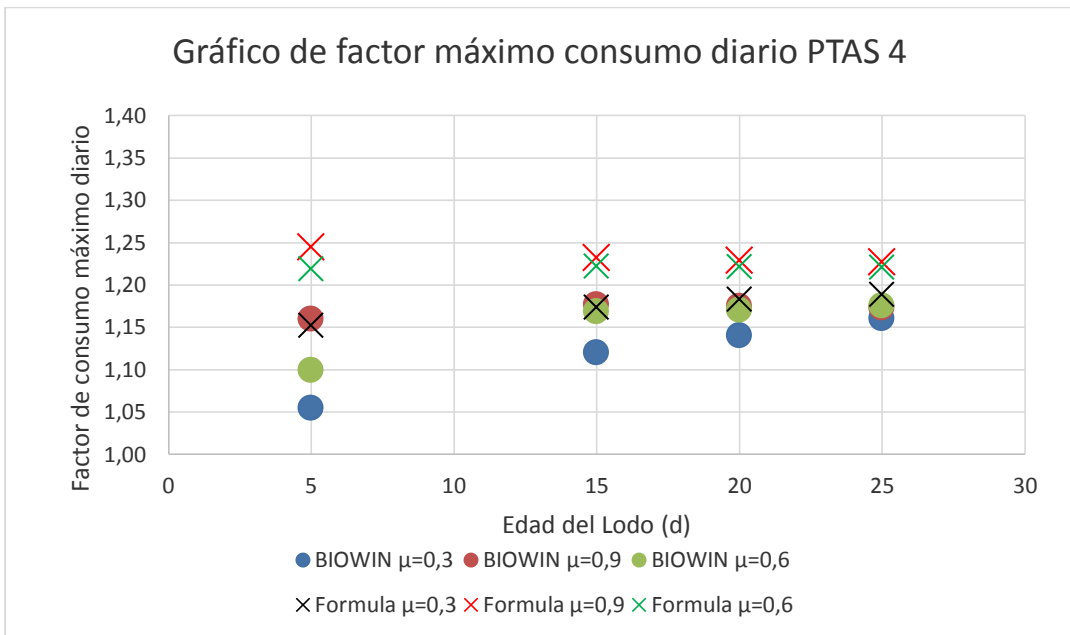


Figura 5-22: Factor de máximo consumo diario PTAS 4

Respecto del análisis de los errores, de manera similar al análisis de sensibilidad por temperatura para todas las plantas el error en el cálculo del factor no supera el 10%, a excepción del caso en que la tasa máxima tiene un valor de 0,3 donde para la planta 4 se excede este valor. No se observa una edad del lodo clara donde el error sea mínimo. Los valores del error validan la fórmula para las situaciones en que ocurre nitrificación.

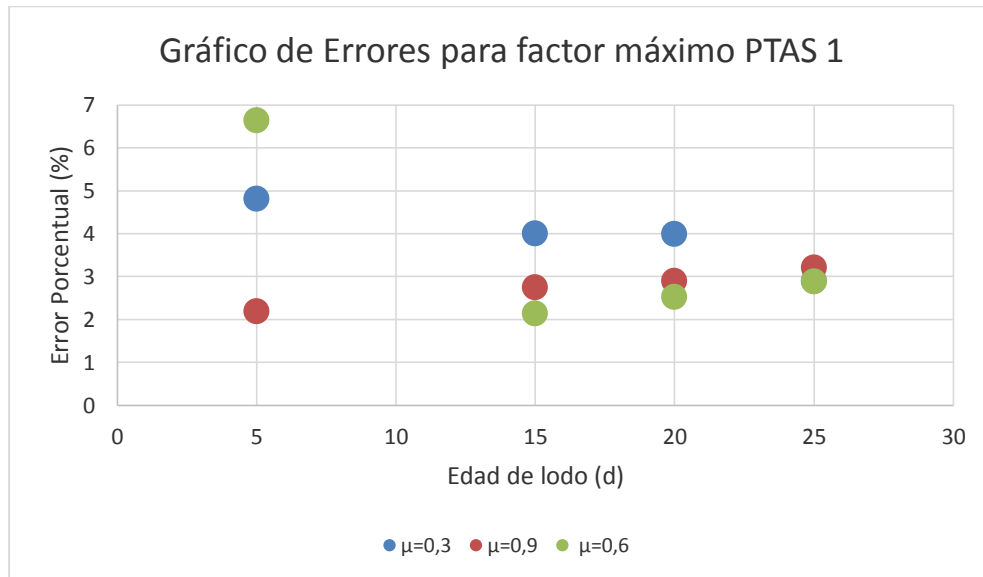


Figura 5-23: Error en el cálculo del factor PTAS 1

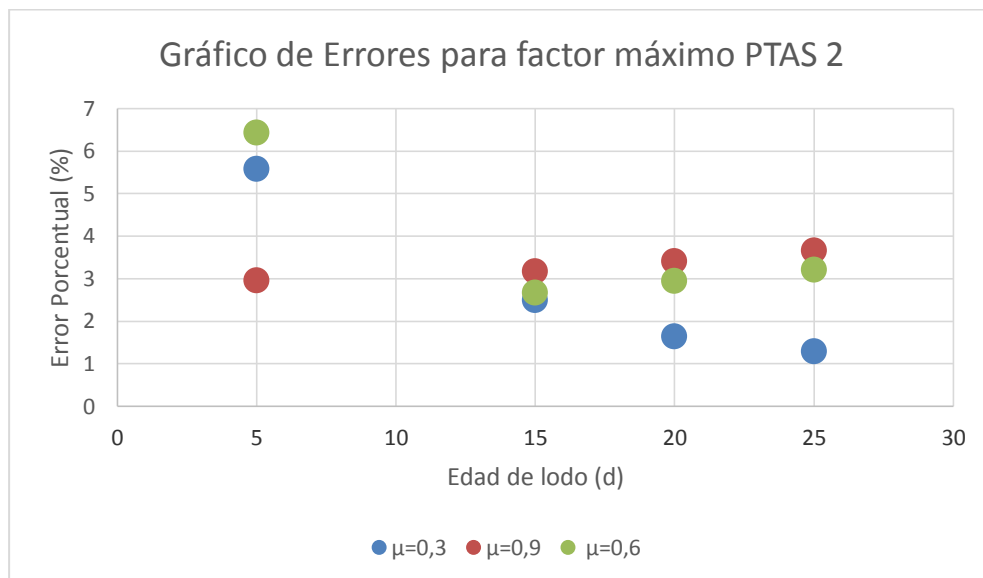


Figura 5-24: Error en el cálculo del factor PTAS 2

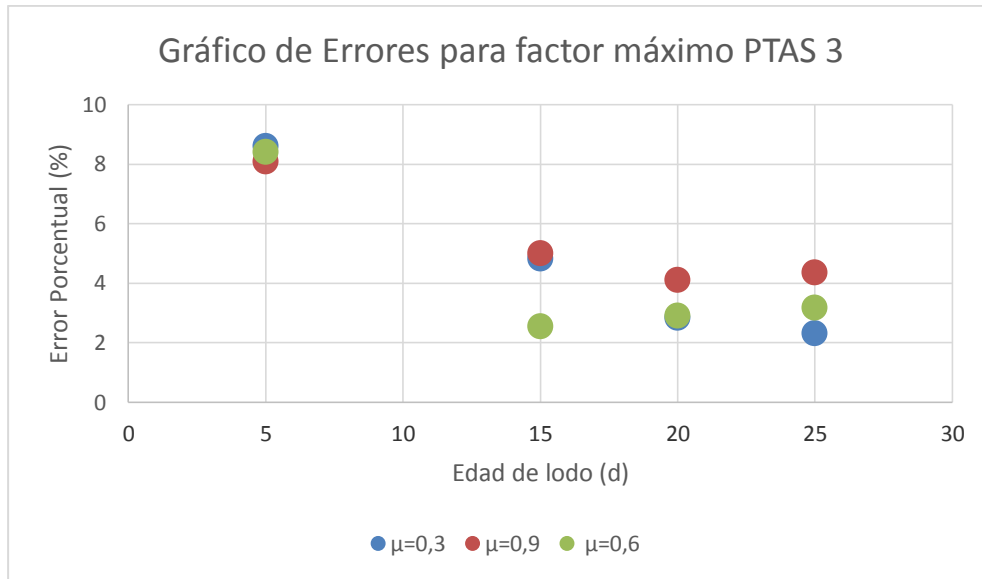


Figura 5-25: Error en el cálculo del factor PTAS 3

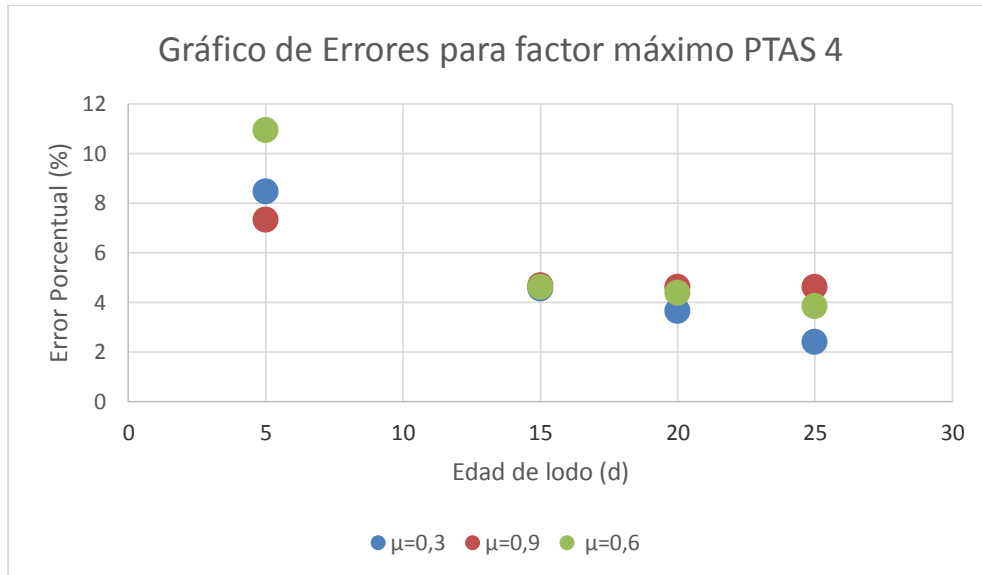


Figura 5-26: Error en el cálculo del factor PTAS 4

5.7. Resultados para plantas grandes

5.7.1. Análisis por temperaturas

En los siguientes cuatro gráficos se muestra el consumo de oxígeno máximo diario para el último día de simulación correspondiente al día 100. Como se observa el consumo de oxígeno aumenta con la edad del lodo en las simulaciones, respetando lo dictado por la fórmula de consumo de oxígeno.

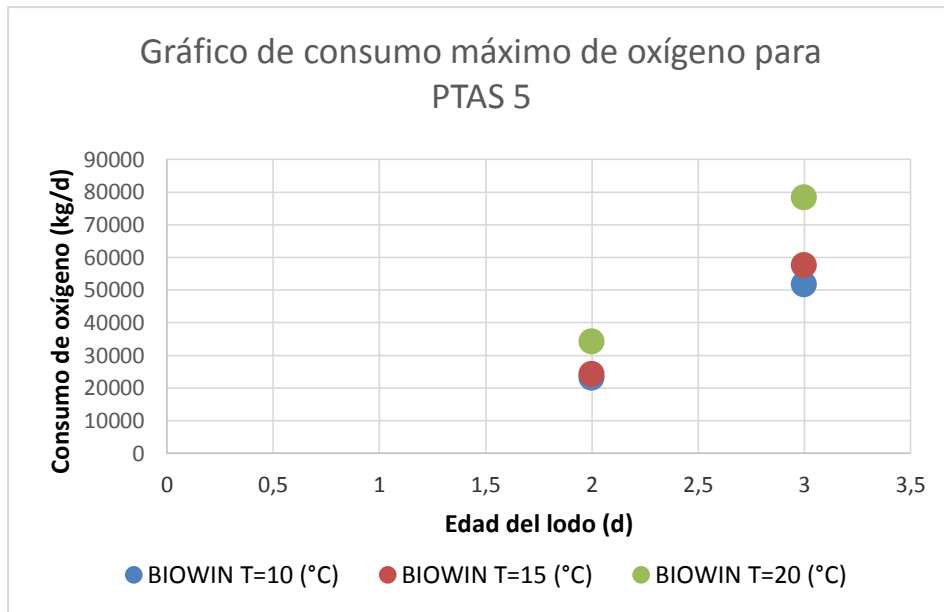


Figura 5-27: Consumo de oxígeno para PTAS 5

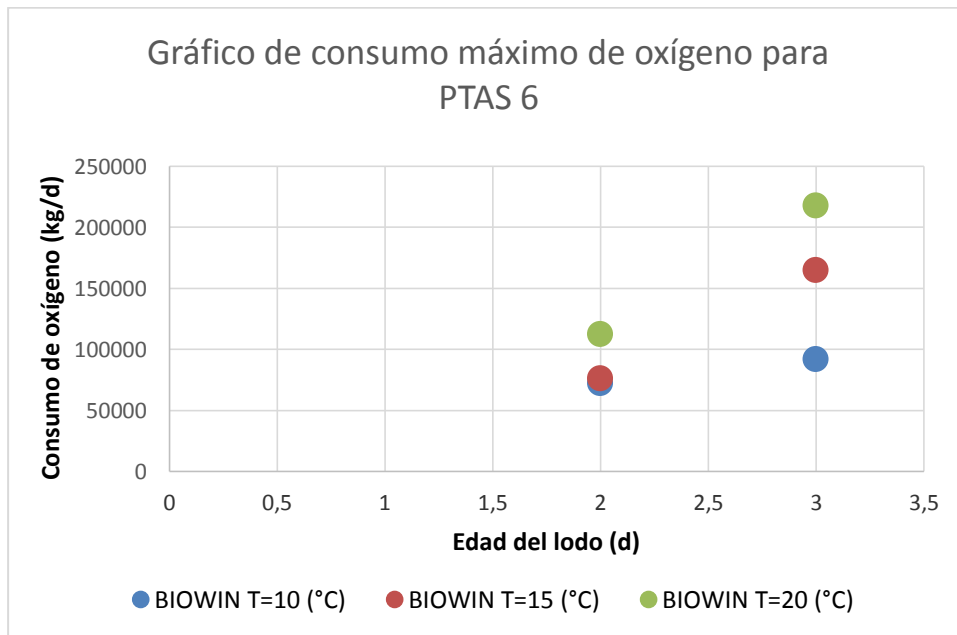


Figura 5-28: Consumo de oxígeno para PTAS 6

Respecto del factor de máximo consumo diario, la tendencia no es tan clara como en el caso del consumo máximo, pero también aumenta su valor con la edad del lodo. Los valores de los factores en su magnitud son pequeños si se compara con el factor de caudal máximo apreciándose un amortiguamiento.

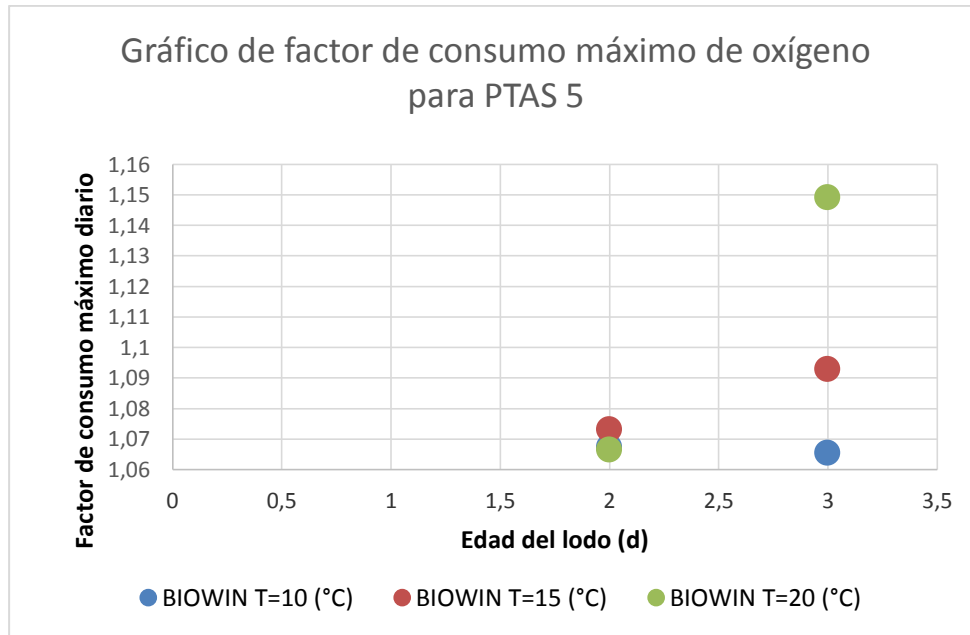


Figura 5-29: Factor de máximo consumo diario PTAS 5

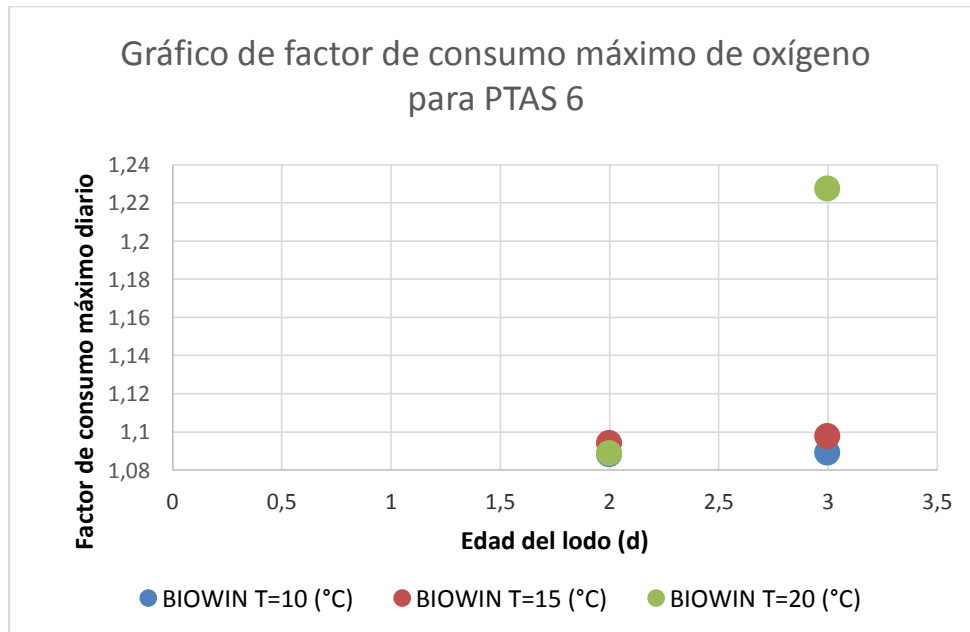


Figura 5-30: Factor de máximo consumo diario PTAS 6

5.7.2. Análisis por módulo de crecimiento máximo

Como se observa el consumo de oxígeno aumenta con la edad del lodo en las simulaciones, al igual que para las plantas pequeñas. Se observa que el valor es mayor claramente cuando la tasa de crecimiento máximo es mayor.

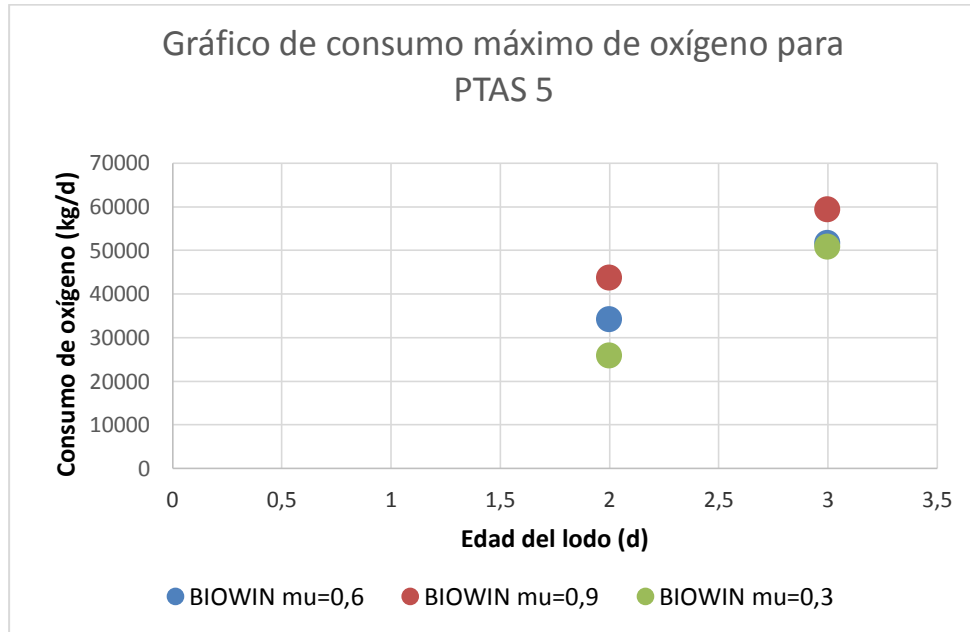


Figura 5-31: Consumo de oxígeno para PTAS 5

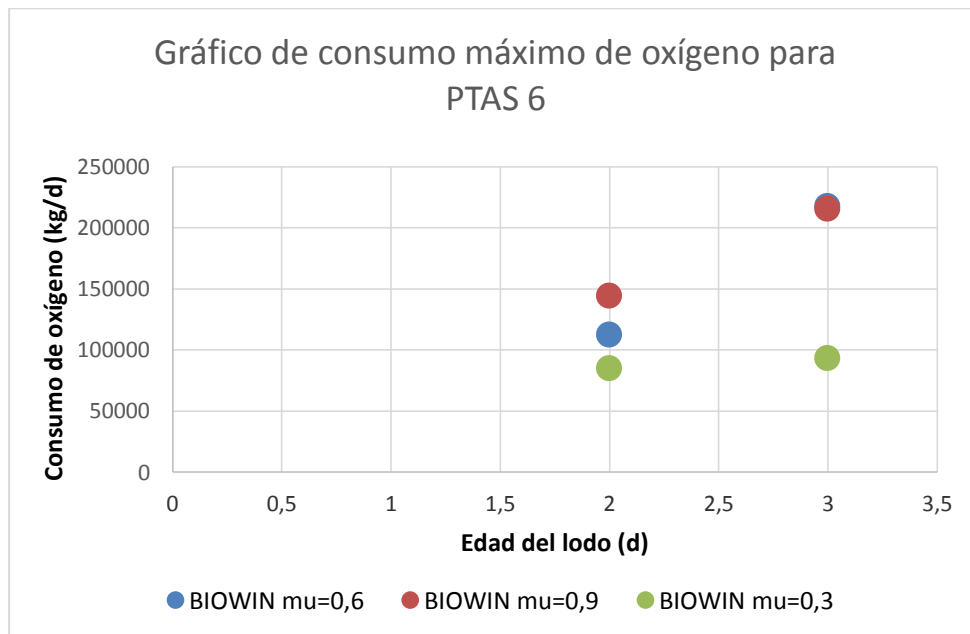


Figura 5-32: Consumo de oxígeno para PTAS 6

Respecto del factor de máximo consumo diario para la planta 5, no se observa una tendencia clara respecto a la edad del lodo manteniéndose el valor relativamente constante. Por otro lado, para la planta 6, se observa un aumento con la edad del lodo. Cabe destacar que los valores en su magnitud son pequeños si se compara con el factor de caudal máximo apreciándose un amortiguamiento.

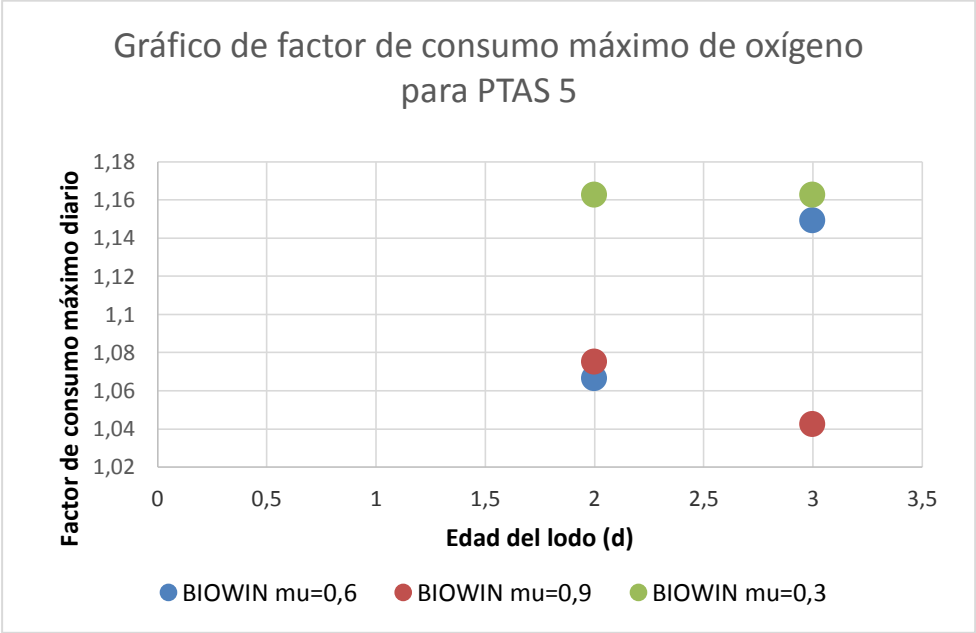


Figura 5-33: Factor de máximo consumo diario PTAS 5

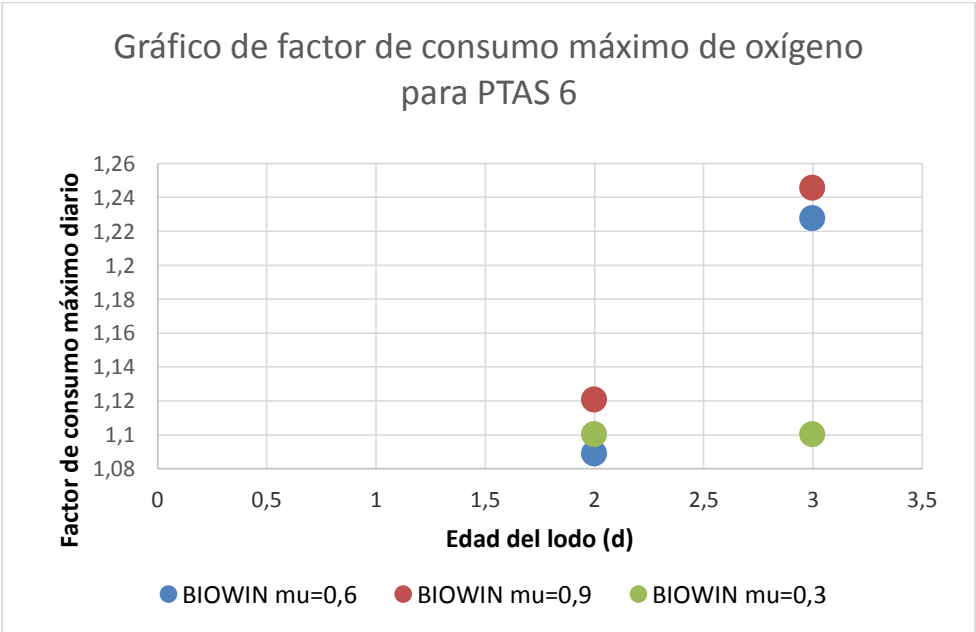


Figura 5-34: Factor de máximo consumo diario PTAS 6

6. Conclusiones comentarios y recomendaciones

En cuanto al análisis de los datos con los que este trabajo fue realizado, resulta importante ejecutar un buen procesamiento de los datos, debido a que todos los datos analizados contienen errores, tales como valores negativos de caudal instantáneo o variaciones ilógicas en periodos cortos de tiempo. Tomando en consideración este aspecto, es fundamental generar un buen algoritmo para el procesamiento de los datos y también una observación detallada de los datos si eventualmente el algoritmo falla.

Los datos obtenidos siguen el patrón horario teórico descrito para las aguas servidas domésticas teniendo su máximo cerca del mediodía y su mínimo durante la madrugada. Se observa una relación entre el factor de carga máxima y la población y el caudal medio de las plantas de tratamiento cuyo comportamiento logarítmico es similar al descrito por Langregraber et al. 2008. Sin embargo, en dicha referencia, la curva logarítmica se aplica para el factor de máximo caudal horario, factor para el cual no se observa tendencia alguna.

El factor de máximo caudal horario, que para su determinación para diseño y estudios de plantas de aguas servidas en Chile se utiliza el coeficiente de Harmon. Comparando este factor con los datos, se observa que no siguen el comportamiento en el percentil 85, sobrestimando el valor para las plantas más pequeñas y subestimando para las plantas más grandes, aunque para el máximo, como se vio en la sección 4, el coeficiente de Harmon representa bien el máximo a lo largo del periodo de estudio para las plantas pequeñas. Los valores de los factores se muestran la Figura 6-1.

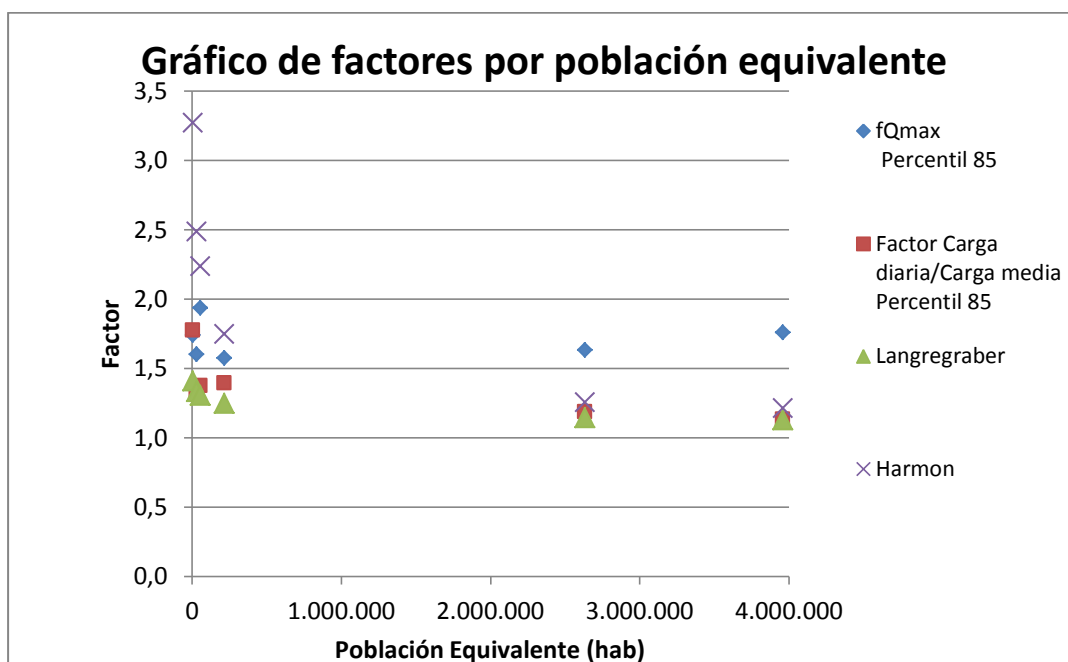


Figura 6-1: Resultados factor carga diaria respecto de carga media anual

El relleno de datos horarios de caudal con la metodología de Langregraber et al. 2008, complementa el procesamiento de datos, siempre que se conozcan al menos los valores del caudal medio, máximo y mínimo, así como las horas en las cuales ocurren estos valores. Adicionalmente esta metodología permite generar la curva de cargas de NKT, que no sigue el comportamiento de la curva del caudal debido a las características de la urea, principal aportante.

Para el cálculo del factor de máximo horario respecto del medio diario, se plantea una fórmula que se puede utilizar en plantas sin sedimentador primario, mostrada en las ecuaciones (59), (60) y (61). Para validar los resultados entregados por esta fórmula se realizan simulaciones en BIOWIN, y un análisis de sensibilidad respecto de la temperatura y de la tasa máxima de crecimiento de los organismos autótrofos

En el análisis respecto de la temperatura, los errores excedían el 10% solo para la temperatura de 10°C. El máximo error para esta temperatura se debería a que para esta temperatura en particular y en una edad de lodo baja es posible que no se produzca nitrificación. Una conclusión similar se puede obtener del análisis de sensibilidad respecto de la tasa máxima de crecimiento de los organismos autótrofos en el cual los errores que superaron el 10% solo para la menor de las tasas utilizadas (0,3), donde es posible que para las edades del lodo pequeñas no ocurra nitrificación.

Dando una mirada global al valor del factor de consumo máximo respecto, se observa de la Figura 6-2, que en ningún caso este valor supera el 1,35 y en consecuencia obrando de manera conservadora, es posible aplicar este valor como uno general.

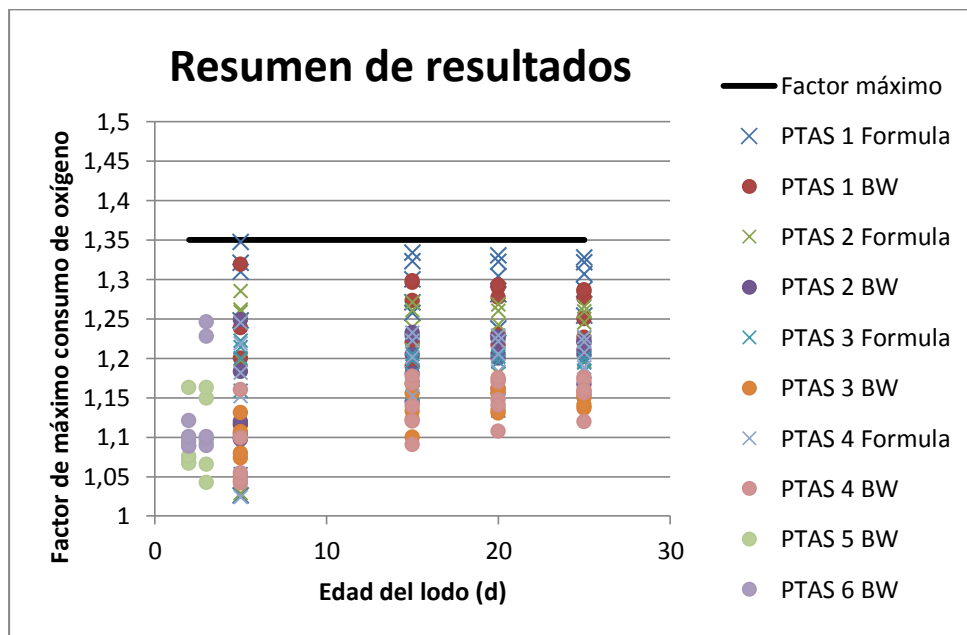


Figura 6-2: Resultados factor máximo horario respecto del medio diario

Al comparar los valores de los factores encontrados con lo que se utiliza para el diseño, se utiliza un factor empírico para el requerimiento de oxígeno mostrado en la ecuación (68).

$$R_{O_2} = (1,25 - 1,3) \cdot Carga\ media\ anual \quad (68)$$

Lo obtenido en esta memoria indica que para cubrir la demanda a todo evento, se debe aplicar los dos factores, el máximo diario respecto del medio anual, y el máximo horario respecto del medio diario, de modo de cubrir la demanda en el peor escenario, como se muestra en la ecuación (69)

$$R_{O_2} = f_{\max\ horario} \cdot f_{\max\ diario} \cdot Carga\ media\ anual \quad (69)$$

El uso de solo el factor máximo diario, podría eventualmente no cubrir la demanda máxima durante parte de ese día, que dependiendo de la operación de la planta, podría no ser significativo.

Otro aspecto interesante, mencionado por Musvoto et al. 2002, es el amortiguamiento de la onda de la carga de materia orgánica, que se refleja en la diferencia entre el factor de máximo caudal horario respecto al promedio diario y el factor de máximo consumo de oxígeno horario. Este fenómeno es rescatado tanto por la fórmula como por las simulaciones en BIOWIN, destacándose que, para el caso de las plantas grandes, el amortiguamiento fue mucho mayor, debido posiblemente a la implementación de los sedimentadores primarios en el modelo que disminuyen la carga orgánica afluente al reactor.

En cuanto a recomendaciones para un trabajo futuro, un buen ejercicio sería realizar una fórmula similar basada en el modelo de Marais & Ekama, siguiendo las condiciones expuestas en el capítulo tres, respecto del comportamiento de las diferentes fracciones de la materia orgánica y compáralo con el modelo ASSM y con simulaciones dinámicas.

Dado que, en este estudio sólo se analizaron plantas sin sedimentador primario, un trabajo futuro corresponde al análisis del comportamiento de las plantas de tratamiento que si tienen sedimentador primario. Una idea es aplicar la fórmula actual para el efluente del sedimentador primario, sin embargo, esto plantea el desafío de modelar el cambio de las características orgánicas y de otros parámetros después del sedimentador primario.

Finalmente, otra opción para trabajos futuro es ampliar el espectro de plantas de tratamiento, no obstante que este análisis requiere una cantidad y calidad de datos de las aguas afluentes a las plantas de tratamiento no siempre disponible. Adicionalmente este trabajo se complementa con la aplicación de la fórmula a plantas reales, dado que durante este trabajo se realizaron supuestos importantes

respecto de las características de las plantas, por lo tanto, el nuevo trabajo consiste en calibrar el modelo tomando en consideración las dimensiones y patrones de operación que efectivamente se utilizan en la planta.

7. Bibliografía

ATV-DVWK (2000). ATV-DVWK Standard A 131E, dimensioning of a Single-Stage Activated Sludge Plants, ATV-DVWK, Water, Wastewater, Waste, Hennef, Germany.

Carrasco C. (2007) Tratamiento físico químico de aguas residuales. Memoria para optar al Título de Ingeniero Civil, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.

Contreras J. (2010), Modelación del sedimentador secundario en plantas de lodos activados. Memoria para optar al Título de Ingeniero Civil, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.

Ekama, G. A., & Marais, G. V. R. (1979). Dynamic behavior of the activated sludge process. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 534-556.

Ekama, G. A., & Wentzel, M. C. (2004). Modelling inorganic material in activated sludge systems. *Water Sa*, 30(2), 153-174.

ENVIROSIM ASSOCIATES LTD., (2008); User Manual for BIOWIN 4.

Federation, W. E. (2009). Design of Municipal Wastewater Treatment Plants MOP 8.

Grady, C.P.L. Jr., Daigger G.T., Lim. H.C., "Biological Wastewater Treatment", Second Edition, Ed. Marcel Dekker Inc., 1999.

Henze, M. (Ed.). (2008). Biological wastewater treatment: principles, modelling and design. IWA publishing.

Langergraber, G., Alex, J., Weissenbacher, N., Woerner, D., Ahnert, M., Frehmann, T., Halft, N., Hobus, I., Plattes, M., Spring, V. & Winkler, S. (2008). Generation of diurnal variation for influent data for dynamic simulation. *Water science and technology*, 57(9), 1483-1486.

Musvoto, E. V., Samson, K., Taljard, M., Fawcett, K., & Alexander, W. V. (2002). Calculation of peak oxygen demand in the design of full-scale nutrient removal activated sludge plants. *Water S. A.*, 56-60.

Martin, C., & Vanrolleghem, P. A. (2014). Analysing, completing, and generating influent data for WWTP modelling: A critical review. *Environmental Modelling & Software*, 60, 188-201.

Melcer, H. (2004). Methods for wastewater characterization in activated sludge modelling. IWA publishing.

Ministerio de Obras Públicas de la República de Chile, (1998), DS 609/1998, “Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Industriales Líquidos a Sistemas de Alcantarillado”.

Ministerio de Obras Públicas de la República de Chile, (2009), NCh 1105, “Ingeniería Sanitaria – Alcantarillado de aguas residuales- Diseño y cálculo de redes”.

Monod, J. (1949). The growth of bacterial cultures. *Annual Reviews in Microbiology*, 3(1), 371-394.

Nannig, J., Mena, M.P. & Rojas, N. (2008), ASSM (Modelo simple para lodos activados). XXXI Congreso Interamericano AIDIS. Santiago, Chile.

Ronzano, E., & Dapena, J. L. (1995). Tratamiento biológico de las aguas residuales. Ediciones Díaz de Santos.

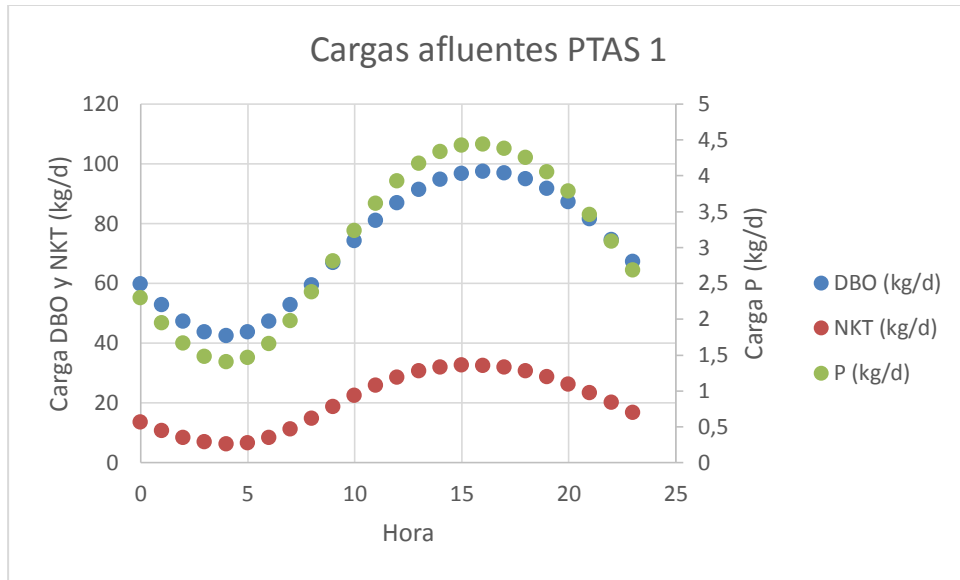
Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D., & Stensel, H. D. (2002). Wastewater Engineering Treatment and Reuse, Metcalf and Eddy.

Vázquez-Mejía, G., Ortega-Aguilar, R. E., Esparza-Soto, M., & Fall, C. (2013). Fraccionamiento de DQO del agua residual de Toluca por el protocolo STOWA. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(2), 21-35.

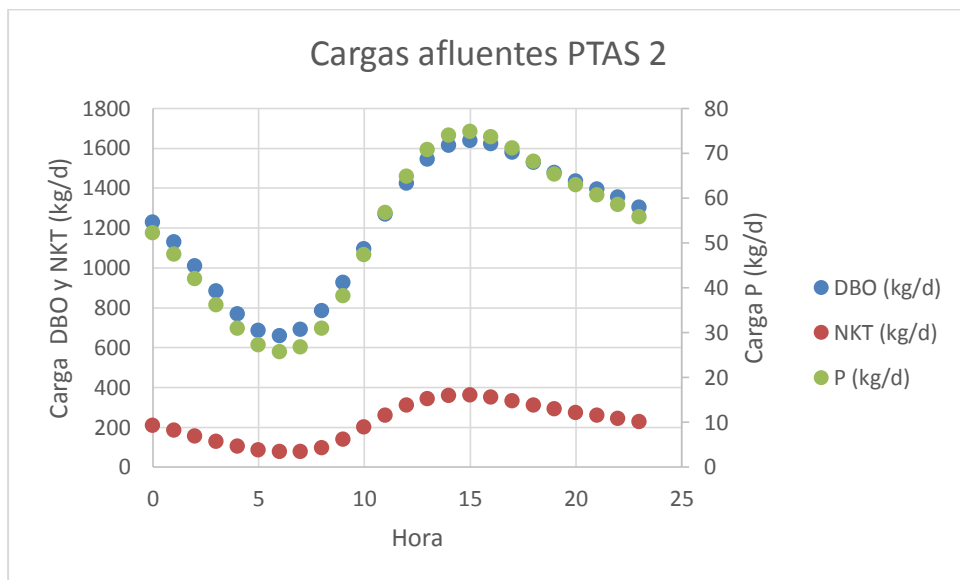
Wahlberg, E. J., & Keinath, T. M. (1995). Development of settling flux curves using SVI: An addendum. *Water environment research*, 67(5), 872-874.

8. Anexos

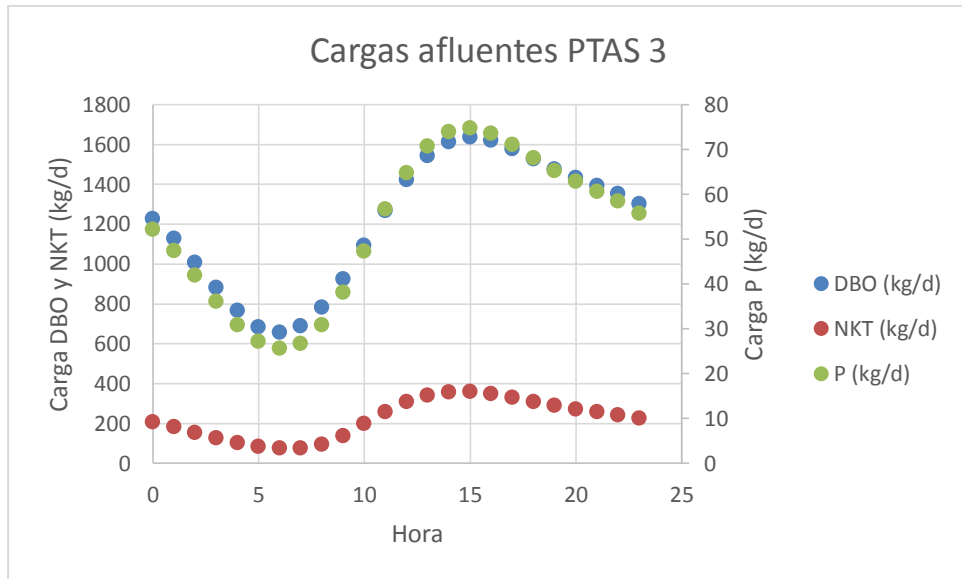
8.1. Anexo 1: Cargas afluentes calculadas



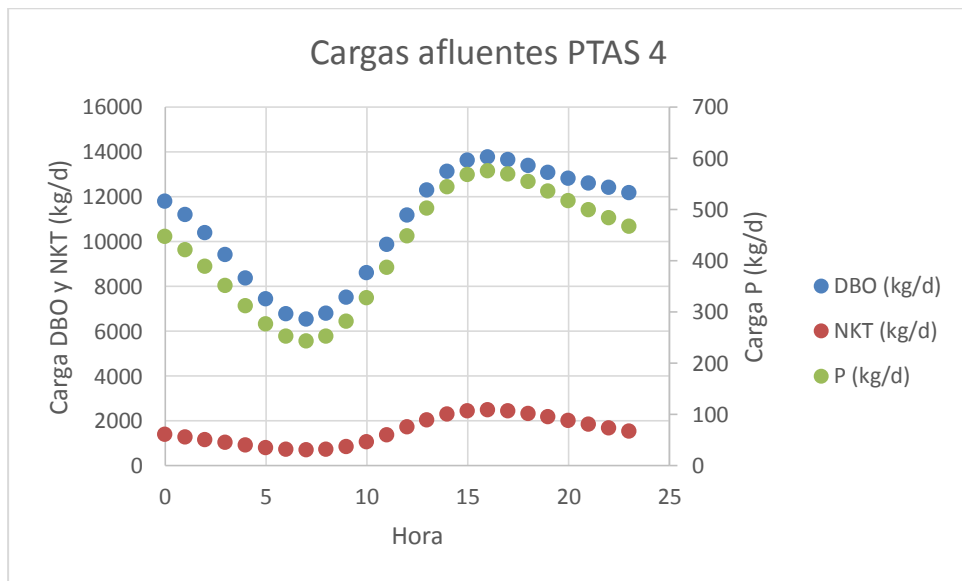
Cargas Afluentes PTAS 1



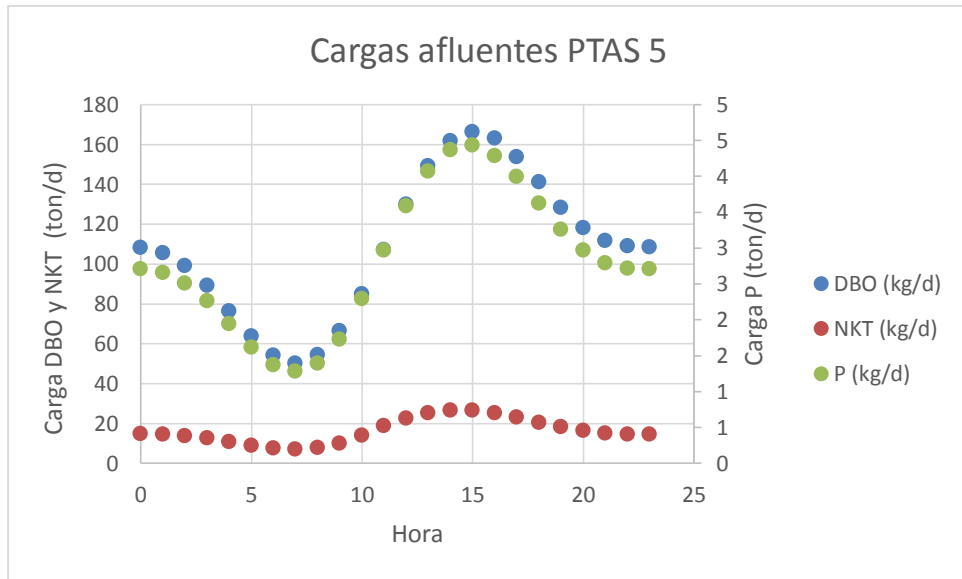
Cargas Afluentes PTAS 2



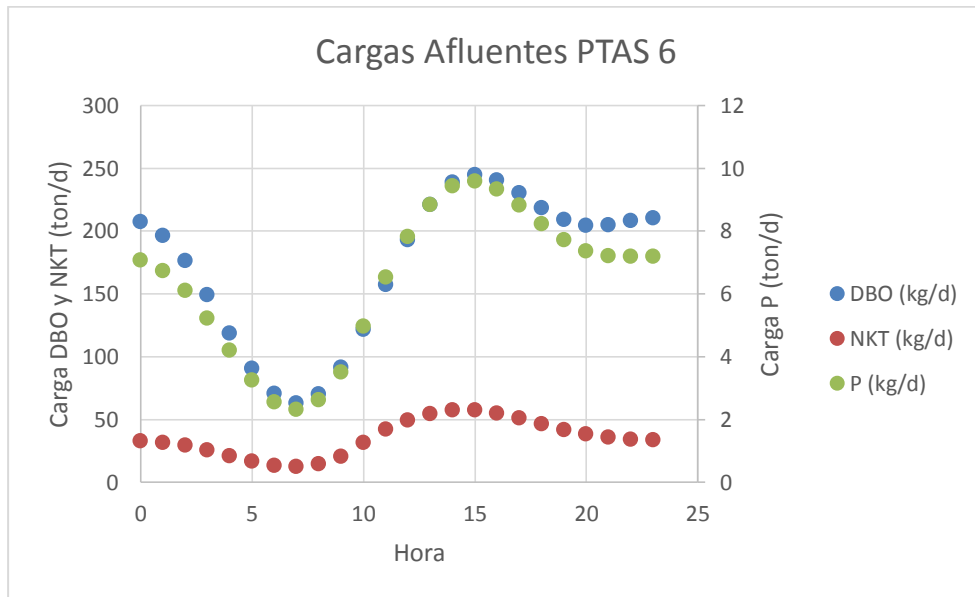
Cargas Afluentes PTAS 3



Cargas Afluentes PTAS 4



Cargas Afluentes PTAS 5



Cargas Afluentes PTAS 6

8.2. Anexo 2: Resumen de Resultados

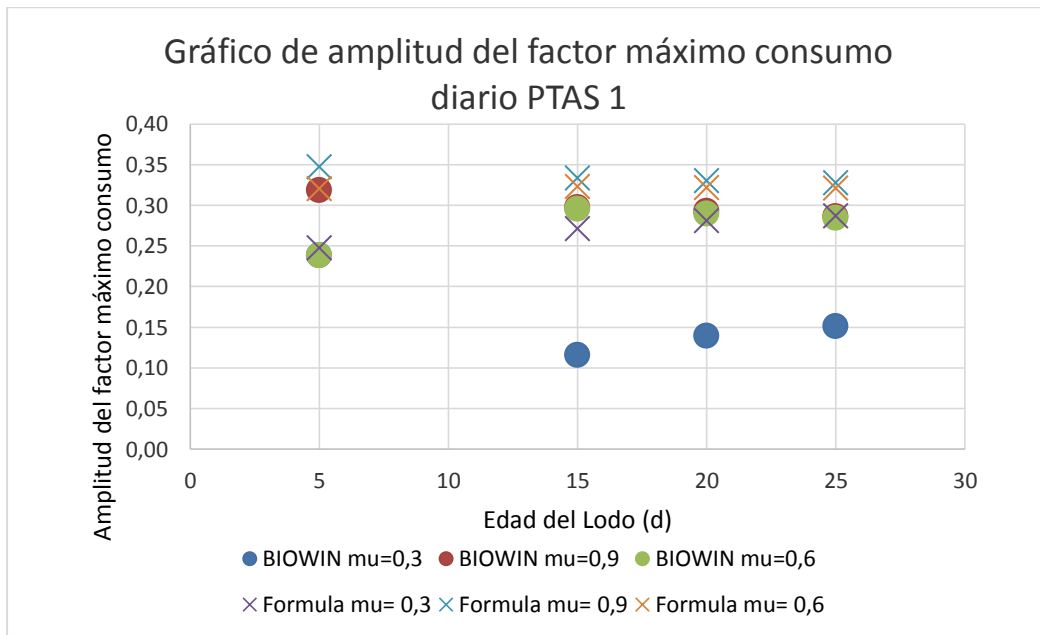
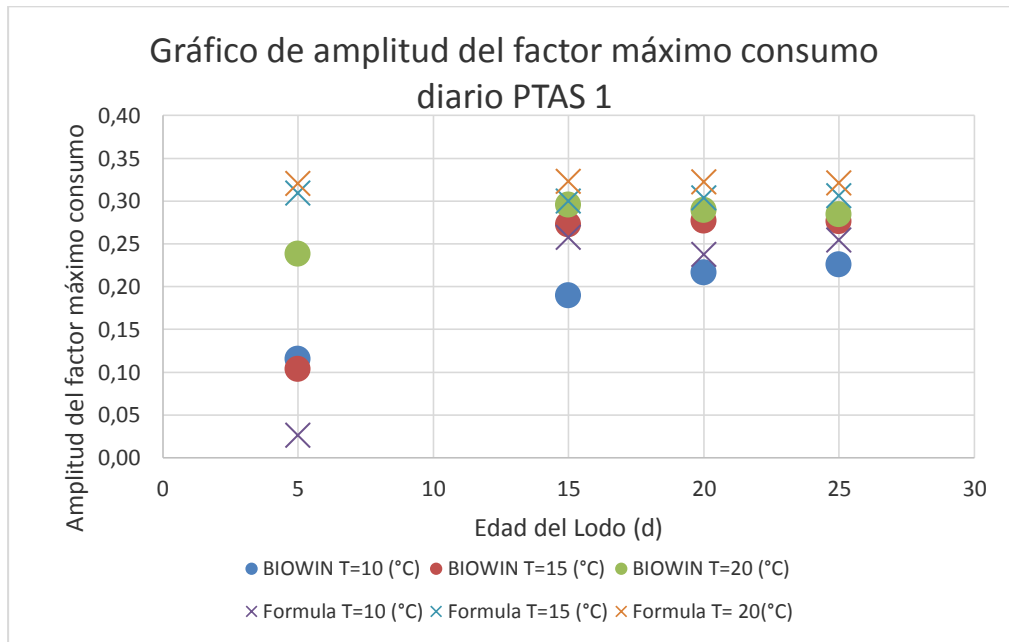
Resultados para plantas pequeñas del factor de consumo máximo de oxígeno respecto del consumo medio diario.

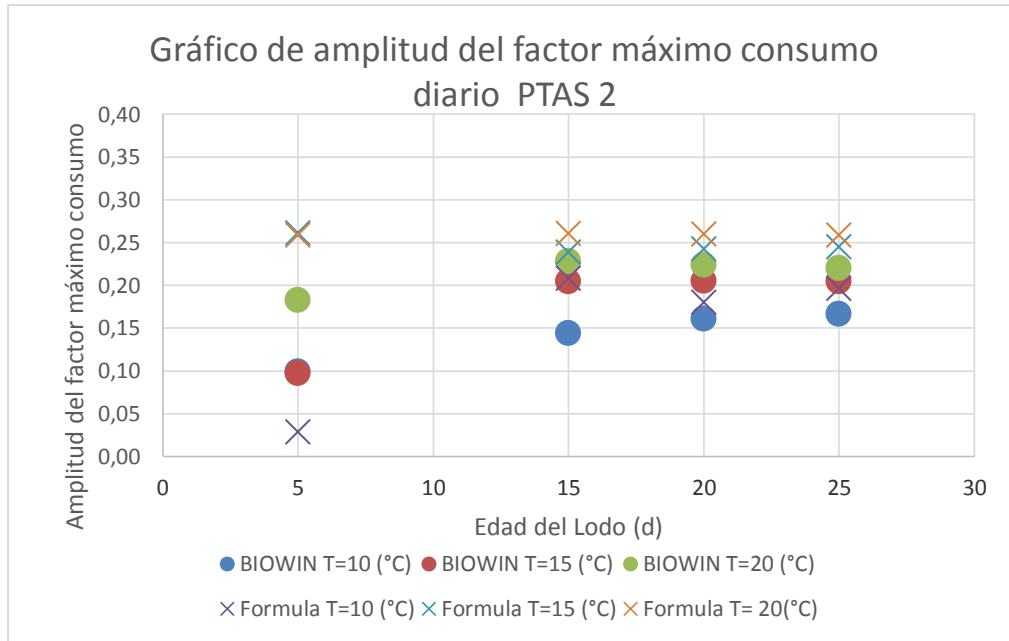
T	°C	10	15	20	20	20	10	15	20	20	20	10	15	20	20	20	10	15	20	20	20
μ		0,6	0,6	0,6	0,9	0,3	0,6	0,6	0,6	0,9	0,3	0,6	0,6	0,6	0,9	0,3	0,6	0,6	0,6	0,9	0,3
SRT	D	5					15					20					25				
PTAS 1	Formula	1,03	1,31	1,32	1,35	1,25	1,26	1,30	1,32	1,33	1,27	1,24	1,30	1,32	1,33	1,28	1,25	1,31	1,32	1,33	1,29
	BW	1,12	1,10	1,24	1,32	1,20	1,19	1,27	1,30	1,30	1,22	1,22	1,28	1,29	1,29	1,23	1,23	1,28	1,28	1,29	1,25
PTAS 2	Formula	1,03	1,26	1,26	1,29	1,20	1,21	1,24	1,26	1,27	1,21	1,18	1,24	1,26	1,27	1,22	1,20	1,24	1,26	1,27	1,23
	BW	1,10	1,10	1,18	1,25	1,12	1,14	1,20	1,23	1,23	1,18	1,16	1,21	1,22	1,23	1,20	1,17	1,20	1,22	1,22	1,21
PTAS 3	Formula	1,05	1,21	1,20	1,22	1,16	1,16	1,18	1,20	1,21	1,16	1,13	1,18	1,20	1,20	1,16	1,15	1,18	1,19	1,20	1,17
	BW	1,07	1,08	1,11	1,13	1,05	1,13	1,15	1,17	1,12	1,10	1,13	1,16	1,16	1,15	1,13	1,14	1,15	1,16	1,15	1,14
PTAS 4	Formula	1,02	1,18	1,22	1,24	1,15	1,15	1,20	1,22	1,23	1,17	1,15	1,20	1,22	1,23	1,18	1,16	1,21	1,22	1,23	1,19
	BW	1,04	1,05	1,10	1,16	1,05	1,09	1,14	1,17	1,18	1,12	1,11	1,15	1,17	1,17	1,14	1,12	1,16	1,18	1,17	1,16

Resultados para plantas grandes del factor de consumo máximo de oxígeno respecto del consumo medio diario.

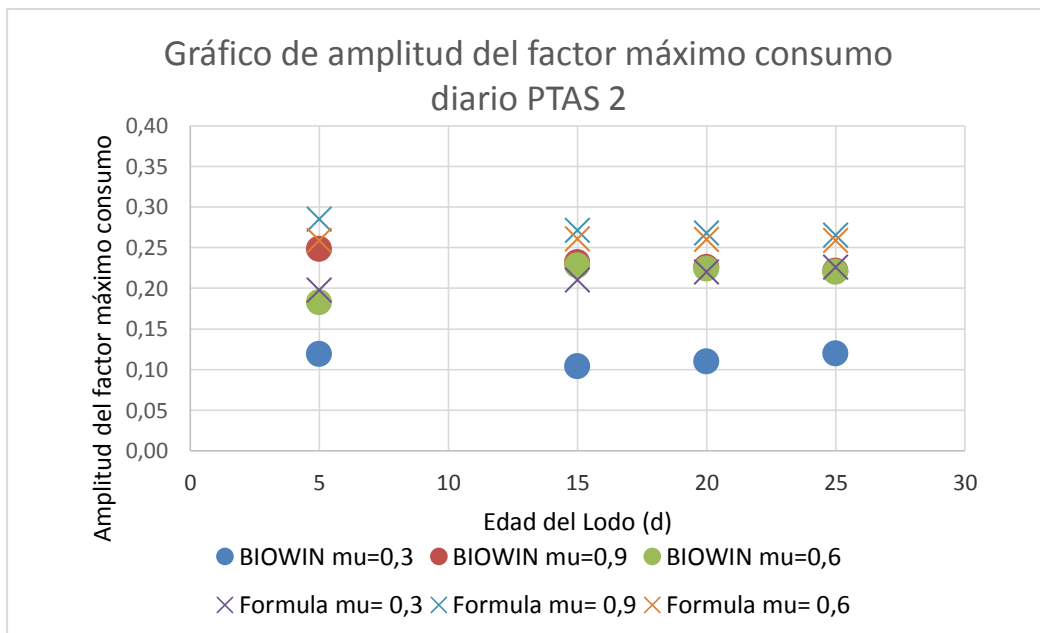
T	°C	10	15	20	20	20	10	15	20	20	20
μ		0,6	0,6	0,6	0,9	0,3	0,6	0,6	0,6	0,9	0,3
SRT	d	2					3				
PTAS 5	BW	1,07	1,07	1,07	1,08	1,16	1,07	1,09	1,15	1,04	1,16
PTAS 6	BW	1,09	1,09	1,09	1,12	1,10	1,09	1,10	1,23	1,25	1,10

8.3. Anexo 3: Gráficos de amplitud y amortiguamiento

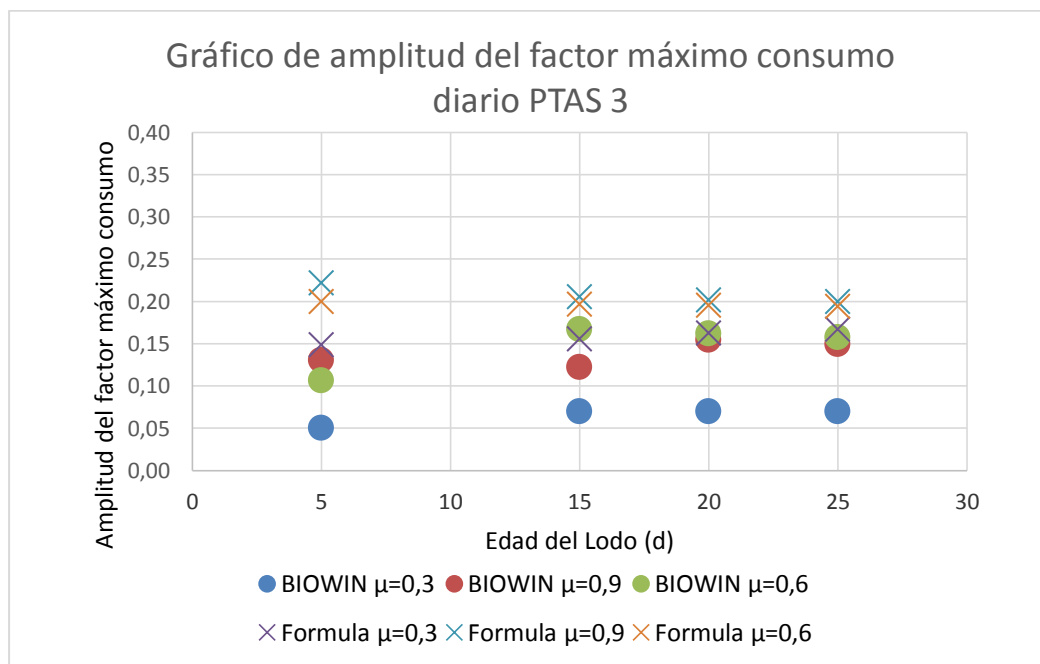
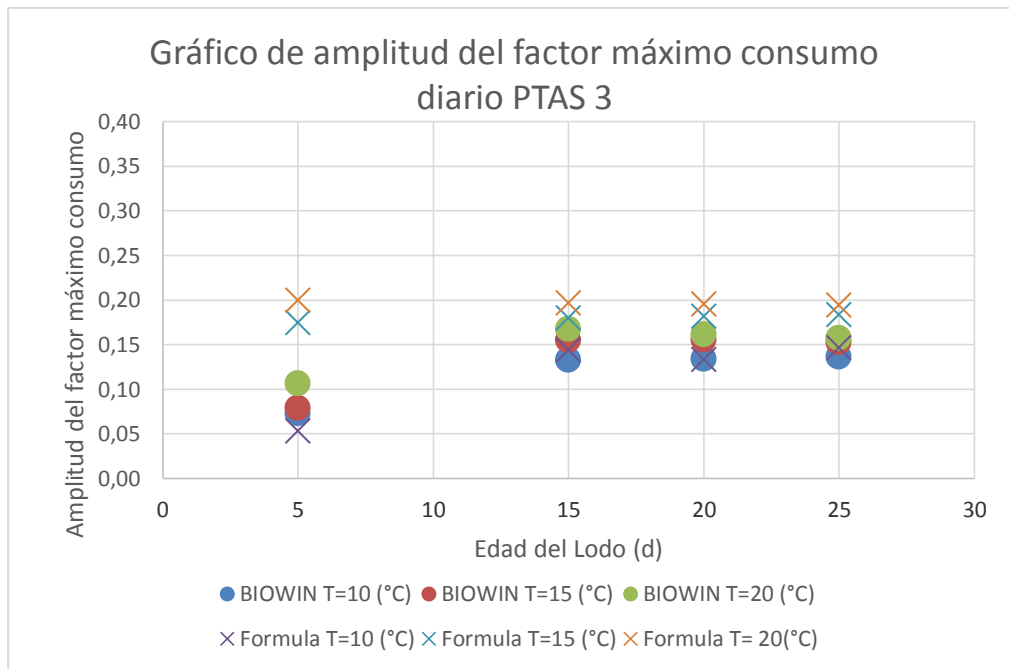


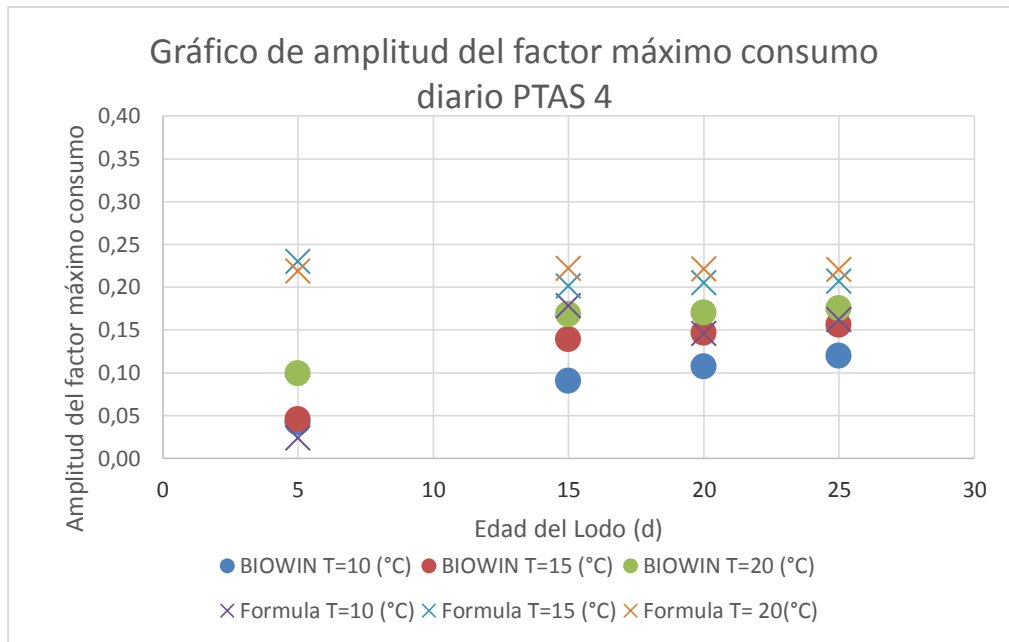


Amplitud de factor de consumo máximo PTAS 2

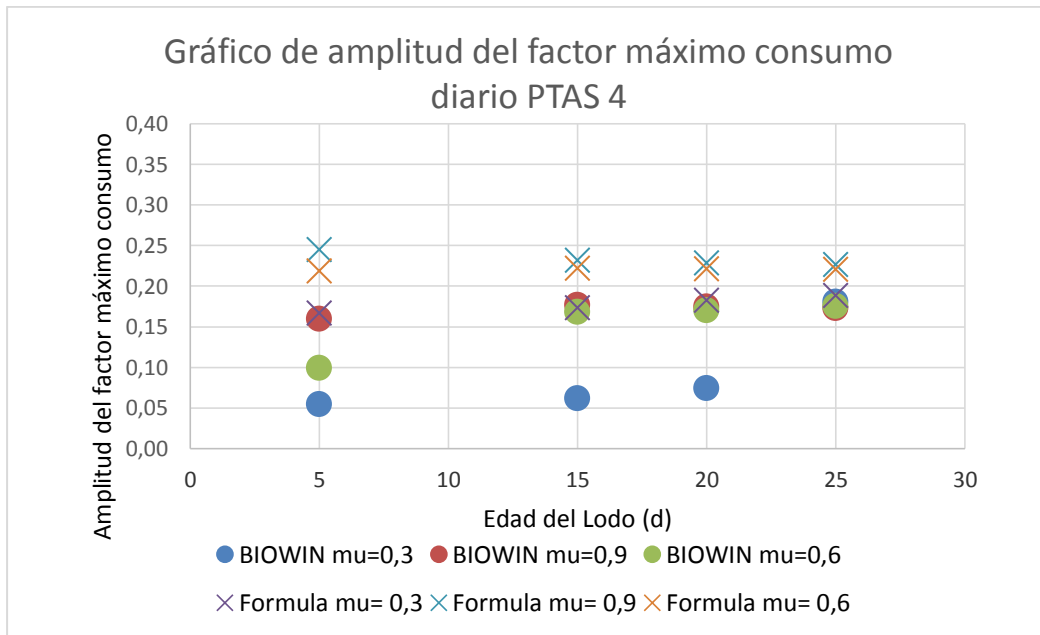


Amplitud de factor de consumo máximo PTAS 2



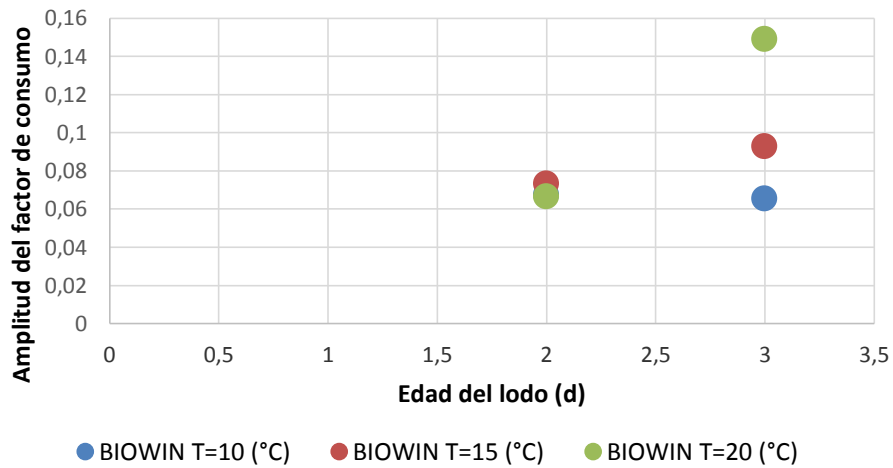


Amplitud de factor de consumo máximo PTAS 4



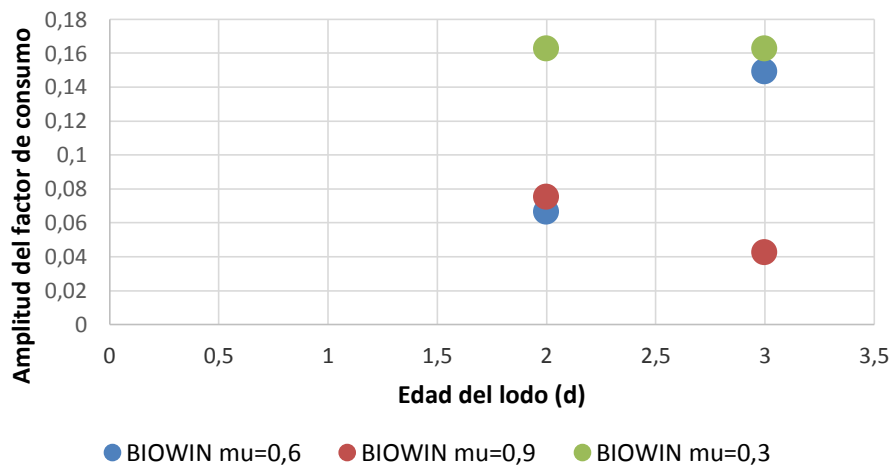
Amplitud de factor de consumo máximo PTAS 4

Gráfico de amplitud del factor de consumo diario para PTAS 5

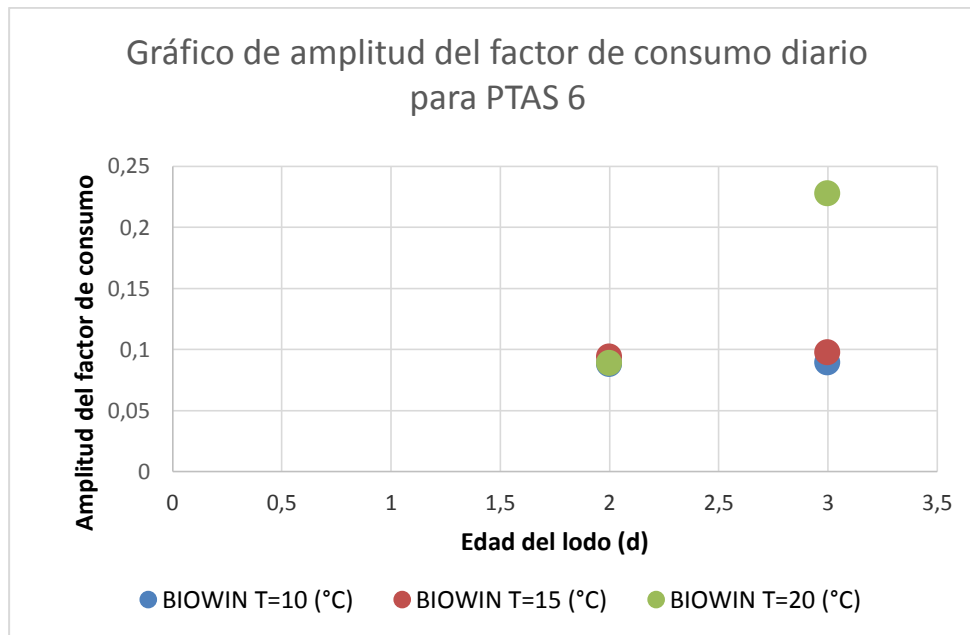


Amplitud de factor de consumo máximo PTAS 5

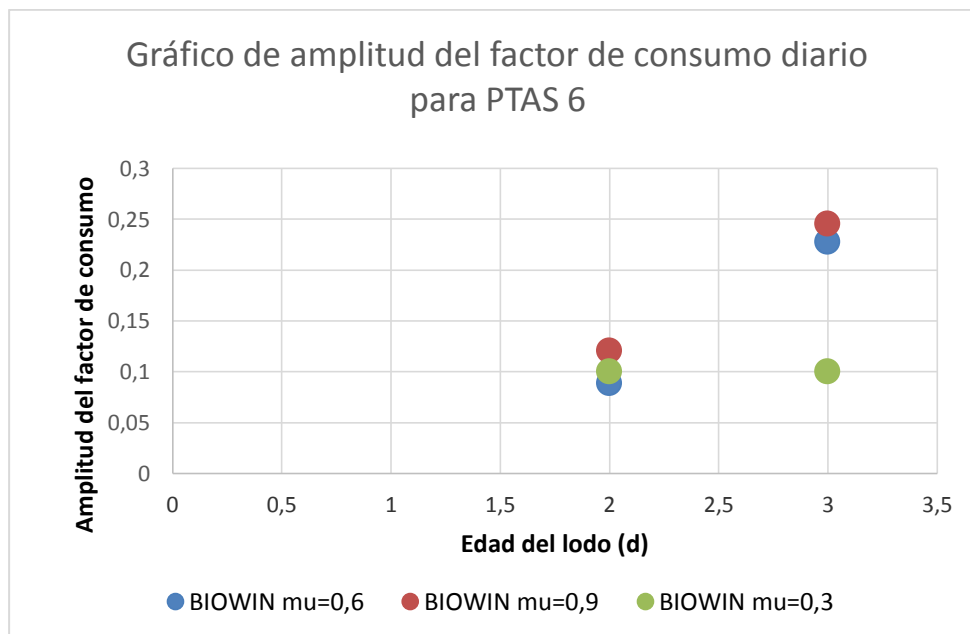
Gráfico de amplitud del factor de consumo diario para PTAS 5



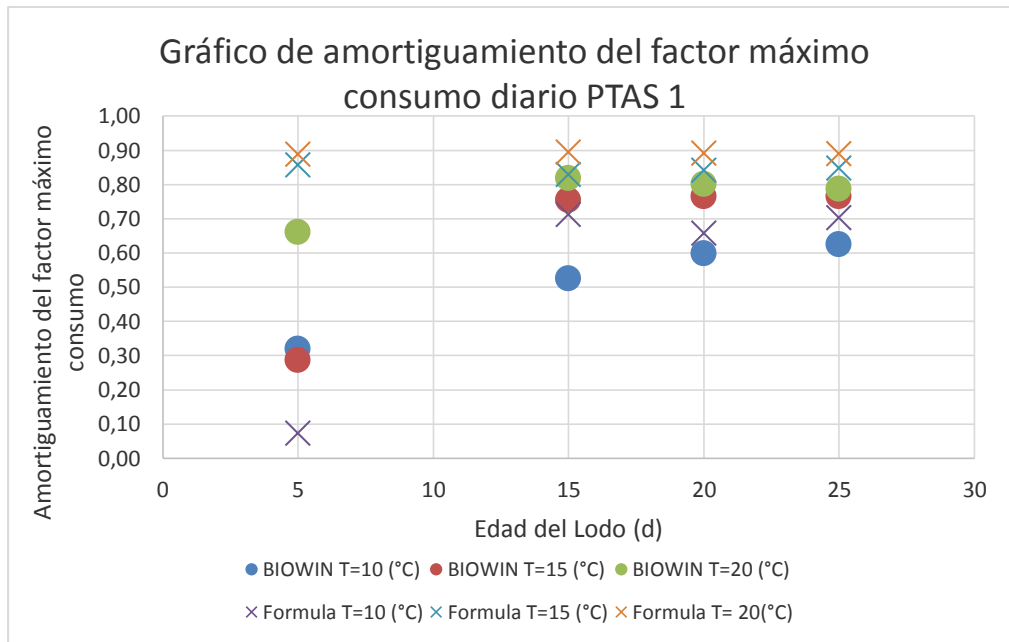
Amplitud de factor de consumo máximo PTAS 5



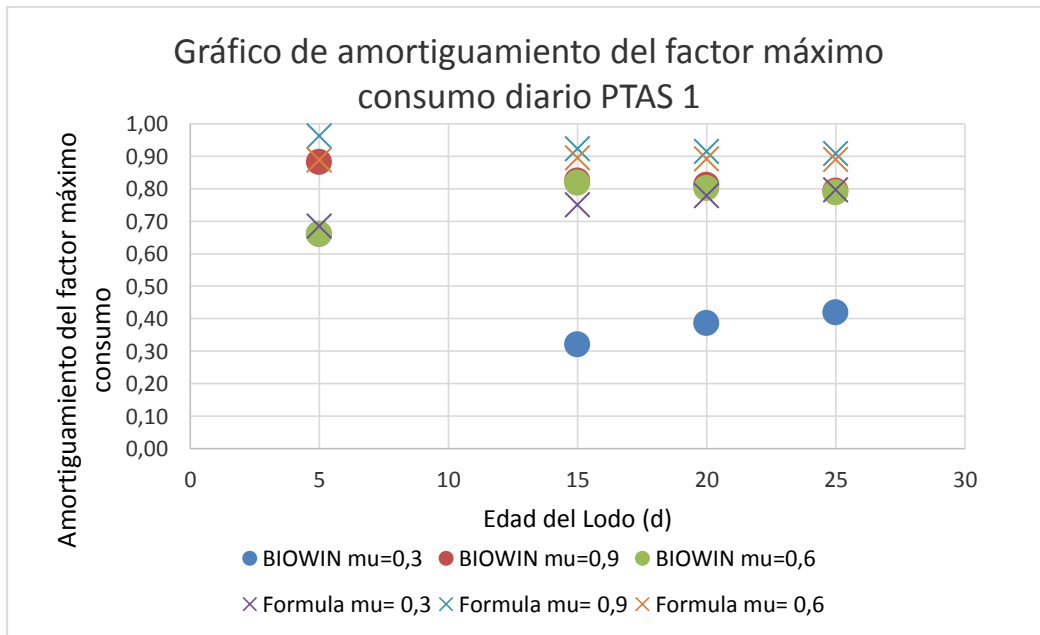
Amplitud de factor de consumo máximo PTAS 6



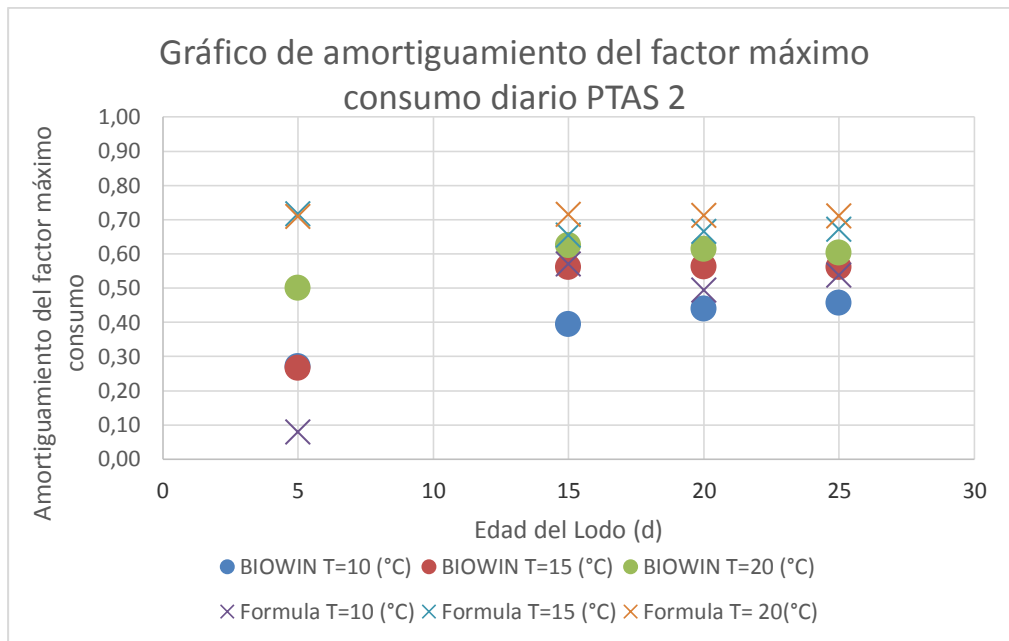
Amplitud de factor de consumo máximo PTAS 6



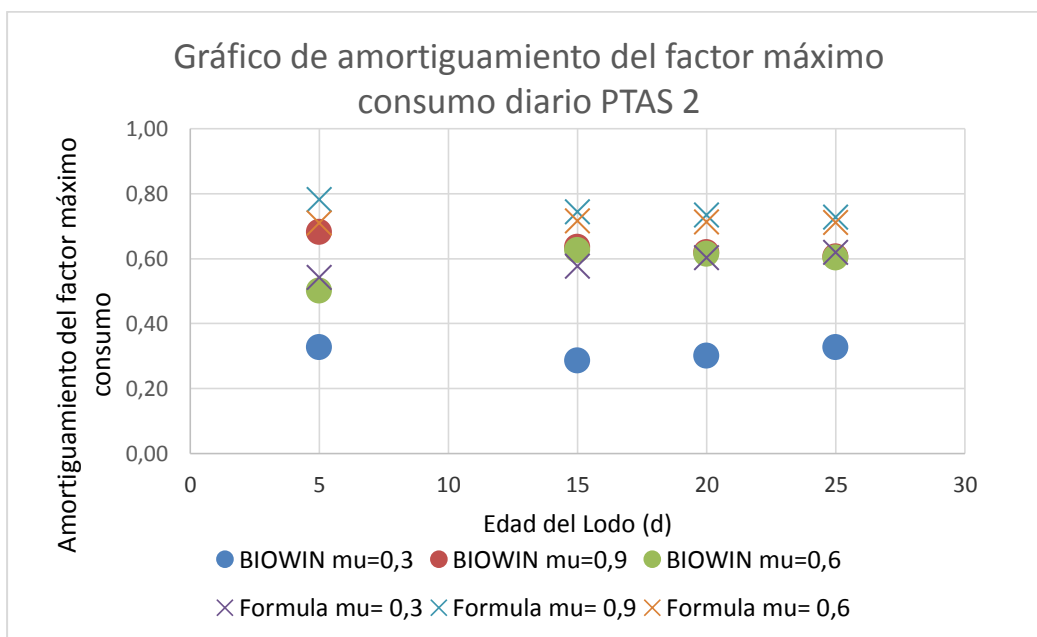
Amortiguamiento de factor de consumo máximo PTAS 1



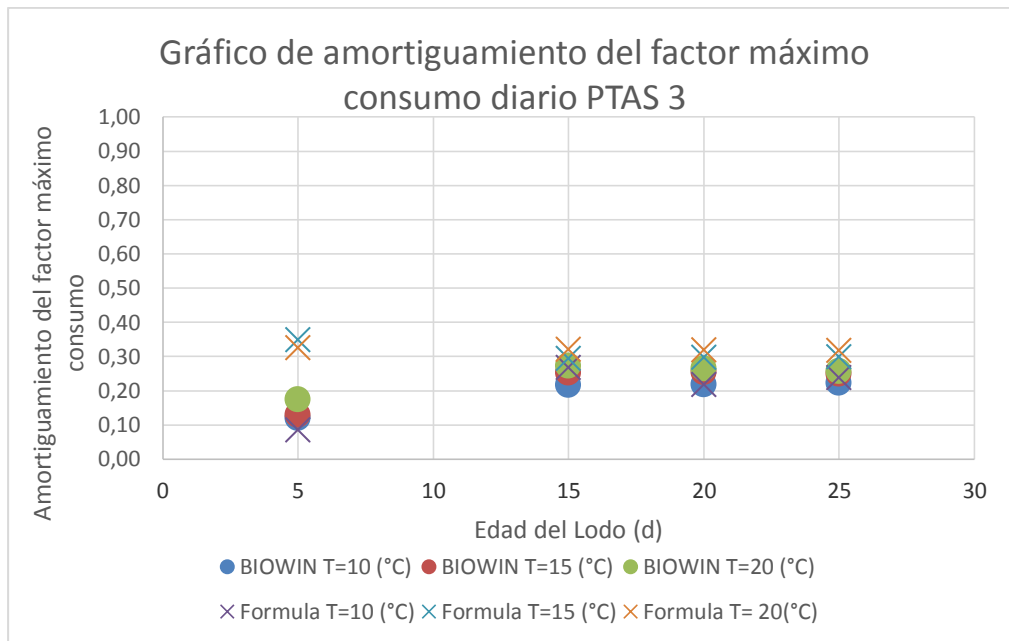
Amortiguamiento de factor de consumo máximo PTAS 1



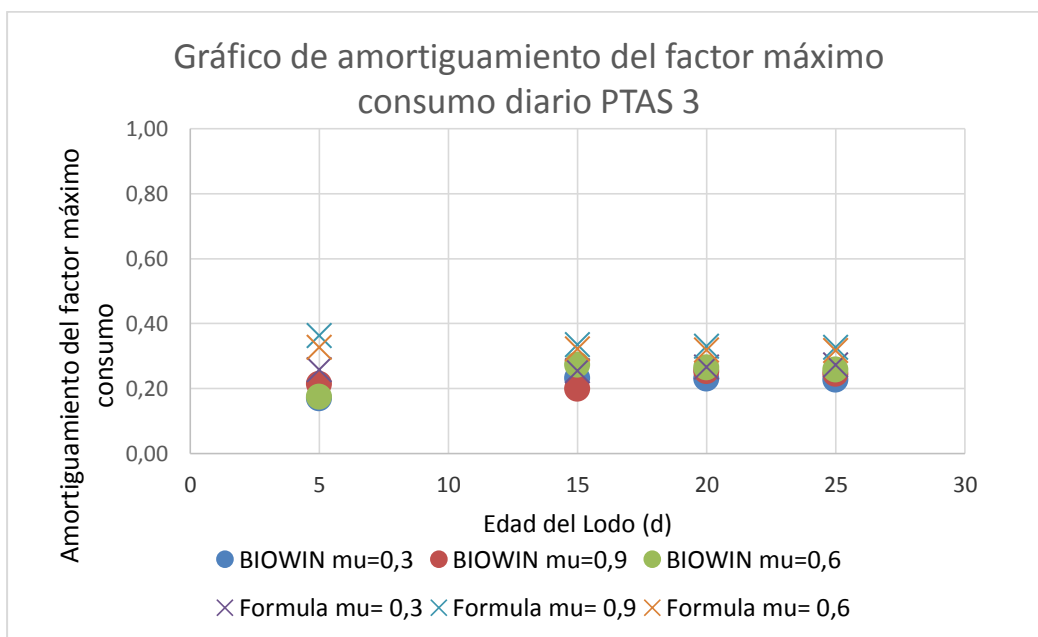
Amortiguamiento de factor de consumo máximo PTAS 2



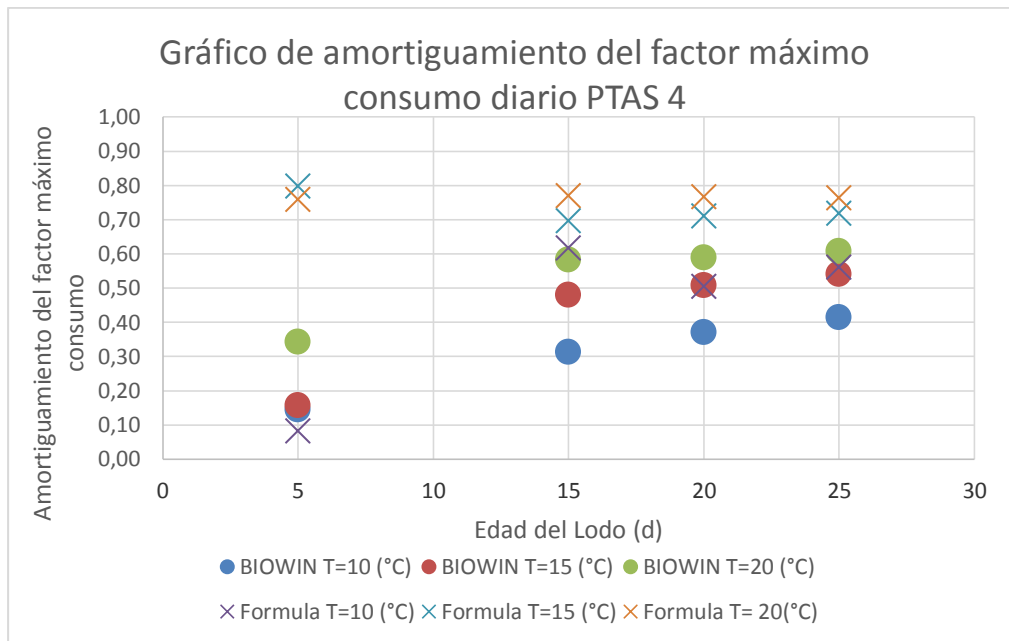
Amortiguamiento de factor de consumo máximo PTAS 2



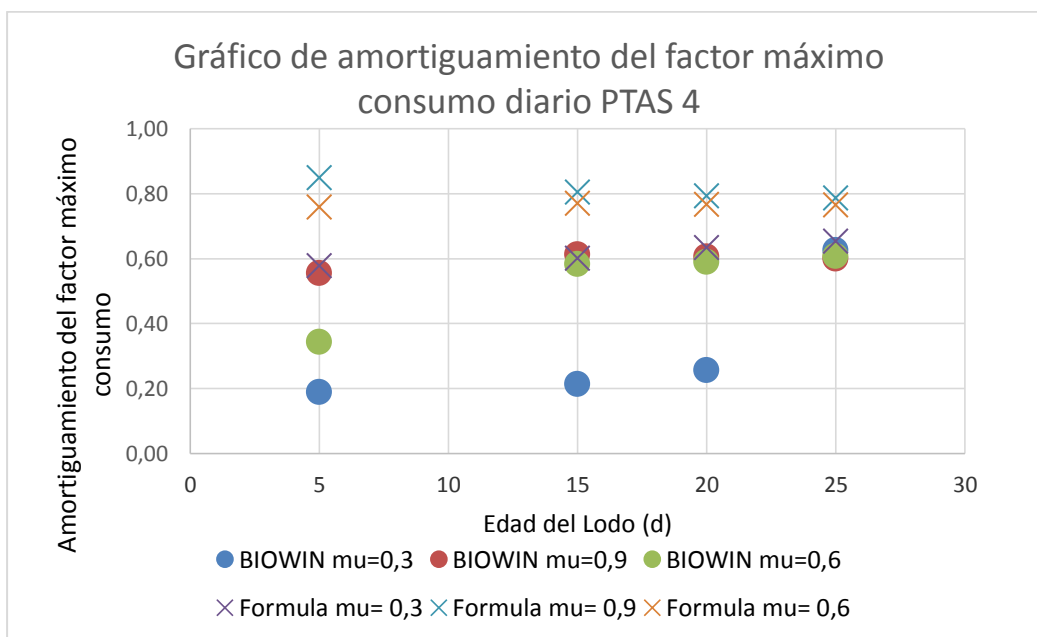
Amortiguamiento de factor de consumo máximo PTAS 3



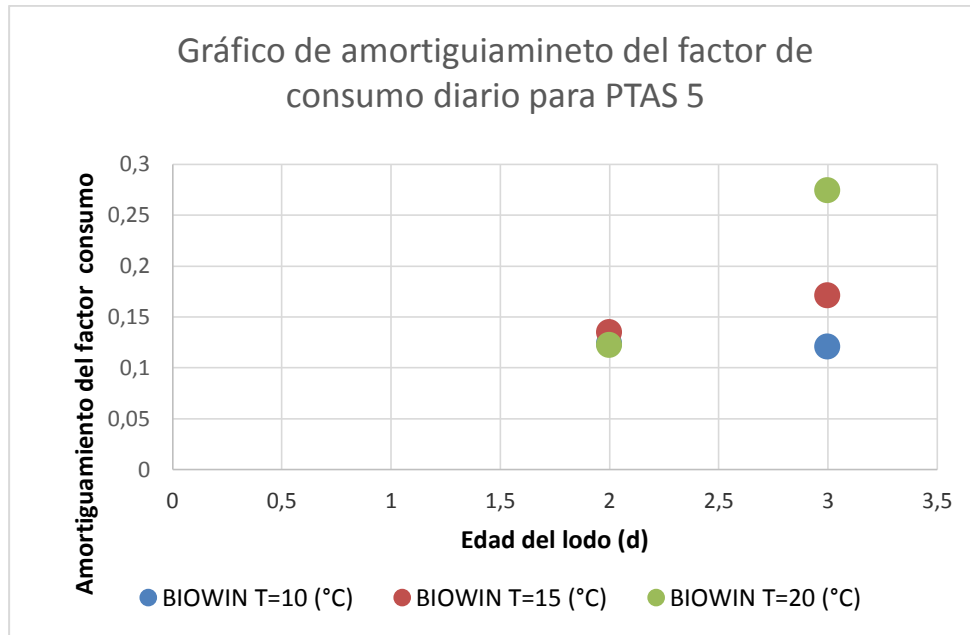
Amortiguamiento de factor de consumo máximo PTAS 3



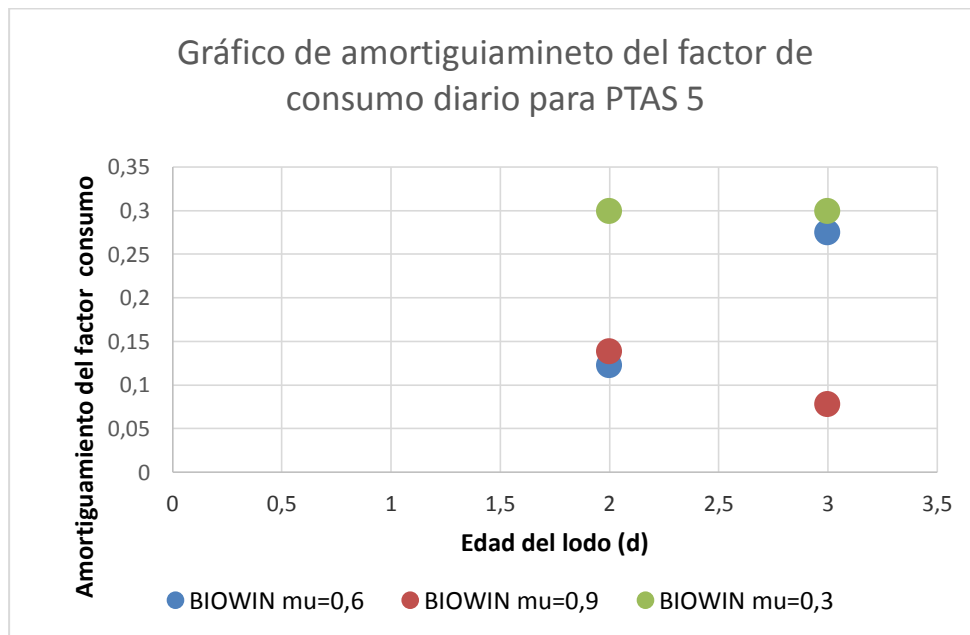
Amortiguamiento de factor de consumo máximo PTAS 4



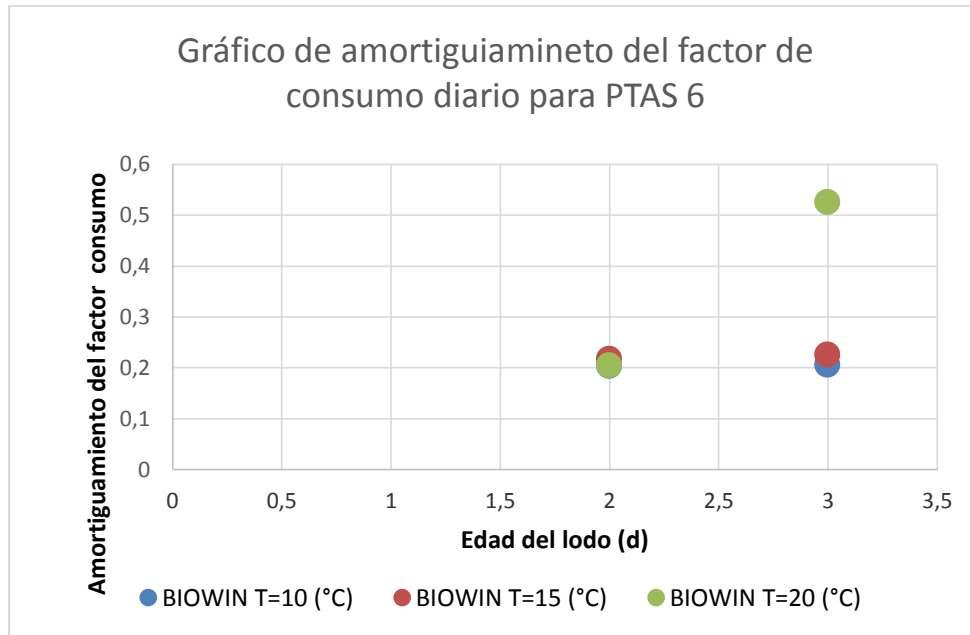
Amortiguamiento de factor de consumo máximo PTAS 4



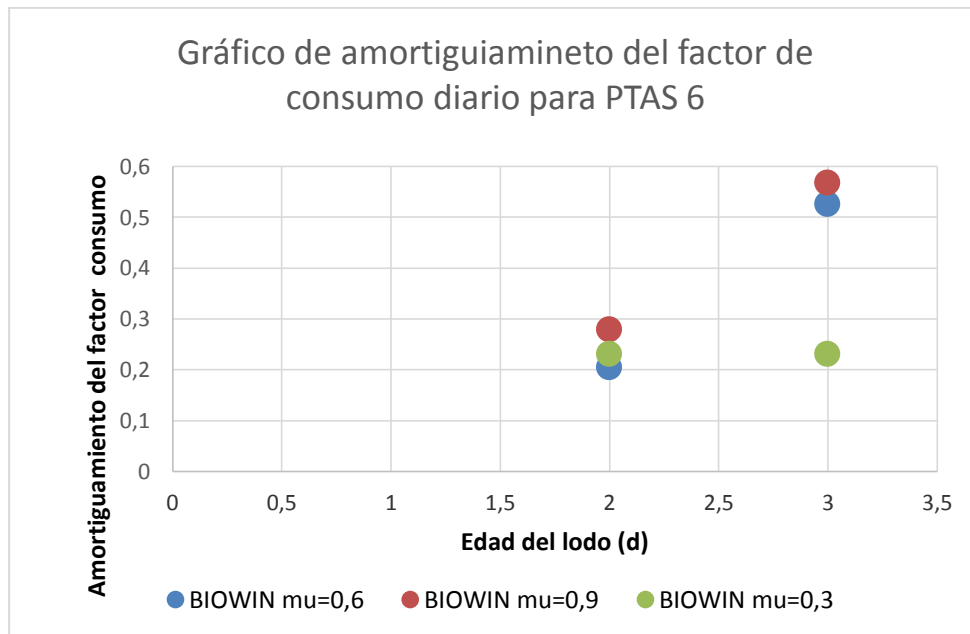
Amortiguamiento de factor de consumo máximo PTAS 5



Amortiguamiento de factor de consumo máximo PTAS 5



Amortiguamiento de factor de consumo máximo PTAS 6



Amortiguamiento de factor de consumo máximo PTAS 6