



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE
FACULTAD DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE POSTGRADO

TESIS
MAESTRÍA EN INTERVENCIÓN AMBIENTAL

Evaluación de la eficiencia de desnitrificación de un sistema de discos biológicos rotativos (biodiscos) en el tratamiento de efluentes urbanos

Maestrando
Julio C. Steinbach

Codirectora
Dra. Alejandra Giaveno

Directora
Dra. Marcela N. Gatti

2021

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi agradecimiento a las instituciones y personas que contribuyeron positivamente para el desarrollo y culminación de esta Tesis. Sin duda fueron parte del tiempo que se destinó, desde el inicio hasta el último momento de su presentación, ya que sin ellos la voluntad no hubiera sido suficiente.

Agradezco a la Universidad Nacional del Comahue por ofrecer los espacios para el desarrollo del conocimiento e innovación.

Agradezco a la Facultad de Ingeniería por estar a tono con las necesidades para el desarrollo de la tecnología en favor del bienestar de la vida.

Agradezco al Comité Académico por su visión en sintonía con los objetivos de la Maestría.

Agradezco a la Secretaría de Posgrado por llevar adelante la planificación del conocimiento que requiere la Maestría ofreciendo apoyo y medios a los Maestrandos.

Agradezco a los profesores de la Maestría que lograron la atención y el entusiasmo de los Maestrandos para lograr sus objetivos profesionales.

Agradezco al Laboratorio de Bioprocesos del Departamento de Química de la Facultad de Ingeniería por ofrecer su calidez humana más allá de la tecnología para lograr los resultados que requiere una Tesis.

Agradezco a mis Directoras que con apoyo, esperanza y responsabilidad lograron la culminación de la Tesis.

Agradezco a mi familia por entender que la Tesis fue parte de ella, como si fuera un hijo.

RESUMEN

En este trabajo se muestra el detalle constructivo de un sistema de discos biológicos rotativos (Rotating Biological Contactor, RBC) y los resultados obtenidos de los experimentos realizados, con aguas residuales naturales y sintéticas, específicamente para los procesos de nitrificación y desnitrificación.

Para la construcción del equipo se utilizaron discos circulares sólidos de PVC espumado (RDS) y discos huecos de polipropileno alveolar (RDH). Un paquete lo forman 17 discos de PVC espumado de 1,88 mm de espesor y otro grupo de 17 discos de polipropileno alveolar de 2,72 mm de espesor, ambos de 500 mm de diámetro. Cada módulo se encuentra instalado en un eje unido a un sistema de transmisión mecánica de poleas. Ambos módulos giran en compartimentos separados y sin conexión hidráulica, dentro de una batea. El equipo se encuentra montado en una estructura metálica que permite un traslado sencillo según se requiera. Se han empleado elementos reciclados como bombas, ejes, poleas, etc. Toda la estructura fue ideada y construida por el Tesista durante un período que se extendió aproximadamente por 12 meses.

Para determinar la capacidad de tratamiento del equipo de RBC se planificó un estudio experimental, bajo un régimen de alimentación de baja carga orgánica, que consistió en tres ensayos en serie denominados: Experimento 1, Experimento 2 y Experimento 3. En el primero se alimentó a cada reactor con agua residual sintética en modalidad discontinua, durante 123 días. En el segundo ensayo, el cual se extendió por 22 días, se alimentó a cada reactor en el cual se encuentran los discos, con la misma agua residual sintética en modalidad continua. Seguidamente, se desarrolló el tercer experimento que duró 64 días, en el cual cada reactor se alimentó con agua residual real, mezcla de agua de un canal rural que recibe vertidos difusos y agua residual que alimenta la planta de tratamiento del Parque Industrial de Neuquén. El análisis propuesto permitió evaluar la capacidad de eliminación de nitrógeno en ambos tipos de reactores.

El análisis estadístico de la prueba de hipótesis de diferencias de las medias mostró que el reactor de discos huecos fue más eficiente para nitrificar durante el Experimento 3, alcanzando un porcentaje de nitrificación del 99,0%, mientras que la prueba estadística mostró que el reactor de discos sólidos fue más eficiente para desnitrificar en el Experimento 1,

alcanzando un rendimiento en la desnitrificación del 53,4%. Este análisis no permitió concluir sobre cuál de los dos tipos de discos fue más favorable para eliminar nitrógeno.

En cambio, el cálculo de las cargas totales de nitrógeno nitrificado y desnitrificado en cada experimento permitió determinar que el reactor de discos sólidos logra alcanzar una mayor proporción de nitrificación y desnitrificación comparado al reactor de discos huecos. Por ejemplo, durante el Experimento 2 el reactor de discos sólidos alcanzó un porcentaje de nitrificación y desnitrificación de 97,1% y 62,1%, respectivamente, mientras que el reactor de discos huecos alcanzó en el mismo período un porcentaje de nitrificación y desnitrificación de 96,7% y 61,8%, respectivamente.

Con el propósito de esclarecer los resultados obtenidos se implementó un modelo sencillo formado por cuatro ecuaciones diferenciales y seis parámetros. Este modelo permitió describir el comportamiento dinámico de la concentración de amonio en el seno del líquido, únicos datos utilizados para minimizar la función objetivo. A partir de la identificación de los parámetros del modelo se observó que el reactor de discos sólidos brinda mejores condiciones al alcanzar una mayor concentración de microorganismos en la biopelícula, y un espesor más elevado de biopelícula y película líquida. A partir de la simulación del sistema se obtuvo una concentración máxima en la biopelícula de microorganismos autótrofos de 52,0 mg DQO/L y 8,5 mg DQO/L en el RDS y RDH, respectivamente, siendo DQO: demanda química de oxígeno. El espesor de biopelícula, obtenido con el mismo procedimiento, fue de 0,006 m y 0,0025 m, en el RDS y RDH, respectivamente. Esto condice con los rendimientos más favorables de nitrificación y desnitrificación del reactor de discos sólidos. Estos resultados permiten concluir que, en una condición de alimentación de baja carga orgánica, el reactor de discos sólidos presenta una característica de buena adherencia para los microorganismos que es más beneficiosa que la aireación vigorosa que puedan producir los discos huecos para favorecer la nitrificación.

SUMMARY

This work shows the constructive detail of a rotating biological disc (Rotating Biological Contactor, RBC) reactor and the results obtained from experiments conducted with natural and synthetic wastewater, specifically for nitrification and denitrification processes.

Solid circular foamed PVC discs (RDS) and hollow polypropylene alveolar discs (RDH) were used for constructing the equipment. One package is made up of 17 foamed PVC discs of 1.88 mm thick and another group of 17 alveolar polypropylene discs of 2.72 mm thick, both 500 mm in diameter. Each module is installed in a separate tray, which do not have a hydraulic connection. The equipment is mounted on a metal structure that allows easy transfer as required. Recycled elements such as pumps, shafts, pulleys have been used. The entire structure was designed and built by the thesis student during a period that lasted approximately 12 months.

An experimental study was planned to determine the treatment capacity of the RBC equipment consisting of three serial assays under a feeding regime of low organic load. These assays were called Experiment 1, Experiment 2 and Experiment 3. In the first experiment, each reactor was fed with synthetic wastewater in a batch mode, for 123 days. In the second experiment, which lasted 22 days, each reactor was fed the same synthetic wastewater in a continuous mode. Next, the third experiment that lasted 64 days was developed, in which each reactor was fed with real wastewater, a mixture of water from a rural channel that receives diffuse discharges and feeding wastewater of the Neuquén Industrial Park wastewater treatment plant. The proposed analysis made it possible to evaluate the nitrogen removal capacity in both types of discs.

The statistical analysis of the hypothesis test for the difference in the two population means showed that the hollow disc reactor was more efficient in nitrification during Experiment 3, reaching a percentage of 99.0%, while the statistical test showed that solid disc reactor was more efficient in denitrification over Experiment 1, reaching a yield of 53.4%. This analysis did not allow to conclude on which of the two type of discs was more favourable to eliminate nitrogen.

Alternatively, the calculation of the total loads of nitrified and denitrified nitrogen in each experiment allowed determining that the solid disc reactor achieves higher values in these loads than the hollow disc reactor. For example, the solid disc reactor and the hollow disc reactor reached percentages of nitrification and denitrification of 97.1% and 62.1%, and 96.7% and 61.8%, respectively, in the second experiment.

To clarify the results obtained, a simple model consisting of four differential equations and six parameters was implemented. This model allowed describing the dynamic behavior of the ammonium concentration within the liquid, this was the data set used to minimize the objective function. From the identification of the model parameters, it was observed that the solid disc reactor provides better conditions by reaching a higher concentration of microorganisms in the biofilm, and a higher thickness of biofilm and liquid film. From the simulation of the nitrification process, a maximum concentration in the biofilm of autotrophic microorganisms of 52.0 mg COD/L and 8.5 mg COD/L was obtained in the RDS and RDH, respectively, with COD: chemical oxygen demand. The biofilm thickness, obtained with the same procedure, was 0.006 m and 0.0025 m, in the RDS and RDH, respectively. This agrees with the more favourable nitrification and denitrification performance of the solid disc reactor. These results allow us to conclude that, in a low organic load-feeding condition, the solid disc reactor presents a characteristic of good adherence for microorganisms that is more beneficial than vigorous aeration produced by the movement of the hollow discs to favour nitrification.

INDICE GENERAL

Contenido

1	FUNDAMENTACIÓN	1
1.1	Fundamentos	1
1.2	Contaminantes presentes en el agua residual	3
1.3	Legislación vigente	6
1.4	Procesos biológicos de eliminación de contaminantes.....	8
1.4.1	Eliminación de materia orgánica.....	8
1.4.2	Eliminación de nitrógeno	9
1.4.3	Sistemas de tratamiento biológico de agua residual.....	12
1.5	Discos biológicos rotativos (RBC).....	14
1.5.1	Consideraciones en el diseño de los RBCs	14
1.5.2	Generalidades de los modelos aplicados en el diseño de los RBCs.....	17
1.5.3	Modelado de los RBCs.....	18
2	OBJETIVOS	21
2.1	Objetivo general	21
2.2	Objetivos específicos.....	21
3	REACTOR BIOLÓGICO DE DISCOS ROTATIVOS	22
3.1	Elementos básicos	22
3.2	Estructura portante	23
3.3	Batea semicilíndrica	24
3.4	Discos biológicos rotativos	25
3.5	Sistema de transmisión.....	27
3.6	Superficies de contacto.....	30
4	MATERIALES Y MÉTODOS.....	35
4.1	Determinaciones analíticas.....	35
4.1.1	Determinación de amonio (N-NH ₄ ⁺).....	35

4.1.2	Determinación de nitrato ($N-NO_3^-$)	36
4.1.3	Monitoreo de la presencia de materia orgánica en el efluente del reactor biológico	
	38	
4.2	Sustrato	38
4.2.1	Sustrato sintético	39
4.2.2	Sustrato natural	40
4.3	Inóculo	40
4.4	Puesta en marcha	41
4.5	Controles y análisis del sistema	41
4.6	Toma de muestras	41
4.7	Propuesta de ensayos	41
5	RESULTADOS	43
5.1	Temperatura y pH	43
5.2	Desarrollo de los Experimentos	45
5.2.1	Experimento 1. Proceso discontinuo con sustrato sintético	45
5.2.2	Experimento 2. Proceso continuo con sustrato sintético	48
5.2.3	Experimento 3. Proceso continuo con sustrato natural	50
5.2.4	Rendimientos en la nitrificación y desnitrificación	53
5.2.5	Cálculo de la carga de nitrógeno nitrificado y desnitrificado	57
5.2.6	Eliminación de materia orgánica	61
5.2.7	Estado final de los biodiscos en cada reactor	62
5.2.8	Estado final del contenido de los compartimentos del RDS y RDH	63
5.2.9	Características dinámicas del líquido en cada compartimento	64
5.3	Modelado del proceso de nitrificación en los RBCs	65
5.3.1	Crecimiento bacteriano en la biopelícula	67
5.3.2	Consumo de sustrato	67
5.3.3	Estimación de los parámetros del modelo	69
6	CONCLUSIONES	73

7	DESARROLLOS FUTUROS	75
8	BIBLIOGRAFÍA	76
9	NOMENCLATURA.....	81

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Contaminantes presentes en un agua residual y sus posibles efectos sobre las aguas Receptoras (Tabla extraída de (Knobelsdorf Miranda, 2005)).....	4
Tabla 2 Parámetros comúnmente empleados para la caracterización de un Efluente cloacal (Tabla extraída de (Knobelsdorf Miranda, 2005)).	5
Tabla 3 Composición típica de aguas residuales (g/m^3) con escasa contribución de aguas industriales (Henze y Comeau, 2008).	6
Tabla 4 Límites máximos permisibles establecidos en el Anexo I de la Resolución EPAS 181/2000 de los parámetros que definen la calidad de un efluente.....	7
Tabla 5 Tipos de Microorganismos y su relación con los productos de metabolización de materia orgánica y Nitrógeno.....	8
Tabla 6 Parámetros de diseño de los RBCs (Tchobanoglous et al., 2003).....	16
Tabla 7 Características constructivas de los reactores de discos sólidos y huecos.	34
Tabla 8 Concentración del alimento sintético concentrado y en el seno del líquido del RDS y RDH, cuando se añaden 50 ml de solución de alimento sintético concentrado.....	39
Tabla 9 Ensayos propuestos.....	42
Tabla 10 Prueba de hipótesis aplicada para comparar el porcentaje alcanzado en la nitrificación en cada experimento considerando un $\alpha=0,05$	55
Tabla 11 Prueba de hipótesis para comparar el porcentaje alcanzado en la nitrificación en el Experimento 3 considerando un $\alpha=0,05$	56
Tabla 12 Prueba de hipótesis aplicada para comparar el porcentaje alcanzado en la desnitrificación en cada experimento considerando un $\alpha=0,05$	56
Tabla 13 Prueba de hipótesis para comparar el porcentaje alcanzado en la desnitrificación en el Experimento 1 considerando un $\alpha=0,05$	57
Tabla 14 Cargas de nitrógeno y porcentajes de nitrificación y desnitrificación totales. ...	59
Tabla 15 Carga de materia orgánica.	61
Tabla 16 Valores estimados de los parámetros del modelo.....	69

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Curva de crecimiento bacteriano, con ufc: unidades formadoras de colonias.	2
Figura 2 Procesos de Nitrificación y Desnitrificación Biológica (Tchobanoglous et al., 2003).....	10
Figura 3 Componentes de un tratamiento biológico de fangos activados (Tchobanoglous et al., 2003).....	12
Figura 4 Esquema del filtro percolador (Wik, 2003).....	13
Figura 5 Esquema de Discos biológicos rotativos (RBC).	14
Figura 6 Subsistemas del RBC (Pano et al., 1981).....	18
Figura 7 Esquema de la vista superior del reactor con los dos compartimentos conteniendo los dos paquetes de discos, el eje que los soporta y la polea de transmisión.	22
Figura 8 Estructura metálica soporte de la Planta.	23
Figura 9 Batea con dos compartimentos y rebalse en cada extremo superior.	24
Figura 10 Ajuste de placa divisoria de compartimentos mediante perfil de aluminio y faja metálica con extremos roscados.	25
Figura 11 Paquetes de discos sólidos y huecos alineados.	26
Figura 12 Separadores periféricos y resorte de compresión de discos extremos. Se observa arandela de PVC contra el disco.....	26
Figura 13 Tubo separador de paquetes de discos cruzando sobre placa divisoria de compartimentos.	27
Figura 14 Concepto de velocidad tangencial (V_t) aplicado en el cálculo de la velocidad de rotación en un sistema de transmisión polea – piñon y en los discos.	28
Figura 15 Esquema sistema de transmisión con tres poleas y tres piñones vinculados con correas.	28
Figura 16 Foto del sistema de transmisión entre tres poleas, tres piñones y motor.	29
Figura 17 Foto del motor ubicado entre los pilares que contienen los ejes de la primer y segunda polea.	30
Figura 18 Disco con huecos de 2,4 mm por 3,45 mm de lado.	32
Figura 19 Disco con superficie no sumergida y superficie sumergida.....	32
Figura 20 Cálculo del área mojada del disco que permanece sumergida en el líquido (sumergencia).....	33
Figura 21 Curva de calibrado del método de determinación de amonio.	36
Figura 22 Curva de calibrado del método de determinación de nitratos.	38

Figura 23 a: Fotografía del canal rural y punto donde se toma la muestra; b: Fotografía de los elementos utilizados para tomar muestras en la descarga al canal rural.....	40
Figura 24 Izquierda: Fotografía de los reactores sin tapa; derecha: Fotografía de los reactores con tapa y los elementos utilizados durante la etapa experimental.	42
Figura 25 Variación de la Temperatura de operación en el interior (T_i) del agua contenida en los compartimentos del RDS y del RDH, y la temperatura del ambiente (T_e) donde se ubican los Reactores.	43
Figura 26 Variación del pH en el reactor de discos sólidos (RDS).	44
Figura 27 Variación del pH en el reactor de discos huecos (RDH).	44
Figura 28 Experimento 1. Concentración de amonio ($N-NH_4^+$) en los compartimentos del RDS y RDH.	45
Figura 29 Experimento 1. Concentración de nitrato ($N-NO_3^-$) en los compartimentos del RDS y RDH.	46
Figura 30 Experimento 2. Concentración de amonio ($N-NH_4^+$) en los compartimentos del RDS y RDH.	49
Figura 31 Experimento 2. Concentración de nitrato ($N-NO_3^-$) en los compartimentos del RDS y RDH.	49
Figura 32 Tanque de alimentación de 90 L.	50
Figura 33 Experimento 3. Caudal alimentado al reactor RDS.	51
Figura 34 Experimento 3. Caudal alimentado al reactor RDH.	51
Figura 35 Experimento 3. Concentración de amonio ($N-NH_4^+$) en los compartimentos del RDS y RDH.	52
Figura 36 Experimento 3. Concentración de nitrato ($N-NO_3^-$) en los compartimentos del RDS y RDH.	52
Figura 37 Rendimientos de nitrificación y desnitrificación del RDS.	54
Figura 38 Rendimientos de nitrificación y desnitrificación del RDH.	54
Figura 39 Fotografía de los discos sólidos del RDS, luego de terminar la experiencia. ..	62
Figura 40 Fotografía de los discos huecos del RDH, luego de terminar la experiencia. ...	63
Figura 41 Fotografía del lodo decantado en el RDS al finalizar el estudio experimental. ...	63
Figura 42 Fotografía del lodo decantado en el RDH al finalizar el estudio experimental. ...	64
Figura 43 Esquema considerado para modelar el sistema. X_{BP} y S_{BP} : concentración de bacterias autótrofas y amonio en la biopelícula, respectivamente; S_{PL} y S_T : concentración de amonio en la película líquida y el seno del líquido, respectivamente.	66

Figura 44 Superior: (■) valores experimentales y (--) estimados por el modelo de la concentración de amonio ($N-NH_4^+$) en el seno del líquido del RDS (S_T). Inferior: concentraciones estimadas de: (-) microorganismos autótrofos en la biopelícula (X_{BP}), (..) amonio en la biopelícula (S_{BP}), (-.) amonio en la película líquida (S_{PL}), (--) amonio en el seno del líquido (S_T) del RDS..... 711

Figura 45 Superior: (■) valores experimentales y (--) estimados por el modelo de la concentración de amonio ($N-NH_4^+$) en el seno del líquido del RDH. Inferior: concentraciones estimadas de: (-) microorganismos autótrofos en la biopelícula (X_{BP}), (..) amonio en la biopelícula (S_{BP}), (-.) amonio en la película líquida (S_{PL}), (--) amonio en el seno del líquido (S_T) del RDH..... 722

1 FUNDAMENTACIÓN

1.1 Fundamentos

El agua dulce es una fuente fundamental para la vida terrestre; los humanos viven en zonas más altas que sus fuentes como los arroyos, ríos, lagunas y lagos. Las aguas residuales, que provienen desde sus hogares o de sus actividades económicas, vuelven a las citadas fuentes cargadas de compuestos orgánicos e inorgánicos que, en algunos casos son fuentes de contaminación en sí mismos o pueden fomentar el crecimiento de microorganismos contaminantes (bacterias, virus y protozoos). Para evitar la contaminación que producen estas aguas en su recorrido es necesario tratarlas acompañando el incremento y desarrollo poblacional de los seres humanos.

En relación a los microorganismos presentes en las aguas residuales, son las bacterias el grupo más importante tanto en presencia en las aguas potables como en cuanto al número de epidemias causadas por lo tanto se les dedicará especial atención en el desarrollo de esta introducción teórica. La reproducción de bacterias es por fisión binaria y esta ocurre cuantas veces el ambiente se lo permite. Si bien la manera más sencilla de interpretar el crecimiento poblacional bacteriano (N), es el modelo trilinear propuesto por (Buchanan et al., 1997) donde se puede caracterizar con una curva bien definida en tres fases: *La fase de latencia (A)*, en donde utiliza los nutrientes del medio para desarrollarse sin producir crecimiento poblacional; *la fase exponencial (B)*, donde se dispara el crecimiento poblacional, utilizando todos los nutrientes y el espacio posible a su paso; *la fase estacionaria (C)*, donde se equilibra la tasa de crecimiento con la tasa de muerte bacteriana como consecuencia del agotamiento de nutrientes, la acumulación de desechos, y la secreción de sustancias inhibidoras. Es posible también adicionar por último una cuarta línea que representa *la fase declive (D)* donde se produce la muerte, también en forma exponencial, producto del agotamiento de nutrientes. Dicha forma de vida se la conoce como Estrategia r , que se caracteriza por: una marcada oscilación poblacional, alto potencial biótico, altas tasas de natalidad, mortalidad y migración y además no presentan cuidados parentales (ver Figura 1).

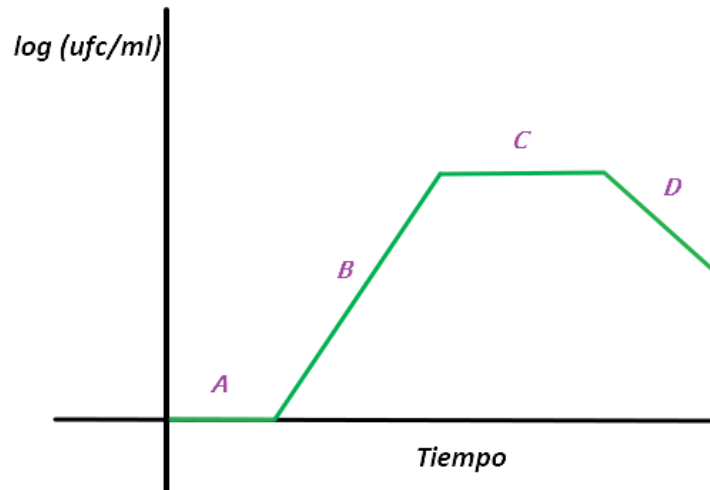


Figura 1: Curva de crecimiento bacteriano, con ufc: unidades formadoras de colonias.

El ser humano no se reproduce como las bacterias ni sigue las mismas estrategias de crecimiento poblacional, sin embargo, se puede trazar una cierta comparación con la estrategia r . Considerando que la humanidad habita el planeta Tierra que es un sistema cerrado en cuanto a la cantidad de nutrientes disponibles y que, si analizamos la historia veremos cómo se ha disparado exponencialmente su población en los últimos 200 años. Han disminuido dramáticamente los nutrientes mientras que se ha incrementado la producción de desechos de manera alarmante. Por consiguiente, es imperioso que, si se piensa, por ejemplo, en las fuentes de agua potable, es imprescindible tratar los desechos producidos para mitigar los efectos de contaminación que pudieran aparecer y evitar así el dramático final en comparación a una población de estrategia r que llevaría inexorablemente a una fase de muerte por agotamiento del recurso (Muñoz Castro, 2012).

El vertido de aguas residuales no tratadas o deficientemente tratadas genera el proceso de eutrofización en las fuentes de aguas receptoras. La eutrofización es el proceso natural de envejecimiento de los cursos de agua, generado por un aumento en los nutrientes, principalmente de nitrógeno y fósforo (López Vázquez et al., 2017). La actividad del hombre genera un aumento en estos nutrientes en el agua, provocando importantes problemas en el medio acuático, entre los cuales es posible citar los siguientes:

- 1) Crecimiento importante de biomasa de fitoplancton, algas asociadas y macrófitos.
- 2) Producción de sustancias tóxicas por parte de algunas de las algas que se desarrollan anormalmente y que pueden: matar a los mariscos y peces, hacer que éstos no sean aptos para el consumo humano, dar al agua un sabor desagradable o hacerla inadecuada para el consumo.

3) Disminución del oxígeno disuelto en las aguas profundas debido al incremento de las tasas de descomposición bacteriana que consumen este elemento a un ritmo mayor que su reposición a partir de la atmósfera, de modo que el agua se vuelve menos apta para los peces y resto de fauna y flora acuática.

4) Grandes variaciones de oxígeno disuelto entre los períodos de máxima y mínima actividad fotosintética.

Estos problemas conducen a importantes deterioros en el ambiente entre los cuales se pueden mencionar: a) cambios en la fauna acuática, perdurando sólo aquellas especies capaces de resistir las condiciones adversas, b) colmatación y obstrucción de los canales de riego por las algas acuáticas, c) disminución del uso recreativo de embalses y lagos, d) mal olor producido por la descomposición de las algas, e) impedimentos de navegación debido al crecimiento de densas masas de algas en la superficie y f) aumento de los costes del tratamiento de potabilización.

El tratamiento de las aguas residuales se lleva a cabo mediante varios procesos, pudiendo ser naturales o artificiales. Los naturales, generados en los cuerpos de agua receptores, tienen capacidad limitada ya que la atenuación de contaminantes se puede ver sobrepasada por el crecimiento exponencial de la población humana. Los artificiales son procedimientos correctivos, planificados por el profesional, y se clasifican en físicos, químicos y biológicos en función de los métodos que se utilizan. Los procesos artificiales de tratamiento de efluentes son seleccionados en función de la concentración de contaminantes presentes, y definidos, además, por las condiciones establecidas en la normativa de vuelco aplicada a los distintos tipos de cuerpos de agua receptores.

1.2 Contaminantes presentes en el agua residual

El agua residual puede definirse como un residuo líquido que es recogido mediante una red de desagüe interna del ámbito generador y que luego pasa a una red externa colectora que la transportará a una planta de tratamiento para finalmente descargarla en un receptor natural o artificial.

Las características de dicho residuo líquido dependen de la actividad del generador. Así, las aguas residuales pueden clasificarse en: 1) domésticas o urbanas, 2) industriales, 3) agropecuarias, 4) pluviales, 5) otros. Si bien la clasificación es algo estricta, debe entenderse

que las redes no son herméticas lo que supone el ingreso de líquidos de varias fuentes para producir una mezcla de residuos líquidos.

Las sustancias contaminantes presentes en un agua residual pueden estar disueltas, en suspensión o decantadas. En cualquier forma, el residuo líquido está compuesto por materia inorgánica y materia orgánica (nutrientes y microorganismos). Dichos compuestos no tratados pueden generar efectos adversos para las aguas de los cuerpos receptores como se describe en la Tabla 1.

La materia suspendida está constituida por 70% de sustancias orgánicas (proteínas, grasas y carbohidratos) y un 30% de minerales insolubles como arena, grava y arcilla.

Tabla 1 Contaminantes presentes en un agua residual y sus posibles efectos sobre las aguas Receptoras (Tabla extraída de (Knobelsdorf Miranda, 2005))

Contaminantes del agua	Impacto
Materia en suspensión	- Aumento de la turbidez del agua (alteración de la fotosíntesis y reducción de la producción de oxígeno). - Sedimentación, obstruyendo y cubriendo el lecho de los ríos.
Compuestos inorgánicos	- Ecotoxicidad de algunos compuestos, como las sales de metales pesados. - Reacciones con sustancias disueltas en el agua pasando a formar compuestos peligrosos.
Conductividad	- Concentraciones elevadas de sales impiden la supervivencia de diversas especies vegetales y animales.
Nutrientes	- Crecimiento anormal de algas y bacterias (aumento de la turbidez del agua). - Eutrofización del agua.
Materia orgánica	- Su descomposición puede provocar la disminución de la concentración del oxígeno disuelto en el agua hasta alcanzar condiciones sépticas. - Eutrofización del agua. - Emisión de metano en caso de aparición de procesos anaerobios.
Compuestos orgánicos tóxicos	- Toxicidad para la vida acuática. - Disminución de la concentración de oxígeno debido a los procesos de biodegradación. - Producción, en el caso de líquidos no miscibles, de una película superficial que impide la aireación del agua.
Organismos patógenos (bacteria, virus y parásitos)	- Inutilización del agua para uso humano. - Contaminación de los organismos acuáticos que pueden llegar al hombre con la cadena alimenticia. - Enfermedades de transmisión hídrica asociadas a la contaminación microbiológica del agua.
Contaminación térmica por descarga de aguas de refrigeración	- Modificación de la solubilidad del oxígeno en el agua. - Aceleración del metabolismo de la flora y la fauna acuáticas (eutrofización). - Alteración de los ecosistemas acuáticos.

Las sustancias orgánicas presentes en un agua residual están compuestas por restos de digestión humana (materia fecal y orina) que contribuye con un 39 a 42 g de DBO /día.habitante

y otras sustancias utilizadas para su alimentación e higiene; estas últimas las constituyen hidratos de carbono (celulosa, almidón y azúcares), grasas y jabones (sales metálicas de los ácidos grasos), detergentes sintéticos, proteínas y sus productos de descomposición (urea, glicina y cisteína) así como hidróxido de amonio y sales amoniacaes procedentes de la descomposición de complejos orgánicos nitrogenados (Knobelsdorf Miranda, 2005).

Para la caracterización de un agua residual se definen ciertos parámetros comunes para la mayoría de los países; todos en función de los límites de vertidos de los receptores y en especial aquellos que ofrecen agua para consumo humano y la agricultura. Cabe aclarar que, la normativa de vuelco para cuerpos receptores pasibles de ser empleados como fuente de agua de consumo humano es diferente a la correspondiente al agua de riego forestal y agrícola. La Tabla 2 muestra los principales parámetros utilizados para la caracterización de los efluentes líquidos urbanos o cloacales.

Tabla 2 Parámetros comúnmente empleados para la caracterización de un Efluente cloacal (Tabla extraída de (Knobelsdorf Miranda, 2005)).

Parámetros	Características
Físicos	<ul style="list-style-type: none"> - Sólidos totales (ST), mg/L <ul style="list-style-type: none"> • Suspendidos • Volátiles - Temperatura, °C - Turbiedad, UNT ^(a)
Químicos	<ul style="list-style-type: none"> - Materia orgánica, mg O₂/L <ul style="list-style-type: none"> • Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) • Demanda química de oxígeno (DQO) - pH - Alcalinidad, mg CaCO₃/L - Nitrógeno, mg N/L <ul style="list-style-type: none"> • Orgánico • Amoniacal (N-NH₄⁺) • Nitritos (N-NO₂⁻) • Nitratos (N-NO₃⁻) - Fósforo, mg P/L <ul style="list-style-type: none"> • Orgánico • Reactivo soluble (P-PO₄³⁻)
Biológicos	<ul style="list-style-type: none"> - Organismos patógenos <ul style="list-style-type: none"> • Coliformes, número/100 mL • Virus, ufc/100 mL ^(b)

^(a)Unidades nefelométricas de turbiedad.

^(b)Unidades formadoras de colonias.

Las características de las aguas residuales dependen de las actividades desarrolladas en su origen; las aguas residuales domésticas varían con los factores socio-económicos de la población, su estilo de vida y con el tipo de instalaciones, entre otros. Por tal motivo, dichas características se expresan como PE (Población Equivalente o Habitante Equivalente) la cual

representa la carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno de cinco días (DBO₅) de 60 g O₂/d (RD, 1995).

La composición de las aguas residuales se modifica también del trayecto recorrido entre las fuentes y la descarga en la planta de tratamiento, ya que en él se producen decantaciones y filtraciones. Además, para una misma población, la composición varía con el tiempo.

La composición habitual de aguas residuales habitacionales o domésticas se muestran en la Tabla 3 donde (Alto) representa aguas residuales poco diluidas y (Baja) aguas residuales diluidas (Henze y Comeau, 2008).

Tabla 3 Composición típica de aguas residuales (g/m³) con escasa contribución de aguas industriales (Henze y Comeau, 2008).

Parámetro	Alto	Medio	Bajo
DQO total	1200	750	500
DQO soluble	480	300	200
DQO suspendido	720	450	300
DBO	560	350	230
Nitrógeno total	100	60	30
Nitrógeno amoniacal	75	45	20
Fósforo Total	25	15	6
SST	600	400	250
SSV	480	320	200

1.3 Legislación vigente

Los valores de calidad de las aguas receptoras, como fuentes de abastecimiento de agua, son tomados de las Guías para la calidad del agua potable establecidas por la Organización Mundial de la Salud, que pueden aplicarse para cualquier forma de suministro de agua para consumo humano, tanto para grandes ciudades como para pequeñas comunidades (OMS, 2013).

En la provincia de Neuquén se tienen tres leyes muy importantes que tratan las cuestiones del agua; la ley 899 que define el “Código de Aguas” (Código de aguas, 1999), la ley 1763 (Ley N° 1763, 1988) que crea el Ente Provincial de Aguas y Saneamiento (EPAS) y la ley 1875 (Ley N° 1875, 2014) de protección del medioambiente.

El EPAS se ocupa del transporte, tratamiento y control de efluentes líquidos, y la provisión y control del agua para consumo humano. La resolución EPAS N° 181/2000 (Resolución N°181, 2000) reglamenta el Art 3° inc. e) de la Ley 1763; el Título V, sección IV de la ley 899; y el art. 5° de la ley 1875.

El EPAS establece en el artículo 23 de la Resolución 181/2000 lo siguiente: “En ningún caso, las aguas residuales depuradas natural o artificialmente, deberán añadir a los cauces públicos componentes tóxicos o perturbadores en cantidades tales que eleven su composición por encima de los límites fijados en el Anexo I”.

La Tabla 4 muestra parte del Anexo I de la Resolución 181/2000 donde se establecen los límites máximos permisibles de los parámetros que definen la calidad de un efluente, relativos a materia orgánica y nitrógeno, los cuales son los contaminantes mayoritarios presentes en las aguas residuales urbanas.

Tabla 4 Límites máximos permisibles establecidos en el Anexo I de la Resolución EPAS 181/2000 de los parámetros que definen la calidad de un efluente.

Parámetros	Objetivo de la calidad de las aguas superficiales	Calidad de los efluentes vertidos en aguas superficiales	Calidad de los efluentes vertidos a red cloacal
Oxígeno disuelto mgO₂/L	Como mínimo 7,0	(f)	(f)
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) 5 días 20°C mgO₂/L	4	50 (l)	200(g)
Demanda Química de Oxígeno (DQO) mgO₂/L	(d)	250	500
Amonio mg N-NH₄⁺/L	0,05 (i)	3,0 (k)	10
Nitratos mgN-NO₃⁻/ L	10 (i)	(d)	(d)
Nitrógeno Total mg N/L	(i)	10(i)	30

NOTAS:

(d) Se ha de definir en cada caso. No se adopta valor de referencia.

(f) No se establece un límite específico. Su valor queda acotado por el parámetro DBO₅.

(g) Se podrá autorizar concentraciones superiores si el sistema colector lo admite. Esta circunstancia se establecerá mediante una disposición de la Autoridad Competente a pedido del interesado.

(i) Cantidad tan pequeña como sea posible en las cuencas de los lagos, lagunas o ambientes favorables a procesos de eutrofización. De ser necesario se fijará la carga total diaria en Kg/día de Fósforo Total, Nitrógeno Total y Nitrógeno de Amonio.

(k) En vertidos a cuencas de lagos 0,5 mg/L.

(l) Sujeto a capacidad del cuerpo receptor.

Dado que el objetivo de esta reglamentación es regular la contaminación atendiendo a pautas para el control de los recursos superficiales de la Provincia, los parámetros a controlar no son excluyentes, considerándose el estudio de otros parámetros cuando la naturaleza del efluente así lo requiera.

Las especificaciones de cuáles de estos parámetros se controlarán se decidirá en base al origen del efluente.

1.4 Procesos biológicos de eliminación de contaminantes

Los tratamientos biológicos de aguas residuales se basan en la utilización de microorganismos capaces de asimilar las sustancias contaminantes presentes, ya sean que éstas estén disueltas o en suspensión. Los microorganismos necesitan metabolizar las sustancias (nutrientes) para obtener la energía necesaria para crecer y reproducirse. La masa de microorganismos o biomasa debe ser de calidad suficiente para poder lograr la reducción de los niveles de contaminantes para alcanzar los límites máximos permisibles de vertido. Los microorganismos que actúan en los procesos biológicos de tratamiento para la eliminación de materia orgánica y nitrógeno se resumen en la Tabla 5 (Ferrer et al., 2018).

Tabla 5 Tipos de Microorganismos y su relación con los productos de metabolización de materia orgánica y Nitrógeno.

Tipo de Microorganismos	Fuente de Carbono	Donador de electrones	Aceptor de electrones	Productos del metabolismo	Características distintivas
Bacterias heterótrofas	Carbono orgánico (disuelto)	Carbono orgánico	O ₂ NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ Carbono Orgánico	CO ₂ NH ₄ ⁺ N ₂ C. Orgánico	Bacterias Aeróbicas Desnitrificantes Bacterias Anaeróbicas
Bacterias autótrofas	CO ₂	NH ₄ ⁺ NO ₂ ⁻	O ₂ O ₂	NO ₂ ⁻ NO ₃ ⁻	<i>Nitrosomonas</i> <i>Nitrobacter</i>
Protozoos	Carbono orgánico	Carbono orgánico	O ₂	CO ₂	Ciliados
Rotíferos				NH ₄ ⁺	

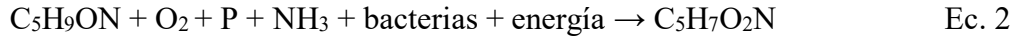
En las siguientes secciones sólo se detallan los procesos que permiten degradar materia orgánica y nitrógeno por medio de la acción de las bacterias heterótrofas y autótrofas en condiciones oxigenadas, dado que son las condiciones predominantes en el proceso abordado en esta tesis.

1.4.1 Eliminación de materia orgánica

Las bacterias heterótrofas son capaces de descomponer la materia orgánica presente en el agua contenida en reactores a través de dos procesos biológicos diferentes: un proceso de oxidación biológica y otro de biosíntesis. La oxidación biológica aeróbica de materia orgánica produce algunos compuestos que permanecen en solución y que se descargan con el efluente del reactor. Dicha oxidación se produce según la ecuación (1) (Tchobanoglous et al., 2003):



La biosíntesis transforma la materia orgánica, coloidal y disuelta en el agua residual, en nuevas células que incrementan la población microbiana. La ecuación (2) muestra la reacción típica.



donde $\text{C}_5\text{H}_9\text{ON}$ representa la materia orgánica y $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ la bacteria, cabe consignar que las ecuaciones 1 y 2 muestran en este caso los procesos que se llevan a cabo, pero no son representación exacta de las reacciones químicas ya que las ecuaciones no están balanceadas estequiométricamente, ni en relación a las masas ni a las cargas.

1.4.2 Eliminación de nitrógeno

El nitrógeno, en las aguas residuales, puede encontrarse en cuatro formas; como nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos. Todas estas formas deben ser eliminadas. El nitrógeno orgánico más el amoniacal constituyen el denominado nitrógeno Kjeldahl que junto con los nitritos y nitratos se denominan nitrógeno total.

La eliminación biológica de nitrógeno es un proceso de dos etapas; una etapa de nitrificación en un ambiente aerobio (presencia de oxígeno) seguido de desnitrificación en un ambiente anóxico (presencia de nitrato) (Ver Figura 2).

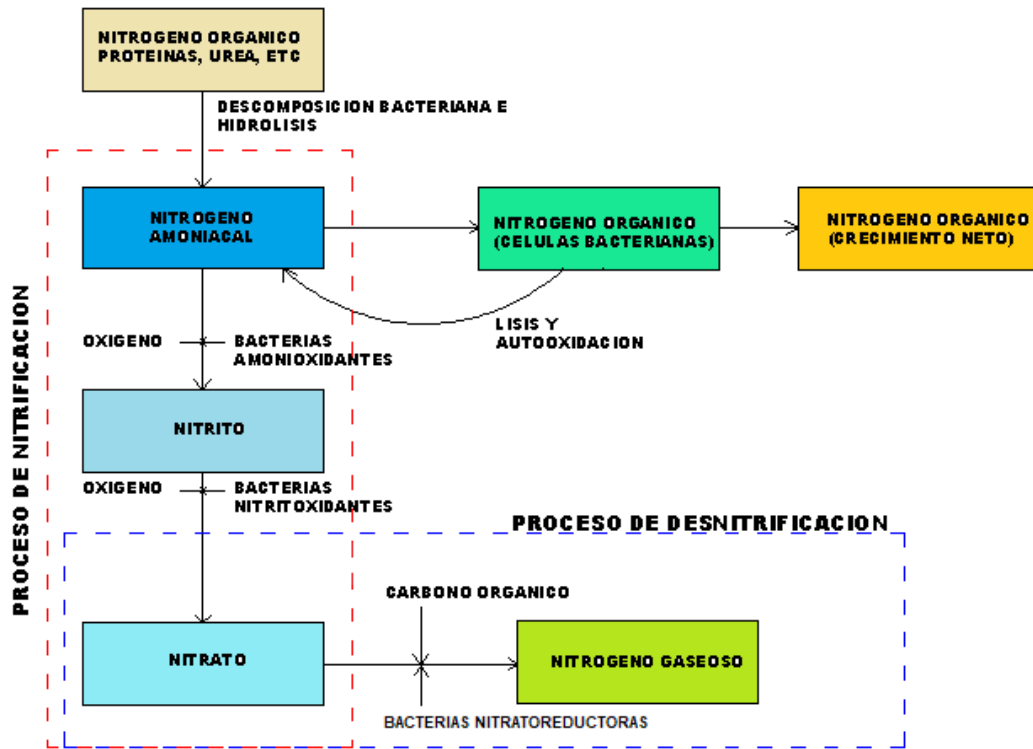


Figura 2 Procesos de Nitrificación y Desnitrificación Biológica (Tchobanoglous et al., 2003).

1.4.2.1 Nitrificación

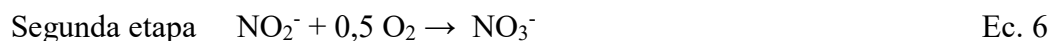
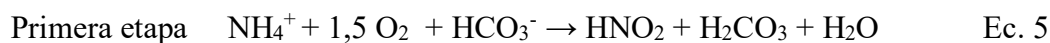
En medio acuoso el nitrógeno orgánico se hidroliza para dar amoníaco hidrolizado (Suárez y Jácome, 2007):



El medio acuoso presenta cierta alcalinidad la que puede ser determinada por la presencia de iones bicarbonatos que surgen de la disociación del ácido carbónico,



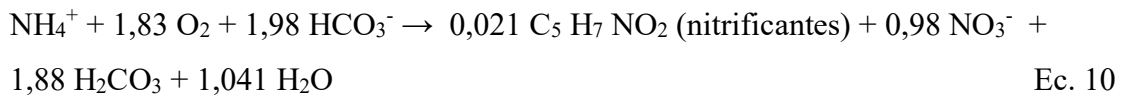
La oxidación biológica del amonio (NH_4^+) se produce en dos etapas, una de amonio a nitrito por bacterias amonio oxidantes (*BAO*) y otra de nitrito a nitrato por bacterias nitrito oxidantes (*BNO*) (Claros Bedoya, 2012):



Las reacciones que definen el crecimiento de las bacterias nitrificantes son:



La reacción global de síntesis y oxidación biológica se define como:



De la reacción anterior surge que son necesarios 3,2 mg O₂ para oxidar 1 mg NH₄⁺ y 0,96 mg O₂ para producir 1 mg NO₃⁻. En la nitrificación se consumen 7,14 mg de alcalinidad por mg de NH₄⁺ oxidado (Suárez y Jácome, 2007).

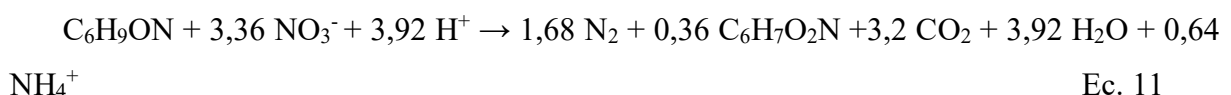
El proceso de nitrificación es notoriamente influenciado por las condiciones experimentales. Las bacterias autótrofas presentan velocidades específicas de crecimiento más lentas si se las compara a las que presentan los microorganismos heterótrofos (Henze et al., 2006; Seco et al., 2004). Además, son más sensibles a variaciones de la temperatura, pH, y contenido de alcalinidad en el agua (Claros Bedoya, 2012; Tchobanoglous et al., 2003). Temperaturas inferiores a 10°C y pH inferior a 6 reducen significativamente el proceso de nitrificación (Grady et al., 2011). Este proceso si se lleva a cabo exhaustivamente en la planta depuradora, garantiza que se pueda desarrollar la desnitrificación si hay suficiente disponibilidad de materia orgánica.

1.4.2.2 Desnitrificación

En este proceso, sintéticamente ocurre la siguiente secuencia (Seeley, 1992):



La ecuación que describe la desnitrificación está dada por:



Esta reacción tiene el beneficio no sólo de consumir materia orgánica empleando como aceptor de electrones los iones nitratos, sino también aportando alcalinidad.

A continuación, se abordan los sistemas de tratamiento biológicos empleados para degradar los contaminantes mayoritarios presentes en el agua residual.

1.4.3 Sistemas de tratamiento biológico de agua residual

El tratamiento biológico de aguas residuales consiste en la eliminación de materia orgánica biodegradable, tanto soluble como coloidal, así como nutrientes (N y P).

Los tratamientos biológicos se pueden clasificar en:

- Procesos biológicos de cultivo en suspensión, como fangos activados.
- Procesos biológicos de soporte sólido o biopelícula.

Ambos tratamientos forman parte del sistema global, en una planta de tratamiento de aguas residuales, y se denominan Tratamiento Secundario (Grady et al., 2011).

1.4.3.1 Cultivo en suspensión: Fangos activados

El tratamiento biológico por fangos activados consiste en un proceso continuo en el que el agua residual se estabiliza en reactores biológicos. El sistema más básico cuenta con un reactor que se mantiene en condiciones aerobias. El efluente de los decantadores primarios pasa a estos reactores de fangos activados que necesitan un aporte de oxígeno para la acción metabólica de los microorganismos. Este aporte se efectúa mediante turbinas o bien a través de difusores dispuestos en la parte inferior de los reactores de forma que las burbujas asciendan y alcancen todo el volumen del tanque. En la Figura 3 se muestra un esquema típico empleado (Ferrer et al., 2018). Este tipo de sistema se emplea en las plantas de fangos activados localizadas en la ciudad de Neuquén (Planta Tronador y Planta del parque industrial, PIN). Si bien este tipo de sistemas permite degradar la materia orgánica biodegradable alcanzando eficientemente el límite de vertido, los compuestos de nitrógeno amoniacal y orgánico se transforma a nitratos. Esto genera un efluente rico en nitratos que se vierte a las fuentes receptoras, Río Neuquén y Río Limay.

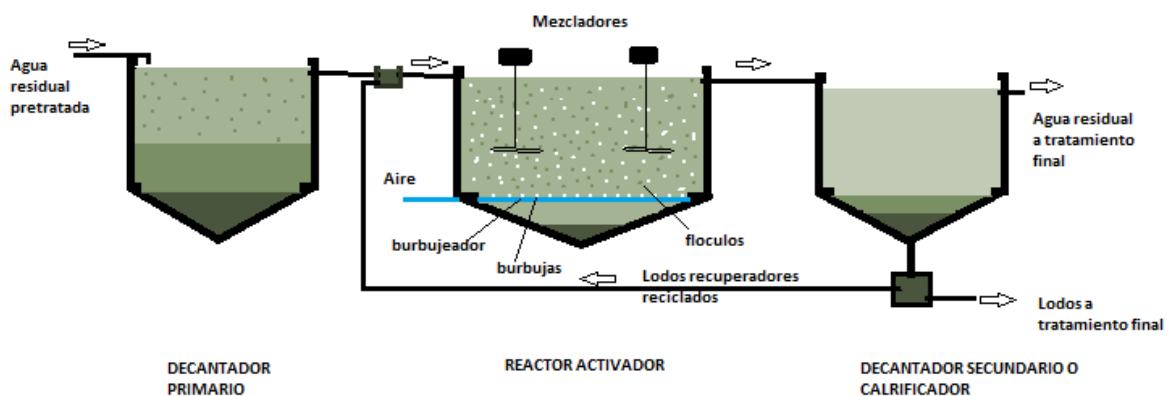


Figura 3 Componentes de un tratamiento biológico de fangos activados (Tchobanoglous et al., 2003).

1.4.3.2 Crecimiento en biopelícula

El tratamiento biológico por biopelícula se caracteriza por el crecimiento de bacterias sobre una superficie sólida, fija o móvil. Los microorganismos se adhieren a la superficie sólida, formando capas, y el agua en tratamiento fluye a través de dicha superficie, permitiendo que los nutrientes y la materia orgánica sea captada por los microorganismos adheridos (Andersson, 2009; Lazarova y Manem, 1995; Lewandowski y Boltz, 2011).

La superficie sólida puede ser fija o móvil. Los filtros percoladores consisten en un sistema de superficie fija (Ferrer et al., 2018); y los de superficie móvil se denominan contactores biológicos rotativos, RBC de las siglas en inglés (Kadu y Rao, 2012).

Los sistemas de filtros Percoladores se disponen en tanques rellenos formando un lecho poroso. Estos rellenos pueden ser naturales o artificiales, de forma que el agua residual pre-tratada pase a través de los poros (Muñoz-Sánchez y Reyes-Mazzoco, 2013). El paso del agua en tratamiento, a través de los poros, debe ser a una velocidad tal que permita a los microorganismos, adheridos a la superficie sólida, captar los nutrientes y la materia orgánica necesaria para su crecimiento y desarrollo. A medida que fluye el agua a través de los poros, la capa de microorganismos (biomasa) crece y aumenta de espesor, por lo que debe tenerse muy en cuenta en el diseño, para mantener la porosidad necesaria. El ingreso de aire es forzado desde el fondo del lecho, permitiendo que fluya lentamente hacia arriba entre los poros del lecho permitiendo airear la biopelícula que se forma sobre los componentes del lecho (ver Figura 4) (Wik, 2003).

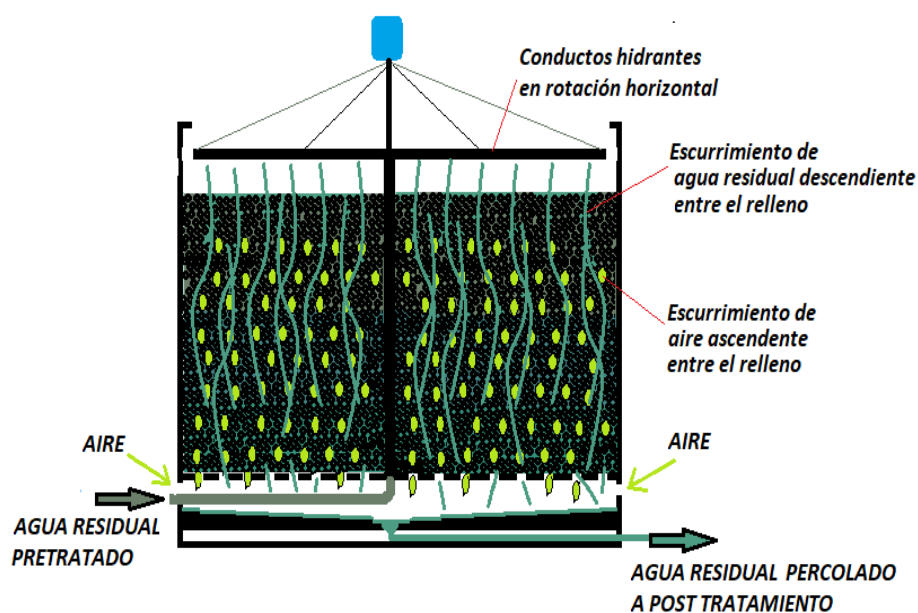


Figura 4 Esquema del filtro percolador (Wik, 2003).

En los RBCs el agua residual a tratar permanece contenida y las superficies de contacto se mueven dentro del reactor y en general se denominan biodiscos. Forman parte de pequeñas plantas de tratamiento, con un decantador primario antes del RBC, y un decantador secundario luego de éste.

En este trabajo se centra el estudio en este tipo de sistemas de tratamiento, por esta razón se destina la siguiente sección al mismo.

1.5 Discos biológicos rotativos (RBC)

Los RBCs consisten en grupos de discos ubicados céntricamente sobre un eje y separados entre 20 y 30 mm. El eje es impulsado por un motor mediante un sistema de transmisión que permite regular la velocidad de rotación, según los parámetros de diseño elegido. En la Figura 5 se muestra un esquema del sistema (Tonde et al., 2015; Waskar et al., 2012; Welter et al., 2004). Los discos pueden ser de diferentes materiales y tamaño con un diámetro que varía entre 1 y 3 m, en función de la calidad del agua a tratar y el caudal.

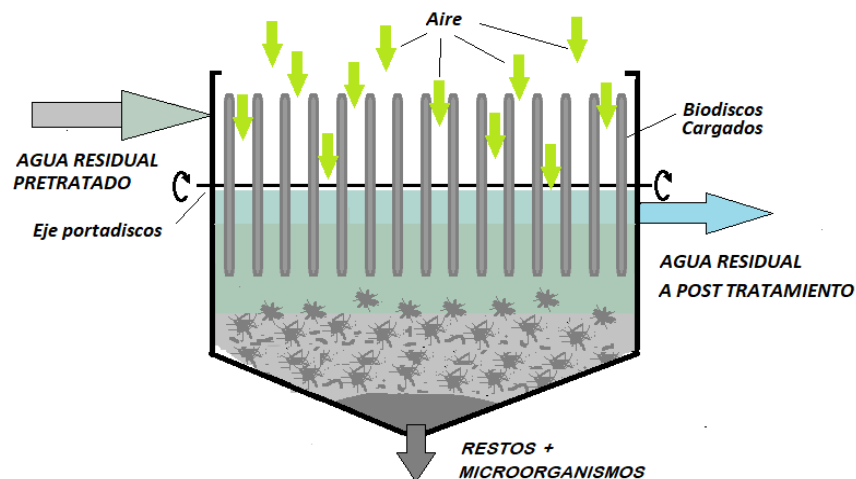


Figura 5 Esquema de Discos biológicos rotativos (RBC).

1.5.1 Consideraciones en el diseño de los RBCs

El rendimiento general de los sistemas RBC para la eliminación de materia orgánica y nutrientes (N, P) de las aguas residuales depende de los siguientes factores (Tchobanoglous et al., 2003):

1. *Características de las aguas residuales influentes.*

- Velocidad de carga hidráulica.
 - Tasa de carga orgánica.
 - Tasa de carga de amonio.
 - pH.
2. *Configuración del sistema.*
 - Velocidad rotacional.
 - Superficie específica de los discos.
 - Inmersión del disco.
 - Número de etapas.
 - Tasa de recirculación.
 - Mecanismos de accionamiento.
 - Disposición del eje (eje común con rpm individuales o eje separado para cada etapa).
 3. *Tasa de transferencia de oxígeno.*
 4. *Temperatura ambiente y de aguas residuales.*
 5. *Densidad de medios.*

Los factores físicos más importantes que influyen en la eficiencia de la eliminación de los nutrientes son:

- la velocidad de transferencia del oxígeno; y
- la temperatura del líquido.

Si en el agua residual se mantiene suficiente sustrato (nutrientes) y la temperatura es adecuada, para que el oxígeno pueda mantener la concentración, se puede decir que la velocidad de rotación es un factor fundamental en el proceso de eliminación de nutrientes (N, P) porque permite el crecimiento de las bacterias y de la biopelícula. Por lo tanto, la velocidad en el borde del disco debería ser inferior a 20 cm/s (Cortez et al., 2008).

Para la eliminación de materia orgánica, el tiempo de retención crítico es entre 3 y 4 horas; un mayor tiempo, tiene efectos negativos en la eficiencia. Para un dado sistema, el aumento de la carga hace disminuir la eficiencia de eliminación. En condiciones normales de operación, la materia orgánica se remueve en las primeras etapas del proceso (Tchobanoglous et al., 2003).

En el proceso de nitrificación, las bacterias heterotróficas compiten con las nitrificantes inicialmente, cuando la DBO es alta; por tal motivo, las nitrificantes son más eficientes cuando la DBO es baja. Los estudios indican que la mayor nitrificación se produce cuando la DBO es

menor a 5 g DBO/m².d (Water Environment Federation, 2010). Para lograr buenos resultados, la concentración de nitrógeno amoniacal, en el seno del agua residual, no debe ser inferior a 5 mg/L y la concentración de oxígeno disuelto debe ser suficiente para el proceso de nitrificación (López Vázquez et al., 2017).

La desnitrificación en los RBCs no ha sido muy estudiada según consta en los reportes bibliográficos de referencia temática (Cortez et al., 2008; Kadu y Rao, 2012). Aun así, se destacan los trabajos de Teixeira y Oliveira, que lograron en el laboratorio una desnitrificación máxima de 15,2 g N-NO₃⁻/m².d para un influente de 50 mg N-NO₃⁻/L, con una velocidad de rotación de los discos de 2 rpm (Teixeira y Oliveira, 2001).

La temperatura es muy importante en el diseño de los RBCs. Cuando la temperatura del agua residual cae por debajo de los 13° C, se debe realizar una corrección utilizando datos de la bibliografía y de estudios pilotos. Normalmente cuando la temperatura cae desde los 13°C a los 5°C, se requiere 2,5 veces más superficie de contacto para lograr la misma eficiencia (Rodgers y Zhan, 2003). La Tabla 6 muestra el criterio de diseño de los RBCs cuando la temperatura supera los 13°C.

Tabla 6 Parámetros de diseño de los RBCs (Tchobanoglous et al., 2003).

Parámetro	Nivel de tratamiento			Unidad
	Remoción de DBO	Nitrificación combinada	Post Nitrificación	
Carga Hidráulica	0,08 – 0,16	0,03 – 0,08	0,04 – 0,1	m ³ /m ² .d
Carga Orgánica Soluble, Media	5-10	2,5 - 8	0,5 – 1,0	g SBOD ₅ /m ² .d
Carga Orgánica Total	8 - 20	4 - 16		g TDBO ₅ /m ² .d
Carga Orgánica Soluble en 1° etapa	12	12		g SDBO ₅ /m ² .d
Carga Orgánica Total en 1° etapa.	24-30	24 - 30		g TBO ₅ /m ² .d
Carga de N-NH ₄ ⁺ media		0,75 – 1,5		g N/m ² .d
Tiempo de retención hidráulica	0,5 – 1,5	1,5 - 4	1,2 - 3	h

La biopelícula en los RBCs puede alcanzar un espesor de 1 a 3 cm cuando la carga orgánica es elevada. El exceso de biopelícula que decanta internamente puede ser retirada y separada en un decantador secundario. La biopelícula es heterogénea y ahuecada, compuesta de microorganismos autótrofos, heterótrofos y protozoos (Cortez et al., 2008; Kadu y Rao,

2012). La parte exterior de la biopelícula está compuesta de bacterias filamentosas, protozoos, algas procariotas y pequeños metazoos (Galván et al., 2000).

Por otra parte, entre los inconvenientes que presentan los RBCs, los más comunes son los asociados a problemas mecánicos, interrupción de energía eléctrica, rayos ultravioletas solares sobre los discos, exceso de biopelícula, etc.

1.5.2 Generalidades de los modelos aplicados en el diseño de los RBCs

La utilización de modelos matemáticos permite introducir cambios en las variables de diseño para encontrar aquel prototipo que se adapte mejor a una necesidad de una planta real, teniendo en cuenta la mayor eficiencia a menor costo. El diseño de un sistema de RBC, mediante modelos matemáticos, puede realizarse según dos categorías. Una categoría tiene en cuenta modelos empíricos que se basan en la experimentación y la lógica empírica (Kargi, 2002). Estos métodos posibilitan revelar las relaciones esenciales y las características fundamentales del objeto de estudio, accesibles a la detección sensoperceptiva, a través de procedimientos prácticos y diversos medios de estudio. La otra categoría son los modelos descriptivos basados en la solución numérica de ecuaciones diferenciales parciales que definen los fenómenos que ocurren en el sistema real. En esta categoría se aplican leyes fundamentales de las ciencias naturales, es decir, procesos físicos, químicos y biológicos (Mara y Horan, 2003).

Di Palma et al., en su trabajo sobre la influencia de la velocidad de rotación en los RBCs (Di Palma et al., 2003), sintetiza los modelos matemáticos de diseño de otros investigadores, haciendo la siguiente clasificación:

- Modelos basados exclusivamente en observaciones empíricas. Estos modelos tienen en cuenta las curvas que relacionan los datos obtenidos de plantas de tratamiento de efluentes domiciliarios y efluentes industriales comunes.
- Modelos basados en la cinética de crecimiento biológico. Estos modelos tienen en cuenta la relación entre la concentración de sustratos en el reactor y la tasa de crecimiento biológico adherido a los discos.
- Modelos basados en diferentes órdenes de reacción y la difusión del sustrato en el biopelícula. Estos modelos asumen que los sustratos removidos siguen determinada orden de reacción; tienen en cuenta también el transporte de nutrientes y oxígeno en la masa de biopelícula.

- Modelos basados en una combinación de los anteriores. Estos son básicamente de laboratorio para predecir la carga orgánica cuando el transporte de oxígeno es limitante.

1.5.3 Modelado de los RBCs

Numerosos autores han desarrollado modelos basados en la cinética de crecimiento biológico, la difusión de sustrato en la biopelícula y la degradación del mismo por acción de los microorganismos. En general, se aplican balances de masa de sustrato y de crecimiento microbiano tanto en el líquido como en la biopelícula adherida a los discos. La velocidad de crecimiento específica de los microorganismos se suele modelar empleando la función moduladora de Monod (Di Palma et al., 2003; Pano et al., 1981; Ravi et al., 2013).

El RBC se divide en dos subsistemas, uno compuesto por los discos donde se desarrollan los microorganismos y otro por el volumen de líquido donde los discos se bañan, como se aprecia en la Figura 6.

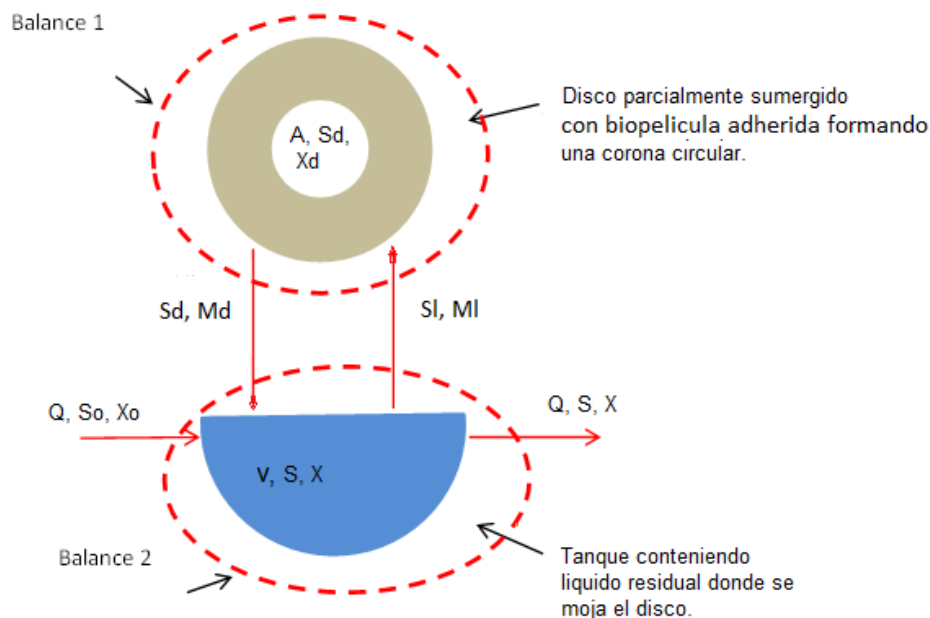


Figura 6 Subsistemas del RBC (Pano et al., 1981).

A continuación se detallan ecuaciones generales de balance implementadas en los trabajos de (Di Palma et al., 2003; Kekpugile y Kiasira, 2015; Pano et al., 1981; Vasiliadou et al., 2014). Al aplicar estas ecuaciones es posible modelar la evolución de la concentración de los sustratos y los microorganismos involucrados en el proceso en el seno del líquido y en la biopelícula.

1.5.3.1 Balance de biomasa en los discos

Velocidad de acumulación de biomasa activa en la superficie de los discos = velocidad de biomasa activa ingresante - velocidad de biomasa activa desprendida + velocidad de crecimiento de biomasa - decaimiento de biomasa

$$d(A_h X_d)/dt = M_L - M_D + d(X_d)/dt A_h - k_d A_h X_d \quad \text{Ec. 12}$$

Con A_h : área húmeda del disco, t : tiempo de proceso, X_d : masa activa adherida al disco, k_d : velocidad de degradación de biomasa, M_L : masa de biomasa captada por el disco y M_D : masa de biomasa desprendida del disco.

1.5.3.2 Balance de biomasa en suspensión dentro del líquido del tanque

Velocidad de acumulación de biomasa en el tanque del RBC = velocidad de biomasa que ingresa con el influente – velocidad de biomasa que sale con el efluente + velocidad de biomasa que se desprende del disco – velocidad de biomasa adsorbido por los discos + velocidad de producción de biomasa por el consumo de sustrato - decaimiento de biomasa

$$d(V_l X_l)/dt = Q X_e - Q X_s + M_D - M_L + d(X_l)/dt V_l - k_d V_l X_l \quad \text{Ec. 13}$$

Con V_l : volumen de líquido en el compartimento del RBC, X_l : concentración de microorganismos en el líquido del RBC, X_e : concentración de microorganismos en la corriente de entrada, X_s : concentración de microorganismos en la corriente de salida, y Q : caudal de entrada y salida.

1.5.3.3 Balance de sustrato en los discos

Velocidad de acumulación de sustrato en el disco = velocidad de sustrato absorbido y adsorbido por el disco – velocidad de sustrato que se escurre del disco – velocidad de sustrato consumido por los microorganismos activos

$$d(A_h S_d)/dt = S_L - S_D - d(S_d)/dt A_h \quad \text{Ec. 14}$$

Siendo S_d la concentración de sustrato en el volumen húmedo del disco (V_d) y $d(S_d)/dt$ la velocidad de transformación de sustrato por acción de los microorganismos. El V_d es el volumen que se forma con la película de biomasa activa y la película de líquido adsorbido en

la superficie húmeda de todos los discos del RBC. S_L : masa de sustrato que se transfiere a los discos, S_D : masa de sustrato que se escurre de los discos.

1.5.3.4 Balance de sustrato en el líquido del reactor

Velocidad de acumulación de sustrato en el volumen de líquido del RBC = velocidad de sustrato que entra al contenedor (influyente) – velocidad del sustrato que sale del contenedor (efluente) + velocidad del sustrato que se escurre de los discos – velocidad de sustrato que captan los discos – velocidad de sustrato transformado biológicamente en el contenedor del RBC

$$d(V_l S_l)/dt = Q S_e - Q S_s + S_D - S_L - d(S_l)/dt V_l \quad \text{Ec. 15}$$

Con S_l : concentración de sustrato en el volumen de líquido.

Las ecuaciones 12 a 15 son muy generales y permiten visualizar la complejidad del modelado del crecimiento en película. Si se considera un proceso en modo de operación discontinua, los términos de entrada y salida son nulos, solamente se consideran los términos de acumulación y los que describen su variación por crecimiento bacteriano.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

El objetivo general de la Tesis es construir un reactor biológico de discos rotativos (RBC), y evaluar su capacidad para eliminar nitrógeno de efluentes urbanos.

2.2 Objetivos específicos

Los objetivos específicos son:

- comparar el funcionamiento del reactor con discos fabricados a partir de dos materiales distintos: plástico sólido de PVC espumado y plástico hueco fabricado a partir de polipropileno alveolar,
- estimar la eficiencia de la nitrificación y desnitrificación en ambos tipos de discos,
- comparar la biopelícula adherida a los discos,
- simular el proceso de nitrificación en cada tipo de disco utilizado.

3 REACTOR BIOLÓGICO DE DISCOS ROTATIVOS

En este capítulo se detalla el equipo experimental propuesto para realizar este trabajo de Tesis. El mismo fue construido en su totalidad con materiales fácilmente disponibles, ya que las piezas se obtuvieron a partir de reciclar equipos en desuso o se compraron en el comercio regional. El diseño se basó en bibliografía específica (Hassard et al., 2015; Kadu y Rao, 2012; Kubsad et al., 2004; Ravi et al., 2013; Tonde et al., 2015) y la construcción del dispositivo la llevó a cabo el Maestrando. Cabe consignar que el equipo fue diseñado de manera compacta y robusta, cualidades que posibilitan fácilmente su traslado y emplazamiento en diferentes sitios de acuerdo a los requerimientos del trabajo a desarrollar.

3.1 Elementos básicos

El equipo experimental está compuesto por cuatro elementos básicos; una estructura portante, una batea semicilíndrica para contención del líquido a tratar, el eje con los paquetes de discos biológicos y un sistema de transmisión, ver Figura 7.

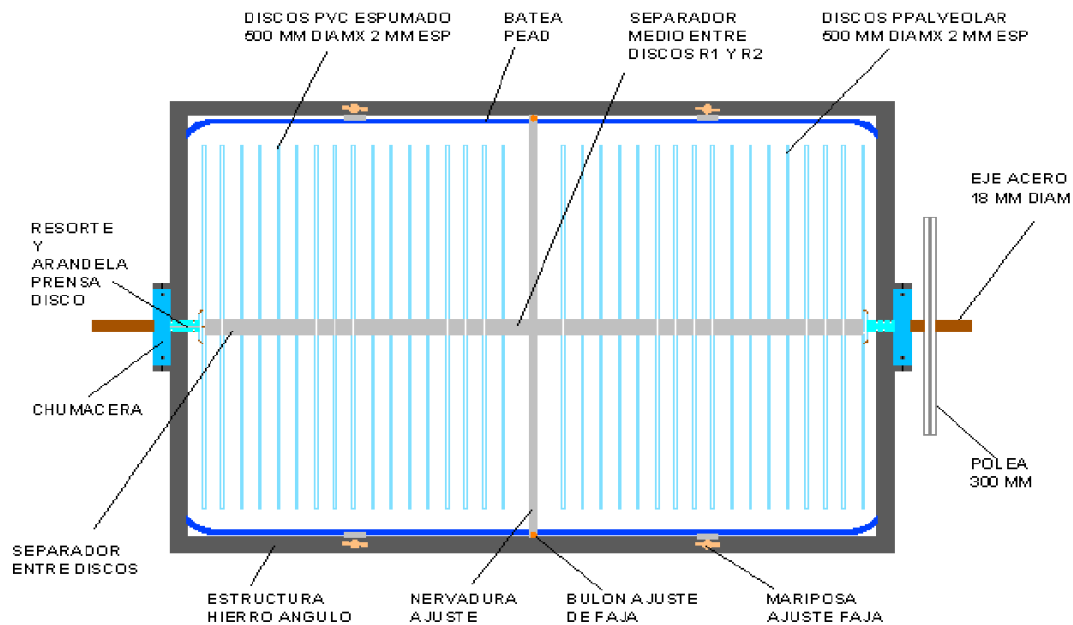


Figura 7 Esquema de la vista superior del reactor con los dos compartimentos conteniendo los dos paquetes de discos, el eje que los soporta y la polea de transmisión.

3.2 Estructura portante

La estructura metálica que soporta todo el sistema (Figura 8), está compuesta por dos cuerpos construidos con perfil ángulo de 3,2 mm de espesor por 25 mm ancho de ala. Ambos cuerpos de 910 mm de largo, 640 mm de ancho y 600 mm de alto, son armados por soldadura, con electrodos 6013 de 2,5 mm². Los cuerpos, uno superior y otro inferior, son acoplados con 8 separadores y bulones. Como separadores se usan trozos de caño de polipropileno de 13 mm de diámetro interior y 3 mm de espesor por 67 mm de largo.

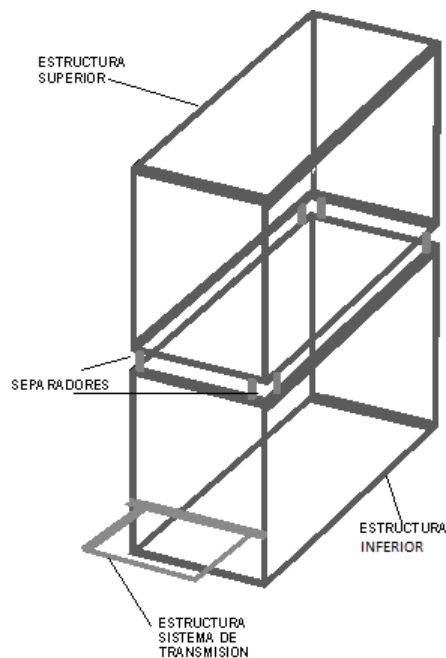


Figura 8 Estructura metálica soporte de la Planta.

Los bulones cabeza hexagonal de 5,6 mm de diámetro, pasan por los separadores desde la estructura inferior a la superior y se ajustan con tuercas tipo mariposa. La batea del reactor se sostiene a la estructura inferior con dos fajas construidas con planchuela laminada de 3,2 mm de espesor por 22,2 mm de ancho; el extremo de la planchuela se dobla a 90° de forma que permita un adecuado acople con el ala horizontal del perfil ángulo de la estructura. La estructura inferior contiene también el marco metálico que sostiene la plataforma del sistema de transmisión; este marco se acopla a la estructura inferior mediante bulones de acero de 6 mm de diámetro y riendas torsionadas de planchuela laminada de 3,2 mm de espesor por 22,2 mm de ancho. Para facilitar el movimiento de toda la estructura cargada, se colocaron dos ruedas a cada lado de la estructura inferior y en el lado contrario donde se ubica el sistema de transmisión; también para nivelar la estructura se soldaron dos patas en el otro extremo de la

estructura, debajo de la plataforma del sistema de transmisión. Las ruedas plásticas de 100 mm de diámetro por 30 mm de ancho tienen un eje de 9 mm de diámetro con terminación roscada para poder ajustarlas con tuerca. Cada eje se suelda a la estructura que forman el cuadro inferior y los refuerzos. Los refuerzos en diagonal, tienen el mismo perfil que el cuadro y se unen a la estructura mediante soldadura.

3.3 Batea semicilíndrica

La batea semicilíndrica (Figura 9) se construye con medio tambor de polietileno de alta densidad de uso industrial. El tambor de 200 L de capacidad con dos bocas de 63 mm de diámetro, tiene 890 mm de largo y 550 mm de diámetro, en puntos medios. La batea se obtuvo seccionando el tambor, tomando como referencia el punto medio existente entre las dos bocas.

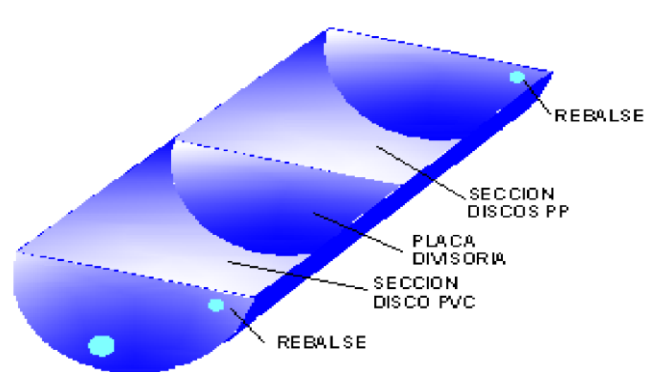


Figura 9 Batea con dos compartimentos y rebalse en cada extremo superior.

La boca de 63 mm se mantiene tapada con la tapa plástica original. A fin de aprovechar el uso de la batea y obtener dos compartimentos, se colocó una placa divisoria en la parte media de la batea logrando así dos compartimentos, uno de 45 cm de largo y otro de 42 cm de largo, ambos de 28 cm de diámetro. El compartimento 1, de 45 cm de largo, se destina para el **reactor de discos sólidos (RDS)** y el compartimento 2 de 42 cm de largo se destina para el **reactor de disco huecos (RDH)**. Cabe aclarar que la diferencia de largo de los compartimentos se debe a que la boca de 63 mm se ubica en una superficie cóncava diseñada para adecuar la rosca macho de la tapa. El volumen de líquido en cada compartimento, se regula con un rebalse de 13 mm de diámetro que es usado como salida en las etapas continuas, logrando un volumen de 45 L para el RDS y 41 L para el RDH. La placa divisoria se construye de chapa de hierro con forma semicircular de 1,6 mm de espesor y se pinta con mezcla adhesiva epóxica a fin de evitar la oxidación metálica. Para aumentar la superficie de contacto de la placa divisoria con la

superficie plástica del tambor, se le suelda una planchuela de hierro laminado de 12,7 mm de ancho por 3,2 mm de espesor en el perímetro semicircular. Para mejorar la adherencia entre la batea y la base de la placa se utiliza adhesivo siliconado.



Figura 10 Ajuste de placa divisoria de compartimentos mediante perfil de aluminio y faja metálica con extremos roscados.

El ajuste de la placa divisoria de compartimentos con la batea (Figura 10), se realiza por compresión desde el exterior de la batea y desde la parte superior de la placa; desde el exterior de la batea, se utiliza una faja metálica tensora construida con planchuela de hierro laminado de 3,2 mm de espesor por 22,2 mm de ancho a la que se le sueldan en cada extremo, 60 mm de varilla roscada de 6 mm de diámetro; esta varilla roscada es soldada en el lado exterior de la planchuela para facilitar el contacto con la superficie externa de la batea. La varilla sobrepasa el ancho del perfil de aluminio para facilitar el ajuste con tuerca y arandela. Desde la parte superior de la placa, se utiliza un trozo de perfil H de aluminio de 59 cm de largo por 11 mm de espesor y 30 mm de ancho, agujereado en cada extremo de la chapa horizontal interna que forma la H de forma que permita pasar la varilla roscada. El ajuste de la placa divisoria contra la cara interna de la batea se logra cuando se gira la tuerca y arandela contra el perfil de aluminio. Se debe tener en cuenta que las dimensiones del tambor no son medibles con exactitud porque su forma es redondeada en las tapas superior e inferior.

3.4 Discos biológicos rotativos

El sistema se forma con discos de material plástico (Cortez et al., 2008; Kadu y Rao, 2012; Tonde et al., 2015). Cada compartimento del reactor contiene un grupo de 17 discos formando un paquete compacto e indeformable (Figura 11).

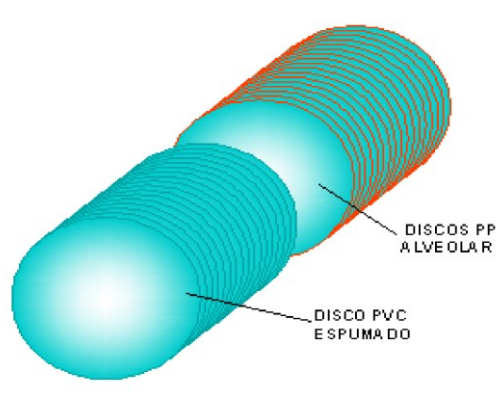


Figura 11 Paquetes de discos sólidos y huecos alineados.

Un paquete lo forman 17 discos de PVC espumado de 1,88 mm de espesor de 500 mm de diámetro y otro grupo de 17 discos de polipropileno alveolar de 2,72 mm de espesor y de 500 mm de diámetro. A cada disco se le aplicó una perforación cuadrada en su centro, utilizando un perfil metálico cuadrado de 20 mm de lado. Para lograr mantener los discos paralelos entre sí y el grupo compacto, se colocaron separadores centrales y periféricos. La separación central entre discos se realiza con un cilindro de PVC 32 mm de diámetro exterior y 20 mm de largo y 1,6 mm de espesor; los separadores periféricos se forman con trozos de tubo de polímero de 4,5 mm de diámetro interior y 20 mm de largo.

Cada paquete de discos se armó sobre un eje metálico de sección cuadrada de 20 mm de lado, cuyos extremos se tornearon para lograr un diámetro de 15 mm y facilitar el acople a las chumaceras de rodillo esférico. Uno de los extremos termina en una polea de tracción de 300 mm de diámetro.

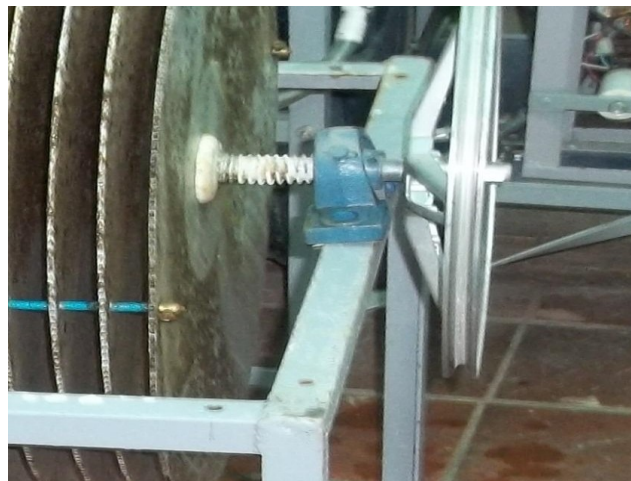


Figura 12 Separadores periféricos y resorte de compresión de discos extremos. Se observa arandela de PVC contra el disco.

Para mantener los discos separados y formando un paquete compacto, se utilizan cuatros tensores de alambre galvanizado de 2 mm de diámetro que atraviesan los discos y pasan por los separadores periféricos (Figura 12). Los extremos de los tensores se ajustan con prensa cables de 4 mm de diámetro interior con tronillo lateral, en el disco número 1° y 17° del paquete. Para mantener los paquetes de discos separados de las chumaceras, se comprimen los discos externos con una arandela de PVC blanco de 54 mm de diámetro y un resorte de compresión de 22 mm de diámetro y 1,4 mm de diámetro de alambre (Figura 12). Cada paquete de discos se mantiene compacto en cada compartimento y separados 30 mm de la placa divisoria central.

Para mantener separados los paquetes entre sí, en la parte media de la placa divisoria de compartimentos, se adecua un cilindro de PVC de 7 cm de largo y de las mismas características que los separadores centrales entre discos (Figura 13).



Figura 13 Tubo separador de paquetes de discos cruzando sobre placa divisoria de compartimentos.

3.5 Sistema de transmisión

El sistema de transmisión está compuesto por un sistema de poleas y un motor. Fue diseñado para lograr una velocidad de rotación de los discos de 2,5 rpm. Para lograr dicha velocidad de rotación, se aplicó el concepto de velocidad tangencial de una polea movida por un eje. La velocidad tangencial en una polea es proporcional a su diámetro (d) y su velocidad de rotación (n). Una revolución por minuto (rpm) es lo que tarda un punto de la periferia de la polea en dar una vuelta. La velocidad de un punto en la correa que une dos poleas, es igual en la periferia de cada polea, es decir, que las velocidades tangenciales de cada polea son iguales. (Figura 14).

La eliminación de amoníaco por medio de RBCs se mejora cuando la velocidad periférica alcanza hasta 0,305 m/s, pero por encima de esta velocidad la remoción de amoníaco permanece constante (Mara y Horan, 2003).

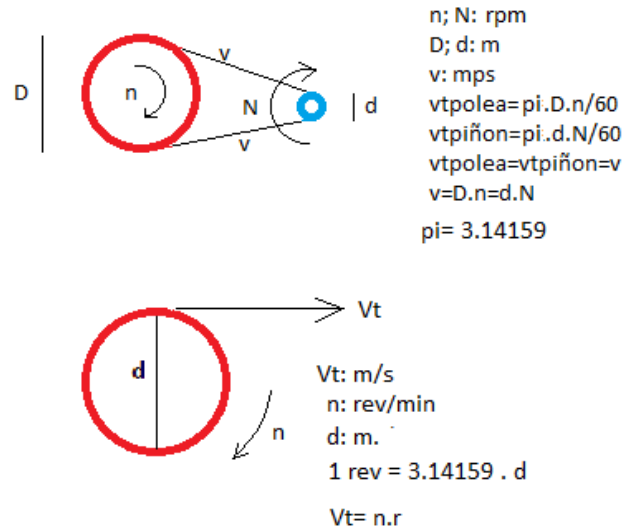


Figura 14 Concepto de velocidad tangencial (V_t) aplicado en el cálculo de la velocidad de rotación en un sistema de transmisión polea – piñon y en los discos.

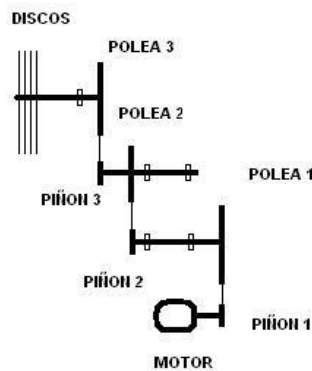


Figura 15 Esquema sistema de transmisión con tres poleas y tres piñones vinculados con correas.

El sistema de poleas utilizado, está compuesto por tres pares de polea-piñon vinculados con correas. La polea 3 está fijada al eje que contiene los discos, la polea 2 está fijada a un eje que contiene el tercer piñon, la polea 1 está fijada al eje que contiene al segundo piñon y el primer piñon está fijado al eje del motor. La tercera correa vincula la tercer polea con el tercer piñon, la segunda correa vincula la segunda polea con el segundo piñon y la primera correa vincula la primera polea con el piñon del motor (ver Figura 15). Todo el sistema se adecuó en una plataforma de madera de $400 \times 500 \text{ mm}^2$ por 18 mm de espesor. Las poleas 3 y 4 y los piñones tienen periferia acanalada para correa trapezoidal de 10 mm de base y la polea 1 tiene una periferia levemente angular de 2 cm de ancho (ver Figura 16). El sistema de poleas reduce la velocidad del motor a la velocidad de los discos, mediante los dos árboles de transmisión

intermedios; el primer árbol lo componen un eje de 18 mm de diámetro y dos chumaceras, que contiene una polea de 400 mm en un extremo y el segundo piñón en el otro extremo; para su funcionamiento y adecuación al espacio destinado para todo el sistema, se construyó una base metálica, de hierro ángulo de 3,2 mm de espesor por 25 mm de lado, compuesto de dos arcos de 120 mm de ancho por 240 mm de alto, unidos en los pies de cada arco con tiras de chapas de 1 mm de espesor, para mantener la forma; esta base se une a la plataforma de madera mediante 4 bulones pasantes de 5 mm de diámetro; los bulones se ajustan desde abajo donde se ubica la tuerca y la arandela. El segundo árbol está compuesto por un eje de 16 mm de diámetro y dos chumaceras que contienen en un extremo el tercer piñón y una polea de 300 mm de diámetro. Para su funcionamiento se construyó una base metálica de hierro con un ángulo de 3,2 mm de espesor y de 25 mm de lado, compuesto por dos arcos de 120 mm de ancho y 130 mm de alto, unidos en los pies de cada arco con tiras de chapa de 1 mm de espesor. A diferencia del primer árbol, el segundo se construyó completamente, es decir, se utilizaron dos rodamientos, planchuelas y hierro redondo de 16 mm de diámetro por 200 mm de largo. Las chumaceras se construyeron con rodamientos SKF de 40 mm diámetro exterior, 17 mm de diámetro interior y 12 mm de ancho, recubiertos con un aro de hierro plano de 1,5 mm de espesor por 15 mm de ancho soldando a la base de ajuste. La polea 3, de 300 mm de diámetro, es de aluminio con cuatro rayos; la polea 2 de 300 mm de diámetro, también es de aluminio con seis rayos. Estas dos poleas presentan el centro y el aro contenidos en plano cónico. Estas poleas se reciclaron de lavarropas usados.

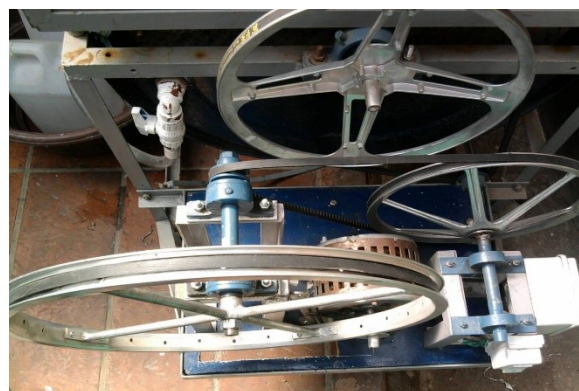


Figura 16 Foto del sistema de transmisión entre tres poleas, tres piñones y motor.

La polea 1 de 400 mm de diámetro, se construyó con un aro de aluminio de rueda de bicicleta rodado 20 y cuatro rayos de hierro redondo de 10 mm de diámetro. El centro de la polea se armó con un buje metálico de 20 mm de diámetro soldado en un extremo de cada rayo

ubicados a 90° entre ellos. Para unir los rayos con el aro, se soldó una planchuela metálica 1,5x10x50 mm³ en el otro extremo de cada rayo y se agujerearon de forma que coincidan con los agujeros del aro. La unión entre el aro y las planchuelas se realizó con remaches pop de 4x10 en mm (ver Figura 16). Esta polea presenta el centro en el mismo plano del aro.

El motor utilizado, reciclado de un lavarropas a paletas, es de 0,75 HP y 1278 rpm y se encuentra fijado sobre la plataforma donde se arma el sistema de poleas. Esta fijación se logra mediante dos bases metálicas de perfil angular, de forma que el ala horizontal del perfil se fija a la plataforma y el ala vertical al motor. Las dos bases angulares se fijan a la plataforma mediante dos pequeños tornillos de 5 mm de diámetro por 30 mm de largo que traspasan la plataforma y se ajustan desde abajo con tuercas hexagonales. Cada base, se fija a la plataforma en forma paralela con respecto a su largo y a una distancia igual a la distancia exterior entre las patas del motor; a cada base se realiza un agujero de 12 mm de diámetro de manera que sigan una línea perpendicular a los largos de las bases. Las patas del motor presentan perforaciones cilíndricas donde originalmente se utilizan para fijarlo mediante bulones y bujes de goma. A través de estas perforaciones se pasa un eje de 10 mm de diámetro y 150 mm de largo de forma que los extremos del mismo ingresen a los agujeros de las bases y se fijen con tuercas (ver Figura 17).

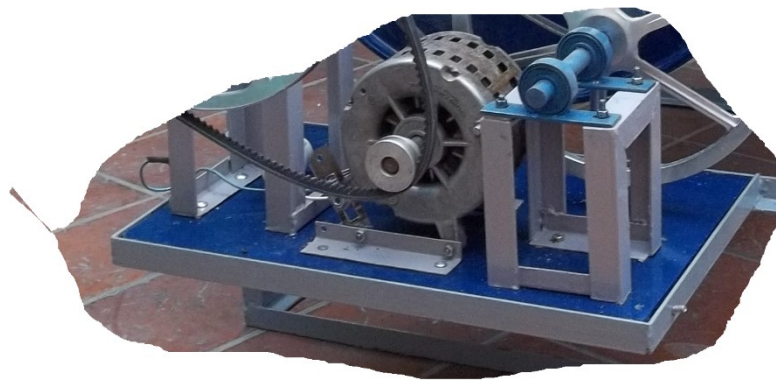


Figura 17 Foto del motor ubicado entre los pilares que contienen los ejes de la primer y segunda polea.

3.6 Superficies de contacto

Los volúmenes de los compartimentos destinados para cada paquete de discos ofrecen una superficie de contacto periférico de 5867 cm² para el RDS y 5478 cm² para el RDH. Para el RDS se destinaron los discos de PVC espumado; la superficie de contacto que ofrece el disco

es la superficie de ambas caras más la superficie del espesor. Para el RDH, se destinaron los discos huecos de polipropileno alveolar; la superficie de contacto que ofrece este disco es la correspondiente a las caras externas más el correspondiente a las caras internas de los huecos. Una corona circular de 50 cm de diámetro exterior y 16 cm de diámetro interior, ofrece una superficie húmeda de $1762,43 \text{ cm}^2$. Los discos sólidos de 1,88 mm de espesor ofrecen una superficie de contacto igual al doble de una cara más el correspondiente al espesor, es decir, $3554,39 \text{ cm}^2$. El paquete de 17 discos sólidos ofrece una superficie de contacto de $60.424,65 \text{ cm}^2$ (6 m^2). El volumen mojado de un disco sólido es de $331,34 \text{ cm}^3$; el volumen del paquete de 17 discos es de $5632,73 \text{ cm}^3$ (5,6 L).

Los discos huecos ofrecen una superficie de contacto superior, ya que debe sumarse la superficie de los huecos. Una placa cuadrada de polipropileno alveolar de 50 cm de lado y 2,72 mm de espesor, ofrece una superficie de contacto exterior de 5000 cm^2 y un volumen exterior de $(2500 \times 0,272) 680,0 \text{ cm}^3$. En 50 cm de placa hueca se tienen 136 huecos de 0,24 cm de ancho por 0,345 cm de largo, totalizando un volumen de huecos de $(136 \times 0,24 \times 0,345 \times 50) 563,00 \text{ cm}^3$ y una superficie de huecos de 7956 cm^2 . Un disco hueco tiene una relación volumen de huecos/volumen exterior es $0,828 \text{ cm}^3 \text{ huecos/cm}^3$ exterior y una relación superficie de huecos/superficie exterior de $(7956/5000) 1,6 \text{ cm}^2$ de huecos/ cm^2 superficie exterior. La superficie de contacto que ofrece un disco hueco es $(3524,86 \times 2,6) 9164,64 \text{ cm}^2$. El volumen exterior de un disco hueco es de $(1762,43 \times 0,272) 479,38 \text{ cm}^3$; si la relación volumen de huecos/volumen exterior es 0,828, el volumen sólido de un disco hueco es $(479,38 \times 0,172) 82,45 \text{ cm}^3$ sólido y el paquete de 17 discos ocupa un volumen de 1,4 L.

En resumen, se tiene que el paquete de 17 discos sólidos ofrece una superficie de contacto de 6 m^2 y el paquete de 17 discos huecos ofrece una superficie de contacto de $15,6 \text{ m}^2$, es decir, los discos huecos ofrecen una superficie de contacto de 2,6 veces mayor (ver Figura 18).

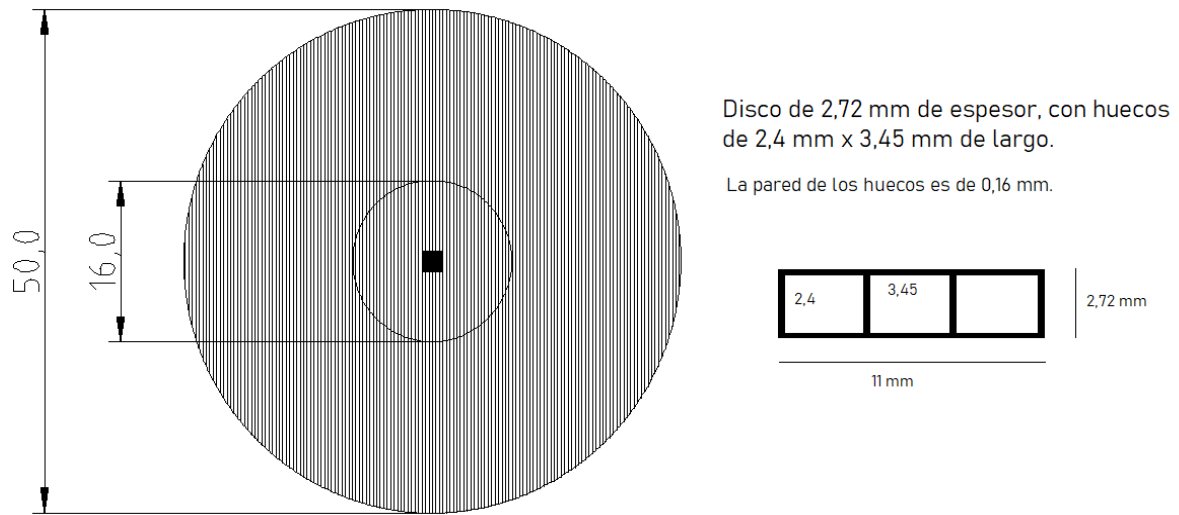


Figura 18 Disco con huecos de 2,4 mm por 3,45 mm de lado.

Los discos, tanto en RDS como en RDH, se mantuvieron sumergidos 17 cm; la superficie de una corona circular de radio menor 8 cm y radio mayor 25 cm, es igual a $1.762,43 \text{ cm}^2$. Mientras rotan, una sección del disco (33%) permanece sumergido ($588,66 \text{ cm}^2$) en el líquido y el resto permanece aireándose (66%) (Figura 19).

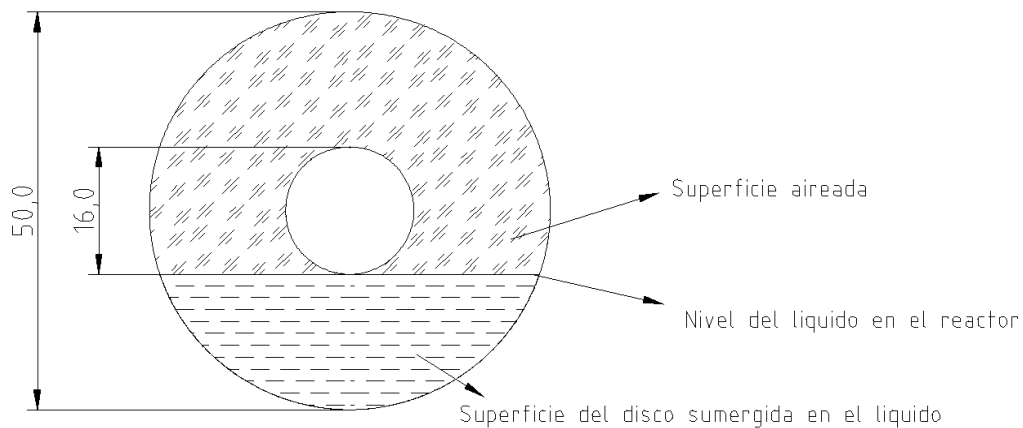


Figura 19 Disco con superficie no sumergida y superficie sumergida.

La Figura 20 muestra el cálculo de la superficie sumergida de los discos. La superficie sumergida o sumergencia es la aquella que permanece siempre en el líquido y representa un porcentaje de la superficie mojada.

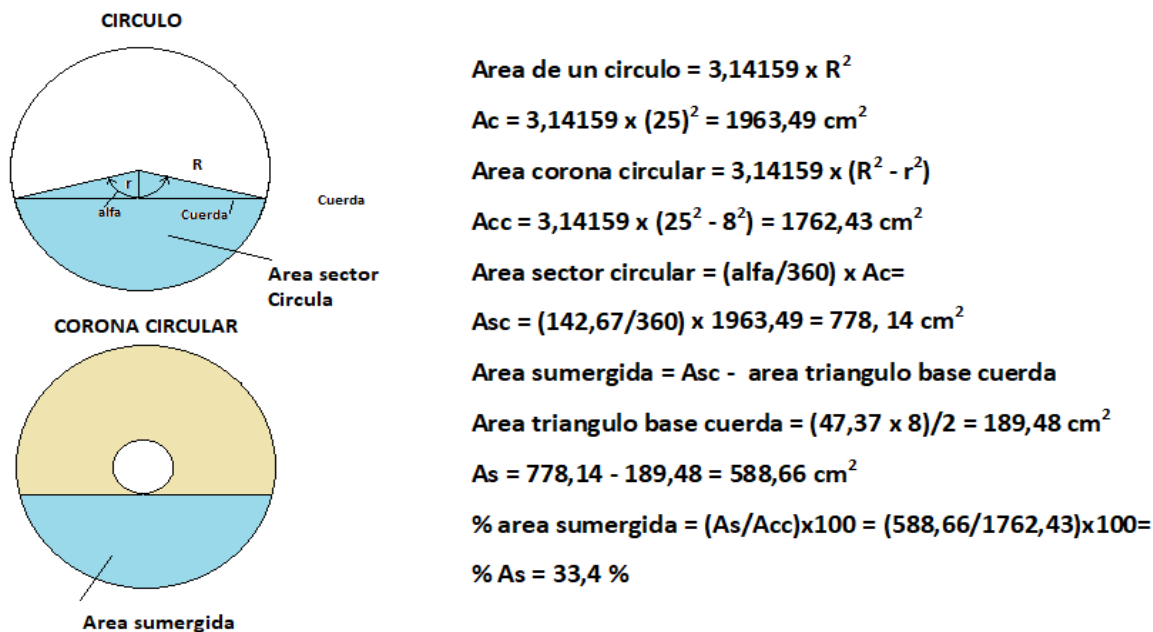


Figura 20 Cálculo del área mojada del disco que permanece sumergida en el líquido (sumergencia).

La Tabla 7 muestra las características del reactor de discos sólidos (RDS) y del reactor de discos huecos (RDH). El volumen que ocupan los discos sumergidos en el líquido es el 33% del volumen de discos mojados. En los discos sólidos es del 33% de volumen sólido mojado, es decir, $17 \times 588,66 \times 0,188 = 1881 \text{ cm}^3$. En los discos huecos es 468 cm^3 . Se aprecia en la tabla que el RDH ofrece una superficie de contacto para la formación de la biopelícula casi tres veces superior al área que ofrece el RDS.

Una característica importante de los filtros percoladores es lo que se denomina superficie específica (m^2/m^3). Define la superficie expuesta por unidad de volumen de un material utilizado como relleno; a mayor superficie específica, mayor capacidad de formación de biopelícula (Ramalho R.S., 1996). Otra característica de los filtros percoladores es el Índice de Huecos (%), es decir, el volumen de los huecos con respecto al volumen ocupado (Ramalho R.S., 1996). Para los rellenos comunes las características normales son las siguientes: área superficial específica: $80-110 (\text{m}^2/\text{m}^3) = 0,8-1,1 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ de volumen global, y % de huecos: 45-55% (Ramalho R.S., 1996).

Teniendo en cuenta los conceptos anteriores, el disco hueco ofrece una superficie específica de $(9165/82) = 111 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ y un índice de huecos del 83%, mientras que el disco sólido tiene una superficie específica de $(3525/331) = 11 \text{ cm}^2/\text{cm}^3$ y no tiene huecos. En ambos casos se

cuenta con una superficie específica superior a la recomendada en los filtros percoladores y en el caso del RDH un % de huecos superior al recomendado.

Tabla 7 Características constructivas de los reactores de discos sólidos y huecos.

Característica	RDS	RDH	Unidad
Nº de discos	17	17	unidad
Diámetro del disco	50	50	cm
Superficie mojada por disco	3525	8135	cm ²
Superficie sumergida por disco ⁽¹⁾	1163	2685	cm ²
Sumergencia del disco	33%	33%	
Espesor del disco	1,88	2,72	mm
Espacio entre disco	2	2	cm
Superficie de contacto (17 discos)	6	15,6	m ²
Volumen sumergido (17 discos)	2	0,5	L
Vol. rebalse ⁽²⁾	45	41	L

⁽¹⁾Superficie del disco que permanece sumergida en el líquido.

⁽²⁾Volumen del compartimento hasta el nivel de salida del rebalse.

4 MATERIALES Y MÉTODOS

En este capítulo se detallan las metodologías y las técnicas utilizadas para el desarrollo experimental propuesto. El equipo construido se instaló en el patio de la casa del Tesista dado que en la Universidad Nacional del Comahue no se contaba con un espacio apropiado para llevar a cabo el estudio. Las muestras extraídas durante el estudio experimental se analizaron en el Laboratorio de Bioprocesos del Departamento de Química de la Facultad de Ingeniería, de la Universidad Nacional del Comahue.

4.1 Determinaciones analíticas

Los métodos utilizados en el laboratorio se detallan en esta subsección. Los análisis de N-NH_4^+ , N-NO_3^- , y materia orgánica se realizaron en el laboratorio con Espectrofotómetro UV-Vis marca PG Instrument Modelo T60 siguiendo la técnica propuesta por el Standard Method for the Examination of Water and Wastewater (APHA AWWA WEF, 2012). Todas las determinaciones se realizaron por triplicado.

4.1.1 Determinación de amonio (N-NH_4^+)

La medición de amonio en laboratorio, con Espectrofotómetro UV-Vis, se realiza con cubeta de cuarzo con muestra pretratada, a 630 nm. A continuación, se detalla el método empleado el cual tiene un límite de detección de 0,1 mg N/L. Se utilizan tres reactivos: R1, R2 y R3, cuya preparación se detalla a continuación.

4.1.1.1 Composición de los reactivos

R1:

- 25 g de Citrato sódico tribásico. $2\text{H}_2\text{O}$
- 1 g nitroprusiano sódico
- 2 g EDTA disódico. $2\text{H}_2\text{O}$ ó EDTA trisódico. $2\text{H}_2\text{O}$
- Completar hasta 100 mL con agua.

Disolver en 70 mL de agua, calentando.

R2:

- 8 mL de fenol líquido.
- 2,75 g de NaOH.
- Completar hasta 100 mL con agua.

Disolver la sosa en 50 mL de agua y enfriar. Añadir el fenol lentamente. Llevar a volumen.

R3:

- 50 mL de hipoclorito, 7% Cl₂
- 4 g NaOH.
- Completar hasta 100 mL con agua.

Disolver la sosa en 30 mL de agua y enfriar. Añadir el hipoclorito. Llevar a volumen.

4.1.1.2 Determinación

- 10 mL de muestra filtrada.
- 0,2 mL de R1 + 0,2 mL de R2 + 0,2 mL de R3.
- Esperar 10 min.
- Medir absorbancia a 630 nm y contrastar con blanco.

Este procedimiento se lleva a cabo a la muestra y a una curva de calibrado que tiene un rango de concentración entre 0-2,5 mg N/L obtenida a partir de diluciones de una solución patrón de NH₄Cl de 1000 ppm. Las muestras que presentan una concentración superior a 2,5 mg N/L se deben diluir con agua destilada. En la Figura 21 se muestra la curva de calibrado obtenida.

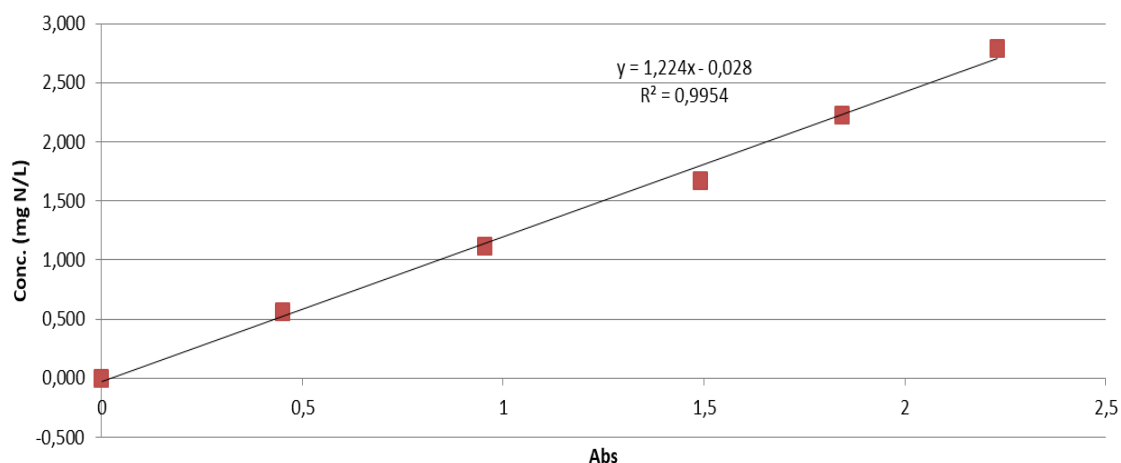


Figura 21 Curva de calibrado del método de determinación de amonio.

4.1.2 Determinación de nitrato (N-NO₃⁻)

Esta técnica se utiliza para una estimación rápida de la concentración de nitratos en muestras con bajos contenidos en materia orgánica, como en aguas naturales no contaminadas y en agua potable (APHA AWWA WEF, 2012). La elección de dicha metodología se encuentra justificada por su sencilla y económica implementación y permite, aun cuando se emplea para aguas potables o poco contaminadas, cuantificar la reducción de la concentración de estos aniones. Esta técnica se empleó para determinar nitratos en el efluente del reactor biológico, el

cual tiene un contenido reducido de materia orgánica asociada a la actividad biológica que la consume. Los nitratos absorben la radiación ultravioleta a la longitud de onda de 220 nm. La materia orgánica también absorbe a 220 nm, por consiguiente, es necesario realizar la corrección de la absorbancia midiendo a 275 nm donde los nitratos no absorben. El límite de detección del método es de 0,5 mg N/L. La medición se realiza con Espectrofotómetro UV-Vis, utilizando cubeta de cuarzo. Otros compuestos también producen interferencias como los surfactantes, nitritos, y Cromo (+6). Los aniones clorito y clorato afectan la medida, aunque no es común que estén presentes en aguas naturales.

4.1.2.1 Muestreo y preservación

Recolectar la muestra en envases de vidrio de un volumen mínimo de 200 mL, sin cámara de aire y cerrar herméticamente. Analizar tan pronto como sea posible. Si no es posible analizar antes de 24 h de recolectada la muestra ajustar a $\text{pH} < 2$ con ácido clorhídrico o sulfúrico y refrigerar a 4°C. Si la muestra se preserva con ácido no se pueden determinar nitratos y nitritos como especies individuales.

4.1.2.2 Reactivos

- Solución de HCl 0,1 N.
- Solución stock de nitrato de potasio, 100 mg N/L.
- Solución intermedia de nitrato de potasio, 10 mg N/L.

4.1.2.3 Determinación

A 50 mL de muestra filtrada añadir 1 mL de HCl 0,1 N. Esperar 10 minutos. Medir la absorbancia de los estándares a 220 y 275 nm contra un blanco de agua con cubeta de cuarzo. Este procedimiento se lleva a cabo a la muestra y a una curva de calibrado que tiene un rango de concentración entre 0-10 mg N/L obtenida a partir de diluciones de la solución intermedia de KNO_3 de 10 mg N/L. Las muestras que presentan una concentración superior a 10 mg N/L se deben diluir con agua destilada. En la Figura 22 se muestra la curva de calibrado obtenida.

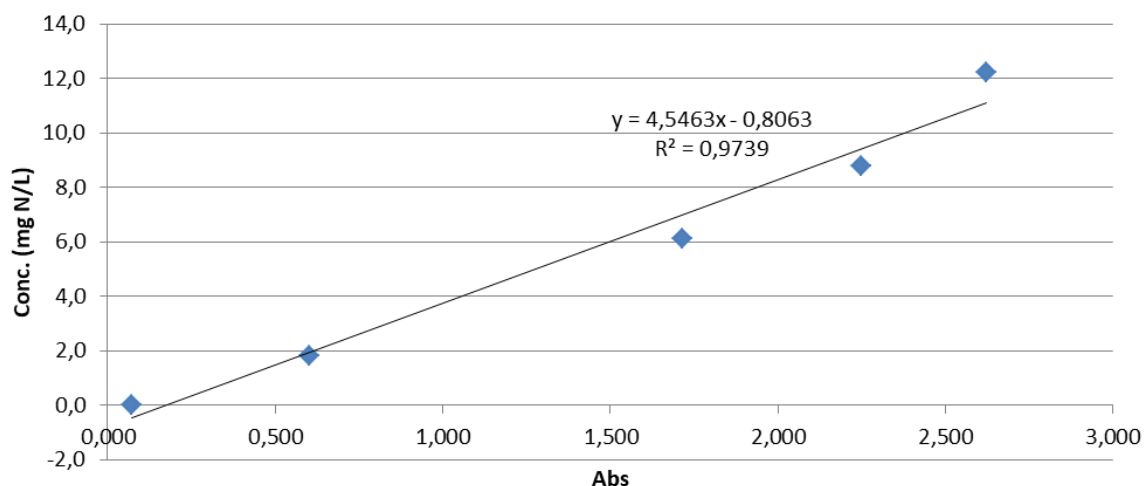


Figura 22 Curva de calibrado del método de determinación de nitratos.

4.1.3 Monitoreo de la presencia de materia orgánica en el efluente del reactor biológico

Si bien la determinación de materia orgánica se lleva a cabo por la cuantificación de la Demanda Química de Oxígeno, en el momento de realización de la etapa experimental no se contaba con el equipamiento necesario para realizar dicha determinación. Por esta razón, se utilizó la técnica de medición con Espectrofotómetro Uv-Vis, que se realiza con cubeta de cuarzo con muestra filtrada directamente, a 275 nm (APHA AWWA WEF, 2012). El contraste (blanco) se realiza con agua destilada directamente. La muestra pretratada se obtiene agregando 1 mL de HCl 0,1 N a 50 mL de muestra filtrada.

La cuantificación a 275 nm permite saber en forma estimativa que el contenido de materia orgánica en el efluente tratado en el reactor biológico es reducido y se mantuvo de esta manera durante todo el período experimental. No se empleó esta técnica para cuantificar contenido de materia orgánica en ninguno de los sustratos utilizados, solamente en el efluente del reactor y solamente con el objetivo de monitorear presencia de materia orgánica en dicho efluente.

4.2 Sustrato

Los nutrientes necesarios para garantizar el desarrollo de los microorganismos en los reactores se suministran como sustratos sintéticos y naturales que se describen a continuación.

4.2.1 Sustrato sintético

Este sustrato se prepara a partir de agua libre de cloro y una mezcla de sales inorgánicas de calidad analítica que aportan los nutrientes necesarios y que se pesan para conformar una solución concentrada de los mismos. El objetivo de preparar una solución concentrada es evitar el traslado de grandes volúmenes de sustrato desde el Laboratorio al domicilio particular del Tesista. En la Tabla 8 se muestra la composición del medio de cultivo concentrado preparado en el Laboratorio de Bioprocesos. La concentración final de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, en cada reactor, se alcanza cuando se adiciona una alícuota de la solución concentrada al volumen total de cada reactor, obteniéndose una concentración similar a la de un agua residual de composición media (Henze y Comeau, 2008).

Tabla 8 Concentración del sustrato sintético concentrado y en el seno del líquido del RDS y RDH, cuando se añaden 50 ml de solución de sustrato sintético concentrado.

Compuesto	Fórmula	Concentración del sustrato sintético concentrado	Concentración en el seno del líquido RDS	Concentración en el seno del líquido RDH	Unidad
Glucosa	$C_6H_{12}O_6$	192000,0	213,3	234,1	mg DQO/L
Acetato de Sodio Trihidrato	$C_2H_3O_2Na \cdot 3H_2O$	166188,6	184,7	202,7	mg DQO/L
Cloruro de Amonio	NH_4Cl	32301,9	35,9	39,4	mg N/L
Fosfato monoácido de Potasio	K_2HPO_4	2000,0	2,2	2,4	mg P/L
Fosfato diácido de potasio	KH_2PO_4	2000,0	2,2	2,4	mg P/L
Cloruro de Calcio dihidrato	$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	4001,1	4,4	4,9	mg $CaCl_2$ /L
Sulfato de Magnesio heptahidrato	$MgSO_4 \cdot 7H_2O$	39074,3	43,4	47,7	mg $MgSO_4$ /L
Cloruro de Hierro hexahidrato	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	98,7	0,1	0,1	mg $FeCl_3$ /L

4.2.2 Sustrato natural

Durante el desarrollo experimental se emplean como sustratos naturales dos fuentes de aguas residuales reales. La primera de ellas se toma de la salida del reactor Imhoff de la planta de tratamiento del Parque Industrial de Neuquén (PIN), la cual tiene una mayor proporción de materia orgánica fácilmente biodegradable respecto a la que tiene al ingresar a la planta de tratamiento, dado que en el reactor Imhoff se fomentan procesos de hidrólisis de la materia orgánica. La segunda fuente de sustrato natural se obtiene de un canal rural de la zona oeste de la ciudad de Neuquén en el cual se realizan descargas intermitentes de aguas residuales



Figura 23 a: Fotografía del canal rural y punto donde se toma la muestra; b: Fotografía de los elementos utilizados para tomar muestras en la descarga al canal rural.

provenientes de los barrios circundantes. Estos efluentes tienen En la Figura 23 se muestra el canal rural y los recipientes que se usan para recoger las muestras de agua.

4.3 Inóculo

Los compartimentos de los reactores de discos sólidos (RDS) y de discos huecos (RDH) se inoculan con fango activado aeróbico muestreado del reactor biológico de la planta PIN.

La siembra del reactor se realiza en la etapa inicial con el sustrato sintético, introduciendo pequeñas cantidades de inóculo directamente en el frente del compartimento de cada reactor (RDS y RDH), de manera que todos los discos capturen el inóculo.

4.4 Puesta en marcha

La puesta en marcha del RBC se realiza cargando en cada compartimento agua libre de cloro, 2 L de fango activado de la planta PIN y un volumen del sustrato concentrado preparado en el Laboratorio. A continuación, se pone en marcha el motor para iniciar el proceso de bañado de los discos y luego de media hora de funcionamiento se realizan los primeros controles.

4.5 Controles y análisis del sistema

Se realizan controles diarios de Temperatura (T_i) y pH en el interior de cada compartimento de los reactores y de Temperatura ambiental (T_e). Se utiliza un termómetro ambiental colocado sobre la estructura metálica; para la medición de T_i se utiliza un termómetro analógico de penetración marca TFA. El control del caudal se realiza por conteo de gotas por minuto. El pH se toma con papel universal inmediatamente después de extraer las muestras con una jeringa graduada hasta 60 mL.

Los cambios que se presentan en las superficies de los discos y en el volumen del agua tratada se inspeccionan visualmente y se registran. El control del sistema de transmisión y motor también se realiza visualmente.

4.6 Toma de muestras

Se toman muestras diariamente, en el tanque de alimentación, en los compartimentos del RDS y del RDH y en los contenedores de descarga. Todas las muestras se filtran y se guardan en frascos color ámbar refrigeradas en heladera a 4°C. Las muestras en cada compartimento se toman con jeringa graduada de 60 mL adaptada con conducto en el pico.

4.7 Propuesta de ensayos

Con la finalidad de estudiar la capacidad de tratamiento de la planta de discos rotativos se propuso realizar una serie de tres ensayos que se denominaron: Experimento 1, Experimento 2 y Experimento 3. En todos los casos se mantuvieron las mismas condiciones de funcionamiento, es decir, la superficie sumergida y la velocidad de rotación de los discos como el volumen de agua contenido en cada compartimento. La Tabla 9 resume las condiciones experimentales en relación al régimen de ingreso y al tipo de sustrato suministrado a cada reactor.

Tabla 9 Ensayos propuestos

Experimento	Reactor	Funcionamiento	Sustrato
1	RDS; RDH	Discontinuo	Sintético
2	RDS; RDH	Continuo	Sintético
3	RDS; RDH	Continuo	Natural

En la Figura 24, se muestra el sistema completo. En la figura de la izquierda se aprecia el reactor sin tapa y en la derecha el reactor con tapa. Al inicio de los experimentos se utilizó el reactor sin tapa, luego para evitar cambios por efectos del clima, se construyó una tapa con restos de láminas de policarbonato alveolar de 4 mm de espesor y estructura de madera.



Figura 24 Izquierda: Fotografía de los reactores sin tapa; derecha: Fotografía de los reactores con tapa y los elementos utilizados durante la etapa experimental.

5 RESULTADOS

En este capítulo se muestran los resultados obtenidos durante el desarrollo de los ensayos propuestos. Los tres experimentos se realizaron en un patio cerrado bajo techo transparente, entre los meses de mayo y noviembre, es decir iniciando en otoño y finalizando en primavera, en la ciudad de Neuquén. En total se tomaron 116 muestras, tanto en el reactor de discos sólidos (RDS) como en el reactor de discos huecos (RDH).

5.1 Temperatura y pH

En todos los experimentos se midió la temperatura interior (T_i) y la temperatura ambiental (T_e) y, el pH en los compartimentos del RDS y RDH. La Temperatura interior se mantuvo entre 10°C y 14°C y la exterior entre 13°C y 19°C , ver Figura 25. Como se observa, la temperatura se mantuvo muy baja durante todo el tiempo en que se realizaron los experimentos. A estas temperaturas el proceso más afectado es la nitrificación, dado que las bacterias nitrificantes presentan mejores tasas de oxidación a temperaturas superiores a 20°C (Aslan et al., 2009; Claros Bedoya, 2012; Kwak et al., 2012).

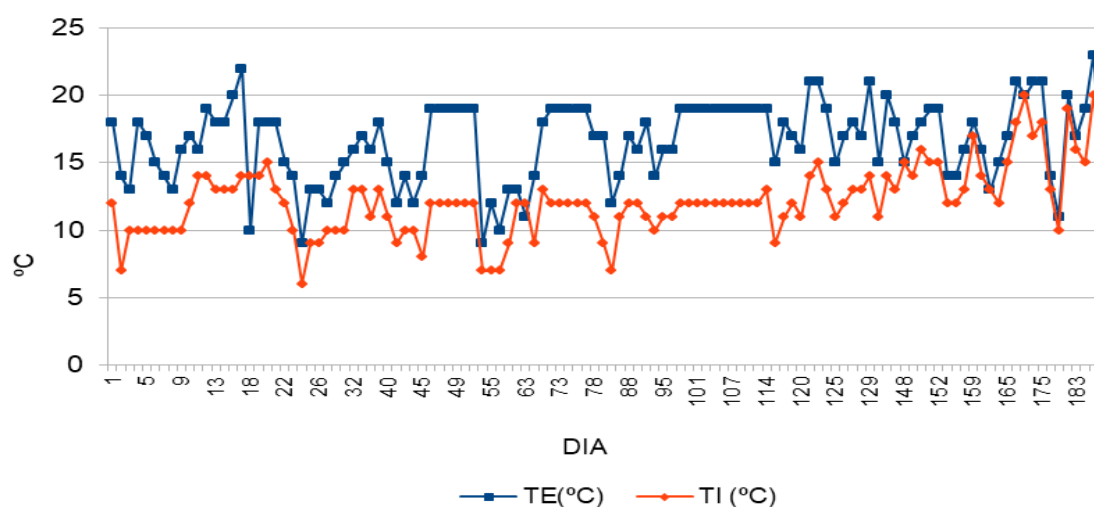


Figura 25 Variación de la Temperatura de operación en el interior (T_i) del agua contenida en los compartimentos del RDS y del RDH, y la temperatura del ambiente (T_e) donde se ubican los Reactores.

Los valores de pH obtenidos durante el desarrollo del ensayo estuvieron en el rango de 5 a 9 para el reactor RDS (ver Figura 26) y de 4,5 a 9 para el de RDH (ver Figura 27). Si la alcalinidad del agua es baja, el desarrollo del proceso de oxidación biológica de amonio puede generar disminución del pH (Grady et al., 2011). Si se alcanza un pH inferior a 6 disminuye significativamente la actividad de las bacterias amonio oxidantes. Para evitar esta condición, cuando el pH alcanza valores inferiores a 6 se agrega bicarbonato de sodio para aumentar la alcalinidad del líquido reaccionante.

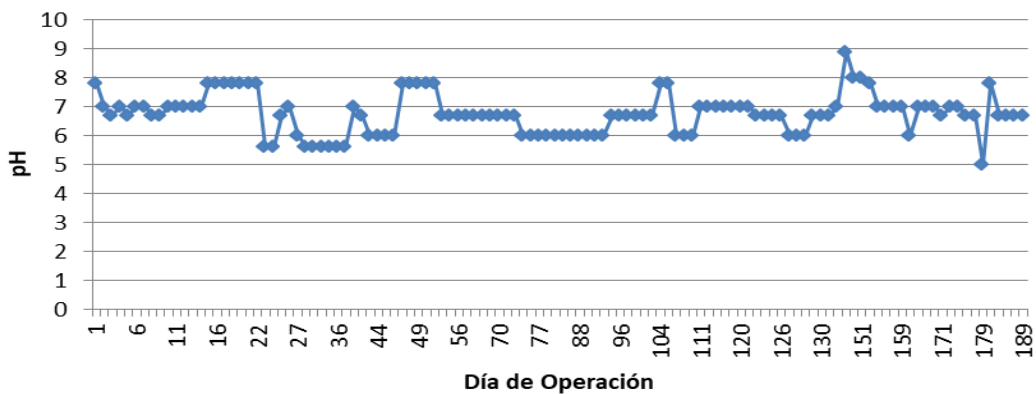


Figura 26 Variación del pH en el reactor de discos sólidos (RDS).

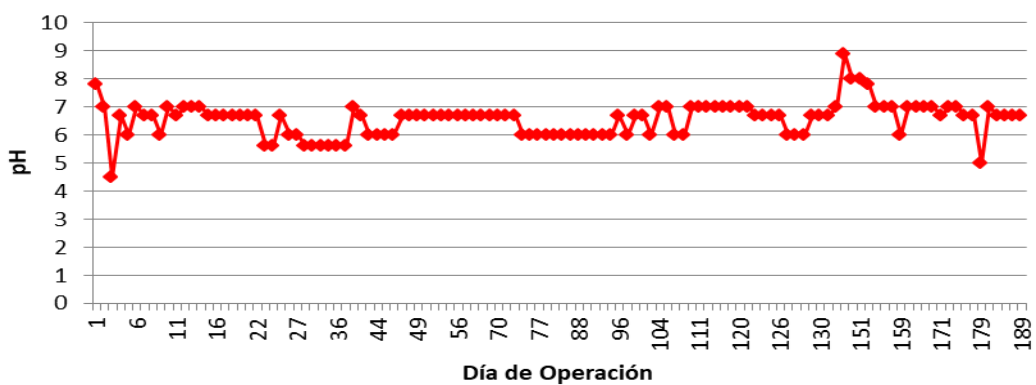


Figura 27 Variación del pH en el reactor de discos huecos (RDH).

5.2 Desarrollo de los Experimentos

5.2.1 Experimento 1. Proceso discontinuo con sustrato sintético

El Experimento 1 se llevó a cabo empleando sustrato sintético con una modalidad de operación discontinua. El propósito de este experimento es conseguir que se forme la biopelícula y que el sistema inicie el proceso de depuración. Se implementaron tres etapas las cuales se detallan en el próximo párrafo.

Durante la primera etapa se incorporó 50 mL de sustrato sintético concentrado (ver Tabla 8) a cada reactor para generar actividad. Esta etapa duró 48 días, en los cuales se adicionó el volumen mencionado 5 veces. En la segunda etapa se retiraron 5 litros de líquido tratado y se incorporan 5 litros de agua natural declorada y 50 mL de medio de cultivo sintético concentrado. Esta etapa duró 53 días, en los cuales el sustrato se adicionó 16 veces. En la tercera etapa, se agregaron 100 mL de sustrato concentrado, lo cual se llevó a cabo 4 veces durante un período de 23 días. Los cambios realizados de alimentación se hicieron con el objetivo de mejorar el funcionamiento de la planta. Los cambios aplicados no resultaron ser favorables durante el Experimento 1 en el cual se observaron variaciones significativas en el contenido de amonio y nitrato como se discute a continuación.

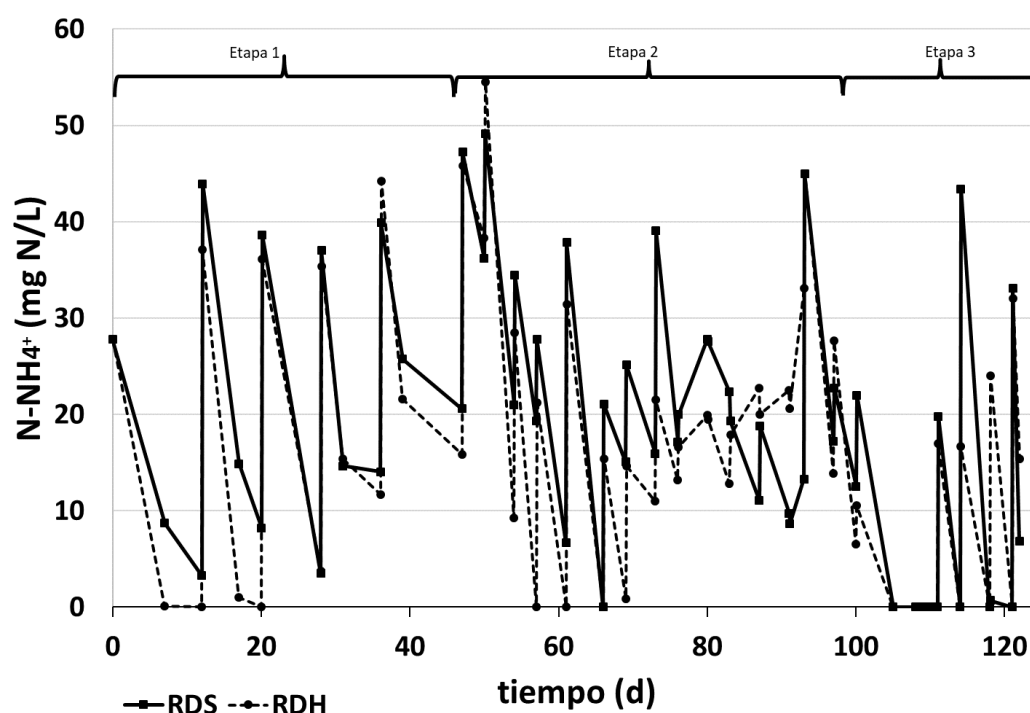


Figura 28 Experimento 1. Concentración de amonio ($N-NH_4^+$) en los compartimentos del RDS y RDH.

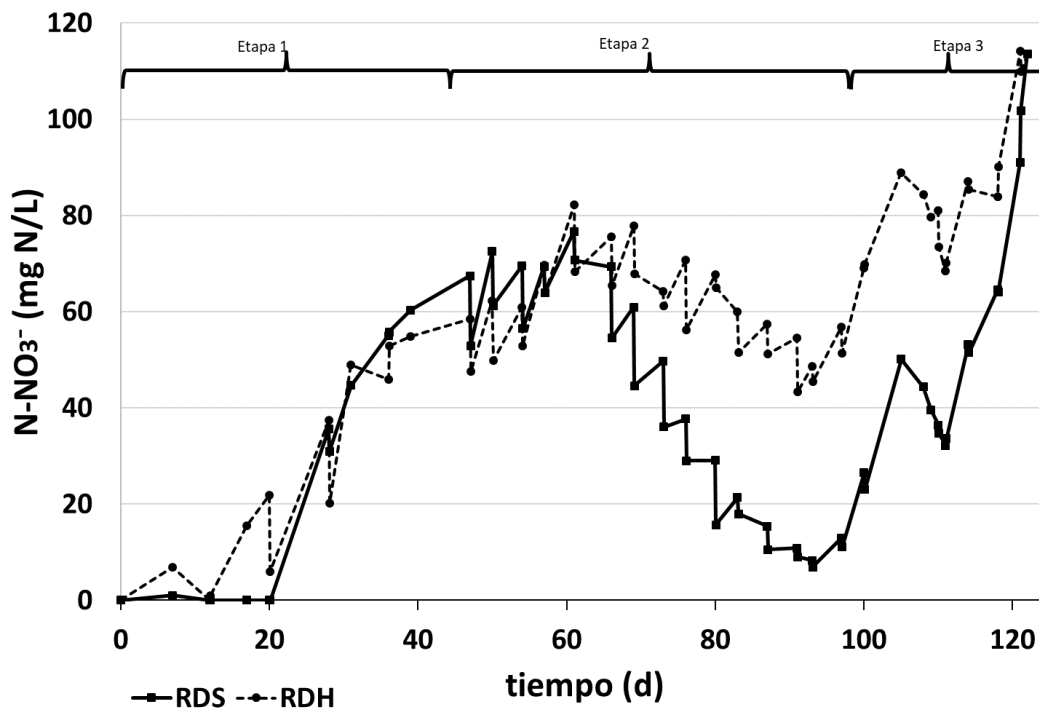


Figura 29 Experimento 1. Concentración de nitrato (N-NO_3^-) en los compartimentos del RDS y RDH.

En la Figura 28 se muestra la evolución de la concentración de amonio en el RDS y RDH, mientras que en la Figura 29 se muestra la evolución de la concentración de nitrato en ambos reactores. Durante los primeros 20 días se aprecia en ambos reactores que el NH_4^+ disminuye tras cada adición de los pulsos de sustrato añadidos, sin embargo, en el RDH la disminución es más acentuada. En relación al NO_3^- se observa que para el caso del RDS este se mantiene en concentración nula hasta el día 20 mientras que en el RDH en el mismo período se observa un paulatino aumento. Esta sustancial diferencia puede deberse a la mayor presencia de oxígeno en el RDH causada por la configuración hueca que en el giro produce turbulencia y mayor aireación, si se lo compara con el RDS. Esto fue una constante durante el trabajo, por esta razón acompaña a la presente Tesis un video en el cual se puede apreciar dicho comportamiento en el RDH. La mayor presencia de oxígeno en este reactor dificulta la desnitrificación, dado que la presencia de oxígeno inhibe la actividad desnitrificante, por lo cual la concentración de NO_3^- es superior. Se aprecia que en el RDS la concentración de nitratos se mantiene cercana a cero y la del RDH aumenta hasta 20 mg N/L durante los primeros 20 días. Esto puede deberse a la presencia de microorganismos desnitrificantes en solución provenientes del licor mezcla con el cual se hizo la siembra del reactor, que luego de 20 días aún permanecen activos, posibilitando una reducción de nitratos significativo en el seno del líquido. La menor disponibilidad de

oxígeno en el RDS puede fomentar el consumo de materia orgánica empleando como aceptor de electrones los nitratos, lo cual justifica la menor concentración de este ion en el reactor de discos sólidos. Después del día 20 ambos reactores muestran un aumento en dicha concentración hasta la finalización de la primera etapa lo cual se debe a que en este período no se realizaron extracciones de líquido, sino que se adicionó sustrato puntualmente que generó una acumulación de nitratos en el reactor. Entre los días 27 y 40 los valores de pH medidos fueron inferiores a 6 (ver Figura 26 y Figura 27), lo cual indicó una insuficiente alcalinidad para que se desarrolle la nitrificación, con lo cual se aprecia un aumento de la concentración de amonio en ambos reactores. Para corregir esta condición se adicionó carbonato de calcio.

Durante la segunda etapa se aplicó otra estrategia que consistió en quitar 5 litros de líquido del reactor y agregar 50 mL de alimento concentrado diluido en 5 litros de agua de clorada. Esta estrategia que se repitió 13 veces en la segunda etapa permitió limitar la acumulación de nitratos. Ambos reactores muestran un aumento de la concentración de NO_3^- y posterior disminución. Sin embargo, la disminución es más importante en el RDS, como se puede apreciar en el día 94. La concentración de NO_3^- resultó ser 8 y 45 mg N- NO_3^-/L , en el RDS y RDH, respectivamente (ver Figura 29). La mayor presencia de oxígeno en el RDH puede generar un efecto de inhibición para las bacterias desnitrificantes. Al final de la segunda etapa se realizó una purga manual de sólidos que se encontraban en suspensión en ambos reactores. A partir de este cambio se observó un aumento significativo de la concentración de NO_3^- lo cual podría sugerir que una parte significativa de los microorganismos desnitrificantes se encontraban en suspensión. Sin embargo, esto no se pudo comprobar mediante alguna técnica de identificación de bacterias desnitrificantes en suspensión como podría ser la de hibridación in situ. Por esta razón para colaborar con el proceso de desnitrificación se implementaron adiciones puntuales de glucosa en ambos reactores como se puede apreciar en la Figura 28 y la Figura 29. Esto permitió disminuir en mayor proporción la concentración de NO_3^- en el RDS. Para incrementar la concentración de microorganismos se adicionó 10 litros de fango proveniente del reactor aeróbico de la planta de tratamiento de aguas residuales urbanas Tronador, de la ciudad de Neuquén.

En la tercera etapa se volvió a implementar una modalidad similar a la de la primera etapa, con la diferencia de adicionar 100 mL de sustrato tres veces. En este período se volvió a observar una acumulación de la concentración de NO_3^- , lo cual se debe a la modalidad de operación en la cual no se renueva líquido del reactor como se aplicó en la segunda etapa. El aumento significativo de la concentración de NO_3^- sugiere que la actividad de las bacterias

desnitrificantes no se recuperó luego de la adición del fango, lo cual queda manifestado en que en ambos reactores se alcanzó una concentración de $110 \text{ N-NO}_3^-/\text{L}$.

Del análisis de este experimento se infiere que, con la estrategia de operación llevada a cabo en la segunda etapa (renovando 5 litros de líquido del reactor) se puede alcanzar un nivel significativo de tratamiento en relación a la concentración de nitratos, dado que, en el caso del RDS este valor es inferior a $10 \text{ mg N-NO}_3^-/\text{L}$. Durante el desarrollo del Experimento 1 la temperatura media en el líquido fue de $12 \text{ }^\circ\text{C}$ lo cual no es beneficioso para la nitrificación (Claros Bedoya, 2012), lo que se manifiesta con los valores elevados de amonio en ambos reactores hacia el final de la segunda etapa.

5.2.2 Experimento 2. Proceso continuo con sustrato sintético

Este experimento duró 22 días y se tomaron 15 muestras. Salvo la última, las anteriores muestras se tomaron todos los días. Durante este período se alimentó a cada reactor un caudal de $1 \text{ mL}/\text{min}$ de un sustrato sintético generado con 100 mL del sustrato concentrado (ver Tabla 8) diluido en 5 L de agua de clorada. El caudal fijado se mantuvo por goteo, lo cual puede generar cierta variabilidad del aporte durante el período en estudio. En la Figura 30 se muestra la concentración de N-NH_4^+ en los reactores RDS y RDH. En el inicio de este período, el reactor RDH tenía una concentración superior al RDS. Sin embargo, se aprecia que durante el Experimento 2 el RDS muestra un aumento paulatino de la concentración de N-NH_4^+ mientras que el RDH logra mantener esta concentración inferior a 20 mg N/L hasta el día 10. Entre el día 14 y el 21 no se añadió sustrato al reactor, por esta razón durante este rango de tiempo todo el nitrógeno alimentado se oxidó a nitrato lo cual se evidencia por la concentración nula al finalizar el período. En la Figura 31 se muestra la concentración de N-NO_3^- en los reactores RDS y RDH. Ambos reactores inician el Experimento 2 con una elevada concentración de nitratos, el cual muestra una significativa disminución en el primer día de operación bajo esta modalidad continua con alimento sintético. Posteriormente ambos reactores describen un paulatino incremento en la concentración de nitratos. Sin embargo, entre el día 14 y 21 en el cual no se añadió alimento se aprecia que en el reactor RDH se acumuló una mayor cantidad de N-NO_3^- . A ambos reactores se les añadió el mismo caudal de sustrato y por lo tanto la misma concentración de materia orgánica, por lo cual es posible inferir que la concentración elevada de nitratos se debe a la mayor presencia de oxígeno en el reactor del RDH el cual genera un efecto de inhibición sobre la desnitrificación. El pH en ambos reactores se mantuvo similar e inferior a 7. Luego del día 14 se observó que la concentración de nitrato disminuye en el RDS, lo cual puede originarse en la desnitrificación a partir de materia orgánica generada por la lisis

celular, dado que, durante este período al no recibir alimento de una fuente externa se fomenta la respiración endógena.

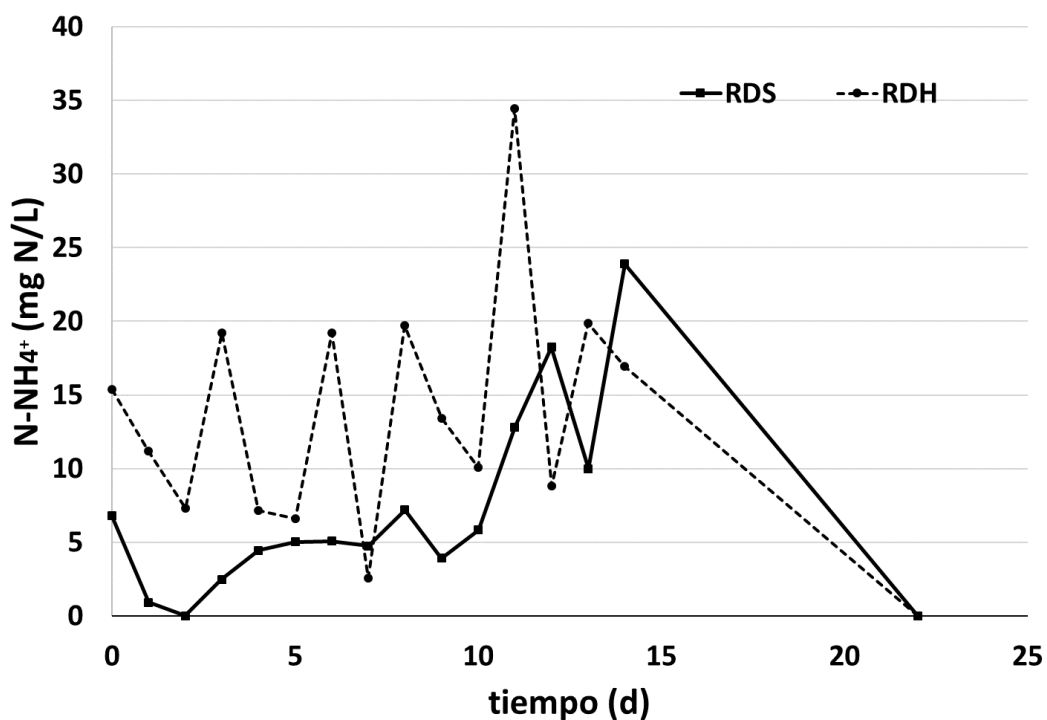


Figura 30 Experimento 2. Concentración de amonio (N-NH₄⁺) en los compartimentos del RDS y RDH.

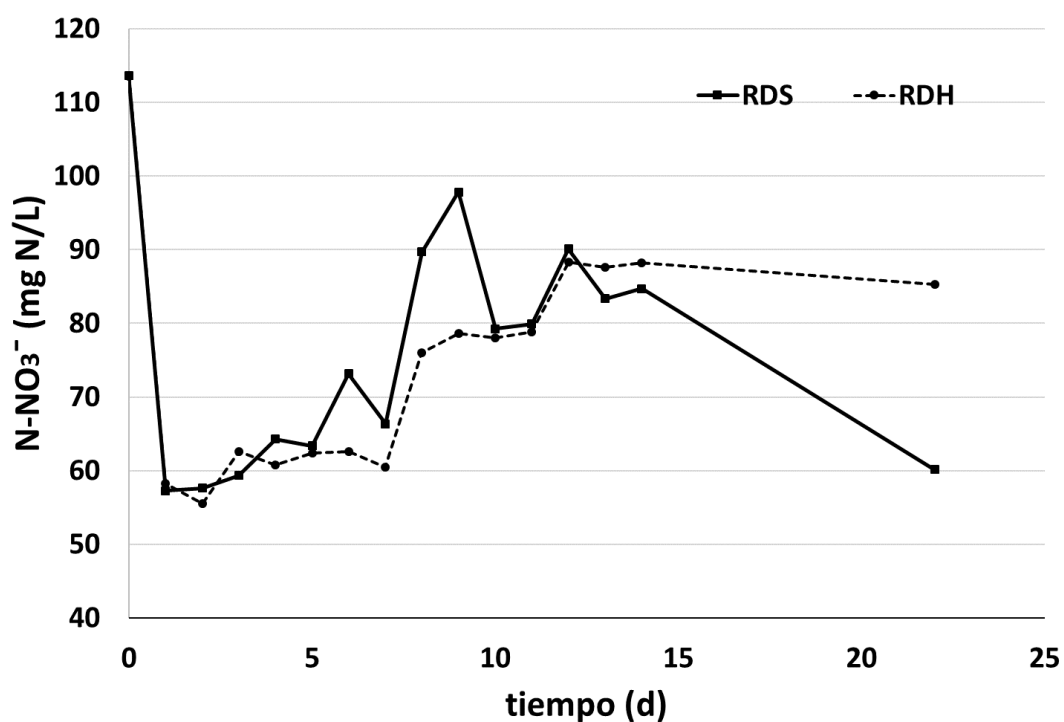


Figura 31 Experimento 2. Concentración de nitrato (N-NO₃⁻) en los compartimentos del RDS y RDH.

5.2.3 Experimento 3. Proceso continuo con sustrato natural

El Experimento 3 tuvo una duración de 64 días durante el cual se alimentó en forma continua agua residual real proveniente de un canal rural y agua residual urbana (muestreada del efluente del tanque Imhoff de la planta PIN de Neuquén). La alimentación a cada reactor se llevó a cabo por goteo desde un tanque horizontal de 90 L colocado en la parte superior de la planta de biodiscos (ver Figura 32). Durante el Experimento 3 se realizaron 5 cargas del tanque. Para cargar un tanque fue necesario recolectar agua mediante el balde y trasvasarla a los bidones hasta completar aproximadamente 90 L de agua residual. El Proceso de carga del tanque superior se realizó con una pequeña bomba sumergible, desde un recipiente al que se descargaron las muestras recolectadas con los bidones. El tanque se ubicó en forma horizontal con las dos bocas en línea vertical. La boca superior se utilizó para la carga y la boca inferior para descarga. Como se observa en la Figura 32, el tanque cargado alcanza aproximadamente la mitad de la capacidad y cuando el tanque se considera descargado, alcanza aproximadamente la parte superior de la boca de salida.

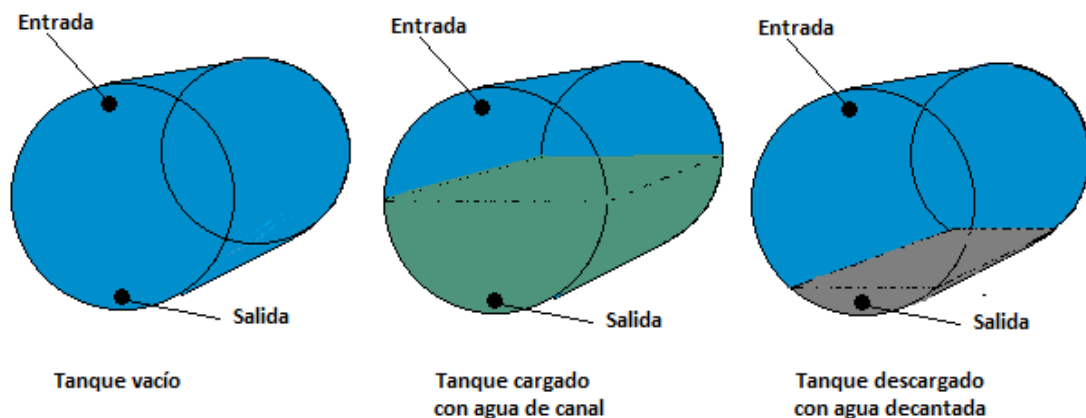


Figura 32 Tanque de alimentación de 90 L.

Se alimentaron los Reactores RDS y RDH, desde el tanque ubicado en la estructura superior, regulando las llaves de paso de manera que el ingreso de agua a los reactores sea creciente en el tiempo. El caudal de sustrato es notablemente superior al empleado en el Experimento 2 (1 mL/min). Esto se debió a que el agua obtenida del canal rural presentó una concentración de contaminantes (materia orgánica y nitrógeno) inferior al sustrato sintético. En la Figura 33 y la Figura 34 se muestran los caudales medidos durante el Experimento 3 en la alimentación continua al RDS y RDH, respectivamente. Se aprecia el incremento paulatino de alimentación para forzar al sistema a una mayor depuración.

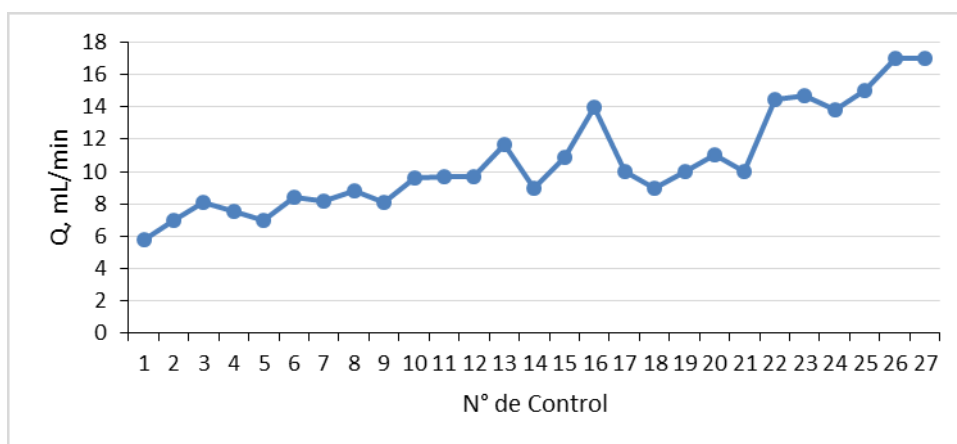


Figura 33 Experimento 3. Caudal alimentado al reactor RDS.

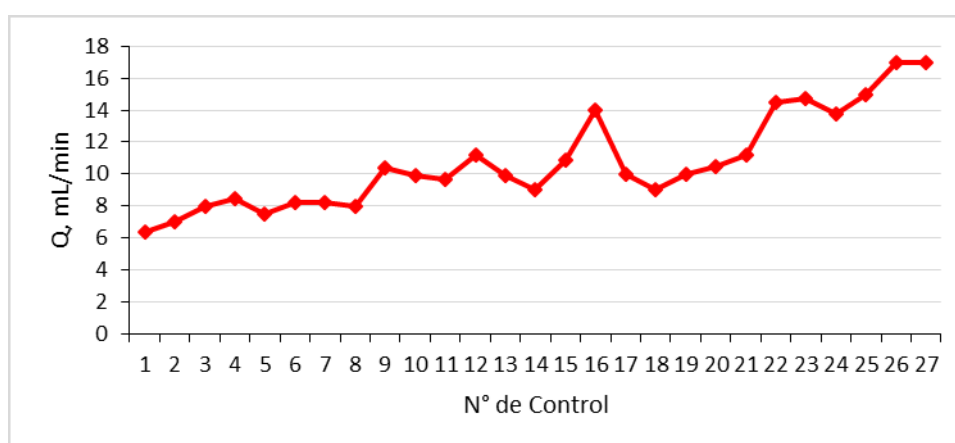


Figura 34 Experimento 3. Caudal alimentado al reactor RDH.

La concentración promedio de nitrógeno amoniacal del agua residual real mezcla empleada en este experimento fue de $43,5 \pm 1,0$ mg N/L y de nitrógeno como nitrato de $1,0 \pm 0,5$ mg N/L. En la Figura 35 se muestra la evolución de la concentración de amonio en los reactores del RDS y RDH. Se aprecia que en los primeros 10 días ambos reactores muestran un incremento en esta concentración siendo más significativo el aumento en el RDS. Sin embargo, a partir del día 25 de operación se aprecia que la concentración de amonio se mantiene inferior a 1 mg N/L, la cual es inferior al límite permitido de amonio en el efluente de un sistema de tratamiento, de acuerdo a la normativa del EPAS (Resolución N°181, 2000). La Figura 36 muestra la concentración de nitrato en los RDS y RDH, en la cual se observa que la concentración de esta fracción de nitrógeno se mantiene elevada durante la primera mitad del experimento. Sin embargo, a partir del día 30 muestra un significativo descenso de tal manera que al finalizar el experimento la concentración de nitratos es de 7,1 y 10,3 mg N/L en el RDS y RDH, respectivamente. Esto muestra la factibilidad del equipo construido para reducir significativamente la concentración de nitrógeno tanto si se utiliza discos huecos o sólidos.

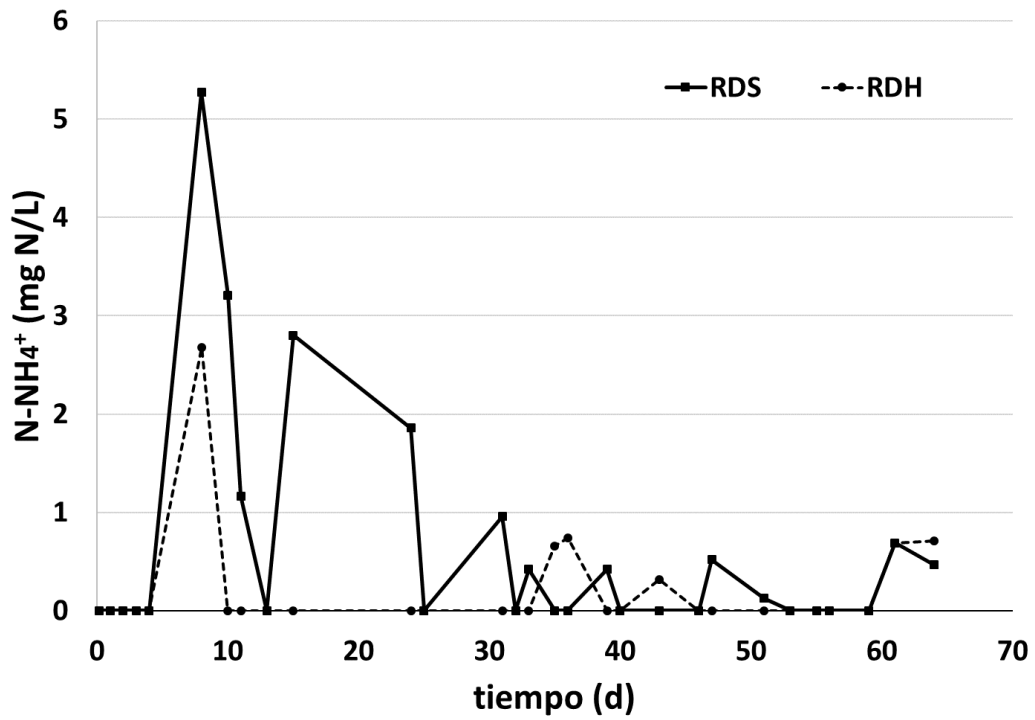


Figura 35 Experimento 3. Concentración de amonio ($N-NH_4^+$) en los compartimentos del RDS y RDH.

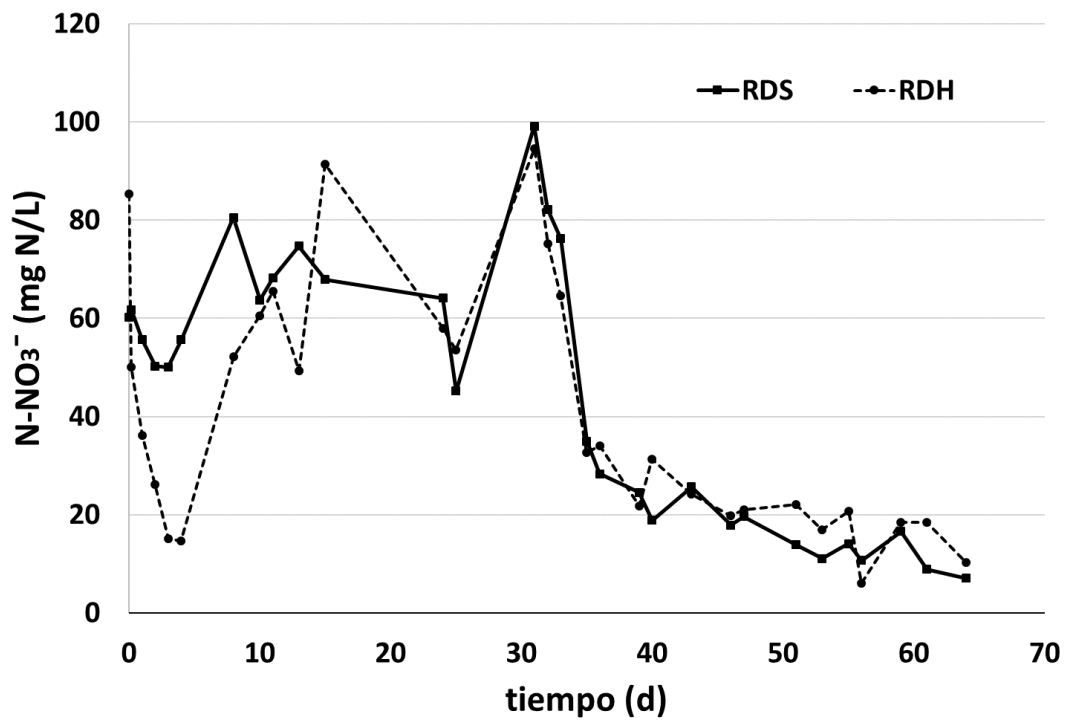


Figura 36 Experimento 3. Concentración de nitrato ($N-NO_3^-$) en los compartimentos del RDS y RDH.

Durante los primeros 30 días en la Figura 35 y 36 se aprecia una gran variabilidad en los datos lo cual puede estar originado en una adaptación de los microorganismos al cambio de sustrato. Además, el caudal fijado se mantuvo por goteo, lo cual puede generar cierta variabilidad del aporte durante el período en estudio. La permanencia del sustrato en el tanque de alimentación en condiciones anaeróbicas y a temperatura ambiente también pudo generar variabilidad en la calidad de agua. Es importante destacar que no se determinó el contenido de nitrógeno total en el efluente el cual será superior a la suma del nitrógeno como amonio y nitrato dado que en el efluente también es necesario cuantificar el nitrógeno orgánico soluble y particulado.

5.2.4 Rendimientos en la nitrificación y desnitrificación

Para estudiar el comportamiento de los reactores durante los experimentos propuestos se obtuvieron los rendimientos de nitrificación y desnitrificación. En todos los experimentos se estimaron con las ecuaciones siguientes:

$$\%Nit = ((N-NH_4^+{}_e - N-NH_4^+{}_s) / N-NH_4^+{}_e) \times 100 = \text{dif}(N-NH_4^+) / N-NH_4^+{}_e \times 100 \quad \text{Ec. 16}$$

$$\%Desnit = ((N-NO_3^-{}_e - N-NO_3^-{}_s) / N-NO_3^-{}_e) \times 100 \quad \text{Ec. 17}$$

Donde $N-NH_4^+{}_e$ es la concentración de amonio luego de agregar sustrato, $N-NO_3^-{}_e$ es la concentración de nitrato medida luego de agregar sustrato más la diferencia $\text{diff}(N-NH_4^+)$, entendiendo que esta diferencia es el nitrato producido en la reacción de nitrificación, $N-NH_4^+{}_s$ y $N-NO_3^-{}_s$ son la concentración de amonio y nitrato antes de agregar sustrato en la siguiente alimentación, respectivamente.

En la Figura 37 se muestran los porcentajes calculados con la Ec. 16 y 17 en todo el período experimental en el RDS. Se aprecia que los rendimientos en general son elevados, tendiendo al 100% hacia el final del Experimento 3. En relación a la desnitrificación la variabilidad en los valores es muy elevada, se aprecia una variación entre 0-60% durante la etapa experimental. En la Figura 38 se muestran los mismos rendimientos para el caso del RDH. En este también se observan valores elevados en los rendimientos de nitrificación y un rango de variabilidad en la desnitrificación del 0-70%. En la Figura 37 y la Figura 38 se aprecia una dispersión en los datos de rendimiento obtenidos para la nitrificación y desnitrificación. Esto puede deberse a las condiciones en las cuales se realizaron las mediciones de volumen del sustrato añadido. La medición se realizó en forma manual con probeta durante el experimento 1 y por conteo de

gotas en el experimento 2 y 3. Además, una fuente adicional de dispersión es la calidad del sustrato natural muestreado de un canal rural al cual se vierten efluentes difusos de un barrio. La concentración de contaminantes en este sustrato si presenta variabilidad.

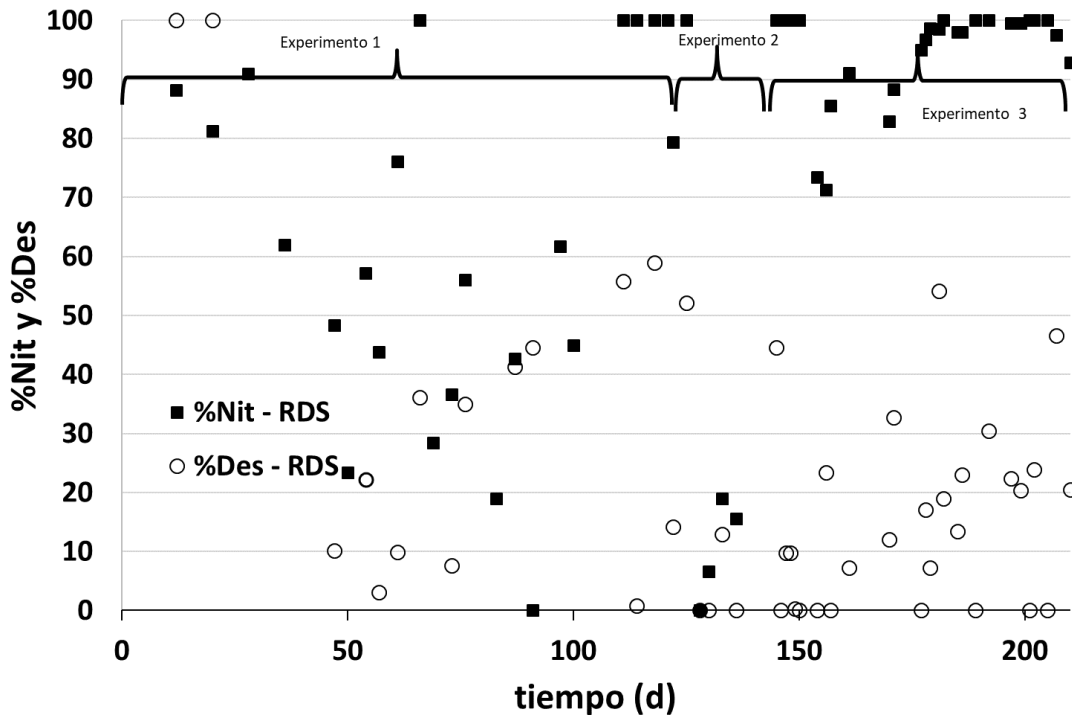


Figura 37 Rendimientos de nitrificación y desnitrificación del RDS.

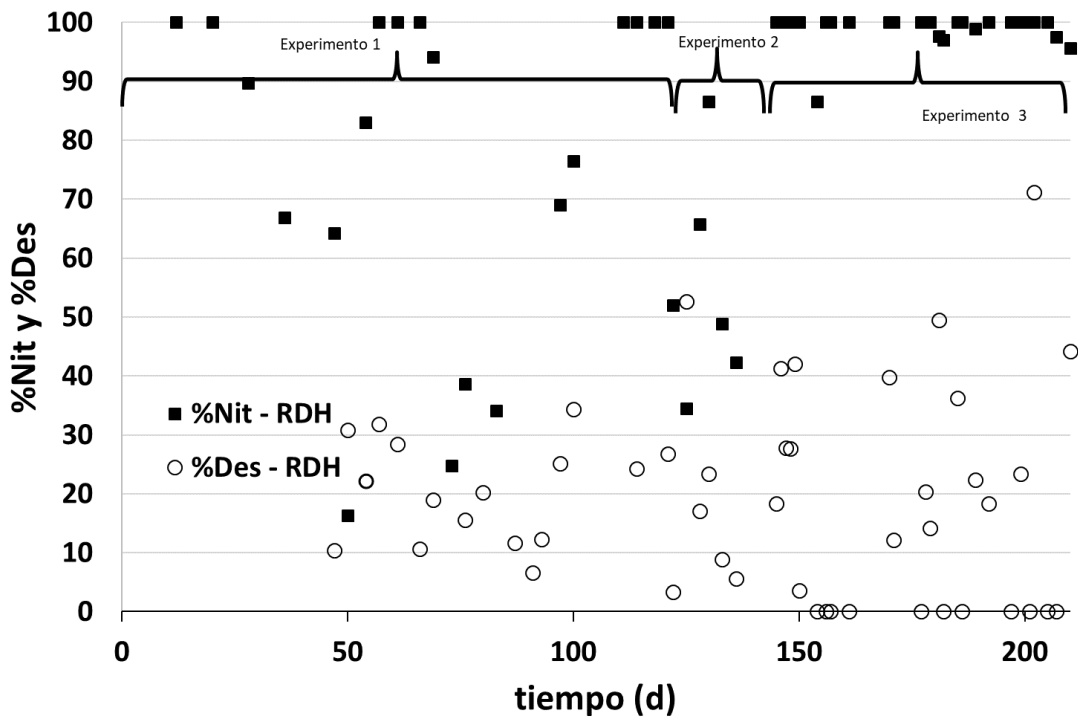


Figura 38 Rendimientos de nitrificación y desnitrificación del RDH.

Para comparar los datos obtenidos de ambos reactores se aplicó una prueba de hipótesis de diferencia entre las medias de dos poblaciones con varianzas iguales y desconocidas (Montgomery y Runger, 2003). Se calculó el estadístico t por el tamaño de las muestras. En la Tabla 10 se muestra la prueba de hipótesis aplicada a la media del porcentaje de nitrificación obtenida en el RDS y en el RDH comparando cada experimento. Se aprecia que el Experimento 3 es el único en el cual hay diferencia significativa entre los porcentajes medios dado que el valor absoluto del estadístico t es superior al valor crítico en la prueba de 1 y 2 colas. En el Experimento 1 y 2 no se produce una diferencia significativa de acuerdo a la prueba aplicada. Al considerar varianzas distintas se obtuvieron resultados similares.

Tabla 10 Prueba de hipótesis aplicada para comparar el porcentaje alcanzado en la nitrificación en cada experimento considerando un $\alpha=0,05$.

	RDS		RDH		Grados de libertad	Estadístico t	Valor crítico de t (una cola)	Valor crítico de t (dos colas)
	Media %	Varianza % ²	Media %	Varianza % ²				
Exp 1	62,61	899,48	73,14	1025,78	43	-1,14	1,68	2,02
Exp 2	40,19	2190,80	62,99	674,13	10	-1,04	1,81	2,23
Exp 3	95,08	65,08	99,00	7,56	52	-2,39	1,67	2,01

En la Tabla 11 se muestran los resultados completos de la prueba aplicada al Experimento 3. De los tres experimentos, en la condición en la cual se trabajó con sustrato natural en condición continua, se obtuvieron diferencias significativas en la nitrificación, siendo más exhaustiva la oxidación de amonio en el RDH que en el RDS. Esto se infiere del valor superior de la media alcanzada en el reactor que emplea discos huecos. Como ya se mencionó, la aireación generada por el movimiento de los discos huecos pudo colaborar con un mejor desarrollo de la nitrificación.

Se llevó a cabo el mismo procedimiento con la desnitrificación aplicando la prueba de hipótesis a los tres experimentos (ver Tabla 12). Los resultados muestran que los Experimentos 2 y 3 no presentan diferencias significativas.

Tabla 11 Prueba de hipótesis para comparar el porcentaje alcanzado en la nitrificación en el Experimento 3 considerando un $\alpha=0,05$.

Prueba t para dos muestras suponiendo varianzas iguales		
	RDS	RDH
Media	95,08	99,00
Varianza	65,08	7,56
Observaciones	27	27
Varianza agrupada	36,32	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	52	
Estadístico t	-2,39	
P(T<=t) una cola	0,01	
Valor crítico de t (una cola)	1,67	
P(T<=t) dos colas	0,02	
Valor crítico de t (dos colas)	2,01	

Tabla 12 Prueba de hipótesis aplicada para comparar el porcentaje alcanzado en la desnitrificación en cada experimento considerando un $\alpha=0,05$.

	RDS		RDH		Grados de libertad	Estadístico t	Valor crítico de t (una cola)	Valor crítico de t (dos colas)
	Media %	Varianza % ²	Media %	Varianza % ²				
Exp 1	53,40	5816,38	19,62	88,45	31	1,81	1,70	2,04
Exp 2	18,29	574,37	21,02	283,12	10	-0,23	1,81	2,23
Exp 3	14,56	216,09	18,31	403,77	52	-0,78	1,67	2,01

En la Tabla 13 se dan los resultados completos de la prueba de hipótesis obtenidos en el Experimento 1 en el cual se observa que hay diferencias significativas entre ambos reactores para la prueba de una cola, siendo el RDS el que presenta una media mayor. Esto puede originarse en la menor disponibilidad de oxígeno en el líquido que humedece los discos sólidos, permitiendo un mejor desarrollo de la desnitrificación. Los resultados obtenidos de la prueba de hipótesis considerando varianzas distintas fueron similares a los comentados previamente.

Tabla 13 Prueba de hipótesis para comparar el porcentaje alcanzado en la desnitrificación en el Experimento 1 considerando un $\alpha=0,05$.

Prueba t para dos muestras suponiendo varianzas iguales		
	RDS	RDH
Media	53,40	19,62
Varianza	5816,38	88,45
Observaciones	16	17
Varianza agrupada	2860,03	
Diferencia hipotética de las medias	0	
Grados de libertad	31	
Estadístico t	1,81	
P(T<=t) una cola	0,04	
Valor crítico de t (una cola)	1,70	
P(T<=t) dos colas	0,08	
Valor crítico de t (dos colas)	2,04	

5.2.5 Cálculo de la carga de nitrógeno nitrificado y desnitrificado

Dado que los resultados estadísticos obtenidos de los rendimientos de nitrificación y desnitrificación no permitieron concluir sobre el beneficio de utilizar uno u otro disco se decidió calcular la carga total de nitrógeno alimentado, nitrificado y desnitrificado en cada experimento. Estos cálculos resultan de la sumatoria de la carga durante todo el experimento. Las ecuaciones utilizadas para el cálculo en el Experimento 1 se detallan a continuación:

$$N_{ALIM} = \sum_{i=1}^{N_A} (N-NH_4^+_{AL SIN} V_{AL SIN}) \quad \text{Ec. 18}$$

$$N_{NIT} = \sum_{i=1}^{N_A} (N-NH_4^+_{ei} - N-NH_4^+_{si}) V_T \quad \text{Ec. 19}$$

$$N_{DES} = \sum_{i=1}^{N_A} ((N-NH_4^+_{ei} - N-NH_4^+_{si}) - (N-NO_3^-_{si} - N-NO_3^-_{ei})) V_T \quad \text{Ec. 20}$$

Donde N_{ALIM} es el nitrógeno alimentado, N_{NIT} es el nitrógeno nitrificado, N_{DES} es el nitrógeno desnitrificado, N_A es el número de cargas de alimento en los reactores, $N-NH_4^+_{AL SIN}$ es la concentración de amonio en el sustrato sintético, $V_{AL SIN}$ es el volumen añadido de sustrato sintético, $N-NH_4^+_{ei}$ y $N-NH_4^+_{si}$ son las concentraciones de amonio medidas en el seno del líquido inmediatamente después de cargar alimento y antes de la carga siguiente, respectivamente, $N-NO_3^-_{ei}$ y $N-NO_3^-_{si}$ son las concentraciones de nitrato medidas en el seno del

líquido inmediatamente después de cargar sustrato y antes de la carga siguiente, respectivamente, V_T es el volumen del tanque.

Las ecuaciones utilizadas para el cálculo en el Experimento 2, en condiciones de alimentación continua, se detallan a continuación:

$$N_{ALIM} = Q_{AL} N-NH_4^+_{AL} N_D \quad \text{Ec. 21}$$

$$N_{NIT} = N_{ALIM} - \sum_{i=1}^M (N-NH_4^+_{si} Q_{AL} \Delta t_i) \quad \text{Ec. 22}$$

$$N_{DES} = N_{NIT} - \sum_{i=1}^M (N-NO_3^-_{si} Q_{AL} \Delta t_i) \quad \text{Ec. 23}$$

Donde N_D es el número de días que se extendió el experimento, Q_{AL} es el caudal de alimento (constante durante el período), $N-NH_4^+_{AL}$ es la concentración de amonio en el alimento sintético el cual fue una dilución de 100 mL de alimento concentrado diluido en 5 L con agua de clorada, $N-NH_4^+_{si}$ y $N-NO_3^-_{si}$ son las concentraciones de amonio y nitrato medidas en el seno del líquido, respectivamente, Δt_i es el tiempo entre muestreo, y M es el número de muestreos realizados.

Las ecuaciones implementadas para este cálculo en el Experimento 3, que se llevó a cabo con alimentación continua y agua residual real, se dan continuación:

$$N_{ALIM} = \sum_{i=1}^M (N-NH_4^+_{ALNAT_i} Q_{ALNAT_i} \Delta t_i) \quad \text{Ec. 24}$$

$$N_{NIT} = N_{ALIM} - \sum_{i=1}^M (N-NH_4^+_{si} Q_{ALNAT_i} \Delta t_i) \quad \text{Ec. 25}$$

$$N_{DES} = N_{NIT} - \sum_{i=1}^M (N-NO_3^-_{si} Q_{ALNAT_i} \Delta t_i) \quad \text{Ec. 26}$$

Donde Q_{ALNAT_i} es el caudal de sustrato natural (agua residual), este caudal varió durante el experimento, $N-NH_4^+_{ALNAT_i}$ es la concentración de amonio en el agua residual empleada.

Para comparar con los datos reportados previamente en la bibliografía las cargas del nitrógeno presente en la corriente de alimentación del reactor, el nitrificado y desnitrificado se expresaron en gramos de nitrógeno por día y volumen de reactor (g N/d L) y en gramos de nitrógeno por día y área de disco expuesta (g N/d m²). El volumen de cada compartimento de líquido es de 45 L y 41 L en el RDS y RDH, respectivamente, ver subsección 3.3 y el área de disco total es de 6 m² y 15,6 m² en el RDS y RDH, respectivamente, ver subsección 3.6.

En la Tabla 14 se muestra tanto para el RDS como para el RDH la cantidad de nitrógeno alimentado total en cada experimento expresado como se mencionó. En el primero y el segundo, esta cantidad total es igual porque se utilizó el mismo volumen y caudal de alimento sintético en cada uno, sin embargo, los valores obtenidos son diferentes dado que tanto los volúmenes como las áreas son distintas. En cambio, en el tercer experimento los caudales medidos fueron diferentes, siendo el del RDH en general superior. Para una comparación más clara se sombrearon en color gris las celdas que contienen valores superiores. Cuando se expresan las cargas en función del volumen del compartimento (g N/d L), se aprecia que, el RDH resulta en general con valores superiores. En cambio, si se consideran las cargas en función de los metros cuadrados de disco disponible se aprecia que el RDS muestra que además de recibir mayor carga de nitrógeno alimentado, nitrifica y desnitrifica en mayor proporción por m².

Tabla 14 Cargas de nitrógeno y porcentajes de nitrificación y desnitrificación totales.

	RDS									
	Nalim ¹	Nnit ²	Ndes ³	Nalim ¹	Nnit ²	Ndes ³	Nnit/Nalim	Ndest/Nalim	Ndest/Nnit	TRH
	(g N/d L)	(g N/d L)	(g N/d L)	(g N/d m ²)	(g N/d m ²)	(g N/d m ²)	(%)	(%)	(%)	(d)
Exp 1	0,0085	0,0038	0,0016	0,0640	0,0283	0,0120	44,25	18,69	42,25	NC ⁴
Exp 2	0,0207	0,0201	0,0128	0,1550	0,1506	0,0964	97,10	62,14	64,00	31,3
Exp 3	0,0148	0,0145	0,0010598	0,1109	0,1090	0,0079	98,30	7,17	7,29	4,1->2,1

	RDH									
	Nalim ¹	Nnit ²	Ndes ³	Nalim ¹	Nnit ²	Ndes ³	Nnit/Nalim	Ndest/Nalim	Ndest/Nnit	TRH
	(g N/d L)	(g N/d L)	(g N/d L)	(g N/d m ²)	(g N/d m ²)	(g N/d m ²)	(%)	(%)	(%)	(d)
Exp 1	0,0094	0,0037	0,0015	0,0246	0,0098	0,0039	39,85	15,93	39,98	NC ⁴
Exp 2	0,0227	0,0220	0,0140	0,0596	0,0577	0,0368	96,74	61,79	63,87	28,5
Exp 3	0,0165	0,0165	0,0010603	0,0435	0,0433	0,0028	99,54	6,41	6,44	3,6->1,8

¹: Nitrógeno alimentado, ²: nitrógeno nitrificado, ³: nitrógeno desnitrificado, ⁴: no corresponde.

A partir de lo expuesto, no es posible discernir entre uno u otro tipo de disco dado que si se considera el volumen de compartimento el RDH presenta un funcionamiento superior, mientras que si se considera el área de disco disponible el RDS es significativamente superior en su capacidad de nitrificar y desnitrificar. Entonces se procedió a calcular el porcentaje de nitrógeno nitrificado respecto al alimentado (%Nnit/Nalim), el nitrógeno desnitrificado respecto del nitrógeno total alimentado (%Ndes/Nalim) y el nitrógeno desnitrificado respecto del nitrificado (%Ndes/Nnit). Se observa en la Tabla 14 que el RDS presenta valores superiores en todos los experimentos excepto en el caso del nitrógeno nitrificado en el Experimento 3 en el cual el RDH muestra un valor ligeramente superior. A partir de las cargas calculadas, se observa que

el reactor que utiliza biodiscos sólidos es más ventajoso en la nitrificación y desnitrificación, indicando que la aireación de los discos durante su movimiento es suficiente para que difunda oxígeno a la biopelícula y nitrifique el amonio disponible siendo además factible el proceso de desnitrificación. Se aprecia una disminución significativa en el nitrógeno desnitrificado total en el Experimento 3, en ambos reactores, lo cual se puede deber a una menor presencia de materia orgánica en el agua residual natural respecto a la contenida en el sustrato sintético.

En la biopelícula se desarrollan en forma simultánea los procesos de nitrificación y desnitrificación. La mayor abundancia de oxígeno favorece la oxidación de amonio a nitrato, sin embargo, la condición aeróbica no es beneficiosa para la desnitrificación. Esto es lo que se observa en el reactor de discos huecos. Por esta razón, si se tiene un reactor que mejora la oxigenación del líquido, beneficiará a la nitrificación pero no a la desnitrificación. En cambio, un reactor que aporte oxígeno en la medida justa para que se desarrolle la nitrificación, permite el desarrollo de la reducción de nitrato, siendo el RDS el que brinda esta beneficiosa condición. El proceso de desnitrificación es más lento que el proceso de oxidación de materia orgánica en condiciones aeróbicas, las bacterias siempre preferirán el oxígeno si están presentes ambos aceptores de electrones.

En la bibliografía se han reportado diferentes porcentajes de nitrificación obtenidos en distintas condiciones experimentales. (Nowak, 2000) investigó el proceso de nitrificación en un RBC de amplia escala obteniendo las siguientes tasas de nitrificación: 1,5 g N/m² d a 8°C y 1,8 g N/m² d a 13°C con una concentración de amonio en el efluente del sistema menor a 4 mg N/L. Estos valores son muy superiores a los obtenidos en este trabajo dado que durante el período experimental se emplearon cargas muy bajas, queda pendiente en un estudio futuro forzar el sistema a un mayor tratamiento. Otros autores reportaron que en un RBC de 4 etapas con discos de PVC, en una escala pequeña, alcanzaron un 78% de eliminación de nitrógeno de una agua cuya carga orgánica en DQO fue de 30 g DQO/m³ d (Nasr et al., 2006). Mientras que en un RBC de una etapa, en una escala de laboratorio, se alcanzó un porcentaje de eliminación de nitrógeno amoniacal del 78% empleando un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 12 h (Sirianuntapiboon, 2006). El TRH es la relación de Volumen del compartimento respecto del Caudal de entrada (V/Q). El tiempo empleado en la presente Tesis es significativamente superior, como es posible apreciar en la Tabla 14, dado que el tiempo más pequeño se obtuvo hacia el final del Experimento 3, de 2,1 d y 1,8 d en el RDS y RDH, respectivamente. Dada la elevada permanencia del sustrato en la etapa se logró un porcentaje de eliminación elevado en el Experimento 3. En un sistema RBC a escala industrial, (Tawfik et al., 2006) obtuvieron un porcentaje de eliminación de nitrógeno de 20% al tratar agua urbana empleando un TRH= 5 h

y una carga orgánica en DQO de 22 gr DQO/d m². Los trabajos citados emplearon cargas orgánicas muy elevadas en nitrógeno, si se considera la proporción de nitrógeno respecto al contenido en DQO en diferentes tipos de aguas residuales (Henze y Comeau, 2008). El contenido de nitrógeno representa aproximadamente un 8% del contenido de materia orgánica medida como DQO (ver Tabla 3), por lo tanto, en los ejemplos anteriores la carga de nitrógeno al sistema está en el orden de 1,8 a 2,4 g N/d m², que es una carga significativamente superior a la empleada en este trabajo de Tesis.

5.2.6 Monitoreo de la presencia de materia orgánica en el efluente del reactor.

De acuerdo a lo mencionado en la subsección 4.1.3 la materia orgánica se determina en forma confiable por medio de la medición de la demanda química de oxígeno. Sin embargo, al no contar con el equipamiento necesario para la cuantificación se realizó un seguimiento durante los tres experimentos empleando la medida de la absorbancia a 275 nm, la cual es la medida que permite corregir la absorbancia en la medición de iones nitratos. Si bien ésta no es una medida habitual para determinar contenido de materia orgánica permite monitorear si hay aumentos bruscos de materia orgánica en el efluente del sistema. Los valores obtenidos de esta medición fueron nulos durante todo el período experimental indicando que en el efluente el contenido de materia orgánica soluble es muy bajo. Dado que esta medición se realizó para monitorear presencia de materia orgánica en el efluente del reactor, no fue posible calcular rendimientos de eliminación de dicho contaminante. En la Tabla 15 se muestran las cargas de materia orgánica empleadas en el desarrollo experimental, calculadas a partir del sustrato sintético preparado para el estudio. En el caso del Experimento 3, no se cuenta con datos de DQO del sustrato natural utilizado. Se aprecia en la tabla que la tendencia durante el desarrollo experimental fue de aumentar la carga a tratar. Se considera necesario aumentar el caudal de tratamiento para evaluar la capacidad máxima de depuración del equipo de discos rotativos.

Tabla 15 Carga de materia orgánica.

		RDS		RDH	
		g DQO/d L	g DQO/d m ²	g DQO/d L	g DQO/d m ²
Experimento 1	Etapa 1	0,0415	0,3109	0,0455	0,1196
	Etapa 2	0,1201	0,9011	0,1319	0,3466
	Etapa 3	0,1384	1,0382	0,1519	0,3993
Experimento 2		0,2292	1,7193	0,2516	0,6613

5.2.7 Estado final de los biodiscos en cada reactor.

Los discos de 50 cm de diámetro permanecieron rotando a 2,5 rpm, parcialmente sumergidos en el líquido, durante 209 días, a una temperatura promedio de $12\text{ °C} \pm 2\text{ °C}$ y un pH entre 4,5 y 9. La biopelícula comenzó a formarse a los 20 días de iniciado el proceso experimental, presentando pequeños puntos oscuros en la superficie sumergida hasta completar la superficie mojada; en el RDS (ver Figura 39) fueron más perceptibles que en el RDH, observando diferentes tonalidades alrededor de dichos puntos. En los discos del RDH (ver Figura 40), también se observaron puntos en toda la superficie interior de los huecos. A simple vista, la biopelícula en los discos es diferente, en los discos del RDS presenta manchas de diferentes tonalidades, mientras en los discos del RDH, es menos intensa y más uniforme. La biopelícula formada durante el desarrollo experimental es delgada lo cual es un indicador de la baja carga orgánica empleada (Cortez et al., 2008; Hassard et al., 2015).



Figura 39 Fotografía de los discos sólidos del RDS, luego de terminar la experiencia.



Figura 40 Fotografía de los discos huecos del RDH, luego de terminar la experiencia.

5.2.8 Estado final del contenido de los compartimentos del RDS y RDH.

Al finalizar el proceso experimental y retirado el eje con los paquetes de biodiscos, se observó un líquido muy clarificado que permitía ver lodo decantado en el fondo de cada compartimento (ver Figura 41 y Figura 42). En las paredes se observaron escasas bioincrustaciones. Los decantados, sólidos en suspensión, eran de muy baja densidad, no era posible definir al tacto.



Figura 41 Fotografía del lodo decantado en el RDS al finalizar el estudio experimental.



Figura 42 Fotografía del lodo decantado en el RDH al finalizar el estudio experimental.

5.2.9 Características dinámicas del líquido en cada compartimento

El líquido en el compartimento del RDS presentó menor movimiento de partículas que en el compartimento del RDH. En el compartimento del RDH se observaron burbujas saliendo de los huecos y el líquido moviéndose en el interior de los huecos, de un extremo a otro, a medida que cambiaban de posición angular en la rotación. Se estima que dicha dinámica de huecos supone aspiración de aire y descarga en forma de burbujas en el seno del líquido; este efecto supone una mayor aireación. Si bien a partir del análisis estadístico no se pudo diferenciar claramente cuál de los dos tipos de discos es más beneficioso para la nitrificación, al considerar las cargas de nitrógeno nitrificado por día y por volumen de compartimento el RDH es más conveniente que el RDS. Sin embargo, al considerar la carga de nitrógeno nitrificado por día y metro cuadrado de disco, se apreció un mejor funcionamiento del RDS (ver Tabla 14). Con lo cual, a bajas cargas orgánicas no presenta un beneficio la opción de discos huecos respecto a los sólidos.

5.3 Modelado del proceso de nitrificación en los RBCs

El estudio experimental se abocó principalmente a la eliminación de nitrógeno en los RBCs a partir de la nitrificación y desnitrificación. La primera es la etapa más delicada en los procesos convencionales de eliminación de nitrógeno vía nitrato, dado que es muy dependiente de la temperatura y en general de las condiciones de operación del proceso. Por esta razón se centró el modelado y simulación en el proceso de nitrificación en ambos reactores empleando las concentraciones de amonio que surgieron del Experimento 1, dado que se tiene un conjunto de datos significativos para ambos sistemas. Se emplea un conjunto sencillo de ecuaciones que tienen el enfoque sobre el crecimiento en la biopelícula y el intercambio de sustrato que se aporta desde el seno del líquido. Implementar la simulación del proceso de nitrificación es un valioso aporte al trabajo dado que permite utilizarla como base adicional de comparación de los discos empleados.

Se han realizado las siguientes suposiciones:

- a. El RBC trabaja en modalidad discontinua, es decir, no ingresa ni sale líquido.
- b. Solo se incorporan microorganismos en el inicio del experimento.
- c. El líquido en el compartimento está completamente mezclado. Se considera que el movimiento de los discos es suficiente para lograr la homogeneización.
- d. La biopelícula es homogénea, en ella se desarrollan los microorganismos autótrofos que oxidan el amonio a nitrato.
- e. Entre el seno del líquido y la biopelícula existe una película líquida estanca en la cual difunde el nitrógeno amoniacal hasta alcanzar la biopelícula en la cual se oxida por nitrificación.
- f. En el seno del líquido no se producen transformaciones biológicas, la oxidación del sustrato solamente ocurre en la biopelícula.
- g. El único sustrato limitante es el nitrógeno amoniacal.
- h. El área que ocupa la biopelícula es constante y resulta el área húmeda.
- i. La biopelícula está representada por una capa única y homogénea. No se produce aporte de microorganismos desde el seno del líquido y no se desprenden microorganismos del disco al seno de la solución.
- j. Cuando la película líquida se pone en contacto con el aire, el oxígeno difunde siendo la concentración del mismo en la biopelícula no limitante.
- k. El efecto de temperatura y pH están incluidos en los valores de los parámetros obtenidos.

En la Figura 43 se muestra el esquema considerado para modelar el sistema, de acuerdo a (Dutta, 2007), con la diferencia que, por simplicidad, en esta tesis se considera que la biopelícula está compuesta por una capa única y homogénea, ya mencionado en la suposición *i*. En ella se aprecia que sobre la superficie del disco se desarrolla la biopelícula, a continuación, existe una película líquida estanca cuya área es el área húmeda de los discos. El aporte de sustrato se produce desde el volumen del tanque el cual se encuentra en condiciones homogéneas. Se muestra el perfil de concentraciones considerado, en el cual cada zona tiene asociada una única concentración.

El modelo simplificado se compone de una ecuación que describe el crecimiento bacteriano, una ecuación de balance que describe el consumo de sustrato por la actividad biológica en la biopelícula, una ecuación de balance que describe la difusión en la película líquida (esta es una zona donde el sustrato sólo difunde) y una cuarta ecuación que describe la variación en el tiempo de la concentración de amonio en el seno del líquido. Se emplea un modelo simplificado dado que toda la estimación se basa en los datos de concentración de amonio en el compartimento líquido. No se consideran los datos de concentración de nitrato dado que su evolución está determinada tanto por lo que se produce por nitrificación como por la desnitrificación. No se cuentan con datos de DQO para modelar esta parte.

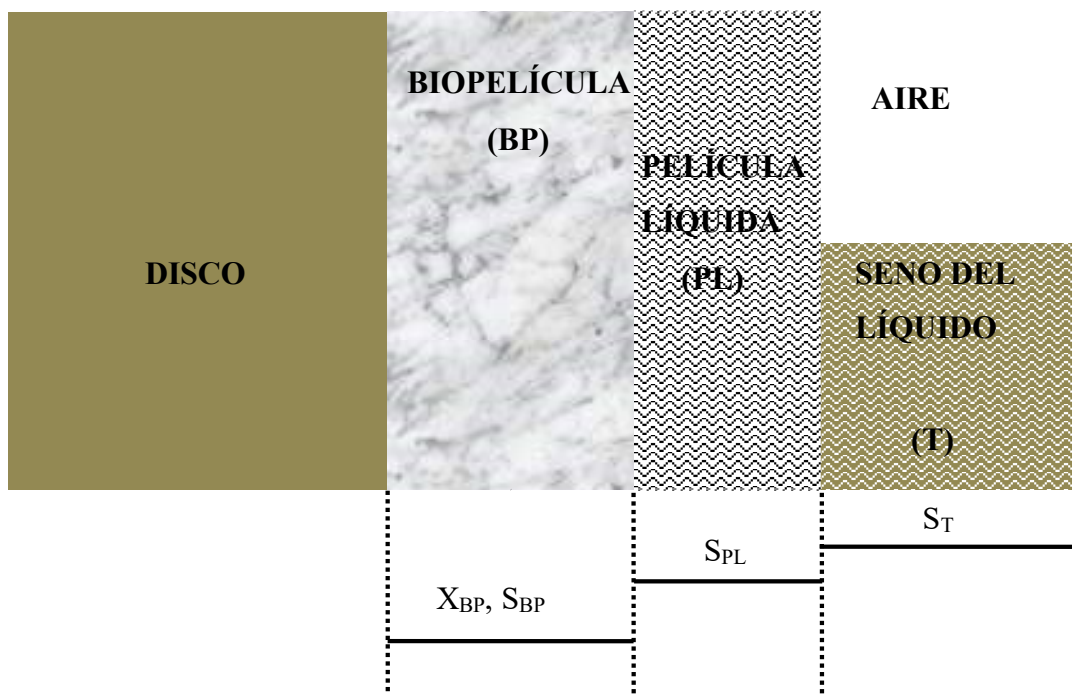


Figura 43 Esquema considerado para modelar el sistema. X_{BP} y S_{BP} : concentración de bacterias autótrofas y amonio en la biopelícula, respectivamente; S_{PL} y S_T : concentración de amonio en la película líquida y el seno del líquido, respectivamente.

5.3.1 Crecimiento bacteriano en la biopelícula

La siguiente ecuación diferencial describe la evolución de la concentración de los microorganismos en la biopelícula (Kekpugile y Kiasira, 2015; Melcer et al., 2003):

$$dX_{BP}/dt = \mu X_{BP} - k_D X_{BP} \quad \text{Ec. 27}$$

Donde X_{BP} es la concentración de microorganismos autótrofos en la biopelícula (mg DQO/L) la cual se define por unidad de volumen de biopelícula, μ es la velocidad específica de crecimiento (1/d) y k_D es la velocidad específica de lisis bacteriana (1/d). La masa de los microorganismos se cuantifica en unidades de DQO (Henze et al., 2006).

La velocidad de crecimiento se describe mediante la función de Monod (Makinia et al., 2006):

$$\mu = \mu_{MAX} S_{BP}/(k_{NH} + S_{BP}) \quad \text{Ec. 28}$$

Esta ecuación es una función moduladora donde μ_{MAX} es la velocidad específica máxima y representa la velocidad de crecimiento de los microorganismos en las condiciones óptimas. En este caso se considera que la concentración limitante del crecimiento es el sustrato, la concentración de amonio en la biopelícula representada por S_{BP} (mg N/L), considerada por unidad de volumen de la biopelícula, y k_{NH} es la constante de semisaturación y describe la afinidad por el sustrato (mg N/L). Combinando las ecuaciones anteriores resulta la evolución de los microorganismos en la biopelícula:

$$dX_{BP}/dt = \mu_{MAX} S_{BP} / (k_{NH} + S_{BP}) X_{BP} - k_D X_{BP} \quad \text{Ec. 29}$$

La biopelícula se suele modelar en capas (Gatti y Milocco, 2017), sin embargo esto lleva a un aumento significativo de las variables y parámetros para describir el proceso, por esta razón se consideró conveniente modelar a la biopelícula como una capa única y homogénea. Se considera que la biopelícula tiene una concentración homogénea en un instante t igual a S_{BP} .

5.3.2 Consumo de sustrato

Para el planteo de las ecuaciones de balance se utiliza la nomenclatura “S” para representar la concentración de amonio en cada una de las zonas consideradas. Esto es para

simplificar la escritura y las leyendas en las gráficas. En el compartimento líquido (tanque) disminuye el sustrato por su difusión hacia la película líquida. La siguiente ecuación describe dicha evolución:

$$V_T dS_T/dt = - K_S A_{SUB}(S_T - S_{PL}) \quad \text{Ec. 30}$$

Donde S_T es la concentración de amonio en el seno del líquido (mg N/L), S_{PL} es la concentración de amonio en la película líquida (mg N/L) y se considera que una única concentración es representativa de toda la capa, V_T es el volumen del compartimento líquido (0,045 m³ y 0,041 m³ para el RDS y RDH, respectivamente), A_{SUB} es el área sumergida (33% de 6 m² y 15,6 m² para el RDS y RDH, respectivamente), K_S es el coeficiente de difusión efectivo (m/d).

En la película líquida la dinámica del sustrato se describe mediante la siguiente ecuación:

$$V_{PL} dS_{PL}/dt = K_S A_{SUB}(S_T - S_{PL}) - K_S A_{EXP}(S_{PL} - S_{BP}) \quad \text{Ec. 31}$$

Donde S_{PL} es la concentración del sustrato en la película líquida, y A_{EXP} es el área expuesta o húmeda de los discos (6 m² y 15,6 m² para el RDS y RDH, respectivamente).

En la biopelícula el sustrato se consume por crecimiento bacteriano mientras que su aporte está dado por el que difunde desde la película líquida. La dinámica del sustrato en la biopelícula está dada por la siguiente ecuación:

$$V_{BP} dS_{BP}/dt = K_S A_{EXP}(S_{PL} - S_{BP}) - \mu_{MAX} S_{BP}/(K_{NH} + S_{BP}) X_{BP} V_{BP}/Y \quad \text{Ec. 32}$$

Donde V_{BP} es el volumen de la biopelícula (m³). La relación $V_{BP} = A_{EXP} E_{BP}$, con E_{BP} el espesor de la biopelícula. Entonces dividiendo la ecuación anterior por V_{BP} se tiene:

$$dS_{BP}/dt = K_S /E_{BP} (S_{PL} - S_{BP}) - \mu_{MAX} S_{BP}/(K_{NH} + S_{BP}) X_{BP}/Y \quad \text{Ec. 33}$$

El modelo está compuesto por las ecuaciones 29, 30, 31 y 33.

5.3.3 Estimación de los parámetros del modelo

El modelo a utilizar es sencillo e involucra 4 variables (X_{BP} , S_{BP} , S_{PL} y S_T) y 6 parámetros (μ_{MAX} , k_{NH} , k_D , K_S , V_{PL} y E_{BP}). El rendimiento Y de las bacterias autótrofas tiene un valor de 0,24 mg DQO/mg N (Gatti et al., 2018; Henze et al., 2006). Para estimar los valores de los parámetros se aplicó un algoritmo de minimización del cuadrado del error entre los valores experimentales de S_T y los valores estimados por el modelo, dado que los únicos datos con los que se cuenta para estimar los parámetros son la concentración de amonio medida en el seno del líquido en cada compartimento. Se eligió el conjunto de parámetros que permite minimizar la suma del cuadrado del error. Se consideró como valores iniciales en el cálculo por incremento los valores $S_{BP0} = S_{PL0} = 0$ (mg N/L) y $X_{BP} = 2$ (mg DQO/L) los cuales permitieron alcanzar un menor valor en la función objetivo. El incremento de tiempo para el cálculo numérico de las ecuaciones diferenciales fue de 0,2 d. En la Tabla 16 se muestran los valores obtenidos de los parámetros para el caso del RDS y RDH. Estos valores se obtuvieron con un valor mínimo de la función objetivo (suma del cuadrado del error) de 2233 y 3438 (mg N/L)².

Tabla 16 Valores estimados de los parámetros del modelo.

Parámetro	Valor		Unidad
	RDS	RDH	
k_{NH}	21	17	mg N/L
μ_{MAX}	0,6	1,25	1/d
k_D	0,021	0,2	1/d
K_S	0,0076	0,0029	m/d
V_{PL}	0,018	0,0156	m ³
E_{BP}	0,006	0,0025	m

En la Figura 44 y en la Figura 45 se muestran los valores experimentales y estimados para el RDS y RDH, respectivamente. En ambas figuras se aprecia que el modelo describe con suficiente bondad los datos experimentales de concentración de amonio en el tanque, aun cuando todos los parámetros estimados se obtienen del conjunto de datos de amonio únicamente. Se aprecia que en el caso del reactor RDH el valor de la velocidad de crecimiento máxima es superior al encontrado para el RDS, inclusive el valor de la constante de semisaturación es menor, lo cual indica mejores condiciones de crecimiento para los

microorganismos autótrofos cuando se emplean discos huecos. Sin embargo, la concentración de biomasa alcanzada en la biopelícula formada en el RDH es significativamente inferior a la concentración obtenida hacia el final del Experimento 1 en el RDS. Esto puede ser debido a que el RDS cuenta con menor área expuesta y una superficie más rugosa, de esta manera los microorganismos colonizan mejor el disco y se concentran en mayor proporción. Se observa que el espesor de la biopelícula estimado por el modelo en el RDS resulta ser el doble que en el RDH. También se aprecia que en el caso del RDS el valor de K_S es significativamente mayor al obtenido en el RDH, indicando una más rápida difusión del sustrato en la película líquida. En relación al volumen de la película líquida, este parámetro es igual al producto del área expuesta por el espesor de la película líquida ($A_{EXP} * E_{PL}$), si se considera el área expuesta de cada tipo de disco, resultan los valores de 0,003 m y 0,001 m para el caso del RDS y RDH, respectivamente. La poca adherencia del tipo de material del RDH puede generar un menor espesor de película. Los valores que describen los parámetros de la función de Monod son similares a valores previamente reportados en el caso de reactores de biodiscos (Dutta, 2007) y en plantas convencionales de tratamiento (Gatti et al., 2018; Meijer et al., 2002). Los valores obtenidos en este trabajo corresponden a una temperatura baja de $12^{\circ} \pm 2^{\circ}$, las cuales se determinaron durante el Experimento 1.

El modelo estima la concentración de amonio en la película líquida y en la biopelícula, como puede observarse en las gráficas inferiores de la Figura 44 y Figura 45. Se aprecia como disminuye la concentración del sustrato a medida que se aleja del seno del líquido. Para evitar un elevado número de variables y parámetros se consideró una única y homogénea capa en la biopelícula y la película líquida.

De acuerdo a los resultados del modelo, se aprecia que, si bien el sistema RDH ofrece una mayor área expuesta y una aparente mayor turbulencia por el movimiento de los discos huecos, la concentración de biomasa sobre los discos, el espesor de la biopelícula y la película líquida son inferiores a las desarrolladas en el RDS. Estos son aspectos poco favorables para una condición de tratamiento de mayor carga, dado que la poca adherencia del material puede llevar a un gran desprendimiento de microorganismos ante la fuerza de corte del rozamiento con el líquido. Esto unido a los resultados obtenidos a partir del cálculo de las cargas de nitrógeno nitrificado y desnitrificado en cada uno de los experimentos, muestra que el RDS tiene mayor capacidad de tratamiento que el RDH.

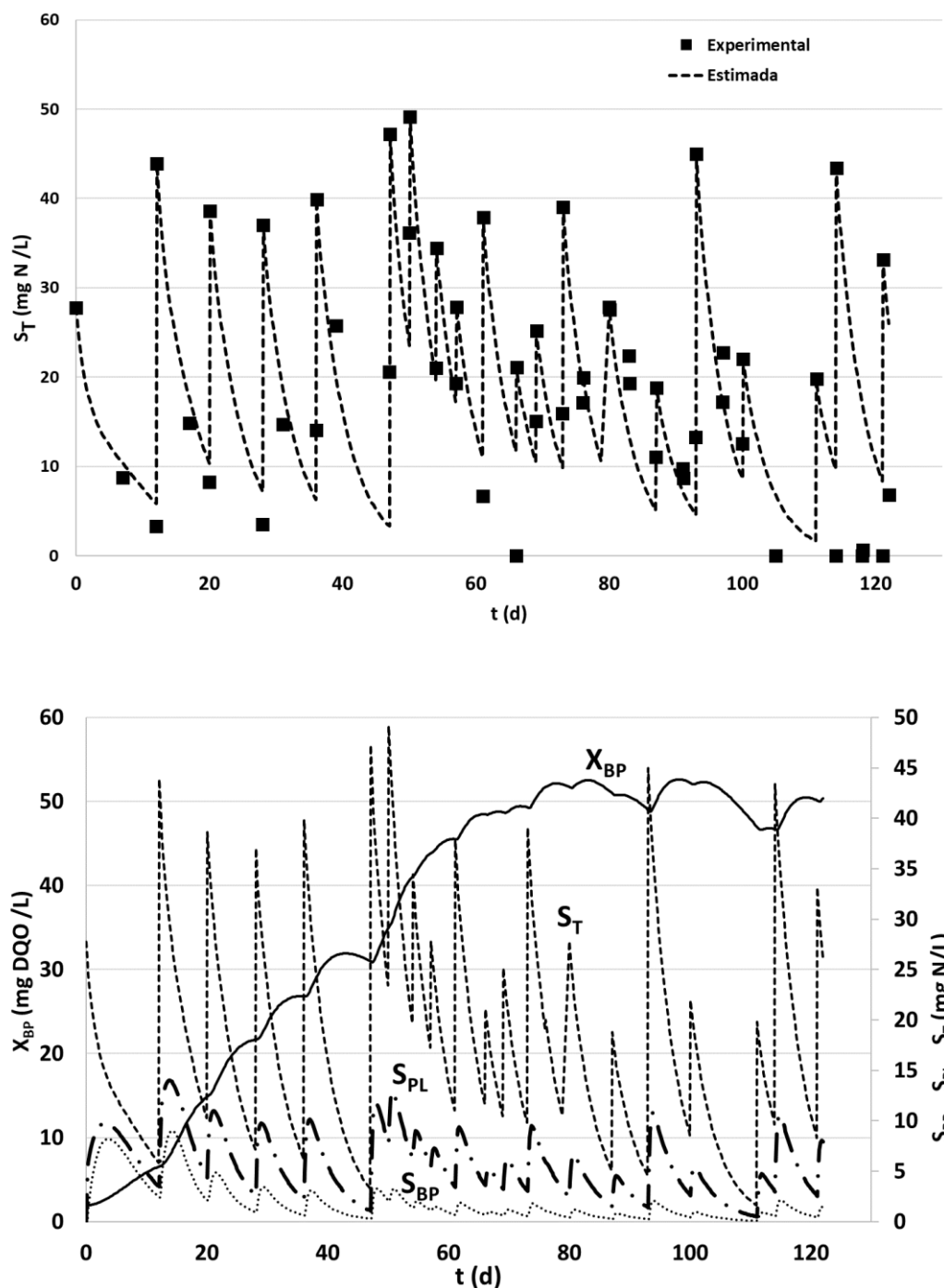


Figura 44 Superior: (■) valores experimentales y (--) estimados por el modelo de la concentración de amonio ($N-NH_4^+$) en el seno del líquido del RDS (S_T). Inferior: concentraciones estimadas de: (-) microorganismos autótrofos en la biopelícula (X_{BP}), (..) amonio en la biopelícula (S_{BP}), (-.) amonio en la película líquida (S_{PL}), (--) amonio en el seno del líquido (S_T) del RDS.

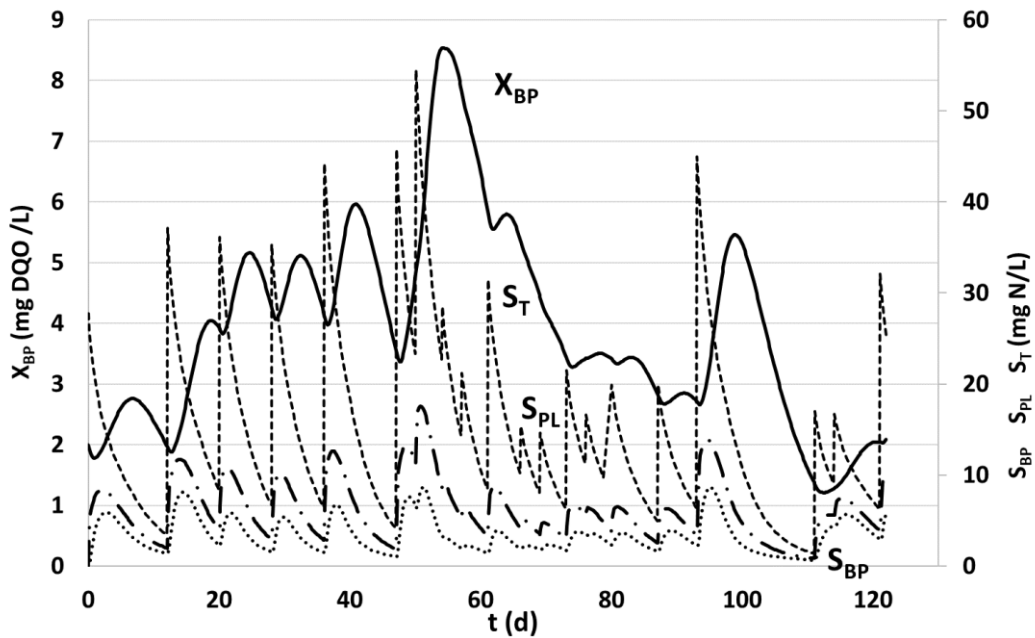
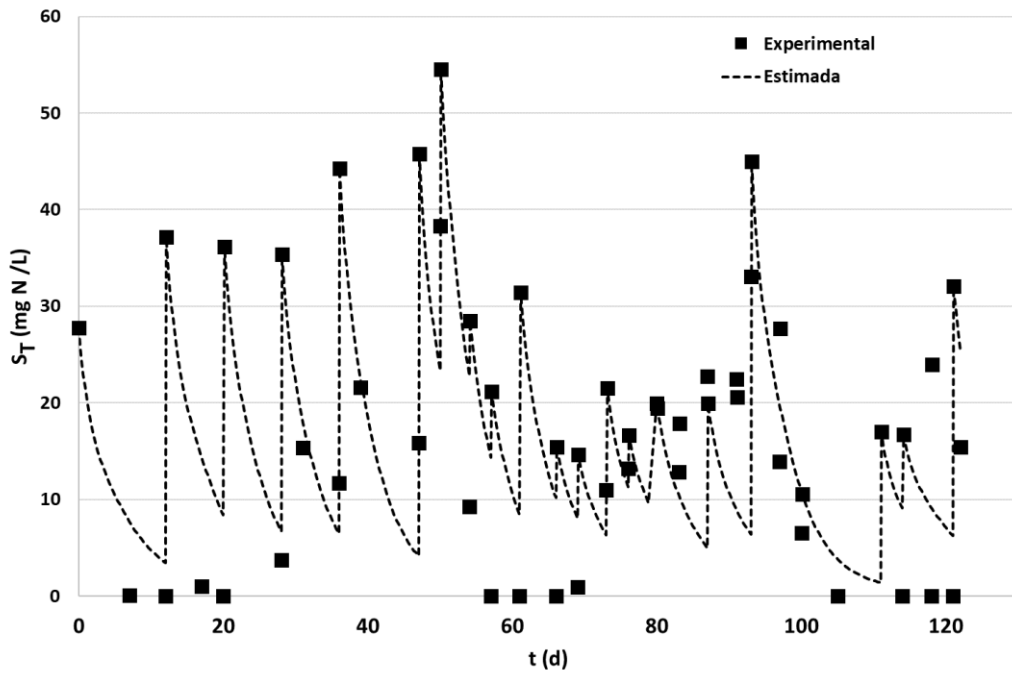


Figura 45 Superior: (■) valores experimentales y (--) estimados por el modelo de la concentración de amonio (N-NH_4^+) en el seno del líquido del RDH. Inferior: concentraciones estimadas de: (-) microorganismos autótrofos en la biopelícula (X_{BP}), (..) amonio en la biopelícula (S_{BP}), (-.) amonio en la película líquida (S_{PL}), (--) amonio en el seno del líquido (S_T) del RDH.

6 CONCLUSIONES

En este trabajo de Tesis se construyó un reactor biológico de discos rotativos utilizando PVC espumado y polipropileno alveolar para cada paquete de discos. Mientras que, para el armado de la estructura y del sistema impulsor se usaron materiales reciclados o disponibles en el mercado local. El equipo fue diseñado de manera compacta y robusta, cualidades que facilitan su traslado y emplazamiento en diferentes sitios de acuerdo a los requerimientos del trabajo a realizar.

El desarrollo experimental propuesto dividido en tres ensayos (Experimentos 1, 2 y 3) permitió evaluar la capacidad de eliminación de nitrógeno en ambos tipos de reactores biológicos. En el efluente se midió la absorbancia a 275 nm con el propósito de monitorear presencia de materia orgánica. Dado que no se cuentan con valores de concentración de DQO del efluente, no se obtuvieron rendimientos de eliminación de materia orgánica.

A partir del cálculo de los rendimientos de nitrificación se observaron valores elevados durante todo el período experimental, siendo los más elevados los obtenidos durante el Experimento 3, cercanos al 100% en ambos tipos de discos. Hacia el final de este período, en ambos tipos de reactores, la concentración de nitrógeno amoniacal fue inferior a 1 mg N/L, lo cual cumple con la normativa local del EPAS de vertido a fuentes de aguas receptoras.

Ambos tipos de discos mostraron capacidad para desnitrificar, si bien la variabilidad en los valores fue muy elevada, se alcanzaron rendimientos máximos de 60% y 70% en el RDH y el RDH, respectivamente.

Las pruebas estadísticas realizadas para nitrificación y desnitrificación no permitieron concluir sobre qué tipo de disco es más eficiente, ya que en un caso se valoró al RDH y en el otro al RDS.

El valor de las cargas totales de nitrógeno nitrificado y desnitrificado obtenidas en función del volumen de líquido a tratar, y del área mostró que el RDH y RDS es más eficiente, respectivamente, no pudiendo concluir sobre cuál tipo de disco es más favorable. Sin embargo, el cálculo de los rendimientos a partir de las cargas totales mostró que en general el RDS es más eficiente, aunque los valores no son notablemente superiores a los alcanzados en el RDH.

La biopelícula generada en los discos fue visiblemente diferente mostrando un color más intenso y oscuro en el RDS, mientras que en los discos del RDH fue menos intensa y más uniforme. El material del disco sólido presentó mejores condiciones de adherencia de los microorganismos lo cual fue visible desde el inicio del desarrollo experimental. El espesor de biopelícula alcanzado fue muy inferior a lo observado en estudios publicados por otros autores, dado que en este trabajo se implementaron bajas cargas orgánicas. Los valores más elevados obtenidos fueron $0,1550 \text{ g N/d m}^2$ y $1,7193 \text{ g DQO/d m}^2$ en el caso del RDS en el Experimento 2, que resultan en general de un orden de magnitud inferior a los estudiados por otros autores.

El modelo implementado formado por cuatro ecuaciones diferenciales y 6 parámetros permitió representar de forma adecuada la dinámica del proceso de nitrificación durante el período de modalidad discontinua y esclarecer los resultados obtenidos en el desarrollo experimental. El modelo permitió estimar la concentración de bacterias y nitrógeno amoniacal en la biopelícula, la concentración de amonio en la película líquida y en el seno del líquido. A partir de la identificación de los parámetros del modelo se obtuvo que el RDS permite alcanzar concentraciones más significativas de microorganismos en la biopelícula, y un espesor más elevado de biopelícula y película líquida, lo cual condice con los rendimientos más favorables de nitrificación y desnitrificación en el reactor de discos sólidos.

A partir del trabajo desarrollado se observó que los discos sólidos permiten una mejor adherencia, siendo esta característica más relevante que la aireación más exhaustiva que pueda proveer el RDH. Los indicadores que muestran la condición favorable del RDS frente al RDH son los mejores rendimientos de nitrificación y desnitrificación calculados a partir de las cargas totales en cada experimento, la mayor concentración de biomasa en la biopelícula, los espesores más elevados de las películas líquida y biológicas (obtenidos a partir de la identificación de los parámetros del modelo), y visiblemente el desarrollo de una biopelícula más consolidada sobre la superficie de los discos sólidos.

7 DESARROLLOS FUTUROS

Incrementar la carga orgánica a tratar en el sistema para lo cual es necesario emplazar los reactores en la entrada de una planta de tratamiento real para garantizar una alimentación continua.

Determinar el límite máximo de carga admitido por los reactores mediante un incremento paulatino de la carga orgánica alimentada.

Estudiar otros tipos de discos con mayor espesor y tamaño de hueco.

Estudiar el efecto de intercalar discos sólidos y discos huecos y otras combinaciones de reactores en serie, con y sin reciclado.

Probar arreglos en serie de RDS-RDH o RDH-RDS para obtener un diseño que potencie la nitrificación y desnitrificación en función de lo que se obtuvo en este trabajo.

8 BIBLIOGRAFÍA

- Andersson, S., 2009. Characterization of Bacterial Biofilms for Wastewater Treatment. Royal Institute of Technology School of Biotechnology. Royal Institute of Technology School of Biotechnology Division of Environmental Microbiology AlbaNova University Center, Stockholm, Sweden.
- APHA AWWA WEF, 2012. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 22nd Ed[®]. ed, Washington: American Public Health Association. Washington, D.C. : APHA-AWWA-WEF, Washington.
- Aslan, S., Miller, L., Dahab, M., 2009. Ammonium oxidation via nitrite accumulation under limited oxygen concentration in sequencing batch reactors. *Bioresource Technology* 100, 659-664. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.07.033>
- Buchanan, R.L., Whiting, R.C., Damert, W.C., 1997. When is simple good enough: A comparison of the Gompertz, Baranyi, and three-phase linear models for fitting bacterial growth curves. *Food Microbiology* 14, 313-326. <https://doi.org/10.1006/fmic.1997.0125>
- Claros Bedoya, J.A., 2012. Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación vía nitrito para el tratamiento biológico de corrientes de agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal. Tesis Doctoral, Tesis.
- Código de aguas, 1999. Código de Aguas, Ley 899. Legislatura Provincial Neuquén.
- Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R., Mota, M., 2008. Rotating biological contactors: A review on main factors affecting performance. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 7, 155-172. <https://doi.org/10.1007/s11157-008-9127-x>
- Di Palma, L., Merli, C., Paris, M., Petrucci, E., 2003. A steady-state model for the evaluation of disk rotational speed influence on RBC kinetic: Model presentation. *Bioresource Technology* 86, 193-200. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00137-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00137-2)
- Dutta, S., 2007. Mathematical Modeling of the Performance of a Rotating Biological Contactor for Process Optimisation in Wastewater Treatment. Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH), Alemania.
- Ferrer, J., Seco, A., Robles, A., 2018. Tratamientos biológicos de aguas residuales (3a. ed.), 3ra ed. Editorial de la Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España.

- Galván, A., Urbina, P., De Castro, F., 2000. Characterization of filamentous microorganisms in rotating biological contactor biofilms of wastewater treatment plants. *Bioprocess Engineering* 22, 257-260. <https://doi.org/10.1007/s004490050729>
- Gatti, M.N., Milocco, R.H., 2017. A biofilm model of microbial fuel cells for engineering applications. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*. <https://doi.org/10.1007/s40095-017-0249-1>
- Gatti, M.N., Seco, A., Ferrer, J., 2018. Calibration Procedure of the Biological Nutrient Removal Model Number 1. *Journal of Environmental Engineering* 144, 04017103:1-10. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001313](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001313)
- Grady, C.P.L., Daigger, G.T., Love, N.G., Filipe, C.D.M., 2011. *Biological wastewater treatment: Third edition*.
- Hassard, F., Biddle, J., Cartmell, E., Jefferson, B., Tyrrel, S., Stephenson, T., 2015. Rotating biological contactors for wastewater treatment - A review. *Process Safety and Environmental Protection* 94, 285-306. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2014.07.003>
- Henze, M., Comeau, Y., 2008. Chapter 3: Wastewater Characterization. *Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design*. <https://doi.org/10.1093/jts/os-XXX.October.54>
- Henze, M., Gujer, W., Mino, T., van Loosedrecht, M., 2006. *Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*, Water Intelligence Online. Scientific and Technical Report Series. IWA Publishing, London, UK. <https://doi.org/10.2166/9781780402369>
- Kadu, P.A., Rao, Y.R.M., 2012. A Review of Rotating Biological Contactors System. *International Journal of Engineering Research and Applications* 2, 2149-2153.
- Kargi, F., 2002. Empirical models for biological treatment of saline wastewater in rotating biodisc contactor. *Process Biochemistry* 38, 399-403. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(02\)00137-1](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(02)00137-1)
- Kekpugile, D.K., Kiasira, P.B., 2015. Modeling a System of Rotating Biological Contactor (RBC) for Biodegradation of Phenol in Industrial Wastewater. *International Journal of Chemical and Process Engineering Research* 2, 59-74. <https://doi.org/10.18488/journal.65/2015.2.5/65.5.59.74>
- Knobelsdorf Miranda, J., 2005. Eliminación biológica de nutrientes en un ARU de baja carga orgánica mediante el proceso VIP [WWW Document]. Tesis Doctoral. URL <https://upcommons.upc.edu/handle/2117/93224> (accedido 1.18.21).

- Kubsad, V., Chaudhari, S., Gupta, S.K., 2004. Model for oxygen transfer in rotating biological contactor. *Water Research* 38, 4297-4304. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.08.016>
- Kwak, W., McCarty, P.L., Bae, J., Huang, Y.T., Lee, P.H., 2012. Efficient single-stage autotrophic nitrogen removal with dilute wastewater through oxygen supply control. *Bioresource Technology* 123, 400-405. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.07.076>
- Lazarova, V., Manem, J., 1995. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Water Research* 29, 2227-2245. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00054-O](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00054-O)
- Lewandowski, Z., Boltz, J.P., 2011. Biofilms in Water and Wastewater Treatment, en: *Treatise on Water Science*. Elsevier, pp. 529–570. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53199-5.00095-6>
- Ley N° 1763, 1988. Ley N° 1763-1988 – Ente Provincial de Agua y Saneamiento del Neuquén (EPAS) – Contaduría General de la Provincia del Neuquén.
- Ley N° 1875, 2014. Ley 1875 (T.O 2267) Legislatura de la Provincia del Neuquén. Neuquén.
- López Vázquez, C.M., Buitrón Méndez, G., García, H.A., Cervantes Carrillo, F.J., 2017. Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño, 1era Ed. ed, Water Intelligence Online. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780409146>
- Makinia, J., Rosenwinkel, K.-H., Spering, V., 2006. Comparison of Two Model Concepts for Simulation of Nitrogen Removal at a Full-Scale Biological Nutrient Removal Pilot Plant. *Journal of Environmental Engineering* 132, 476-487. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2006\)132:4\(476\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2006)132:4(476))
- Mara, D., Horan, N., 2003. *Handbook of Water and Wastewater Microbiology*, School of Civil Engineering University of Leeds UK. Academic Press, Amsterdam.
- Meijer, S.C.F., Van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J., 2002. Modelling the start-up of a full-scale biological phosphorous and nitrogen removing WWTP. *Water Research* 36, 4667-4682. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00192-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00192-6)
- Melcer, H., Dold, P.L., Jones, R.M., Bye, C.M., Takács, I., Stensel, H.D., Wilson, A.W., Sun, P., Bury, S., 2003. *Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling*.
- Montgomery, D.C., Runger, G.C., 2003. *Applied Statistics and Probability for Engineers*, European Journal of Engineering Education. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Muñoz-Sánchez, T.J., Reyes-Mazzoco, R., 2013. Evaluación de la eficiencia de remoción de

- materia orgánica y nitrógeno en un filtro percolador con nuevo empaque. *Revista Mexicana de Ingeniería Química* 12, 575-583.
- Muñoz Castro, G., 2012. Crecimiento poblacional ¿Humano o bacteriano? *Ecología y Evolución*.
- Nasr, F.A., Badr, N.M., Doma, H.S., 2006. Flavour industry wastewater management case study. *Environmentalist* 26, 31-39. <https://doi.org/10.1007/s10669-006-5356-0>
- Nowak, O., 2000. Upgrading of wastewater treatment plants equipped with rotating biological contactors to nitrification and P removal. *Water Science and Technology* 41, 145-153. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0023>
- OMS, 2013. OMS | Guías para la calidad del agua potable, tercera edición, Who.
- Pano, A., Middlebrooks, E.J., Reynolds, J., 1981. The Kinetics of Rotating Biological Contactors Treating Domestic Wastewater, Reports Paper 167. WATER QUALITY SERIES UWRL/Q-81/04.
- Ramallo R.S., 1996. Tratamiento de Aguas Residuales, Primera Ed. ed. Barcelona.
- Ravi, R., Sarayu, K., Sandhya, S., Swaminathan, T., 2013. Rotating Biological Contactors. *Air Pollution Prevention and Control: Bioreactors and Bioenergy* 207-220. <https://doi.org/10.1002/9781118523360.ch9>
- RD, 1995. Royal Legislative Decree 11/1995 of December 28th, concerning wastewater treatment, Official Bulletin of Spain.
- Resolución N°181, 2000. Ente Provincial de Agua y Saneamiento.
- Rodgers, M., Zhan, X.M., 2003. Moving-medium biofilm reactors. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 2, 213-224. <https://doi.org/10.1023/B:RESB.0000040467.78748.1e>
- Seco, A., Ribes, J., Serralta, J., Ferrer, J., 2004. Biological nutrient removal model No. 1 (BNRM1). *Water Science and Technology* 50, 69-78. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0361>
- Seeley, I.H., 1992. Wastewater Engineering, en: *Public Works Engineering*. Macmillan Education UK, London, pp. 160-214. https://doi.org/10.1007/978-1-349-06927-9_4
- Sirianuntapiboon, S., 2006. Treatment of wastewater containing Cl₂ residue by packed cage rotating biological contactor (RBC) system. *Bioresource Technology* 97, 1735-1744. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.07.030>
- Suárez, J., Jácome, A., 2007. Eliminación de nitrógeno de las aguas residuales. *Procesos de*

- nitrificación y desnitrificación., *Sistemas de Saneamiento – Master en ingeniería del Agua – Universidad de A Coruña*. 1-14.
- Tawfik, A., Temmink, H., Zeeman, G., Klapwijk, B., 2006. Sewage treatment in a Rotating Biological Contactor (RBC) system. *Water, Air, and Soil Pollution* 175, 275-289. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9138-6>
- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D., Metcalf & Eddy, I., Burton, F., 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th Ed. ed, *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* McGraw Hill. New York, NY. Metcalf & Eddy, Inc. Mc Graw Hill.
- Teixeira, P., Oliveira, R., 2001. Denitrification in a closed rotating biological contactor: Effect of disk submergence. *Process Biochemistry* 37, 345-349. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(01\)00216-3](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(01)00216-3)
- Tonde, M.R., Patil, S.B., Mali, J.R., 2015. Review Paper on Study of Rotating Biological Contactor for Wastewater Treatment Process. *International Journal of Current Engineering and Technology* 5, 1539-1541.
- Vasiliadou, I.A., Molina, R., Martínez, F., Melero, J.A., 2014. Experimental and modeling study on removal of pharmaceutically active compounds in rotating biological contactors. *Journal of Hazardous Materials* 274, 473-482. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.04.034>
- Waskar, V.G., Kulkarni, G.S., Kore, V.S., 2012. Review on process , application and performance of Rotating Biological Contactor (RBC). *International Journal of Scientific and Research Publications* 2, 1-6.
- Water Environment Federation, 2010. Design of municipal wastewater treatment plants MOP 8, en: *WEF Manual of Practice 8: ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice*, No. 76. Mc Graw Hill, pp. 1-2600.
- Welter, A.B., Romero, J.M., Grumelli, Y.A., Sánchez, J.A., Ascar, G.I., 2004. La biopelícula en los procesos RBC 1-17.
- Wik, T., 2003. Trickling filters and biofilm reactor modelling. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 2, 193-212. <https://doi.org/10.1023/B:RESB.0000040470.48460.bb>

9 NOMENCLATURA

Δt_i : tiempo entre muestreos, (d).

μ : velocidad específica de crecimiento, (1/d).

μ_{MAX} : velocidad específica máxima de crecimiento, (1/d).

A_{EXP} : área expuesta de los discos, 6 m² y 15,6 m² para el RDS y RDH, respectivamente.

A_{SUB} : área sumergida, 33% de 6 m² y 15,6 m² para el RDS y RDH, respectivamente.

$dif(N-NH_4^+)$: $N-NH_4^+_e - N-NH_4^+_s$, (mg N/L).

DQO: Demanda Química de Oxígeno.

E_{BP} : espesor de la biopelícula, (m).

E_{PL} : espesor de la película líquida, (m).

k_D : velocidad específica de lisis bacteriana, (1/d).

k_{NH} : constante de semisaturación, (mg N/L).

K_S : coeficiente de difusión efectivo, (m/d).

M: número de muestreos realizados.

N_A : número de cargas de alimento en los reactores.

N_{ALIM} : nitrógeno alimentado (g, g/d m², g/d L).

N_D : número de días que se extendió el Experimento 2.

N_{DES} : nitrógeno desnitrificado, (g, g/d m², g/d L).

$N-NH_4^+$: Nitrógeno como amonio.

$N-NH_4^+_{ALNATI}$: concentración de amonio en el agua residual empleada, (mg N/L).

$N-NH_4^+_{ALSIN}$: concentración de amonio en el sustrato sintético concentrado, (mg N/L).

$N-NH_4^+_{AL}$: concentración de amonio en el sustrato sintético, (mg N/L).

$N-NH_4^+_e$: concentración de amonio medida luego de agregar sustrato, (mg N/L).

$N-NH_4^+_s$: concentración de amonio medida antes de agregar sustrato, (mg N/L).

N_{NIT} : nitrógeno nitrificado, (g, g/d m², g/d L).

$N-NO_3^-$: Nitrógeno como nitrato.

$N-NO_3^-_e$: concentración de nitrato medida luego de agregar sustrato más $dif(N-NH_4^+)$, entendiendo que esta diferencia es el nitrato producido en la reacción de nitrificación, (mg N/L).

$N-NO_3^-_s$: concentración de nitrato medida antes de agregar sustrato, (mg N/L).

Q_{ALNATI} : caudal de sustrato natural (agua residual), (L/d).

Q_{AL} : caudal de sustrato (constante durante el período), (L/d).

S_{PL} : concentración de amonio en la película líquida, (mg N/L).

S_T : concentración de amonio en el seno del líquido, (mg N/L).

T_e : Temperatura ambiental ($^{\circ}\text{C}$).

T_i : Temperatura interior de cada compartimento de los reactores ($^{\circ}\text{C}$).

$V_{AL\ SIN}$: volumen añadido de sustrato sintético concentrado, (L).

V_{BP} : volumen de la biopelícula, (m^3), $V_{BP} = A_{EXP} E_{BP}$.

V_T : volumen del compartimento líquido, $0,045 \text{ m}^3$ y $0,041 \text{ m}^3$ para el RDS y RDH, respectivamente.

X_{BP} : concentración de microorganismos en la biopelícula, (mg DQO/L).