

CONTACTORES BIOLÓGICOS ROTATIVOS PARA EL TRATAMIENTO DE  
AGUAS RESIDUALES

JEISSON GONZALEZ SALCEDO  
1127141038

UNIVERSIDAD DE PAMPLONA  
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA  
INGENIERIA AMBIENTAL  
DIPLOMADO EN TRATAMIENTO AVANZADO DEL AGUA  
PAMPLONA-NORTE DE SANTANDER  
2019

CONTACTORES BIOLÓGICOS ROTATIVOS PARA EL TRATAMIENTO DE  
AGUAS RESIDUALES

JEISSON GONZALEZ SALCEDO  
1127141038

TRABAJO PRESENTADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO  
AMBIENTAL

ASESOR  
ING. JULIO ISAAC MALDONADO

UNIVERSIDAD DE PAMPLONA  
FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA  
INGENIERIA AMBIENTAL  
DIPLOMADO EN TRATAMIENTO AVANZADO DEL AGUA  
PAMPLONA-NORTE DE SANTANDER  
2019

## RESUMEN

Los contactores biológicos rotativos (RBC), también conocidos como biodiscos, es un reactor que opera en condiciones aerobias, diseñado para el tratamiento secundario de aguas residuales domésticas e industriales. Este sistema lleva a cabo un proceso de tratamiento biológico, mediante cultivos de microorganismos fijos o adheridos a los discos rotativos de plástico ensamblados sobre un eje horizontal, los cuales funcionan como el soporte formando en ellos la biopelícula, siendo esta la de mayor importancia para el desarrollo del sistema, al instante en que la biopelícula hace la transformación de la materia orgánica debido a la acción de los microorganismos que la forman, se puede efectuar que a medida que el afluente ingrese al reactor este puede hacer que gradualmente se modifique la clasificación microbiológica. Teniendo en cuenta otros factores que influyen sobre la biopelícula que están asociados a la composición química del influente a tratar como carga orgánica, disponibilidad de oxígeno, temperatura, pH y físicos como color, espesor, turbiedad y densidad son considerados importantes para predecir la eficiencia teniendo en cuenta las características del agua a tratar.

**Palabras claves:** agua residual, biopelícula, contactores biológicos rotativos, depuración de materia orgánica, microorganismos, tratamiento biológico.

## ABSTRAC

The rotating biological contactors (RBC), also known as biodiscs, is a reactor that operates under aerobic conditions, designed for the secondary treatment of domestic and industrial wastewater. This system carries out a process of biological treatment, by means of cultures of fixed microorganisms and adhered to the rotating discs of plastic assembled on a horizontal axis, which work as the support forming in them the biopellicula, being this one of greater importance for the development of the system, at the moment in which the biopellicula makes the transformation of organic matter due to the action of the microorganisms that form it, it can be done that as the tributary enters the reactor it can gradually change the microbiological classification . Taking into account other factors that influence the biopellicula that are associated to the chemical composition of the influent to treat as organic load, oxygen availability, temperature, pH and physichists as color, thickness, turbidity and density are considered important to predict the efficiency having consider the characteristics of the water to be treated.

**Keywords:** residual water, biopelicuca, rotating biological contactors, organic matter purification, mocroorganisms, biological treat ment.

## TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN.....	10
CAPITULO I.....	14
1. GENERALIDADES DE LOS CONTACTORES BIOLÓGICOS ROTATIVOS.....	14
1.1 Origen de los RBC.....	14
1.2 Tipos de RBC.....	17
1.3 Costos de los RBC.....	21
1.4 Ventajas de los RBC.....	22
1.5 Desventajas.....	24
1.6 Sustrato.....	27
1.7 La hidrodinámica.....	30
1.8 Composición de los medios.....	30
1.9 Consideraciones en el aumento de la escala.....	34
CAPITULO II.....	36
2 FACTORES QUE AFECTAN EL RENDIMIENTO DE LOS RBC.....	36
2.1 Velocidad rotacional.....	36
2.2 Tasa de carga orgánica.....	42
2.3 Tasa de carga hidráulica.....	45

2.4	Tiempo de retención hidráulico .....	50
2.5	Medios de soporte.....	50
2.6	Montaje de los RBC .....	54
2.7	Características del agua.....	57
2.8	Niveles de oxígeno disueltos.....	59
2.9	Alimentación escalonada .....	61
2.10	Inmersión del disco .....	62
2.11	Temperatura .....	65
2.12	Biopelícula o biomasa .....	66
CAPÍTULO III.....		71
3	MICROBIOLOGÍA EN LOS RBC .....	71
3.1	Estructuración microbiana.....	71
3.2	Función y actividad.....	74
CAPITULO IV .....		76
4	DEPURACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES .....	76
4.1	La nitrificación .....	76
4.2	La desnitrificación.....	76
4.3	Fosforo orgánico .....	79
CAPÍTULO V .....		81

5	ELIMINACIÓN FUNDAMENTAL DE CONTAMINANTES EN LOS RBC ....	81
5.1	Orgánicos.....	81
5.2	Inorgánicos.....	85
5.3	Rendimiento de los RBC .....	86
5.4	RBC comparado con otros sistemas de tratamiento biológicos de aguas residuales .....	92
6	Conclusiones.....	97
7	BIBLIOGRAFÍA .....	99

## TABLA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Diagrama esquemático de un contactor biológico rotativo (RBC).....	11
<b>Figura 2.</b> Esquema de un contactor biológico rotativo (RBC) .....	14
<b>Figura 3.</b> Sistema integrado de RBC. ....	17
<b>Figura 4.</b> Sistema de RBC en serie y paralelo respectivamente. ....	18
<b>Figura 5.</b> Sistema modular de los RBC.....	19
<b>Figura 6.</b> Variación de la inmersión del disco y disminución de la transferencia de oxígeno. ....	19
<b>Figura 7.</b> Sistema híbrido entre un medio suspendido y fijo para mejorar el punto estándar de los efluentes.....	20
<b>Figura 8.</b> Sistema híbrido entre un RBC y humedales para mejorar el efluente	21
<b>Figura 9.</b> Medio de soporte fijo parcialmente sumergido para la formación de la biopelícula.....	31
<b>Figura 10.</b> Reactor RBC de etapas separado con deflectores en un tanque y tanques en serie. ....	55



## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Ventajas y desventajas de los RBC, mediante ensayo a diferentes escalas.....	26
<b>Tabla 2.</b> Detalles experimentales y resumen de los resultados de diferentes estudios sobre el efecto de la velocidad de rotación en el rendimiento de los sistemas RBC. ....	40
<b>Tabla 3.</b> Detalles experimentales y resumen de los resultados de diferentes estudios sobre el efecto de la carga orgánica e hidráulica en el rendimiento de los RBC. ....	47
<b>Tabla 4.</b> Rendimiento de los RBC a partir de las diferentes investigaciones. ...	87
<b>Tabla 5.</b> Comparaciones de los parámetros del sistema de los RBC con otros sistemas de tratamientos biológicos. ....	92

## INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales cada día es una problemática ambiental que requiere más atención debido a sus impactos negativos sobre el medio ambiente. Es de suma importancia la implementación de las plantas de tratamiento para aguas residuales, ya que estas operan mediante procesos físico, químicos y biológicos, así mismo poder garantizar una mejor calidad del recurso hídrico al ser retornada a un cuerpo de agua o darle un nuevo aprovechamiento, mejorando la calidad de vida (Abzazou, 2015).

Para garantizar la sostenibilidad ambiental se deben cumplir normas al realizar los procesos para el tratamiento de aguas residuales (Pebriyanti, 2016). La calidad de las aguas residuales se relaciona con la depuración de los nutrientes, los costos de diseño, operación y mantenimiento, eficiencia energética, siendo estas las principales características para un óptimo tratamiento (Hassard, 2015) Cita a (Stowa 2010).

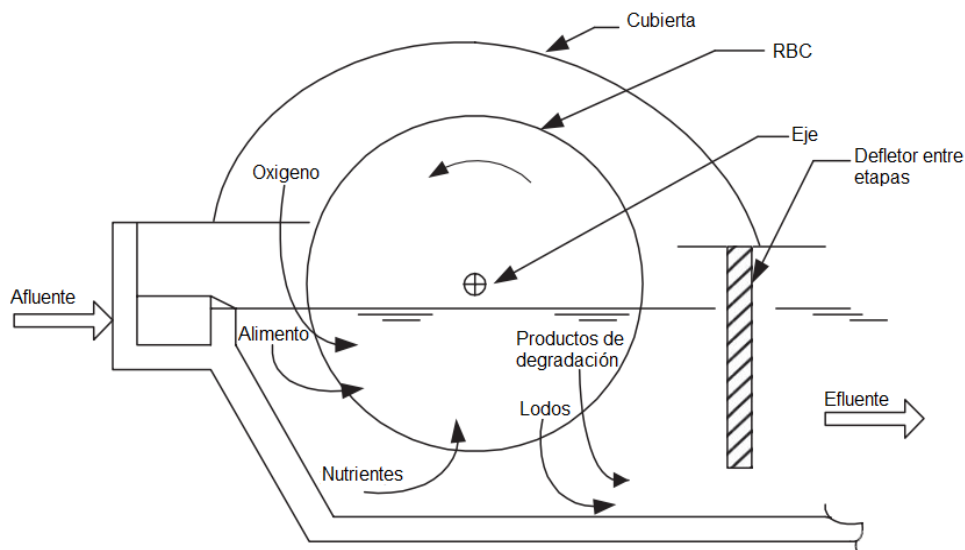
Para los tratamientos de aguas residuales es importante tener en cuenta el desarrollo de las tecnologías para garantizar en los procesos la eficiencia y capacidad a periodos largos de tiempo (Ebrahimi, 2017) Cita a (Hoyland y otros, 2010; Grady Jr y otros, 2012).

La principal función de los tratamientos biológicos es la degradación de la materia orgánica biodegradable, este proceso consiste en el aprovechamiento de la misma transportada en el agua residual a tratar por los microorganismos. Teniendo como

una buena alternativa los contactores biológicos rotativos (RBC) para la remoción de contaminantes orgánicos en las aguas residuales (Demergasso S. C., 2000).

Los RBC son reactores aerobios, que se caracterizan por tener discos como medio de soporte para la formación de la biopelícula encargada de mantener los microorganismos, siendo estos una alternativa al tratamiento con lodos activados (Mittal & Singh, 2012).

Su sistema de operación consiste en el contacto constante de la biopelícula con el agua residual donde encontrara su alimento y el ambiente para su oxigenación, ya que su operación es en condiciones aerobias, en sus procesos operacionales es un sistema recomendado teniendo más viabilidad para comunidades pequeñas (Ver figura 1.) (Cereceda M. M., 2001).



**Figura 1.** Diagrama esquemático de un contactor biológico rotativo (RBC).  
**Fuente:** (Leslie Grady, y otros, 2011). *Biological Wastewater Treatment*.

Los contactores biológicos rotativos (RBC) son sistemas que se encargan de la eliminación de nutrientes en las aguas residuales que garantizan una alta eficiencia

en su proceso de depuración de compuestos orgánicos y disminución en el costo por el consumo energético (Hassard, 2015). La biomasa microbiana fija, adheridas a los discos, su medio de soporte, está compuesta de biomasa activa, no activa, matriz extracelular y desechos de la biopelícula siendo parte de los procesos biológicos ocurridos (Arvin & Harremoës, 1990).

El proceso de tratamiento de aguas residuales por medio de los contactores biológicos rotativos (RBC), se da a partir del crecimiento bacteriano y el consumo de sustrato haciendo un proceso natural de separación de la biomasa, dependiendo de una zona de sedimentación para obtener calidad en el agua tratada y un equilibrio en el proceso; en los RBC existe un desajuste en relación con el tiempo medio de residencia celular (TMRC) y el tiempo de retención hidráulico (TRH), permitiendo en este proceso mayores cargas orgánicas y estabilidad a cargas con tóxicos; siendo mejores sistemas de tratamiento en este aspecto que los sistemas de tratamiento de medios de soporte suspendidos (Najafpour G. A., 2006).

Los sistemas de medio fijo garantizan una mayor afinidad de la biopelícula y sustrato, comparado con los sistemas de medio de soporte suspendido, también es más resistente a eventualidades extrañas o a variaciones en las cargas del influente, además con una mayor estabilidad a la inanición (Batchelor, y otros, 1997).

La función principal de los RBC es la eliminación de los compuestos orgánicos ya que este posee una alta densidad bacteriana (Rajbir Singh, 2006). Se presenta eliminación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y nutrientes biológicos con el sistema de tratamientos de los RBC para aguas residuales domésticas e industriales (Hiras, 2004), (Vlaeminck, y otros, 2009) y mediante unos ajustes en el

sistema de tratamiento se puede apreciar un rescate mejorado limitado de fósforo mediante modificaciones en sus etapas del reactor (Yun, 2004).

En los RBC se llegan a remover ciertos contaminantes en específico, como los hidrocarburos (Jeswani, 2012), (Mukherji & Chavan, 2012), metales pesados (Orandi, 2012), xenobióticos (Novotny, 2012), y productos farmacéuticos (Simonich, y otros, 2002); esto conlleva a realizar ciertas condiciones de funcionamiento apropiadas para la depuración de estos compuestos.

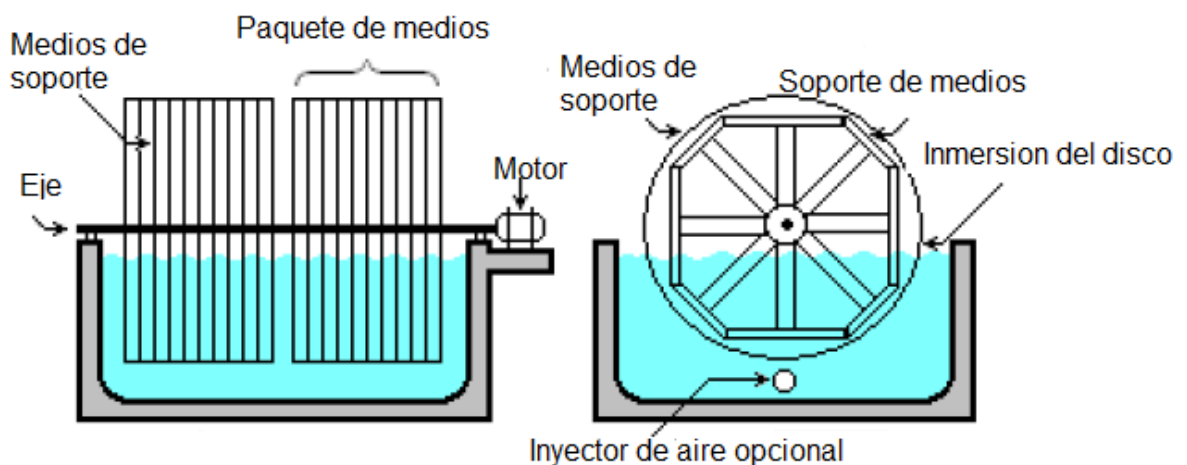
La variación en las velocidades representan en los procesos de tratamiento las diferentes condiciones dadas de acuerdo a las reacciones bioquímicas y químicas según la cinética. Cantidad de sustrato, Condiciones ambientales, microorganismos, nutrientes, son los factores que influyen en la velocidad de la transformación (Demergasso, 2017).

La teoría de los procesos de los RBC para llevar a cabo su funcionamiento se enfoca en el diseño, operación y mantenimiento; aunque actualmente el mayor interés es la eficiencia en la actividad microbiana, el comportamiento de la biopelícula y la bioquímica. (Wuertz, 2004). Para los RBC se llevó a cabo una revisión de la literatura en los aspectos de diseño, parámetros y características de los sistemas relacionados con la eficiencia. Mediante las comparaciones, los RBC pueden obtener un mayor potencial en la eficiencia de los procesos de operación y sus parámetros de diseño. (Patwardhan., 2003); (Cortez S., 2008). Mediante este trabajo se tiene como objetivo la recopilación de antecedentes bibliográficos para su respectiva revisión y generar conclusiones acerca de los contactores biológicos rotativos.

## CAPITULO I

### 1. GENERALIDADES DE LOS CONTACTORES BIOLÓGICOS ROTATIVOS

Un reactor de contacto biológico rotativo (RBC) está formado por una serie de discos circulares de diferentes materiales de plástico como poliestireno o cloruro de polivinilo, ensamblados en un eje a una distancia mínima unos de otros dentro de un tanque, los cuales se encuentran parcialmente sumergidos en el agua, donde ellos giran mediante la activación de un motor. (Ver Figura 2) (Metcalf & Eddy, 1995)



**Figura 2.** Esquema de un contactor biológico rotativo (RBC)

**Fuente:** (Waskar, 2012). *Review on Process, Application and Performance of Rotating Biological Contactor (RBC)*.

#### 1.1 Origen de los RBC

En la década de 1920 en Alemania se dio origen al RBC por primera vez, donde fue nombrado inicialmente como masa aerobia giratoria contando con un medio de

soporte fijo (Stenstrom, 1979), sin embargo en los Estados Unidos fue donde se registró la primera planta de tratamiento llamada rueda biológica o filtro de contacto (Doman, 1929). Mediante la aparición del RBC surge una nueva alternativa al filtro de goteo, solo requiriendo una décima parte del área terrestre ocupada y además reduciendo sus costos en el consumo de energía que el del tratamiento por lodos activados (Allen, 1929).

Los RBC en su momento no eran de gran interés comercialmente, aunque fue hasta la llegada de los sistemas de inmersión por goteo (Hartman, 1960).

Cuando el diseño fue patentado (Hartmann, 1961) y cuando se creó el primer RBC experimental a escala piloto, fue con el propósito de observar y probar su rendimiento (Popel, 1964). En la década de 1960 mediante un estudio se informó del progreso de los RBC con su diseño futuro, manejando en él una carga superficial de  $3 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{día}$ , siendo una carga orgánica por unidad de área semejante manejadas actualmente de  $3\text{-}15 \text{ g DBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{día}$  las cuales han sido aplicadas recientemente (Rittmann & McCarty, 2001).

La disponibilidad de materiales más sólidos, ligeros y asequibles, como los plásticos, aumentó la estabilidad de los medios y la superficie disponible para el crecimiento microbiológico, lo que mejoró la capacidad de tratamiento. El RBC se aplicó para el tratamiento biológico bajo una variedad de tipos de influencia, los regímenes orgánicos e hidráulicos

En los años 1960 y 1970 ya se contaba con mayor disponibilidad de diferentes materiales más ligeros, factibles y fuertes como los plásticos, dando una mayor estabilidad como medio de soporte, también incrementando el área superficial para

el crecimiento de los microorganismos, aumentando la eficiencia en el tratamiento. Para los regímenes orgánicos, hidráulicos y una variedad de tipos de influencia el RBC se aplicó para el tratamiento biológico (Rittmann & McCarty, 2001); (Cortez S., 2008).

Para que un RBC sea capaz de llevar a cabo la nitrificación y la desnitrificación simultáneamente es necesario variar la inmersión del disco, así mismo facilitar varios regímenes de depuración de nutrientes (Simm, 1988). En el funcionamiento de los RBC se han presentado una serie de anomalías en los medios de soporte, rodamiento y ejes, en su mayoría son debido al diseño mecánico inapropiado donde no se tuvo en cuenta el crecimiento de la biomasa (Mba, 1999).

Dada la rivalidad entre los proveedores por competir en el mercado se daban unas posibles tasas de remoción de manera exagerada (Rittmann & McCarty, 2001); entre los proveedores se obtuvo un factor de 7 en la variación de las cargas permitidas (Bernard Ross, 1994). La no consideración de la biodegradabilidad, toxicidad, resistencia orgánica y temperatura no fue lo adecuado, ya que al solo tenerse en cuenta la carga hidráulica como un parámetro de diseño no se obtendría el mejor rendimiento en el proceso microbiano (Steiner, 1997).

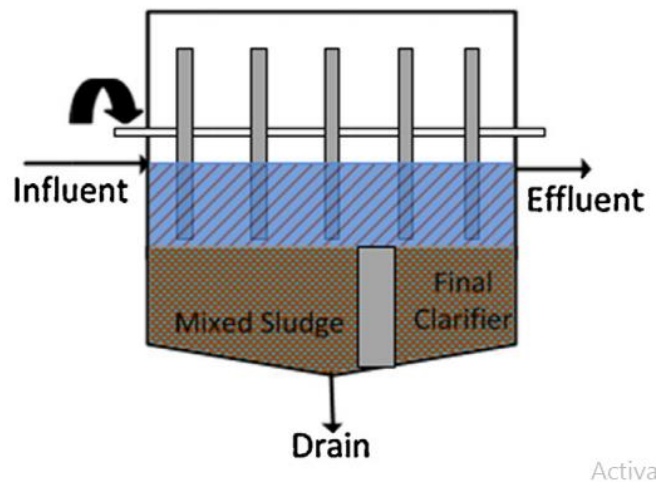
A través de la historia, la implementación de los RBC es con el propósito de tratar aguas residuales para la depuración de carbono orgánico; al transcurrir los años este equipo ha tenido ampliaciones para llevar a cabo la nitrificación y la desnitrificación de las aguas contaminadas. Conociéndose los primeros RBC en Europa y su continuidad en la operación desde 1958 (Poon, 1979).



Para la implementación de los RBC se deben tener en cuenta parámetros fundamentales como la carga orgánica, tasa de utilización de sustrato la actividad de los microorganismos como criterios de diseño.

## 1.2 Tipos de RBC

Se encuentran dos tipos principales de los RBC, los que constituyen al tipo integral y modular. Los sistemas de tipo integral, es donde se lleva a cabo los tres procesos en una sola unidad, siendo el asentamiento primario, área biológica y clarificador final, como se observa en la figura 3. Estos sistemas cuentan con una capacidad de tratamiento para una población equivalente menores o igual a 250 (Findlay, 1993).



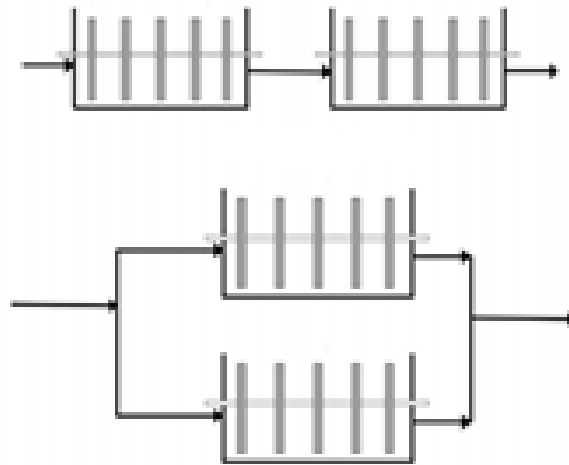
Activa

**Figura 3.** Sistema integrado de RBC.

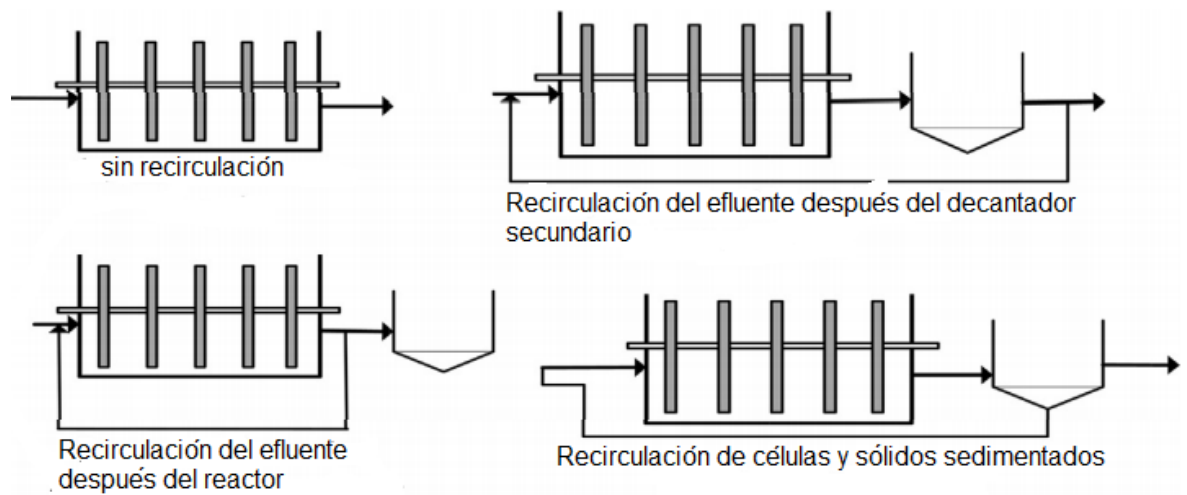
**Fuente:** (Hassard, 2015). *Rotating biological contactors for wastewater treatment – A review*

Por otra parte se encuentran los sistemas modulares, donde sus procesos operacionales los realizan por separado, siendo el tratamiento primario, tratamiento

secundario y los sólidos, generalmente realizan el tratamiento para una población equivalente mayor a 1000 (Griffin & Findlay, 2000), facilitando la flexibilidad en las configuraciones de procesos, observado en la figura 4 y 5. Sin embargo, las limitaciones de tamaño y peso restringen los RBC a un tamaño de 3.5 m de diámetro del disco. El sistema modular en los RBC se facilita para realizar su operación mediante la división de flujo en paralelo entre unidades, lo que permite su operación dentro de los rangos permisibles de carga, visualizado en la figura 4. A diferencia, en caso de ser una preocupación principal la calidad del efluente, a menudo los RBC operan en serie, como se puede apreciar en la figura 5. Generalmente, se opera con una inmersión del disco del 40 % (Cortez S., 2008).



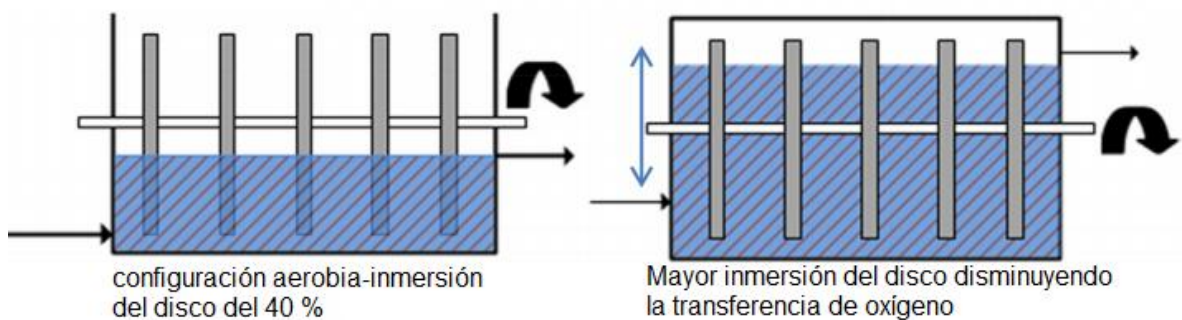
**Figura 4.** Sistema de RBC en serie y paralelo respectivamente.  
**Fuente:** (Hassard, 2015). *Rotating biological contactors for wastewater treatment – A review*



**Figura 5.** Sistema modular de los RBC

**Fuente:** (Hassard, 2015). *Rotating biological contactors for wastewater treatment – A review*

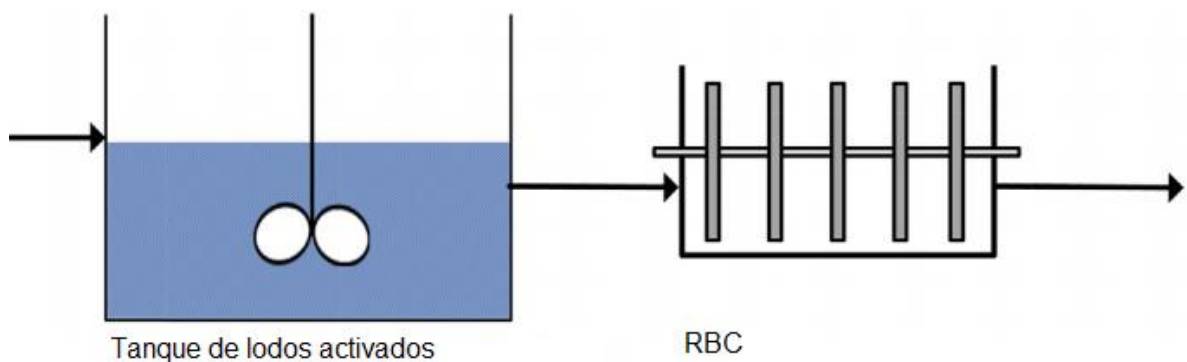
A medida que se incrementa la inmersión del disco, se favorecen los procesos que requieran menor cantidad de oxígeno, como la desnitrificación, obteniéndose la condición anaerobia cada vez mayor a medida que la inmersión se hace mayor en el reactor, apreciando la figura 6 en este caso (Teixeira & Oliveira, 2001).



**Figura 6.** Variación de la inmersión del disco y disminución de la transferencia de oxígeno.

**Fuente:** (Hassard, 2015). *Rotating biological contactors for wastewater treatment – A review*

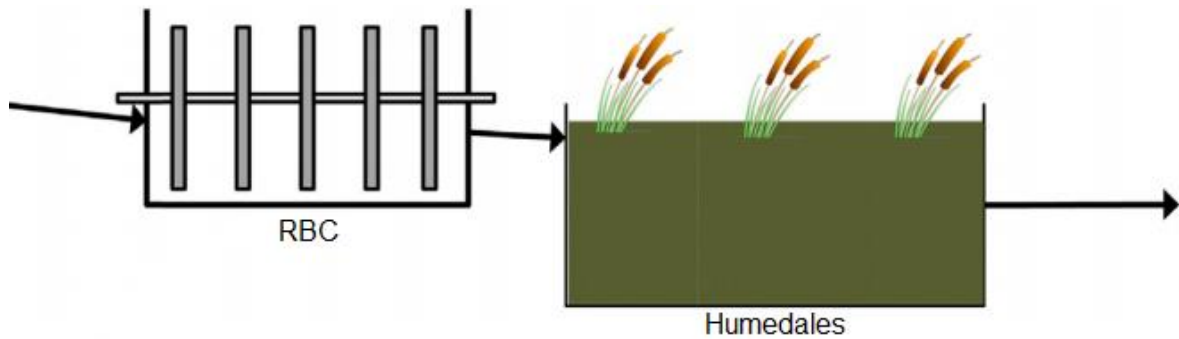
La operación de los RBC combinado con otra unidad operacional conforman sistemas híbridos para mejorar la estabilidad de un proceso que tiene una carga fuerte o variable, y así incrementar la capacidad de carga o mejorar el punto estándar alcanzable de los efluentes (Vesilind, 2003); (Hoyland, 2010). Los RBC y las combinaciones de crecimiento suspendido son configuraciones comunes que son usadas para mejorar el desbaste o facilitar un tratamiento terciario, ver la figura 7 (Vesilind, 2003); (Upton, 1995).



**Figura 7.** Sistema híbrido entre un medio suspendido y fijo para mejorar el punto estándar de los efluentes.

**Fuente:** (Hassard, 2015). *Rotating biological contactors for wastewater treatment – A review*

La combinación de RBC y humedal se ha establecido con el fin de mejorar los efluentes permitidos de descarga para trabajos pequeños y facilitar un amortiguador de flujo de tormenta, representado en la figura 8 para la larga duración, se protegen los RBC con un material resistente a la luz ultravioleta como los plásticos densos de color negro para su recubrimiento o un recubrimiento dentro de la cubierta metálica para así mismo mantener la temperatura y prevenir la proliferación de olores y moscas. (P. Griffin and G.E. Findlay, 2000).



**Figura 8.** Sistema híbrido entre un RBC y humedales para mejorar el efluente  
**Fuente:** (Hassard, 2015). *Rotating biological contactors for wastewater treatment – A review*

### 1.3 Costos de los RBC

Los gastos operativos y los gastos requeridos para mejorar la eficiencia o gastos de capital en los RBC se han reducido debido a su poco gasto al estar en funcionamiento, mantenimiento y monitoreo comparándolo con los costos requeridos en el tratamiento de lodos activados. La mitad de los gastos de capital son debidos a reparaciones mecánicas y electrónicas, siendo este costo inversamente proporcional a la población equivalente para el tratamiento, debido a que si la población equivalente es mayor a 1000, estos costos pueden llegar a disminuir al 50 % (Upton, 1995).

La comparación entre una planta de lodos activados y un RBC para el tratamiento de agua con residuos de bodega con un caudal de  $1.8 \times 10^3$  m<sup>3</sup>/día, determinaron que los gastos de capital fueron similares en los dos tipos de tratamiento, mientras que en el consumo de energía, el RBC consumió menos de la mitad (Labella, 1972). Por ocupación de la superficie del terreno y funcionamiento los RBC era un 35% en

promedio más barato por población equivalente por año respecto a los filtros por goteo (Upton, 1995).

Los costos operacionales son similares de los sistemas de RBC a los del crecimiento suspendido, teniendo en gran parte reducción en los costos de capital. (Ware, 1990). Los RBC tenían un 29% menos en gastos operacionales, pero un 44% más de gastos en reparaciones que los filtros de lecho envasado y los humedales de flujo de superficie horizontal, también fue demostrado que los contactores biológicos tienen cinco veces el consumo de energía que los filtros de lecho empacado cuando se operan dentro del rango de tasa de carga orgánica de 0.53-2.01 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.dia (Fountoulakis, 2009)

Según estudios realizados, se obtuvo que un RBC en operación arrojó una eficiencia energética entre el 72% y el 88% con un motor de 7.5 Hp, con una carga del 25 al 100 % respectivamente (Brenner, 1984). Teniendo en cuenta los criterios de costos los RBC son más convenientes para sistemas de tratamiento de aguas residuales que aquellos que habitualmente tienen menores costos de operación en comparación con un enfoque que puede requerir control de procesos y mano de obra especializada (Fountoulakis, 2009).

#### **1.4 Ventajas de los RBC**

Para el tratamiento de aguas residuales los RBC son preferibles debido a su sencillez, bajos costos de operación y mantenimiento, y rendimiento (Cortez S.,

2008). Los RBC debido a su sistema operacional, que los discos entran en contacto con el aire, no requieren inyección del mismo. En comparación con el sistema de lodos activados, los costos relacionados con la operación, por ejemplo la aireación, mantenimiento es mucho más rentable en los RBC, el costo es menor debido al requerimiento del material en los RBC y al no requerir inyección de aire el consumo de energía es aproximadamente la mitad (Hassard, 2015).

La biopelícula formada está unida a los medios de soporte produciéndose la biodegradación de la materia orgánica, en caso dado el sistema de los RBC son más resistentes a las cargas tóxicas y de choque, dando mayor confiabilidad al sistema de tratamiento de aguas residuales, obteniendo mayor alimento disponible para los microorganismos; mientras que en los sistemas de lodos activados los microorganismos se encuentran suspendidos en el agua, lo que los hace más susceptibles a ser eliminados cuando hayan aumentos de cargas hidráulicas y orgánicas dando resultados deficientes en el tratamiento (A. Kapoor, 2003).

Los procesos de crecimiento adheridos fijos tiene como ventaja principal el manejo de cargas altas debido al desacoplamiento a principal ventaja de los procesos de crecimiento adjuntos es el manejo de cargas orgánicas más altas debido al desacoplamiento del tiempo de residencia promedio de las células del tiempo de retención hidráulico (Hassard, 2015).

En la producción de lodos los RBC generan menos y más concentrado respecto al sistema de lodos activados, requiriendo un decantador secundario más pequeño para la sedimentación de lodos, debido a la formación de un floc más grande dada por la biodegradación adjunta de la materia orgánica, siendo el volumen del lodo

menor en los RBC debido al tiempo de retención de sólidos, estimando una producción de lodos menor que el sistema de lodos activados convencional de un 10 – 20 % (Waqas & Bilad, 2019)

El Tiempo de retención hidráulico en los RBC son cortos debido a su gran área activa de medio de soporte donde se encuentra adherida la biomasa para la degradación de la materia orgánica, por ende la producción de lodo es baja sin necesidad de recirculación de lodo, permitiendo su sistema la alta eficiencia de transferencia de oxígeno del aire, siendo esto una operación de bajo costo. La alta eficiencia de transferencia de oxígeno elimina la necesidad de aireación para transferir el oxígeno de la fase de gas a la líquida, lo que hace que el proceso se ejecute a un bajo costo operativo (Hassard, 2015). El requerimiento de área superficial del terreno es bajo y la energía requerida es aproximadamente la mitad para los RBC con respecto a lodos activados.

Teniendo en cuenta todas las ventajas de los RBC es un sistema rentable para el tratamiento de aguas residuales, debidos a sus bajos costos operacionales y de mantenimiento, rendimiento constante, y de fácil operación, haciéndolo más factible a sus aplicaciones a escala real.

### **1.5 Desventajas**

RBC tiene algunos inconvenientes que incluyen: inicio lento del proceso, requiriendo pre-tratamiento primario adecuado, requiriendo clarificador secundario,



flexibilidad limitada del proceso y difícil de escalar-para arriba. En comparación con MBR, RBC ofrece menor calidad de efluentes y menor eficiencia de eliminación.

En RBC, es necesario un espesor específico de biopelícula para iniciar el proceso y digerir suficientemente la materia orgánica en las aguas residuales. Esta capa de microorganismos se desarrolla con el tiempo y retrasa el proceso (aproximadamente 3-6 meses). Un pre-tratamiento primario adecuado también es esencial para eliminar las partículas sólidas grandes. La digestión de la materia orgánica sigue en el medio unido y el lodo adicional se produce en la superficie del medio. Este lodo extra producido dificulta la transferencia de oxígeno y reduce la eficiencia del proceso. El desprendimiento de esta capa de los medios de comunicación se hace por fuerzas cortantes. La sedimentación del lodo desprendido es necesaria para lograr la calidad deseada de los efluentes del agua. Se añade un clarificador secundario al RBC para sedimentar el lodo producido y lograr la calidad deseada del efluente.

RBC tiene una flexibilidad de proceso limitada, ya que restringe la eliminación de múltiples materiales con los mismos microorganismos. Las aguas residuales industriales y municipales contienen diversos tipos de materia orgánica, nutrientes, carbohidratos, proteínas y grasas. Se requiere una amplia gama de microorganismos para degradar todos estos tipos de aguas residuales a fin de garantizar una mejor calidad de los efluentes. Los microorganismos digieren el tipo de alimento que es favorable para ellos (Peavy et al., 1985). La elección de los microorganismos es específica de las características de las aguas residuales influentes. Una variedad de microorganismos están disponibles para la eliminación

de una amplia gama de materiales, pero la selección de los mejores microorganismos para digerir el alimento es un parámetro muy importante. A este respecto, en la escala de RBC se incorporan varios parámetros como la hidrodinámica, el flujo hidráulico, la carga orgánica, la transferencia de oxígeno, la superficie de los medios activos, el crecimiento de microorganismos y el desprendimiento del biopelícula. Los modelos desarrollados sólo consideran uno de los parámetros y no incluyen la relación entre los diferentes parámetros que rigen el proceso. (Dutta, 2007), fabricaron tres RBC diferentes para distinguir el coeficiente de transferencia de oxígeno a diferentes niveles. Sin embargo, considerando la ampliación de escala del bioreactor, la transferencia de oxígeno debe ser caracterizada apropiadamente. Se han desarrollado parámetros de diseño empírico, pero no abordan las mismas condiciones de proceso que en la escala laboratorio. En la tabla 1, se puede apreciar algunas ventajas y desventajas de los RBC.

**Tabla 1.** Ventajas y desventajas de los RBC, mediante ensayo a diferentes escalas.

<b>Ventajas</b>	<b>Desventajas</b>
Requerimiento de terrenos relativamente pequeño	Dificulta a escala real
Fácil construcción y expansión	Arranque lento del proceso
Diseño compacto con compartimentos separados	Tratamiento primario adecuado y clarificador secundario requerido
Control y supervisión de procesos sencillos	Flexibilidad de proceso limitada
Bajo costo de operación y mantenimiento	

---

Cortos TRH

---

Alta eficiencia de transferencia de oxígeno

---

Alta concentración de biomasa

---

bajos volúmenes de lodos en el sedimentador secundario

---

No requiere recirculación de lodos

---

Resistencia a los golpes y cargas tóxicas

---

No presenta problemas con malos olores y moscas

---

**Fuente:** (Cortez S., 2008), *Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance.*

## 1.6 Sustrato

En los RBC aquellos parámetros que dependen del sustrato son el funcionamiento, carga orgánica, área específica del medio, tiempo de residencia hidráulica, la velocidad máxima, y la inmersión del medio; existe una superposición considerable entre el tiempo de retención hidráulico y la tasa de carga orgánica (Patwardhan., 2003). También la asociación entre la tasa de transferencia de oxígeno, la velocidad de rotación y el espesor de la biopelícula, teniendo como criterio importante la carga orgánica superficial siendo la misma el sustrato, un criterio clave para los RBC es la carga orgánica superficial que se define como el sustrato en Kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>.dia. Para proporcionar el aumento de la eliminación de carga orgánica se deberá aumentar la velocidad hasta que otro parámetro se vuelve limitante (Hiras, 2004), Mediante la operación de un RBC aerobio y

predesnitrificación en dos etapas para depurar aguas residuales municipales sedimentadas, donde se apreció una reducción en rendimiento de eliminación de DBO del 50% al 35 %, con un incremento en la tasa de carga orgánica del 90 y 360 g DBO/m<sup>2</sup>-día, esto es debido a la tasa de transferencia de oxígeno limitando el rendimiento en la utilización del sustrato (Palma & Verdone, 2009); Además la tasa de eliminación orgánica aumentó de 45 a 125 g/m<sup>2</sup>.día, teniendo mayor capacidad para la eliminación de DBO en el sistema. Con la carga máxima da paso a que se logra la mayor velocidad de eliminación antes de que se pase la transferencia del compuesto limitador de la velocidad. En la biopelícula de los RBC, la transferencia de masa restringe por lo general ocultando las restricciones cinéticas de las reacciones biológicas. Mediante la difusión de ambos sustratos en el líquido en la misma dirección, mientras a cierta profundidad de la biopelícula se convierten en una limitación uno o ambos. La biomasa de los RBC tienen un equilibrio entre la tasa de consumo de sustrato y la transferencia de difusión que influye en la profundidad (Stewart & Franklin, 2008).

Los microorganismos se mantienen en equilibrio mientras la carga sea constante basado en el alimento disponible y la rivalidad por los aceptadores de electrones y espacio, en la formación de la biomasa se encuentra una capa de microorganismos basada en las condiciones prevalentes con la oxido-reducción más bajo proximal al medio (Okabe S. H., 1999).

Dentro de un reactor para realizar la separación química se lleva a cabo mediante una barrera física, una reducción gradual en el sustrato disponible (Ayoub & Saikaly, 2004). Cada etapa tiene sus características físico químicas el cual hace una

selección microbiana adaptándose a las condiciones presentes, mejorando la tasa de eliminación, el equilibrio del proceso y dando paso a la nitrificación autótrofa a cargas orgánicas más elevadas de lo que normalmente es posible (Tawfik A. K., 2002); (Kulikowska, 2010); (Najafpour G. A., 2006).

La presencia de cargas de choque o altas cargas pueden ser amortiguadas mediante las etapas, teniendo en cuenta que la biomasa tenga suficiente sustrato. Se halló que el impacto positivo de la estadificación en el rendimiento de los RBC fue insignificante después de cuatro etapas (Andreadakis, 1987), sin embargo esta depende de la carga y composición de las aguas residuales. Para la reducción de la concentración inicial efectiva de sustrato se puede llevar a cabo mediante la alimentación escalonada. (Ayoub & Saikaly, 2004), revelaron que la alimentación escalonada tuvo un impacto mínimo en la depuración de la tasa de eliminación de DBO de los RBC; aunque, la eliminación de  $\text{NH}_4\text{-N}$  aumentó en un 18%, al escalonar la carga orgánica que redujo la posibilidad de limitación de oxígeno (Rittmann B. S., 1983).

La captación del efluente permite que grandes porciones de la biopelícula se obtengan la nitrificación diluyendo la concentración orgánica influyente (Ayoub & Saikaly, 2004). La recolección de los lodos puede ser antes o después o desde el decantador dependiendo del objetivo del tratamiento. La recolección de los sólidos sedimentados contribuye a la retención de bacterias pero a medida que la biopelícula descargada se devuelve al reactor se pueden reciclar otros productos asociados a la biomasa, como las enzimas extracelulares, contribuyendo a la

depuración de los polímeros complejos, que componen aproximadamente la mitad de las aguas residuales domésticas (Logan, 1998).

### **1.7 La hidrodinámica**

En los RBC es importante comprender la hidrodinámica para mantener el espesor de la biopelícula adherida al medio de soporte, provocar la transferencia de masa compuesta y evitar desigualdad en la repartición de la biomasa (Palma & Verdone, 2009); (Griffin & Findlay, 2000). El movimiento de los medios debido a la rotación del eje establece una importante diferencia inducida al intercambio convectivo entre aire y agua, al incrementarse la velocidad máxima se incrementa la transferencia de oxígeno total (Rittmann B. S., 1983).

La composición de la biomasa puede influir en la transferencia de masa compuesta a la biopelícula del RBC, para el espesor de la biomasa límite influye la rugosidad del medio realizando cambios en la hidráulica y velocidad del flujo perpendicular a la biomasa, aumentando la tasa de difusión a través de la capa límite y la concentración de oxígeno disuelto en la biomasa (De La Rosa & Yu, 2005).

### **1.8 Composición de los medios**

Los medios de soporte para los RBC pueden estar fabricados como discos, placas de malla, anillos o monturas en un reactor de lecho empacado, semejante a

un reactor de lecho móvil giratorio y parcialmente sumergido como se puede apreciar en la figura 9. (Ware, 1990); (Sirianuntapiboon & Chumlaong, 2013).



**Figura 9.** Medio de soporte fijo parcialmente sumergido para la formación de la biopelícula.

**Fuente:** (Hidrometalica, 2019). *Biodiscos*.

El área específica de los medios por lo general se comprende entre 150-250  $m^2/m^3$  para la formación de la biomasa que soporta altas tasa de remoción en tiempos de retención hidráulico bajos. La aplicación de los medios de mayor densidad se utilizan en la parte delantera de las obras ya que allí tienen altas cargas orgánicas (Cortez S., 2008).

Para que los medios sean rentables deben mantener alta estabilidad mecánica, biológica y resistente al flujo (Leenen, 1996). La estructura y constitución físico-químicos de los diferentes medios perturban tanto la biomasa microbiana como la tasa de depuración de sustrato (Tawfik & Klapwijk, 2010); (Stephenson T. E., 2013).

La eficiencia en la transferencia de oxígeno de los RBC fue 1-2 Kg KW/h en comparación con el lecho compacto rotativo que fue 2-5 Kg KW/h (Mathure &

Patwardhan, 2005). Aunque ya visto se puede apreciar que en el aumento del rendimiento se producirán mayores costos y problemas de confiabilidad (Ware, 1990).

Para aumentar el área de superficie del medio para el crecimiento de la biomasa se ha utilizado la espuma de poliuretano, obteniéndose un área superficial de 600-1000 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> proporcionando una mayor retención de sólidos; (Windey, 2005); (Tawfik & Klapwijk, 2010).

Se utilizó un medio "similar a una red" que aumentó el área de superficie de los discos respecto a los planos para facilitar una tasa de nitrificación de 0,6 g N/m<sup>2</sup>.dia. (Chen, 2006), con la utilización de un medio de un polímero de tipo piridinio pulverizado no tejido, manifestaron la viabilidad para la desnitrificación anaeróbica autótrofa, siendo las características de este medio del piridinio adecuadas para permitir la unificación de microorganismos nitrificadores obteniéndose una tasa de nitrificación mayor a 26 Kg/ m<sup>2</sup>dia (Liu, y otros, 2008).

Mediante el estudio del impacto de la tasa de carga orgánica en las tasas de eliminación de biomasa formadas en una malla similar de policloruro de vinilo, espuma de poliuretano y poliéster en los RBC operados simultáneamente, mostrando que a medida que las cargas se hacen más altas el tamaño del poro del medio es el parámetro más importante para dar el rendimiento en su funcionamiento a macroescala, ya que al presentarse la obstrucción en los poros favorece a la inactivación de la biopelícula adherida y reducción en el área superficial efectiva del medio dado a las limitaciones de transferencia de masa (F. Hassard, 2014).



Llevada a cabo la investigación se sugiere la relación entre la comunidad inicial adherida, la biomasa creada posteriormente y el rendimiento del reactor en operación (Stephenson T. E., 2013).

Para los medios de soporte se han sugerido diferentes propiedades físico-químicas para llevar a cabo la selección de diferentes grupos bacterianos. Teniendo en cuenta que la hidrofilia de los medios interviene en la adhesión de la biomasa, esto dado al tamaño de la capa límite acuosa impidiendo al contacto bacteriano. (Khan, 2013).

La rugosidad de los medios pueden interrumpir la fijación bacteriana, demostraron que aquellos medios con rugosidades mayores a 20 nm realizar una alta adsorción de proteínas, lo que incrementa la hidrofilia efectiva con los medios, impide la adsorción de bacterias y aumenta la capa de agua (Singh, y otros, 2011). En los medios de rugosidad intermedia genera el beneficio del área superficial y la alta adhesión microbiana, donde estudiaron este fenómeno operando un RBC a escala de banco con tasas de carga orgánica de 16 a 160 g DBO/m<sup>2</sup>.dia, evidenciando que los medios con una rugosidad menor a 20 nm estaban conformados de biomasa 4.5 veces más en comparación con aquellos medios con rugosidades alrededor de 35 nm; aunque las tasas de remoción de DBO se mantenía semejantes, pero la biopelícula formada en el medio de alta rugosidad presento una mayor actividad microbiana (F. Hassard, 2014).

## 1.9 Consideraciones en el aumento de la escala

En los RBC la ampliación apropiada es primordial para comprobar si el rendimiento será semejante de la escala laboratorio y piloto a la escala real (Arvin & Harremoes, 1990).

En el caso de los RBC, la escala debe incorporar parámetros de hidrodinámica, superficie activa de los medios, flujo, carga orgánica, transferencia de oxígeno, tasa de crecimiento bacteriano, acumulación de biopelícula y desprendimiento. Sin embargo, la mayoría de los modelos solo acomodan una de estas variables. Por ejemplo, (Wilson, 1980) desarrollaron cargas de diseño generalizadas basadas en datos de 12 meses a diferentes escalas. Aunque, los modelos resultantes no tuvieron en cuenta las condiciones operativas / ambientales o la comprensión del proceso (Harremoës & Gönenc, 1983).

Para simular a escala completa, los reactores de escala de banco se operaron previamente a velocidades de rotación más altas (para mantener la velocidad de punta constante) lo que disminuyó el tiempo de contacto por rotación (Spengel & Dzombak, 1992). Esto también dio lugar a diferentes distribuciones de corte que influyen en los procesos de erosión y desprendimiento en la biomasa, una mayor mezcla y una mejor eliminación del sustrato. El enfoque empírico para la ampliación implica la construcción de reactores de diferentes tamaños, pero generalmente es costoso. Después de un desarrollo suficiente, se puede desarrollar un modelo mecánico, lo que reduce la necesidad de pruebas exhaustivas. Aunque, estos modelos generalmente son apropiados solo para condiciones idénticas de

operación y de aguas residuales. (Dutta, 2007), construyeron tres RBC de diferentes tamaños para caracterizar el coeficiente de transferencia de oxígeno a diferentes escalas. El modelo se basó en los existentes: el Modelo de lodo activado para reacciones bioquímicas, un modelo de biopelícula multicelular y un modelo RBC. Sin embargo, la principal limitación de este enfoque es que la transferencia de oxígeno debe caracterizarse adecuadamente en el aumento de escala, lo que rara vez es el caso. Alternativamente, el diseño de tal manera que los reactores grandes tengan homogeneidad química, dinámica, geométrica y cinemática para los ensayos a escala de banco (Spengel & Dzombak, 1992). La apreciación de la escala en RBC está lejos de ser completa, sin embargo, los modelos basados en los fundamentos son menos sensibles a la escala que los parámetros de diseño empíricos.

## **CAPITULO II**

### **2 FACTORES QUE AFECTAN EL RENDIMIENTO DE LOS RBC**

El rendimiento del RBC depende de numerosos parámetros de diseño. El parámetro más básico para afectar el rendimiento es tiempo de retención hidráulico, tasas de carga orgánica e hidráulica. En el pasado se pensó que estos parámetros sólo rigen el funcionamiento de la planta de tratamiento, un estudio detallado sobre el proceso desarrolló que una variedad de factores contribuyen en el desempeño general y la relación entre estos parámetros establece el comportamiento general del proceso de tratamiento. Los principales parámetros de importancia son la velocidad de rotación, TRH, tasa de carga hidráulica (TCH), tasa de carga orgánica, medios de disco, características de aguas residuales, temperatura, tipos de microorganismos, oxígeno disuelto, medios de sumergencia, paso-alimentación y recirculación de lodos (Waqas & Bilad, 2019)

#### **2.1 Velocidad rotacional**

La velocidad de rotación está directamente relacionada con los niveles de oxígeno disuelto (OD) en las aguas residuales. A medida que aumenta la velocidad de rotación, el nivel de OD también aumenta. Esto se debe al hecho de que con el aumento de la velocidad de rotación, el contacto de los microorganismos con el aire

aumenta resultando en el aumento del nivel de oxígeno. Esto aumenta la degradación del sustrato y da como resultado un mayor rendimiento de la tasa del reactor (Israni, 2002)

Se consume más energía con el aumento de la velocidad de rotación que puede afectar a la economía del proceso de tratamiento, con el aumento de la velocidad de rotación, los microorganismos pueden desprenderse de la superficie del medio y deteriorar el efluente que resulta en un mal tratamiento. La baja velocidad de rotación se traduce en una reducción del OD en el reactor que ralentiza el proceso de degradación (Ramsay, 2006).

Si la velocidad de rotación se vuelve demasiado alta, los microorganismos serán despojados de los medios, deteriorando la calidad del efluente y bajando la tasa de biodegradación en el reactor. Los soportes empaquetados proporcionarán considerablemente más oxigenación que los RBC de disco a la misma velocidad de rotación, pero requerirán un mayor consumo de energía (Hochheimer & Wheaton, 1998). Por lo tanto, el principio guía es adoptar la velocidad mínima proporcionada con un tratamiento aceptable. Según (Mathure & Patwardhan, 2005), normalmente las velocidades de rotación son de 1–10 rpm para medios de RBC en forma de disco con discos de 1–4 m de diámetro montados en ejes de alrededor de 5–10 m de longitud.

La velocidad de rotación ayuda en la transferencia de oxígeno y nutrientes necesarios para el crecimiento de microorganismos presentes en la biomasa. El espesor de la película y el oxígeno disuelto se pueden controlar ajustando la velocidad de rotación de los discos (Borghetti, 1985). Para cualquier carga específica,

aumentar la velocidad de rotación del disco mejoró la eficiencia de eliminación, pero con el tiempo, la eficiencia de eliminación se mantuvo constante, aunque la velocidad de rotación se incrementó (Brazil, 2006).

La eliminación de la demanda química de oxígeno soluble aumentó de 62.7 a 93.7% cuando la velocidad de rotación se incrementó de 3 a 11 rpm debido al aumento del oxígeno disuelto (Najafpour G. A., 2006).

En el estudio de la eliminación del color reveló que la eficiencia aumentó con el aumento de la velocidad de rotación. A bajas velocidades de rotación de 10 y 20 rpm, las eficiencias de eliminación de color fueron alrededor de 33% y 35%, respectivamente. Las eficiencias de eliminación de COT para 10 rpm y 20 rpm fueron 65% y 72% respectivamente. Estos resultados indicaron que la aireación no era suficiente para la depuración del color y la eliminación de COT, a velocidades de rotación como 10 rpm y 20 rpm. A velocidades de rotación más altas de 30 y 40 rpm, las eficiencias de descolonización y eliminación de COT fueron de aproximadamente 75% y 80%, respectivamente (Kapdan, 2002).

Un cambio en la velocidad de rotación del disco no siempre resulta en un cambio importante en su capacidad de tratamiento, pero afecta a la necesidad de potencia. Así, para obtener una economía de alta potencia, el RBC debe funcionar a una velocidad de rotación mínima (Fujie, 1983).

Para el funcionamiento del motor se requiere del uso de energía eléctrica, al aumentarse la velocidad de giro hace que se incremente el consumo de energía exponencialmente, para generar costos mínimos en la operación se debe poner en

marcha con velocidades mínimas, las velocidades usadas están entre 0.7-2.0 rpm (Mba, 1999).

En la tabla 2. Se puede apreciar los resultados obtenidos por los diferentes autores, con sus variaciones en las condiciones de operación y tipo de material del medio.

**Tabla 2.** Detalles experimentales y resumen de los resultados de diferentes estudios sobre el efecto de la velocidad de rotación en el rendimiento de los sistemas RBC.

Tipo de operación y escala	Tipo de material del medio	Dimensión del medio (m)	N° etapas	Inmersión del disco (%)	Tipo de agua residual (AR)	Tasa de carga hidráulica (TCH)	Carga orgánica /concentración de sustrato	Velocidad de rotación (rpm)	Eficiencia	Referencia
<b>Aerobio-Esc piloto</b>	Inoxidable-acero cubierto con tela	0.09	1	50	Agua residual sintética con fenol	8.77–23.42 dm <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> h	1,754-3,508 mg fenol/m <sup>2</sup> h	40-175	Para 23,42 dm <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> h y 3,508 mg de fenol / m <sup>2</sup> h 40 rpm: 30,9 mg de fenol / dm <sup>3</sup> 150 rpm: 114 mg de fenol / dm <sup>3</sup>	(Israni, 2002)
	Ligero-disco de plástico transparente	0.35	3		Agua residual de alimentos		22.13 g DQO/ m <sup>2</sup> d	3 y 11	3 rpm: 1.03 g DQOS/ dm <sup>3</sup> d y 62.67% DQOS 11 rpm: 1.76 g DQOS /dm <sup>3</sup> d y 93.70% DQOS	(Najafpour G. A., 2006)
	Anillos-propileno	2.54	3	40	AR de levadura de panadería		210 g DQO/m <sup>2</sup> d 456 mg DQO/ dm <sup>3</sup>	15 y 17	15 rpm: 77% DQO 17 rpm: 78% DQO	(P. Nahid, 2001)
									No se observó ningún efecto sobre el	



<b>Aerobio- Esc piloto</b>	Disco- polietileno	0.5	6	37	AR industrial	0.013 y 0.017 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d	5.3–17.8 DQOS/m <sup>2</sup> d	mg 8 y 11	rendimiento de los RBC. Quizás el (Torkian A, rango de la 2003) velocidad de rotación estudiada fue mayor que el óptimo.
<b>Anaerobio- Esc piloto</b>	Discos- acrilico	0.12	4	100	AR orgánicas sintéticas de alta resistencia	6.3 kg DQO/m <sup>3</sup> d	52.8 g DQO/ m <sup>2</sup> d	0-60	0 rpm: 26% COD 24 rpm: 45% (Lu, 1997) COD 48 rpm: 32% COD 60 rpm: 28% COD
<b>Anoxico- Esc real</b>		3	1	40	AR municipal		9.80–12.40 mg NO <sub>3</sub> -N/dm <sup>3</sup>	0.67-2.1	0.67 rpm: 1.53 g NO <sub>3</sub> -N/m <sup>2</sup> d y 7.0% capacidad de desnitrificación 1.4 rpm: 1.16 g NO <sub>3</sub> -N/m <sup>2</sup> d y (Hanhan, 7.5% 2005) capacidad de desnitrificación 2.1 rpm: 1.29 g NO <sub>3</sub> -N/m <sup>2</sup> d y 7.5% capacidad de desnitrificación

**Fuente:** (Cortez S., 2008), *Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance.*

## 2.2 Tasa de carga orgánica

La carga orgánica de un reactor RBC debe definirse con precisión durante la planificación y el diseño. La variación de la tasa de carga orgánica se logra generalmente cambiando el caudal de entrada o el TRH, lo que también resulta en un cambio en la carga hidráulica (Najafpour G. H., 2005). En el Tabla 3 se resumen los detalles experimentales y los resultados de los distintos trabajos para estudiar el efecto de la carga orgánica en el rendimiento de algunos sistemas de RBC.

Los datos disponibles muestran que, para un sistema dado, a medida que aumenta la tasa de carga orgánica aplicada, la tasa de eliminación del sustrato aumenta y disminuye la eficiencia de eliminación. La reducción de la eficiencia de eliminación del sustrato puede ser una indicación de limitación del oxígeno disuelto. En condiciones normales de funcionamiento, el sustrato carbonoso se elimina principalmente en la primera etapa del RBC. Para evitar las limitaciones de transferencia de oxígeno, la carga de diseño inicial debe limitarse a una carga DBO5 de unos 30 g BOD5/m<sup>2</sup> día o a una carga DBO5 soluble de 12–20 g DBO5/m<sup>2</sup> día según (WEF & ASCE, 1998).

El uso de cargas orgánicas de la primera etapa más altas aumentará la probabilidad de desarrollar problemas tales como el espesor excesivo de la biopelícula, el agotamiento del oxígeno disuelto, el deterioro del rendimiento del proceso, aparición de olores a H<sub>2</sub>S y crecimiento excesivo de organismos molestos como *Beggiatoa* (Tchobanoglous & Burton, 1991).

Problemas de sobrecarga se pueden superar mediante la eliminación de los deflectores entre la primera y la segunda etapa para reducir la carga superficial y aumentar la transferencia de oxígeno. Otros enfoques incluyen sistemas de aire suplementarios, alimentación escalonada o recirculación de la última etapa (Surampalli & Baumann, 1997).

La carga orgánica afecta a la nitrificación en una unidad de RBC, en las etapas iniciales, donde la carga orgánica es alta, las bacterias heterotróficas ofrecen una fuerte competencia a los nitrógenos que los desplazan dentro del biorreactor (Brazil, 2006).

Investigado la nitrificación en RBC de escala completa (con discos y envases plásticos), ha propuesto que la tasa de carga superficial no debe superar 2,5 g de DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup> día para mantener la concentración de amoníaco del efluente por debajo de 5 mg de NH<sub>4</sub>-N/ L a temperaturas superiores a 13 °C. En la misma investigación se obtuvieron tasas de nitrificación de 1.5 g de N oxidado/m<sup>2</sup> día a 8 °C y de 1.8 g de N oxidado/m<sup>2</sup> día a 13 °C en RBC de escala completa con concentraciones de efluentes de amoníaco mayormente por debajo de 4 mg NH<sub>4</sub>-N/ L: (Nowak, 2000).

Se pensó que la tasa de carga orgánica era uno de los principales parámetros que controlaban el proceso de tratamiento. La tasa de carga orgánica varía al fluctuar el caudal de entrada o el TRH, que también cambia la tasa de carga hidráulica (Najafpour G. H., 2005). Con el aumento de tasa de carga orgánica, la eficiencia de eliminación disminuye pero la tasa de eliminación de sustrato aumenta. Esta reducción de la eficiencia de eliminación se debe a la limitación del OD. A mayor carga aumenta el proceso de degradación, aumentando la necesidad de OD

en el bioreactor. El agotamiento del OD ralentiza gradualmente el proceso de degradación y resulta en un tratamiento inadecuado.

En la primera etapa de la RBC, las sustancias carbonosas se eliminan principalmente dando lugar al agotamiento del OD. Para evitar el problema de los niveles limitados de oxígeno, en la primera etapa la tasa de carga orgánica debe ser controlada y establecida de acuerdo con la capacidad del sistema. Alta carga podría resultar en problemas como el tratamiento sub-estándar, agotamiento de OD, exceso de espesor de biomasa, problemas de olor, disminución en el rendimiento del proceso, y el crecimiento de microorganismos no deseados, *Beggiatoa* sp (Waqas & Bilad, 2019).

La tasa de carga orgánica es muy importante en el diseño de RBC. La eficiencia del RBC depende principalmente de la tasa de carga orgánica en lugar de la concentración orgánica o el caudal. La tasa de utilización del sustrato (tasa de eliminación orgánica) aumenta con el aumento de la tasa de carga orgánica a tal límite que después de ello, el aumento de la carga no tiene o muy limitado impacto en la tasa de eliminación. Existe una fuerte correlación entre la carga orgánica al afluente y la concentración de los sólidos suspendidos totales (SST) presentes en el contactor biológico rotativo (Ahmady, 2005).

El efecto de carga orgánica se estudió y se evaluó, en primer lugar la carga orgánica se mantuvo constante de la demanda química de oxígeno (DQO) 6.2 g/l y el tiempo de retención hidráulica (TRH) se redujo de 48 a 24 horas, lo que mostró que la eficiencia de eliminación disminuyó al reducirse la TRH. En segundo lugar, variaron de 18.44 a 36.89 g/m<sup>2</sup> día la eficiencia de eliminación de la DQO disminuyó

de 97.4 a 85.4 %. La reducción de la capacidad de eliminación de DQO se debió a la limitación de la transferencia de masa de oxígeno y la superficie del disco para microorganismos adheridos (Najafpour G. A., 2006). El proceso de crecimiento en RBC parece ser más estable que el proceso de crecimiento suspendido como el lodo Activado, cuando las aguas residuales tienen fluctuaciones considerables en el caudal y carga orgánica (Najafpour G. H., 2005).

### **2.3 Tasa de carga hidráulica**

La carga hidráulica se acopla con la calidad del efluente, el sustrato y el diseño del RBC. Los desarrolladores de RBC calculan la carga hidráulica contra la calidad de los efluentes para representar la importancia del parámetro. Lo que puede ser útil para caracterizar el sistema a escala real y para la ampliación de los sistemas de escala laboratorio. La presencia de gran cantidad de microorganismos en el bioreactor ofrece una excelente estabilidad bajo cargas tóxicas y elevadas (Sirianuntapiboon S. , 2006).

El rendimiento del RBC ha estado históricamente correlacionado con la carga hidráulica. El aumento del caudal a través del biorreactor reduce el tiempo de retención del agua que ingresa en el sistema y se traduce en una reducción de la eficiencia de eliminación, establecidas en la Tabla 3 según varios autores. En condiciones definidas, el aumento de la carga hidráulica también conduce a un aumento de la biomasa adherida en la superficie del medio RBC (Alemzadeh I. M.,

2001). Las tasas de carga hidráulica varían mucho según el diseño, el sustrato que se está retirando y la concentración de efluentes deseada (Hochheimer & Wheaton, 1998).

Algunos fabricantes de RBC desarrollaron relaciones de diseño para aguas residuales municipales en las que la calidad de los efluentes se representa en función de la carga hidráulica, a una temperatura dada. Estas relaciones son muy útiles para caracterizar el rendimiento de las instalaciones de RBC a escala completa-. Sin embargo, dado que en estas relaciones no se tienen en cuenta las constantes intrínsecas de biodegradación y la hidrodinámica del sistema, y los fabricantes de equipos proporcionan estimaciones optimistas, en la selección y aplicación de relaciones empíricas debe prestarse especial atención (Grady, 1999).

La gama de carga hidráulica típica recomendada por los fabricantes de RBC a escala real es de  $1.3\text{--}6.8 \text{ dm}^3 / \text{m}^2 \text{ h}$  (Tchobanoglous & Burton, 1991). Debido a la gran cantidad de masa biológica presente en los RBC ofrecen una buena estabilidad bajo cargas hidráulicas y orgánicas altas o tóxicas (Sirianuntapiboon S. , 2006).

**Tabla 3.** Detalles experimentales y resumen de los resultados de diferentes estudios sobre el efecto de la carga orgánica e hidráulica en el rendimiento de los RBC.

Tipo de operación y escala	Tipo de material del medio	Dimensión del medio (m)	Nº etapas	Inmersión del disco (%)	Tipo de agua residual (AR)	Tiempo de retención hidráulico (TRH) (Horas)	Tasa de carga hidráulica (TCH)	Carga orgánica de entrada/concentración de sustrato	Velocidad de rotación (rpm)	Eficiencia	Referencia
Aerobio-Esc laboratorio	Discos de acrílico	0.25	3	32	AR municipales de alta resistencia	15-24	20–32 dm <sup>3</sup> / m <sup>2</sup> d	10–32 g DQO/ m <sup>2</sup> d 1.1–3.3 g N/m <sup>2</sup> d	5	Para TRH: 24 h y TCH: 20 dm <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d. 20 g DQO/m <sup>2</sup> d y 2.2 g N/m <sup>2</sup> d: 19.4 g DQO/m <sup>2</sup> d y 99.45% NH <sub>4</sub> -N en la primera etapa. 10 g DQO/m <sup>2</sup> d y 1.1 g N/m <sup>2</sup> d: 8.7 g DQO/m <sup>2</sup> d y 90.50% NH <sub>4</sub> -N en la primera etapa.	(Gupta & Gupta, 2001)
		0.35	1	10-55		38–210 g DQO/m <sup>2</sup> d	10	38 g DQO/m <sup>2</sup> d y 10 h:			

Discos de plástico transparente				AR de molinos de aceite de palma		6-11 dm <sup>3</sup> /h	1-6.2 g N/m <sup>2</sup> d				88% DQO y 80 g DQO/m <sup>2</sup> d	(Najafpour G. H., 2005)
											210 g DQO/m <sup>2</sup> d y 55 h: 35% DQO y 72 g DQO/m <sup>2</sup> d:	
											1 g N/m <sup>2</sup> d y 55 h: 80% TKN y 0.8 g N/m <sup>2</sup> d	
											6.2 g N/m <sup>2</sup> d y 10 h: 68% TKN y 4 g N/m <sup>2</sup> d	
											2.04 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> d y 0.6 g DBO <sub>5</sub> /dm <sup>3</sup> d:	
Anillos cuadrados de propileno	68	1	40	AR industriales de alimentos sintéticos	8-16	0.6-1.2 g DBO <sub>5</sub> /dm <sup>3</sup> d	2.04-4.07 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> d	3			91.7% DQO 92.5% DBO <sub>5</sub> y 47.4 TKN	(Sirianuntapiboon S. , 2006)
											4.07 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> d y 1.2 g DBO <sub>5</sub> /dm <sup>3</sup> d:	



										87.4% DQO, 90% DBO <sub>5</sub> y 44.1% TKN		
<b>Aerobio- Esc piloto</b>	Discos de 0.5 polietileno	6	37	AR industrial	16	0.013 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> d	5.3–17.8 DBO <sub>5</sub> S/m <sup>2</sup> d	mg 8		5.3 mg DBO <sub>5</sub> S/m <sup>2</sup> d : 76% DQO, 75% DBO <sub>5</sub> y 85% DBO <sub>5</sub> S.	(Torkian 2003)	A,
										17.8 mg DBO <sub>5</sub> S/m <sup>2</sup> d : 59% DQO, 65% DBO <sub>5</sub> y 74% DBO <sub>5</sub> S		
<b>Aerobio- Esc real</b>	Discos	4		AR municipal		3,785 m <sup>3</sup> /d	18–42 mg NH <sub>4</sub> -N dm <sup>3</sup> Baja carga período: 164,4 mg DQOS/dm <sup>3</sup> Mayor carga período: 430 mg DQOS/dm <sup>3</sup>			164.4 mg DQOS/dm <sup>3</sup> : 72.7% DQOS y 20.2% NH <sub>4</sub> -N 430 mg DQOS/dm <sup>3</sup> : 67.4% DQOS y 25.6% NH <sub>4</sub> -N	(Surampalli & Baumann, 1997)	

**Fuente:** (Cortez S., 2008), *Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance.*

## **2.4 Tiempo de retención hidráulico**

El TRH está directamente relacionado con la carga orgánica e hidráulica de las aguas residuales del influente. Un TRH más largo facilita la degradación adecuada de las sustancias del sustrato y mejora la eficiencia de la eliminación para material orgánico biodegradable (Hanhan, 2005); (Najafpour G. A., 2006). La tendencia sigue siendo la misma para los sustratos tóxicos y de metales pesados (Costley & Wallis, 2000); (Partha Sarathi Majumder, 2007); (Suntud Sirianuntapiboon, 2007).

Un TRH corto resultará en un proceso de tratamiento deficiente debido a una degradación inadecuada del sustrato, mientras que un TRH más largo afectará la economía del proceso. La selección del TRH optimizado es muy importante para obtener la calidad de efluente deseada a un costo mínimo (Costley & Wallis, 2000).

Estudios con sistemas de RBC han revelado que tiempos de contacto más largos mejoran la difusión del sustrato en la biopelícula y su consiguiente eliminación del influente (Hanhan, 2005); (Najafpour G. A., 2006).

## **2.5 Medios de soporte**

Los medios de los RBC es uno de los principales parámetros que afectan el rendimiento del sistema. Se utilizan diferentes tipos de medios para estirar la superficie adicional por unidad de volumen. Cuanto más el área por unidad de volumen de los medios, más microorganismos pueden crecer y esto aumenta la

eficiencia de la eliminación. Sin embargo, el costo de los medios de debe considerarse al seleccionar uno (Ware, 1990).

Los medios RBC se producen a partir de polietileno de alta densidad, espuma de policarbonato, y otros. Polietileno de alta calidad es el material más utilizado como medio de soporte y se fabrica en diferentes formas y configuraciones de acuerdo con los requisitos del proceso (Rodgers & Zhan, 2003) (Ware, 1990). La configuración ofrece la ventaja de una mejor transferencia de masa, mayor estabilidad estructural y mayor superficie.

Los sistemas RBC han evolucionado considerablemente a partir del diseño original de varios discos rotativos. Ahora existen muchas variaciones, que van desde discos planos simples a través de ondulaciones hasta mallas, todos los cuales están diseñados para dar una superficie extra por unidad de volumen. Sin embargo, a medida que el medio de apoyo se vuelve más complejo, sus costos aumentan (Ware, 1990).

Los medios utilizados para los contactores biológicos se producen realmente a partir de espuma de policarbonato, o polietileno de alta densidad y otros. El polietileno de alta densidad que contiene inhibidores UV como el negro de carbono es el material más utilizado y se suministra en diferentes configuraciones o patrones de corrugación (Ware, 1990); (Rodgers & Zhan, 2003)

Las ondulaciones mejoran la estabilidad estructural, mejoran la transferencia de masa y aumentan la superficie disponible (Grady, 1999). Los tipos de medio de soporte de biopelícula se clasifican en base a la superficie proporcionada y se denominan comúnmente baja densidad o estándar, media densidad y alta densidad.

Los medios de densidad estándar se definen como tener una superficie de alrededor de  $115 \text{ m}^2 / \text{m}^3$  de reactor, con espacios más grandes entre capas de medios y se utilizan normalmente en las etapas de liderazgo de un tren de proceso de RBC. Los medios de media y alta densidad tienen superficies de alrededor de  $135\text{--}200 \text{ m}^2/\text{m}^3$  de reactor y se utilizan típicamente en las etapas intermedias y finales de un sistema RBC donde se produce un crecimiento biológico más delgado (Tchobanoglous & Burton, 1991); (Patwardhan., 2003).

Los medios densidad estándar deben ser utilizados en las dos primeras etapas que son altamente cargadas o donde el crecimiento de *Beggiatoa* es posible porque los crecimientos biológicos excesivos son más difíciles de eliminar de los medios de alta densidad (Grady, 1999).

Algunas modificaciones de los medios de RBC convencionales se han explorado a escala de laboratorio con resultados positivos relativos a la eliminación de sustratos, con el fin de mejorar el área y el volumen de biopelícula, (Radwan & Ramanujam, 1997) modificaron los discos de RBC mediante la fijación de una red de láminas porosas. (Guimaraes, 2005), también se adjunta una capa de espuma de poliuretano en discos de plástico para mejorar la adhesión de organismos filamentosos.

En la escala laboratorio y piloto, los medios empaquetados al azar se han utilizado con éxito como sustitutos de los discos. Estos medios proporcionan más espacio para la fijación de la biopelícula dentro del mismo tamaño del reactor RBC, contribuyendo a una mayor eficiencia de transferencia de masa debido al aumento

de la turbulencia. Además tienen bajo consumo de energía y el coste de fabricación es casi un tercio de los discos (Ware, 1990); (Mathure & Patwardhan, 2005).

Se han aplicado diferentes tipos de empaquetaduras, como anillos de protección, monturas y elementos de plástico cilíndricos con tamaños distintivos en sistemas de RBC empaquetados al azar que presentan resultados atractivos (P. Nahid, 2001); (Mathure & Patwardhan, 2005); (Sirianuntapiboon S. , 2006).

Aunque el uso de medios empaquetados al azar no es nuevo, pocos fabricantes lo están explotando comercialmente. A gran escala, al igual que con los discos convencionales, algunos problemas operativos pueden ocurrir, que conducen a un crecimiento de muchas biopelícula. Con un diseño cuidadoso, es posible desarrollar medios de empaque con la orientación y el movimiento apropiados que permitan el desarrollo de una biopelícula adecuada en una jaula llena a gran escala (Ware, 1990).

Como recomendación, en la etapa de diseño de un determinado sistema de RBC, es necesario evaluar las características de las aguas residuales que se están tratando, los objetivos de tratamiento y comparar los diversos tipos de soportes de la biopelícula reportados en la literatura en términos de costes, área superficial ofrecida, coeficientes de transferencia masa y consumo de energía. Esto permitirá al ingeniero de diseño de procesos elegir el tipo de medio más apropiado (Patwardhan., 2003).

## 2.6 Montaje de los RBC

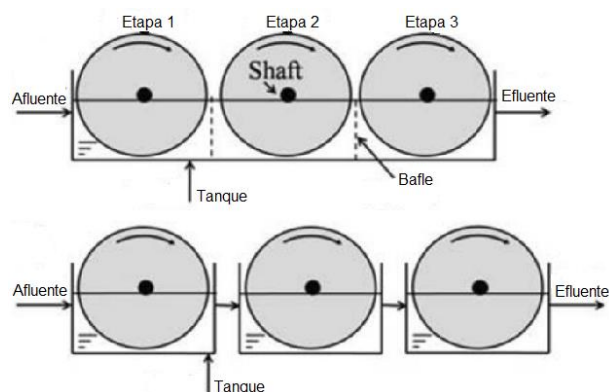
Los medios de los RBC están diseñados en diferentes etapas para maximizar la eliminación de la DBO5 y sustancias nitrogenadas. La puesta en marcha o funcionamiento puede realizarse introduciendo deflectores en el depósito o utilizando una serie de tanques. Para las aplicaciones de tratamiento secundario, se recomienda un número mínimo de tres etapas para el tratamiento adecuado. La nitrificación, desnitrificación y la DBO5 combinan las cuatro etapas requeridas. Las plantas pequeñas se pueden ejecutar conectando todas las etapas a un solo eje donde lleva ensamblado el medio, que es paralelo a la dirección del flujo impulsado con un motor. En las entregas grandes, uno o más ejes se montan perpendicularmente al sentido de flujo empleando varias etapas en serie; el sistema está diseñado de una manera que, a medida que las aguas residuales fluyen a través del bioreactor, cada etapa alberga un influente con una carga orgánica inferior a la etapa anterior. La primera etapa elimina los compuestos orgánicos debido al crecimiento más rápido de bacterias heterotróficas en lugar de nitritos. La eliminación de amoníaco y otros compuestos nitrogenados se produce en las últimas etapas del bioreactor para producir nitratos como producto final (Waqas & Bilad, 2019).

Diversos estudios sobre la puesta en escena de RBC hasta ahora han revelado que ha mejorado la eficiencia del tratamiento, durante la experimentación de pequeñas etapas de RBC en serie logran una mayor reducción constituyente que una sola etapa del mismo medio total y volumen hidráulico. Esta configuración de

series facilita la segregación de la población de microorganismos, a medida que se aclimatan a las diferentes condiciones dentro del influente de tratamiento. Esto da como resultado una mejor reducción de carbono y nitrificación (Brazil, 2006).

Cuando los microorganismos se cultivan en etapas entonces los tipos diferentes florecerán en grado variable para eliminar la concentración de varios sustratos de etapa a etapa (Borghi, 1985). La diferencia de espesor y color de la biomasa indica que en la primera etapa se logró una alta eficiencia de eliminación. La biopelícula en la primera etapa era de color espeso y cremoso y en el segundo y tercer compartimentos eran marrones y delgados que sólo realizan el 15% de la eficiencia de eliminación (Najafpour G. A., 2006).

Durante los estudios se observó una disminución de la cantidad de biomasa adjunta en las etapas sucesivas en el RBC de control (Janczukowicz & Klimiuk, 1992). El establecimiento de medios de RBC se recomienda para maximizar la eliminación de  $DBO_5$  y nitrógeno amoniacal ( $NH_4-N$ ). Las etapas se realizan utilizando deflectores en un tanque o utilizando una serie de tanques. Los arreglos típicos de estratificación de RBC se ilustran en la Figura 10.



**Figura 10.** Reactor RBC de etapas separado con deflectores en un tanque y tanques en serie.

**Fuente:** (Cortez S., 2008). Rotating biological contactors: a review on main factors affecting performance

En las aplicaciones de tratamiento secundario, los contactores biológicos se diseñarán y operarán en una serie de tres etapas por flujo. Para la eliminación combinada de  $\text{DBO}_5$  y  $\text{NH}_4\text{-N}$ , se recomienda un mínimo de cuatro etapas por flujo. Para las plantas pequeñas, son aceptables múltiples etapas en un solo eje orientado en paralelo a la dirección del flujo. En las instalaciones más grandes, los ejes se montan perpendiculares al flujo con varias etapas en serie (Tchobanoglous & Burton, 1991).

A medida que las aguas residuales fluyen a través del sistema, cada etapa posterior recibe un influente con una concentración orgánica inferior a la etapa anterior. Debido a que las bacterias heterotróficas crecen más rápido que los nitrógenos, la primera etapa tiende a ser principalmente un dispositivo de eliminación orgánica, a menos que el contenido orgánico de las aguas residuales sea muy bajo. A medida que las aguas residuales se desplazan a las siguientes etapas, el RBC tiende a eliminar primero el amoníaco, luego el nitrito y el producto final siendo nitrato, suponiendo que el RBC es calibrado y operado correctamente (Hochheimer & Wheaton, 1998). Cuando hay recirculación de aguas residuales de la última etapa a la primera, se puede lograr la desnitrificación en la primera, donde hay una carga orgánica alta y bajo contenido de oxígeno disuelto.

Los resultados experimentales de (Banerjee, 1997)a, justifican el uso de las etapas en un reactor RBC, ya que la mezcla disminuye gradualmente a lo largo del reactor, aproximando mejor el sistema al régimen de flujo. (Radwan & Ramanujam, 1997) Concluyeron que la puesta en desena en los diseños de sistemas de RBC es



especialmente importante en cargas orgánicas más elevadas y también si el efluente es alto se requiere calidad de tratamiento. Aunque, según (Tawfik A. K., 2002), la puesta en escena de RBC disminuye el efecto perjudicial de la carga de choque en el rendimiento del sistema. En varias aplicaciones se han utilizado distintos números de etapas (Tabla 2, 3). El número de etapas a utilizar depende del contenido orgánico del afluente, el caudal y varias otras variables (Hochheimer & Wheaton, 1998).

Los cálculos de las etapas, basados en las concentraciones de efluentes DBO y  $\text{NH}_4\text{-N}$ , pueden realizarse utilizando tablas de literatura (Grady, 1999), con las adaptaciones adecuadas.

## **2.7 Características del agua**

La concentración de residuos influentes y la presencia de diferentes sustancias, es muy importante teniendo en cuenta el funcionamiento del biorreactor. El flujo con gran cantidad de sustratos puede tener mayor TRH y el flujo puede ser más pequeño. La presencia de partículas tiende a reducir el flujo hacia la biopelícula porque ocupan espacio y por lo tanto disminuye la tasa de degradación. La presencia de sulfuro en las aguas residuales o su crecimiento en la biopelícula favorecerá el desarrollo de bacterias que oxidan el sulfuro causando el agotamiento del oxígeno en el sistema, disminuyendo el rendimiento. *Beggiatoa* sp. Es un tipo de bacteria oxidante de sulfuro que compite con bacterias heterotróficas por oxígeno

y por lo tanto cambia el proceso de eliminación de sustancias orgánicas a nitritos. En casos extremos, *Beggiatoa* se hará cargo de la primera etapa, trasladando los elementos orgánicos a la siguiente etapa y posteriormente se hará cargo de todo el proceso (Mba, 1999).

Las sustancias influyentes y sus niveles de concentración pueden desempeñar un papel importante en el funcionamiento de los contactores biológicos. Por ejemplo, el flujo hacia la biopelícula puede ser más pequeño para compuestos grandes y biodegradables lentamente. La presencia de partículas orgánicas puede reducir el flujo de sustrato soluble, ya que la materia particulada ocupa espacio dentro de la biopelícula, lo que disminuye la tasa de biodegradación (Grady, 1999).

Cuando el sulfuro está presente, ya sea en las aguas residuales influyentes o por su producción profunda dentro de la biopelícula, las bacterias oxidantes de sulfuro como *Beggiatoa* crecerán en la superficie de la biopelícula. La producción de sulfuro dentro de la biopelícula se debe al agotamiento de oxígeno. *Beggiatoa* competirá con organismos heterotróficos por oxígeno y en casos extremos se hará cargo de la primera-etapa de un RBC sobrecargado, desplazando la carga a la siguiente etapa y tomando progresivamente el control del sistema (Mba, 1999) Las unidades de RBC diseñadas y complementadas adecuadamente con nutrientes esenciales producen consistentemente los mejores efluentes y mantienen la biopelícula en los medios con mejores características de adherencia, especialmente al tratar las aguas residuales industriales.

## 2.8 Niveles de oxígeno disueltos

En los RBC, la rotación del disco permite a la biopelícula entrar en contacto con el aire. La exposición de la biopelícula al aire puede controlarse sumergiendo los discos en las aguas residuales. La rotación continua del disco expone la biopelícula a las aguas residuales y al oxígeno atmosférico. La transferencia de oxígeno se produce de tres maneras: (I) por contacto directo del aire y el agua en la interfaz agua y aire, (II) la adsorción de oxígeno por la biopelícula líquida unida a la superficie del medio cuando está en el aire, y (III) por microorganismos cuando están expuestos al aire (Waqas & Bilad, 2019). En las etapas iniciales del bioreactor, las concentraciones de OD alcanzan los niveles mínimos, que tiende a aumentar durante las últimas etapas cuando las concentraciones de sustrato son bajas. Por lo general, un aumento en la velocidad rotacional resulta en niveles de OD incrementados. La capacidad de transferencia de oxígeno también se incrementa con el aumento de la velocidad de rotación (Rodgers & Zhan, 2003).

En un reactor aeróbico; Durante el proceso de oxidación de carbono y nitrificación; los niveles de OD juegan un papel importante en la definición del rendimiento. Se puede instalar una fuente suplementaria de oxígeno para tener en cuenta la cantidad necesaria de oxígeno para el proceso de degradación (Rodgers & Zhan, 2003); (Surampalli & Baumann, 1997).

Por lo general, como consecuencia de una respiración activa en las etapas iniciales, la concentración de oxígeno alcanza niveles mínimos, aumentando a lo largo del reactor donde la concentración de sustrato es baja.

Un aumento en la velocidad de rotación, en un nivel determinado de inmersión del disco, conduce a un aumento en la capacidad de transferencia de oxígeno de un RBC, en términos del coeficiente global de transferencia de oxígeno ( $K_{La}$ ) (Rodgers & Zhan, 2003). A una velocidad de rotación particular, a medida que la inmersión del medio aumenta, el coeficiente global de transferencia de oxígeno disminuye (Mathure & Patwardhan, 2005). Algunos investigadores han intentado desarrollar modelos empíricos matemáticos para la estimación de  $K_{La}$  en reactores RBC. Sin embargo, es muy difícil modelar la transferencia de oxígeno porque estos sistemas son muy complejos e incluyen el crecimiento y el desprendimiento de la biopelícula, la participación de biomasa en suspensión, etc.

(Israni, 2002) Y (Mathure & Patwardhan, 2005) evaluaron el rendimiento de los sistemas RBC a escala piloto en términos de la eficiencia de transferencia de oxígeno (ETO). Observaron que la ETO por unidad de energía consumida disminuyó rápidamente con un aumento de la velocidad de rotación y aumentó con una disminución de la tasa de carga hidráulica

(Mathure & Patwardhan, 2005) También compararon las eficiencias de transferencia de oxígeno de un RBC convencional y un RBC con diferentes empaques como anillos, y empaques de malla en espiral de alambre. Los valores de ETO para el RBC típico eran de 1–2 kg/kWh, que eran deficientes en comparación con los valores encontrados en los empaquetados (2–5 kg/kWh).

El oxígeno disuelto es muy importante en la oxidación carbono y la nitrificación, siendo el factor de diseño más importante para los contactores biológicos aeróbicos. Durante la operación, los niveles de oxígeno deben controlarse adecuadamente y para evitar que se conviertan en un factor limitante, las etapas iniciales deben tener al menos 2 mg de OD/l (Nowak, 2000).

Si el movimiento de rotación no suministra suficiente oxígeno, debe instalarse un sistema de aireación suplementario (Surampalli & Baumann, 1997); (Rodgers & Zhan, 2003). Por lo general, esto promueve un rendimiento notable del RBC, con una biomasa aeróbica establecida más delgada y activa, lo que permite un ahorro considerable de costes en el diseño y construcción de unidades RBC.

La desnitrificación ocurre si el oxígeno en el líquido dentro del medio del RBC se agota así como en el líquido que rodea la biopelícula fija. El efluente clarificador primario es la fuente de carbono para la desnitrificación (Kenneth E. Neu, 1994).

## **2.9 Alimentación escalonada**

Para evitar el agotamiento de los niveles de OD en el biorreactor, las aguas residuales influentes se introducen en el sistema. Este proceso de alimentación escalonada no sólo logra niveles de OD adecuados en las aguas residuales e incrementa la capacidad de proceso. Este método puede evitar los lavados por choque y tener un rendimiento más robusto del bioreactor (Janczukowicz & Klimiuk, 1992); (Saikaly & Ayoub, 2003).

Para aumentar la capacidad del proceso, tener un rendimiento más robusto y para reducir o prevenir sobrecargas, se debe proporcionar la capacidad de la alimentación de las etapas del RBC. Trabajando en un modo de alimentación escalonada (Janczukowicz & Klimiuk, 1992); (Saikaly & Ayoub, 2003) mejoraron las tasas de eliminación y encontraron mayores valores de oxígeno disuelto. El efecto combinado de alimentación escalonada y recirculación de efluentes en el aumento de la actividad de RBC fue reportado por (Ayoub & Saikaly, 2004), pero para un sustrato soluble simple. Además de la alimentación escalonada y recirculación se pueden implementar otros modos alternativos de operación. Por ejemplo, para evitar el crecimiento excesivo de la biopelícula fúngica en la primera etapa del sistema RBC, después de 17 días de funcionamiento, (Guimaraes, 2005) invirtió la entrada de alimentación con esta simple modificación fue posible duplicar la vida útil de la biopelícula activa, mejorando la eficiencia de eliminación.

## **2.10 Inmersión del disco**

La inmersión del disco junto con otro factor afecta el proceso biológico. Generalmente, los RBC parcialmente sumergidos se utilizan para la nitrificación y se sumergen completamente para la desnitrificación. (Teixeira & Oliveira, 2001).

El experimento se llevó a cabo con tres niveles de inmersión del medio de 23.7, 31.4 y 36%. Como la inmersión del disco se incrementó de 31.4 a 36% la eficiencia de eliminación de la demanda química de oxígeno Total (DQOT) y la demanda

química oxígeno soluble (DQOS) mejoró y el resultado obtenido fue 74.9 a 87.5% y 89.5% a y 93.75% respectivamente (Najafpour G. A., 2006).

Para la inmersión aeróbica de RBC más del 50% no es prácticamente posible, ya que los rodamientos que sostienen el eje se sumergirán en aguas residuales y pueden deteriorarse afectando el funcionamiento del eje (Pradeep N.V, 2011).

El porcentaje de inmersión media de los contactores biológicos depende de varios factores, el tipo de operación, los microorganismos y las características del efluente que se va a tratar. Normalmente en los procesos aeróbicos de tratamiento de aguas residuales municipales la inmersión es de alrededor del 40%, aunque en la eliminación de nutrientes puede alcanzar el 60%. Sin embargo, debido a la diversidad de aguas residuales industriales no hay valor de referencia para la inmersión de disco (Cortez S., 2008).

El aumento de la inmersión se desarrolló para reducir las cargas del eje y del rodamiento y mejorar la fiabilidad del equipo (Tchobanoglous & Burton, 1991).

Contactores biológicos sumergidos (SBC), como se llaman, operan a 70–90% de inmersión proporcionando las ventajas de mayor volumen medio disponible y menos unidades de SBC requeridas (Schwingle TA, 2005).

La inmersión en exceso de 50% reducirá la tasa de transferencia de oxígeno en el sistema, por lo tanto, si el SBC se utiliza para tratar las aguas residuales aeróbicamente, se deben utilizar unidades de aire adicionales para proporcionar oxígeno y rotación (Rodgers & Zhan, 2003).

El aumento de la inmersión combinado con la rotación de la unidad de aire de la SBC tiene grandes beneficios económicos y operativos (Schwingle TA, 2005).

Los RBC sumergidos más profundos también pueden aplicarse como RBC anaeróbicos (Chungsyng, 1995); (Chungsyng L. H., 1997); (Lu, 1997) o utilizarse para la desnitrificación (Teixeira & Oliveira, 2001). En estas aplicaciones las unidades RBC están completamente cerradas para evitar la entrada de aire.

A escala de banco se han explotado varios aspectos del proceso anaeróbico de RBC (Chungsyng, 1995); (Chungsyng L. H., 1997); (Lu, 1997)

Según (Laquidara, 1986), este sistema combina las ventajas del reactor RBC aeróbico con el proceso anaeróbico (sin limitaciones de transferencia de oxígeno, bajas cantidades de residuos sólidos biológicos y recuperación de la energía utilizable en forma de metano). Debido a estas ventajas, el proceso de RBC anaeróbico parece ser muy adecuado para el tratamiento de aguas residuales orgánicas de media resistencia y de alta resistencia (Chungsyng L. H., 1997).

Existe un amplio campo de aplicación para los RBC anaeróbicos en el tratamiento de aguas residuales industriales, que actualmente se consideran adecuados para el tratamiento por otros procesos anaeróbicos. Es en la degradación anaeróbica donde los contactores biológicos podrían tener aún más éxito que en el tratamiento aeróbico (Ware, 1990).

El uso de los contactores biológicos sumergidos más profundos en la desnitrificación no está muy extendido. (Teixeira & Oliveira, 2001), investigaron el efecto de la inmersión del disco sobre el rendimiento de los RBC de escala de laboratorio, en términos del proceso de desnitrificación. Para un  $\text{NO}_3\text{-N}$  de afluente concentración de 50 mg/l, a 26 °C y 2 rpm, utilizando citrato como fuente de carbono, la mayor eficiencia se alcanzó con un reactor completamente sumergido de 36.71 g



$\text{NO}_3\text{-N}/\text{m}^3\cdot\text{m}^2$  eliminados, con el RBC parcialmente sumergido (64.5%) sólo se eliminaron  $16.97 \text{ g NO}_3\text{-N}/\text{m}^3\cdot\text{m}^2$ . Utilizando un RBC escala piloto con etanol como fuente de carbono, a 2 rpm y con un paquete de plástico, (A.Mohseni-Bandpi, 1996) alcanzaron una tasa máxima de eliminación de nitratos de  $168 \text{ mg NO}_3\text{-N}/\text{m}^2 \text{ h}$  para un influente de  $130 \text{ mg NO}_3\text{-N}/\text{l}$

## 2.11 Temperatura

La temperatura es el factor principal que afecta y controla directamente la velocidad del proceso biológico (Borghini, 1985). La temperatura es otro factor importante que afecta la viscosidad limitante de los lodos RBC y la viscosidad limitante disminuida por el aumento de la temperatura (Jdayil, 2010). Durante la experimentación, el autor observó que en el rango de  $15\text{--}36 \text{ }^\circ\text{C}$ , el bioreactor era más activo en comparación con las respuestas a una temperatura inferior a  $15 \text{ }^\circ\text{C}$  y superior a  $36 \text{ }^\circ\text{C}$ . (Alemzadeh I. V., 2002).

La temperatura es uno de los factores más importantes que afectan al ritmo de los procesos biológicos y por consiguiente, influyen en el rendimiento de los contactores biológicos. En condiciones limitadas, un aumento de la temperatura de afluencia conduce a un aumento de la actividad microbiana y una mayor eliminación de sustrato se puede observar en todas las etapas de RBC (G.Banerjee, 1997)b; (Israni, 2002).

Las bajas temperaturas de influencia pueden afectar negativamente al establecimiento de biopelícula, especialmente en sus primeras etapas (Costley & Wallis, 2000). Cuando se espera que las temperaturas de las aguas residuales sean inferiores a 13 °C, las tasas de eliminación orgánica y de nitrógeno pueden disminuir. Los factores de corrección de temperatura deben tenerse en cuenta en los criterios de diseño y pueden obtenerse de los fabricantes de equipos o de estudios piloto. Generalmente, cuando la temperatura baja de 13 a 5 °C, casi 2.5 veces más superficie media es necesaria para lograr el mismo rendimiento (Rodgers & Zhan, 2003).

En la biopelícula, el proceso de nitrificación depende menos de la temperatura que en el lodo activado. La tasa de nitrificación aumenta alrededor de 4.5% por cada °C (Nowak, 2000). La operación todo el año requiere que los contactores giratorios estén cubiertos para proteger el crecimiento biológico de temperaturas congeladas o ganancia excesiva de calor, lo que acelera el deterioro de los medios. Las cubiertas también reducen la pérdida de calor, permiten que el gas se recoja para el control de olores, y minimizan el crecimiento de algas (Tchobanoglous & Burton, 1991).

## **2.12 Biopelícula o biomasa**

Para optimizar la eliminación de la materia orgánica y los compuestos nitrogenados de las aguas residuales en un RBC, es esencial comprender

adecuadamente la naturaleza dinámica y las características de la biopelícula, el principal componente del proceso.

La biopelícula es un sistema microbiano vivo compuesto principalmente de microorganismos, polímeros extracelulares y agua. La distribución espacial de estos componentes dentro de la matriz de la biopelícula puede influir en las funciones de la biopelícula y en la relación con el entorno acuático inmediato. Esto, a su vez, depende de las condiciones de funcionamiento. Por ejemplo, el espesor de la biopelícula depende de las fuerzas orgánicas aplicadas de carga y corte (Griffin & Findlay, 2000).

Observaciones de biopelícula de RBC a escala completa que tratan aguas residuales municipales informan que las biopelículas de las etapas iniciales tienen un aspecto gelatinoso, siendo generalmente grisáceo y pueden presentar algunas zonas blancas probablemente debido a bacterias filamentosas como *Beggiatoa*. La biopelícula de las últimas etapas aparecen más compactas, son más delgadas que en las primeras etapas y tienen un color marrón o a veces rojizo. Además, el principal factor limitante del crecimiento de la microfauna es el grado de contaminación en el influente expresado en términos de DQO o DBO<sub>5</sub>; Mientras este parámetro disminuya a lo largo del RBC, su efecto como factor limitante también disminuye, resultando en un aumento en la mayoría de las especies existentes. Las etapas iniciales están constituidas casi en su totalidad por especies de ciliados, que las últimas fases muestran comunidades más diversificadas, no sólo en especies de ciliados, sino también en flagelados, amebas y metazoo (Cereceda M. M., 2001)a; (Salvado, 2004).

Los estudios microscópicos revelan que la capa externa de la biopelícula de un RBC a escala completa es muy heterogénea y compleja, compuesta principalmente por bacterias filamentosas, protozoos, algas eucarióticas verdes y pequeños metazoos. La capa interior es más uniforme y compacta (Cereceda M. M., 2001)b. En las unidades de RBC aerobios para la oxidación de carbono, durante las etapas iniciales, los heterotróficos compiten con los nitrógenos de la capa exterior de la biopelícula por oxígeno y espacio. La densidad microbiana se reduce en la capa más interna de la biopelícula, que tiene un mayor porcentaje de bacterias no viables que la capa exterior (Rodgers & Zhan, 2003).

La fracción celular metabólica activa disminuye de 35,13% en el exterior a 15,4% en la biopelícula más interna (Okabe S. K., 1996). Cuando la profundidad de la biopelícula es grande y la concentración de oxígeno disuelto en el aire es baja, la capa externa actúa aeróbicamente y el lado interno actúa anóxicas o anaeróbicamente (P. Nahid, 2001).

Los organismos filamentosos presentes con frecuencia en la biopelícula son *Beggiatoa* sp. y *Sphaerotilus natans* (A. Galvan, 2000).

El desarrollo de *Beggiatoa*, como ya se ha mencionado, siempre se toma como una advertencia para el rendimiento de las unidades de RBC porque su floración evita la pérdida de la biopelícula gruesa de los discos, lo que puede llevar a sobrecargar los soportes de los medios (Rodgers & Zhan, 2003).

La biopelícula de 0.5 a 4.5 mm de espesor se han encontrado en RBC de disco completo que tratan aguas residuales municipales. El control del espesor de la

biopelícula es muy importante para evitar la obstrucción o los esfuerzos de fatiga del material (Griffin & Findlay, 2000).

Las unidades de RBC deberán disponer de un mecanismo positivo para eliminar el crecimiento excesivo de la biopelícula de los medios de comunicación, como las velocidades de rotación variables, el aire suplementario, el aire o el agua o la capacidad de revertir la rotación del eje (Tchobanoglous & Burton, 1991).

La biomasa presente en los discos desempeña un papel importante en la eliminación del sustrato orgánico e inorgánico presente en las aguas residuales, que utilizaron para su metabolismo y el tratamiento de las aguas residuales. Los microorganismos presentes en las aguas residuales se adhieren a las superficies del disco en un plazo de 1 a 4 semanas y forman una capa de fango de 1 a 4 mm de espesor. La biopelícula después de alcanzar un espesor crítico, los microorganismos en profundidad no pueden recibir nutrientes y oxígeno, ya no son capaces de pegarse al disco y se desprenden (Yargholi & Jafari, 2011). Al tenerse una amplia superficie del medio garantiza el desarrollo de biomasa grande, continua y estable en disco.

El espesor de la biopelícula no es uniforme ya que el proceso de lixiviación se produce aleatoriamente. La biopelícula y los sólidos en suspensión se eliminan del contactor como aguas residuales que se eliminan posteriormente en el tanque de sedimentación o con aclaraciones secundarias (Kinner, 1985).

La biomasa contiene diferentes tipos de microorganismos, inicialmente el organismo de color marrón se considera biomasa saludable, mientras que la biopelícula blanca y gris se consideran no saludables (Pathan, 2011).

Este nuevo tratamiento de RBC puede retener gran cantidad de biomasa, por lo que tiene la capacidad de tratar la alta resistencia de carga orgánica y los choques hidráulicos (Najafpour G. A., 2006).

Cuando TCO de DQO  $11\text{g/m}^2$  día fue cargado a RBC el espesor de la biopelícula se midió en la primera y segunda etapa que se encontró para ser 2.4 y 1.7 mm respectivamente. También se aumentó el espesor promedio de 2.8 a 3.5 mm cuando TCO se aumentó la DQO de 23 a  $47\text{g/m}^2$  día (A. TAWFIK, 2006).

## **CAPÍTULO III**

### **3 MICROBIOLOGÍA EN LOS RBC**

La microbiología de los sistemas de contactores biológicos se rige por las condiciones del sustrato influyente, la población de semillas y las condiciones hidrodinámicas. La biopelícula que crece en los medios de RBC depende de la adhesión inicial y la formación de la matriz de la sustancia polimérica extracelular glucoconjugada para la estabilidad (Mohle & Langemann, 2007). La variable más influyente para la microbiología de los contactores biológicos es la transferencia de masa de compuestos, que depende de los parámetros operativos, la estructura de la biopelícula y los mecanismos de unión, desprendimiento, y el espesor de la capa límite que tiene un profundo impacto en la química, en la estructura, función y actividad de la comunidad microbiana. (Wuertz, 2004).

#### **3.1 Estructuración microbiana**

La tasa de crecimiento y el rendimiento rigen la ubicación espacial de los grupos dentro de las biopelículas de los RBC multiespecies (Wuertz, 2004). Los organismos con la tasa de crecimiento específica máxima más alta se ubicarán hacia el exterior de la biopelícula, mientras que los organismos de crecimiento más lento se ubicarán hacia el interior (Okabe S. K., 1996). (Ouyang, 1981), informó sobre una biopelícula

de los contactores biológicos con 74% Vs 95% de contenido de agua y una composición química de  $C_{4.2}H_8N_{0.6}O_2$ . Sin embargo, las comunidades de biopelículas de RBC también exhiben una organización tridimensional distinta, por ejemplo, (Zahid & Ganczarczyk, 1994) encontraron que las primeras biopelículas de RBC se caracterizan por numerosos poros finos, mientras que las biopelículas maduras tienen pocos poros grandes. Esto podría reflejar la regulación de las comunidades de biopelículas (Marc Strous, 1999).

Los poros influyen en el flujo convectivo y en el transporte de masa difusivo dentro de la biopelícula. (De La Rosa & Yu, 2005), encontraron que una biopelícula de RBC madura tenía una concentración de OD en la superficie altamente heterogénea de 0 - 3.8 mg/l, lo que sugiere que el consumo de oxígeno de la biopelícula excedía la velocidad de transferencia de masa a través de la capa límite. Sin embargo, identificaron bolsas de alto OD > 1 g/l a profundidades de 760  $\mu\text{m}$ , lo que se atribuye al flujo de agua convectiva a través de los poros dentro de la biopelícula (Zahid & Ganczarczyk, 1994). La microbiota superficial estará expuesta a las fuerzas de corte y la biopelícula como entidad está sujeta a la erosión. Es importante minimizar los eventos de desprendimiento masivo que afecten negativamente el tiempo de retención del lodo de la biopelícula y el rendimiento del proceso en última instancia, puede sufrir. La densidad de la biopelícula es importante para reducir la frecuencia de desprendimiento. La densidad celular aumentó de  $3.3 \times 10^9$  a  $3.9 \times 10^{10}$  células por  $\text{cm}^3$  con una profundidad de 0 a 350  $\mu\text{m}$  hacia la superficie del medio (Okabe S. K., 1996). Las capas internas están protegidas de la erosión y contienen grupos con una mayor densidad celular (Arvin & Harremoës, 1990).



La velocidad de difusión disminuye con la profundidad en la biopelícula debido a la densidad, la formación de minerales y la fuerza impulsora de masa reducida (Okabe S. K., 1996); (Stewart P. S., 2003). (Okabe S. K., 1996), descubrieron que el aumento de la relación C/N de 0 a 1.5 en una biopelícula de RBC creaba una estratificación distinta en grupos funcionales, donde los heterótrofos superaban a los nitrificadores para el oxígeno y el espacio en las capas externas. Los aumentos adicionales en la proporción de carbono disminuyeron la tasa de nitrificación y mejoraron la estratificación de la función de la biopelícula. El grosor de la biopelícula también influye en el rendimiento de los reactores RBC al proporcionar una barrera para la transferencia de masa.

El grosor de la biopelícula de RBC aumenta con la concentración de sustrato y disminuye con las fuerzas de corte de la superficie. La resistencia cohesiva de las biopelículas en medios de RBC se identificó como 6.1 y 7.7 N/m<sup>2</sup> a un espesor de biopelícula de 412 y 151 μm, respectivamente, lo que sugiere que la estabilidad de la biopelícula está relacionada con el espesor y la densidad. En ambientes de alta carga y/o bajo cizallamiento, los grupos filamentosos proliferan en el límite de la biopelícula de RBC de superficie (Mohle & Langemann, 2007).

(Alleman, 1982) Demostro que existe una capa redox distinta donde *Desulfovibrio* sp. La reducción de sulfato a sulfuro en la subcapa anaeróbica y las especies de *Beggiatoa* dominan la capa aeróbica externa donde oxidan el sulfuro de hidrógeno. Esto fue confirmado por (Kinner, 1985), donde identificaron bacterias que contenían polihidroxitirato e inclusiones de azufre elemental. Esta situación se desarrolla en condiciones de alto contenido orgánico y bajo de oxígeno en la biopelícula, lo que

puede dar como resultado reducciones en el rendimiento de RBC. La disminución de la TCH posteriormente redujo el predominio de estos organismos (Kinner, 1985).

### **3.2 Función y actividad**

La presencia bacteriana dentro de una biopelícula de contactores biológicos no requiere actividad funcional. (Sato, 2003) Estudiaron la influencia de la bioaumentación y la bioestimulación en la eficacia de la nitrificación por biopelícula de RBC. La adición de bacterias nitrificantes en el RBC dio como resultado un número elevado de células bacterianas en la superficie de la biopelícula. Esto dio como resultado mayores tasas de remoción de  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ . (Kindaichi, 2004) Mostraron que una biopelícula de RBC limitada en carbono estaba compuesta por un 50% de bacterias nitrificantes compuestas por AOB y NOB que consumían los productos de amoníaco y nitrito influentes, respectivamente. Sin embargo, el 50% restante eran bacterias heterótrofas que consumían productos microbianos solubles para nutrirse de la descomposición endógena de la biopelícula. Una comunidad heterótrofa diversa estaba presente pero a veces inactiva, sin embargo, la mayor parte de la utilización de carbohidratos y proteínas se debía a bacterias que realizaban una descomposición endógena.

Bajo la limitación de sustratos, el grupo Chloroflexi utilizaba productos marcados con  $^{14}\text{C}$  o radiocarbono derivados de la desintegración endógena de la biopelícula de RBC. En contraste, el grupo Cytophaga-Flavobacterium acumuló productos de

reacción marcados con  $^{14}\text{C}$  de crecimiento nitrificante, lo que sugirió que cada grupo se especializara en utilizar productos de diferentes fases de crecimiento de la biopelícula. Los productos de recambio heterotrófico de utilización y de descomposición de la biopelícula formaron una contribución igual al número de células y una contribución mayor a la diversidad total dentro de la biopelícula nitrificante de RBC, lo que sugiere un papel en la regulación comunitaria (Satoshi Okabe, 2005).

Un RBC integral puede eliminar hasta el 99% de los coliformes fecales del afluente. (Kulikowska, 2010) (Ahmed Tawfik, 2004) Sugirieron que la adsorción a la biopelícula de RBC podría ser un mecanismo importante para la eliminación de *Escherichia coli*, aunque el pastoreo por organismos superiores o la sedimentación también podría contribuir a la eliminación de patógenos en los RBC. Se requieren investigaciones adicionales sobre los mecanismos de adhesión inicial e incorporación bacteriana en los contactores biológicos.

## CAPITULO IV

### 4 DEPURACIÓN BIOLÓGICA DE NUTRIENTES

#### 4.1 La nitrificación

Los contactos biológicos rotativos se utilizan para la nitrificación y desnitrificación de una serie de condiciones de afluencia (Cortez S., 2008); (De Clippeleir, 2011). El RBC tiene beneficios potenciales al reducir el volumen del tanque, TRH y la demanda de aireación junto con la eliminación de nitrógeno en cargas mayores en comparación con los tratamientos tradicionales. Además, se han aplicado los RBC para desechos refractarios o contaminados. Por ejemplo, (Kulikowska, 2010) alcanzaron una tasa máxima de nitrificación de 4.8 g de  $\text{NH}_4\text{-N m}^2$  día a una carga de 6.6 g de  $\text{NH}_4\text{-Nm}^2$  d. El análisis de secuencia reveló que la diversidad microbiana disminuyó con el tiempo. Los índices de diversidad fueron resistentes a cargas de choque de >70% del flujo normal y al rendimiento fluctuante, sugiriendo que se requieren medidas más sensibles de cambio microbiano.

#### 4.2 La desnitrificación

La desnitrificación es la reducción desigual de nitrato a nitrito a gas de nitrógeno en condiciones anóxicas (D. Paredes, 2007). La desnitrificación heterotrófica

convencional es posible en aguas residuales con una relación C/N >2.5, sin fuentes adicionales de carbono (A. Hippen, 2001). Como OD se consume dentro de una biopelícula la comunidad se convierte en oxígeno limitado. Facilitando así los microambientes donde cada consorcio puede desarrollarse. (Christine Helmer, 1998) Descubrieron que en condiciones de bajo OD los contactores biológicos pueden eliminar hasta el 90% de la carga de nitrógeno del lixiviado de vertederos. (Odegaard & Rusten, 1980), encontraron que la relación de reciclaje NO<sub>x</sub>-N en los RBC mejoró la tasa de desnitrificación. Las pruebas por lotes revelaron que la eliminación de nitrógeno era limitada en carbono, lo que sugiere que la degradación autotrófica satisficó el déficit de nitrógeno. (Cortez S. P., 2011)a lograron una eliminación casi completa del nitrógeno de los lixiviados de vertederos utilizando la desnitrificación convencional en un RBC anóxico, identificaron que la preozonización era necesaria para eliminar los compuestos de carbono refractarios. (Gupta & Gupta, 2001), aumentaron un mixotroph conocido como *Paracoccus denitrificans* para realizar simultáneamente la oxidación aeróbica del carbono, la nitrificación y la desnitrificación. *denitrificans* elimina un máximo de 26 y 1.9 g/m<sup>2</sup> d de DQO y nitrógeno respectivamente en un RBC. Sin embargo, la tasa de desnitrificación aeróbica fue más lenta que la desnitrificación convencional. A altas concentraciones de nitratos (>500mg/l) el fósforo inorgánico puede limitar la desnitrificación. (Cortez S. P., 2011)b Se sugirió que la adición de fósforo mejora la actividad desnitrificante de la biopelícula en general y la eliminación del nitrógeno al promover el crecimiento bacteriano. (P. Teixeira, 2000), mejoraron la desnitrificación en un 30% con la adición de fósforo. (Hanhan, 2005), compararon las tasas de

eliminación de nitrógeno en RBC pre-desnitrificadores a gran escala. La eliminación notificada más elevada fue de 2 g N/m<sup>2</sup>d con una TRH de 0.2 d. La tasa de eliminación de nitrógeno disminuyó con el aumento de la velocidad de rotación, lo que sugiere inhibición de oxígeno llevó a la supresión de la vía de desnitrificación. (Teixeira & Oliveira, 2001), demostraron que la sumergibilidad de disco incrementada de 64.5% a 100% mejoró la eliminación de nitrógeno total en un 63% pero había retrasado la puesta en marcha del reactor.

El RBC es adecuado para la desnitrificación autotrófica ya que las bacterias anammox tienen bajas tasas de crecimiento y por lo tanto requieren reactores con un tiempo medio de residencia celular alto (H.Siegrist, 1998). Inicialmente la delgada biopelícula de RBC es conductora para que los AOBs proliferen y proporcionen la matriz de colonización para bacterias anammox de crecimiento lento; siempre y cuando la biopelícula sea de oxígeno limitado o se eliminen los NOBs (Pynaert, 2004). De Clippeleir et al. (2011) mostraron que la disminución de TRH de 0.66 a 0.18 d estimuló una disminución de la tasa de eliminación de 2.2 a 1.6 g N/m<sup>2</sup> d. Esto se atribuyó al aumento de nitratación por *Nitrospira* sp., que proliferó a concentraciones de OD >1.2mg/l.

Aumentos de carga por etapas permitieron tasas de eliminación superiores a 1.8 g N/m<sup>2</sup> d. (Pynaert, 2004). (Vlaeminck, y otros, 2009) Probaron la viabilidad de un proceso de nitrificación y desnitrificación autotrófica limitada con oxígeno para tratar el digerido del agua negra separada y lograron una tasa de eliminación de 0.71 g N/m<sup>2</sup> d. Las bacterias oxidantes en nitrito fueron suprimidas a niveles libres de amoníaco >3mg/l, sin embargo, los niveles de OD <0.3mg/l son necesarios para la

estabilidad del proceso. El efluente de este reactor tenía una relación N/P de 1 sugiriendo la producción de estruvita y por lo tanto la recuperación de nutrientes es posible. Sin embargo, no se ha prestado ninguna atención a la facilitación de la acumulación de estruvitas en las biopelículas de RBC. (Windey, 2005), que las bacterias anammox podían adaptarse a condiciones de alta salinidad de hasta 30 g/l, siempre que la aclimatación de la biopelícula del RBC fuera gradual. La tasa de eliminación de nitrógeno disminuyó de 11.9 g/l utilizando aguas residuales no-salinas a 11.5, 9.6 y 9.6 a 5, 10 y 30 g/l de sal, respectivamente. Un estudio similar realizado por (Boran Kartal, 2006), identificó que 45 g/l de sal inhibía completamente la bacteria anammox. (Liu, y otros, 2008), sugirieron que el consorcio anammox sobre los RBC era relativamente resistente a los choques OD. Encontraron que una especie de *Nitrosomonas eutropha*-like protegía los Planctomycetes secuestrando niveles de OD potencialmente inhibidores.

### **4.3 Fosforo orgánico**

Lograr la eliminación biológica del fósforo (EBP) es un reto en los sistemas de RBC, ya que es difícil controlar las condiciones secuenciales, óxicas y anaeróbicas para el crecimiento de organismos que acumulan fósforo (OAP). (Hassard, 2015), sembró OAP en una configuración modificada de RBC con un clarificador anaeróbico y adición de carbono para el crecimiento de OAP, con la posterior recirculación de lodos al RBC. Esta recirculación de sólidos permitió condiciones de

oxígeno para la EBP mejorado y aumentó la fase líquida SSLM mejorando las tasas de eliminación orgánica.

Al variar la inmersión en un RBC operado por lotes en secuencia. Inicialmente la sumergibilidad completa y la adición de acetato crearon condiciones anaeróbicas necesarias para la liberación de fósforo y el almacenamiento de ácidos grasos. La mitad siguiente del líquido se almacenó en un tanque, el líquido restante en el RBC fue sometido a condiciones óxicas que permitieron una mayor absorción de fósforo (Simm, 1988).

Mediante la utilizaron un enfoque de un reactor por lotes secuencial (SBR) para realizar EBP sin una fuente de carbono adicional. Los autores demostraron que la absorción máxima de fósforo de la biopelícula se encontraba en un rango de C:P de 13–18, donde P oscilaba entre el 3% y el 8% de la biopelícula. El espesor de la biopelícula pareció determinar la eliminación del fosforo total con una eficiencia máxima de eliminación del fósforo total del 70% se alcanzó a un espesor de la biopelícula <1.8 mm.

Esta limitación no es aparente en el crecimiento suspendido SBR, esto podría ser una restricción de transferencia masiva que impida el intercambio de fósforo disponible y sustratos orgánicos restringiendo la tasa de absorción de PT que no está presente en sistemas de crecimiento suspendidos. La comprensión de los mecanismos que rigen la EBF en las biopelículas de RBC requiere de mayor atención. (Yun, 2004).



## **CAPÍTULO V**

### **5 ELIMINACIÓN FUNDAMENTAL DE CONTAMINANTES EN LOS RBC**

La rehabilitación prioritaria de los contaminantes puede exigir la bioampliación o retención de cepas especializadas. La bioampliación de los sistemas de RBC se logra generalmente mediante la adición de cultivos artificiales suspendidos o liofilizados o biomasa liofilizada a los RBC (Stephenson & Stephenson, 1992). Alternativamente, se pueden sembrar cultivos de microbios en un reactor de flujo lateral antes de añadirlos. La retención de sólidos naturales de la biopelícula de los RBC permite la retención de microbio sin separación o recirculación adicionales. Muchos sistemas requieren períodos de aclimatación y son sensibles a los choques, cargas variables o a la alimentación intermitente del contaminante importado para la eliminación de sustancias prioritarias de las aguas residuales (Stephenson & Stephenson, 1992); (Duque, 2011); (Amorim, 2013).

#### **5.1 Orgánicos**

El tinte de las aguas residuales es una forma difícil de contaminantes orgánicos, ya que los tintes o productos de descomposición pueden ser tóxicos o mutagénicos (Malachova, 2013). El RBC es ideal para el tratamiento de tintes debido a la alta retención de biomasa, los bajos costos de inicio y el nivel tecnológico apropiado para los países en desarrollo (Robinson, 2001). Los tintes de aguas residuales son

absorbidos inicialmente por la biopelícula, pero una biomasa expuesta continuamente eventualmente se satura. La mayoría de los tintes no penetran bacterias ya que tienen un alto peso molecular y contienen grupos hidrofóbicos, que son una barrera para los biocenosis (Pearce, 2003).

El bioaumentación de hongos de descomposición blanca, por ejemplo, *Phanerochaete* sp., se ha emprendido en los sistemas de RBC, ya que excretan enzimas hidrolíticas extracelulares no específicas con capacidad decolorar los colorantes (Pakshirajan & Kheria, 2012). (Novotny, 2012), encontraron una tasa de decoloración superficial de 0.63, 0.19 y 0.01 mg/m<sup>2</sup> h para Remazol Brilliant Blue R, metileno azul y Azure B respectivamente por el hongo incrementado *Dichomitus squalens*. La degradación del tinte se lleva a cabo a menudo como un metabolismo secundario por lo que las fuentes de carbono alochthonous son necesarias para mantener la actividad.

Identificaron que *D. squalens* tiene una concentración mínima de glucosa de 0.018 g/l para una decoloración efectiva del tinte (Novotny, 2012). (Pakshirajan & Kheria, 2012), mostraron que la tasa de decoloración de hongos de descomposición blanca, *P. chrysosporium* es proporcional a las concentraciones de glucosa hasta un límite de 10 g/l. El uso de la dosis de melaza redujo la tasa de decoloración de *P. chrysosporium* en un 20% en comparación con el control de la glucosa (Pakshirajan & Kheria, 2012). La eliminación del tinte se ha correlacionado con la actividad de peroxidasas dependientes del manganeso y de la lignina. Para el tratamiento completo de las aguas residuales, el tinte debe decolorarse y desintoxicarse.

Mediante el bioaumentado de RBC con *Irpex lacteus* 931, y alcanzar una tasa de decoloración de azul de metilo por lotes de 9.4 mg/m<sup>2</sup> d. La decoloración redujo el nivel de toxicidad de las aguas residuales. Sin embargo, el hongo de descomposición blanca son susceptibles a estrés bacteriano que por lo general impide la aplicación en condiciones reales de aguas residuales (Malachova, 2013). Un RBC aumentado con *Trametes versicolor* para tratar aguas residuales textiles reales lograron una eficiencia de decoloración de 60–70%. La investigación debería determinar si el hongo de descomposición blanca puede utilizarse en los RBC con una escala adecuada (I. Nilsson, 2006).

Inoculación con una cepa capaz de degradar el 2-fluorofenol y demostraron una mayor eficiencia de eliminación bajo carga constante de contaminantes. Bajo carga variable la eliminación de contaminantes disminuyó a pesar de que la comunidad permaneció en la biopelícula (Duque, 2011). Según el estudio el impacto de cargas de choque de ácido 4-fluorocinámico (4-FCA) en un RBC aumentado. La eficiencia de eliminación aumentó del 8% al 46% con cargas de superficie de 73–168 g/m<sup>2</sup> d respectivamente. El aislamiento de las cepas de la biopelícula y las pruebas por lotes revelaron que dos cepas completamente mineralizadas 4-FCA. (Amorim, 2013).

El análisis de secuencia reveló una similitud del 97% con la cepa original aumentada de *Rhodococcus*, sugiriendo transferencia de genes horizontal (Rajbir Singh, 2006). El reactor RBC también se ha aplicado para la eliminación de líquidos en fase no acuosa (LFNA) (Mukherji & Chavan, 2012). (Chavan & Mukherji, 2008)b encontraron que una comunidad fototrófica mixta de agua dulce aumentada con

Burkholderia cepacia tenía una tasa de eliminación de  $>26 \text{ g/m}^2 \text{ d}$  para la eliminación de diésel LFNA. El componente LFNA de las aguas residuales fue probablemente absorbido en la biopelícula para la biodegradación posterior de la fracción alifática (Mukherji & Chavan, 2012). La operación con el fenol co-contaminante redujo ligeramente la eficacia de eliminación de la LFNA, pero resultó en la eliminación completa del fenol (Chavan & Mukherji, 2010). Por lo tanto, en el caso de la carga constante de contaminantes en los contactores biológicos, es importante promover la proliferación de la comunidad aumentada a nivel funcional.

En las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) los microcontaminantes se eliminan generalmente por degradación biótica o sorción abiótica. (Simonich, y otros, 2002), compararon la eliminación de fragancias en diferentes PTAR. Las fragancias parecían eliminarse típicamente en la fracción biodegradable de las aguas residuales. Sin embargo, la eliminación de material de fragancia no biodegradable absorbente está vinculada con la eliminación de sólidos (Simonich, y otros, 2002). En contraste, los microcontaminantes que son absorbentes y no son fácilmente biodegradables son motivo de gran preocupación. En este estudio, el RBC logró una eficiencia de eliminación del 99% de metil dihidrojasmonato en comparación con el 98%, 93%, 82% para un ASP, filtro de goteo y configuración de carrusel respectivamente. La eliminación de 6-acetil-1,1,2,4,4,7-hexametileralina en los RBC fue inferior en comparación con otros tratamientos secundarios que podrían deberse a una eliminación deficiente de las partículas.

En cuatro trabajos de tratamiento con concentraciones influyentes similares de ciprofloxacina (CP), sulfamethoxazol (SM), tetraciclina (TC) y trimetoprim (TM) y encontró que el RBC tenía remoción comparable de antibióticos de entre 52–95% de eliminación de CP, TC y TM a una planta de lodos activados (PLA) de aireación extendida, pero con menor TRH y presumiblemente un costo de tratamiento. En contraste, el RBC demostró un 43% menos de eliminación de SM en comparación con el PLA. El comportamiento degradante de este antibiótico podría deberse a diferencias físicas entre las bacterias en la biopelícula y el crecimiento suspendido (Batt, 2007).

## **5.2 Inorgánicos**

La eliminación biológica de metales pesados depende tanto de la sorción de la especie metálica a la biomasa como de la bioacumulación por procesos metabólicos (Costley & Wallis, 2001). La biopelícula microbiana en los RBC es adecuada para la biosorción ya que hay un área de alto contacto para la sorción y un TMRC largo. Sin embargo, la tasa de eliminación de metales disminuirá con el tiempo, a medida que los lugares de atracción se saturan (Matheickal, 1991). Por ejemplo (Sirianuntapiboon & Chumlaong, 2013) encontró que un RBC tenía una eficiencia de eliminación disminuida de 64–45% y 80–85% con carga incrementada que correspondía a una tasa de eliminación entre 255–400 y 255–480 mg/m<sup>2</sup> d para Ni y Pb respectivamente; esto es similar a las tasas de eliminación notificadas para Cu

de 450 mg/m<sup>2</sup> d utilizando consorcios de lodos activados (Costley & Wallis, 2001). Para evitar la saturación es necesario eliminar la biomasa cargada de metal mediante un tratamiento adecuado. Aunque, esto es costoso y produce problemas secundarios de residuos (Costley & Wallis, 2001), mostraron que los ciclos múltiples de sorción y desorción, usando un ácido diluido (<0.5 M) no impactó la eficiencia de adsorción de una biopelícula de un RBC de cultivo mixto, sugiriendo que reutilización era posible. Las tasas de eliminación demostradas por (Costley & Wallis, 2001) de 640, 450 y 320 mg m<sup>2</sup> d para Zn, Cu y Cd parecían depender de la carga y la disponibilidad de sitios de sorción libre. El análisis de regresión revela que la velocidad de carga predice la tasa de eliminación entre cargas de 0.003–762.8 mg metal m<sup>2</sup> d ( $R^2 = 0.9$ ,  $P < 0.001$ ).

### **5.3 Rendimiento de los RBC**

Mediante las investigaciones realizadas por los diferentes autores se plasma en la tabla 4 sus ensayos de forma resumida teniendo en cuenta los diferentes parámetros y condiciones de diseño y operación, realizados a escala de laboratorio y piloto con la finalidad de determinar la eficiencia en la depuración del material biodegradable en los diferentes tipos de aguas.

**Tabla 4.** Rendimiento de los RBC a partir de las diferentes investigaciones.

Escala	Tipo de material del medio	Diámetro del medio (m)	Inmersión del disco (%)	Velocidad de rotación (rpm)	Tipo de agua residual (AR)	Tiempo de retención hidráulico (TRH) (Hora)	Carga orgánica de entrada/concentración de sustrato	Modo de operación	Eficiencia	Referencia
Esc lab	Malla de acero con poros de 15 mm	0.30	33 50 66 83	6	AR domestica sintética	4 8 12 16	371.4–399.2 mg DQO/l 39 mg/l de NH <sub>4</sub> -N 38 mg/l nitrógeno total	Continuo	Tuvo una eficiencia en DQO de 91.6 %, NH <sub>4</sub> -N de 94.1% y nitrógeno total de 80.9 %	(Li, y otros, 2019)
Esc lab	Lamina transparente de plástico acrílico	0.10	40	30	AR sintética con fenol	14	250 mg fenol/l	continuo	La eficiencia en la remoción de fenol fue del 56%	(Rana, 2018)
Esc lab	Polimetil acrilato con	0.18	30 35	50 75	AR con fenol	36 28	40-220 mg/L	Lote	La eficiencia de eliminación de fenol fue del 99 para carga de fenol de 40 hasta 180 mg/l. la concentración del oxígeno disuelto aumento de 4 a 6.9 mg/l a medida que aumentaba la velocidad de	(Pradeep N.V, 2011)

	tela de poliéster		45	100		24			rotación, y disminuyo el TRH; a medida que aumenta la inmersión del disco el TRH disminuye.	
Esc lab	Plastico	-	40	1.7	Agua gris	0.5 1 1.5	146 mg DQO/L	Lote	El porcentaje de eliminación de DBO <sub>5</sub> y DQO es de 53 y 60%, respectivamente, con un TRH de 1.5 h. La eficiencia de eliminación aumenta Cuando se aumenta el TRH.	(Pathan, 2011)
Esc lab	Cuña de poliestireno unida al disco	0.35	40	10	Metal pesado preparado en laboratorio	84	5-83 concentración de metales pesados mg/l	Lote	Las altas capacidades de sorción de metales registradas, particularmente para el cobre, indican que la biopelícula de un RBC podría usarse como una herramienta para eliminar y recuperar metales	(Costley & Wallis, 2001)



									de las aguas residuales.	
Esc piloto			40		Aguas grises domesticas	12	72 mg DBO/l 119 mg DBO/l 182 mg DBO/l	Continuo	Eliminación de DBO es aproximadamente de 93 - 96.0%, y para la eliminación de solidos suspendidos totales (SST) aproximadamente de 84 y 95. Remociones para todas las concentraciones de aguas grises influentes	(Kader, 2011)
Esc piloto	Polierutano	0.23	40	6	Efluente de bodega	1	3828 mg DQO/L	Continuo	En promedio, el RBC redujo la DQO influente del efluente de la bodega en un 23% (de 3 828 mg / la 2 910 mg / l) y aumentó el pH en 0,95 unidades (de 5,77 a 6,13) con un tiempo de retención promedio de 1 h.	(Coetzee, 2004)
									DQO: 82 % DBO: 86 %	

Esc lab	Plexigas	0.07	35	8	AR municipal	22.5	32-182 mg DQO/l	Continuo	sólidos suspendidos totales (SST): 63 % Nitrógeno total: 54%, y la eficiencia aumentó cuando se siguió con la determinación de DQO y SST hasta 94% y 97%. Respectivamente.	(Hiras, 2004)
Esc lab	Espuma de poliuretano unida en el disco de plástico.	0.18	40	4	Refinería de azúcar	3		Continuo	Color: 55%, Fenol total: 63% DQO: 48%	(Guimaraes, 2005)
Esc lab	Espuma de poliuretano unida al disco	0.25	42.5	10	Refinería de petróleo	7.6 3.8 2.53 1.89 En cada etapa sucesiva.	2.3-5.3 g/m <sup>2</sup> .d 4.7-10.7 g/m <sup>2</sup> .d 9.5-18.8 g/m <sup>2</sup> .d 12.7-25.1 g/m <sup>2</sup> .d para la carga hidráulica 0.01 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d 0.02 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d 0.03 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d 0.04 m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .d	Lote	DQO:87.5% 84.9% 81.5% 80.2% Respectivamente para las cargas de entrada	(Tyagi, 1993)
Esc lab	Acrílico	0.32	33	4		16 24	45 -72 g DQO/L)	Continuo	DQO: 80% 83% 92% Se logró con TRRH de:	(A. Ebrahimi, 2009)

					Aguas residuales lácteas	36			16 24 36	
--	--	--	--	--	--------------------------------	----	--	--	----------------	--

**Fuente:** (Waskar, 2012). *Review on Process, Application and Performance of Rotating Biological Contactor (RBC)*

## 5.4 RBC comparado con otros sistemas de tratamiento biológicos de aguas residuales

RBC proporciona una calidad de tratamiento adecuada cuando se opera de acuerdo con el requisito. Proporcionando una mejor calidad de efluentes y excelentes controles en comparación con el proceso de lodos activados. Comparación de diferentes parámetros para el proceso de RBC, lodo activado y biorreactor de membrana (MBR) se muestra en la Tabla 2. El proceso RBC y lodos activados producen efluentes de alta calidad, pero RBC puede manejar cargas hidráulicas y orgánicas tóxicas y de choque en el tratamiento de aguas residuales. La eficiencia global de eliminación es de aproximadamente 99% para la eliminación orgánica y 90% para la eliminación de nitrógeno en RBC. La producción de lodos es baja debido al crecimiento agregado y excesivo de microorganismos. El costo de operación de RBC es bajo; lo que hace el proceso rentable; debido a que no hay necesidad de aireación.

**Tabla 5.** Comparaciones de los parámetros del sistema de los RBC con otros sistemas de tratamientos biológicos.

Parámetro	Lodos activados (LA)	Contactador biológico rotativo (RBC)	Reactor de membranas(MBR)
Operación del sistema	Operación simple pero requiere continuo mantenimiento (Gupta & Bhardwaj, 2016).	Operación simple que requiere menos mantenimiento y vigilancia. No hay parámetros de procesos complejos involucrados	Operación simple pero requiere monitoreo continuo y mantenimiento para evitar ensuciamiento de la membrana

<b>Requerimiento de aireación</b>	Oxígeno suministrado por aeración mecánica o por difusor	El oxígeno es suministrado por contacto de los discos con el aire	Oxígeno suministrado por aeración mecánica o por difusor
<b>Nitrógeno y fosforo total</b>	Puede eliminar N y compuestos relacionados por nitrificación y desnitrificación.	La eficiencia general de eliminación fue aproximadamente del 99% para la eliminación de compuestos orgánicos y del 90% para la eliminación de nitrógeno (Trikoilidou, 2016). La nitrificación y la desnitrificación completas se pueden lograr en los RBC	En promedio, la eficiencia de eliminación para nitrógeno y fosforo total fue del 83% y 55% respectivamente, con TRH de 8-15 h y un tiempo de retención de lodos muy largo (Yeom, 1999).
<b>Producción de lodos</b>	Alta producción de lodos	Baja producción de lodo debido a la alta concentración de biomasa (Safa, 2014).	La respiración endógena de una comunidad microbiana en MBR puede fomentarse con una edad de lodo muy alta, es decir, una alta concentración de lodo. Bajo índice de volumen de lodo en comparación con el proceso AS debido a la retención de lodo en la superficie de la membrana.
<b>Requerimiento de energía</b>	Alto consumo de energía	Bajo consumo de energía porque no se requiere en el biorreactor (Hassard, 2015).	Necesidad energética adecuada. La energía asociada con la aireación representa aproximadamente el 50% del aporte total de energía.
<b>Tiempo de retención de sólidos</b>	Alto tiempo de retención de sólidos	El alto tiempo de retención de sólidos disminuye la cantidad de lodo y el	El alto tiempo de retención de sólidos facilita la cantidad de microorganismos

			gran tamaño del flóculo facilita el proceso de sedimentación.	en el biorreactor. El tiempo promedio de retención de lodo es de 30 días (Grelier, 2006).
<b>Tiempo retención hidráulico</b>	<b>de</b>	Alto TRH comparado con el RBC	Se usó un TRH corto de aproximadamente 4 h para la eliminación de la materia orgánica. Esto se debe a la gran cantidad de microorganismos disponibles para la digestión de la materia orgánica (A. Kapoor, 2003).	HRT = 8 h y T = 25 °C son las condiciones de operación preferidas, lo que resulta en un alto índice de flujo y bajo ensuciamiento de la membrana (Hemmati, 2012).
<b>Terreno requerido</b>		Requiere de gran área	Se requiere aproximadamente 1/10 parte del terreno en comparación con el proceso de lodos activados (Cortez S., 2008).	Debido al bajo volumen de lodo, el requerimiento de terreno es mínimo en comparación con el proceso de lodos activos.
<b>Tasa de carga orgánica</b>	<b>carga</b>	Sensible a tasas de carga orgánica debido a la menor cantidad de microorganismos presentes.	Tasa de carga orgánica utilizada de 24 g DQO / m <sup>2</sup> día (Ahmady, 2005).	Tasa de carga orgánica de 5 a 12 kg de DQO / m <sup>3</sup> día (Wijekoon, 2011).
<b>Costos aireación</b>	<b>de</b>	Alrededor del 55% de los costos operacionales	No se requiere aireación debido a la rotación de los discos ensamblados en el eje.	A bajo SSLM, el costo de aireación es bajo, lo que tiende a aumentar con el aumento de SSLM. El costo de aireación representa aproximadamente el 50% del gasto operativo en MBR porque se requiere aireación excesiva (Yoon, 2004).
<b>Costos capital y operacionales</b>	<b>de y</b>	Altos costos	Se encontró que un RBC era en promedio 35% más barato por año en	Los costos de capital es igual al proceso RBC pero los costos

			comparación con los filtros de goteo debido a la menor área de tierra y los costos de funcionamiento (Hassard, 2015).	operacionales es alto debido a la aireación y al ensuciamiento de la membrana.
<b>Requerimiento de tratamiento primario</b>	Se requiere un tratamiento primario adecuado.	Se requiere un tratamiento primario adecuado.		Se requiere un tratamiento primario adecuado para reducir el ensuciamiento de la membrana.
<b>Requerimiento de sedimentador secundario</b>	Se requiere de un sedimentador secundario para la sedimentación de lodos.	Los RBC no requieren un clarificador secundario (Hassard, 2015).		No es necesario un clarificador secundario porque la membrana retendrá la materia orgánica, los microorganismos y los materiales de desecho.
<b>Ampliación de escala</b>	Fácil ampliación. Adoptado para cualquier tamaño de comunidad.	Los RBC son difíciles de ampliar (Hassard, 2015).		La ampliación es fácil, pero debe tener en cuenta los costos
<b>Índice de volumen del lodo</b>	Valores altos de índice de volumen de lodo en el clarificador secundario.	Valores bajos de índice de volumen de lodo en el clarificador secundario.		Se obtienen valores bajos de índice de volumen de lodo debido al tratamiento eficiente de la membrana.
<b>Choque de carga</b>	Sensible a las cargas de choque.	Resistente a las variaciones de carga. La adición de etapas amortigua la carga de choque.		Resistencia adecuada a las cargas de choque, siempre que no aumente la suciedad de la membrana.
<b>Propiedades del lodo</b>	Las propiedades de sedimentación del lodo no siempre son fáciles de controlar.	Buenas características de sedimentación del lodo.		Las partículas de lodo tienen un tamaño pequeño que prolonga el proceso de sedimentación y puede afectar la calidad del efluente.

---

<b>Recirculación del lodo</b>	Recirculación de lodos al proceso de lodos activados	No es necesario reciclar el lodo porque hay un exceso de calidad de microorganismos en el biorreactor.	Se requiere el reciclaje de lodo para cumplir con la concentración de microorganismos en el biorreactor.
-------------------------------	--	--	--

---

**Fuente:** (Waqas & Bilad, 2019), *A Review on Rotating Biological Contactors*.



## 6 CONCLUSIONES

Mediante la recopilación de información de las diferentes investigaciones realizadas sobre los contactores biológicos rotativos (RBC), para el tratamiento de aguas residuales se concluyó que son de gran eficiencia para la remoción de  $\text{DBO}_5$  y compuestos nitrogenados, cumpliendo con criterios de diseño y de operación teniendo en cuenta las condiciones ambientales y las características del agua a tratar.

Según la necesidad del afluente se ajustan los parámetros de diseño como tiempo de retención hidráulico, inmersión del medio, velocidad rotacional, oxígeno disuelto para darle la mejor eficiencia y obtener un efluente de mejor calidad

Debido a la utilización de los medios de soporte fijos empacados se cuenta con una mayor área superficial por unidad de volumen, incrementando la formación de la biopelícula y la eficiencia de transferencia de oxígeno dando un mejor rendimiento en el sistema de tratamiento para la remoción de material biodegradable, comparado con el medio convencional.

Este sistema permite la fijación de la biopelícula a los medios formada por los microorganismos que se encarga de biodegradar la materia, lo que reduce la producción de lodos y la amortiguación a altas cargas o sustancias tóxicas.

Deberá ampliarse sus investigaciones a escala real para determinar con más exactitud las eficiencias obtenidas en el proceso de tratamiento debido al comportamiento de los diferentes factores y la resistencia de los materiales empleados a escala laboratorio o piloto para garantizar que si se obtendrán las mismas eficiencia o muy similares en la remoción.

Impulsar la investigación en la aplicación de los RBC con medios convencionales o empaquetados en condiciones anóxicas a escala real, ya que han sido ensayados a escala laboratorio y piloto obteniendo resultados eficientes en la remoción de nitratos.

## 7 BIBLIOGRAFÍA

- A. Ebrahimi, M. A. (2009). Dairy Wastewater Treatment Using Three-Stage Rotating Biological Contactor (Nrbc). International journal of engineeerng Transactions.
- A. Galvan, P. U. (2000). Characterization of filamentous microorganisms in rotating biological contactor biofilms of wastewater treatment plants. Bioprocess Engineering, 257–260.
- A. Hippen, C. H.-H. (2001). Six years' practical experience with aerobic/anoxic deammonification in biofilm systems. Water Science & Technology, 39-48.
- A. Kapoor, A. K. (2003). Use of a rotating biological contactor for removal of ammonium from mining effluents. The European Journal of Mineral Processing and Environmental Protection, 88-100.
- A. TAWFIK, H. T. (2006). Sewage Treatment in a Rotating Biological Contactor (RBC) System. Water, Air, and Soil Pollution, 275–289.
- A.Mohseni-Bandpi, D. (1996). Nitrate removal from groundwater using an anoxicaerobic rotating biological contactor. Water Science and Technology, 323-330.
- Abzazou, T. H.-C. (2015). Assessment of total bacterial cells in extended aeration activated. Environmental Science and Pollution Research, 11446–11455.
- Ahmady, A. K. (2005). Effect of Organic Loading on Rotating Biological Contactor Efficiency. Environmental Research and Public Health, 469-477.

- Ahmed Tawfik, B. K.-G. (2004). Physico-chemical factors affecting the E: coli removal in a rotating biological contactor (RBC) treating UASB effluent . Water Research , 1081–1088.
- Alemzadeh, I. M. (2001). Biodegradation of toluene by an attached biofilm in a rotating biological contactor. Process Biochemistry, 707–711.
- Alemzadeh, I. V. (2002). Phenol biodegradation by rotating biological contactor. Biochemical Engineering Journal, 19-23.
- Alleman, J. E. (1982). SCANNING ELECTRON MICROSCOPE EVALUATION OF ROTATING BIOLOGICAL CONTACTOR BIOFILM. Water Res., 543-550.
- Allen, k. (1929). Sewage Disposal Bulletin. City of New York.
- Amorim, C. L. (2013). Bioaugmentation for treating transient 4-fluorocinnamic acid shock loads in a rotating biological contactor. Bioresource Technology, 554-562.
- Andreadakis, A. D. (1987). DESIGN OF MULTISTAGE ROTATING BIOLOGICAL CONTACTORS. J. Environ. Eng, 199-205.
- Arvin, E., & Harremoes, P. (1990). CONCEPTS AND MODELS FOR BIOFILM REACTOR PERFORMANCE. Wal. Sci. Tech., 171-192.
- Ayoub, G., & Saikaly, P. (2004). The combined effect of step-feed and recycling on RBC performance. Water Research, 3009–3016.
- Banerjee, G. (1997). Hydraulics of bench-scale rotating biological contactor. Water Research , 2500-2510.
- Batchelor, S. E., Cooper, M., Chhabra, S. R., Glover, L. A., Stewart, G. S., Williams, P., & Prosser, J. I. (1997). Cell Density-Regulated Recovery of Starved

Biofilm Populations of Ammonia-Oxidizing Bacteria. *APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY*, 2281–2286.

Batt, A. L. (2007). Comparison of the occurrence of antibiotics in four full-scale wastewater treatment plants with varying designs and operations. *Chemosphere*, 428-435.

Bernard Ross, C. L. (1994). Inordinate failures of rotating biological contactor (RBC) drive shafts in wastewater contactor (RBC) drive shafts in wastewater treatment plant service worldwide. *Int. J. Pres. Ves. & Piping* 59, 197-209.

Boran Kartal, M. K. (2006). Adaptation of a freshwater anammox population to high salinity wastewater. *Journal of Biotechnology*, 546-553.

Borghi, M. D. (1985). INFLUENCE OF PROCESS VARIABLES ON THE MODELLING AND DESIGN OF A ROTATING BIOLOGICAL SURFACE. *Water Res*, 573-580.

Brazil, L. B. (2006). Performance and operation of a rotating biological contactor in a tilapia recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*, 261-274.

Brenner, R. O. (1984). Design Information on Rotating Biological Contactor. Design Technical Report No EPA-600/2-84-106. Municipal Environmental Research Laboratory, Cincinnati, OH, USA.

Cereceda, M. M. (2001). Biofilm Communities and Operational Monitoring of a Rotating Biological Contactor System. *Water, Air, and Soil Pollution*, 193–206.

- Cereceda, M. M. (2001). Confocal and Light Microscope Examination of Protozoa and Other Microorganisms in the Biofilms from a Rotating Biological Contactor Wastewater Treatment Plant. *Acta Protozool*, 263 - 272.
- Cereceda, M. M. (2001). Dynamics of protozoan and metazoan communities in a full scale wastewater treatment plant by rotating biological contactors. *Microbiological research*, 225-238.
- Chavan, A., & Mukherji, S. (2008). Dimensional analysis for modeling oxygen transfer in rotating biological contactor. *Bioresource Technology*, 3721-3728.
- Chavan, A., & Mukherji, S. (2010). Effect of co-contaminant phenol on performance of a laboratory-scale RBC with algal-bacterial biofilm treating petroleum hydrocarbon-rich wastewater. *Chemical Technology & Biotechnology*, 851–859.
- Chen, Z. Q. (2006). Simultaneous removal of carbon and nitrogen from municipal-type synthetic wastewater using net-like rotating biological contactor (NRBC). *Process Biochemistry*, 2468–2472.
- Christine Helmer, S. K. (1998). Simultaneous nitrification/denitrification in an aerobic biofilm system. *Water Science and Technology*, 183-187.
- Chungsyng Lu, A. C.-R. (1995). Treatment of high-strength organic wastewaters using an anaerobic rotating biological contactor. *Environment International*, 313-323.

- Chungsyng Lu, H.-C. L. (1997). Effects of disc rotational speed and submergence on the performance of an anaerobic rotating biological contactor. *Environment International*, 253-263.
- Coetzee, G. L. (2004). Dynamics of a microbial biofilm in a rotating biological contactor for the treatment of winery effluent. *Water SA*.
- Cortez, S. P. (2008). S. Cortez Æ P. Teixeira Æ R. Oliveira Æ M. Mota. *Rev Environ Sci Biotechnol*, 155–172.
- Cortez, S. P. (2011). Denitrification of a landfill leachate with high nitrate concentration in an anoxic rotating biological contactor. *Biodegradation*, 661–671.
- Cortez, S. P. (2011). Mature landfill leachate treatment by denitrification and ozonation. *Bioquímica de procesos*, 148-153.
- Costley, S., & Wallis, F. (2000). Effect of flow rate on heavy metal accumulation by rotating biological contactor (RBC) biofilms. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 244–250.
- Costley, S., & Wallis, F. (2001). Bioremediation of heavy metals in a synthetic wastewater using a rotating biological contactor. *Water Research*, 3715-3723.
- D. Paredes, P. K. (2007). New Aspects of Microbial Nitrogen Transformations in the Context of Wastewater Treatment – A Review. *Engineering in Life Sciences*, 13–25.

- De Clippeleir, H. X. (2011). OLAND is feasible to treat sewage-like nitrogen concentrations at low hydraulic residence times. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1537–1545.
- De La Rosa, C., & Yu, T. (2005). Three-Dimensional Mapping of Oxygen Distribution in Wastewater Biofilms Using an Automation System and Microelectrodes. *Environ. Sci. Technol.*, 5196-5202.
- Demergasso S. C., P. G. (2000). ESTUDIO DE LA CINÉTICA DE BIOCONVERSIÓN DE AGUAS RESIDUALES EN LA PRODUCCIÓN DE AGUA POTABLE. *Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 1-8.
- Demergasso, C. R. (2017). From Knowledge to Best Practices in Bioleaching. *Solid State Phenomena*, 285-289.
- Doman, J. (1929). Results of Operation of Experimental Contact Filter with Partially Submerged Rotating Plate. 555-560.
- Dorota Kulikowska, T. J. (2010). Municipal landfill leachate nitrification in RBC biofilm – Process efficiency and molecular analysis of microbial structure. *Bioresource Technology*, 3400-3405.
- Duque, A. F. (2011). Bioaugmentation of a rotating biological contactor for degradation of 2-fluorophenol. *Bioresource Technology*, 9300-9303.
- Dutta, S. E. (2007). Study of rotating biological contactor performance in wastewater treatment using multi-culture biofilm model. *Water Science & Technology*, 345–353.



- Ebrahimi, A. G. (2017). Evaluation of treatability of high strength wastewater in a three stage-rotating biological contactor. *Journal of Environmental Engineering and Landscape management*, 234-240.
- F. Hassard, E. C. (2014). Performance of permeable media rotating reactors used for pretreatment of wastewaters. *Water Science & Technology*, 1926–1931.
- Findlay, G. E. (1993). The selection and design of rotating biological contactors and reed beds for small sewage treatment plants. *Engrs Wat. Marit. & Energy*, 237-246.
- Fountoulakis, M. S. (2009). Pilot-scale comparison of constructed wetlands operated under high hydraulic loading rates and attached biofilm reactors for domestic wastewater treatment. *Science of the Total Environment*, 2996-3003.
- Fujie, K. H. (1983). Operational design and power economy of a rotating biological contactor. *Water Research*, 1153-1162.
- G.Banerjee. (1997). Treatment of phenolic wastewater in RBC reactor. *Water Research*, 705-714.
- G.M. Ayouba, P. S. (2004). The combined effect of step-feed and recycling on RBC performance. *Water Research*, 3009–3016.
- Grady, C. J. (1999). Rotating biological. *Biological wastewater treatment* (págs. 907–947). New York: Marcel Dekker.
- Grelier, P. R.-P. (2006). Influence of sludge retention time on membrane bioreactor hydraulic performance. *Desalination*, 10-17.
- Griffin, P., & Findlay, G. (2000). Process and engineering improvements to rotating biological contactor design. *Water Science and Technology*, 137-144.

- Guimaraes, C. P. (2005). Continuous decolourization of a sugar refinery wastewater in a modified rotating biological contactor with *Phanerochaete chrysosporium* immobilized on polyurethane foam disks. *Process Biochemistry*, 535–540.
- Gupta, A., & Gupta, S. (2001). Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm. *Water Research*, 1714-1722.
- Gupta, S., & Bhardwaj, N. K. (2016). Advances in the Treatment of Pulp and Paper Mill Wastewater. *Environmental Waste Management*, 47-72.
- H.Siegrist, S. G. (1998). Nitrogen loss in a nitrifying rotating contactor treating ammonium-rich wastewater without organic carbon. *Water Science and Technology*, 241-248.
- Hanhan, O. D. (2005). Evaluation of denitrification potential of rotating biological contactors for treatment of municipal wastewater. *Water Science & Technology*, 131–139.
- Harremoës, P., & Gönenc, I. (1983). The applicability of biofilm kinetics to rotating biological contactors. Fellbach, Germany: In: Paper presented at International EWPCA-IAWPRC Seminar.
- Hartman, H. (1960). (Translation): Investigation on the Biological Treatment of Waste Water by using Drip-Body Immersion Systems. Munich Germany.: Stuttgart reports for Urban Water Management Commission Publisher.
- Hartmann, H. (1961). Improvements in or relating to sewage plant, British patent no. 935162, T963.

- Hassard, F. J. (2015). Rotating biological contactors for wastewater treatment – A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 285-306.
- Hemmati, A. D. (2012). Effect of hydraulic retention time and temperature on submerged membrane bioreactor (SMBR) performance . *Korean Journal of Chemical Engineering*, 369-376.
- Hidrometalica. (2019). Obtenido de Hidrometalica:  
<https://hidrometalica.com/biodiscos/>
- Hiras, D. N. (2004). Organic and nitrogen removal in a two-stage rotating biological contactor treating municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 91–98.
- Hochheimer, J. N., & Wheaton, F. (1998). Biological Filters: Trickling and RBC Design. Libey GS, Timmons MB (eds) *Proceedings of the 2nd international conference on recirculation Aquaculture*, July 16–19. Roanoke, VA, USA, 291-318.
- Hoyland, G. V. (2010). A new Approach to Nutrient Removal Using the HYBACS Process. 1-14.
- I. Nilsson, A. M. (2006). Decolorization of synthetic and real textile wastewater by the use of white-rot fungi. *Enzyme and Microbial Technology*, 94-100.
- Israni, S. H. (2002). Phenol degradation in rotating biological contactors. *J Chem Technol Biotechnol*, 1050-1057.
- Janczukowicz, W., & Klimiuk, w. (1992). The influence of the raw wastes dosing system on technological parameters of the rotating biological disc (RBD) process. *Tecnología Bioambiental*, 241-245.

- Jdayil, B. A.-S. (2010). Steady Rheological Properties of Rotating Biological Contactor (RBC) Sludge. *J. Water Resource and Protection*, 1-7.
- Jeswani, H. S. (2012). Degradation of phenolics, nitrogen-heterocyclics and polynuclear aromatic hydrocarbons in a rotating biological contactor. *Bioresource Technology*, 12-20.
- Kader, A. A. (2011). Studying The Efficiency Of Grey Water Treatment By Using Rotating Biological Contactors System. Fifteenth International Water Technology Conference, IWTC-15 2011.
- Kapdan, I. K. (2002). Biological decolorization of textile dyestuff containing wastewater by *Coriolus versicolor* in a rotating biological contactor. *Enzyme and Microbial Technology*, 195–199.
- Kenneth E. Neu. (1994). Upgrading of rotating biological contactor (RBC) systems to achieve higher effluent quality, including biological nutrient enrichment and reduction techniques. *Water Science and Technology*, 197-206.
- Khan, M. C. (2013). Attachment surface energy effects on nitrification and estrogen removal rates by biofilms for improved wastewater treatment. *water research*, 2190-2198.
- Kindaichi, T. T. (2004). Ecophysiological Interaction between Nitrifying Bacteria and Heterotrophic Bacteria in Autotrophic Nitrifying Biofilms as Determined by Microautoradiography-Fluorescence In Situ Hybridization. *Appl. Environ. Microbiol*, 1641-1650.

- Kinner, N. D. (1985). An electron microscopic evaluation of bacteria inhabiting rotating biological contactor biofilms during various loading conditions. *Environmental Technology Letters*, 455-466.
- Kulikowska, D. T. (2010). Municipal landfill leachate nitrification in RBC biofilm – Process efficiency and molecular analysis of microbial structure. *Bioresource Technology*, 3400–3405.
- Labella, S. T. (1972). Treatment of Winery Wastes by Aerated Lagoon, Activated Sludge, and Rotating Biological Contractor. In: *Proceedings of the 27th Industrial Waste Conference*, 803–881.
- Leenen, E. d. (1996). CHARACTERISTICS OF AND SELECTION CRITERIA FOR SUPPORT MATERIALS FOR CELL IMMOBILIZATION IN WASTEWATER TREATMENT. *Wat. Res.*, 2985-2996.
- Leslie Grady, C. P., Daigger, G. T., Love, N. G., Filipe, C., D., & M. (2011). *Biological Wastewater Treatment*. Londres: Taylor and Francis Group, LLC.
- Li, N., Zeng, W., Yang, Y., Wang, B., Li, Z., & Peng, Y. (2019). Oxygen mass transfer and post-denitrification in a modified rotating drum biological contactor. *Biochemical Engineering Journal*, 48–56.
- Liu, S., Yang, F., Xue, Y., Gong, Z., Chen, H., Wang, T., & Su, Z. (2008). Evaluation of oxygen adaptation and identification of functional bacteria composition for anammox consortium in non-woven biological rotating contactor. *Bioresource Technology*, 8273–8279.

- Logan, D. R. (1998). A CONCEPTUAL MODEL DESCRIBING MACROMOLECULE DEGRADATION BY SUSPENDED CULTURES AND BIOFILMS. *War. Sci. Tech.*, 231-234.
- Lu, C. L. (1997). Temperature effects on the performance of an anaerobic rotating biological contactor. *Environmental technology*, 711-719.
- Malachova, K. Z. (2013). Biodegradation and detoxification potential of rotating biological contactor (RBC) with *Irpex lacteus* for remediation of dye-containing wastewater. *Water Research*, 7143-7148.
- Marc Strous, J. A.-S. (1999). Missing lithotroph identified as new planctomycete . *Nature*, 446–449.
- Mark J. Laquidara, F. C. (1986). Development of Biofilm, Operating Characteristics and Operational Control in the Anaerobic Rotating Biological Contactor Process. *Water Pollution Control Federation*, 107-114.
- Matheickal, J. T. (1991). Sorción y desorción de Cu (II) por *Ganoderma Lucidum*. *Water Quality Research Journal*, 187-200.
- Mathure, P., & Patwardhan, A. (2005). Comparison of mass transfer efficiency in horizontal rotating packed beds and rotating biological contactors. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 413–419.
- Mba, D. R. (1999). MECHANICAL REDESIGN OF THE ROTATING BIOLOGICAL CONTACTOR. *Wat. Res.*, 3679±3688.
- Metcalf, & Eddy. (1995). *Ingenieria de Aguas Residuales*. Madrid: Mc GRAW-HILL/INTERAMERICANA DE ESPAÑA, S.A.

- Mittal, V., & Singh, A. K. (2012). Characterization of biofilm of a rotating biological. *Water Science & Technology*, 429-437.
- Mohle, R. B., & Langemann, T. M. (2007). Structure and Shear Strength of Microbial Biofilms as Determined With Confocal Laser Scanning Microscopy and Fluid Dynamic Gauging Using a Novel Rotating Disc Biofilm Reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 747–755.
- Mukherji, S., & Chavan, A. (2012). Treatment of aqueous effluents containing non-aqueous phase liquids in rotating biological contactor with algal bacterial biofilm. *Chemical Engineering Journal*, 459–470.
- Najafpour, G. A. (2006). Performance of a three-stage aerobic RBC reactor in food canning wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*, 297–302.
- Najafpour, G. H. (2005). Effect of organic loading on performance of rotating biological contactors using Palm Oil Mill effluents. *Process Biochemistry*, 2879–2884.
- NANCY E. KINNER, D. L. (1983). Light and Electron Microscopic Studies of Microorganisms Growing in Rotating Biological Contactor Biofilms. *APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY*, 1659-1669.
- Novotny, C. N. (2012). The use of the fungus *Dichomitus squalens* for degradation in rotating biological contactor conditions. *Bioresource Technology*, 241–246.
- Nowak, O. (2000). Upgrading of wastewater treatment plants equipped with rotating biological contactors to nitrification and P removal. *Water Sci Technol*, 145-153.

- Odegaard, H., & Rusten, B. (1980). NITROGEN REMOVAL IN ROTATING BIOLOGICAL CONTACTORS WITHOUT THE USE OF EXTERNAL CARBON SOURCE. 71-76.
- Okabe, S. H. (1999). In Situ Analysis of Nitrifying Biofilms as Determined by In Situ Hybridization and the Use of Microelectrodes. APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY, 3182–3191.
- Okabe, S. K. (1996). Spatial Microbial Distributions of Nitrifiers and Heterotrophs in Mixed-Population Biofilms. Biotechnology and Bioengineering, 24-35.
- Orandi, S. D. (2012). Biofilm establishment and heavy metal removal capacity of an indigenous mining algal-microbial consortium in a photo-rotating biological contactor. J Ind Microbiol Biotechnol, 1321–1331.
- Ouyang, C. F. (1981). CHARACTERISTICS OF ROTATING BIOLOGICAL CONTACTOR (RBC) SLUDGES. Journal of the Chinese Institute of Engineers, 53-60.
- P. Griffin and G.E. Findlay. (2000). Process and engineering improvements to rotating biological contactor design. Water Science and Technology, 137-144.
- P. Nahid, M. V. (2001). Treatment of bakers yeast wastewater with a Biopack system. Process Biochemistry, 447-451.
- P. Teixeira, R. O. (2000). Denitrification by *Alcaligenes denitrificans* in a closed rotating biological contactor. Biotechnology Letters, 1789–1792.
- Pakshirajan, K., & Kheria, S. (2012). Continuous treatment of coloured industry wastewater using immobilized *Phanerochaete chrysosporium* in a rotating biological contactor reactor. Journal of Environmental Management, 118-123.



- Palma, L. D., & Verdone, N. (2009). The effect of disk rotational speed on oxygen transfer in rotating biological contactors. *Bioresource Technology*, 1467–1470.
- Partha Sarathi Majumder, S. G. (2007). Removal of chlorophenols in sequential anaerobic–aerobic reactors. *Bioresource Technology*, 118–129.
- Pathan, A. A. (2011). Preliminary Study of Greywater Treatment through Rotating Biological Contactor. *JOURNAL OF ENGINEERING & TECHNOLOGY*, 531-538.
- Patwardhan., A. W. (2003). Rotating Biological Contactors: A Review. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 2035-2051.
- Pearce, C. J. (2003). The removal of colour from textile wastewater using whole bacterial cells: a review. *Dyes and Pigments*, 179-196.
- Pebriyanti, G. R. (2016). Sludge Dewatering Process Control using Principal Component Analysis (PCA) and Partial Least Square (PLS). *Indonesian Journal of Science & Technology*, 61-73.
- Poon, C. P.-L. (1979). Factors Controlling Rotating Biological Contactor Performance. *Water Pollution Control Federation*, 601-611.
- Popel. (1964). Assembly, dismantling, performance and design of rotating biological contactor, Switzerland Hyfol. (Translation: English).
- Pradeep N.V, A. H. (2011). Biodegradation of Phenol using Rotating Biological Contactor . *International Journal of Environmental Sciences*, 105-113.
- Pynaert, K. B. (2004). Start-up of Autotrophic Nitrogen Removal Reactors via Sequential Biocatalyst Addition. *Environ. Sci. Technol.*, 1228-1235.

- Radwan, K., & Ramanujam, T. (1997). Studies on organic removal of 2,4-dichlorophenol wastewaters using a modified RBC. *Bioprocess Engineering*, 219–223.
- Rajbir Singh, D. P. (2006). Biofilms: implications in bioremediation. *TRENDS in Microbiology*, 389–397.
- Ramsay, J. M. (2006). Amaranth decoloration by *Trametes versicolor* in a rotating biological contacting reactor. *J Ind Microbiol Biotechnol*, 791-795.
- Rana, S. N. (2018). Removal of Organic pollutant with the use of Rotating Biological Contactor. *Materials Today: Proceedings*, 4218–4224.
- Rittmann, B. E., & McCarty, P. L. (2001). *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*, 4th ed. McGraw-Hill Higher Education. New York.
- Rittmann, B. S. (1983). Temperature Effects on Oxygen Transfer to Rotating Biological Contactors. *Water Pollution Control Federation*, 270-277.
- Robinson, T. G. (2001). Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresource Technology*, 247-255.
- Rodgers, M., & Zhan, X. M. (2003). Moving-medium biofilm reactors. *Environmental Science and Bio/Technology*, 213–224.
- Safa, M. A. (2014). Biodegradability of oily wastewater using rotating biological contactor combined with an external membrane. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12(1), 117.

- Saikaly, P., & Ayoub, G. M. (2003). AMMONIA NITROGEN REMOVAL IN STEP-FEED ROTATING BIOLOGICAL CONTACTORS. *Water, Air, and Soil Pollution*, 177–191.
- Salvado, H. A. (2004). Dynamics of nematodes in a high organic loading rotating biological contactors. *Water Research*, 2571-2578.
- Satoh, H. S. (2003). Evaluation of the impact of bioaugmentation and biostimulation by in situ hybridization and microelectrode. *Water Research*, 2206–2216.
- Satoshi Okabe, T. K. (2005). Fate of <sup>14</sup>C-Labeled Microbial Products Derived from Nitrifying Bacteria in Autotrophic Nitrifying Biofilms. *APPLIED AND ENVIRONMENTAL MICROBIOLOGY*, 3987–3994.
- Schwingle TA, L. A. (2005). Refining applications. *Hydrocarbon Engineering*, January.
- Simm, R. (1988). ENHANCED BIOLOGICAL PHOSPHORUS REMOVAL USING A SEQUENCING BATCH RBC. THE UNIVERSITY OF BRITISH COLUMBIA, 1-117.
- Simonich, S. L., Federle, T. W., Eckhoff, W. S., Rottiers, A., Webb, S., Sabaliunas, D., & Wolf, W. D. (2002). Removal of Fragrance Materials during U.S. and European Wastewater Treatment. *Environ. Sci. Technol.*, 2839-2847.
- Singh, A. V., Vyas, V., Patil, R., Sharma, V., Scopelliti, P. E., Bongiorno, G., . . . Milani, P. (2011). Quantitative Characterization of the Influence of the Nanoscale Morphology of Nanostructured Surfaces on Bacterial Adhesion and Biofilm Formation. *PLoS ONE* 6, e25029, 1-12.

- Sirianuntapiboon, & Chumlaong, S. S. (2013). Effect of Ni<sup>2+</sup> and Pb<sup>2+</sup> on the efficiency of packed cage rotating biological contactor system. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 233–240.
- Sirianuntapiboon, S. (2006). Treatment of wastewater containing Cl<sub>2</sub> residue by packed cage rotating biological contactor (RBC) system. *Bioresource Technology*, 1735–1744.
- Spengel, D. B., & Dzombak, D. A. (1992). Biokinetic modeling and scale-up considerations for rotating biological contactors. *Water Environment Research*, 223–235.
- Steiner, C. (1997). *The Biological Approach to the Rotating Disc Process*. WSE Publication No. 695,. 1-5.
- Stenstrom, R. T. (1979). Use of the Rotating Biological Contactor for Appropriate Technology Wastewater Treatment. *Appropriate Technology Wastewater Treatment*, 1-70.
- Stephenson, D., & Stephenson, T. (1992). Bioaugmentation for enhancing biological wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 549-559.
- Stephenson, T. E. (2013). Media surface properties and the development of nitrifying biofilms in mixed cultures for wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 321–324.
- Stewart, P. S. (2003). Diffusion in Biofilms. *J. Bacteriol*, 1485-1491.
- Stewart, S. P., & Franklin, M. J. (2008). Physiological heterogeneity in biofilms. *Nature Reviews Microbiology*, 199 - 210.

- Suntud Sirianuntapiboon, C. C. (2007). Packed cage rotating biological contactor system for treatment of cyanide wastewater. *Tecnología Bioambiental*, 266-272.
- Surampalli, R. Y., & Baumann, E. R. (1997). ROLE OF SUPPLEMENTAL AERATION IN IMPROVING OVERLOADED FIRST-STAGE RBC PERFORMANCE. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1-15.
- Tawfik, A. K. (2002). Treatment of anaerobically pre-treated domestic sewage by a rotating biological contactor. *Water Research*, 147–155.
- Tawfik, A., & Klapwijk, A. (2010). Polyurethane rotating disc system for post-treatment of anaerobically pre-treated sewage. *Journal of Environmental Management*, 1183–1192.
- Tchobanoglous, G., & Burton, F. (1991). *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse*. New York: Metcalf & Eddy, 3rd ed. McGraw-Hill International Editions.
- Teixeira, P., & Oliveira, R. (2001). Denitrification in a closed rotating biological contactor: effect of disk submergence. *Process Biochemistry*, 345–349.
- Torkian A, H. S. (2003). Posttreatment of upflow anaerobic sludge blanket-treated industrial wastewater by a rotating biological contactor. *Water Environ Res*, 232–237.
- Trikoilidou, E. S. (2016). Sustainable operation of a. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 161(1), 012093. .

- Tyagi, R. D. (1993). Biodegradation Of Petroleum Refinery Wastewater In A Modified Rotating Biological Contactor With Polyurethane Foam Attached To The Discs. *Water. Research* , 91-99 .
- Upton, J. E. (1995). Sewage Treatment for Small Communities: the Severn Trent Approach. *Water Environ*, 64-71.
- Vesilind, A. (2003). In: Vesilind, P. (Ed.), *Wastewater Treatment Plant Design*. IWA Publishing, London, Great Britain.
- Vlaeminck, S. E., Akihiko, T., Barth, F. S., Davy, V. D., Nico, B., Verstraete, W., & Carballa, M. (2009). Nitrogen Removal from Digested Black Water by One-Stage Partial Nitritation and Anammox. *Environ. Sci. Technol.*, 5035–5041.
- Waqas, S., & Bilad, M. R. (2019). A Review on Rotating Biological Contactors. *Indonesian Journal of Science & Technology*, 241-256.
- Ware, A. M. (1990). Evaluation of Alternatives to Conventional Disc Support Media for Rotating Biological Contactors. *Water Science & Technology*, 113-117.
- Waskar, V. G. (2012). Review on Process, Application and Performance of Rotating Biological Contactor (RBC). *International Journal of Scientific and Research Publications*, 1-6.
- WEF, & ASCE. (1998). WEF (Water Environment Federation) & ASCE (American Society of Civil Engineers) (1998) Design of municipal wastewater treatment plants, WEF Manual of practice No. 76. Alexandria and Reston, USA.
- Weston, R. (1985). Review of Current RBC Performance and Design Procedures United States Technical Information Report PB85-180945/AS.

- Wijekoon, K. C. (2011). Effect of organic loading rate on VFA production, organic matter removal and microbial activity of a two-stage thermophilic anaerobic membrane bioreactor. *Bioresource Technology* , 5353-5360.
- Wilson, R. W. (1980). Scaleup in Rotating Biological Contactor Design. *Water Pollution Control Federation*, 610-621.
- Windey, K. I. (2005). Oxygen-limited autotrophic nitrification–denitrification (OLAND) in a rotating biological contactor treating high-salinity wastewater. *Water Research*, 4512–4520.
- Wuertz, S. S. (2004). Microbial communities and their interactions in biofilm systems: an overview. *Water Science and Technology*, 327–336.
- Yargholi, B., & Jafari, N. (2011). Application of Rotating Biological Contactor with Packing Bed (RBCp) for Small Communities Wastewater Treatment to Be Used in Irrigation. *International Journal of Water Resources and Arid Environments*, 102-109.
- Yeom, I.-T. N.-M.-H. (1999). Treatment of household wastewater using an intermittently aerated membrane bioreactor. *Desalination*, 193-203.
- Yoon, S.-H. K.-S.-T. (2004). The optimum operational condition of membrane bioreactor (MBR): Cost estimation of aeration and sludge treatment. *Water Research*, 37-46. .
- Yun, Z. C. (2004). Enhanced biological phosphorus removal in RBC with SBR. *Water Science and Technology*, 121-130.
- Zahid, J. W., & Ganczarczyk. (1994). Fractal properties of the RBC biofilm structure. *Water Sci. Technol*, 271–279.