

Aplicación de microalgas para la remoción de nutrientes en efluentes agrícolas: Revisión de literatura

God Ophtanie Jean

Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano
Honduras

Noviembre, 2020

ZAMORANO
CARRERA AMBIENTE Y DESARROLLO

Aplicación de microalgas para la remoción de nutrientes en efluentes agrícolas: Revisión de literatura

Proyecto especial de graduación presentado como requisito parcial para optar al título de Ingeniera en Ambiente y Desarrollo en el Grado Académico de licenciatura

Presentado por

God Ophtanie Jean

Zamorano, Honduras

Noviembre, 2020

Aplicación de microalgas para la remoción de nutrientes en efluentes agrícolas: Revisión de literatura

God Ophtanie Jean

Resumen. La creciente demanda de alimentos ha derivado en prácticas que requieren un mayor uso de fertilizantes sintéticos, generando lixiviados compuestos fundamentalmente de nitrógeno y fósforo. Estos resultan en procesos de deterioro en cuerpos receptores. En esta investigación, se estudió, mediante una revisión de literatura, la aplicabilidad y el desempeño de microalgas en la remoción de nutrientes presentes en efluentes agrícolas. La eficacia depende de factores ambientales, funcionales y de la disponibilidad de nutrientes, primordialmente carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P), que, a su vez, representan los componentes mayoritarios en los efluentes agrícolas. Se identificó que una reducción en la remoción de nutrientes puede ser el resultado de valores fuera de rango óptimo de luz ($80 - 250 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$), temperatura ($22 - 35 \text{ }^\circ\text{C}$), pH ($5 - 8.5$), relación C:N:P y turbidez. A pesar de los valores de turbidez y la concentración de nutrientes en efluentes agrícolas, hay evidencia de eficiencias de remoción ($89 - 100\%$ en fósforo, $88 - 98\%$ en amonio y $67 - 95\%$ en nitrato) y de productividad de biomasa ($87 - 107 \text{ mg/L/d}$), prometedores para la aplicación de microalgas. Los géneros con mayor adaptabilidad y desempeño en este tipo de efluentes son *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Gloethece* y *Ankistrodesmus*. En cuanto al uso de fotobiorreactores, los sistemas abiertos presentan un reto al combinar las metas de producción de biomasa y reducción de nutrientes, siendo preferible el uso de reactores cerrados o híbridos.

Palabras clave: Fitorremediación, fotobiorreactores, lixiviados agrícolas, remoción de nitrógeno.

Abstract. The increasing demand for food has led to practices that require greater use of synthetic fertilizers, generating leachate compounds mainly of Nitrogen and Phosphorus. These result in deterioration of receptor wetlands. This study reviewed evidence of the applicability of microalgae to nutrient removal from agricultural effluents and the factors involved in this process. The performance of microalgae depends on environmental and functional factors and the availability of nutrients, primarily carbon (C), nitrogen (N), and phosphorus (P), which represent the major components of agricultural effluents. It was identified that decreases in nutrient removal efficiency or biomass productivity may result from values outside optimal ranges for key factors: light ($80 - 250 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$), temperature ($22 - 35 \text{ }^\circ\text{C}$), pH ($5 - 8.5$), C:N:P ratio, and turbidity. Despite high turbidity and nutrient concentration of agricultural effluents, there is evidence of high removal efficiencies ($89 - 100\%$ for phosphorus, $88 - 98\%$ for ammonium, and $67 - 95\%$ for nitrate) and biomass productivity ($87 - 107 \text{ mg/L/d}$) which demonstrates the potential of phycoremediation. The genera with the highest adaptability and performance in these types of effluent were *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Gloethece*, and *Ankistrodesmus*. Regarding the use of photobioreactors, open systems present a challenge when combining the goals of biomass production and nutrient reduction, making the use of closed or hybrid reactors preferable in dual purpose systems.

Key words: Agricultural leachate, nitrogen removal, photobioreactors, phycoremediation.

ÍNDICE GENERAL

Portadilla	i
Página de Firmas	ii
Resumen	iii
Índice General	iv
Índice de Cuadros, Figura y Anexos	v
1. INTRODUCCIÓN	1
2. METODOLOGÍA	4
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	6
4. CONCLUSIONES.....	22
5. RECOMENDACIONES.....	23
6. LITERATURA CITADA	24
7. ANEXOS.....	31

ÍNDICE DE CUADROS, FIGURA Y ANEXOS

Cuadros	Página
1. Palabras clave y resultados obtenidos.	5
2. Efecto de los factores luz y temperatura en remoción de nutrientes.	9
3. Características de los efluentes agroindustriales y lixiviados agrícolas tratados mediante biorremediación o ficorremediación	13
4. Eficiencia de la aplicación de microalgas en remoción de nutrientes en efluentes agrícola	15
5. Eficiencia de la aplicación de microalgas en remoción de nutrientes en lixiviados agrícolas.	16
6. Ventajas y limitaciones de los tipos de biorreactores.	20
7. Comparación de parámetros operativos en sistemas abiertos y cerrados.....	20

Figura	Página
1. Esquema de factores que afectan la eficiencia de las microalgas en la remoción de nutrientes en aguas residuales	6

Anexos	Página
1. Lista de nutrientes consumido en cultivo de microalga	31
2. Fotobiorreactores.....	32

1. INTRODUCCIÓN

La creciente demanda de alimentos ha derivado en el incremento del uso de agroquímicos sintéticos como pesticidas, requeridos para el control de plagas, y fertilizantes, como fuente de nutrientes de diferentes cultivos. Se ha comprobado que el uso de fertilizantes aporta en la producción, contribuyendo a incrementar entre 40 y 60% el rendimiento de los cultivos (Therond, Duru, Estrade y Richard, 2017). De acuerdo con un estudio realizado por el Banco Mundial (2016), durante el período comprendido entre 2002 y 2016, se reportó un alza de más de 34% en el uso de fertilizantes a nivel mundial, pasando de 105 kg/ha en 2002 a 145 kg/ha en el 2016. La tendencia refleja un mayor consumo de fertilizante para los próximos años.

La aplicación de fertilizantes en la agricultura generalmente sobrepasa el nivel de absorción de los nutrientes por el cultivo. Los fertilizantes nitrogenados representan la principal fuente de aporte de nutrientes, con una eficiencia de tan solo 25 - 45%, es decir, que el resto del fertilizante nitrogenado aplicado no está siendo asimilado por la planta (Melendrez y Molina, 2003). El exceso se incorpora en el ciclo de transformación de nitrógeno, con una fracción que se pierde en forma gaseosa (N_2O y NH_3) y otra porción que se incorpora en el suelo y se moviliza a través de la infiltración y escorrentía, en forma de amonio (NH_4), nitrato (NO_3) y nitrito (NO_2) (McDowell, Wither y Weerden, 2016).

Por otra parte, el fósforo es un elemento con menor solubilidad, y con tendencia a adherirse a las partículas del suelo, reduciendo la disponibilidad para la planta. Para compensar esta deficiencia de asimilación se aplican fertilizantes fosforados en exceso, y esto representa una pérdida entre 40 - 90% del fósforo aplicado. Este nutriente generalmente se transforma en rocas de fosfatos por mineralización, que, por procesos erosivos, son arrastradas a través de la escorrentía o se lixivian por percolación e infiltración (McDowell et al., 2016). Según Rittmann, Mayer, Westerhoff y Edwards (2011), la recuperación de nutrientes como el fósforo es una situación emergente y que requiere de acciones urgentes, debido a que las reservas de fósforo podrían ser agotadas en este siglo.

La irrigación y la precipitación favorecen la movilidad de nutrientes a través de la escorrentía y lixiviación; estos representan un impacto negativo al ser descargados en cuerpos receptores como ríos, lagunas, océanos o aguas subterráneas, provocando la eutrofización. Este fenómeno resulta de la acumulación de residuos orgánicos y, nutrientes fosforados y nitrogenados en cuerpos de agua. Esto estimula la proliferación de algas, fitoplánctones tóxicos, y zooplancton, que, a su vez, se descomponen, produciendo gran cantidad de CO_2 y consumiendo el oxígeno disuelto en el agua (Lemley y Adams, 2019). El agotamiento de oxígeno puede llevar a dos procesos letales para la biodiversidad acuática: la hipoxia y la anoxia, que se definen respectivamente como la reducción (saturación 1 - 30%) o ausencia (saturación 0%) de oxígeno en un cuerpo de agua (Vanoye y Díaz-Parra, 2015). Los impactos negativos de este proceso repercuten sobre el ecoturismo, la biodiversidad vegetal y animal.

Por otra parte, los impactos ambientales derivados de la pérdida y uso ineficiente de fertilizantes en la agricultura han incrementado el interés y la necesidad de desarrollar alternativas que resuelvan la problemática presentada por los efluentes agrícolas. La fitorremediación y biorremediación se han implementado en las últimas décadas para el tratamiento de aguas residuales derivadas de la agricultura. Se considera como métodos convenientes tanto económica como ambientalmente, en comparación a los métodos tradicionales químicos y físicos (Dzionek, Wojcieszynska y Guzik, 2016).

En la biorremediación se combinan procesos de bioestimulación o bioacumulación, aplicando microorganismos (bacterias, hongos, plantas protistas) y enzimas a sistemas como los biorreactores, con medios de soporte orgánicos, humedales naturales y artificiales (Christianson, Frankenberger, Hay, Helmers y Sands, 2016; Jarno, Karppinen y Ihme, 2019). Otras investigaciones promueven el uso de biofiltros para retener nutrientes y contaminantes, operando con mecanismos aeróbicos o anaeróbicos (Aloni y Brenner, 2016).

En este contexto, investigaciones recientes han demostrado el potencial de las microalgas en la biorremediación, en un proceso conocido como ficorremediación (Acien et al., 2017). Las microalgas son organismos unicelulares eucariotas fotosintéticos, con una capacidad de desarrollarse en diversos tipos de hábitats y que hacen uso de la luz para fijar CO₂. Como resultado de este proceso, asimilan otros nutrientes para la formación de su estructura celular, generando moléculas básicas de proteína, carbohidratos, lípidos y ácidos nucleicos (Hernandez y Labbé, 2014). Las microalgas tienen una alta capacidad para asimilar nutrientes de diversas fuentes, como, por ejemplo, medios de cultivos preparados, el medio ambiente y aguas residuales (Hemaiswarya, Raja, Ravikumar y Carvalho, 2013). El metabolismo puede categorizarse como autótrofo, heterótrofo o mixótrofo (Chew et al., 2018).

Las microalgas se han considerado como buenos agentes biorremediadores debido a su rápido crecimiento y requerimiento de nutrientes (Amit, Farooqi, Abdin y Kumar, 2019). En las últimas décadas, se ha estudiado el comportamiento de varias especies en la remoción de compuestos de nitrógeno y fósforo presentes en aguas residuales y en mezclas sintetizadas (Alcántara, Posadas, Guieysse y Muñoz, 2015; Chew et al., 2018; Gonçalves y Pires, 2016). Generalmente, las investigaciones sobre ficorremediación de aguas residuales domésticas e industriales reportan valores de producción de biomasa entre 27 - 160 mg/L/d, una remoción de nitrógeno total entre 80-100%, nitrógeno amoniacal entre 81 - 99% y de fósforo, entre 88.6 - 99%. Sin embargo, estos valores varían dependiendo de la fuente de agua residual, de la especie y de la escala de producción (Alcantara et al., 2015; Amit et al., 2019; Grandclément et al., 2017; Jia, Yuan y Rein, 2016).

Existen varios géneros de microalgas, distribuidos en más de 28,000 especies. Su composición celular varía entre géneros y especies, al igual que las condiciones de cultivo. Su selección y aplicabilidad se fundamenta en los objetivos del tratamiento y el uso posterior de la biomasa. Estudios han identificado a los géneros *Chlorella*, *Ankistrodesmus*, *Scenedesmus*, *Euglena*, *Claydonomonas*, *Botryococcus*, *Micratinium*, *Spirulina*, entre otros, como buenos agentes de remoción de nitrógeno y fósforo en aguas residuales (Geadá, Vasconcelos, Vicente y Fernandes,

2017; Sutherland y Ralph, 2019). El tratamiento de aguas residuales con microalgas es el resultado del proceso de asimilación de nutrientes presentes en estos efluentes por parte de estos organismos, los cuales son demandados para su desarrollo y crecimiento en diferentes fases (Posadas et al., 2018).

Conforme a su contenido de proteínas, lípidos, almidón, glicerol, pigmentos naturales o biopolímeros, las microalgas cumplen con diferentes propósitos, principalmente en la farmacología, gastronomía, cosmetología y la industria de biocombustible (Acién et al., 2017; Hernandez y Labbé, 2014; Sutherland, Howard-Williams, Turnbull, Broady y Craggs, 2015). Por su contenido de proteína y carbohidratos, también se utilizan para la producción de refuerzos proteínicos en la dieta humana y en piensos animales. Además, su contenido en lípidos lo hace un elemento primordial en la producción de biocombustibles. Por otro lado, las microalgas son particularmente eficientes en acumulación de nutrientes y metales pesados, y varios estudios han constatado la eficiencia de estos microorganismos en la remoción de componentes orgánicos e inorgánicos presentes en aguas residuales domésticas, industriales y agroindustriales (Alcántara et al., 2015; Baglieri et al., 2016).

Por su contenido de nitrógeno, fósforo, y materia orgánica, los efluentes agrícolas pueden funcionar como un medio apropiado para el cultivo de microalgas y de forma paralela, estos microorganismos podrían representar una solución a los problemas ambientales causado por estos. En este contexto, el presente estudio recopiló evidencia sobre la eficacia del uso de microalgas en la remoción de nutrientes agrícolas. Para esto, se analizaron los resultados obtenidos en diferentes investigaciones enfocadas en el cultivo de microalgas y su desempeño en la remoción de nutrientes en diversas fuentes de agua (residuales domésticas, industriales y agrícolas), planteando los siguientes objetivos:

- Identificar los factores que afectan la eficiencia de las microalgas en remoción de nutrientes presentes en aguas residuales.
- Identificar los géneros de microalgas con mayor aplicabilidad en remoción de nutrientes en efluentes y lixiviados agrícolas.
- Comparar el desempeño documentado de biorreactores abiertos y cerrados en efluentes agrícolas, considerando las tasas de remoción de nutrientes.

2. METODOLOGÍA

El presente estudio consistió en la recopilación de evidencia sobre la aplicabilidad de microalgas en la ficorremediación, a partir de una revisión de literatura. Para el desarrollo de esta investigación, se realizó una búsqueda sistemática de literatura en bases de datos y motores de búsqueda de relevancia, que ofrecen documentos destacados de la comunidad científica. Se accedió a la bibliografía disponible en el catálogo de la Biblioteca Wilson Popenoe, de la Escuela Agrícola Panamericana, para consulta de libros, artículos y tesis. Asimismo, se pudo acceder a bases de datos que funcionan bajo suscripción, como AGORA, E-LIBRO, OARE, SPRINGERLINK y TEEAL.

Adicionalmente, se consultaron recursos electrónicos disponibles en el catálogo de la biblioteca de la “University of Illinois at Urbana-Champaign” (UIUC), que permitió el acceso a revistas, libros, base de datos y tesis asociados al tema de interés. Información complementaria se obtuvo en sitios electrónicos y portales de investigación de acceso libre como “Google” académico, “Research gate”, MDPI, “Scielo”, JSTOR entre otros.

La búsqueda de la información se realizó a partir de palabras clave como: lixiviados y microalgas, remoción de nutrientes y microalgas, lixiviados agrícolas y microalgas, aguas residuales y microalgas. Se accedió principalmente a las publicaciones de revistas como “Waste Management”, “Water Science”, “Water Research”, “Bioresource Technology”, “Environmental Science” y “Algal Research” entre otras.

La ruta de búsqueda empleada consistió en la introducción de palabras clave en los portales antes mencionados. La selección de los artículos se basó en el análisis de los resúmenes, la afinidad del contenido con los objetivos planteados y la fecha de publicación. Se incluyeron principalmente artículos originales reportados en la literatura científica durante los últimos 7 años (2013 a 2020). Sin embargo, debido a la poca investigación sobre la aplicación de microalgas en efluentes agrícolas, se consideraron fechas anteriores a 2013 para experimentos relevantes en el campo.

Otro criterio de selección fue la identificación de estudios relativos a la evaluación de remoción de nitrógeno y fósforo en aguas residuales industriales, agroindustriales y de lixiviados agrícolas. Además, se tomaron en cuenta artículos sobre la implementación de este tipo de efluentes en el cultivo de microalgas y la producción de biomasa. En cuanto a la remoción de nutrientes, el principal indicador se basó en el porcentaje de remoción de nitrógeno total, N - NO₃ y N - NH₄, el de fósforo total y fosfatos P - PO₄. El Cuadro 1 describe los resultados generados de la selección de artículos.

Cuadro 1. Palabras clave y resultados obtenidos.

Palabra clave	Número de publicaciones encontradas “ScienceDirect”	Número de publicaciones utilizadas
Sistema de cultivo de microalga + aguas residuales	5,348	36
Remoción de nitrógeno + aguas residuales + microalga	5,230	15
Remoción de fósforo + aguas residuales + microalga	3,148	14
Remoción de nutrientes + aguas residuales + microalga	5,025	18
Remoción de nitrógeno + microalga + lixiviados agrícolas	600	14
Remoción de fósforo + lixiviados agrícolas + microalga	454	8
Remoción de nutrientes + lixiviados agrícolas + microalga	634	10
Cultivo de microalga + lixiviados agrícolas	685	10
pH + microalga + remoción de nutrientes	4,264	4
Luz + microalga + remoción de nutrientes	3,964	4
Ficorremediación efluentes agrícolas	167	13

Se excluyeron los estudios referentes a macroalgas y algas marinas, y aquellos que se basaban únicamente en el enfoque de producción de biomasa. Se incluyeron estudios enfocados en la producción de microalgas y remoción de nutrientes. El análisis de la literatura permitió la comprensión del estado de la técnica y facilitó la identificación de vacíos en la información, así como oportunidades para futuras investigaciones.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Factores que afectan la eficiencia de las microalgas en la remoción de nutrientes en aguas residuales

Para el establecimiento de un cultivo de microalgas es necesario considerar ciertos factores ambientales y operacionales. El desarrollo de biomasa y su desempeño en los procesos de biorremediación se ven afectados por el requerimiento nutricional, las condiciones de temperatura y luz, pH, turbidez, agitación y el tiempo de retención hidráulica, entre otros (Acien et al., 2017; Posadas et al., 2018). En la Figura 1 se encuentra el esquema de los parámetros analizados en este estudio.

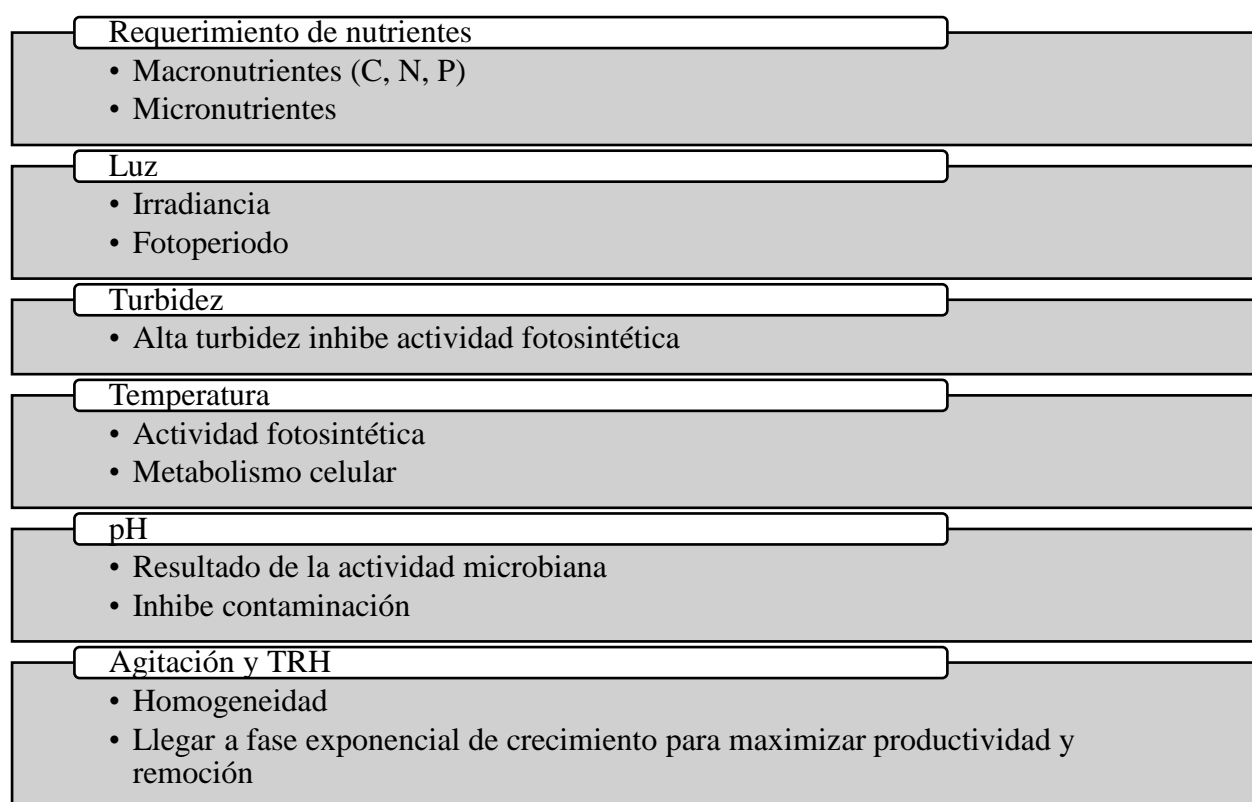


Figura 1. Esquema de factores que afectan la eficiencia de las microalgas en la remoción de nutrientes en aguas residuales

Requerimiento nutricional. Generalmente las microalgas utilizadas en procesos de biorremediación cuentan con un alto rendimiento en el proceso de absorción de nutrientes a diferentes condiciones ambientales, y una tasa de crecimiento superior a la mayoría de los microorganismos autótrofos (Hernandez y Labbé, 2014; Shahid et al., 2020). El crecimiento de microalgas requiere del suplemento de alrededor de 30 elementos clasificados en macronutrientes y micronutrientes. Los macronutrientes esenciales en la producción son carbono, nitrógeno y

fósforo. El carbono es el de mayor importancia ya que, a través de la fotosíntesis, es transformado en los carbohidratos requeridos para el crecimiento de biomasa. Las fuentes para obtenerlo son: bicarbonato (HCO_3^-), trióxido de carbono (CO_3^{2-}), y dióxido de carbono (CO_2) (Verma y Srivastava, 2018; Yen, Hu, Chen, Nagarajan y Chang, 2019). De acuerdo con Razzaka, Alia, Hossaina y Lasa (2017), a mayor concentración de CO_2 , hay una mayor tasa de crecimiento de microalgas.

El nitrógeno es un nutriente de gran importancia para las microalgas, incorporado en forma de nitrato, amonio, nitrito o urea. Habitualmente, el nitrógeno se utiliza como elemento limitante para controlar la composición celular, por ejemplo, la carencia de nitrógeno resulta en la acumulación de polisacáridos y caroteno. Se estima que, para producir 1 g de biomasa de alga, se necesitan 0.063 g de nitrógeno y 0.009 g de fósforo (Sukla, Subudhi y Pradhan, 2019). Por otra parte, el fósforo es necesario en muchos procesos celulares como la fotosíntesis, la formación de ácidos nucleicos, la biosíntesis de ADN y la transferencia de energía. Suele incorporarse en forma de hidrogenofosfato HPO_4^{2-} o HPO_4^- (Geada et al., 2017). Igualmente, es importante considerar la relación C:N:P, que establece el balance de la cantidad adecuada para la producción de biomasa. Grobbelaar (2004) identificó la relación de Redfield 106 C:16 N:1 P, la cual aplica a la mayoría de los fitoplanctones como una base para determinar los posibles limitantes de nutrientes en microalgas.

Adicionalmente, el adecuado desarrollo de microalgas requiere micronutrientes como Hierro, Manganeseo, Zinc, Azufre, Cobre, Selenio, Potasio y Magnesio, y vitaminas como biotina, tiamina y cianocobalamina (Acién et al., 2017; Posadas et al., 2018; Sakarika, Koutra, Tsafraquidou, Terpou y Kornaros, 2019; Hernandez y Labbé, 2014). Contrariamente a los macronutrientes que se requieren en gran cantidad (g/L), estos últimos se requieren en pequeñas cantidades (mg, μ , g/L) y no son limitantes principales de la producción de microalgas (Grobbelaar, 2004).

Los nutrientes previamente descritos, usualmente se obtienen de fertilizantes inorgánicos y medios de cultivo especializados. Debido a las características de los efluentes agrícolas y a que cuentan con exceso de estos, su aplicación resulta en una práctica más sostenible tanto ambiental como económicamente, sin embargo, se debe tener en cuenta la relación de C/N y N/P presente en el agua residual. Zheng et al. (2018), realizaron un estudio utilizando *C. vulgaris* cultivada a nivel laboratorio en aguas residuales obtenidas de la porcicultura, reportando los mejores resultados de remoción y productividad en el tratamiento con una relación C/N de 7.9 (un poco superior a la relación de Redfield 106:16). Para este se obtuvo un crecimiento de 2.85 g/L remoción de 100, 96 y 90% de N - NH_4 , TN, y TP respectivamente, con un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 3 días.

Estudios han demostrado que la variación de nutrientes y la relación N/P en aguas residuales afectan en menor grado la producción de biomasa, sin embargo, influyen sobre la concentración de nitrógeno y fósforo de estas. Por otra parte, se ha encontrado que una baja concentración de nitrógeno en aguas residuales limitaría la remoción de fósforo por microalgas. Varios autores han comprobado que el rango de 6.8 - 10 es el óptimo para crecimiento de microalgas y remoción de nutrientes, considerándose que una ración superior o inferior a la óptima, podría llevar a limitación

de fósforo (Beuckels, Smolders y Muylaert, 2015). Algunos estudios muestran que, al contar con suficiente nitrógeno, que generalmente representa el principal componente de efluentes agrícolas, se contribuye a la eficiencia de remoción de fósforo (Hongyanga, Yalei, Chunmin, Xuefei y Jinpeng, 2011).

Luz. Este factor es relevante para el cultivo de microalgas debido a que permite los procesos de fotosíntesis y oxidación de elementos orgánicos. A pesar de su importancia, existe un rango óptimo para el adecuado crecimiento de biomasa, el cual, al ser superado puede resultar en fotoinhibición, causando hasta la muerte de los microorganismos. La irradiancia debe de ser distribuida de manera homogénea a lo largo del fotobiorreactor y por debajo del punto de saturación, para maximizar el rendimiento. El rango óptimo varía entre especies o géneros, sin embargo, diversas investigaciones coinciden en valores entre 80 y 250 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ para la mayoría de las especies (Acien et al., 2017; González - Camejo et al., 2018; Hernandez y Labbé, 2014; Posadas et al., 2018).

El estudio de Fontoura, Rolima, Farenzena y Gutterres (2017), documentó la influencia de la luz en la remoción de nutrientes en aguas residuales utilizando *Scenedesmus* sp., obteniendo la mayor eficiencia al operar con 182.5 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Bajo estas condiciones de irradiancia, se reportó una remoción de nitrógeno y fósforo de 85.63 y 96.78%, respectivamente y un rendimiento de biomasa de 0.9 g/L (Cuadro 2). El efecto de la luz en la remoción de nutrientes también fue estudiado por Silva - Benavides y Torzillo (2012), observando el desempeño de *C. vulgaris* y cianobacteria a varios niveles de irradiancia. Ellos reportaron que un incremento en esta variable resulta en una mayor producción de biomasa e incrementa el porcentaje de remoción de nitrógeno.

Igualmente, la relación de fotoperíodo, que es la proporción de la cantidad de horas de luz y oscuridad al cual esto sometido un cultivo, ha sido estudiado. Utilizando varios niveles de irradiancia de luz (36, 60, 120 y 180 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) y relación fotoperíodo (10:14, 14:10, 24:0, luz: oscuridad) en el cultivo de *C. vulgaris*, *P. subcapitata*, *S. Salina* y *M. aeruginosa*. Gonçalves, Simões y Pires (2014), reportaron remoción de 100% de nitrógeno en todas las especies utilizadas con un fotoperíodo de 24:0 e irradiancia de 180 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Los mismos resultados fueron obtenidos en fotoperíodos 14:10 y 180 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. En cuanto a remoción de fósforo, la mayor tasa de remoción (67.6%) fue obtenida con una irradiancia de 180 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ en la especie *C. vulgaris*. Los estudios previos destacan la influencia de la irradiancia sobre la remoción de nutrientes.

Turbidez: Los efluentes agrícolas generalmente presentan alta variabilidad y altos valores de turbidez (40.4 - 1,900 NTU), generalmente asociados con el tipo de cultivo, suelo/sustrato y factores climáticos. Estudios han demostrado una relación directa y negativa entre la turbiedad y la dispersión de la luz, afectando la actividad fotosintética, lo que deriva en una menor producción de biomasa (Ledda, Idà, Allemand, Mariani y Adani, 2015; Valizadeh y Davarpanah, 2019). Estudios realizados en fotobiorreactores semicerrados a escala piloto por Díez-Montero et al. (2020) y Garcia-Galán et al. (2018), demostraron que, a mayor turbidez, hay menor remoción de nutrientes en lixiviados agrícolas. Ledda et al. (2015) afirman que la turbiedad jugaría un papel más importante que la relación N:P y la disponibilidad de nutrientes en el cultivo de microalgas utilizando aguas residuales.

Cuadro 2. Efecto de los factores luz y temperatura en remoción de nutrientes.

Luz ($\mu\text{E m}^{-2}\text{s}^{-1}$)	Temperatura $^{\circ}\text{C}$	% Remoción		Especies	Referencia
		N (TN)	P		
180	25	100	67.6	<i>Chlorella vulgaris</i>	(Gonçalves, Pires, Simões, 2016)
180	25	100	51.2	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	
180	25	99.1	36.7 ^a	<i>Synechocystis salina</i>	
180	25	100	41.1 ^b	<i>Microcystis aeruginosa</i>	
182.5	25	85.63	96.78	<i>Scenedmus</i> sp.	(Fontoura et al., 2017)
N/D	15	69 [§]	90.76	<i>Pediastrum</i> sp. <i>Chlorella</i> sp.	(Díez - Montero et al., 2020)
N/D	18	46 [§]	N/D	<i>Scenedesmus</i> sp.	
N/D	25	85 [§]	N/D	<i>Gloeotheca</i>	
N/D	18	92 [§]	91.31	sp(<i>cyanobacteria</i>)	
125	22	98.3	99.5	Cultivo mixto	(González -
125	28	100	100	(<i>Scenedesmus</i> spp. + <i>Cyanobacteria principal</i>)	Camejo et al., 2018)

^a: Mayor remoción 42.9% a 35 $^{\circ}\text{C}$ y 105 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$

^b: Mayor remoción 54.2% a 35 $^{\circ}\text{C}$ y 180 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$

[§]: N - NO_3

N/D: no disponible

Temperatura. La actividad de las microalgas depende de la temperatura a la cual está sometido el proceso de cultivo (Razzaka et al., 2017). Diversos estudios han evaluado el impacto de la luz y la temperatura en la remoción de nutrientes, reportando diferencias considerables. Una investigación realizada por Díez - Montero et al. (2020), reveló el efecto de la temperatura en el mecanismo de remoción de nutrientes, reportando que una variación de temperatura entre 14.7 $^{\circ}\text{C}$ en invierno y 24.6 $^{\circ}\text{C}$ en verano, da como resultado una diferencia significativa en la remoción de nutrientes. La remoción de nitrógeno total observado fue 42% en invierno, 56% en otoño, 84% en verano y 91% en primavera, utilizando un consorcio de microalgas en lixiviados agrícolas.

La temperatura óptima de cultivo de la mayoría de las microalgas oscila entre el rango de 15 - 35 $^{\circ}\text{C}$ (Posadas et al., 2018), pero puede variar entre especies, ya que existen algunas psicrófilas,

mesofilas y otras termófilas (Razzaka et al., 2017). La mayoría de las especies presentadas previamente (Cuadro 2), cuentan con valores de remoción de nutrientes prometedores, obteniendo eficiencias superiores a 85 y 52% en nitrógeno y fósforo, respectivamente, con una irradiancia de luz de $180 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ y una temperatura de $25 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Sin embargo, se cuenta con especies como *Synechocystis salina* y *Microcystis aeruginosa*, que tuvieron mayores valores de remoción de fósforo de 42.9 y 54.2% respectivamente, a $35 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Estos últimos son relativamente inferiores en otras especies, pero su desempeño debe ser considerado al momento de operar bajo condiciones donde se presentan mayores rangos de temperatura.

Estos resultados indican que los factores ambientales como luz y temperatura no afectan solamente la actividad fotosintética y producción de biomasa, sino también el metabolismo celular, influyendo, por ende, en la remoción de nutrientes. A mayor temperatura e irradiancia de luz, se proyecta una mayor remoción de nutrientes. Una comparación entre el estudio de Fontoura et al. (2017) y el de González - Camejo et al. (2018), mostró una relación directa y positiva entre la temperatura y la remoción de fósforo, reportando un rango óptimo de $22 - 28 \text{ }^{\circ}\text{C}$ para tener remociones superiores a 98%, utilizando las especies *Scenedesmus* y *Chlorella*. Estos valores concuerdan con las observaciones de Cabello, Toledo - Cervantes, Sánchez, Revah y Morales (2015), en la modelación de la actividad fotosintética de *Scenedesmus*, donde encontraron el punto de mayor actividad enzimática a $35 \text{ }^{\circ}\text{C}$ y los puntos óptimos de actividad entre $22 - 25 \text{ }^{\circ}\text{C}$.

pH. Como resultado de la actividad microbiana, del proceso de respiración o de la presencia de CO_2 , la variación de pH es un elemento crucial en la producción de microalgas, ya que, al encontrarse dentro del rango apropiado, favorecerá la absorción de nutrientes. Además, inhibe la contaminación del cultivo por organismos intrusos, que generalmente presentan una baja tolerancia a los valores de pH en que se desarrolla el cultivo de interés. El pH de efluentes agrícolas puede variar en función de la actividad, del tipo de suelo, del cultivo, del fertilizante aplicado, de los tiempos de irrigación, de la época y de la irradiancia de la zona (Ulibarry, 2019). Este puede regularse a escala de laboratorio por adición de ácidos o bases, sin embargo, cuando se operan reactores a mediana y gran escala, es regulado por medio de un sistema de inyección de CO_2 , ya que esta última ayuda igualmente en proporcionar carbono e incrementar la relación C/N (Posadas et al., 2018). Estudios realizados por Sutherland et al. (2015) y Zheng et al. (2019) mostraron que un rango de pH de $5 - 8.5$ favorece la remoción de elementos orgánicos e inorgánicos. Por otra parte, un pH superior a 11 puede causar inhibición de la actividad microalgal (Posadas et al., 2014).

Sutherland et al. (2015), encontraron diferencias significativas en el efecto de pH sobre la producción de biomasa y remoción de nutrientes, utilizando las cepas *Micractinium bornhemense* y *Pediastrum boryanum*, en fotobiorreactores, abiertos analizando rangos de pH 6.5, 7, 7.5, 8 y pH superior a 9, con inyección de CO_2 . Además, reportaron valores más altos de producción de biomasa en la mayoría de las microalgas estudiadas al mantener un rango de pH entre 6.5 - 7. Esto coincide con los datos reportados por Posadas et al. (2018), quienes, con un pH de 9, reportaron mayor eficiencia en remoción de nitrógeno (89%), mientras que el fósforo tuvo una deficiencia en remoción (33%). Estas variaciones de remoción indican una tendencia a mayor remoción con un pH más alto, sin embargo, hay un rango óptimo entre 6.5 - 8.5 que puede variar entre especies. Asimismo, sugieren que la remoción de nutrientes podría ser regulada controlando el pH.

Igualmente, Zheng et al. (2019) observaron la remoción de nutrientes por *C. vulgaris* en aguas residuales de porcicultura con valores de pH de 5, 7 y 9, también obtuvieron la mayor remoción de nutrientes al operar a un pH de 7. Sin embargo, al compararlo con el estudio de Sutherland et al. (2015), reportaron mayores porcentajes de remoción (100, 97 y 94%) para NH_4^+ - N, nitrato y fósforo total, respectivamente. Estos últimos resultados concuerdan con los estudios de Cabello et al. (2015) y Ma et al. (2016) y que indican que en condiciones de pH inferiores a 5 y superiores a 11, inhiben la remoción de nutrientes porque perturban la actividad enzimática.

Agitación y tiempo de retención hidráulica (TRH). La agitación es uno de los parámetros operacionales más importantes, ya que confiere la homogeneidad requerida en el reactor, y el alcance de una velocidad de flujo adecuada que evite la sedimentación. Además, limita el crecimiento de partículas adheridas en la pared de los fotobiorreactores y la reducción de concentración de oxígeno en el sistema (Acien et al., 2017). Por otra parte, el tiempo de retención hidráulica (TRH) es un parámetro operacional que debe establecerse de manera que las células logren la fase exponencial de crecimiento para garantizar mayor productividad y eficiencia de tratamiento.

El estudio de Gao et al. (2018), a diferentes TRH (1, 2, 4 y 6 días) demuestra la influencia de este parámetro en la remoción de nutrientes. Para esta comparación se estableció un cultivo a escala laboratorio de *C. vulgaris* utilizando aguas residuales sintéticas, obteniendo mayores remociones de nitrógeno (90.6 y 92.1%) a un TRH de 4 y de fósforo (94.9 y 94.0%) al operar a un TRH de 6 días. Este estudio indica que un mayor tiempo de retención hidráulica genera mayor remoción. Resultados similares fueron observados por Samorì et al. (2014), estudiando *Desmodesmus communis* en aguas residuales con TRH de 1.5, 3 y 5. Al operar a un TRH de 1.5 días se reportó remoción de nitrógeno y fósforo de 47 y 99%, respectivamente, valor que se incrementa por encima de 99% para ambos a partir de un TRH de 3 días. Los dos estudios anteriores reflejan una tendencia hacia remociones de fósforo en un TRH relativamente temprano (< 2 días) en comparación con nitrógeno (nitrato).

Con base en los resultados encontrados, se sugiere un TRH de 3 días como óptimo para remoción de fósforo y nitrógeno. Sin embargo, no son los únicos elementos por considerar, ya que este mismo puede variar en función de la concentración de los nutrientes en efluente. Una mayor concentración de nutrientes lleva a un TRH más amplio, particularmente, con mayor concentración de nitratos. Esto dado que diversos estudios han demostrado la preferencia de utilización de amonio y fósforo por microalgas en comparación a otra forma de nitrógeno (nitrito y nitrato) (García - Galán et al., 2018; Hultberg, Carlsson y Gustafsson, 2013). Por otra parte, Shayan, Agblevor, Bertin y Sims (2016), utilizaron biopelículas de algas con predominancia de *Scenedesmus*, *Chlorella*, Cianobacteria, *Oocystis*, *Ankistrodesmus* y *Synura* en aguas residuales domésticas, obteniendo que al aplicar un TRH de 2 días se alcanzan eficiencias de remoción de NH_4 , NO_3 , NO_2 , y P de 92, 44, 57 y 92.3%, respectivamente resultados de 100, 47, 58 y 100% al incrementar el TRH a 6 días. Esto coincide con la tendencia inicial, que indica que existirá una mayor remoción de nutrientes con un TRH más largo y una efectividad temprana de la remoción de NH_4 y fósforo.

Aplicabilidad de microalgas en remoción de nutrientes en efluentes y lixiviados agrícolas

Características del efluente agrícola. Los efluentes agrícolas suelen tener alta turbidez, pH y contenido de nutrientes como nitrógeno, fósforo y carbono (Cuadro 3). El nitrógeno generalmente se encuentra en forma de nitrato, amonio y algunas veces en formato de nitrito y nitrógeno orgánico, mientras que el fósforo se encuentra generalmente en forma de ortofosfato. La concentración de nutrientes, como la turbidez y el pH puede variar en función de la actividad de producción. Los efluentes agroindustriales como de ganado porcino o procesamiento suelen tener mayores concentraciones, reportando valores superiores a 300 mg/L en nitrógeno y 100mg/L en fósforo. Por su parte, los lixiviados agrícolas suelen tener concentraciones de nitrógeno entre 7.45 - 353 mg/L , fósforo de 1.2 - 46 mg/L y pH entre 5.92 - 9.5, valores que pueden variar en función del tipo de suelo, del cultivo, del fertilizante aplicado (tipo y cantidad), de los tiempos de irrigación y de la época (Kubea, Jeffersonb, Fana y Roddicka, 2018; Ulibarry, 2019).

El mecanismo de remoción de nutrientes por microalgas en efluentes agrícolas se fundamenta en su requerimiento para el crecimiento de biomasa. Estas transforman los compuestos de nitrógeno en elementos necesarios para la síntesis de sus células como proteínas y enzimas. En cuanto al fósforo, se elimina en forma de hidroxapatita y estruvita a la precipitación de P - PO₄ (Acien et al., 2017; Alcántara et al., 2015; Amit et al., 2019; Hernandez y Labbé, 2014; Posadas et al., 2018; Singh, Nedbal y Ebenhöh, 2018). El análisis de las variables anteriores es importante dado que, si los nutrientes, pH, turbiedad y relaciones de C/N o N/P se encuentran fuera del rango óptimo, pueden afectar al desempeño del tratamiento. Una composición de los efluentes agrícolas con alta turbiedad, sólidos totales y materia orgánica conjetura el mito de la ineficiencia de microalgas en la remoción de nutrientes.

A pesar de los desafíos que se presentan dada la composición de los efluentes, estudios en aguas residuales domésticas y agroindustriales han demostrado la efectividad de las microalgas en la disminución de nitrógeno alcanzando eficiencias superiores a 81%, y 88% en fósforo. Estos utilizaron especies de microalgas como *Chlamydomonas reinhardtii*, *Scenedesmus rubescens*, *Chlorella Vulgaris*, *Oedogonium westii*, *Cladophora glomerata* y cianobacterias en diferentes condiciones de cultivo (Alcantara et al., 2015; Amit et al., 2019; Grandclément et al., 2017; Jia et al., 2016). Estas investigaciones han demostrado que los efluentes agrícolas son un medio de cultivo con alto potencial para el crecimiento de microalgas. Así mismo, han acreditado desempeños prometedores, presentando remociones de nutrientes entre 40 - 93 y 50 - 100% de nitrógeno y fósforo respectivamente. Además, se reporta una producción de biomasa entre 34 - 101 mg/L/d, manteniendo las condiciones de temperatura, luz y pH dentro de los rangos descritos en la sección previa (Cuadro 4).

Cuadro 3. Características de los efluentes agroindustriales y lixiviados agrícolas tratados mediante biorremediación o ficorremediación

Efluente	pH	N mg/L	P mg/L	OD mg/L	Turbidez UNT	Referencia
Ganado porcino	6.7 ± 0.008	1232.3 ± 54.2 NH ₄		12		(Nwoba, Ayre, Moheimani, Ubi y Ogbonna, 2016)
	8.5 ± 0.06	893.03 ± 17 NH ₄		13		
	9.8±0	18.8±9 NH ₄				(De Godos , Blanco, García-Encina, Becares y Muñoz, 2010)
Acuacultura	7.28 ± 0.32	40.67 ± 0.8 TN 5.32 ± 0.45 NH ₄	8.82 ± 0.02 PO ₄		40 ± 12	(Ansari, Singh, Guldhe y Bux, 2017)
Planta de procesamiento de palma		385.0 ± 25.0 TN	106.0 ± 4.5 PO ₄		1940 ± 155.2	(Khalid, Yaakob, Abdullah y Takriff, 2017)
Planta de producción de fertilizantes	7.3 ± 0.5	47.3 ± 5.9 TN	0.9 ± 0.28 PO ₄			(Pham y Bui, 2020)
Lixiviado agrícola+ lixiviado domestico	8.23 ± 0.9	9.00 ± 5.01 TN 5.53 ± 3.34 NO ₃	1.2 ± 0.6 P	140 ± 20	67 ± 36	(García et al., 2018)
Lixiviados de cultivos de tomates en invernaderos	9.5 ±0.5	23.4 N	4.4 P	6.5 ±0.5		(Bohutskyi et al., 2016)
	7.5	350 N - NO ₃ 62 N - NH ₄	15.9 P			(Hultberg et al., 2013)
Lixiviados de cultivos de tomates y chile en invernaderos	5.92 - 8.6	5.60 - 47.60 TN	22.90 - 44.60 P			(Rivas, 2019)
Cultivo de tomates en hidroponía	7 - 9	210.0 NO ₃ 1.4 NH ₄	15.8 ± 0.1 P			(Baglieri et al., 2016)
Lixiviados agrícolas de vivero de cítricos	8.23 ± 0.9	7.45 ± 1.45 TN	1.2 ± 0.6 P			(Putri y Hung, 2020)

OD: oxígeno disuelto; TN: nitrógeno total

Asimismo, se cuenta con evidencia de investigaciones sobre el uso de microalgas en el tratamiento de lixiviados agrícolas, recopilando los estudios más pertinentes para esta revisión en el Cuadro 5. Hultberg et al. (2013) presenta hallazgos pioneros y prometedores para la implementación de ficorremediación en lixiviados agrícolas. En este se analizó la aplicabilidad a escala laboratorio del uso de *C. vulgaris* en el tratamiento de efluentes de tomates cultivados en invernaderos, previamente filtrados y esterilizados. Se reportó una alta producción de biomasa (309 - 322 mg/L), y remoción de fósforo (99%), pero baja remoción de nitrógeno (9.8 - 20.7%).

La mayoría de los estudios que analizan el uso de la ficorremediación de lixiviados agrícolas lo han hecho a escala laboratorio. Hasta la fecha se sabe de pocos estudios a gran escala. En este sentido, el estudio de Bohutsky et al. (2016), analizó el tratamiento de lixiviados agrícolas con algas filamentosas *Cladophora* sp. y *rhizoclonium* sp. utilizando el depurador de césped de Alga (Algal Turf Scrubber - ATS). Este método demostró una remoción de nitrógeno entre 80 - 90% y de fósforo entre 50 - 85%. Por otro lado, se cuenta con los estudios realizados en la universidad Politécnica de Catalunya BcelonaTech, en España, que evaluaron la aplicabilidad de ficorremediación para el tratamiento de lixiviados agrícolas, utilizando un sistema de tres fotobiorreactores con diseño tubular horizontal y semicerrados (Díez-Montero et al., 2020; García et al., 2018; García-Galán et al., 2018; Rueda et al., 2020).

Estos últimos estudios en España son relevantes por reportar resultados operando a condiciones ambientales de luz y temperatura, tratando una mezcla de 90% de lixiviados agrícolas y 10% de aguas residuales mediante un fotobiorreactor híbrido. Se utilizaron las especies *Pediastrum* sp., *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp. y *Gloeotheca* sp y cianobacterias en el sistema, obteniendo remoción total de fósforo de 84.3%, 95% de nitrógeno y una producción de biomasa de 47 - 76.7 mg/L/d. Por su parte, utilizando un consorcio de *Chlorella* sp., *Stigeoclonium* sp., *Diatoms Nitzschia* sp. y *Navicula* sp., obtuvieron una remoción entre 40 - 90% de nitrógeno y 95% de fósforo (García et al., 2018). Asimismo, utilizando *Pediastrum* sp., *Chlorella* sp., *Scenedesmus* sp. y *Gloeotheca* sp., sin cianobacterias, se reportó una remoción completa de fósforo y remoción de nitrógeno de 42 - 91% (Díez-Montero et al., 2020). Recientemente, se reportó una producción de biomasa de 35 - 86 mg L⁻¹d⁻¹ y remoción de nitrógeno 72 y 99% en fósforo solo con el uso de cianobacterias en el mismo sistema (Rueda et al., 2020).

A pesar de la gran variación de la concentración de nutrientes en los diferentes tipos de efluentes, no existen mayores diferencias en la eficiencia de remoción de fósforo en los efluentes agrícolas. La eficiencia de remoción de fósforo se mantiene constante entre 89 - 100% en la mayoría de los estudios. En cuanto al nitrógeno amoniacal se observa una remoción entre 88 - 98% y remociones de nitrógeno total entre 67 - 95%. Esto se dio con excepción de los estudios realizados con lixiviados de invernaderos de cultivos cítricos, que han recibido previamente tratamiento como filtración y esterilización. Además, se puede observar que hay un mayor desempeño a escala laboratorio/piloto en comparación a los estudios a gran escala. Esto surge dado que a escala laboratorio se da un mejor control de los factores, proporcionando las bases para la aplicación efectiva de microalgas en la ficorremediación de lixiviados agrícolas a gran escala (Acién et al., 2017; Alcántara et al., 2015).

Cuadro 4. Eficiencia de la aplicación de microalgas en remoción de nutrientes en efluentes agrícolas.

Fuente de agua residual	Escala/ Fotobiorreactor	Especie utilizada	Condicio n de cultivo	TRH [#] (días)	Productiv idad mg/ (L. d)	Remoción de nutrientes%			Referencia
						TN	NH ₄	PO ₄	
Ganado porcino	Laboratorio (semi continuo)	<i>Chlorella</i> sp. <i>Scenedesmus</i> sp.	T 25 °C	16	24	N/D	97.3	N/D	(Nwoba et al., 2016)
	Sistema abierto (estanque de canal con paleta)		Sistema cerrado (tubular biocoil)	16	47	N/D	98.1	N/D	
Ganado porcino	Escala piloto (semi continuo)	<i>Scenedesmus</i> sp.	11 ± 1 °C	10	N/D	N/D	98	N/D	(De Godos et al., 2010)
Acuacultu ra	Laboratorio	<i>Scenedesmus obliquus</i>	T 25 °C	14	89.61	68.1	88.7	100	(Ansari et al., 2017)
	Matraz de Erlenmeyer	<i>Chlorella sorokiniana</i>	Luz 120 μE m ⁻² s ⁻¹		107.8	67.9	98.2	100	
		<i>Ankistrodesmus falcatus</i>			160.79	76.2	86.4	98.5	
Efluente de planta de procesami ento de palma	Laboratorio (batch)	<i>Chlorella sorokiniana</i> + <i>Characium</i> sp. + <i>Coelastrella</i> sp.	T 25 °C Luz 7,000 lux	20	107.5	87	88.3	78.5	(Khalid, Yaakob, Abdullah y Takriff, 2019)

#TRH: Tiempo de retención hidráulica

TN: Nitrógeno total

Cuadro 5. Eficiencia de la aplicación de microalgas en remoción de nutrientes en lixiviados agrícolas.

Fuente de agua residual	Escala y biorreactor	Especie utilizada	condición de cultivo	Productividad (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	Remoción de nutriente%			Referencia
					TN ^B	N-NH ₄	TP ^g	
Lixiviados de cultivos de tomates en invernaderos	Laboratorio Matraz	<i>Chlorella vulgaris</i>	T 20 °C Luz 100 μmol/m ² s ⁻¹ Tratamiento (filtración y esterilización)	34 - 35	9.8 ^f 20.7 15.7 ^f	N/D	99	(Hultberg et al., 2013)
Planta de producción de fertilizantes	Laboratorio (semicontinua) Matraz Erlenmeyer	<i>Scenedesmus</i> sp.	Agitación: 70 rpm T 27 °C Luz 95 μmol/m ² s ⁻¹	70.2	84	93	96	(Pham y Bui, 2020)
Lixiviados agrícolas 90% + agua residual 10%	Piloto Híbrido (tubular horizontal)	<i>Chlorella</i> sp. <i>Stigeoclonium</i> sp. <i>Diatoms Nitzschia</i> sp. <i>Navicula</i> sp.	T 20 °C C/A	14 ⁱ 74 ^P	40 ^v 70 ⁱ	90 ^v 60 ^P 80 ^o 50 ⁱ	95	(García et al., 2018)
Lixiviado agrícola+ lixiviado doméstico	Piloto “Algal Turb Scruber”	<i>Cladophora</i> sp. [#] <i>Rhizoxlonium</i> sp. [#] <i>Chlorella</i> <i>Sorokiniana</i>	C/A	N/D	N/D	80 - 90	50 - 85	(Bohutskyi et al., 2016)

Fuente de agua residual	Escala y biorreactor	Especie utilizada	condición de cultivo	Productividad (mg L ⁻¹ d ⁻¹)	Remoción de nutriente%			Referencia
					TN ^β	N-NH ₄	TP ^g	
Lixiviados agrícolas	Piloto	<i>Pediastrum</i> sp.	C/A	47 ⁱ	95 ^v	N/D	100	(García-Galán et al., 2018)
	Híbrido tubular horizontal	<i>Chlorella</i> sp.		76.7 ^v	84 ⁱ			
		<i>Scenedesmus</i> sp.						
		<i>Gloeothecce</i> sp (cyanobacteria)						
Lixiviados agrícolas	Piloto	<i>Pediastrum</i> sp.	C/A	47	42 ⁱ	N/D	100	(Díez-Montero et al., 2020)
	Híbrido tubular horizontal	<i>Chlorella</i> sp.	(14 - 24 °C)		91 ^p			
		<i>Scenedesmus</i> sp. <i>Gloeothecce</i> sp.						
Lixiviados agrícolas de vivero de cítricos	Laboratorio Matraz	<i>Chlorella vulgaris</i>	Luz 100 μmol/m ² s	84	8	N/D	24	(Putri y Hung, 2020)
		<i>Scenedesmus quadricauda</i>	23.5 ± 1.5 °C de noche	98	6		10	
		<i>Lemma minor</i> [#]	31.5 de día	148	23		40	
Cultivo de tomates en hidroponía	Laboratorio Matraz	<i>Scenedesmus qudricauda</i>	Luz 100 μmol/m ² s ¹	101.68	N/D	5	94	(Baglieri et al., 2016)
		<i>Chlorella Vulgaris</i>	T 25 - 30 °C Tratamiento (purificación)	92		83	89	
Lixiviados agrícolas	Piloto Híbrido tubular horizontal	Cianobacteria ^y	C/A (14 - 24 °C)	86 ^v 35 ^o	72	N/D	99	(Rueda et al., 2020)

i: invierno; fe: filtración y esterilización; f: filtración; p: primavera; o: otoño; v: verano y mezcla de mayoritariamente especies de cianobacteria y una pequeña proporción de microalgas verdes
Macroalgas; β: Nitrógeno total; g: Fósforo total; %: porcentaje; N/D: no disponible
C/A: Condiciones ambientales de luz, temperatura y radiación solar

En los estudios anteriores se nota una mayor utilización de los géneros de *Chlorella*, *Scenedesmus* *Gloethece* y *Ankistrodesmus* sp., los cuales tienen fuertes resistencia y adaptabilidad en altos contenidos de nitrógeno. Siendo *Ankistrodesmus* el género con mayor productividad (160.79 mg/L/d), pero con una remoción de nitrógeno ligeramente baja (76.2%). Los géneros *Chlorella* y *Scenedesmus*, reportan una mayor remoción de nutrientes y presentan un mejor desempeño en producción de biomasa (107.8 y 87 g/L/d, respectivamente). Por ello, se especulan como géneros prometedores en el tratamiento de lixiviados agrícolas, presentando remociones superiores a 90%.

El género *Scenedesmus* tiende a tener mayor productividad y porcentaje de remoción en comparación a *Chlorella*. Al mismo tiempo, los resultados de remoción y producción de biomasa al usar cianobacterias trazan un futuro prometedor para el uso de estas en la biorremediación de lixiviados agrícolas. Igualmente, se puede notar que en aguas residuales de la industria de palma y con la utilización de cultivos mixtos, hay mayor producción de biomasa. La desventaja es que no se alcanza la remoción de nutrientes que presentan los cultivos de cepas puras. Cabe de recalcar que este análisis dará valores comparables en efluentes con las mismas características.

Los estudios presentados anticipan la aplicabilidad de las microalgas en la remoción de nutrientes en efluentes agrícolas, eliminando los elementos con mayores impactos ambientales de los lixiviados agrícolas (nitrógeno y fósforo). Adicionalmente, tienen potencial para eliminar contaminantes emergentes derivados del uso de plaguicidas e insecticidas, sumado a una capacidad de producción de biomasa, pudiendo tener otros usos (Ahmad, Aziz, Zia-ur-Rehman, Sabir y Khalid, 2016; Khalid et al., 2017). El estudio de Sukačová y Cervený (2017) respondió a esta interrogante de la aplicabilidad de las microalgas en remoción de nutrientes, especialmente en fósforo, considerando este proceso factible y ventajoso, con una tendencia positiva para los próximos años. Además, los estudios en efluentes agrícolas previamente presentados avalan la aplicabilidad de las microalgas en remoción de nutrientes. La ficorremediación de efluentes agrícolas, siendo un campo de investigación emergente, deja oportunidades de investigación, sobre todo en el efecto las características como turbiedad y pH de los efluentes en la remoción de nutrientes. Igualmente, al evaluar la aplicabilidad y adaptabilidad de otros géneros a los lixiviados agrícolas.

Fotobiorreactores en el tratamiento de efluentes líquidos

El diseño del biorreactor es un factor clave en el cultivo de microalgas, requiriendo la evaluación de los tipos de mezcla, la transparencia, la distribución de luz, capacidad, inclinación y la relación de superficie iluminada. Variables como el rendimiento en biomasa, la eficiencia de remoción y la pureza del cultivo de microalgas dependen parcialmente del tipo de fotobiorreactor utilizado (Acien et al., 2017; Geada et al., 2017). El cultivo de microalgas se realiza en biorreactores de tipo abierto (“raceways”, lagunas abiertas, lagunas de oxidación) y de tipo cerrado (González, León, Cruz, Herrera y Luna, 2017; Li et al., 2019; Muñiz, 2019).

Sistemas abiertos. Los sistemas abiertos consisten en los estanques al aire libre que utilizan directamente el CO₂ atmosférico y la luz solar. Son los más utilizados y suelen ser satisfactorios para el uso de aguas residuales en la industria ficológica (Salama et al., 2017). Principalmente hay

tres tipos de sistemas abiertos: estanque “raceways”, estanque circular y sistema abierto sin paletas. La primera categoría fue introducida hace aproximadamente 50 años por Oswald y su diseño ha ido evolucionando. Este sistema consiste en estanques de poca profundidad (0.2 - 0.4 m), lo cual facilita la penetración de luz y cuentan con área total que oscila entre 100 - 5,000 m² (Acien et al., 2017). Adicionalmente, cuentan con paletas u otros sistemas para incorporar aireación y mezcla. El sistema circular tiene los mismos principios de diseño, implementando el uso de brazos rotatorios para aireación y mezcla y, por lo general, tiene un mayor costo. Por otra parte, los sistemas abiertos sin paletas consisten en lagunas, lagos y cualquier estanque, para producción de biomasa o tratamiento de aguas (González et al., 2017).

En la práctica, en los últimos años, más de 95% de la producción de microalgas en aguas residuales o en medios preparados se hace en fotobiorreactores abiertos tipo “raceways”, se utilizan estos sistemas porque son los más eficientes en costos. Entre las ventajas de los sistemas abiertos se puede mencionar el costo de instalación, el aprovechamiento de las condiciones ambientales y su productividad. El costo de instalación es relativamente mínimo por la alta diversidad de material con que se puede construir, además, cuenta con una producción de biomasa que oscila entre 10 - 40 g/m²/d, dependiendo de las especies utilizadas. Por otra parte, su dependencia a las condiciones climáticas (sol, temperatura, lluvia), la fácil contaminación (por otros cultivos por otros organismos como insectos, hongos u otras especies de microalgas) y la evaporación, constituyen las principales desventajas del sistema (Ting et al., 2017). Como resultado de estos factores, la mayor parte de investigaciones se han enfocado en el uso de fotobiorreactores cerrados (Ting et al., 2017).

Sistemas cerrados. Los primeros fotobiorreactores se implementaron con la idea de Gudin y Chaumont y Pirt en 1983, consistiendo en un fotobiorreactor tubular (Muñiz, 2019). Actualmente se cuenta con sistemas construidos a partir de vidrio y de plástico transparentes, que no permiten la transferencia directa de gases (CO₂ y nitrito) entre los medios de cultivo y la atmósfera. Estos cuentan con un amplio catálogo de diseños disponibles en el mercado o que se pueden construir. Entre los más frecuentes se pueden citar los tubulares horizontales, cónicos y verticales, inclinados, espirales, semicirculares, las columnas de burbujeo, los reactores “airlift” con agitación mediante burbuja, en forma de bolsa, entre otros (Chew et al., 2018; González et al., 2017). Los modelos de diseño tubular, columna vertical y superficie planos “flat panel” son los más utilizados. El tipo columna vertical es el más fácil de operar ya que permite cultivos en alta concentración y monitoreo de los parámetros de manera constante (existen sistemas de columna vertical que operan con monitoreo automático).

El “flat panel”, por su parte, facilita el mantenimiento y la mejor la inmovilización de las microalgas. Sin embargo, el tubular es el diseño más común y sustentable debido a que presenta una buena área de iluminación (Muñiz, 2019). La ventaja principal del sistema cerrado se basa en el control de las condiciones ambientales de producción y la reducción de contaminación con otras especies y otros microorganismos, lo que aumenta la productividad y la rentabilidad en cuestión de biomasa. Adicionalmente, cuenta con un corto período de producción y fitorremediación, lo que aumenta la rentabilidad (Cuadros 6 y 7). Igualmente, facilita el uso eficiente de la luz y

temperatura. Los sistemas cerrados tipo “flat panel” tendrían remoción de nutrientes con valores que incluso duplican en comparación a las eficiencias de un sistema abierto (Vo et al., 2019).

Cuadro 6. Ventajas y limitaciones de los tipos de biorreactores.

	Ventajas	Limitaciones
Sistema cerrado	Menos requerimiento superficial Flexibilidad de diseño Corto período de producción Uso eficiente y efectivo de luz Fácil manejo de parámetros como luz y temperatura	Susceptible a fotoinhibición Dificultad de limpieza Costo alto
Sistema abierto	Fácil construcción Fácil de limpieza Costo mínimo Aprovechamiento de luz del sol Aprovechamiento de CO ₂ atmosférico	Evaporación Contaminación de medio Costo extra de energía en agitación Exposición a condiciones ambientales

Fuente: (Acien et al., 2017; González et al., 2017; Muñiz, 2019)

Cuadro 7. Comparación de parámetros operativos en sistemas abiertos y cerrados.

Parámetros	Sistema abierto	Sistema cerrado
Contaminación	Alto	Bajo
Espacio requerido	Alto	Moderado
Tipo de operación	Batch	Batch
Evaporación de agua	Alto	Bajo
Utilización eficiente de la luz	Bajo	Alto
Período de producción(biorremediación)	6 - 8 semanas	2 - 4 semanas
Mantenimiento	Fácil	Difícil
Control de condiciones ambientales	Bajo	Alto
Costo de operación	Relativamente Bajo	Alto
Costo de instalación	Moderado	Alto

Fuente: (Acien et al., 2017; Narala et al., 2016)

Los fotobiorreactores en columna son los más utilizados en remoción de nutrientes en aguas residuales. Estudios de C. Lee, Lee, Ko, Oh y Ah (2015) y Zhang et al. (2018) reflejan una mejor eficiencia de los fotobiorreactores tipo columna (cerrado) en comparación a un sistema abierto, con valores de remoción de N y P entre 80 - 96%. Adicionalmente, los estudios de Nwoba et al. (2016) demostraron mediante estadística descriptiva una diferencia numérica entre los sistemas abiertos y cerrados en las variables de productividad y remoción de nutrientes. Sin embargo, no se notó diferencia estadísticamente significativa entre los dos sistemas en las variables.

Aunque sea teóricamente posible comparar sistemas de producción entre sí, un punto crucial e importante sería tener las mismas especies y con las mismas condiciones. Recientemente, De Vree et al. (2015) establecieron un estudio en el cual los fotobiorreactores verticales contaban con una mayor productividad en comparación con fotobiorreactores horizontales. Por otra parte, investigaciones realizadas por Narala et al. (2016) muestran una mayor productividad y remoción de nutrientes en sistemas híbridos, igualmente demuestra que, estadísticamente, los sistemas cerrados y los sistemas abiertos tendrían la misma eficiencia. Basándose en estos resultados, la elección de un sistema debería basar en varios otros factores.

Recientemente se han desarrollado fotobiorreactores híbridos para el tratamiento de lixiviados (García-Galán et al., 2018). Los sistemas híbridos se han propuesto como una alternativa más eficiente, ya que consisten en la combinación de dos o más sistemas (Narala et al., 2016). Puede ser incorporar un sistema cerrado o abierto conocido como semicerrado, por ejemplo, el “raceway” horizontal tubular; o una combinación dentro del mismo sistema, como el “TLC bubble column”. Hasta la fecha, a parte de los dos ejemplos mencionados, existen varios otros modelos de los cuales, el híbrido “raceway pond” y “airlift” (Tan et al., 2020).

Los sistemas híbridos son aún sujeto de investigación, sin embargo, han demostrado ser efectivos en cuanto a costos y pueden ser utilizados a gran escala. Los estudios recientes en efluentes agrícolas en España muestran la aplicabilidad de un sistema de producción híbrido, reportando remociones de nutrientes entre 40 - 91 % de nitrógeno total, 50 - 90 % de nitrógeno amoniacal y 95 - 100% de fósforo en un sistema semicerrado tubular horizontal (Díez-Montero et al., 2020; García-Galán et al., 2018). Igualmente, los estudios de Gao et al. (2018) demuestran una alta eficiencia con remoción de nitrógeno y fósforo entre 81.4 - 90.8%.

La elección del tipo de fotobiorreactores se debe de basar en un estudio de la especie a cultivar, su resistencia a las condiciones ambientales o hidrodinámicas y la necesidad de esterilidad (González et al., 2017). Igualmente se debería tomar en cuenta el propósito del cultivo, ya que, en cultivos donde la remoción de nutrientes es el único objetivo, el costo de operación es más bajo en un sistema abierto y tendría los mismos resultados. Asimismo, en cultivo de doble propósito (tratamiento de efluentes y cultivo de biomasa), se deberían considerar los fotobiorreactores cerrados, ya que garantizan remoción y buena productividad de biomasa, sin causar contaminación. Para un escenario productivo real, donde la única meta es la ficorremediación del efluente, el uso de fotobiorreactores abierto representa la alternativa menos costosa y de fácil implementación, como se describió anteriormente. Cuando el enfoque del sistema sea de aprovechamiento de la biomasa, un sistema semicerrado es el sistema con mayores ventajas (García-Galán et al., 2018).

4. CONCLUSIONES

- La eficiencia en la remoción de nutrientes en aguas residuales por microalgas está ligada a factores ambientales y características del efluente, donde los más relevantes son la irradiancia de luz, la turbidez del efluente y las relaciones C/P y N/P. El desempeño se fundamenta en la actividad fotosintética y la turbidez del efluente representará un obstáculo en este proceso.
- Los efluentes agrícolas representan una alternativa para la producción de microalgas, siendo los géneros *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Synechocystis*, *Pediastrum* y *Cyanobacterias* los organismos con mayor remoción y productividad.
- La evidencia recopilada muestra que los sistemas cerrados tienen una mayor eficiencia en remoción de nutrientes, sin embargo, en condiciones controladas, se pueden obtener eficiencias similares a los fotobiorreactores abiertos.
- Las microalgas resultan ser una alternativa de remediación de efluentes agrícolas a considerar, ya que la evidencia recopilada muestra su desempeño efectivo en la remoción de los principales contaminantes presentes en estos. Para su implementación a escala real, la alternativa del uso de fotobiorreactores abiertos es la menos costosa, sin embargo, los cerrados o híbridos representan las alternativas más eficientes para el aprovechamiento de la biomasa y tratamiento de contaminantes.

5. RECOMENDACIONES

- Realizar estudios más amplios sobre el uso de microalgas en remoción de nutrientes, utilizando otros géneros con valor comercial y bajo diversas condiciones ambientales, monitoreando irradiancia, temperatura y fotoperíodo.
- Evaluar el uso de microalgas en remoción de contaminantes emergentes de la agricultura derivados del uso de pesticidas y plaguicidas.
- Considerar la producción de microalgas como una alternativa de economía circular en las unidades agrícolas de la Escuela Agrícola Panamericana Zamorano, donde se aprovechen los nutrientes en exceso en los efluentes en la producción de microalgas, que podrán ser transformadas en alimento para la unidad de acuicultura o para desarrollo de nuevos productos.
- Realizar estudios a nivel piloto, utilizando los sistemas semicerrados o cerrados para los efluentes de los invernaderos de Zamorano, de plantas de acuicultura y producción porcina.
- Generar modelos matemáticos que estudien y ayuden a entender las relaciones entre cada consorcio y su participación en la remoción de nutrientes, especialmente en efluentes de unidades agrícolas.
- Estudiar el impacto de la turbidez del efluente agrícola en el proceso de remoción de nutriente, especialmente en lixiviados agrícolas.
- Estudiar el tipo de fotobiorreactores con mayor aplicabilidad en ficorremediación de lixiviados agrícolas a escala real.

6. LITERATURA CITADA

- Acién, A. G., Molina, E., Fernández-Sevilla, J., Barbosa, M., Gouveia, L., Sepúlveda, C., . . . Arbib, Z. (2017). Economics of microalgae production. En C. Gonzalez-Fernandez y R. Muñoz, *Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts* (pp. 485 - 503). Woodhead Publishing. doi:10.1016/B978-0-08-101023-5.00020-0
- Acien, F., Molina, E., A. Reis, G. T., G.C.Zittelli, Sepúlveda, C. y Masojidek, J. (2017). Photobioreactors for the production of microalga. En C. Gonzalez-Fernandez y R. Muñoz, *Microalgae-Based Biofuels and Bioproducts*. Woodhead Publishing. doi:10.1016/B978-0-08-101023-5.00001-7
- Ahmad, H. R., Aziz, T., Zia-ur-Rehman, M., Sabir, M. y Khalid, H. (2016). Sources and Composition of Waste Water: Threats to Plants and Soil Health. En K. R. Hakeem, J. Akhtar y M. Sabir, *Soil Science: Agricultural and Environmental Prospectives* (pp. 349 - 370). Switzerland: Springer International Publishing. doi:DOI 10.1007/978-3-319-34451-5_16
- Alcantara, C., Dominguez, J., Garcia, D., Blanco, S., Perez, R., Encina, P. G. y Muñoz, R. (2015). Evaluation of wastewater treatment in a novel anoxic-aerobic algal-bacterial photobioreactor with biomass recycling through carbon and nitrogen mass balances. *Bioresource Technology*, 191, 173-186. doi:/10.1016/j.biortech.2015.04.125
- Alcántara, C., Posadas, E., Guieysse, B. y Muñoz, R. (2015). Microalgae-based Wastewater Treatment. En S.-K. Kim, *Handbook of Marine Microalgae : Biotechnology Advances focuses* (pp. 439 - 455). South Korea: Academic Press. doi:10.1016/C2013-0-19117-9
- Aloni, A. y Brenner, A. (2016). Use of Cotton as a Carbon Source for Denitrification in Biofilters for Groundwater Remediation. *Water*, 9(9), 714-721. doi:10.3390/w9090714
- Amit, K. S., Farooqi, H., Abdin, M. Z. y Kumar, S. (2019). Bioremediation of Municipal Wastewater . En *The role of microalgae in wastewater treatment* (pp. 15 - 26). Odisha, India : Springer Nature.
- Ansari, F. A., Singh, P., Guldhe, A. y Bux, F. (2017). Microalgal cultivation using aquaculture wastewater: Integrated biomass generation and nutrient remediation. *Algal research*, 21, 169-177. doi:10.1016/j.algal.2016.11.015
- Baglieri, A., Sidella, S., Barone, V., Fragalà, F., Silkina, A., Nègre, M. y Gennari, M. (2016). Cultivating *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus quadricauda* microalgae to degrade inorganic compounds and pesticides in water. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 18165-18174. doi:10.1007/s11356-016-6996-3
- Banco Mundial. (2016). *Fertilizer consumption*. recuperado de DataBank: <https://data.worldbank.org/indicator/AG.CON.FERT.ZS?end=2016&start=2002&view=chart>
- Beuckels, A., Smolders, E. y Muylaert, K. (2015). Nitrogen availability influences phosphorus removal in microalgae-based wastewater treatment. *Water Research*, 77(15), 98-106. doi:10.1016/j.watres.2015.03.018

- Bohutskyi, P., Chow, S., Ketter, B., Shek, C. F. Yacar, D., Tang Y., . . . Bouwer, E. J. (2016). Phytoremediation of agriculture runoff by filamentous algae polyculture for biomethane production, and nutrient recovery for secondary cultivation of lipid generating microalgae. *Bioresource Technology*, 294-308. doi:10.1016/j.biortech.2016.10.013
- Cabello, J., Toledo-Cervantes, A., Sánchez, L., Revah, S. y Morales, M. (2015). Effect of the temperature, pH and irradiance on the photosynthetic activity by *Scenedesmus obtusiusculus* under nitrogen replete and deplete conditions. *Bioresource Technology*, 181, 128-135. doi:10.1016/j.biortech.2015.01.034
- Chen, H. y Wang, Q. (2020). Microalgae-based nitrogen bioremediation. *Algal Research*, 46. doi:10.1016/j.algal.2019.101775
- Chew, K. W., Chia, S. R., Show, P. L., Yap, Y. J., Ling, T. C. y Chang, J.-S. (2018). Effects of water culture medium, cultivation systems and growth modes for microalgae cultivation: A review. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 1-13. doi:10.1016/j.jtice.2018.05.039
- Christianson, L., Frankenberger, J., Hay, C., Helmers, M. y Sands, G. (2016). Ten Ways to Reduce Nitrogen Loads from Drained Cropland in the Midwest. *University of Illinois Extension., Pub.C1400*.
- De Godos Crespo, I., Blanco, S., García-Encina, P., Becares, E. y Muñoz, R. (2010). Influence of flue gas sparging on the performance of high rate algae ponds treating agro-industrial wastewaters. *Journal Of Hazardous materials*, 173, 1049-1054. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.03.112
- De Vree, J., Bosma, R., Janssen, M. y Barbosa, M. (2015). Comparison of four outdoor pilot-scale photobioreactors. *Biotechnology for Biofuels*, 8(215). doi:10.1186/s13068-015-0400-2
- Díez-Montero, R., Belohlava, V., Ortiza, A., Uggettia, E., García-Galána, M. J. y García, J. (2020). Evaluation of daily and seasonal variations in a semi-closed photobioreactor for microalgae-based bioremediation of agricultural runoff at full-scale. *Algal Research*, 47. doi:10.1016/j.algal.2020.101859
- Dzionek, A., Wojcieszynska, D. y Guzik, U. (2016). Natural carries in bioremediation: a review. *Electronic Journal of Biotechnology*, 23, 28-36. doi:10.1016/j.ejbt.2016.07.003
- Fontoura, J. T., Rolima, G. S., Farenzena, M. y Gutterres, M. (2017). Influence of light intensity and tannery wastewater concentration on biomass production and nutrient removal by microalgae *Scenedesmus* sp. *Process Safety and Environmental Protection*, 111, 355-362. doi:10.1016/j.psep.2017.07.024
- Gao, F., Peng, Y.-Y., Li, C., Cuia, W., Yang, Z.-H. y Zeng, G.-M. (2018). Coupled nutrient removal from secondary effluent and algal biomass production in membrane photobioreactor (MPBR): Effect of HRT and longterm operation. *Chemical Engineering Journal*, 335, 169-175. doi:10.1016/j.cej.2017.10.151
- García, J., Ortiz, A., Álvarez, E., Belohlav, V., García-Galán, M. J., Díez-Montero, R., Uggetti, E. (2018). Nutrient removal from agricultural run-off in demonstrative full scale tubular photobioreactors for microalgae growth. *Ecological Engineering*, 120, 513-521. doi:10.1016/j.ecoleng.2018.07.002

- García-Galán, M. J., Gutiérrez, R., Uggetti, E., Matamoros, V., García, J. y Ferrera, I. (2018). Use of full-scale hybrid horizontal tubular photobioreactors to process agricultural runoff. *Biosystems engineering*, 166, 138-149. doi:10.1016/j.biosystemseng.2017.11.016
- Geadá, P., Vasconcelos, V., Vicente, A. y Fernandes, B. (2017). Microalgal Biomass Cultivation. En R. P. Rastogi, D. Madamwar y A. Pandey, *Algal Green Chemistry Recent Progress in Biotechnology* (pp. 257-284). India: Elsevier. doi:10.1016/B978-0-444-63784-0.00013-8
- Gonçalves, A. L. y Pires, J. C. (2016). A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. *Algal Research*, 24, 403-415. doi:10.1016/j.algal.2016.11.008
- Gonçalves, A. L., Pires, J. C. y Simões, M. (2016). The effects of light and temperature on microalgal growth and nutrient removal: an experimental and mathematical approach. *Royal Society of Chemistry*, 6, 22896-22907. doi:10.1039/C5RA26117A
- Gonçalves, A., Simões, M. y Pires, J. (2014). The effect of light supply on microalgal growth, CO₂ uptake and nutrient removal from wastewater. *Energy Conversion and Management*, 85, 530-536. doi:10.1016/j.enconman.2014.05.085
- González, S. M., León, C. V., Cruz, C. A., Herrera, M. m. y Luna, J. A. (2017). Situación actual de los fotobiorreactores. *Revista de la Ingeniería Industrial*, 11(1), 15-21.
- González-Camejo, J., Barat, R., Pachés, M., Murgui, M., Seco, A. y Ferrer, J. (2018). Wastewater nutrient removal in a mixed microalgae-bacteria culture: effect of light and temperature on the microalgae-bacteria competition. *Environmental Technology*, 39, 503-515. doi:10.1080/09593330.2017.1305001
- Grandclément, C., Seyssiecq, I., Piram, A., Wong-Wah-Chung, P., Vanot, G., Tiliacos, N. y Doumenq, P. (2017). From the Conventional Biological Wastewater Treatment to Hybrid Processes, the Evaluation of Organic Micropollutant Removal: A Review. *Water Research* (111), 297-317. doi:10.1016/j.watres.2017.01.005
- Grobbelaar, J. (2004). Mass Cultivation of microalgae. En A. Richmond, *Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology* (pp. 97 - 113). Blackwell Publishing Ltd.
- Hemaiswarya, S., Raja, R., Ravikumar, R. y Carvalho, I. S. (2013). Microalgae Taxonomy and Breeding. En B. Singh, *Biofuel Crops: Production, Physiology and Genetics* (pp. 44 - 53). CABI.
- Hernandez, A. y Labbé, J. (2014). Microalgas, cultivo y beneficios. *Revista de Biología marina y Oceanografía*, 49(2), 157-173. doi:10.4067/S0718-19572014000200001
- Hongyanga, A. I., Yalei, Z., Chunmin, Z., Xuefei, Z. y Jinpeng, L. (2011). Cultivation of *Chlorella pyrenoidosa* in soybean processing wastewater. *Bioresource Technology*, 102(21), 9884-9890. doi:10.1016/j.biortech.2011.08.016
- Hultberg, M., S. Carlsson, A. y Gustafsson, S. (2013). Treatment of drainage solution from hydroponic greenhouse production with microalgae. *Bioresource Technology*, 136, 401-406. doi:10.1016/j.biortech.2013.03.019
- Jarno, T., KArppinen, A. y Ihme, R. (2019). Effectiveness of biopolymer coagulants in agricultural wastewater treatment at two contrasting levels of pollution. *SN Applied science*, 1(210). doi:10.1007/s42452-019-0225-x

- Jia, H., Yuan, Q. y Rein, A. (2016). Removal of nitrogen from Wastewater using microalgae and microalgae-bacteria consortia. *Cogent Environmental Science*, 2(1). doi:10.1080/23311843.2016.1275089
- Khalid, A. A., Yaakob, Z., Abdullah, S. R. y Takriff, M. S. (2017). Growth improvement and metabolic profiling of native and commercial *Chlorella sorokiniana* strains acclimatized in recycled agricultural wastewater. *Bioresource Technology*. doi:10.1016/j.biortech.2017.09.195
- Khalid, A. A., Yaakob, Z., Abdullah, S. R. y Takriff, M. S. (2019). Assessing the feasibility of microalgae cultivation in agricultural wastewater: The nutrient characteristics. *Environmental Technology y Innovation*, 15. doi:10.1016/j.eti.2019.100402
- Kubea, M., Jefferson, B., Fana, L. y Roddicka, F. (2018). The impact of wastewater characteristics, algal species selection and immobilisation on simultaneous nitrogen and phosphorus removal. *Algal Research*, 37, 478-488. doi:10.1016/j.algal.2018.01.009
- Ledda, C., Idà, A., Allemand, D., Mariani, P. y Adani, F. (2015). Production of wild *Chlorella* sp. cultivated in digested and membrane-pretreated swine manure derived from a full-scale operation plant. *Algal Research*, 12, 68-73. doi:10.1016/j.algal.2015.08.010
- Lee, C. S., Lee, S. A., Ko, S. R., Oh, H. M., Ah, C. Y. (2015). Effects of photoperiod on nutrient removal, biomass production, and algal-bacterial population dynamics in lab-scale photobioreactors treating municipal wastewater. *Water Research*, 68(1), 680-691. doi:10.1016/j.watres.2014.10.029
- Lemley, A. D. y Adams, J. B. (2019). Eutrophication. En B. Fath, *Encyclopedia of Ecology* (2da ed., pp. 86-90). Elsevier. doi:10.1016/B978-0-12-409548-9.10957-1
- Li, K., Liu, Q., Fang, F., Luo, R., Lu, Q., Zhou, W., . . . Ruan, R. (2019). Microalgae-based wastewater treatment for nutrients recovery: A review. *Bioresource Technology*, 291. doi:10.1016/j.biortech.2019.121934
- Ma, X., Zheng, H., Addy, M., Anderson, E., Liu, Y., Chen, P. y Ruan, R. (2016). Cultivation of *Chlorella vulgaris* in wastewater with waste glycerol: Strategies for improving nutrients removal and enhancing lipid production. *Bioresource Technology*, 207, 252-261. doi:10.1016/j.biortech.2016.02.013
- McDowell, R., Wither, P. y Weerden, T. V. (2016). The environmental impact of fertiliser nutrients on freshwater. En R. E. Hester y R. M. Harrison, *Agricultural chemicals and the environment: issues and potential solutions* (2da ed., pp. 20-44). Cambridge: Royal Society of Chemistry.
- Melendrez, G. y Molina, E. (2003). *Fertilizantes : Características y manejo* . Costa Rica : Centro de investigaciones agronomicas .
- Muñiz, R. (2019). Los fotobiorreactores de microalgas: un recurso para el tratamiento terciario de aguas residuales. *Tekhné: Revista de la facultad de ingeniería*, 22(3), 13-25.
- Narala, R. R., Garg, S., Sharma, K. K., Thomas-Hall, S. R., Deme, M., Li, Y. y Schenk, P. M. (2016). Comparison of Microalgae Cultivation in Photobioreactor, Open Raceway Pond, and a Two-Stage Hybrid System. *Frontiers in Energy Research*, 4(29). doi:10.3389/fenrg.2016.00029

- Nwoba, E., Ayre, J., Moheimani, N., Ubi, B. y Ogbonna, J. (2016). Growth comparison of microalgae in tubular photobioreactor and open pond for treating anaerobic digestion piggy effluent. *Algal Research*, 17, 268-276. doi:10.1016/j.algal.2016.05.022
- Pham, T.-L. y Bui, M. H. (2020). Removal of Nutrients from Fertilizer Plant Wastewater Using *Scenedesmus* sp.: Formation of Bioflocculation and Enhancement of Removal Efficiency. *Journal of Chemistry*. doi:https://doi.org/10.1155/2020/8094272
- Posadas, E., Alcantara, C., García-Encina, P., Gouveia, L., Guieysse, B., Norvill, Z., . . . Muñoz, R. (2018). Microalgae cultivation in wastewater. En *Microalgae Based biofuel and bioproducts* (pp. 560). Woodhead Publishing. doi:10.1016/C2015-0-05935-4
- Posadas, E., Bochon, S., Coca, M., García-González, M., García-Encina, P. y Muñoz, R. (2014). Microalgae-based agro-industrial wastewater treatment: a preliminary screening of biodegradability. *Journal of Applied Phycology*(26), 2335-2345. doi:/10.1007/s10811-014-0263-0
- Putri, F. E. y Hung, T.-C. (2020). Comparison of nutrient removal and biomass production between macrophytes and microalgae for treating artificial citrus nursery wastewater. *Journal of Environmental Management*, 264. doi:10.1016/j.jenvman.2020.110303
- Razzaka, S. A., Alia, S. A., Hossaina, M. M. y Lasa, H. d. (2017). Biological CO₂ fixation with production of microalgae in wastewater - A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 76, 379-390. doi:10.1016/j.rser.2017.02.038
- Rittmann, B. E., Mayer, B., Westerhoff, P. y Edwards, M. (2011). Capturing the lost phosphorus. *Chemosphere*, 84, 846-853. doi:10.1016/j.chemosphere.2011.02.001
- Rivas, A. (2019). Evaluación del desempeño de humedales artificiales a escala piloto en la remoción de nitrógeno y fósforo de lixiviados agrícolas (Tesis de pregrado). Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras.
- Rueda, E., García-Galán, M. J., Ortiz, A., Uggetti, E., Carretero, J., García, J. y Díez-Montero, R. (2020). Bioremediation of agricultural runoff and biopolymers production from cyanobacteria cultured in demonstrative full-scale photobioreactors. *Process Safety and Environmental Protection*, 139, 241-250. doi:10.1016/j.psep.2020.03.035
- Sakarika, M., Koutra, E., Tsafrakidou, P., Terpou, A. y Kornaros, M. (2019). Microalgae-based Remediation of Wastewaters. En A. Yousuf, *Microalgae Cultivation for Biofuels Production* (pp. 317-335). London: Peter Adamson.
- Salama, E.-S., Kurade, M. B., Abou-Shanab, R. A., El-Dalatony, M. M., Yang, I.-S., Min, B. y Jeon, B.-H. (2017). Recent progress in microalgal biomass production coupled with wastewater treatment for biofuel generation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79, 1189-1211. doi:10.1016/j.rser.2017.05.091
- Samorì, G., Samorì, C. y Pistocchi, R. (2014). Nutrient removal efficiency and physiological responses of *Desmodesmus communis* at different HRTs and nutrient stress condition using different sources of urban wastewater effluents. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 173, 74-89. doi:10.1007/s12010-014-0792-7

- Shahid, A., Malik, S., Zhu, H., Xu, J., Nawaz, M. Z., Nawaz, S., . . . Mehmood, M. A. (2020). Cultivating microalgae in wastewater for biomass production, pollutant removal, and atmospheric carbon mitigation; a review. *Science of the Total Environment*, 704. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.135303
- Shayan, S. I., Agblevor, F. A., Bertin, L. y Sims, R. C. (2016). Hydraulic retention time effects on wastewater nutrient removal and bioproduct production via rotating algal biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 211, 527-533. doi:10.1016/j.biortech.2016.03.104
- Silva-Benavides, A. M. y Torzillo, G. (2012). Nitrogen and phosphorus removal through laboratory batch cultures of microalga *Chlorella vulgaris* and cyanobacterium *Planktothrix isoethrix* grown as monoalgal and as co-cultures. *Journal of Applied Phycology*, 24, 267-276. doi:10.1007/s10811-011-9675-2
- Singh, D., Nedbal, L. y Ebenhöf, O. (2018). Modelling phosphorus uptake in microalgae. *Biochemical Society Transactions*, 483-490. doi:10.1042/BST20170262
- Sukačová, K. y Cervený, J. (2017). Can algal biotechnology bring effective solution for closing the phosphorus cycle? use of algae for nutrient removal – Review of past trends and future perspectives in the context of nutrient recovery . *European Journal of Environmental Sciences*, 63–72. doi:10.14712/23361964.2017.6
- Sukla, L. B., Subudhi, E. y Pradhan, D. (2019). *The role of microalgae in wastewater treatment*. Odisha, India: Springer Nature. doi:10.1007/978-981-13-1586-2
- Sutherland, D. L. y Ralph, P. J. (2019). Microalgal bioremediation of emerging contaminants - Opportunities and challenges. *Water Research*, 164(114921). doi:10.1016/j.watres.2019.114921
- Sutherland, D., Howard-Williams, C., Turnbull, M. H., Broady, P. A. y Craggs, R. J. (2015). The effects of CO₂ addition along a pH gradient on wastewater microalgal photo-physiology, biomass production and nutrient removal. *Water research*, 70, 9-26. doi:10.1016/j.watres.2014.10.064
- Tan, C. H., Tan, X., Ho, S.-H., Lam, S. S., Show, P. L. y The Hong Phong Nguyen. (2020). Conceptual design of a hybrid thin layer cascade photobioreactor for microalgal biodiesel synthesis. *International Journal of Energy Research*, 1-15. doi:10.1002/er.5699
- Therond, O., Duru, M., Estrade, J. R. y Richard, G. (junio de 2017). A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(21). doi:10.1007/s13593-017-0429-7
- Ting, H., Haifeng, L., Shanshan, M., Zhang, Y., Zhidan, L. y Na, D. (2017). Progress in microalgae cultivation photobioreactors and applications in wastewater treatment: A review. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 1(10), 1-29. doi:10.3965/j.ijabe.20171001.2705
- Ulibarry, P. G. (2019). Consecuencias ambientales de la aplicación de fertilizantes. *Asesoría Técnica Parlamentaria*.
- Valizadeh, K. y Davarpanah, A. (2019). Design and construction of a micro-photo bioreactor in order to dairy wastewater treatment by micro-algae: parametric study. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*. doi:10.1080/15567036.2019.1588425

- Vanoye, J. R. y Díaz-Parra, O. (2015). Cúmulos de zonas muertas en el mar. *Ciencia. Revista de la Academia Mexicana de ciencias*, 66, 72-76.
- Verma, R. y Srivastava, A. (2018). Carbon dioxide sequestration and its enhanced utilization by photoautotroph microalgae. *Environmental Development*, 27, 95-106. doi:10.1016/j.envdev.2018.07.004
- Vo, H. N., Ngo, H. H., Guo, W., Nguyen, T. M., Liu, Y., Liu, Y., . . . Chang, S. W. (2019). A critical review on designs and applications of microalgae-based photobioreactors for pollutants treatment. *Science of the Total Environment*, 1549-1568. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.09.282
- Yen, H.-W., Hu, I.-C., Chen, C.-Y., Nagarajan, D. y Chang, J.-S. (2019). Design of photobioreactors for algal cultivation. En *Biofuels from algae* (pp. 225-256). Elsevier. doi:10.1016/C2017-0-03549-8
- Zhang, B., Lens, P. N., Shi, W., Zhang, R., Zhang, Z., Gu, Y., . . . Cui, F. (2018). Enhancement of aerobic granulation and nutrient removal by an algal-bacterial consortium in a lab-scale photobioreactor. *Chemical Engineering Journal*, 334(15), 2373-2382. doi:10.1016/j.cej.2017.11.151
- Zheng, H., Liu, M., Lu, Q., Wu, X., Ma, Y., Cheng, Y., . . . Ruan, R. (2018). Balancing carbon/nitrogen ratio to improve nutrients removal and algal biomass production in piggery and brewery wastewaters. *Bioresour Technol*, 479-486. doi:10.1016/j.biortech.2017.10.057
- Zheng, H., Wu, X., Zou, G., Zhou, T., Liu, Y. y Ruan, R. (2019). Cultivation of *Chlorella vulgaris* in manure-free piggery wastewater with high-strength ammonium for nutrients removal and biomass production: Effect of ammonium concentration, carbon/nitrogen ratio and pH. *Bioresour Technol*, 273, 203-211. doi:10.1016/j.biortech.2018.11.019
- Zhou, W., Chen, P., Min, M., Ma, X., Wang, J., Griffith, R., . . . Ruan, R. (2014). Environment-enhancing algal biofuel production using wastewaters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 36, 256-269. doi:10.1016/j.rser.2014.04.073

7. ANEXOS

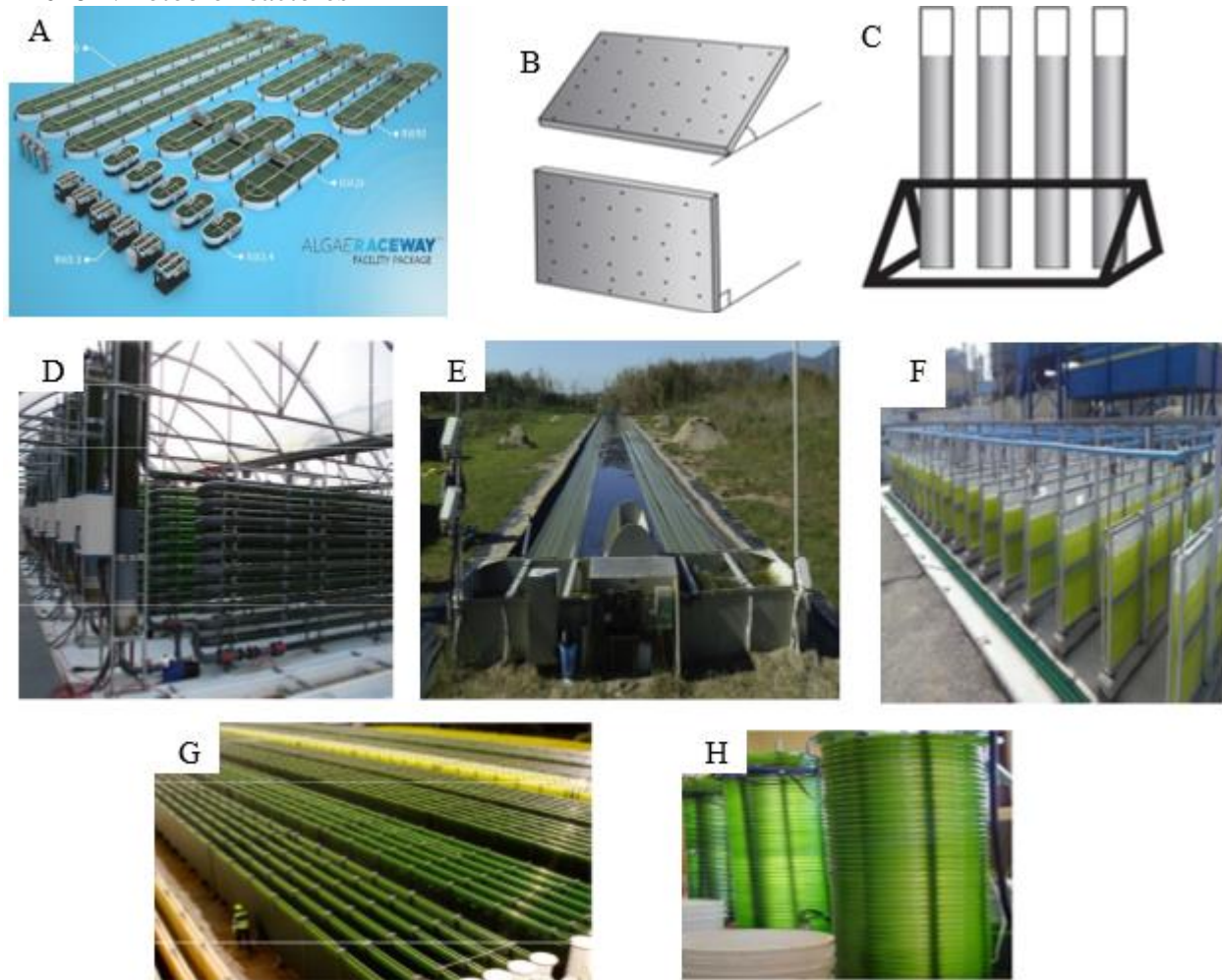
Anexo 1. Lista de nutrientes consumido en cultivo de microalga

Elementos	Compuesto	Rango de concentración / litro de medio	Composición celular $\mu\text{g}/\text{mg}$ de peso seco
C	CO_2 , HCO_3^{2-} , CO_3^- molécula orgánica	g	175 - 650
O	O_2 , H_2O molécula orgánica	g	205 - 330
H	H_2O molécula orgánica H_2S	g	29 - 100
N	N_2 , NH_4^+ NO_3^- , NO_2^- , amino acido, purina, pirimidina, urea	g	10 - 140
Na	Sal inorgánica (NaCl , Na_2SO_4 , Na_3PO_4)	g	0.4 - 47
K	Sal inorganic (KCl , K_2SO_4 , k_3PO_4)	g	1 - 75
Ca	Sal inorgánica (CaCO_3 , Ca_2^-)	g	0.0 - 80
P	Ortofosfato, fosfato de Na o K	g	0.5 - 33
S	Sal inorgánica	g	1.5 - 16
Mg	Sal inorgánica de C O_2 , S O_4^{2-} , Cl^-	g	0.5 - 75
Cl	Sal de Na, K, Ca, o N H_4^+	g	-
Fe	FeCl_3 , $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, citrato férrico	mg	0.2 - 34
Zn	Sal de SO_4^{2-} o Cl^-	mg	0.005 - 1
Mn	Sal de SO_4^{2-} o Cl^-	mg	0.02 - 0.24
Br	Sal de Na^+ , K^+ , Ca o N H_4^+	mg	-
Si	$\text{Na}_3\text{Si O}_3 \cdot 9 \text{H}_2\text{O}$	mg	0 - 230
B	$\text{H}_3\text{B O}_3$	mg	0.001 - 2.25
Mo	Sal de Na^+ o N H_4^+	μg	0.0002 - 0.001
V	Na_3VO_4 ,16 H_2O	μg	-
Sr	Sal de SO_4^{2-} o Cl^-	μg	-
Al	Sal de SO_4^{2-} o Cl^-	μg	-
Rb	Sal de SO_4^{2-} o Cl^-	μg	-
Li	Sal de SO_4^{2-} o Cl^-	μg	-
Cu	Sal de SO_4^{2-} o Cl^-	μg	0.006 - 0.3
Co	Vitamina B12, Sal de SO_4^{2-} o Cl^-	μg	0.0001 - 0.2
I	Sal de Na^+ , K^+ , Ca o N H_4^+	μg	-
Se	Na_2SeO_3	ng	-

- Información faltante

Fuente: Grobbelaar, J. (2004)

Anexo 2. Fotobiorreactores



A-estanque “raceway” fuente: Mibioengineering (<https://microbioengineering.com/products-1>); **B**-fotobiorreactores plano (González et al., 2017); **C**-fotobiorreactor tubular vertical (Acien et al., 2017); **D**-vertical tubular Fuente (González et al., 2017); **E**-biorreactor híbridos (García-Galán et al., 2018); **F** fotobiorreactor superficie plana (Acien et al., 2017); **G** -fotobiorreactor tubular Manifold (Acien et al., 2017); **H**-fotobiorreactor “coil” (Zhou et al., 2014)