

## CASO VIII. Implementación de *Saccharum spontaneum* L. como materia prima en el tratamiento de aguas contaminadas

Jorge M. Chen B.<sup>1</sup>, Arthur James<sup>1,\*</sup>, Euclides Deago<sup>2</sup>, Zohre Kurt<sup>3</sup>,  
Maria De Los A. Ortega<sup>1</sup>

<sup>1</sup>. *Facultad de Ingeniería Mecánica, Universidad Tecnológica de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá.*

<sup>2</sup>. *Centro de Investigaciones Hidráulicas e Hidrotécnicas, Universidad Tecnológica de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá.*

<sup>3</sup>. *Department of Environmental Engineering, Middle East Technical University, Ankara, Turquía.*

**Resumen.** Ante la problemática actual por la contaminación de efluentes industriales por metales pesados y nutrientes agrícolas, desarrollamos los proyectos para la "Evaluación del potencial de la Paja Canalera (*Saccharum spontaneum* L.) carbonizada para la captación y retención de metales pesados de aguas contaminadas" y el "Uso de material detrítico de *Saccharum spontaneum* L. para biorremediación del agua subterránea contaminada con nitrato" como alternativas al tratamiento convencional de aguas contaminadas. A la vez, se aprovecha el cultivo de *Saccharum spontaneum* L. cuya proliferación y crecimiento representa un problema para salud de la población y el ecosistemas nativos de Panamá. Como resultados de estas investigaciones se logró carbonizar la *Saccharum spontaneum* L. por medio de un gasificador de lecho fijo y flujo ascendente a un rendimiento aceptable. De igual forma, se encontró que fue posible la remoción completa de nitrato usando el carbono orgánico liberado del material detrítico de la paja canalera con tasas de remoción de nitrato similar y superior que en los sistemas que usan carbono orgánico dosificado. Considerando aspectos de sostenibilidad económica y ambiental se visualiza el potencial de aprovechamiento del cultivo de *Saccharum spontaneum* L. por ser un material de bajo costo y fácil acceso con miras a su transformación para la generación de nuevos productos que brinden soluciones a las problemáticas energéticas y ambientales de Panamá y la región.

\*Correspondencia: Arthur James. E-mail: [arthur.james@utp.ac.pa](mailto:arthur.james@utp.ac.pa)

---

## 1. Introducción

Actualmente existe una problemática en cuanto a la disponibilidad y calidad del agua. Factores como el aumento en la densidad de la población, el deterioro ambiental producto de la urbanización, las inadecuadas políticas ambientales y la falta de una cultura en el uso racional del agua, comienzan a dar resultados en el manejo del agua que son alarmantes (Escolero et al., 2016; Martínez et al., 2011). Considerando un escenario global, existe preocupación debido al incremento de los índices de contaminación de efluentes industriales que contienen metales pesados como el cobre, plomo y zinc (Tejada-Tovar et al., 2015). Estos metales persisten indefinidamente en el medio ambiente, comprometiendo el equilibrio y el bienestar de la flora y la fauna. En elevadas concentraciones, estos metales pueden ser muy tóxicos y ocasionar problemas de salud a los seres vivos (Roig, 2006). Aunado a esto, la presencia de nitratos en aguas representa otro problema que afecta la salud de las personas, donde el más relevante es la afectación de la población infante a través de la metahemoglobinemia o la limitación de la hemoglobina para captar oxígeno. Este síndrome afecta principalmente a niños menores de 6 meses (Chambon et al., 1998). Los niveles de toxicidad por ingesta de nitrato dependen de su concentración en el agua (Tabla 1). De igual forma, Manassaram et al. (2010) establecen que la ingesta de nitrato es un riesgo para las mujeres embarazadas.

**Tabla 1.** Se han identificado niveles de toxicidad de nitrato en agua que ingieran infantes menores de 6 meses.

Concentraciones (mg N-NO <sub>3</sub> /L)	Riesgo a la salud
<26	Efectos despreciables a la salud
26-44	Riesgos insignificantes
44-89	Ligero riesgo crónico en algunos infantes
89-177	Posible riesgo crónico en algunos infantes

Fuente: Adaptado de (Schoeman & Steyn, 2003).

Debido a los riesgos a la salud descritos, la Organización Mundial de la Salud (OMS) definió valores límites para la concentración de nitrato en el agua potable de 50 mg N-NO<sub>3</sub>/L (Chambon et al., 1998). De igual forma, la norma panameña estableció el valor recomendado por la OMS para el nitrato en agua potable (MICI, 1999).

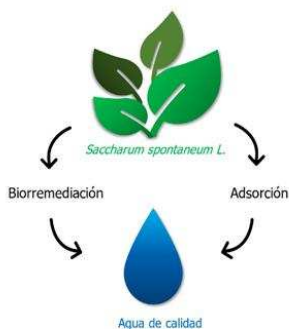
El agua es un recurso valioso en materia de producción de alimentos y de energía sostenible para la supervivencia humana; es un derecho, pero a la vez un vínculo crucial entre la humanidad con el medio ambiente. La accesibilidad al agua potable está definida por las Naciones Unidas a través del sexto Objetivo de Desarrollo Sostenible (ODS 6) que establece la prioridad de garantizar agua limpia y accesible, que resultará en suplir una necesidad vital, derivando en comunidades saludables

---

por la subsecuente higiene. A pesar que el agua aún es un recurso abundante, la misma es finita y vulnerable (Consejo Nacional del Agua, 2016).

Este desafío por mejorar las condiciones y acceso al agua potable de calidad ha encaminado a los científicos en las últimas décadas a unir esfuerzos en la búsqueda de alternativas para esta problemática (Carnovale & Cuadra, 2004; Duarte R. et al., 2009; Sala et al., 2010). En cuanto al tratamiento de efluentes contaminados por metales pesados el método más empleado es la precipitación. Sin embargo, este método presenta una desventaja debido al manejo de desechos sólidos que pueden generar un problema secundario de contaminación (Ajmal et al., 1998; Bolisetty et al., 2019). Se han desarrollado alternativas entre las que se destaca la adsorción, que es un fenómeno en el cual las partículas se fijan en la superficie de un material adsorbente (Mohammed et al., 2011).

La adsorción es reconocida por su fácil implementación, bajo costo y alta eficiencia de remoción (Carnovale & Cuadra, 2004), donde el principal material empleado en este procedimiento y el más estudiado es el carbón vegetal (Ali & Gupta, 2007). En cuanto a la eliminación de nitrato, se han desarrollado varias tecnologías competitivas utilizadas para el tratamiento del agua contaminada con nitrato. En entre estas están la ósmosis inversa e intercambio iónico para remover el nitrato del agua, pero estos no resultan económicos a gran escala (Matějů et al., 1992). Además, está la desnitrificación biológica, la cual se convirtió en una interesante alternativa por ser una tecnología eficiente, económica y compatible con el ambiente, si se compara con tecnologías descritas (Matějů et al., 1992). A la innovación de la desnitrificación se suma el uso de Sustratos Sólidos Orgánicos Naturales (SSON) como paja de trigo, mazorca de maíz, estillas de madera y otros más (Capodici et al., 2014; Filter et al., 2020; Li et al., 2012; Ramírez-Godínez et al., 2015; Wang & Chu, 2016; Xu et al., 2011; Yao et al., 2019; Zhang et al., 2015).



**Figura 1.** Aprovechamiento de la *Saccharum spontaneum L.*  
(Fuente: elaboración propia)

---

En esta búsqueda de alternativas a las problemáticas presentadas, todo indica que el camino a seguir debe estar enfocado en la utilización de materia prima abundante y cuyos costos para su recolección y preparación sean relativamente bajos comparados a los convencionales. De nuestra propuesta de investigación surgen dos alternativas de aprovechamiento de la Paja Canalera (*Saccharum spontaneum* L.): en la desnitrificación, por medio del uso de SSON como la Paja Canalera (*Saccharum spontaneum* L.) para la liberación de carbono orgánico y para la producción de biocarbón como material adsorbente para la retención de metales pesados en aguas contaminadas (Ver Figura 1).

## **2. La Paja Canalera, de un problema a múltiples soluciones.**

La *Saccharum spontaneum* L. es una especie herbácea perenne alta de hasta cuatro metros de altura, con raíces profundas y rizomas. Esta planta es originaria de Asia y África (Dangol, 2005). Su crecimiento es habitual en zonas cercanas a ríos y lagos, con una altitud que varía desde el nivel del mar hasta los 1800 m.s.n.m. (Schmid et al., 1998). En cuanto a su morfología, esta es una hierba cuyo tallo es robusto y pulido, de composición sólida en la sección superior y fibrosa en la inferior. Las hojas son lineales, involutas y con base redonda (Pandey et al., 2015).

La *Saccharum spontaneum* L., es una especie no nativa de la flora panameña. En Panamá, la hipótesis mayormente aceptada es que la planta fue introducida por los estadounidenses, durante el siglo pasado, para el control de la erosión del terreno en los alrededores del Canal de Panamá, de ahí el nombre por el que popularmente es conocida en Panamá, Paja Canalera (Cerezo, 2010). Actualmente, la *Saccharum Spontaneum* L. cubre extensas áreas de terreno, en su mayoría en la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá (Autoridad del Canal de Panamá, 2013).

En Panamá, la *Saccharum spontaneum* L. es considerada una especie invasiva debido a su rápido crecimiento y proliferación. Esta planta representa una amenaza al ecosistema natural porque ha alterado el proceso de regeneración de las especies nativas de Panamá, por lo que impide el desarrollo de la flora nativa, representando un problema para la producción agrícola (Jones et al., 2004). Durante la estación seca, la planta expone a incendios extensas áreas. Los incendios pueden ser espontáneos o provocados por quemas no controladas, lo que genera un problema para la salud pública debido a las emisiones de gases contaminantes y hollín (Karataş & Gülder, 2012).

Los gobiernos locales han realizado inversiones millonarias para mitigar el impacto de esta planta en el ecosistema. Poco se ha logrado debido a que las condiciones climáticas de Panamá favorecen el crecimiento de esta especie (Cerezo, 2010). Considerando este panorama, surge la necesidad de ejecutar y promover proyectos para encontrar soluciones estratégicas que ayuden no solo a prevenir la proliferación de esta planta, sino también aprovecharla y así generar nuevos productos. Entre las posibles aplicaciones para la utilización de la biomasa derivada de la *Saccharum spontaneum* L está la combustión, gasificación, pirólisis, hidrólisis, entre otros proce-

---

sos, como el de desnitrificación, que puedan brindar una solución a problemáticas energéticas y ambientales.

### **2.1. Evaluación del potencial de la Paja Canalera (*Saccharum spontaneum L.*) para la captación y retención de metales pesados de aguas contaminadas.**

Este proyecto tiene como finalidad evaluar la capacidad que tiene el biocarbón producido a partir de la *Saccharum spontaneum L.* para la adsorción y retención de metales pesados como el cobre, hierro y zinc presentes en aguas contaminadas. Con esto se busca desarrollar una tecnología alternativa para el tratamiento de aguas contaminadas, a la vez que se aprovecha el cultivo de la Paja Canalera añadiendo valor a la biomasa cuya utilidad no ha sido explotada en Panamá.

Actualmente el proyecto se encuentra en ejecución y se han completado las etapas de producción y caracterización del biocarbón. El lector puede verificar el status del proyecto visitando el Sistema de Información Científica de la Universidad Tecnológica de Panamá (SIC UTP) por medio del número de proyecto #GPAF4068819 o a través del siguiente enlace <http://www.investigadores.utp.ac.pa/proyectos/774>

#### **a. El biocarbón**

El carbón vegetal es también conocido como biocarbón (*biochar* en inglés) el cual es un material sólido obtenido de una conversión termoquímica de biomasa en un ambiente limitado de oxígeno (Rebolledo et al., 2016). En términos de atributos físicos, el biocarbón es negro, altamente poroso, liviano y tiene una gran superficie. Es un material rico en carbono (C) el cual representa aproximadamente el 70 % de su composición, el porcentaje restante consiste en nitrógeno (N), hidrógeno (H), oxígeno (O), entre otros metales como calcio (Ca) y magnesio (Mg) (International Biochar Initiative, 2015). La composición química del biocarbón varía según las materias primas utilizadas para fabricarlo y los métodos utilizados para su producción (Spears, 2018).

A diferencia del carbón vegetal clásico que es utilizado como combustible, el biocarbón es usado en diversas aplicaciones como el mejoramiento de las propiedades del suelo y como material adsorbente de contaminantes para el tratamiento de aguas contaminadas producto de diversas actividades como la agrícola, agroindustrial, entre otras (Becerra, 2015). El biocarbón parecer ser un material simple, pero la realidad es que puede ayudar a resolver una amplia variedad de problemas.

#### **b. Recolección y preparación de la materia prima.**

Para este proyecto, el punto de recolección de la *Saccharum spontaneum L.* se estableció en Chilibre Centro (distrito de Panamá) con coordenadas 9°09'34.8" N y 79°37'56.5" O. Los principales criterios para la selección de este punto fueron la

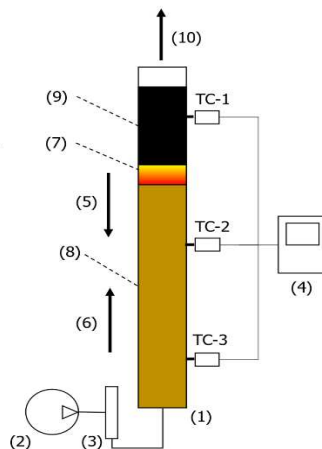
configuración, accesibilidad del terreno y la alta densidad del cultivo. Con esto se garantiza un buen suministro de la materia prima para el desarrollo del proyecto.

La paja recolectada se secó al aire libre bajo techo. Una vez la paja recolectada estuviese seca en su totalidad, se trituró para disminuir el tamaño del tallo y hojas. Los fragmentos de la *Saccharum spontaneum L.* triturada se tamizaron empleando un conjunto de tres tamices. Se separaron los fragmentos menores a 2 mm (polvo), de los mayores a 4 mm los cuales mantienen una estructura fibrosa. Con el tamizado se obtuvo un material con un tamaño de partícula intermedio y homogéneo entre los 2 mm y 4 mm.

### c. El Proceso de carbonización.

Para lograr la carbonización de la *Saccharum spontaneum L.*, se utilizó un gasificador de lecho fijo y flujo ascendente (*Top-Lit Updraft*). En la Figura 2 se puede observar el diagrama de este gasificador. Este gasificador consiste en un tubo de acero inoxidable de 100 cm de altura y 15 cm de diámetro. El aire es suministrado al gasificador por medio de un compresor de aire de 1,12 kW con 1034 kPa de presión y 22,7 litros de reserva (BRIGGSS & STRATTON) a una presión de 1186 kPa. El flujo de aire se controla en la entrada del gasificador mediante un flujómetro montado en aluminio (RITEFLOW DE BEL-ART) con escala a 150 mm, tamaño 4 a una presión de 9507 kPa. La temperatura en los tres puntos a lo largo del gasificador (superior, intermedio e inferior) se registra por medio de un dispositivo de recolección de datos (HOBO modelo UX120) empleando tres termopares tipo K con un diámetro de 3,2 mm, tal como se observa en la Figura 2.

1. Gasificador *Top-Lit Updraft* (TLUD).
  2. Compresor de aire.
  3. Flujómetro.
  4. Data logger.
  5. Dirección de la combustión.
  6. Dirección del flujo de aire.
  7. Capa de combustión.
  8. Biomasa.
  9. Biocarbón.
  10. Gases de combustión.
- TC-1. Termopar superior.  
TC-2. Termopar intermedio.  
TC-3. Termopar inferior.



**Figura 2.** Gasificador de lecho fijo y flujo ascendente (*Top-Lit Updraft*).  
(Fuente: elaboración propia)

---

La combustión de la biomasa se desarrolla de forma descendente contraria a la dirección del aire suministrado. La capa de combustión quema la biomasa ubicada justo debajo de ella, en la zona superior de la capa de combustión se deposita el biocarbón producido. Los gases de combustión escapan por la sección superior del gasificador.

Tomando en cuenta la capacidad del flujómetro, se establece un flujo intermedio de aire a la entrada de 16 L/min para carbonizar la Paja Canalera. Se realizaron tres réplicas para este ensayo.

#### **d. Parámetros de operación del gasificador**

Para nuestro proceso se registró una temperatura máxima de carbonización de  $597,65 \pm 9,05$  °C. James R et al., (2018) reportó una temperatura máxima de carbonización de 825 °C para cascarillas de arroz y de 800 °C para astillas de madera, empleando el mismo método de carbonización. La elevada temperatura de carbonización genera un incremento en el área superficial del material (Peterson & Jackson, 2014), esta es una característica que garantiza la capacidad de adsorción del biocarbón (P. Rodríguez et al., 2010).

El rendimiento mide la relación porcentual entre la masa de biocarbón obtenida respecto a la biomasa inicial sin carbonizar (Brown et al., 2015), para este ensayo se obtuvo un rendimiento de  $26,71 \pm 0,62$  % a una razón de quemado de  $4,28 \pm 0,27$  g/s. El valor obtenido para el rendimiento se mantiene entre los límites registrados por otros métodos de carbonización. Por ejemplo, para un horno de tipo pozo la productividad se encuentra entre 12,5 y 30 %, para un horno de ladrillo entre 12,5 y 33 %, y para un horno portátil de acero entre 18,9 y 31,4 % (Kammen & Lew, 2005).

#### **e. Caracterización del biocarbón**

Se realizó un análisis próximo a la biomasa y al biocarbón para determinar la variación de sus propiedades debido al proceso de carbonización. En la tabla 2 se observa una disminución en el contenido de humedad del biocarbón con respecto a la materia prima. Esto se debe a que parte del agua contenida en la biomasa se evapora durante la combustión incompleta (Moya Roque, 2018). En cambio, se aprecia que el contenido de cenizas aumenta luego del proceso de carbonización. La mayoría de los componentes de las cenizas son minerales que no reaccionan durante el proceso de carbonización, lo cual explica el aumento porcentual de este componente (Lehmann & Joseph, 2012). El incremento en el contenido de carbón fijo se puede atribuir a la alta temperatura de carbonización alcanzada durante el proceso, además al bajo contenido de ceniza de la materia prima sin carbonizar (James Rivas, 2015). La capa de combustión en los gasificadores de flujo ascendente es alimentada por la liberación de los materiales volátiles de la biomasa en la zona inferior (Saravanakumar et al., 2007), lo que explica la disminución en el contenido de estos componentes con respecto a la biomasa.

---

**Tabla 2.** Análisis próximo de las muestras de biomasa y biocarbón.

Propiedades	Biomasa	Biocarbón
Humedad (%)	9,47 ± 1,54	3,49 ± 0,85
Ceniza (%)	5,32 ± 3,17	21,55 ± 2,01
Carbón fijo (%)	4,72 ± 1,62	32,78 ± 4,74
Material volátil (%)	80,49 ± 1,49	42,18 ± 5,46

El proceso de gasificación genera un biocarbón con un pH alcalino de  $10,32 \pm 0,07$  a partir de una biomasa con un pH de  $7,74 \pm 1,54$ . James et al. (2020), generaron un biocarbón básico ( $\text{pH} > 7$ ) a partir de astillas de madera de pino empleando el mismo método de carbonización. La importancia de conocer el pH del biocarbón radica en que la capacidad de adsorción no depende únicamente de las propiedades físicas superficiales, como el área superficial, sino también de los grupos químicos presentes en la superficie (F. Rodríguez, 2007; P. Rodríguez et al., 2010). En términos generales, podemos decir que si el pH de la solución es mayor que el pH del biocarbón, predominan las cargas negativas en la superficie del biocarbón, en cambio, si el pH de la solución es menor que el pH del biocarbón, predominan las cargas positivas en su superficie (Kosmulski, 2004). Un biocarbón con carga negativa en su superficie presenta mayor afinidad para retener cationes, en cambio, si el biocarbón presenta carga positiva en su superficie tendrá mejor capacidad para retener aniones (Radovic et al., 2000).

## **2.2. Estudio de caso. Bioremediación de agua subterránea contaminada con nitrato usando *Saccharum spontaneum L.*, como fuente de carbono.**

Esta investigación se desarrolló a través del proyecto "Uso de material detrítico de *Saccharum spontaneum L.* para biorremediación del agua subterránea contaminada con nitrato". El lector puede verificar el status del proyecto visitando el Sistema de Información Científica de la Universidad Tecnológica de Panamá (SIC UTP) por medio del número de proyecto #GPAC1044118 o a través del siguiente enlace <http://www.investigadores.utp.ac.pa/proyectos/505>.

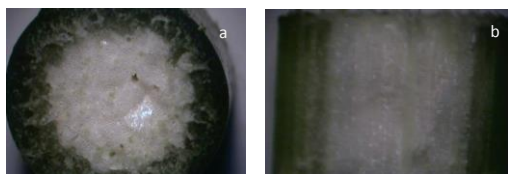
### **a. Colecta de la *Saccharum spontaneum L.***

La *Saccharum spontaneum L.* se colectó en los predios de las instalaciones de la Universidad Tecnológica de Panamá. La parte estudiada de la *Saccharum spontaneum L.* fue el material detrítico (tallo), dado que es la parte de la planta que concentra el mayor contenido lignoceluloso (Reddy & DeLaune, 2008). El tallo de este tipo de planta consta de dos partes principales que son corteza y médula (Audesirk et al., 1996) (Figura 3).



---

Se determinaron propiedades físicas como porcentaje de masa seca y contenido de humedad; además, se determinó porcentaje de fibras (lignina, celulosa y hemicelulosa); así como propiedades químicas (nitrógeno, fracción biodegradable y carbono orgánico disponible). El contenido de humedad se obtuvo secando las muestras en un horno a 105 °C por 24 horas. El contenido de fibras se determinó usando el método de Van Soest (P. J. V. Soest, 1963). El nitrógeno total fue determinado por el método Kjeldahl (American Public Health Association et al., 2005). El carbono total fue encontrado por medio del método de combustión (American Public Health Association et al., 2005). En tanto, el contenido de bromatológico en la *Saccharum spontaneum* L. se determinó aplicando digestión por ácido nítrico y luego al extracto obtenido se le aplicó el método de detección ICP (American Public Health Association et al., 2005). La fracción biodegradable y el carbono orgánico disponible, se determinó aplicando la metodología propuesta por Van Soest (P. J. Van Soest, 1996).



**Figura 3.** Vistas del tallo de *Saccharum Spontaneum* L. a) Sección transversal; y b) Sección longitudinal. (Fuente: (Deago, 2014)

El contenido de carbono orgánico presente en la *Saccharum spontaneum* L., se expresó como Demanda Química de Oxígeno (DQO), definiendo asumiendo el CH<sub>2</sub>O como el carbono orgánico era presente y con el cual se obtuvieron los electrones equivalentes. Finalmente, se determinó el índice de lignoceluloso que es una metodología propuesta por Melillo et al. (1989), la cual permite definir la calidad de los sustratos en función del contenido de celulosa y hemicelulosa.

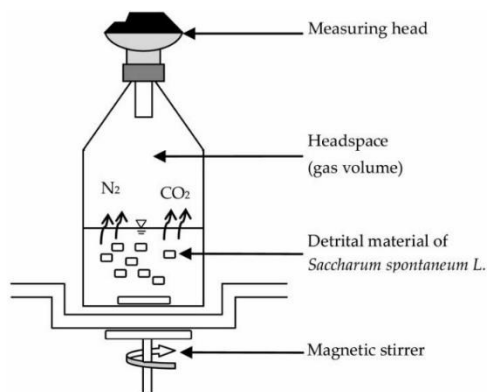
### **b. Ensayos de desnitrificación**

Para el estudio de la *Saccharum spontaneum* L, se estableció en primera instancia una metodología experimental en reactores batch. A través de esta metodología fue posible determinar una serie de parámetros importantes para entender el proceso de desnitrificación como la cinética y tasa de remoción de nitrato. De igual forma, fue posible establecer la tasa de liberación de carbono orgánicos hidrolizado que era usado por las bacterias heterótrofas, responsables de la desnitrificación.

Inicialmente, se investigó en reactores batch la desnitrificación del agua usando *Saccharum spontaneum* L. como fuente de carbono. En esta investigación se realizaron reactores en triplicado en el Sistema Oxitop ®, el cual es tiene la capacidad de medir los incrementos de presión que generan los procesos internos de los microorganismos (WTW, 1998). A través de este sistema fue posible detectar la presión

---

interna generada por el gas  $N_2$  producido por la total desnitrificación. El  $CO_2$  generado fue removido por medio de una trampa de hidróxido (Figura 4)(WTW, 1998).



**Figura 4.** Esquema de funcionamiento del sistema Oxitop® durante desnitrificación usando *Saccharum Spontaneum L.* Fuente: (Deago & Pizarro, 2013).

El material usado de la *Saccharum Spontaneum L.* fue el material detrítico (tallo), el cual se cortó en trozos de 1 cm de largo. Este material tenía un diámetro promedio de 1 cm. Para el ensayo batch los reactores fueron preparados de la siguiente forma: se prepararon tres grupos de reactores con materiales. Al primero se le agregó *Saccharum spontaneum L.* completa; al segundo grupo de reactores se le añadió médula de *Saccharum spontaneum L.*; el tercer grupo de reactores se le agregó la corteza de *Saccharum spontaneum L.* A cada reactor se le agregó la misma cantidad material (4 g como masa seca) y de agua (200 mL).

El material de *Saccharum spontaneum L.* no fue lavado, para usar bacterias nativas adheridas a la superficie de los materiales. Se dosificó  $NaNO_3$  para obtener una concentración de nitrato de 100 mg  $N-NO_3/L$ . Todos los reactores fueron desaireados con gas nitrógeno para eliminar el oxígeno disuelto y mantener la misma presión interna. El sobrenadante de los reactores fue analizado para determinar  $N-NO_3^-$ ,  $N-NO_2^-$ ,  $N-NH_4^+$  y DQO. Los ensayos con el sistema Oxitop® fueron conducidos por 7 días.

Para evaluar el aporte en la Desnitrificación por parte de bacterias en suspensión en el sobrenadante, se prepararon triplicados de reactores con materiales (*Saccharum spontaneum L.* completa, médula y corteza), los cuales fueron operados por 4 días. Luego los materiales de los reactores se extrajeron para solo dejar el sobrenadante con el carbono orgánico lixiviado de los materiales. Se determinó la concentración de bacterias en suspensión. Esto se hizo para garantizar condiciones similares con los reactores que mantenían los materiales. Estos ensayos realizados en reactores

---

Oxítóp se les eliminó oxígeno disuelto con nitrógeno gaseoso inyectado por 5 minutos. Los resultados de estos reactores serían comparados con aquellos reactores que contenían los materiales.



**Figura 5.** Preparación de reactores batch: a) masa de *Saccharum spontaneum L.* completa; b) Médula de *Saccharum spontaneum L.*; c) Tallo de *Saccharum spontaneum L.*; d) Reactores batch en sistema Oxítóp. (Fuente: Deago, 2014, Panamá).

### **2.3. Evaluación de las propiedades de la *Saccharum spontaneum L.* usadas en el estudio.**

El material detrítico de *Saccharum spontaneum L.* fue segmentada, es decir que se separó la corteza de la médula. A ambos materiales se les realizaron análisis bromatológico y fibras. Para el caso de la médula, se registró el mayor contenido de nutrientes, principalmente Ca y K los cuales son 10 veces mayor que los registrados en la corteza (Tabla 3). De igual forma, la médula presentó el mayor contenido de C y N; además, registró menor relación C/N. Estas condiciones favorecen la biodegradación bacteriana (Reddy & DeLaune, 2008; Saliling et al., 2007).

Además, Reddy y DeLaune (2008), afirman que la composición lignocelulosa también influye en la biodegradabilidad. En este sentido, se midió el contenido de fibras a la corteza y a la médula de la *Saccharum spontaneum L.*, encontrándose que su corteza presentó mayor contenido de lignina y celulosa. En tanto, la médula contó con el mayor porcentaje de hemicelulosa (Tabla 3). Entonces, para evaluar la de-

gradabilidad en función del contenido de fibras, se aplicó la metodología definida por Melillo et al. (1989) para determinar el índice lignoceluloso. Para la médula y la corteza el índice lignoceluloso fue de 0,020 y 0,15, respectivamente. Estos resultados indican que la médula tendrá una mayor degradación, dado que al tener un menor porcentaje de lignina las bacterias podrán degradarlo con mayor facilidad (Chandler et al., 1980). Este resultado es consecuente con el contenido de nitrógeno y la relación C/N (Tabla 3).

**Tabla 3.** Propiedades físico-químicas de la *Saccharum spontaneum L.*

Parámetros	Corteza	Médula
Cenizas (%)	4,68	12,76
Materia seca (%)	78,62	58,33
Densidad (g/mL)	0,76	0,81
Al (mg/g)	0,01	0,03
B (mg/g)	0,00	0,02
Ca (mg/g)	0,21	1,33
Cu (mg/g)	0,01	0,00
Fe (mg/g)	0,12	0,07
K (mg/g)	10,17	48,86
Mg (mg/g)	0,28	0,35
Mn (mg/g)	0,00	0,00
Na (mg/g)	0,05	0,07
P (mg/g)	2,33	3,89
Zn (mg/g)	0,02	0,02
N (%)	0,55	2,10
C (%)	36,62	45,54
C/N	66,58	21,69
Carbono orgánico (%)	26,96	44,05
Celulosa (%)	46,98	30,02
Hemicelulosa (%)	22,19	25,51
Lignina (%)	8,72	0,62
Índice lignoceluloso (LCI)	0,15	0,02
Fracción Biodegradable, <i>fb</i> (%)	66,08	94,17

(Fuente: Deago y Pizarro, 2013)

#### **a. Reactores batch de desnitrificación y comportamiento de DQO, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>**

El ensayo de desnitrificación en reactores batch se realizó para evaluar el aporte de bacterias en suspensión en el sobrenadante y de aquellas que crecieron adheridas

---

en los materiales de *Saccharum spontaneum* L. Dichos ensayos de desnitrificación fueron monitoreado por 7 días. Los valores considerados se tomaron a partir del tercer día, debido a que en ensayos preliminares se encontró que en este período ocurrió una completa desnitrificación, lo cual reflejó que existieron las condiciones favorables para las bacterias en cuanto a pH, sustrato y nutrientes.

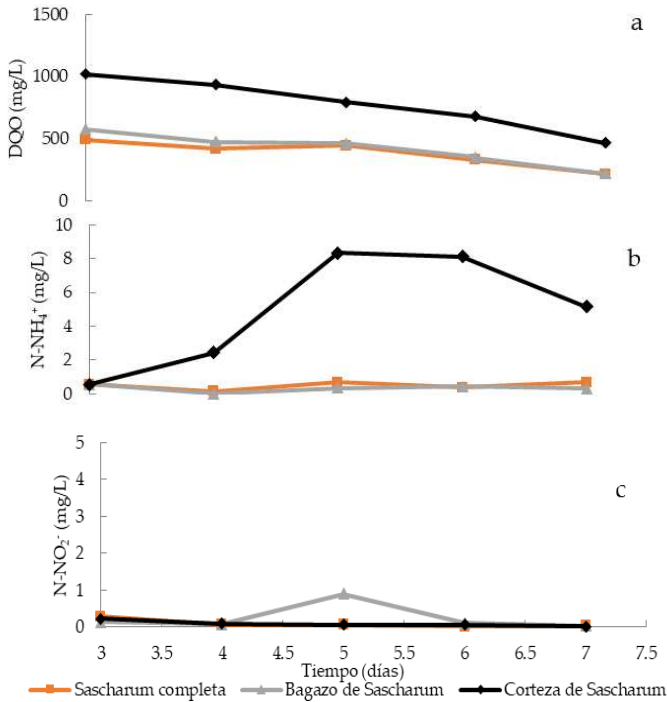
En los reactores batch de desnitrificación usando sustratos sólidos (*Saccharum spontaneum* L. completa, médula de *S. spontaneum* y corteza de *S. spontaneum*) como fuente de carbono, se monitoreó el comportamiento de la DQO,  $\text{N-NO}_2^-$  y  $\text{N-NH}_4^+$  (Figura 6). Los resultados de la DQO (Figura 5a) mostraron comportamientos similares para los reactores que contenían *Saccharum spontaneum* L. completa y médula, donde tuvieron concentraciones iniciales y finales de 500 mg/L y 220 mg/L, respectivamente. En tanto, la DQO en el reactor con corteza duplicó los valores obtenidos en los otros reactores. La alta liberación de DQO en todos los reactores se debe a la lixiviación de sustratos solubles presentes en las vacuolas del material dérmico usado.

La diferencia entre los valores de DQO de los reactores con *Saccharum spontaneum* L. completa y con médula y los valores del reactor con corteza de *Saccharum spontaneum* L., se asocia a la diferencia de área superficial. La mayor degradabilidad de los materiales, en función del área disponible, ha sido reportado (Sanders et al., 2000).

Los resultados de amonio (Figura 6b) reflejaron bajas concentraciones en los reactores con *Saccharum spontaneum* L. completa y médula ( $<0,7 \text{ N-NH}_4^+$  mg/L). La presencia de amonio en los reactores con *Saccharum spontaneum* L. completa y con médula, aunque baja, se atribuye a la amonificación del nitrógeno presente en el material. Esta afirmación es basada en que la médula presentó el mayor porcentaje de nitrógeno; y según la literatura, un material rico en nitrógeno favorece la amonificación (Reddy & DeLaune, 2008).

Con respecto a los reactores con corteza, el amonio fue elevado, alcanzando hasta 8 mg  $\text{N-NH}_4^+$ /L (Figura 6b). La alta concentración de amonio en el reactor con corteza de *Saccharum spontaneum* L se relaciona a la Reducción Desasimilatoria de Nitrato a Amonio (RDNA); la cual ha sido reportada como sumidero de nitrato, la cual compete con la desnitrificación biológica, siempre que las condiciones estén dadas (Gibert et al., 2008; Greenan et al., 2006; Hashemi et al., 2011) En este sentido, el reactor con corteza de *Saccharum spontaneum* L. se registró un alto poder reductor (Figura 6a), el cual es un factor que favorece la RDNA (Cuervo-López et al., 2009).

Si bien es cierto, que el amonio es una mejor fuente de nitrógeno para la síntesis celular, su exceso en el agua resulta limitante en la potabilización de agua. Esto es debido a que no se cumple con el concepto básico de minimización de la inestabilidad biológica (Rittmann & McCarty, 2001).



**Figura 6.** Comportamiento de (a) DQO, (b) amonio y (c) nitrito en reactores batch de desnitrificación.

En cuanto a la medición de nitrito, los resultados estuvieron por debajo de 1 mg/L en los tres reactores (Figura 6c). Reflejando que existió una completa desnitrificación, debido a las condiciones favorables de operación de los reactores (pH, temperatura, nutrientes; también se logró controlar factores inhibidores de la deshidratación que afectan la desnitrificación como son ausencia de oxígeno disuelto y la limitación de donante de electrones (Rittmann & McCarty, 2001).

### **b. Evolución de la cinética de desnitrificación**

El comportamiento en la evolución en el ensayo de desnitrificación, realizada con el sistema Oxitop, fue analizada para los registros del último día de operación del reactor batch, dado que para este período se llegó a un estado estacionario. El estado estacionario registrado con el sistema Oxitop indica que no hubo más generación de gases en el tiempo subsiguiente asociado a la desnitrificación, dado al

agotamiento de nitrato o del carbono. Los valores obtenidos del sistema OxiTop, corresponden a la presión (hPa) que ejerce el nitrógeno formado de la desnitrificación biológica.

Las máximas presiones obtenidas por el sistema Oxitop en el ensayo de desnitrificación para los reactores con *Saccharum spontaneum L.* completa y médula estuvieron entre 108 y 112 hPa, respectivamente; mientras que, para los reactores sin materiales sólidos, las presiones se mantuvieron entre 58 y 64 hPa (Tabla 4).

**Tabla 4.** Comparación de mediciones de presión para cada tipo de reactor batch de desnitrificación usando el sistema Oxitop.

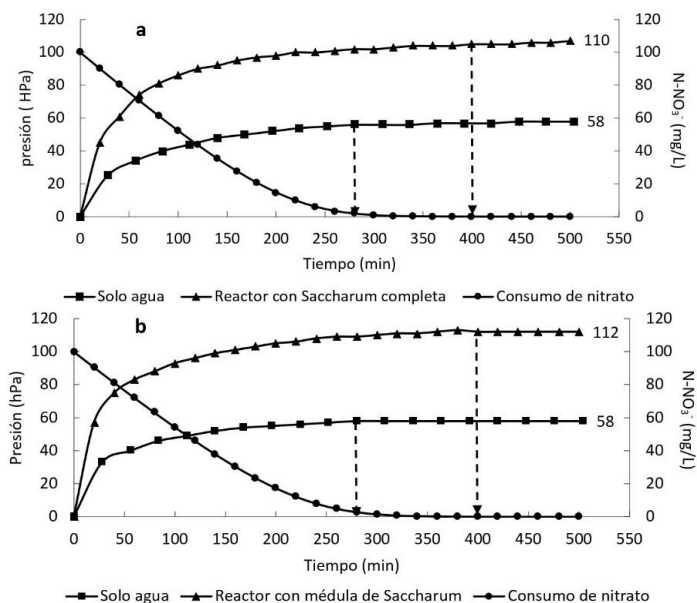
Reactores	Presión (hPa)	Biomasa en el sobrenadante (mg SSV/L)
<i>Saccharum spontaneum L.</i> completa	110	130,28
Médula de <i>Saccharum spontaneum L.</i>	112	147,89
Corteza de <i>Saccharum spontaneum L.</i>	108	154,93
Sobrenadante de <i>Saccharum spontaneum L.</i> completa	58	130,28
Sobrenadante de médula de <i>Saccharum spontaneum L.</i>	58	147,89
Sobrenadante de corteza de <i>Saccharum spontaneum L.</i>	64	154,93

Con las presiones obtenidas con el sistema Oxitop en reactores batch (Tabla 4), se determinaron los moles de nitrógeno gaseoso usando la ley general de los gases y a su vez se obtuvieron la masa de nitrato removido. De este cálculo se desprende que el nitrato dosificado (30 mg) fue removido casi completamente en los reactores con materiales de *Saccharum spontaneum L.* Sin embargo, en reactores solo con sobrenadante, la remoción de nitrato, por acción de las bacterias en suspensión, fue aproximadamente 60% del nitrato dosificado. Este porcentaje es importante en un sistema batch; sin embargo, en sistemas continuos habrá una reducción, debido a que las bacterias en suspensión serían removidas rápidamente. Esto es función del tiempo de retención hidráulico.

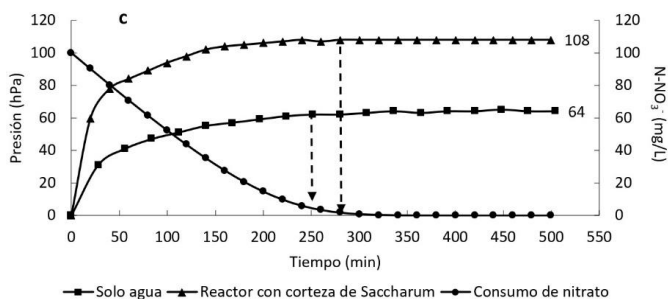
Los resultados de desnitrificación en los reactores sin materiales mostraron que hubo limitación de carbono orgánico soluble, lo cual impidió que las bacterias continuaran con la reducción del nitrato dosificado (100 N-NO<sub>3</sub> mg/L). Esta limitación de carbono orgánico no ocurrió en los reactores con materiales, dado que hubo el aporte necesario desde la *Saccharum spontaneum L.* También fue posible comprobar que hubo completa desnitrificación a través de las mediciones de nitrato en el sobrenadante de los reactores una vez concluidos los ensayos. De igual manera, se midieron las concentraciones de nitrito, las cuales estuvieron por debajo de 1 mg/L.

En cuanto a la cinética de la desnitrificación, las mediciones de presión en los reactores con *Saccharum spontaneum L.* completa y con médula lograron su estado estacionario a los 400 minutos de operación (Figura 6a, 6b); mientras que el reactor con corteza llegó a su estado estacionario a los 280 minutos (Figura 7c). El estado estacionario de la presión registrada en el reactor con corteza de *Saccharum spontaneum L.*, puede asociarse a las altas concentraciones de DQO y amonio (Figuras 6a y 6b), los cuales influyen en el crecimiento de bacterias.

Para los reactores sin materiales, la estabilización de la presión se presentó entre los 220 y 280 min. Debido a que lograron su estabilización mucho antes que en los reactores con materiales (Figuras 7a, 7b, 7c). Esto se debe al agotamiento del carbono soluble biodisponible. Al comparar resultados, se encontró que para los reactores con *Saccharum spontaneum L.* completa y con médula tuvieron similitud en el tiempo de agotamiento del nitrato y en la estabilización de presión para cada reactor (Figura 7a y 7b). En ambos casos el equilibrio se logró a los 400 min de operación. Sin embargo, la estabilización de la presión en el reactor con corteza de *Saccharum spontaneum L.* se obtuvo a los 280 min; mientras que la curva de consumo de nitrato mostró su agotamiento a los 340 min (Figura 7c). Estos resultados sugieren que el reactor con corteza estuvo influenciado por una mayor concentración de DQO y de amonio. Estos resultados muestran que es posible evaluar la cinética de desnitrificación usando el sistema Oxitop.







**Figura 7.** Comportamiento del nitrato y de nitrógeno gaseoso durante la desnitrificación en reactores batch con: (a) *Saccharum spontaneum L.* completa; (b) médula de *Saccharum spontaneum L.*; (c) corteza de *Saccharum spontaneum L.*

Otro hallazgo de la investigación fue que la desnitrificación no se afectó por el alto contenido de sales presentes en la *Saccharum spontaneum L.* (Tabla 3). Este aspecto en proceso de desnitrificación biológica ha sido reportado en otras investigaciones (Foglar et al., 2007; Peyton et al., 2001). Por lo tanto, un sistema a base de *Saccharum spontaneum L.* como fuente de carbono sería viable de implementar en sistemas con alto contenido de sales; por ejemplo, el efluente del sistema de osmosis inversa, dado que la salinidad es elevada (Kapoor & Viraraghavan, 1997).

De los ensayos batch de desnitrificación también se obtuvo la tasa de remoción de nitrato, la cual fue de 90 mg N-NO<sub>3</sub>/L·d·g<sub>sub</sub>. Este valor resultó mayor que aquellos materiales similares, reportados en la literatura (Tabla 5). Este resultado refleja lo eficiente que sería remover biológicamente el nitrato en zonas tropicales, usando la *Saccharum spontaneum L.* como fuente de carbono.

**Tabla 5.** Tasas de desnitrificación reportadas en la literatura usando sustratos sólidos orgánicos naturales como fuente de carbono orgánico. Fuente. Adaptado de (Deago & Pizarro, 2013).

Sustratos	Concentración de nitrato (mg N-NO <sub>3</sub> /L)	Tasa de desnitrificación (mgN-NO <sub>3</sub> /L·d·g <sub>sub</sub> )	Temperatura (°C)	Referencias
Tallo de maíz	100	12,75	20	(Greenan et al., 2006)
<i>Glycyrrhiza glabra</i>	100	6,20	20	(Ovez, 2006)
<i>Arundo donax</i>	100	3,33	20	(Ovez, 2006)
<i>Saccharum spontaneum L.</i>	100	90,00	30	Este estudio

---

### 3. Desafíos y el futuro de la *Saccharum Spontaneum L.* en Panamá y la región.

Los usos de la biomasa en Panamá se encuentran fuertemente relacionados con la actividad humana que pueda originarla. El bagazo de caña, por ejemplo, se ha utilizado tradicionalmente en los ingenios de azúcar para producir electricidad. Se estima que tiene un potencial anual para la generación de electricidad de 28 GWh (SNE, 2015). Las cosechas de arroz y el proceso de secado del café generan residuos que son utilizados como combustible para la producción de calor. Tradicionalmente, la madera se ha empleado en áreas rurales y pequeñas zonas industriales para cocinar, tal es el caso de las panaderías y pequeñas empresas dedicadas al secado de granos (IRENA, 2018). Existe un vacío en cuanto a la transformación de la biomasa, derivada de cultivos invasivos como la Paja Canalera, para obtener nuevos productos y así darle un valor agregado para lograr una valorización tanto en energía, como en masa aprovechable a un cultivo que actualmente representa un problema. La biomasa obtenida también puede ser utilizada como materia prima para obtención de un producto físico. Con ello, se lograría abordar la gran problemática de escasez de materia prima en diversos sectores y de los impactos ambientales que pueden generar las actividades de explotación para la obtención de estas.

Existen antecedentes sobre el aprovechamiento de la biomasa derivada de este tipo de cultivos para la producción de biocarbón. En cuanto a la naturaleza del cultivo, se ha carbonizado el Pasto Varilla (*Panicum virgatum*) (Sadaka et al., 2014), el cual es un cultivo con características similares a la Paja Canalera, en cuanto al rápido crecimiento y los bajos requerimientos nutricionales para su desarrollo (McLaughlin & Walsh, 1998). Otro cultivo empleado para estos fines es el Geodae-Uksae 1 (*Miscanthus Sacchariflorus*) (Lee et al., 2013), o incluso cultivos energéticos como la canola (*Brassica napus L.*) (Angin & Şensöz, 2014) también son aprovechados para la producción de biocarbón.

El biocarbón obtenido puede ser utilizado para diferentes finalidades. Existen estudios que evalúan el potencial de estos biocarbones para retener metales pesados en medios acuosos. Para un biocarbón generado a partir del Pasto Varilla (*Panicum virgatum*) a una temperatura de carbonización entre 500 °C y 700 °C se obtuvo una alta afinidad para la adsorción de Cu<sup>2+</sup> (Han et al., 2013). Mohan et al. (2015) generaron biocarbón a partir de la caña de azúcar por medio de un proceso de pirólisis rápida a 425 °C alcanzando una alta afinidad para la adsorción de plomo.

Más allá, también se puede considerar a los cultivos invasores como precursor para la generación de materiales estructurales y funcionales. Para mitigar los efectos de cambio climático, no solo requerimos utilizar fuentes que se independicen cada vez más de matrices energéticas de base fósil. También requerimos una sostenibilidad en la extracción y utilización de la materia prima disponible. Ciertas iniciativas buscan establecer principios de economía circular en donde se permita valorizar al final de la vida útil de un producto la materia y los procesos energéticos de su primera vida. La utilización de estos cultivos invasores puede lograr un impacto en sostenibili-

---

alidad similar, al poder aprovechar un producto que generalmente está asociada a una problemática en el ecosistema, como materia prima para procesos y nuevos productos.

En este sentido, Baruah et al. (2020), presentan un estudio en donde se logra aislar de la *Saccharum spontaneum L.*, celulosa microcristalina. En el proceso presentado por los autores, estos lograron establecer un proceso de síntesis que generó un producto con estabilidad térmica y alto grado de cristalinidad, lo cual puede encontrar un lugar en aplicaciones como la industria de cosméticos, recubrimientos, biocompuestos entre otros. En este mismo sentido, Samantray et al. (2020) lograron utilizar este cultivo invasor para la producción de carbón activado. La porosidad lograda del material producido genera altas expectativas de la posibilidad de que el mismo pueda ser utilizado como materia prima para la fabricación de superconductores.

En otros estudios encontrados, se ha observado que también se busca el aprovechamiento de los cultivos invasores como biomaterial, muy particularmente como biopolímeros y biocompuestos. Una problemática que se ha tratado de abordar tanto en la industria del transporte como de la construcción es la posibilidad de integrar el diseño ligero en sus estructuras. La reducción de la cantidad de masa empleada en estas estructuras podría significar una reducción en los consumos energéticos asociados al funcionamiento de estas y por ende de las emisiones que podrían estar asociadas, no solo durante su vida útil, sino también en el resto de las etapas de su ciclo de vida.

Además, de buscar integrar geometrías que logren la reducción de la cantidad de masa, otras estrategias que se han buscado es la de integrar materiales que puedan tener propiedades mecánicas específicas más elevadas, tales como la resistencia mecánica específica y la rigidez específica. En este sentido, los materiales compuestos han representado en las últimas décadas un gran atractivo ya que exhiben excelentes propiedades mecánicas a un peso reducido. Una de las principales desventajas de los materiales compuestos es que sus constituyentes muchas veces están asociados a fuentes fósiles y a matrices de origen termoestable, lo cual los hacen difíciles de reciclar o de valorizar en su fin de vida. Varios estudios encontrados, han tratado de incrementar el potencial que tienen los cultivos invasores tales como la *Saccharum spontaneum L.* como materia prima para biopolímeros y biocompuestos. Dentro de estos estudios podemos mencionar los desarrollados por Kaith et al. (2010) y Maiti et al. (2010). La dirección de búsqueda en este aspecto está dirigida a lograr un mayor desempeño mecánico de estas biofuentes para lograr materiales que puedan cumplir con funciones de alta (Devnani & Sinha, 2019). Sin duda alguna el proyecto de carbonización y desnitrificación empleando *Saccharum Spontaneum L.* establece un antecedente importante en Panamá y la región. Esto es debido a que se abre la ventana a nuevas posibilidades para el aprovechamiento de la biomasa derivada de la *Saccharum Spontaneum L.* para diversas aplicaciones en respuesta a problemas locales.

---

## 4. Sostenibilidad

El biocarbón producido a partir de residuos agrícolas, desechos sólidos urbanos y cultivos invasores es eficaz para la adsorción de contaminantes en aguas residuales. Sin embargo, la mayor parte de las investigaciones sobre este tema se ha realizado en laboratorios bajo condiciones óptimas y su producción para el tratamiento de aguas residuales aún no se ha realizado a nivel industrial. Para que el biocarbón se convierta en el producto preferido para las aplicaciones de tratamiento de aguas residuales se debe determinar si su producción es sostenible, en otras palabras, nos debemos preguntar ¿es ambiental y económicamente viable?

### a. Viabilidad ambiental

La viabilidad ambiental está relacionada con el hecho de que el biocarbón se puede producir a partir de residuos agrícolas orgánicos y municipales que de otro modo se quemarían liberando CO<sub>2</sub> a la atmósfera o terminarían depositados en vertederos donde producirían grandes cantidades de gas metano. En otras palabras, es un medio para convertir los desechos en un producto que puede usarse en diversas aplicaciones, incluido el tratamiento de aguas residuales, la producción agrícola y el almacenamiento de carbono.

Los desechos orgánicos varían ampliamente según la latitud, la región, el clima, el suelo y los tipos de cultivos. La biomasa utilizada para producir biocarbón determina el tipo de contaminante que es capaz de eliminar. Actualmente, la mayor parte de la producción de biocarbón se realiza mediante pirólisis a altas temperaturas (300-700 °C) en un ambiente limitado en oxígeno para diferentes tiempos de residencia. Este proceso garantiza que se liberen pocos gases contaminantes a la atmósfera y que una mayor parte de la biomasa se almacene como carbono. Por estas razones, se cree que el biocarbón es más limpio, más ecológico y más sostenible que el carbón vegetal tradicional.

Además, durante la pirólisis se libera gas sintético (*Syngas*, por sus cifras en inglés), bioaceite (*bio-oil*) que se puede procesar para producir resinas, fertilizantes, combustibles y electricidad (Baum & Weitner, 2006; Czernik & Bridgwater, 2004). La ceniza también puede ser un fertilizante muy eficaz para mejorar la química del suelo y el rendimiento de los cultivos (Saletnik et al., 2018). Estos subproductos son alternativas a los combustibles fósiles e impulsan la sostenibilidad de la producción de biocarbón y ofrecen beneficios ambientales adicionales.

El argumento principal contra la producción de biocarbón es que el biocarbón como tal y las cenizas contenidas en él, podrían tener efectos nocivos. En los suelos, se puede presentar contaminación por metales pesados o hidrocarburos aromáticos policíclicos, elevar el pH a niveles intolerables para algunas plantas, disminuir la cantidad de la materia orgánica verde e interrumpir los ciclos de nutrientes internos logrando una disminución de los microorganismos en el suelo (Six, 2014).

---

De manera similar, hay poca información disponible que explique cómo se elimina el biocarbón una vez ha cumplido su propósito de adsorber metales pesados y otros contaminantes de las aguas contaminadas. Algunos elementos adsorbidos como nitrógeno, fósforo, potasio y otros minerales pueden recuperarse del biocarbón usado y reciclarse para su uso como fertilizantes.

Las investigaciones recientes se han centrado en el uso del biocarbón para el mejoramiento del suelo, enfocado en aumentar los rendimientos de los cultivos en el campo; un tema que está estrechamente relacionado con la sostenibilidad de la cadena alimentaria global.

En cuanto a los contaminantes orgánicos, se consideró que una de las tecnologías ampliamente propuestas era una combinación de fitorremediación con biocarbón. Se registró que los beneficios potenciales de las aplicaciones de biocarbón combinadas con la fitorremediación son la liberación de nutrientes como N, P, K y Ca (Sun et al., 2018). Tales aplicaciones no solo beneficiarían el rendimiento del cultivo, sino que también reducirían el uso de fertilizantes y ayudarían a la sostenibilidad económica. Se discutieron casos similares de contaminación por nitratos y pesticidas donde se usa biocarbón para disminuir la contaminación y el uso de aditivos químicos.

Sin embargo, los procesos empleados para descontaminar el biocarbón no se comprenden bien en la actualidad. Se necesita profundizar en el estudio de estos procesos para garantizar que el biocarbón contaminado no se convierta en sí mismo en un contaminante una vez que haya cumplido su propósito útil. El efecto prolongado de la aplicación de biocarbón sigue siendo un misterio y debe investigarse más a fondo.

## **b. Viabilidad económica**

Los factores que se deben considerar al evaluar la viabilidad económica para la producción de biocarbón son los costos para obtener la materia prima, la investigación para determinar sus propiedades y funcionalidad, construcción y mantenimiento del equipo para la producción del biocarbón, transporte a la planta de procesamiento, eliminación de materiales no deseados, almacenamiento. De igual manera se necesita contemplarla mano de obra necesaria para llevar a cabo todos los procesos de producción, distribución, comercialización y venta del biocarbón.

Si existieran los suficientes incentivos económicos, queda por establecer si los productores de arroz, maíz, caña de azúcar, cítricos, etc., le darán la bienvenida a este nuevo mercado para vender los residuos de sus cultivos y evaluar si fuese económicamente viable obtener biomasa de esta manera. Sin embargo, si todos estos residuos se destinan a la producción de biocarbón esto podría aumentar los costos de adquisición.

## **5. Conclusiones del estudio**

---

Se concluye que el proceso de carbonización mediante un gasificador *Top-Lit Up-draft* permite carbonizar la biomasa derivada de *Saccharum spontaneum L.* con un rendimiento de  $26,71 \pm 0,62$  % el cual se encuentra en un límite recomendado, tomando en cuenta los rendimientos reportados por otros métodos de carbonización. Además, se visualiza el potencial para la retención de aniones en medios acuosos ácidos tomando en cuenta el carácter básico del biocarbón y la posible predominancia de cargas positivas en su superficie.

El estudio de biomasa natural para la biorremediación del agua contaminada con nitrato es una línea de investigación que es de reciente data. Se ha observado que es viable el uso de materiales generados en la agricultura, como aquellos que se obtienen de la naturaleza. En nuestro caso, hemos demostrado que la *Saccharum spontaneum L.* es una excelente fuente de carbono orgánico para la remoción biológica de nitrato.

Usar el material detrítico de la *Saccharum spontaneum L.* de forma directa en el agua para la biorremediación a resultado favorable y práctico su uso; sin embargo, es necesario continuar con más investigaciones para entender mejor la dinámica de liberación del carbono biodisponible que es aprovechado por las bacterias que se adhieren en estos materiales. Conocer con más claridad los procesos de colonización e hidrolización (degradación) de la *Saccharum spontaneum L.*

## **6. Aportes y reflexiones para un Maletín de Buenas Prácticas**

Con el objetivo de producir biocarbón, se recomienda seleccionar un cultivo maduro de *Saccharum spontaneum L.* con un tallo de más de dos metros de altura. Una vez se cosecha, se debe secar a temperatura ambiente y bajo techo para evitar que la exposición a la radiación solar pueda afectar las propiedades del cultivo.

Dependiendo del tipo de máquina que se utilice para triturar la *Saccharum spontaneum L.* se recomienda emplear un tamiz mayor a 1 cm de diámetro para evitar la acumulación de fibras en la salida. De esta manera la trituration de la biomasa será rápida y se evita una sobre trituration de la misma que genera un polvo proveniente de la médula, el cual se ve reflejado en pérdida del material.

Para el tema de biorremediación es muy importante establecer un equilibrio en cuanto a contenido de humedad y disponibilidad de carbón biodegradable. En este sentido, lo más recomendable es usar la sección media del tallo de la *Saccharum spontaneum L.* porque en los análisis bromatológicos, así como en los ensayos batch, presentó las mejores condiciones. Por ejemplo, una menor proporción de nitrógeno, en comparación con la parte menos madura del tallo; o bien tubo más porcentaje de celulosa biodisponible y menos lignina que la sección baja del tallo. Por ahora, se recomienda su aplicación para biorremediación *in situ*, a través de barreras reactivas permeables, en aquellos lugares donde hay altas concentraciones de nitrato; por ejemplo, en zonas agrícolas. De igual forma, se podría emplear como un aportador de carbono orgánico para la desnitrificación de efluentes de plantas de

---

tratamiento de aguas residuales. Esto sería como tratamiento terciario aplicado como un filtro biológico. Es posible explorar su aplicación para remoción de otros contaminantes como sulfato que están presentes en los lixiviados de rellenos sanitarios o de la actividad minera.

## **Agradecimientos**

Se agradece a la Secretaria Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT) que en conjunto con el Sistema Nacional de Investigación (SNI), la Facultad de Ingeniería Mecánica y el Centro de Investigaciones Hidráulicas e Hidrotécnicas de la Universidad Tecnológica de Panamá impulsaron el desarrollo de este proyecto.

## **Referencias**

- Ajmal, M., Hussain Khan, A., Ahmad, S., & Ahmad, A. (1998). Role of sawdust in the removal of copper(II) from industrial wastes. *Water Research*, 32(10), 3085–3091. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00067-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00067-0)
- Ali, I., & Gupta, V. K. (2007). Advances in water treatment by adsorption technology. *Nature Protocols*, 1(6), 2661–2667. <https://doi.org/10.1038/nprot.2006.370>
- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, & American Public Health Association (APHA), A. W. W. A. (AWWA) & W. E. F. (WEF). (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21st Edition*. In *Standard Methods*.
- Angin, D., & Şensöz, S. (2014). Effect of Pyrolysis Temperature on Chemical and Surface Properties of Biochar of Rapeseed (*Brassica napus* L.). *International Journal of Phytoremediation*, 16(7–8), 684–693. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.856842>
- Audesirk, T., Audesirk, G., & Byers, B. E. (1996). *Biología. La Vida en la Tierra*. In P. H. Hispanoamericana (Ed.), *Biología. La vida en la tierra*. (4th Editio). [https://ecobiouvm.files.wordpress.com/2014/08/biologia\\_la\\_vida\\_en\\_la\\_tierra\\_pri\\_mera\\_parte-jb-decrypted.pdf](https://ecobiouvm.files.wordpress.com/2014/08/biologia_la_vida_en_la_tierra_pri_mera_parte-jb-decrypted.pdf)
- Autoridad del Canal de Panamá. (2013). informe de cobertura vegetal y uso de suelo de la cuanca hidrografica del Canal de Panamá. Informe de Cobertura Vegetal y Uso de Suelo de La Cuanca Hidrografica Del Canal de Panamá. <http://www.micanaldepanama.com/wp-content/uploads/2012/06/Agua-y-Bosques.pdf>
- Baruah, J., Deka, R. C., & Kalita, E. (2020). Greener production of microcrystalline cellulose (MCC) from *Saccharum spontaneum* (Kans grass): Statistical optimization. *International Journal of Biological Macromolecules*. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2020.03.158>
- Baum, E., & Weitner, S. (2006). BIOCHAR Application on Soils and Cellulosic Ethanol Production. Clean Air Task Force State Climate Network.
- Becerra, M. (2015). Manual del Carbón Activo MANUAL DEL CARBÓN ACTIVO. [https://www.academia.edu/9676941/Manual\\_del\\_Carbón\\_Activo\\_MANUAL\\_DEL\\_CARBÓN\\_ACTIVO](https://www.academia.edu/9676941/Manual_del_Carbón_Activo_MANUAL_DEL_CARBÓN_ACTIVO)

- 
- Bolisetty, S., Peydayesh, M., & Mezzenga, R. (2019). Sustainable technologies for water purification from heavy metals: review and analysis. *Chemical Society Reviews*, 48(2), 463–487. <https://doi.org/10.1039/c8cs00493e>
- Brown, R. C., del Campo, B., Boateng, A. A., Garcia-perez, M., & Mašek, O. (2015). Fundamentals of Biochar Production. In *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*, 2nd Edition (Hardback) - Routledge.
- Capodici, M., Morici, C., & Viviani, G. (2014). Batch test evaluation of four organic substrates suitable for biological groundwater denitrification. *Chemical Engineering Transactions*, 38, 43–48. <https://doi.org/10.3303/CET1438008>
- Carnovale, G., & Cuadra, J. (2004). The Brauer group of the dihedral group. *Glasgow Mathematical Journal*, 46(2), 239–257. <https://doi.org/10.1017/S0017089504001740>
- Cerezo, A. (2010). Antecedentes del origen y objetivo de la introducción de la maleza paja blanca (*Saccharum spontaneum* L.) a Panamá. Autoridad Del Canal de Panamá, Sección de Manejo de Cuenca, 6. <http://www.cich.org/publicaciones/01/paja-blanca-201003.pdf>
- Chandler, J. A., Jewell, W. J., & Gossett, J. M. (1980). Predicting methane fermentation biodegradability. *Biotechnology Bioengineering Symposium*, 93–107.
- Consejo Nacional del Agua. Gobierno de la República de Panamá. (2016). Plan Nacional de Seguridad Hídrica: Agua Potable para todos (2015-2050).
- Cuervo-López, F. D. M., Martínez-Hernández, S., Texier, A. C., & Gómez, J. (2009). Principles of denitrifying processes. In IWA Publishing (Ed.), *Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution* (First Edit, p. 420).
- Czernik, S., & Bridgwater, A. V. (2004). Overview of applications of biomass fast pyrolysis oil. *Energy and Fuels*, 18(2), 590–598. <https://doi.org/10.1021/ef034067u>
- Dangol, D. (2005). Species Composition, Distribution, Life Forms and Folk Nomenclature of Forest and Common Land Plants of Western Chitwan, Nepal. *Journal of the Institute of Agriculture and Animal Science*, 26, 93–105. <https://doi.org/10.3126/jiaas.v26i0.662>
- Deago, E. M., & Pizarro, G. E. (2013). Denitrification of drinking water using *Saccharum spontaneum* L. as a natural organic solid substrate. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*. <https://doi.org/10.2166/aqua.2013.115>
- Deago, E. M. (2014). Desnitrificación biológica usando sustratos sólidos orgánicos naturales como donante de electrones y fuente de carbono. (Ph. D.). Pontificia Universidad Católica e Chile, Chile.
- Devnani, G. L., & Sinha, S. (2019). Extraction, characterization and thermal degradation kinetics with activation energy of untreated and alkali treated *Saccharum spontaneum* (Kans grass) fiber. *Composites Part B: Engineering*. <https://doi.org/10.1016/j.compositesb.2019.02.042>
- Duarte R., E., Olivero Verbel, J., & Jaramillo Colorado, B. (2009). Remoción de cromo de aguas residuales de curtiembres usando quitosán obtenido de desechos de camarón. *Scientia et Technica*, 2(42), 290–295. <https://doi.org/10.22517/23447214.2679>
-



- 
- Escolero, O., Kralisch, S., Martínez, S. E., & Perevochtchikova, M. (2016). Diagnosis and analysis of factors influencing the vulnerability of drinking water sources in Mexico City, Mexico. *Boletín de La Sociedad Geologica Mexicana*, 68(3), 409–427. <https://doi.org/10.18268/bsgm2016v68n3a3>
- Filter, J., Bosinsky, C., Kilinc, S. O., Ruhl, A. S., & Jekel, M. (2020). In-situ fixed bed denitrification in sequential biofiltration: Laboratory testing of solid substrates. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 10(4), 394–404. <https://doi.org/10.2166/wrd.2020.005>
- Foglar, L., Sipos, L., & Bolf, N. (2007). Nitrate removal with bacterial cells attached to quartz sand and zeolite from salty wastewaters. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 23(11), 1595–1603. <https://doi.org/10.1007/s11274-007-9405-8>
- Gibert, O., Pomierny, S., Rowe, I., & Kalin, R. M. (2008). Selection of organic substrates as potential reactive materials for use in a denitrification permeable reactive barrier (PRB). *Bioresource Technology*, 99(16), 7587–7596. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.012>
- Greenan, C. M., Moorman, T. B., Kaspar, T. C., Parkin, T. B., & Jaynes, D. B. (2006). Comparing Carbon Substrates for Denitrification of Subsurface Drainage Water. *Journal of Environmental Quality*, 35(3), 824–829. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0247>
- Han, Y., Boateng, A. A., Qi, P. X., Lima, I. M., & Chang, J. (2013). Heavy metal and phenol adsorptive properties of biochars from pyrolyzed switchgrass and woody biomass in correlation with surface properties. *Journal of Environmental Management*, 118, 196–204. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.01.001>
- Hashemi, S. E., Heidarpour, M., & Mostafazadeh-Fard, B. (2011). Nitrate removal using different carbon substrates in a laboratory model. *Water Science and Technology*, 63(11), 2700–2706. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.518>
- International Biochar Initiative. (2015). Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil. In *International Biochar Initiative*.
- IRENA. (2018). Evaluación del estado de preparación de las energías renovables: Panamá.
- James, A. M. R., Yuan, W., Wang, D., Wang, D., & Kumar, A. (2020). The effect of gasification conditions on the surface properties of biochar produced in a top-lit updraft gasifier. *Applied Sciences* (Switzerland). <https://doi.org/10.3390/app10020688>
- James R, A. M., Yuan, W., Boyette, M. D., & Wang, D. (2018). Airflow and insulation effects on simultaneous syngas and biochar production in a top-lit updraft biomass gasifier. *Renewable Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.10.034>
- James Rivas, A. M. C. (2015). Simultaneous Biochar and Syngas Production in a Top-Lit Updraft Biomass Gasifier.
- Jones, E. R., Wishnie, M. H., Deago, J., Sautu, A., & Cerezo, A. (2004). Facilitating natural regeneration in *Saccharum spontaneum* (L.) grasslands within the Panama Canal Watershed: Effects of tree species and tree structure on vegetation recruitment patterns. *Forest Ecology and Management*, 191(1–3), 171–183. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.002>
-

- 
- Kaith, B. S., Jindal, R., Jana, A. K., & Maiti, M. (2010). Development of corn starch based green composites reinforced with Saccharum spontaneum L fiber and graft copolymers - Evaluation of thermal, physico-chemical and mechanical properties. *Bioresource Technology*, 101(17), 6843–6851. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.113>
- Kammen, D. M., & Lew, D. J. (2005). Review of Technologies for the Production and Use of Charcoal. In *Renewable and Appropriate Energy Laboratory Report*. <http://rael.berkeley.edu/sites/default/files/very-old-site/Kammen.charcoal.pdf>
- Kapoor, A., & Viraraghavan, T. (1997). Nitrate Removal From Drinking Water—Review. *Journal of Environmental Engineering*, 123(4), 371–380. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(1997\)123:4\(371\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(1997)123:4(371))
- Karataş, A. E., & Gülder, Ö. L. (2012). Soot formation in high pressure laminar diffusion flames. *Progress in Energy and Combustion Science*, 38(6), 818–845. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2012.04.003>
- Kosmulski, M. (2004). pH-dependent surface charging and points of zero charge II. Update. *Journal of Colloid and Interface Science*. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.02.029>
- Lee, Y., Eum, P. R. B., Ryu, C., Park, Y. K., Jung, J. H., & Hyun, S. (2013). Characteristics of biochar produced from slow pyrolysis of Geodae-Uksae 1. *Bioresource Technology*, 130, 345–350. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.012>
- Lehmann, J., & Joseph, S. (2012). Biochar for environmental management: Science and technology. In *Biochar for Environmental Management: Science and Technology* (Vol. 9781849770, pp. 1–416). <https://doi.org/10.4324/9781849770552>
- Li, G., Chen, J., Yang, T., Sun, J., & Yu, S. (2012). Denitrification with corncob as carbon source and biofilm carriers. *Water Science and Technology*, 65(7), 1238–1243. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.960>
- Maiti, M., Kaith, B. S., Jindal, R., & Jana, A. K. (2010). Synthesis and characterization of corn starch based green composites reinforced with Saccharum spontaneum L graft copolymers prepared under micro-wave and their effect on thermal, physico-chemical and mechanical properties. *Polymer Degradation and Stability*, 95(9), 1694–1703. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2010.05.024>
- Manassaram, D. M., Backer, L. C., Messing, R., Fleming, L. E., Luke, B., & Monteilh, C. P. (2010). Nitrates in drinking water and methemoglobin levels in pregnancy: A longitudinal study. *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 9. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-9-60>
- Martinez, S. E., Escolero, O., & Wolf, L. (2011). Total Urban Water Cycle Models in Semiarid Environments-Quantitative Scenario Analysis at the Area of San Luis Potosi, Mexico. *Water Resources Management*, 25(1), 239–263. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9697-6>
- Matějů, V., Čížinská, S., Krejčí, J., & Janoch, T. (1992). Biological water denitrification-A review. In *Enzyme and Microbial Technology*. [https://doi.org/10.1016/0141-0229\(92\)90062-S](https://doi.org/10.1016/0141-0229(92)90062-S)
- McLaughlin, S. B., & Walsh, M. E. (1998). Evaluating environmental consequences of producing herbaceous crops for bioenergy. *Biomass and Bioenergy*, 14(4), 317–324. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(97\)10066-6](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(97)10066-6)
-

- 
- Melillo, J. M., Aber, J. D., Linkins, A. E., Ricca, A., Fry, B., & Nadelhoffer, K. J. (1989). Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: Plant litter to soil organic matter. *Plant and Soil*, 115(2), 189–198. <https://doi.org/10.1007/BF02202587>
- MICI. (1999). Reglamento Técnico DGNTI-COPANIT 23-395-99 sobre los requisitos generales y definiciones del agua potable, que tiene por objeto establecer los requisitos físicos, químicos, biológicos y radiológicos que debe cumplir el agua potable.
- Mohammed, F. M., Roberts, E. P. L., Hill, A., Campen, A. K., & Brown, N. W. (2011). Continuous water treatment by adsorption and electrochemical regeneration. *Water Research*, 45(10), 3065–3074. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.03.023>
- Mohan, D., Singh, P., Sarswat, A., Steele, P. H., & Pittman, C. U. (2015). Lead sorptive removal using magnetic and nonmagnetic fast pyrolysis energy cane biochars. *Journal of Colloid and Interface Science*, 448, 238–250. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2014.12.030>
- Moya Roque, R. (2018). Uso de la biomasa forestal y resultados de propiedades dendroenergéticas para especies de interés. In *Bcie*. [https://fondohondurasespana.bcie.org/fileadmin/fhe/espanol/archivos/publicaciones/Educacion\\_Superior/6\\_Intro\\_Uso\\_Biomasa\\_Forestal\\_Resultados\\_Dendroenerg.pdf](https://fondohondurasespana.bcie.org/fileadmin/fhe/espanol/archivos/publicaciones/Educacion_Superior/6_Intro_Uso_Biomasa_Forestal_Resultados_Dendroenerg.pdf)
- Ovez, B. (2006). Batch biological denitrification using *Arundo donax*, *Glycyrrhiza glabra*, and *Gracilaria verrucosa* as carbon source. *Process Biochemistry*, 41(6), 1289–1295. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2005.12.030>
- Pandey, V. C., Bajpai, O., Pandey, D. N., & Singh, N. (2015). *Saccharum spontaneum*: an underutilized tall grass for revegetation and restoration programs. *Genetic Resources and Crop Evolution*, 62(3), 443–450. <https://doi.org/10.1007/s10722-014-0208-0>
- Peterson, S. C., & Jackson, M. A. (2014). Simplifying pyrolysis: Using gasification to produce corn stover and wheat straw biochar for sorptive and horticultural media. *Industrial Crops and Products*. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2013.12.028>
- Peyton, B. M., Mormile, M. R., & Petersen, J. N. (2001). Nitrate Reduction with *Halomonas campisalis*: Kinetics of denitrification at pH 9 and 12.5% NaCl. *Water Research*, 35(17), 4237–4242. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00149-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00149-X)
- Radovic, L. R., Moreno-Castilla, C., & Rivera-Utrilla, J. (2000). Carbon materials as adsorbents in aqueous solutions. *Chemistry and Physics of Carbon*. <https://doi.org/10.1201/9781482270129-11>
- Ramírez-Godínez, J., Beltrán-Hernández, I., Álvarez-Hernández, A., Coronel-Olivares, C., Contreras-López, E., Quezada-Cruz, M., & Vázquez-Rodríguez, G. (2015). Evaluation of Natural Materials as Exogenous Carbon Sources for Biological Treatment of Low Carbon-to-Nitrogen Wastewater. *BioMed Research International*. <https://doi.org/10.1155/2015/754785>
- Rebolledo, A. E., López, G. P., & Moreno, C. H. (2016). Biocarbón ( biochar ) I: Naturaleza , historia , fabricación y uso en el suelo. *Terra Latinoamericana*, 34, 367–382.
-

- 
- Reddy, K. R., & DeLaune, R. D. (2008). *Biogeochemistry of Wetlands: Science and Applications* (Florida: Taylor & Francis Group (ed.); 1st ed.).
- Rittmann, B. E., & McCarty, P. L. (2001). *Environmental Biotechnology: Principles and Application* (McGraw-Hill (ed.)).
- Rodríguez, F. (2007). El carbón activado como adsorbente universal. In *Sólidos porosos. Preparación, caracterización y aplicaciones*.
- Rodríguez, P., Giraldo, L., & Moreno, J. C. (2010). Influencia del pH sobre la adsorción en carbón activado de Cd(II) Y Ni(II) desde soluciones acuosas. *Revista Colombiana de Química*.
- Roig, B. (2006). Evaluación de las tecnologías de tratamiento de aguas subterráneas contaminadas con Cromo.
- Sadaka, S., Sharara, M. A., Ashworth, A., Keyser, P., Allen, F., & Wright, A. (2014). Characterization of biochar from switchgrass carbonization. *Energies*, 7(2), 548–567. <https://doi.org/10.3390/en7020548>
- Sala, L., García, S., González, J., Fascaroli, M., & Bellú, S. (2010). Biosorción para la eliminación de metales pesados en aguas de desecho. *Biosorción Para La Eliminación de Metales Pesados En Aguas de Desecho*, 106(2), 114–120.
- Saletnik, B., Zagula, G., Bajcar, M., Czernicka, M., & Puchalski, C. (2018). Biochar and biomass ash as a soil ameliorant: The effect on selected soil properties and yield of giant miscanthus (*Miscanthus x giganteus*). *Energies*, 11(10), 2535. <https://doi.org/10.3390/en11102535>
- Sailling, W. J. B., Westerman, P. W., & Losordo, T. M. (2007). Wood chips and wheat straw as alternative biofilter media for denitrification reactors treating aquaculture and other wastewaters with high nitrate concentrations. *Aquacultural Engineering*, 37(3), 222–233. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2007.06.003>
- Samantray, R., & Mishra, S. C. (2020). Saccharum spontaneum, a precursor of sustainable activated carbon: Synthesis, characterization and optimization of process parameters and its suitability for supercapacitor applications. *Diamond and Related Materials*. <https://doi.org/10.1016/j.diamond.2019.107598>
- Sanders, W. T. M., Geerink, M., Zeeman, G., & Lettinga, G. (2000). Anaerobic hydrolysis kinetics of particulate substrates. *Water Science and Technology*, 41(3), 17–24. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0051>
- Saravanakumar, A., Haridasan, T. M., Reed, T. B., & Bai, R. K. (2007). Experimental investigation and modelling study of long stick wood gasification in a top lit up-draft fixed bed gasifier. *Fuel*, 86(17–18), 2846–2856. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2007.03.028>
- Schmid, R., Holm, L., Doll, J., Holm, E., Pancho, J., & Herberger, J. (1998). World Weeds: Natural Histories and Distribution. In *Taxon* (Vol. 47, Issue 1). <https://doi.org/10.2307/1224058>
- Schoeman, J. J., & Steyn, A. (2003). Nitrate removal with reverse osmosis in a rural area in South Africa. *Desalination*, 155(1), 15–26. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(03\)00235-2](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(03)00235-2)
- Six, J. (2014). Biochar: Is there a dark side? <https://ethz.ch/en/news-and-events/eth-news/news/2014/04/biochar-is-there-a-dark-side.html>
- SNE. (2015). *Plan Energético Nacional (2015-2050)*.
-

- 
- Soest, P. J. V. (1963). Use of Detergents in the Analysis of Fibrous Feeds. II. A Rapid Method for the Determination of Fiber and Lignin. *Journal of AOAC INTERNATIONAL*, 46, 829–835. <https://doi.org/10.1093/jaoac/46.5.829>
- Spears, S. (2018). What is biochar? *Regeneration International*. <https://regenerationinternational.org/2018/05/16/what-is-biochar/>
- Sun, W., Zhang, S., & Su, C. (2018). Impact of Biochar on the Bioremediation and Phytoremediation of Heavy Metal(loid)s in Soil. In *Advances in Bioremediation and Phytoremediation*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.70349>
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, Á., & Garcés-Jaraba, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecnológicas*, 18(34), 109. <https://doi.org/10.22430/22565337.209>
- Van Soest, P. J. (1996). Environment and forage quality. *Proceedings Cornell Nutrition Conference*, 1–9.
- Wang, J., & Chu, L. (2016). Biological nitrate removal from water and wastewater by solid-phase denitrification process. *Biotechnology Advances*, 34(6), 1103–1112. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2016.07.001>
- WTW, M. . (1998). *Operating Manual*. Systmen OxiTop ® Control Germany.
- Xu, Y., Qiu, T. L., Han, M. L., Li, J., & Wang, X. M. (2011). Heterotrophic denitrification of nitrate-contaminated water using different solid carbon sources. *Procedia Environmental Sciences*. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.013>
- Yao, Z., Wang, C., Song, N., & Jiang, H. (2019). Development of a hybrid biofilm reactor for nitrate removal from surface water with macrophyte residues as carbon substrate. *Ecological Engineering*, 128, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.010>
- Zhang, D., Zhang, X., Wang, Y., Zhou, G., & Li, G. (2015). Innovative slow-release organic carbon-source material for groundwater in situ denitrification. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 36(7), 909–919. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.966767>