

**Análisis del flujo y remoción de nitratos en  
dos sistemas de drenaje subsuperficial con  
biorreactores de astilla de madera en el centro  
de Illinois**

**Carlos Enrique Guacho Bonilla**

**Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano**

**Honduras**

Noviembre, 2019

ZAMORANO  
CARRERA DE AMBIENTE Y DESAROLLO

# **Análisis del flujo y remoción de nitratos en dos sistemas de drenaje subsuperficial con biorreactores de astilla de madera en el centro de Illinois**

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

Presentado por

**Carlos Enrique Guacho Bonilla**

**Zamorano, Honduras**

Noviembre, 2019

## **Análisis del flujo y remoción de nitratos de un sistema en drenaje subsuperficial con biorreactor de astilla de madera en el centro de Illinois**

**Resumen.** Los flujos subsuperficiales provenientes de las actividades agrícolas en el cordón maicero de Estados Unidos han sido objeto de estudio por su potencial de contaminación a cuerpos de agua. La alta labilidad de los nitratos contribuye a la eutrofización de ecosistemas acuáticos y a la formación de zonas hipóxicas en el Golfo de México. Se han estudiado tecnologías para tratar los influentes agrícolas, entre ellas, los biorreactores de astilla de madera (BAM). Sin embargo, el diseño de algunos sistemas puede afectar su eficiencia al provocar rebalses o mayor retención de agua en el campo. Esto puede resultar en descargas no cuantificadas de agua no tratada a zonas o canales de drenaje adyacentes. El objetivo del estudio fue caracterizar, evaluar y determinar el flujo subsuperficial de dos áreas agrícolas que usan BAM como tecnología de tratamiento de nitratos y que se encuentran ubicados en la zona central de Illinois. Se instalaron pozos en campo y adyacentes a los BAM con lectores de presión para la medición de la columna de agua y se analizaron nitratos en muestras del influente y efluente de los BAM. Se encontró que cuando existe rebalse la eficiencia de desnitrificación es en promedio de 7%. Cuando no existe rebalse la desnitrificación puede alcanzar hasta un 100% debido al tiempo de retención hidráulica. Se observó que la mayoría del influente es direccionado hacia el BAM. Sin embargo, se pudieron observar movimientos laterales entre las dos áreas estudiadas.

**Palabras claves:** Biorreactor de astilla de madera (BAM), flujo subsuperficial, manejo del drenaje del agua (DWM).

**Abstract.** Subsurface flow from agricultural activities in the US corn belt have been studied for contamination of aquatic bodies. The high lability of nitrate contributes to eutrophication of aquatic ecosystems, and the presence of hypoxia zones in the Gulf of Mexico. Technologies to treat agricultural influents have been studied, including wood chip bioreactors (WCB). However, its efficiency may be affected because certain WCB designs can cause bypass flow or water retention in the field increasing its potential to drain without being treated to adjacent fields or ditches. The objective of the study was to characterize, evaluate and determine the subsurface flow of two agricultural fields that use WCB as nitrate treatment technology located in the central area of Illinois. Wells were installed in the field and adjacent to the BAM with pressure transducers for the measurement of the water column and nitrates were analyzed in samples of the influent and effluent of the WCB. It was found that when there is an overflow, the average denitrification efficiency is 7%. When there is no overflow the denitrification can reach up to 100% due to the hydraulic retention time. It was observed that most of the influent is directed towards the WCB, however, lateral movements between fields could be observed.

**Keywords:** Drainage water management (DWM), subsurface flow, Wood chip bioreactor (WCB).

## CONTENIDO

Portadilla .....	i
Página de firmas .....	ii
Resumen .....	iii
Contenido .....	iv
Índice de Cuadros, Figuras y Anexos.....	v
<b>1. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>1</b>
<b>2. MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>3</b>
<b>3. RESULTADO Y DISCUSIÓN.....</b>	<b>10</b>
<b>4. CONCLUSIONES.....</b>	<b>17</b>
<b>5. RECOMENDACIONES.....</b>	<b>18</b>
<b>6. LITERATURA CITADA .....</b>	<b>19</b>
<b>7. ANEXOS .....</b>	<b>21</b>

## ÍNDICE DE CUADROS, FIGURAS Y ANEXOS

Cuadros	Página
1. Datos de concentraciones de entrada y salida de la estructura de drenaje de MW1 expresadas en NO <sub>3</sub> -N mg N/L, porcentajes de remoción y rebales...	13
2. Datos de concentraciones de entrada y salida de la estructura de drenaje de MW2 expresadas en NO <sub>3</sub> -N mg N/L, porcentajes de remoción y rebales. ..	14
Figuras	Página
1. Ubicación del sitio de estudio, Condado de Piatt-Illinois. ....	3
2. Esquema de un drenaje subsuperficial bajo DWM. Tomado de Transformindrainage.org. ....	4
3. Localización de pozos de monitoreo y BAMs en los campos de estudio. ....	5
4. Precipitación media anual del 2016-2018 en el condado de Piatt-Illinois. Fuente: Estación climática ubicada en el área de estudio “Miller’s farm”. ...	6
5. Diseño de pozos de control. Modificado de la presentación “Installing Monitoring Wells & Piezometers” (Sprecher, 2007). ....	7
6. Estructura de drenaje MW1 (izquierda) y MW2 (derecha). ....	8
7. Nivel freático en los pozos del campo. Áreas sombreadas en gris oscuro indican drenaje libre (DWN) para MW1 y área sombreada en gris claro indican DWN para MW2. Nivel freático expresado en referencia a la base de la estructura de drenaje MW1. ....	10
8. Nivel freático de la estructura de drenaje MW1. ....	12
9. Nivel freático de estructura de drenaje de MW2. ....	14
Anexos	Página
1. Dinámica del DWM en campo. Tomada de “Drainage water management” por NRCS, 2013. ....	21
2. Incremento de los sistemas de drenajes subsuperficiales en el estado de Illinois desde 1880 – 1910. Tomada de “Evaluating Agricultural Production Systemss that Decrease Tile Nitrate Loads” por Lowel Gentry, 2018. ....	22

3.	Elaboración de un BAM. Tomada de “Evaluating Agricultural Production Systemss that Decrease Tile Nitrate Loads” por Lowel Gentry , 2018.....	22
4.	Relación entre el tiempo de retención hidráulica y la remoción de nitratos. Tomada de: (Hoover et. al., 2015).....	23
5.	Mapa de interpolaciones de profundidad del nivel freático para MW1 y MW2 desde el 26/12/2018 hasta 17/01/2019 (primera temporada).....	24
6.	Mapa de interpolaciones de profundidad del nivel freático para MW1 y MW2 desde 27/02/2019 hasta 08/03/2019 (segunda temporada) .....	25
7.	Mapa de interpolaciones de profundidades del nivel freático para MW1 y MW2 desde 27/03/2019 hasta 12/04/2019 (tercera temporada). .....	26

## 1. INTRODUCCIÓN

El cordón maicero (CM) en los Estados Unidos de América comprende 51.3 millones de hectáreas cultivadas en un 75% con maíz (*Zea mays L.*) y soya (*Glycine max*) generando aproximadamente USD 76 mil millones/año para la economía del país (USDA, 2017). El ciclo de producción en el CM es anual y basado en la precipitación como única fuente de agua. La fertilización de estos cultivos se basa en la aplicación de nutrientes a los cultivos tales como nitrógeno, fósforo y potasio (Hatfield, 2012). La mayoría de los suelos presentes en el CM son profundos y ricos en materia orgánica. Sin embargo, su topografía relativamente plana y predominancia de partículas finas son mal drenados por lo que buscaron alternativas para remover exceso de agua y mejorar la aireación (Lawrence A & Durand, 1954).

El drenaje subsuperficial artificial se ha implementado para drenar estos suelos, ha sido fundamental en el desarrollo de vastas áreas de tierras agrícolas en el CM de Estados Unidos (Ross, et al., 2016; Cooke & Verma, 2012). Illinois tiene aproximadamente 4 millones de hectáreas cultivables, el 35% de esta área es drenada artificialmente (Cooke & Verma, 2012). Sin embargo, el uso excesivo de fertilizantes se han generado impactos negativos en ecosistemas acuáticos. La lixiviación de nitratos hacia cuerpos de agua en cuencas hidrográficas agrícolas genera diversos problemas como eutrofización, proliferación de algas y muerte de peces, particularmente en zonas costeras (Addy, et al., 2016).

En la actualidad la lixiviación de nutrientes es uno de los principales problemas derivados de la actividad agrícola (Royer, Tank, & David, 2004). Estos son altamente contaminantes para los cuerpos de agua receptores. Los lixiviados agrícolas suelen contener alta concentración de elementos que pueden provocar impactos negativos en los cuerpos de agua receptores (Rivas, Nevarez-Moorillon, Bautista, & Pérez, 2003). Elevadas cargas de nitratos ( $\text{NO}_3^{-2}$ ) contribuyen al desarrollo de zonas de hipoxia en el Golfo de México (Wiseman Jr, Rabalais, & Turner, 2002; Sepúlveda, González, & Inostroza, 2011).

El Nitrógeno es uno de los principales elementos para el crecimiento de las plantas, por lo tanto, su demanda se suplementa mediante fertilizantes (Nitrógeno amoniacal) u otros compuestos orgánicos para mejorar la productividad. Sin embargo, por su constante utilización se ha convertido (nitratos) en un elemento contaminante a cuerpos acuáticos por encontrarse en abundancia y altas concentraciones (Cerón Rincón & Aristizábal Gutiérrez, 2012). Los nitratos al ser aplicado tienden a lixiviarse fácilmente (Kumar & Goh, 2000; Montenegro Gómez & Barrera Berdugo, 2014). El reto es buscar una cantidad que sea aprovechable para la planta, pero debido a su alta movilidad hace que sea un nutriente poco absorbible. Por lo que se han buscado técnicas las cuales permitan retener por más tiempo el nutriente en campo y disponible a los cultivos.

El Manejo de drenaje del agua (DWM por sus siglas en inglés) en campos agrícolas reduce las pérdidas de nitratos en las aguas superficiales durante la temporada de reposo del suelo (Lavaire, Gentry, David, y Cooke, 2016). Esta práctica de conservación consiste en elevación del nivel freático en la salida de la tubería que proviene del campo, lo cual retiene el agua en el campo y de esta forma se reducirá la pérdida de nutrientes durante los periodos húmedos (Ross, et al., 2016). Esta práctica ha recibido una importante atención como una de las mejores alternativas para mejorar la calidad de agua y disponibilidad de nutrientes en campo (Williams, King, & Fausey, 2014). El sistema consiste en una estructura que bloquea el flujo de salida por medio de tablas a alturas determinadas, de esta forma aumenta el nivel freático en campo y la disponibilidad de nutrientes (Cooke & Verma, 2012). Gracias a la mayor retención hidráulica en campo, se crean condiciones ideales para aumentar la eficiencia de los microorganismos desnitrificadores en los lixiviados.

El agua proveniente del campo es descargada en el cuerpo de agua cercano, por lo tanto, se implementan diferentes tipos de tecnologías para bajar las cargas de los nutrientes (Hoover, Bhandari, Soupir, & Moorman, 2015). Diferentes metodologías y tecnologías se han desarrollado para buscar la reducción de nitratos en campos agrícolas y para la Universidad de Illinois en Urbana-Champaign, la desnitrificación de los drenajes agrícolas ha sido un objeto de estudio de importancia en los últimos años (Arancibia & Day, 2004). Los biorreactores de astillas de madera (BAM) han sido una de las soluciones para el manejo de lixiviados agrícolas.

Un biorreactor es una fosa que contiene en su interior un sustrato (típicamente astilla de madera) y cuyas dimensiones depende del volumen de efluentes a tratar (Valladares, 2013). El BAM mediante un flujo continuo capta el influente de los drenajes agrícolas con alta concentración de nitratos resultado de la lixiviación de fertilizantes aplicados a los suelos (Christianson, Helmers, & Bhandari, 2011). Los biorreactores contienen bacterias desnitrificantes que en condiciones favorables convierten los nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) en nitrógeno gaseoso ( $\text{N}_2$ ) (Schipper, Robertson, Gold, Jaymes, & Cameron, 2010). Diferentes estudios han evaluado la eficiencia de los biorreactores tomando en cuenta diferentes parámetros a medir, tales como el tiempo de retención hidráulica (TRH), temperatura del agua, edad del biorreactor y tipo de astillas de madera usado (Mclsaac, Christianson, & Gentry, 2018).

Los BAM son una alternativa en el tratamiento de lixiviados y la reducción de nitratos, pero su eficiencia depende de adecuados TRH. En la actualidad, se cree que por el TRH creado por el BAM para tener una mayor eficiencia de remoción de nitrógeno, provoque que no toda los lixiviados sean tratados por dicha estructura. En este estudio, se caracterizarán los nitratos de los lixiviados agrícolas, la altura del nivel freático en campo y la remoción de nitratos del BAM; mediante trabajo de campo y análisis de laboratorio.

Los objetivos del presente estudio fueron:

- Determinar la dirección y el destino del flujo subsuperficial de lixiviados en dos campos de producción agrícola.
- Evaluar la remoción nitratos de los biorreactores durante el invierno (enero - abril).
- Caracterizar las concentraciones de nitratos en los flujos subsuperficiales del sitio de estudio.

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS.

### Descripción del sitio.

La investigación se desarrolló en dos campos cultivados de aproximadamente 30 ha cada uno localizados en el condado de Piatt, zona central del estado de Illinois (Figura 1). Los sitios presentan pendientes bajas (0 - 3%) con una elevación de 200 msnm. El primer campo (MW1) se encontraba bajo rastrojo de maíz como cobertura y el segundo campo (MW2) bajo trigo de invierno (*Triticum aestivum*) en la etapa de crecimiento. El campo MW1 está compuesto por tres tipos de suelos: Flanagan franco limoso, Drummer arcillo limoso y Drummer arcillo limoso con margas. El campo MW2 está compuesto por cuatro tipos de suelos: Flanagan franco limoso, Drummer arcillo limoso, Drummer arcillo limoso con margas y Peotone arcillo limoso.



Figura 1. Ubicación del sitio de estudio, Condado de Piatt-Illinois.

Los campos están drenados por sistemas de drenaje artificial subsuperficial, consisten en tuberías semi-perforadas enterradas en campo, conectadas a una tubería principal semi-perforada. Cada uno cuenta con una estructura de control para realizar DWM (Figura 2). En este caso, cada estructura de drenaje está conectada a un BAM como tratamiento para reducción de nitratos de los lixiviados agrícolas antes de descargar el agua al cuerpo receptor.

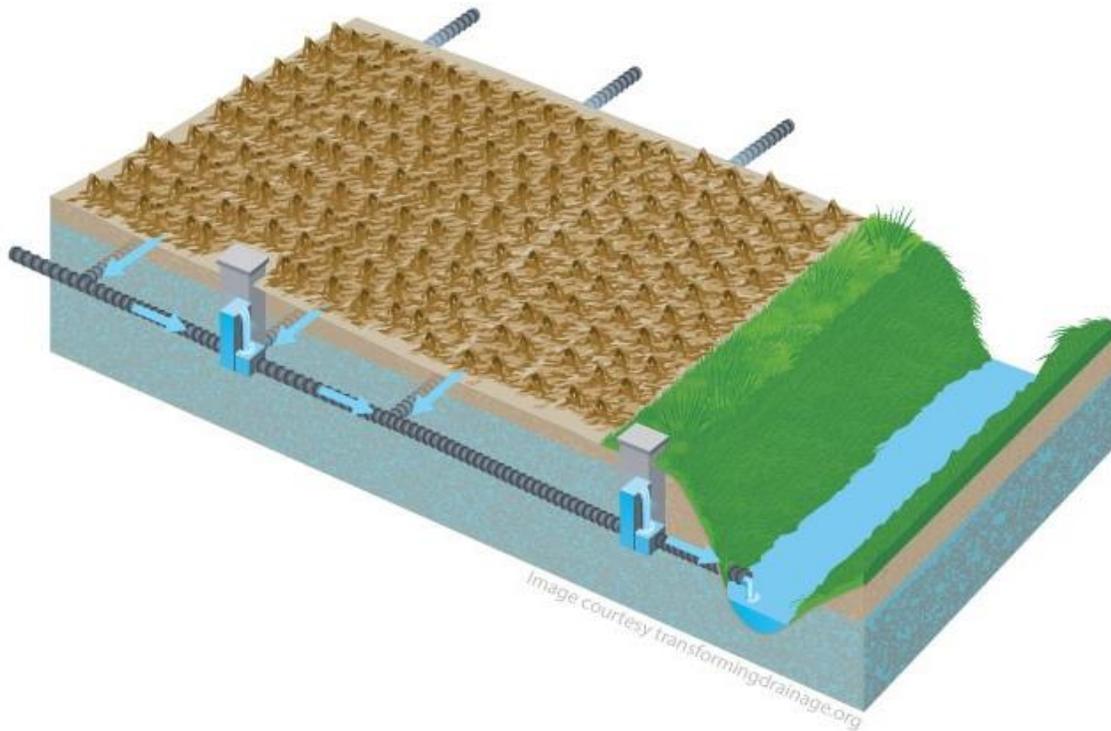


Figura 2. Esquema de un drenaje subsuperficial bajo DWM. Tomado de Transformindrainage.org.

El campo MW1 (Figura 3) fue sembrado con maíz el 30 de abril del 2018 y se cosechó el 30 de septiembre del 2018. Durante el tiempo del cultivo se fertilizó con compuestos nitrogenados y amoniacales, con un total de 180 lb N/acre (20 lb/acre de fertilizante de inicio y 160 lb/acre de nitrato de amonio y urea al 32% de N). En octubre 30 del 2018, se fertilizó con compuestos fosfatados y cloruros. En la temporada de invierno, el campo estuvo cubierto por Centeno (*Secale cereale*) como cultivo de cobertura.

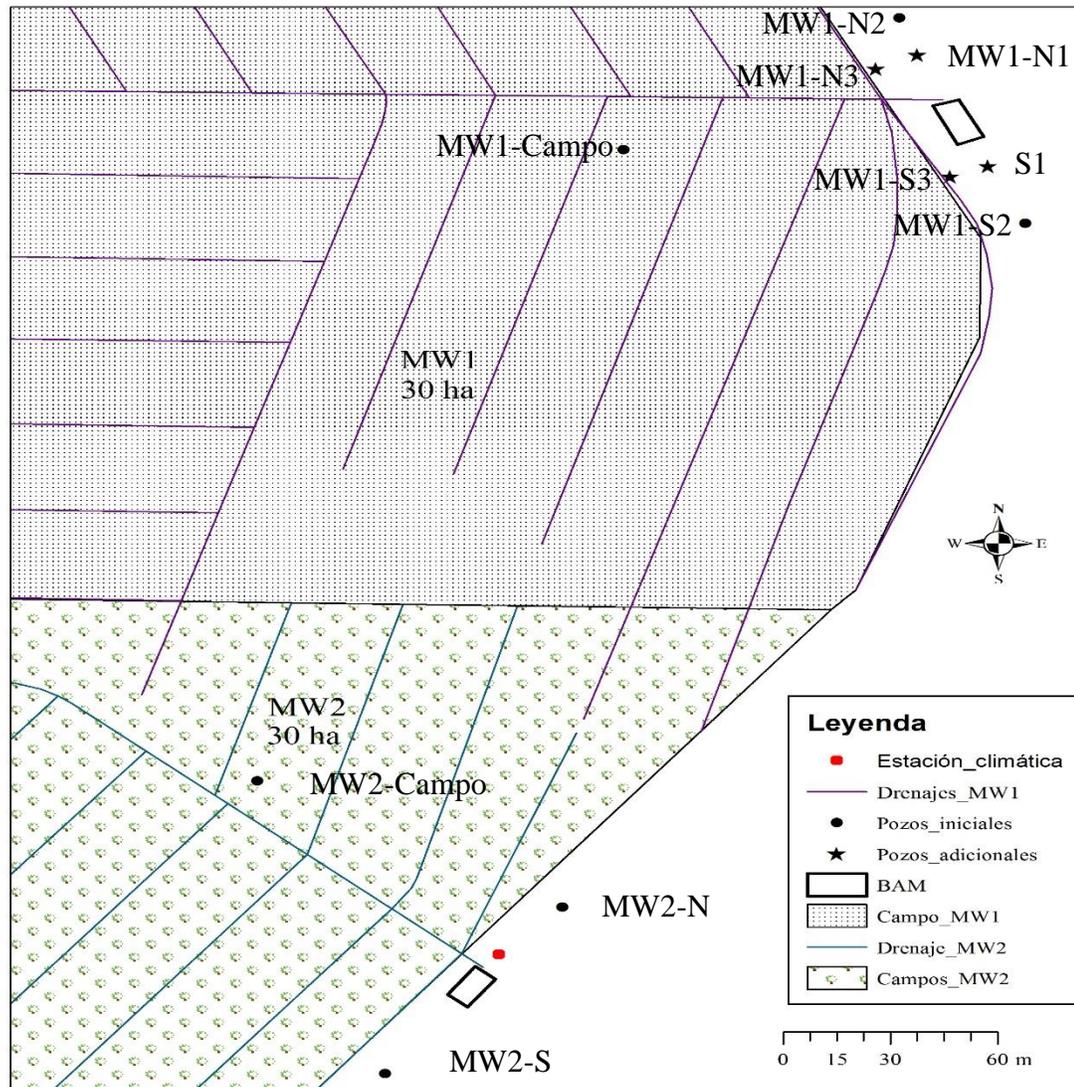


Figura 3. Localización de pozos de monitoreo y BAMs en los campos de estudio.

El campo MW2 (Figura 3) fue sembrado con soya, el 2 de mayo del 2018 y cosechado el 17 de septiembre del 2018. Se fertilizó con compuestos nitrogenados con una tasa de 24 lb N/acre (200 lb/acre de US12-40d al 12% de N). Se realizó una fertilización el 30 de octubre del 2018 con componentes fosfatados y cloruros. El campo en invierno estuvo cubierto con trigo de invierno, a partir del 9 de octubre del 2018.

Por medio de una estación meteorológica instalada en campo, se registró una precipitación promedio anual de 937.09 mm (Figura 4). La presencia de nieve es de aproximadamente de 100 mm anuales. La temperatura anual promedio es de -3.4 °C.

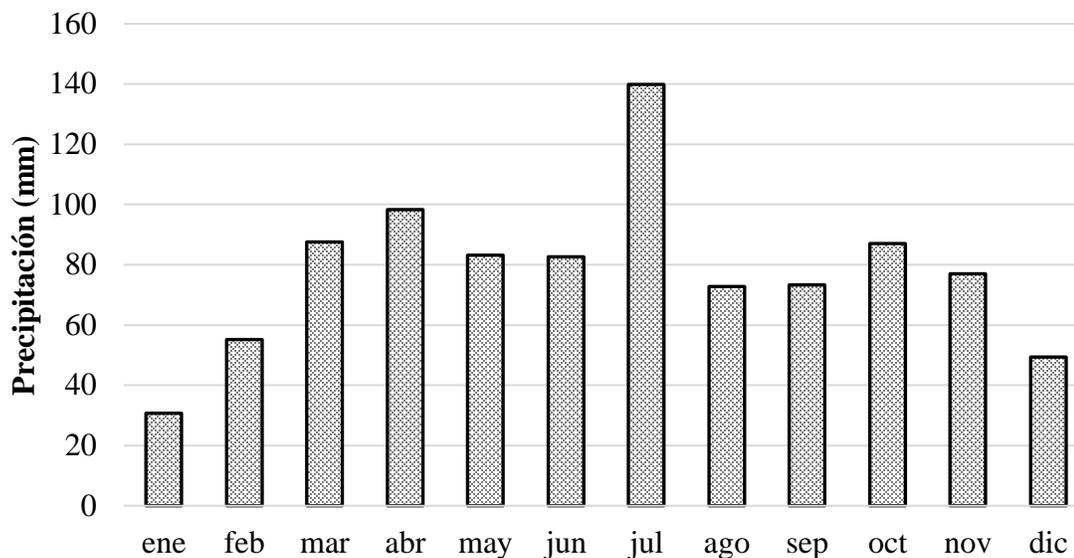


Figura 4. Precipitación media anual del 2016-2018 en el condado de Piatt-Illinois. Fuente: Estación climática ubicada en el área de estudio “Miller’s farm”.

### Diseño del estudio.

**Pozos.** Para poder conocer el flujo subsuperficial en el área cultivada se instalaron pozos en el campo MW1 y MW2 en noviembre del 2018. Inicialmente se perforaron seis pozos; uno en cada campo y dos adyacentes (MW1-N1, MW1-S1 y MW2-N, MW2S) a cada uno de los biorreactores en cada uno de los campos (Figura 3). Para monitorear un transepto desde el centro del campo hacia la salida del sistema de drenaje (perpendicular a la orientación del canal de drenaje) se perforaron 4 pozos más en el campo MW1, dos de ellos paralelos al pozo de la zona norte (MW1-N2, MW1-N3) y los otros dos en paralelos al pozo de la zona sur (MW1-S2, MW1-S3). Cada uno de los pozos fueron elaborados con una profundidad de 2.1 m. Se colocaron tubos perforados, sellando el tubo con una tapa en el fondo de este. Se rellenó con dos capas de sustrato. La primera capa es de arena va desde el fondo del pozo hasta 10 cm antes de llegar a la superficie y la segunda capa (bentonita) va desde final de la capa de arena hasta 10 cm arriba de la superficie para evitar flujos directos desde la superficie hacia el fondo del pozo (Figura 5).

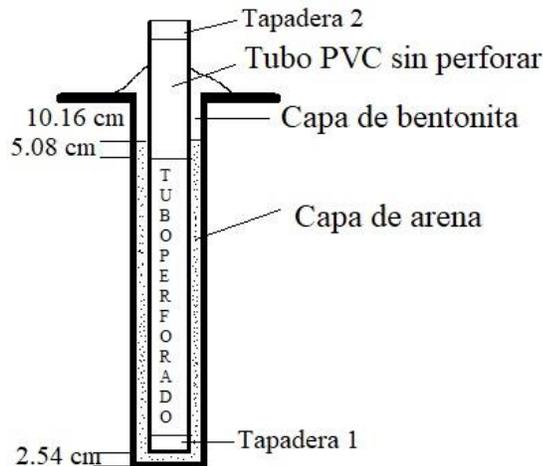


Figura 5. Diseño de pozos de control. Modificado de la presentación “Installing Monitoring Wells & Piezometers” (Sprecher, 2007).

Los pozos estaban protegidos mediante dos tapaderas. La primera ayudaba a evitar el ingreso de partículas dentro del pozo, ya sea arena, limo o arcillas. La segunda tapadera evitaba el ingreso de agua durante eventos de precipitación u otros materiales. Cada uno de los pozos contó con un medidor de altura de columna de agua marca Solinst® ubicado en la base del pozo.

**Estructuras de drenaje.** Cada uno de los BAM comparte una estructura de drenaje compuesta por tres cámaras (Figura 6). La primera cámara es la entrada de los lixiviados a la estructura de drenajes y también se encuentra la tubería de entrada al BAM. La segunda cámara es la salida del sistema de tratamientos. Estas dos primeras cámaras son separadas por tablas que no permiten el paso de los lixiviados agrícolas entre cámaras. Esto permite que la primera cámara retenga los lixiviados agrícolas que provienen de campo, además de desviar los mismos hacia el BAM. De esta forma, la altura de la tabla de entrada debe ser mayor en comparación a la salida.

La tercera cámara recibe los lixiviados ya tratados por el BAM. Aquí se encuentra la tubería de descarga del agua tratada que está conectada directamente a la cuneta que conduce las aguas al río. Para cada una de las estructuras de drenajes se colocó un medidor de altura de columna de agua en la entrada y la salida (Figura 6). Cada uno de los medidores de columna de agua tomaban datos de altura cada 15 minutos, los cuales se descargaban mediante el programa “Levelogger V4\_4\_0”.

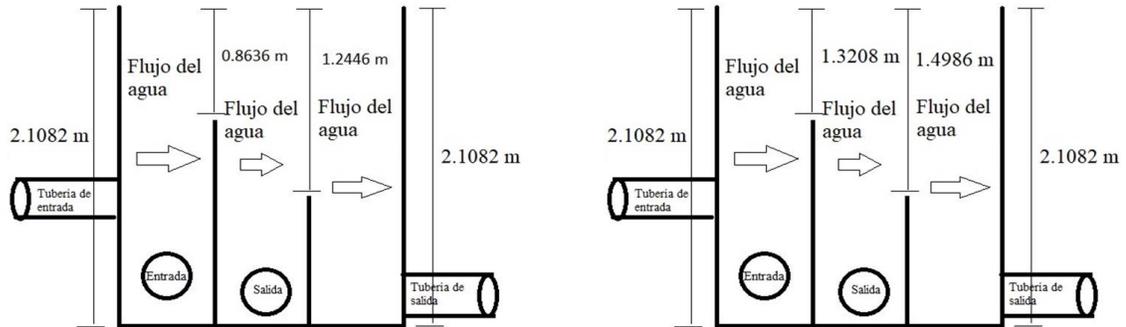


Figura 6. Estructura de drenaje MW1 (izquierda) y MW2 (derecha).

Se implementó DWM para los dos campos con el fin de notar diferencias significativas en la capacidad de retención de agua en el campo y capacidad de infiltración, expresadas en la profundidad del nivel freático. Otro motivo por el cual se realizó es para saber si existe algún tipo de relación en el movimiento del agua en el campo MW1 hacia campo MW2 y viceversa. El 26 de febrero se quitaron las tablas de entrada (libre drenaje) de la estructura de drenaje de MW1, dejando solamente la cámara de salida en una altura de 0.61 m (por un plazo de 15 días), volviendo a colocar las tablas en entrada y salida el 12 de marzo hasta su altura anterior. Para MW2 se hizo DWM el 27 de marzo, de la misma forma como se realizó en MW1 dejando en la salida una altura de 0.19 m. En este caso, no se restableció la altura normal hasta el fin del proyecto, con un total de monitoreo de 27 días.

### Muestreo de agua subsuperficial.

Se tomaron muestras semanales de cada uno de los pozos y en las estructuras de drenajes. Cada uno de los muestreos tenían diferentes protocolos. Para los pozos se realizó un bombeo preliminar con la ayuda de una bomba peristáltica y después se dejó recargar por aproximadamente 15 minutos. Una vez recargado el pozo se recolectaron las muestras en recipientes de polietileno de alta densidad de 500 ml. El volumen mínimo requerido para una muestra válida era de 150 ml. Para las estructuras de drenajes el muestreo se realizaba en la entrada y la salida. Existía muestra de entrada y salida cuando los lixiviados en la cámara de entrada no sobrepasaban la tabla superior (tabla en forma de vertedero) y los flujos de la cámara de salida sobrepasaban la tabla superior. Solo se muestreaba la cámara de entrada cuando los lixiviados en esta cámara sobrepasan la tabla superior, ya que bajo estas condiciones la muestra de salida era una mezcla de agua tratada y sin tratar, haciendo indeterminable la concentración de nitratos.

Se realizó un levantamiento topográfico con un nivel y una estadía para cada uno de los pozos incluyendo las estructuras de drenaje para estandarizar las profundidades con respecto al fondo de la estructura de drenaje de MW1. Esto se realizó para comparar el nivel freático entre pozos y estructuras de drenaje. Posterior al levantamiento topográfico se analizó la altura del nivel freático en cada uno de los pozos y en las estructuras de drenaje de los biorreactores. El análisis se realizó en el programa "Excel 2016".

Para poder analizar el movimiento de agua subsuperficial, se realizó una interpolación con los datos del nivel freático de los pozos. Mediante el uso de herramientas de Sistemas de Información Geográficas (SIG), se utilizó una interpolación inversa a la distancia ponderada (IDW, por sus siglas en inglés) para los datos puntuales obtenida de los pozos. Este método ayuda a que los valores más lejanos tengan menos interferencia entre los más cercanos y de esta forma poder observar el nivel freático en campo donde no se tienen datos. Las interpolaciones se realizaron en el programa ArcGIS 10.5®.

#### **Análisis de muestras provenientes de los pozos y estructuras de drenaje.**

Previo al análisis las muestras se filtraron a través de una membrana de celulosa de 0.45  $\mu\text{m}$  (Fisherbrand®). Se extrajeron alícuotas de 60 ml para el análisis de nitratos para los pozos y las estructuras de drenajes. Las alícuotas se conservaron a una temperatura de 0 °C. Las muestras de la alícuota de 60 ml fueron analizadas en un periodo no mayor a tres semanas luego del muestreo mediante cromatografía de iones (IC) y el método 8039 (HACHA, 2000). Para el análisis de nitratos, se utilizó una solución estándar de 100 mg  $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$ , el reactivo usado es el Nitrato de Potasio ( $\text{KNO}_3$ ), con un rango de detección de 0.1 – 20 mg  $\text{NO}_3\text{-N L}^{-1}$ .

### 3. RESULTADO Y DISCUSIÓN

#### Condiciones meteorológicas.

Entre diciembre 2018 hasta abril 2019 se obtuvieron 340.61 mm de precipitación acumulada y una temperatura media de  $-0.74\text{ }^{\circ}\text{C}$  en la zona de estudio. Se registró una precipitación máxima diaria de 32 mm y mínima de 0.254 mm y una temperatura máxima de  $12.72\text{ }^{\circ}\text{C}$  y mínima de  $-20.94\text{ }^{\circ}\text{C}$ .

#### Dirección del agua.

Se recopilaron datos del nivel freático proveniente de los pozos instalados en los campos de estudio. Se obtuvo una serie de 12960 datos de nivel freático para cada una de las estructuras de drenajes (Figuras 5 y 6) para los pozos que inicialmente se instalaron adyacentemente a los biorreactores (MW1-N1, MW1-S1, MW2-N, MW2-S) y para los pozos que están en campo (Pozo de campo MW1 y MW2) (Figura 6). Para los pozos instalados posteriormente (05/02/2019) se recopilaron 7,236 datos del nivel freático (MW1-N2, MW1-N3, MW1-S2, MW1-S3).

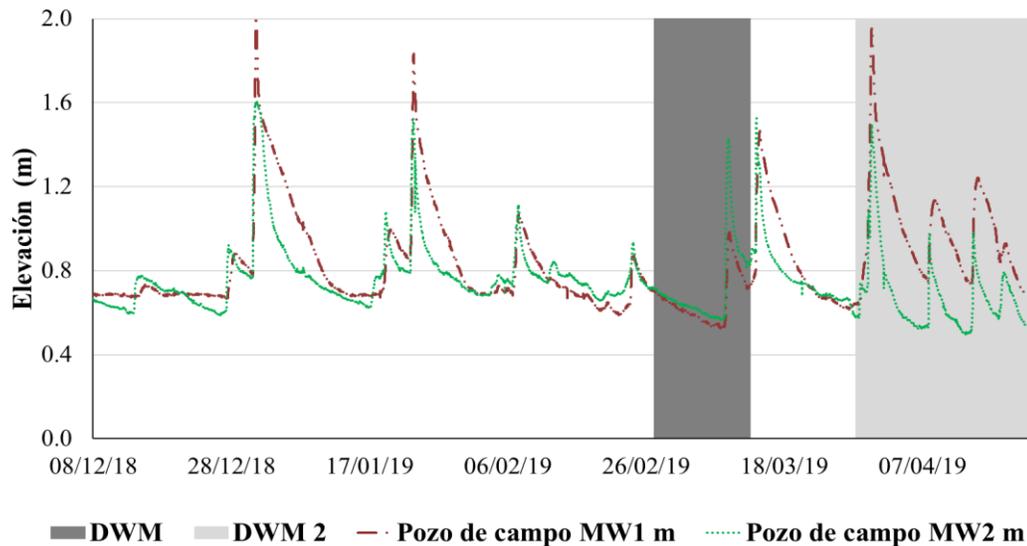


Figura 7. Nivel freático en los pozos del campo. Áreas sombreadas en gris oscuro indican drenaje libre (DWN) para MW1 y área sombreada en gris claro indican DWN para MW2. Nivel freático expresado en referencia a la base de la estructura de drenaje MW1.

Se observó mayor retención de agua en campo en MW1, debido a que la mayor parte del tiempo se encuentra por arriba del nivel freático de MW2 (Figura 7). Esto es principalmente debido a la conductividad hidráulica que tienen los campos, derivado de los diferentes tipos de suelos que los componen. En MW1 se tiene una conductividad hidráulica ( $K_{sat}$ ) promedio de  $7.10 \mu\text{m/s}$ , y para MW2  $6.03 \mu\text{m/s}$ . Sin embargo, existen varios momentos en el que el nivel freático de MW2 es mayor que MW1. Es debido a que en el campo MW2 poseen una conductividad hidráulica máxima de  $9.17 \mu\text{m/s}$  (0 – 90 cm aproximadamente) y una mínima de  $2.82 \mu\text{m/s}$  (90 – 120 cm aproximadamente).

Los resultados de columna de agua se traducen a que se dé una menor la infiltración de los lixiviados, por lo que, en eventos de alta precipitación, haya una baja tasa de infiltración y posible encharcamiento en campo. En la temporada en la que MW1 estuvo con libre drenaje (DWM) no hubo mucha diferencia en la altura del nivel freático en comparación de MW2. En la temporada de DWM en MW2 puede observar que el nivel freático en MW1 es mayor debido a que la altura de las tablas de agua que permitían retención en campo en su respectiva estructura de drenaje.

Por medio del análisis e interpolaciones IDW demuestran que la retención de agua en campo para MW1 con referencia a MW2 es mayor, además de que existe movimiento de agua subsuperficial hacia cada uno de los BAM. Sin embargo, ciertos momentos, en especial cuando existe precipitación, estos tienden a moverse lateralmente a favor del campo MW1. En la investigación realizada por Lavaire et. al., 2016 concluyen que existió movimiento lateral al momento que se tenía libre drenaje y recalcaron que podría existir movimiento lateral cuando se realiza DWM. Cabe recalcar que en el estudio antes mencionado solo se evaluó el destino del agua retenida y los nitratos en las tuberías subterráneas de un campo bajo un manejo de drenajes. En comparación con lo encontrado en campo para este estudio, confirma el posible movimiento lateral del agua al momento de realizar DWM encontrado por Lavaire et. al., 2016.

### **Eficiencia del BAM y caracterización de nitratos del flujo subsuperficial.**

En el caso de existir movimiento lateral no todos los lixiviados que se encuentran conduciéndose por medio de las tuberías se dirigen hacia la estructura de drenaje y al BAM, lo cual evita que se cuente con las condiciones óptimas para su funcionamiento. Aunque los BAM son buenos desnitrificadores, es importante evaluar su eficiencia. Ciertas condiciones deben cumplirse para obtener alta eficiencia de desnitrificación (Christianson, Helmers, & Bhandari, 2011; Addy, et al., 2016).

La eficiencia pueden estar determinadas por factores como el TRH, edad del BAM, sustrato, concentraciones de nitratos y temperatura (Bell, Cooke, Olsen, David, & Hudson, 2015; Addy, et al., 2016; Christianson, Lepine, Sibrell, Penn, & Summerfelt, 2017). El efecto de la desnitrificación del sustrato es afectado por la edad del BAM, por lo que la edad está inversamente relacionados a la capacidad de remoción (Addy, et al., 2016). El TRH está ligado directamente al sistema de regulación de flujos que impiden el paso de los lixiviados, cada uno de estos sistemas tiene una capacidad de drenaje de flujo máxima de 35 L/S.

Apegándonos a las normas del Servicio de Conservación de Recursos Naturales (NRCS por sus siglas en inglés), (NRCS, 2015), ha realizado estándares de DWM en diferentes estados que se encuentra el campo. Para MW1 que se encuentra en estado de reposo, está cubierto por centeno y rastrojo de maíz, está configurado con DWM de una altura de 1.2446 m en la entrada, 0.8636 m en la salida. Para MW2 que tiene trigo de invierno como cultivo, la configuración será en la entrada 0.7874 m y la salida 0.6096 m. Esto marca cuales son los flujos altos y bajos los cuales ingresan a la estructura de drenaje (Figuras 8 y 9).

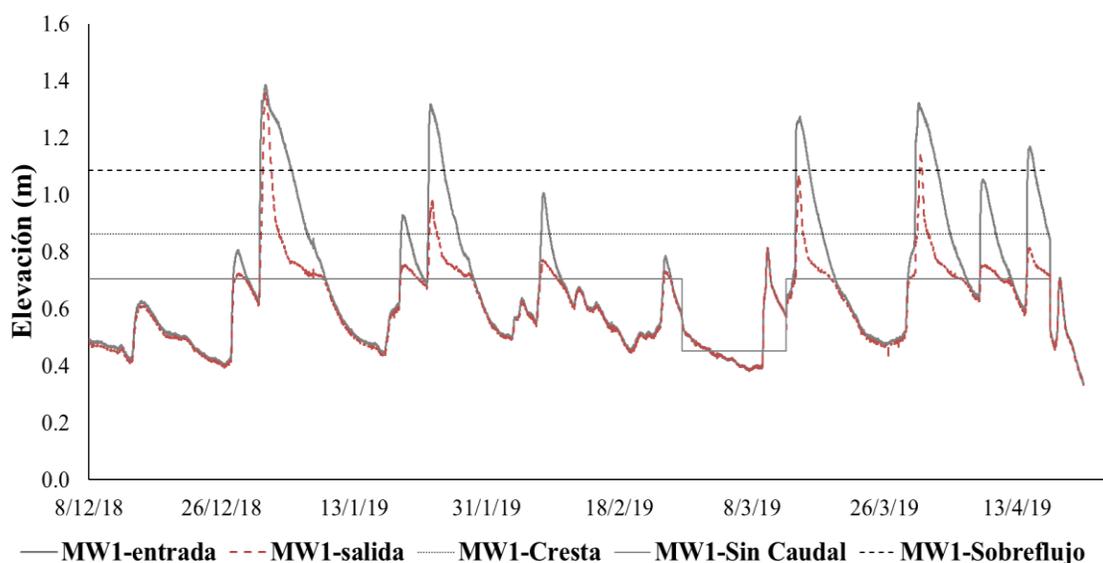


Figura 8. Nivel freático de la estructura de drenaje MW1.

La línea continua gris (MW1-Sin caudal) indica el límite inferior para que pueda existir un caudal dentro de la estructura de drenaje y pueda ingresar el agua al BAM. La línea gris discontinua marca el límite máximo de capacidad de retención que ejerce la estructura de drenaje en la cámara de entrada (Figuras 6 y 8). Al sobrepasar este límite, los lixiviados rebalsan hacia la cámara de salida. El grafico demuestra que solo hubo 37 días en el cual todo el influente entraba al BAM, de los cuales se obtuvieron 18 datos de remoción de nitratos (Cuadro 1). El resto de los días hubo retención de agua o rebaleses en eventos fuertes de precipitación, debido a estas condiciones no se realizaron análisis de calidad de agua. En las fechas que se hicieron DWM para MW1 se puede notar que casi no hubo retención de agua en campo.

Cuadro 1. Datos de concentraciones de entrada y salida de la estructura de drenaje de MW1 expresadas en NO<sub>3</sub>-N mg N/L, porcentajes de remoción y rebalses.

Fecha	Hora	Concentración de NO <sub>3</sub> -N en la entrada (mg N/L)	Concentración de NO <sub>3</sub> -N en la salida (mg N/L)	Porcentaje de remoción de NO <sub>3</sub> -N	Rebalse
05/1/2019	14:00	3.0	2.4	20	X
08/1/2019	12:00	2.7	0.4	85	
22/1/2019	09:30	2.5	0.4	84	
23/1/2019	12:30	2.4*	2.3*	6	X
24/1/2019	10:30	2.7*	2.5*	6	X
25/1/2019	14:15	2.7	2.1	21	
27/1/2019	06:30	2.6	1.3	51	
28/1/2019	12:45	2.6	0.3	88	
07/2/2019	11:45	2.4 <sup>°**</sup>	0.0 <sup>°**</sup>	100 <sup>°**</sup>	
16/3/2019	06:30	2.6	1.8	31	
18/3/2019	11:45	2.7	0.6	78	
31/3/2019	10:00	2.4	2.1	11	X
03/4/2019	13:00	2.4	1.1	53	
08/4/2019	08:15	2.1**	0.0**	100**	
10/4/2019	10:00	2.2	0.3	86	
15/4/2019	12:00	1.9	0.5	74	
16/4/2019	09:00	1.9	0.5	74	
17/4/2019	11:00	2.0**	0.0**	100**	

<sup>°</sup> Máxima remoción de NO<sub>3</sub>-N (mg N/L)

\*Mínimas eficiencias de remoción

\*\* Máximas eficiencia de remoción

En los resultados obtenidos en análisis de laboratorio del influente de entrada se puede notar que son relativamente bajas (< 10 mg de N/L) en comparación con distintos estudios realizado a los BAM (Addy, et al., 2016). De igual forma se puede observar que se pudo obtener en dos ocasiones porcentajes de eficiencias del 100%. Esta variación depende del TRH. En referencia al nivel freático de MW1 (Figura 8), se alcanzó el 100% de remoción debido a que, en estas tres fechas, no hubo rebalse, por lo que el BAM funcionó en condiciones óptimas. Las menores reducciones de NO<sub>3</sub> están asociadas a periodos con bajos TRH (menores a 6 horas).

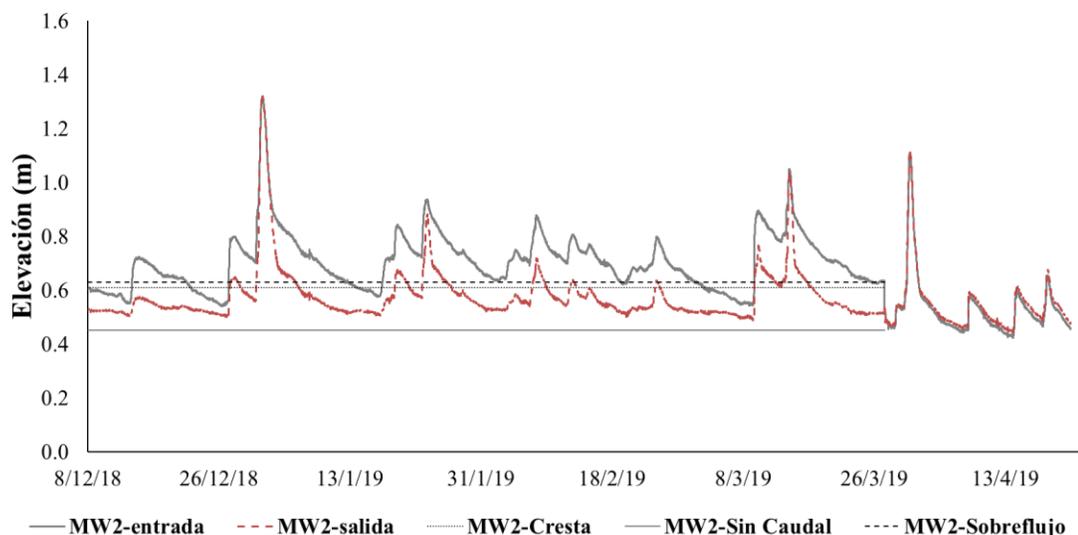


Figura 9. Nivel freático de estructura de drenaje de MW2.

Los límites inferior y superior son menores en comparación con la estructura de drenaje de MW1 (Figuras 6, 8 y 9). Se cuantificaron 28 días en los cuales todo el influente ingresaba al BAM y se obtuvieron 21 datos de remoción de nitratos. Esto debido a la altura que se encontraban las tablas retenedoras de lixiviados en la cámara de entrada. Por lo tanto, el resto de los días existió rebalse por encima de las tablas en la cámara de entrada y retención de agua en campo. En estos días no se realizó análisis de calidad de agua.

Cuadro 2. Datos de concentraciones de entrada y salida de la estructura de drenaje de MW2 expresadas en  $\text{NO}_3\text{-N}$  mg N/L, porcentajes de remoción y rebaleses.

Fecha	Hora	Concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ en la entrada (mg N/L)	Concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ en la Salida (mg N/L)	Porcentaje de remoción de $\text{NO}_3\text{-N}$	Rebalse
05/1/2019	14:00	7.8	7.7	1	X
08/1/2019	12:00	7.0	6.7	5	X
15/1/2019	13:30	7.3	5.2	29	
18/1/2019	14:15	7.0	6.7	5	X
22/1/2019	09:45	7.7	7.4	4	X
24/1/2019	10:45	7.3	7.0	4	X
27/1/2019	06:30	7.6	7.2	5	X
04/2/2019	10:00	6.5	6.1	6	X
07/2/2019	12:00	5.9	5.8	1	X

Fecha	Hora	Concentración de NO <sub>3</sub> -N en la entrada (mg N/L)	Concentración de NO <sub>3</sub> -N en la Salida (mg N/L)	Porcentaje de remoción de NO <sub>3</sub> -N	Rebalse
11/2/2019	12:15	7.3	6.9	5	X
12/2/2019	08:30	4.3*	4.3*	0*	X
18/2/2019	12:30	7.1	6.1	14	X
26/2/2019	10:15	6.2	5.7	7	X
5/3/2019	11:30	7.0	5.2	26	
8/3/2019	14:15	7.0 <sup>°</sup> **	4.5 <sup>°</sup> **	37 <sup>°</sup> **	
10/3/2019	11:00	5.0	4.7	5	X
11/3/2019	13:00	6.3	6.0	5	X
16/3/2019	06:30	8.3	8.2	2	X
18/3/2019	11:45	7.4	7.2	3	X
25/3/2019	09:45	7.8	6.2	21	X
27/3/2019	10:00	7.7	5.7	26	X

<sup>°</sup> Máxima remoción de NO<sub>3</sub>-N (mg N/L)

\*Menor eficiencia de remoción

\*\*Mayor eficiencia de remoción

Las bajas remociones ocurrieron en periodos con TRH menor a 6 horas, ya que la mayor parte del tiempo existió altos flujos de lixiviados en la cámara de entrada. La concentración más alta en el influente es de 8.3 NO<sub>3</sub>-N mg N/L y la menor concentración en el influente de 4.3 NO<sub>3</sub>-N mg N/L. En comparación con MW1, este campo tiene mayores concentraciones, pero menores eficiencias en la reducción de nitratos. Esto puede ser debido a dos factores: El TRH de los lixiviados y la cantidad de lixiviados tratados. La primera está basada en el límite superior de las tablas con las que se realizan DWM, esto está estipulado por el estado que se encuentre el campo, ya sea que este cultivado o no. El segundo está ligado directamente con las fertilizaciones realizadas en campo.

En los BAM MW1 y MW2 existieron tiempos de rebalse, en especial para MW2 (Cuadros 1 y 2). El rebalse presente está ligado a la configuración de las tablas retenedoras de lixiviados, el cual proporcionan condiciones adecuadas para un óptimo desempeño del BAM. El cultivo de centeno en MW2 requiere que las tablas estén más bajas con referencia a MW1 (Figura 6) (NRCS, 2013). El BAM que tiene mayor eficiencia de remoción es el MW1. Sin embargo, en presencia de rebalse tiene un promedio de 7% de remoción, similar al BAM en MW2. Se reconoce que los BAM son buenos desnitrificadores pero sin la presencia de rebaleses, por lo que se deben buscar diseños alternativos que eviten el rebalse sin comprometer las condiciones óptimas para el cultivo.

Nuestros resultados demuestran que los contenidos de nitratos en los BAM y pozos son menores a otros estudios realizados (Addy, et al., 2016; Lavaire, Gentry, David, & Cooke,

2016; Schipper, Robertson, Gold, Jaymes, & Cameron, 2010). En la investigación hecha por Addy, et al., 2016 obtuvieron resultados analizados en distintos estudios donde recalcan que en los influentes que son menores a 10 mg de N/L obtuvieron baja remoción de concentraciones. Sin embargo, los porcentajes de remociones encontrados son altos cuando no hay rebalse. Por lo que, en este estudio, las menores concentraciones no se están directamente relacionados al porcentaje de remoción si no con los rebalses y el TRH.

## 4. CONCLUSIONES

- En los dos campos estudiados la mayor parte de la dirección que toma el flujo subsuperficial es hacia el biorreactor de astilla de madera. Sin embargo, existe un movimiento lateral tanto en condiciones de drenaje libre como retenido que previene el ingreso de una porción del influente a la estructura de drenaje y por lo tanto al biorreactor. Una porción de agua no tratada se dirige a los cuerpos receptores superficiales o mantos freáticos.
- Existe una alta variabilidad en la eficiencia de desnitrificación de los biorreactores de astilla de madera a lo largo del estudio. Las diferencias responden a las variaciones en caudal y por lo tanto al tiempo de retención hidráulica.
- Las concentraciones de nitratos de los influentes en los campos MW1 y MW2 fueron completamente distintas a pesar de la similitud en condiciones climáticas, edafológicas y topográficas. Las diferencias se atribuyen al caudal y al tipo fertilización previa realizada en campo ligadas al cultivo. Es posible que estas diferencias se deban a movimientos de flujos laterales entre campos.

## 5. RECOMENDACIONES

- Prolongar futuros estudios durante un año, para poder obtener mayor precisión del destino de los lixiviados que no ingresan al sistema de tratamiento.
- Incrementar el número de pozos por áreas de estudio para poder obtener más información sobre los flujos subsuperficiales. Para poder tener mejor control se debe tomar en cuenta la concentración de los pozos paralelos al biorreactor y caracterizarlos y compararlos con los pozos colocados en campo y en la entrada y salida de la estructura de drenaje.
- Realizar este mismo estudio en diferentes diseños de biorreactores, ya que investigaciones realizadas a los biorreactores en su mayoría han sido en laboratorio, por lo tanto, se ha sobrestimado su eficiencia de remoción.
- Realizar distintos escenarios de manejo de drenajes y desarrollar modelos mejorados de biorreactor de astilla de madera que permitan un mayor tiempo de retención hidráulica, el cual es el principal factor para la remoción de nitratos en bajas temperaturas.
- Realizar un mejor manejo de fertilizantes dependiendo a la temporada y al cultivo a sembrar y que considere una fertilización con base en los requerimientos fisiológicos además de un previo análisis de laboratorio sobre los nutrientes disponibles en el suelo en el área de cultivo.

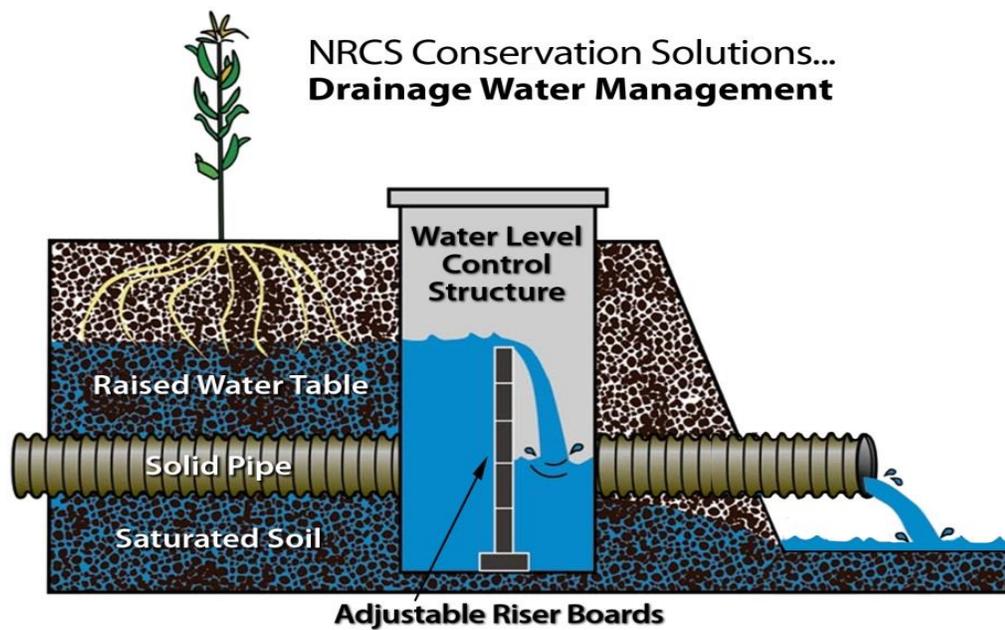
## 6. LITERATURA CITADA

- Addy, K., Gold, A. J., Christianson, L. E., David, M. B., Schipper, L. A., & Ratigan, N. A. (2016). Denitrifying Bioreactors for Nitrate Removal: A Meta-Analysis. *Journal of Environmental Quality*, 45, 873-881.
- Arancibia, A., & Day, J. (2004). Towards an integration of coastal management with large marine ecosystem management. *The Gulf of Mexico*, 47.
- Bell, N., Cooke, R. A., Olsen, T., David, M. B., & Hudson, R. (2015). Characterizing the performance of denitrifying bioreactors during simulated subsurface drainage events. *Journal of Environmental Quality*, 44, 1647-1656.
- Cerón Rincón, L. E., & Aristizábal Gutiérrez, F. A. (2012). Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos. *Colomb. Biotecnol*, 285-295.
- Christianson, L., Helmers, M. J., & Bhandari. (2011). Pilot-Scale Evaluation of Denitrification Drainage Bioreactors: Reactor Geometry and Performance. *Journal of Environmental Engineering*, 213-220.
- Christianson, L. E., Lepine, C., Sibrell, P. L., Penn, C., & Summerfelt, S. T. (2017). Denitrifying woodchip bioreactor and phosphorus filter pairing to minimize pollution swapping. *Water Research*, 121, 129-139.
- Cooke, R., & Verma, S. (2012). Performance of drainage water management systems in Illinois, United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 453-464.
- Gentry, L. (2018, Enero). *Evaluating Agricultural Production Systems that Decrease Tile Nitrate Loads*. (L. Gentry, Performer) IL Association of Drainage Districts Annual Conference, Bloomington, Illinois, EE.UU.
- HACHA. (2000). *Manual de análisis de agua*. Loveland, EE.UU.: HACH Company.
- Hatfield, J. (2012). *Agriculture in the Midwest*. Iowa: U.S. National Climate Assessment: Midwest Technical Input Report: Agriculture Sector White Paper.
- Hoover, N. L., Bhandari, A., Soupir, M. L., & Moorman, T. B. (2015). Woodchip Denitrification Bioreactors: Impact of Temperature and Hydraulic Retention Time on Nitrate Removal. *Journal of Environmental Quality*, 44, 711.
- Kumar, k., & Goh, K. M. (2000). Crop Residues and Management Practices: Effects on Soil Quality, Soil Nitrogen Dynamics, Crop Yield, and Nitrogen Recovery. *Advances in Agronomy*, 68, 197-319.
- Lavaire, T., Gentry, L. E., David, M. B., & Cooke, R. A. (2016). Fate of water and nitrate using drainage water management on tile systems in east-central Illinois. *Agricultural Water Management*, 191, 218-228.

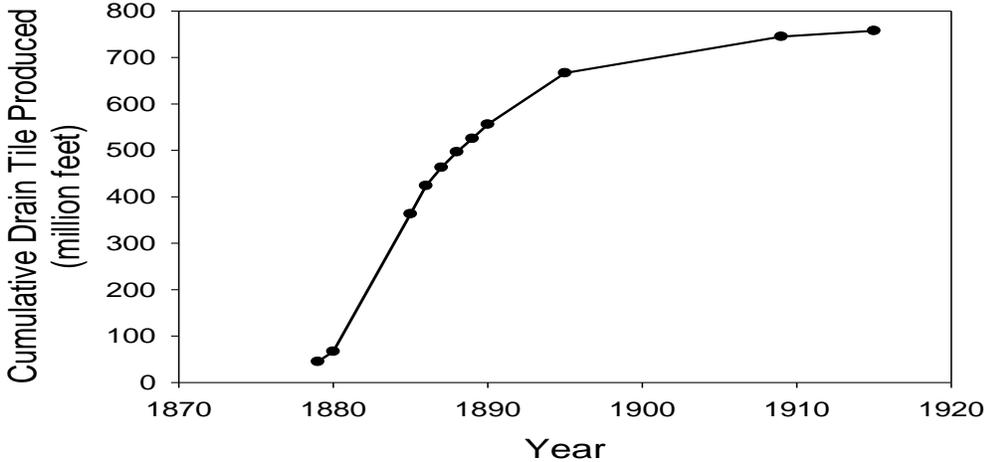
- Lawrence A, J., & Durand, D. (1954). *The Corn Belt*. New Jersey: NBER.
- Mclsaac, G., Christianson, L., & Gentry, L. (2018). Bioreactor Efficiency Studies. *Agricultural Watershed Institute* (pp. 2-4). Urbana: University of Illinois.
- Montenegro Gómez, S. P., & Barrera Berdugo, S. E. (2014). Biofertilización nitrogenada como aporte a la sustentabilidad de la agricultura colombiana. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 5, 135-144.
- NRCS. (2013). *Drainage water management*. Illinois: USDA-NRCS.
- NRCS. (2015). *Denitrifying bioreactors*. Illinois: NRCS.
- Rivas, B. A., Nevarez-Moorillon, G. V., Bautista, R., & Pérez, A. (2003). Tratamiento de aguas residuales de uso agrícola en un biorreactor de lecho fijo. *Agrociencia*, 37, 157-166.
- Ross, J. A., Herbert, M. E., Sowa, S. P., Frankenberger, J. R., King, K. W., Christopher, S. F., . . . Yen, H. (2016). A synthesis and comparative evaluation of factors influencing the effectiveness of drainage water management. *Agricultural Water Management*, 366-376.
- Royer, T. V., Tank, J. L., & David, M. B. (2004). Transport and Fate of Nitrate in Headwater Agricultural Streams in Illinois. *Journal of Environmental Quality* , 1296–1304.
- Schipper, L., Robertson, W., Gold, A., Jaymes, D., & Cameron, S. (2010). Bioreactor Land field in satús. *Elseiver: Ecological Engineering* 36(13), 1532-1543.
- Sepúlveda, A., González, E., & Inostroza, C. (2011). Remediación de la contaminación por nitratos en el suelo: Antecedentes generales y pertinencia en Zona Sur de Chile. *Gestión Ambiental*, 21: 12-32.
- USDA. (2017, 10). *Climate hubs U.S. Department of Agriculture*. Retrieved from Agriculture in the Midwest: <https://www.climatehubs.oce.usda.gov/hubs/midwest/topic/agriculture-midwest>
- Valladares, M. G. (2013). *Evaluación de la eficiencia en desnitrificación de efluentes agrícolas mediante el uso de un biorreactor en el centro de Illinois*. Honduras: Zamorano.
- Williams, M., King, K., & Fausey, N. (2014). Drainage water management effects on tile discharge and water quality. *Agricultural Water Management* 148, 43-51.
- Wiseman Jr, W. J., Rabalais, N. N., & Turner, R. E. (2002). Gulf of Mexico Hypoxia, A.K.A. "The Dead Zone". *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33, 235-263.

## 7. ANEXOS

**Anexo 1.** Dinámica del DWM en campo. Tomada de “Drainage water management” por NRCS, 2013.



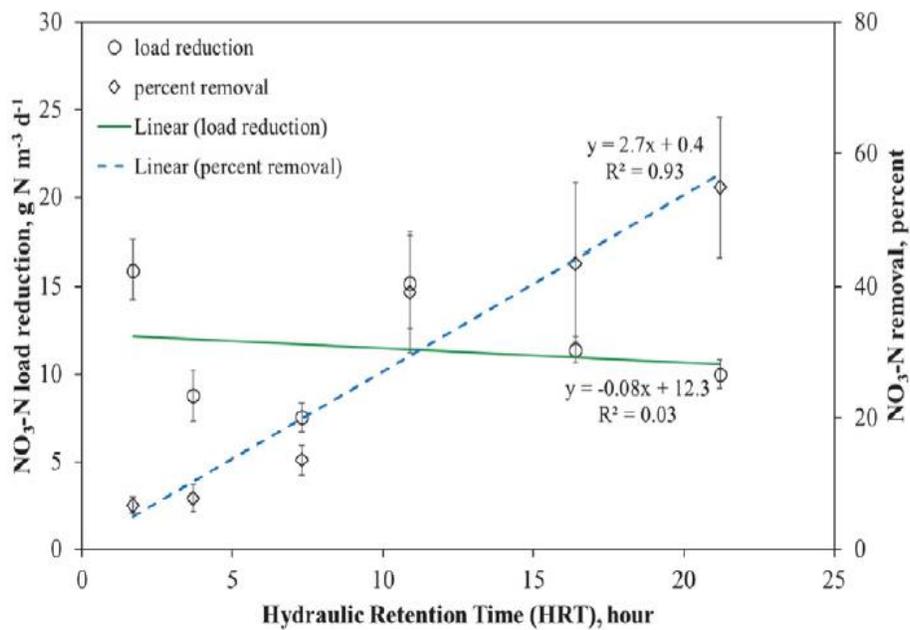
**Anexo 2.** Incremento de los sistemas de drenajes subsuperficiales en el estado de Illinois desde 1880 – 1910. Tomada de “Evaluating Agricultural Production Systems that Decrease Tile Nitrate Loads” por Lowel Gentry, 2018.



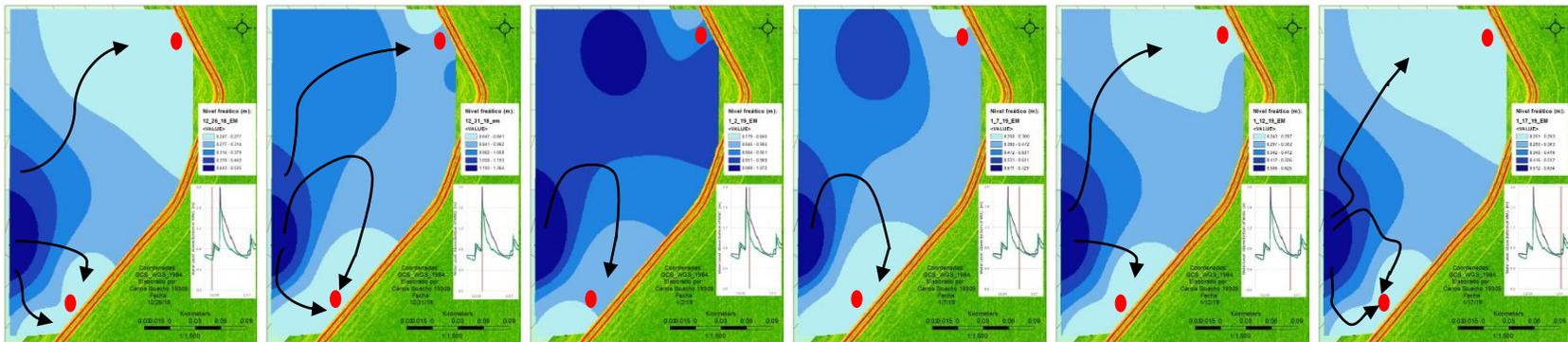
**Anexo 3.** Elaboración de un BAM. Tomada de “Evaluating Agricultural Production Systems that Decrease Tile Nitrate Loads” por Lowel Gentry , 2018.



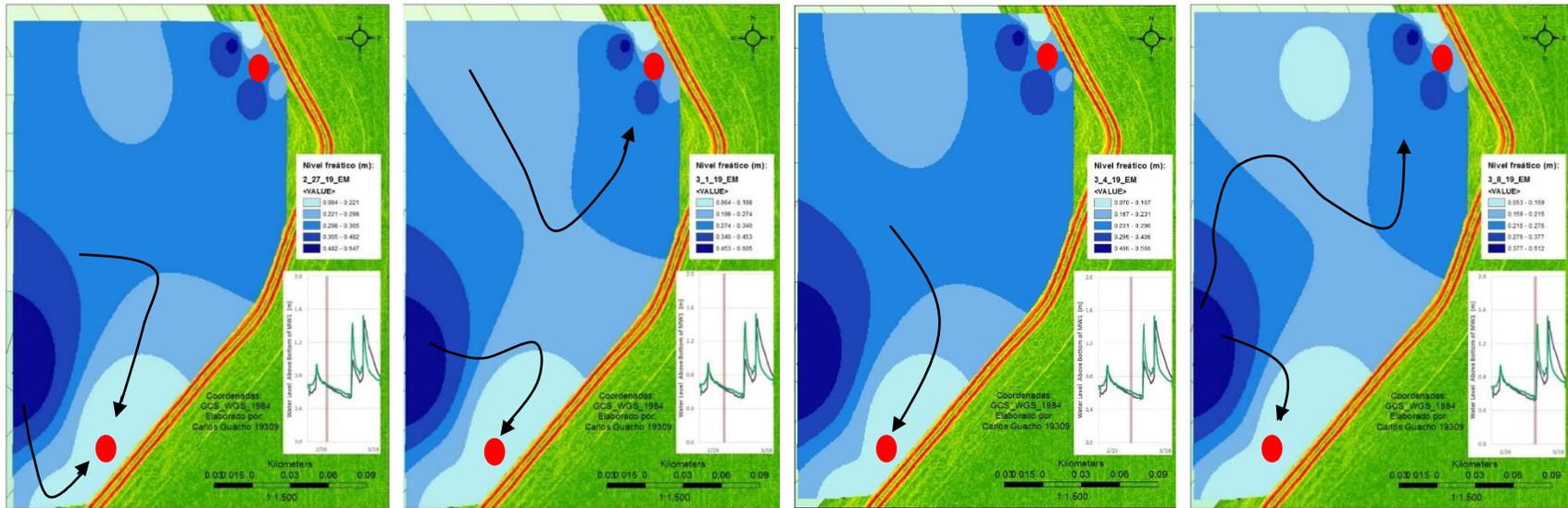
**Anexo 4.** Relación entre el tiempo de retención hidráulica y la remoción de nitratos.  
 Tomada de: (Hoover et. al., 2015).



**Anexo 5.** Mapa de interpolaciones de profundidad del nivel freático para MW1 y MW2 desde el 26/12/2018 hasta 17/01/2019 (primera temporada)



Anexo 6. Mapa de interpolaciones de profundidad del nivel freático para MW1 y MW2 desde 27/02/2019 hasta 08/03/2019 (segunda temporada)



**Anexo 7.** Mapa de interpolaciones de profundidades del nivel freático para MW1 y MW2 desde 27/03/2019 hasta 12/04/2019 (tercera temporada).

