

## Tratamiento de lixiviados mediante humedales artificiales: revisión del estado del arte

### Leachate treatment using constructed wetlands: a review on the state of the art

Mosquera-Beltrán, Y.<sup>1</sup> y Lara-Borrero J.<sup>II\*</sup>

**Resumen.** Los lixiviados de vertederos de residuos sólidos son considerados uno de los contaminantes líquidos de mayor impacto ambiental y dificultad de tratamiento, debido a la variabilidad de su composición, toxicidad y facilidad de percolación hacia aguas superficiales e incluso subsuperficiales. Múltiples han sido las tecnologías aplicadas para su depuración, incluso tratamientos de tipo convencional y tratamientos de tipo natural. Los humedales artificiales son una alternativa de tipo natural propuesta para el tratamiento de lixiviados, que presenta facilidad y bajos costos de operación y mantenimiento, además de bajo consumo de energía eléctrica, adaptables a diferentes niveles de tratamiento. Presentan remociones de materia orgánica aproximadamente del 27-98% y del 11-96%, medida con  $DBO_5$  y DQO, respectivamente. Los valores fluctúan dependiendo del tipo de humedal utilizado, así como también de las configuraciones del sistema de tratamiento y condiciones clima. El presente estudio es una revisión del estado del arte de la aplicación de los humedales artificiales al tratamiento de lixiviados de vertederos de residuos sólidos, sus características principales, aspectos operativos y rendimientos, de acuerdo con los resultados que se reportan en la literatura, principalmente de experiencias en países europeos y Estados Unidos.

**Palabras clave:** humedales artificiales, lixiviados, vertederos, tratamiento natural, flujo subsuperficial, flujo libre.

**Abstract.** Leachate from solid waste landfills is considered one of the liquid pollutants with the greatest environmental impact and difficult to treat due to the variability of its composition, toxicity and ease of percolating into subsurface and even superficial

---

I, II, \* Grupo de Investigación Ciencia e Ingeniería del Agua y el Ambiente. Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Civil, Bogotá, calle 40 No. 5-50. Correo electrónico: ymosquera@javeriana.edu.co.

water. Multiple technologies have been applied to its purification, including conventional and natural treatments. Constructed wetlands (CW's) are a natural type of alternative proposal for the treatment of leachate, which presents both low cost and ease of operation and maintenance, apart from low energy consumption, adaptable to different levels of treatment. CW's are able to remove organic matter until around 27% -98% and 11% -96% measured as BOD5 and COD, respectively. The values fluctuate depending on the type of wetland which is used, as well as the treatment system configurations and weather conditions. This study is a state of the art review of CW applications as a treatment of leachate from solid waste landfills, key principles and operational and performance aspects according to the results reported in literature, mainly from experiences in European countries and the United States.

**Keywords:** Constructed Wetlands, leachate, landfill, natural treatment, sub-surface flow, free water surface.

## 1. INTRODUCCIÓN

La disposición de residuos sólidos en vertederos ha sido una práctica utilizada en el mundo con la finalidad de minimizar el impacto negativo de estos, enterrando los residuos en zonas no pobladas a fin de que por vías metabólicas de los microorganismos del suelo sean degradados. Dicha degradación tiene como subproducto líquidos que junto con la lluvia, aguas superficiales, subsuperficiales y propias de las basuras, entran en contacto y se filtran a través de ellas, llevando consigo material sólido; estos líquidos se denominan *lixiviados*.

Los lixiviados se han convertido en un reto frente a su minimización, disposición y tratamiento, debido principalmente a su variabilidad de contenido contaminante y cantidad, así como también a su alta potencialidad de impactar negativamente los sistemas acuáticos adyacentes, debido a su facilidad de percolación.

Múltiples han sido las tecnologías aplicadas para su depuración. Normalmente, este tipo de líquidos suelen ser transportados a plantas de tratamiento de agua residual urbana fuera de las instalaciones del vertedero, lo que conlleva generalmente la pérdida de eficiencia de este tipo de plantas, por las características tóxicas del lixiviado, para el cual no han sido diseñadas. Como norma general se recomienda realizar el tratamiento *in situ*. Se ha hecho uso de diferentes técnicas y tecnologías convencionales mediante procesos anaerobios, aerobios y sistemas de membrana, que suelen ser costosos tanto en su etapa constructiva como operativa (Yalcuk y Ugurlu, 2009). Los sistemas naturales, por el contrario, son alternativas menos costosas en su opera-

ción, de mayor simplicidad, que suelen adaptarse a diferentes niveles de tratamiento (Giraldo, 2001).

Los humedales artificiales son sistemas de tratamiento de tipo natural, que, a partir de la emulación de procesos físicos, químicos y biológicos, mejoran la calidad del agua residual que fluye a través de estos (Wittgreen y Maehlum, 1997; Aluko y Sridhar, 2005). Dentro de la revisión realizada por Vymazal (1995), fue revelado que, aunque la construcción de los humedales artificiales puede tener costos de construcción similares a los de las tecnologías de tratamiento convencionales, los costos asociados tanto a operación como a mantenimiento son menores. concluyeron que los humedales artificiales (HA) ofrecen la alternativa con mayor rentabilidad y ecológicamente racional en el tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios.

De igual forma, trabajos realizados más recientemente demuestran que el empleo de humedales artificiales presupone la disminución de costos de tratamiento, al poderse adecuar en las instalaciones de los vertederos (Kadlec y Zmarthie, 2010), presentar facilidad en la operación y evitar el consumo de energía de métodos, tales como ósmosis inversa o ionización.

Los HA se clasifican, de acuerdo con el sistema de circulación de las aguas, en humedales de flujo libre, flujo subsuperficial horizontal y flujo subsuperficial vertical, configuraciones que han sido aplicadas para el tratamiento de lixiviados, presentando diferencias respecto de las eficiencias de remoción de contaminantes según los procesos de eliminación y degradación presentados en cada uno de estos (Rash y Liehr, 1999; Yalcuk y Ugurlu, 2009).

Los HA presentan alto tiempo de retención hidráulica y grandes volúmenes de proceso, una de las características que los hace una tecnología viable para el tratamiento de lixiviados, pues están en la capacidad de amortiguar las fluctuaciones de caudal y evitan la acumulación de precipitados (Giraldo, 2001).

Su uso se ha expandido desde sus inicios en la década de los ochenta, encontrándose este tipo de tratamiento natural (ya sea a escala piloto o a escala real) en países europeos y en Estados Unidos principalmente (Kadlec, 1999). Sin embargo, en la actualidad se ha expandido su aplicación a regiones de Latinoamérica, África y Asia.

La finalidad del presente artículo es realizar una recopilación de algunos estudios de expertos en sistemas de humedales construidos para el tratamiento de lixiviados de

vertederos o rellenos sanitarios, para de esta manera recapitular sus contribuciones, realizar un compilado de las eficiencias de remoción que se pueden esperar principalmente en la degradación de materia orgánica, metales pesados y nutrientes. Además, destacar el papel de la vegetación en el proceso de depuración, así como sus ventajas, desventajas y problemas asociados a este tipo de ecotecnología.

## 2. CARACTERÍSTICAS DE LOS LIXIVIADOS

La eficiencia de remoción de carga contaminante presente en el líquido para tratar depende principalmente del diseño del humedal artificial (Aslam et al., 2007; Tuszyńska y Obarska-Pempkowiak, 2008; Torrens et al., 2009; Albuquerque *et al.*, 2009). Para generar el diseño ha de tenerse en cuenta las condiciones ambientales del lugar donde se dispondrá el sistema de tratamiento, así como la caracterización del líquido influente.

Los lixiviados de vertederos presentan una caracterización altamente variable, de acuerdo con las particularidades de los residuos dispuestos en los rellenos y los líquidos contenidos o productos de su degradación, y tienen un amplio espectro de componentes, entre ellos, materia orgánica, compuestos inorgánicos (nutrientes como el nitrógeno y el fósforo), metales pesados y organismos patógenos (McBean y Rovers, 1999; Kjeldsen et al., 2002).

De igual forma, las particularidades de este tipo de residuo líquido son dependientes de la edad del relleno sanitario, por lo que se pueden diferenciar dos clases: los lixiviados de vertederos jóvenes y los de alta edad. Estos primeros se caracterizan por tener bajos valores de pH y alta carga orgánica, traducida en grandes demandas de oxígeno, tanto química como biológica, además de contenidos poco despreciables de sodio, cloro y amonio; caso contrario en los lixiviados provenientes de vertederos de altas edades, que presentan bajas demandas de oxígeno, altos valores de pH y concentraciones elevadas de amonio; este último es el principal contaminante de dichos lixiviados (Kjeldsen et al., 2002). La dificultad de tratamiento aumenta con la expansión del vertedero y continúa aún después del cierre de este. En la tabla 1, se encuentra la caracterización de lixiviados de vertederos de residuos sólidos.

Las valores de la tabla 1 demuestran la alta toxicidad de los lixiviados debido a sus componentes contaminantes que los hacen sustancias peligrosas para el medio ambiente, por lo cual disminuyen el rendimiento en los productos agrícolas y causan enfermedades en el ser humano, tales como leucemia y otros tipos de cáncer en las

poblaciones que habitan las zonas adyacentes al vertedero (Aluko y Sridhar, 2005); de aquí, el apremio en generar un tratamiento que minimice su impacto.

**Tabla 1.** Características de lixiviados influentes a los sistemas de humedales construidos

Lugar de instalación	pH	Conductividad (µS/cm)	SS <sup>1</sup> (mg/L)	Sulfatos (mg/L)	Amoníaco (mg/L)	Hierro (mg/L)	Plomo (mg/L)	DBO <sup>2</sup> (mg/L)	DQO <sup>3</sup> (mg/L)
Ibadán, Nigeria, 1994 (Aluko y Sridhar, 2005)	8,35	4515,0 ±148,49	39,7 ±0,14	66,45 ±13,93	610,9 ±365,43	198,141 ±129,36	1,641 ±1,88	712,0 ±62,63	21,11
N. D. <sup>4</sup> (Justin y Zupancic, 2009)	8,03	8900,0	180,0	170,0	327,0	6,1	0,05	193,0	1508,0
Szadolki, Polonia, 1973	7,5		150,0		302,0			792,0	1616,0
Gatka, Polonia, 1993	8,4		2714,0		85,0			76,0	804,0
Örebro, Suecia, 1979 (Wojciechowska <i>et al.</i> , 2010)	8,0	N. D.	99,0	N. D.	415,0	N. D.	N. D.	275,0	1338,0
Eslovenia, 1959 (Bulc, 2006)	7,7	15280,0	1082,0	N. D.	642,0	3,4	27,0	88,0	239,0

<sup>1</sup> Sólidos sedimentables <sup>2</sup>Demanda bioquímica de oxígeno <sup>3</sup>Demanda química de oxígeno <sup>4</sup>No disponible

Fuente: Los autores

La anterior clasificación puede dar orientación de en qué fase de biodegradación se encuentran los materiales dispuestos en el vertedero. Cuando está activa la fase acetogénica, se reportan normalmente altos valores de carga orgánica, medida como DBO<sub>5</sub> y DQO. En la fase metanogénica, estos valores de carga orgánica han disminuido sustancialmente, debido a que en esta etapa las sustancias fácilmente biodegradables han sido consumidas, tales son los casos de los lixiviados de Gatka y Örebro, vertederos que fueron analizados como parte del trabajo de Wojciechowska *et al.* (2010).

En la tabla 2, se confirma lo expuesto, mostrándose cambios en los valores de los constituyentes de los lixiviados con respecto al tiempo de operación del vertedero; esto determina la necesidad de que el diseño de los humedales artificiales sea flexible y capaz de asimilar dicha versatilidad en las concentraciones de contaminantes a cau-

sa también de la heterogeneidad de los rellenos sanitarios y de la variabilidad de los factores que influyen en la composición de los lixiviados (McBean y Rovers, 1999).

**Tabla 2.** Concentraciones de los principales componentes de lixiviados respecto del tiempo de operación del vertedero

Constituyente	Concentración (mg/L)		
	1 año	5 años	15 años
DBO	20000	2000	50
TKN <sup>1</sup>	2000	400	70
Amonio-N	15000	350	60
SDT <sup>2</sup>	20000	5000	2000
Cloruros	2000	1500	500
Sulfatos	1000	400	50
Fosfatos	150	50	---
Calcio	2500	900	300
Sodio y potasio	2000	700	100
Hierro y magnesio	700	600	100
Aluminio y zinc	150	50	N.D.
<sup>1</sup> Nitrógeno total Kjeldahl; <sup>2</sup> Sólidos disueltos totales			

Fuente: Tomado de McBean y Rovers (1999)

### 3. ASPECTOS GENERALES DEL TRATAMIENTO

Los humedales artificiales tienen sus inicios como sistemas de tratamiento de aguas residuales en Europa en la década de los años sesenta, operados especialmente para disminuir el contenido de materia orgánica (Yalcuk y Ugurlu, 2009). Sin embargo, en la actualidad sus usos son variados, pudiendo nombrar entre otros, la depuración de drenaje de minas, los tratamientos de escorrentía pluvial, urbana y agrícola, el tratamiento de lodos y lixiviados de vertederos (Yalcuk y Ugurlu, 2009).

Los HA realizan los procesos de degradación de contaminantes mediante los mismos mecanismos físicos, químicos y biológicos que se dan en los humedales de tipo natural, por lo cual crean ambientes de tipo aerobio o anaerobio en el medio filtrante (Yalcuk y Ugurlu, 2009), de acuerdo con la configuración del flujo. Los HA tienen dentro de sus componentes principales agua (que lo hace un ecosistema acuático), sustrato o suelo, vegetación, microorganismos y animales.

La vegetación cumple un papel clave en el desempeño de los humedales, ya que contribuye a la reducción de carga contaminante a partir de procesos de fitoextracción, fitoestabilización, transpiración y rizofiltración (Kadlec, 1999). La vegetación genera incrementos en la eficiencia de la evapotranspiración (Bialowiec y Wojnowska-Baryla 2007; 2008). Para el caso del tratamiento de lixiviados, es determinante seleccionar la vegetación que se va a implantar teniendo en cuenta que esta debe estar en capacidad de adaptarse al crecimiento y desarrollo en un medio altamente agresivo; debido a la toxicidad del líquido influente, es recomendable hacer uso de vegetación que sea autóctona.

Las raíces de la vegetación se encuentran con niveles elevados de metales. Aunque existe la preocupación respecto del desarrollo normal de las plantas dentro de este tipo de aplicaciones, por la acumulación de metales en sus los tejidos, la evaluación del desempeño de plantaciones como *Phragmites australis* ha demostrado que estas se pueden desarrollar presentando un buen crecimiento durante la operación del sistema de tratamiento, especialmente cuando son plantadas sobre grava gruesa de diámetro de partícula de 4 cm (Pevery et al., 1995).

Las macrófitas utilizadas generalmente en esta aplicación son las espadañas (*Typha latifolia*), juncos (*Scirpus lacustris*) y carrizos (*Phragmites australis*) (Lara-Borrero et al., 2005). En la tabla 3, se encuentran tres de las especies plantadas en los sistemas de HA, ya sea de tipo piloto, ya sea a escala real, a fin de tratar los lixiviados de rellenos sanitarios, entre las cuales, los carrizos son la planta de mayor uso.

**Tabla 3.** Especies macrófitas plantadas en sistemas de humedales artificiales aplicados al tratamiento de lixiviados

Especie	Referencia
Espadañas ( <i>Typha latifolia</i> )	Loer et al. (1999), Johnson et al. (1999), Bulc (2006), Nivala et al. (2007).
Carrizos ( <i>Phragmites australis</i> )	Sanford (1999), Sun y Austin (2007), Lavrova y Koumanova (2010), Pevery et al. (1995).
<i>Pasto alpiste</i> ( <i>Phalaris arundinacea</i> )	Bernard y Lauve (1995).

Fuente: Los autores

El flujo dentro de los humedales construidos puede darse de forma libre, en contacto con los tallos de las plantas o de forma subsuperficial, en la que el líquido que se va a tratar no entra en contacto con la atmósfera, fluyendo a través del sustrato o medio poroso implantado. Estos segundos no generan olores, minimizan la presencia de vectores y la posibilidad de contacto con el hombre, razones por las que suelen ser considerados de mayor aplicación para el tratamiento de lixiviados (Yalcuk y Ugurlu, 2009).

El sustrato consiste en un medio poroso que se implanta en el humedal artificial, que se constituye en el suelo base de la vegetación, funciona como filtro y proporciona un espacio para la fijación de microorganismos. Los materiales usados generalmente son gravas y arenas, aunque suelen ser adicionados otro tipo de materiales para el lecho dependiendo de su afinidad con contaminantes específicos presentes en los lixiviados. Yalcuk y Ugurlu (2009) estudiaron tres tipos de suelos en humedales de flujo subsuperficial, dos de tipo vertical y uno de tipo horizontal. Las condiciones de los suelos se encuentran en la tabla 4.

**Tabla 4.** Características del sustrato en tres diferentes sistemas experimentales

Sistema de humedal artificial	Medio, tamaño (mm)
HA Subsuperficial de flujo vertical 1	Arena (0-7) Zeolita (0,8-2) Grava (7-15) Grava(15-30)
HA Subsuperficial de flujo vertical 2	Arena (0-7) Grava (7-15) Grava (15-30)
HA Subsuperficial de flujo horizontal	Grava (7-15)

Fuente: Tomado de Yalcuk y Ugurlu (2009)

El sistema de tratamiento experimental 1 presentó un mejor rendimiento en cuanto a la eliminación de  $\text{NH}_4\text{-N}$ , por el intercambio iónico dado con la zeolita (clinoptilolita), teniendo en cuenta que estas tienen una afinidad por este tipo de cationes.

La recirculación de los lixiviados en los HA ha sido estudiada, comparando diferentes relaciones de recirculación a variados caudales. Entre mayor sea la velocidad de flujo del influente, será necesario un periodo de tratamiento más prolongado y, a mayores relaciones de recirculación, se presentarán mejores eficiencias de remoción con un menor periodo de tratamiento especialmente en  $\text{DBO}_5$ ,  $\text{NH}_4$ , fósforo y DQO (Larova y Koumanova, 2010).

Además de realizar el diseño proyectado hacia la disminución de la carga de un contaminante criterio, para el buen desempeño de los humedales es determinante tener en cuenta factores tales como la vegetación que se va a implantar, el lecho o sustrato, el tipo de flujo y la necesidad de recirculación, entre otros. En el caso de la vegetación, es recomendable hacer uso de macrófitas endémicas que se encuentren adaptadas a las condiciones climáticas de la zona, preferiblemente de humedales naturales o aún mejor de humedales artificiales, lo que aumenta la posibilidad de adaptación y, por lo tanto, de supervivencia de las especies a las condiciones del sistema de tratamiento.

En cuanto a los sustratos, a pesar del buen desempeño de los lechos modificados con materiales selectivos hacia un cierto contaminante, es importante prever la colmatación de estos y la poca viabilidad de realizar cambios del sustrato una vez se encuentre operando el humedal, por lo que no se podría recuperar la capacidad filtrante y se disminuiría la eficiencia de remoción del sistema. Generalmente, se hace uso de materiales de bajo costo, tales como gravas y arenas de diferentes diámetros de partícula.

## 4. DISEÑO

### 4.1 Rango de aplicación

Luego de sus inicios en la década de los ochenta (Kadlec, 1999), su implementación ha sido amplia en Europa (Maehlum, 1999; Maehlum et al., 1999; Kietlinska et al., 2005; De Feo, 2007; Sundberg et al., 2007; Justin y Zupancic, 2009; Wojciechowska et al., 2010) y Estados Unidos (Sanford, 1999; Martin et al., 1999; Hooper, 1999; Kadlec y Zmarthie, 2010). De igual forma, se cuenta con experiencias —aunque en menor cantidad— en el continente asiático y africano (Aluko y Sridhar, 2005; Ujang et al., 2005; Sawaitayothin y Polprasert, 2007; Chiemchaisri et al., 2009; Yalcuk y Ugurlu, 2009). En el presente milenio, países como Brasil (Mannarino et al., 2006), Argentina (Pettri et al., 2008) y Colombia (Lara-Borrero *et al.* 2005; Zamora et al. 2009) dan inicio a la aplicación de los humedales artificiales en el tratamiento de lixiviados. Las experiencias constatan que los humedales artificiales pueden ser aplicados a diferentes tipos de latitudes, condiciones climáticas y características de los lixiviados; el reto consiste en el dimensionamiento y configuración adecuada para cada la situación propia de cada vertedero y por supuesto lixiviado. De acuerdo con Kadlec (1999), varía normalmente en un rango de 40 a 400m<sup>3</sup>/día, con lo que la capacidad no sería un factor que limitase su aplicación, siempre y cuando se disponga de las superficies o áreas suficientes.

Actualmente, no hay un único modelo de dimensionamiento de humedales artificiales y, desde su aplicación al tratamiento de lixiviados, se han implementado herra-

mientas esbozadas para el tratamiento de aguas residuales domésticas haciendo uso de cinética de primer orden, al ser considerados reactores biológicos operados en flujo a pistón. A partir de 2008, se cuenta con el modelo de tanques en serie apoyados de igual forma en cinética de primer orden, aplicado por Kadlec y Zmarthie (2010) en la experiencia llevada a cabo en el sistema Saginaw, citando complementariamente factores imprescindibles en la configuración, cuando la tecnología se aplica a depuración de lixiviados:

- Remoción de hierro;
- Concentraciones elevadas de amoníaco;
- Supervivencia de la vegetación;
- Pequeños flujos con alta interacción con precipitación y evapotranspiración;
- Reducción de hidrocarburos volátiles;
- Reducción de trazas tóxicas;
- Remoción y almacenamiento de metales de traza;
- Sensibilidad y protección de las aguas protectoras.

Considerables concentraciones de hierro pueden llegar a causar incrustaciones o deterioro de los medios granulares y disminuir la eficiencia (Nivala et al., 2007). Por otra parte, los elevados contenidos de amoníaco (característicos de los lixiviados de rellenos sanitarios de corta edad de operación) en el influente que se va a tratar pueden dar como resultado grandes configuraciones en el humedal para poder llegar a la eficiencia deseada, además de afectar el desarrollo y el crecimiento de la vegetación implantada. Para dichos factores que pueden resultar contraproducentes en la operación de los sistemas de tratamiento con humedales artificiales, Kadlec y Zmarthie (2010) proponen las siguientes soluciones:

- Oxidar y sedimentar el lixiviado antes de ser ingresado al HA.
- Hacer uso de filtros de arena, junto con humedales de flujo vertical, y realizar descarga en humedales de flujo libre, con el fin de general las condiciones necesarias para la eliminación de amoníaco y biodegradación de hidrocarburos pesados.
- Generar líneas de reciclo para disminuir la concentración de los contaminantes que puedan afectar la vegetación y reducir el impacto de la evapotranspiración en el proceso de depuración.

En general, las recomendaciones anteriores establecen la necesidad de hacer uso de los humedales como parte de un sistema de depuración más robusto, ubicado dentro de alguna de las operaciones de un tren de tratamiento, principalmente para que se enfrente a líquidos pretratados, con condiciones menos agresivas para vegetación, organismos vivos en general y el sustrato, así como para disminuir el área superficial de diseño. Las ecuaciones fundamentales, que dominan los dos tipos de modelos aquí nombrados, se presentan en la tabla 5.

**Tabla 5.** Ecuaciones fundamentales, de los modelos de diseño por flujo pistón y tanques en serie con cinética de primer orden

Modelo flujo a pistón	Modelo tanques en serie
$\frac{C-C^*}{(C_i-C^*)} = \exp(-k_v \tau y)$	$\frac{C}{C_i} = \left(1 + \frac{kt}{Nh}\right)^{-N} = \exp(-kt)$ <p style="text-align: center;"><math>N \rightarrow \infty</math></p>

Fuente: Kadlec (1999) y Kadlec y Zmarthie (2010)

Definición de las variables:

C = concentración del contaminante criterio (mg/L)

C\* = concentración de fondo<sup>I</sup> (mg/L)

C<sub>i</sub> = concentración en el influente (mg/L)

k<sub>v</sub> = constante de tasa de remoción volumétrica (L/día)

τ = tiempo de detención nominal (día)

y = fracción de distancia a través del humedal

h = altura del agua (m)

k = coeficiente de tasa aparente (m/día)

N = número de tanques en serie

I Hace referencia a la concentración remanente o *background*, asociadas a la materia orgánica propia del humedal, la descomposición de materia vegetal y orgánica, así como a la entrada de materia biodegradable y compuestos recalcitrantes del medio circundante (Kadlec y Wallace, 2009).

Cabe anotar que debido a lo reciente de la publicación del diseño en tanques en serie, aún son pocos los casos conocidos acerca de su implementación específica para el tratamiento de lixiviados. Por su parte, en el presente trabajo es posible citar al Saginaw Township, en Estados Unidos (Kadlec y Zmarthie, 2010), que alcanza remociones medias aproximadamente del 92% para el caso del nitrógeno, uno de los contaminantes de mayor complejidad en este tipo de líquido residual, para un tiempo de detención promedio de 62 días y carga hidráulica de 0,83cm/día.

Como ya se mencionó, este tipo de modelo ha sido poco utilizado para el diseño de los humedales artificiales en su aplicación para lixiviados; sin embargo, es de esperarse mejores desempeños en los modelados desde esta visión, debido a que se acercan más a la realidad del comportamiento hidráulico del pantano, en los que los flujos de agua sobre el lecho se encuentra influenciados por el influente que esté ingresando, además de que toma en consideración el carácter no ideal del flujo en este tipo de sistemas, de lo que se podría esperar que en la realidad los datos de remoción obtenidos sean lo más cercanos posibles a los de diseño. Aunque el modelo de flujo a pistón ha sido más utilizado, no es apropiado para la descripción del régimen hidráulico de los humedales, adopta la noción de *mezcla completa* y subestima los procesos que se dan en las primeras zonas del humedal.

En cuanto al diseño hidráulico, es conveniente apoyarse en United States Environmental Protection Agency (USEPA,2000).

## 5. EFICIENCIA DEL TRATAMIENTO

A partir de diferentes experiencias llevadas a cabo en el mundo, tanto en el laboratorio como a escala real, se ha contado la eficiencia de remoción de contaminantes en humedales artificiales para el tratamiento de los lixiviados de vertederos de residuos sólidos y se ha comprobado, a partir de las múltiples investigaciones, que su aplicación para este tipo de influente específico responde a eficiencias de remoción satisfactorias, especialmente en lo que respecta a sólidos suspendidos,  $DBO_5$  y amonio.

Por otro lado, se han reportado en sistemas de humedales artificiales operados en flujo subsuperficial remociones aproximadamente del 27-98%, 11,1-96% y 17,3-88% para  $DBO$ ,  $DQO$  y  $SST$ , respectivamente (Aluko y Sridhar, 2005; Nivala et al., 2007; Chiemchaisri et al., 2009; Wojciechowska et al., 2010). En este sentido, la variación de dichas eficiencias depende principalmente del tipo de flujo, de su configuración tren de tratamiento, así como de las condiciones climáticas de la zona en la que opere.

A pesar de que los valores extremos superiores de los rangos anteriores, tomados de la tabla 6 (da cuenta de las eficiencias de remoción dada una configuración de HA), pueden resultar promisorios, se destacan rangos de remoción de mayor eficiencia cuando se aplica el tratamiento con humedales dentro de un tren, ya sea acoplado con tecnologías convencionales ya sea naturales, alcanzándose remociones de DBO aproximadamente del 87,5-97,5% (Zamora et al., 2009; Wojciechowska et al., 2010), DQO entre 81,6 y 90% (Martin y Johnson, 1995; De Feo, 2007) y para sólidos suspendidos totales (SST) los límites de eliminación oscilan entre 95,5-99% (Maehlum, 1995; Martin y Johnson 1995; Wojciechowska et al., 2010). En lo que respecta al amoníaco, fósforo y cloruros, se alcanzan remociones superiores al 90% tanto en los sistemas operados con humedales de flujo subsuperficial como en aquellos en los que se hizo uso de trenes de tratamiento (Martin y Johnson, 1995; Eckhardt, 1999; Lavrova y Koumanova, 2010). La tabla 6 recopila rendimientos reportados por múltiples experimentaciones para los componentes de mayor interés de los lixiviados de rellenos sanitarios.

### 5.1 Carga orgánica

Los compuestos no volátiles, no tóxicos, de tipo orgánico, son medidos como DBO<sub>5</sub> y DQO, debido al consumo de oxígeno necesario para su degradación. Los mecanismos por los cuales se reducen estos contaminantes en los HA, son principalmente oxidación y digestión anaerobia (Kadlec 1999). La eliminación de DBO<sub>5</sub> ocurre rápidamente durante los primeros cinco (5) días (Lavrova & Koumanova 2010), sin embargo, suele ser baja durante el procedimiento de arranque de los sistemas, y generalmente durante los dos primeros meses, los cuales están asociados a la generación y estabilización de los consorcios microbianos (Yalcuk and Ugurlu, 2009).

La vegetación en los humedales artificiales permite un aumento del porcentaje de remoción en la DQO de entre el 1,9% y el 8,2%, por los efectos de aislamiento que implican mejores condiciones de temperatura para los microorganismos encargados de degradar la materia orgánica (De Feo 2007).

El uso de Humedales del tipo FSH en el tratamiento de lixiviados provenientes de rellenos sanitarios jóvenes, permite remociones del orden del 98% y 94% para DBO<sub>5</sub> y DQO, respectivamente, demostrando que los humedales con este tipo de flujo presentan una alta eficiencia de remoción sobre todo para los casos en que el influente presenta concentraciones considerables de materia orgánica (Chiemchaisri et al., 2009).

**Tabla 6.** Eficiencias de remoción de contaminantes en sistemas de humedales artificiales aplicados al tratamiento de lixiviados

Tipo de tratamiento	% de remoción							Referencia
	DBO	DQO	SST	N-NH <sub>4</sub>	P-total	Fe	Cloruros	
FL	57-91	41-81,6	59-60	50	49-93,6	N. D.	32	Mannarino <i>et al.</i> (2006), Sawaitayothin y Polprasert (2007), Petri <i>et al.</i> (2008).
FSV	86-97	27,3-96	81,01	48,9-100	29-100	21-98,2	65,6	Aluko y Sridhar (2005), Nivala <i>et al.</i> (2007), Yalcuk y Ugurlu (2009), Lavrova y Koumanova (2010),
FSH	26,7-98	11,1-94	17,3-88	38,3-78	21-99	17-70	33,9	C. Chiemchaisri <i>et al.</i> (2009), Yalcuk y Ugurlu (2009), Wojciechowska <i>et al.</i> (2010).
Tren de tratamiento	DBO	DQO	SST	N-NH <sub>4</sub>	P-total	Fe	Cloruros	
LAN-LA-2FSH-FL								Mehlum (1995),
LA-FL-FA								Martin y Johnson (1995),
HAFS								Johnson <i>et al.</i> (1999)
L-FL								DeBusk (1999),
FL-FS	87,5-97,5	81,6-90	95,5-99	82,9-99,8	70-97,8	70-99	78-85	Eckhardt (1999),
LAC+FSV								Mannarino <i>et al.</i> (2006),
3FSV								De Feo (2007);,
LAN-FL								Zamora <i>et al.</i> (2009),
3FL-TA con agotamiento de N								Wojciechowska <i>et al.</i> (2010);
2FSV-1FSH	59	50	33	51	53	84	35	Bulc (2006);,
FSH-FSV	65,5	40,9	83,7	41,9	38,4	17,6	17,3	Justin y Zupancic (2009);,

Nomenclatura: FL (flujo libre); FSV (flujo subsuperficial vertical); FSH (flujo subsuperficial horizontal); LAN (laguna anaerobia); LA (laguna aireada); FA (filtros de arena); LAC (lodos activados).

## 5.2 Metales

Son variados los mecanismos mediante los cuales se degradan los metales dentro de los HA, entre ellos se han observado procesos químicos y físicos, ya sea por intercambio iónico con los sedimentos del acuífero, por precipitación, por reacciones de óxido-reducción o por absorción por parte de la vegetación implantada (Yalcuk y Ugurlu, 2009). Sin embargo, el comportamiento de cada metal puede ser diferente y en los lixiviados es posible encontrar diferentes tipos de estos elementos, de acuerdo con la naturaleza de los residuos depositados en el vertedero. Dentro de los componentes de este tipo, usualmente presentes en los lixiviados, se encuentran el hierro (Fe), cobre (Cu), zinc (Zn), plomo (Pb), cadmio (Cd), entre otros (Peverly et al., 1995).

Los metales se pueden acumular en la vegetación y en el sustrato. Como alternativa para mitigar el riesgo de bioacumulación se utilizan sulfuros ácidos volátiles (Schwartz et al., 1999).

De acuerdo con Bulc (2006), la eficiencia de reducción de Fe en los HA es dependiente del contenido de fósforo y oxígeno disuelto, así como de la precipitación. Su investigación aplicada a lixiviados de vertederos de alta edad encontró remociones del 84% para este metal pesado, haciendo uso de sistemas de flujo subsuperficial.

## 5.3 Nitrógeno

Contaminantes, como el material orgánico y el nitrógeno, son removidos por acción de los microorganismos presentes en la instalación. Los principales degradadores del nitrógeno son microorganismos autótrofos y heterótrofos en procesos de amonificación, nitrificación y desnitrificación (Sun y Austin, 2007; Rustige y Nolde, 2007). Aparte de los mecanismos ya nombrados, la pérdida de nitrógeno en los HA se da por absorción de la vegetación, sedimentación, volatilización e intercambio iónico. La remoción de nitrógeno por efecto de las macrófitas plantadas es mayor que la que se da por procesos de biofiltración (De Feo, 2007).

Se utiliza el ácido acético para mejorar las eficiencias de remoción de nitrógeno, que alcanza tasas de remoción para  $\text{NH}_4\text{-N}$  aproximadamente del 94% y desnitrificación de hasta el 98% (Rustige y Nolde, 2007). Numerosas experimentaciones se han realizado en torno a la remoción de nitrógeno en los humedales artificiales, que evalúan los tipos de humedales y su desempeño para tal propósito, teniendo como resultado que operan más eficientemente para dicho efecto los sistemas de flujo subsuperficial

vertical y más aun cuando los sustratos implantados presentan componentes selectivos hacia este tipo de contaminante (Yalcuk y Ugurlu, 2009).

Asimismo, se han analizado los microorganismos encargados de la degradación de los compuestos nitrogenados, ya sean orgánicos, ya sean inorgánicos, en las diferentes etapas o componentes del ciclo del nitrógeno, identificando, además, qué bacterias se adaptaban al medio agreste que presentan los lixiviados. Se presentaron remociones superiores al 90% en humedales de flujo subsuperficial, con tiempos de retención entre 5 y 8 días (Sawaitayothin y Polprasert, 2007).

Por otra parte, se han realizado análisis enfocados a determinar el papel del contenido de carbono en los procesos de depuración y el efecto que tendría la adición de fuentes externas de carbono, encontrándose en las investigaciones que el proceso de desnitrificación se ve limitado por la concentración de carbono orgánico en el humedal y que la adición externa de este compuesto puede lograr hasta el 98% de eficiencia en humedales de flujo subsuperficial horizontal (Kozub y Liehr, 1999; Rustige y Nolde, 2007).

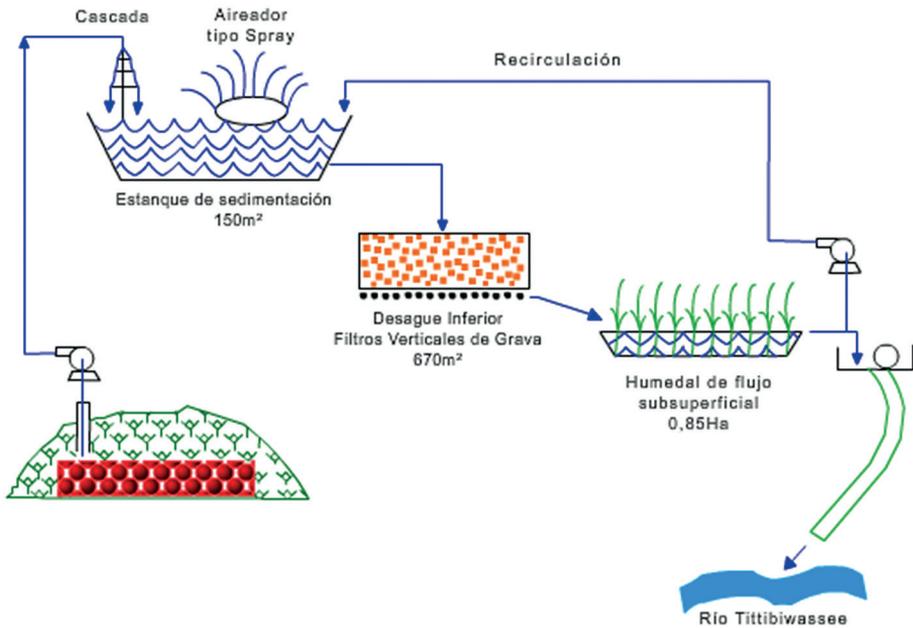
#### 5.4 Experiencias puntuales

Para tener una noción más concreta de los trabajos realizados y el enfoque de partida de los experimentadores, a continuación se presentan algunas de las experiencias realizadas a nivel de planta piloto o escala de laboratorio que, aunque con resultados favorables respecto de la eficiencia de las distintos niveles de experimentación y de las condiciones evaluadas, llámese estas condiciones climáticas (Maehlum, 1999; Ujang *et al.*, 2005), tipos de flujo (Yalcuk y Ugurlu, 2009), especies vegetales plantadas (De Feo, 2007), tasas de recirculación (Lavrova y Koumanova, 2010), aireación mecánica (Nivala *et al.*, 2007), adición de carbono orgánico para aumentar las tasas de remoción de nitrógeno (Rustige y Nolde, 2007), entre otras, resulta difícil realizar la proyección de dichos resultados a escala real (Kadlec y Zmarthie, 2010).

Complementariamente, se encuentran investigaciones realizadas a escala real, en las instalaciones propias de los rellenos sanitarios, presentando datos de mayor confiabilidad y validez, por realizar una menor manipulación de las condiciones.

**Estados Unidos.** Saginaw Township. Relleno sanitario ubicado en el municipio de Saginaw, cerrado en la década de los ochenta, con un área aproximada de 12 ha. La configuración del tren de tratamiento está dada de acuerdo con la figura 1, por un

tanque o fosa de sedimentación que descarga su efluente sobre filtros intermitentes de arena y grava verticales, cuyo lixiviado pretratado se transporta a un humedal de flujo libre a través de sistemas de drenaje. El sistema opera con una relación de recirculación 1:2, con tiempos de detención de 60 días. Finalmente, el lixiviado tratado es aireado y descargado sobre el río Tittabawassee (Kadlec y Zmarthie, 2010).



**Figura 1.** Sistema de tratamiento Saginaw Township (Estados Unidos)

Fuente: Modificado de Kadlec y Zmarthie (2010)

Las eficiencias de remoción presentadas en la tabla 6 y 7 demuestran que los sistemas integrados (como ya se había dicho antes) permiten mejores eficiencias de remoción, puesto que el influente que llega al pantano ha sido pretratado y los efectos tóxicos o nocivos sobre los componentes de este se minimizan, por lo cual la operación del sistema natural se da dentro de condiciones más óptimas. En los casos en los que no son la última fase del tratamiento, su efluente sigue siendo tratado ya sea por tecnologías naturales ya sea por convencionales, con lo que se minimiza aún más el efecto nocivo de los lixiviados.

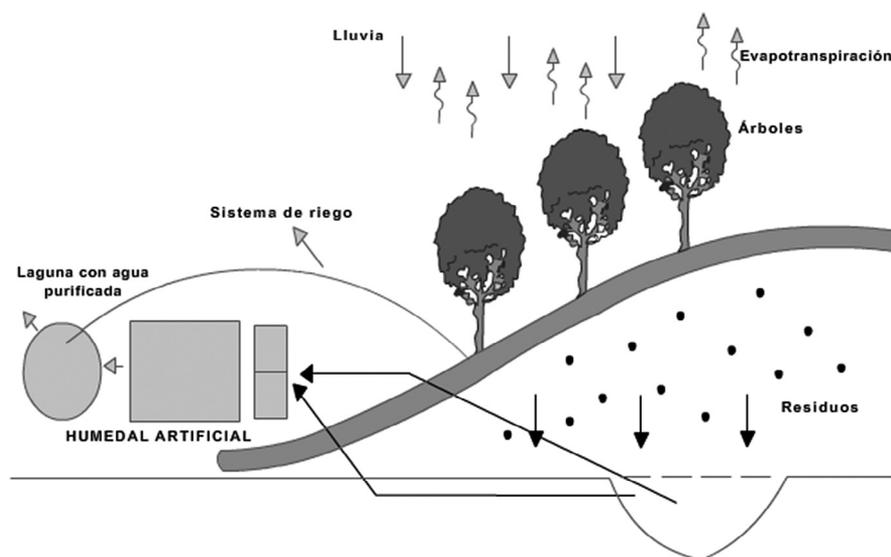
**Tabla 7.** Parámetros del sistema integrado Saginaw, influente, efluente y límites permitidos

Parámetro	Media del influente	Media del efluente	Límite permitido NPDES
Amoniaco-N (mg/L)	382	1,45	n. d.
Fósforo total (mg/L)	2,79	0,30	1,0
Cloruros (mg/L)	918	535	n. d.
Sulfatos (mg/L)	54	9,5	n. d.
pH	7,40	8,0	6,5-9,0
Oxígeno disuelto (mg/L)	2,10	5,60	>3,0
Temperatura (°C)	16,7	16,4	n. d.

Nota: n. d.: no disponible.

Fuente: Tomado de Kadlec y Zmarthie (2010)

**Eslovenia.** Relleno sanitario operado desde 1959, cubriendo un área de 40 ha, en el que se operó un sistema compuesto de dos humedales de flujo subsuperficial vertical y uno flujo subsuperficial horizontal interconectados entre sí. El sistema de tratamiento cubre un área de 311 m<sup>2</sup>, que opera con una carga intermitente de 0,5 cmd<sup>-1</sup>. Una de las finalidades fue obtener un efluente con características tales que permitieran su posterior uso en riego como se ilustra en la figura 2.



**Figura 2.** Sistema de tratamiento, relleno sanitario Eslovenia

Fuente: Modificado de Bulc (2006)

El sistema corresponde a un tren sencillo en el que predominan las tecnologías naturales. Debido al largo de operación del vertedero, los lixiviados presentan bajas cargas orgánicas y menores posibilidades de colmatación de los lechos, lo que reduciría la necesidad de sistemas primarios robustos antes de la operación de los humedales. Es una muestra de los beneficios que ofrece la aplicación de esta tecnología que reduce en tal proporción la carga contaminante que posibilita el reuso dentro de la misma área de relleno, lo que minimiza el impacto visual que genera a la comunidad.

La tabla 8 presenta valores medios de algunos contaminantes para efluente e influente, los límites permisibles por la legislación Eslovaca, así como las eficiencias de remoción. De esta, se infiere que el tratamiento con HA resultó adecuado para la purificación del lixiviado hasta obtener la caracterización necesaria para el uso en riego (Bulc, 2006).

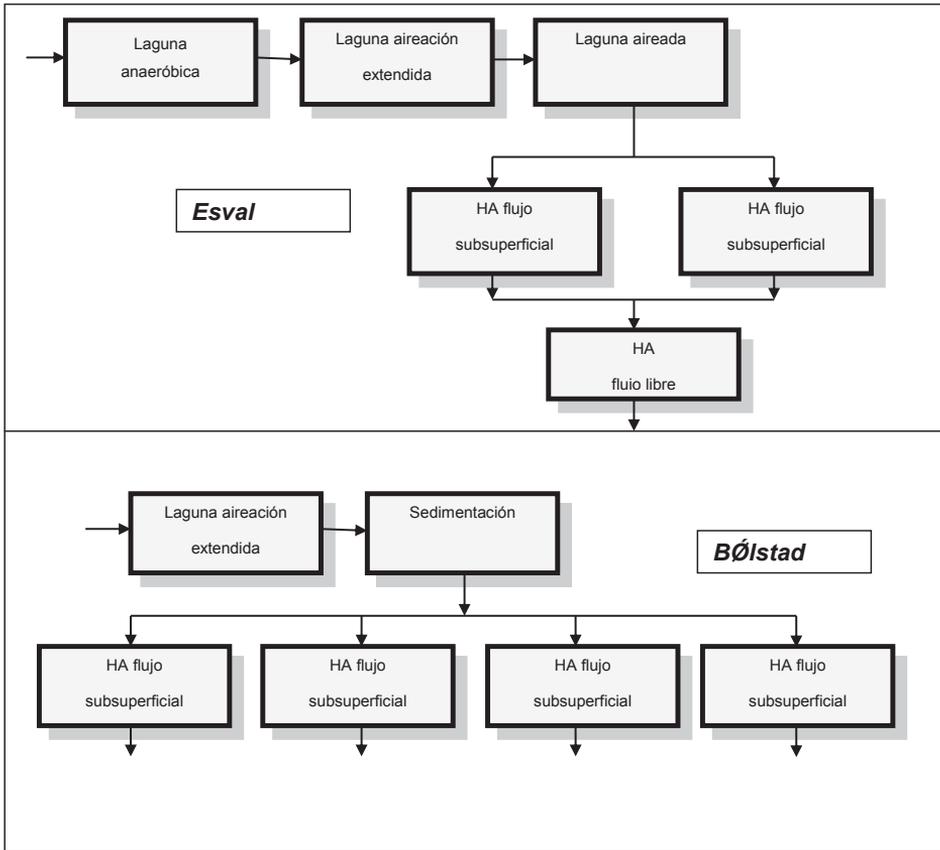
**Tabla 8.** Promedio de las concentraciones de contaminantes monitoreados en el sistema de tratamiento, Eslovenia

Parámetro	Media del influente	Media del efluente	Límite permitido OGRS	Eficiencia %
SS (mg/L)	38,3	26,2	60	33
DQO (mg/L)	485	240	300	50
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	76	28	30	59
Sulfatos (mg/L)	16,3	17,5	300	Negativa
pH	7,3	7,6	6,5-9,0	NA <sup>1</sup>
NH <sub>3</sub> -N (mg/L)	496	297	50	51
Temperatura (°C)	15,3	13,4	30	NA

<sup>1</sup>No aplica

Fuente: Tomado de Bulc (2006)

**Noruega.** *Rellenos sanitarios Esva y BÓlstad.* Las temperaturas reportadas en los dos vertederos están alrededor de -6 °C para el mes de enero. Están compuestos por áreas de 7,0 ha y 5,0 ha, respectivamente. *In situ*, se operaron trenes de tratamiento con sistemas de humedales artificiales y de lagunaje, aunque con distintas configuraciones en cada caso, de acuerdo con la figura 3.



**Figura 3.** Trenes de tratamiento operados en los rellenos Esvál y BÓlstad. (Fuente: los autores).

Este tipo de disposiciones de trenes de tratamiento funcionan eficientemente, teniendo en cuenta que el uso de las lagunas como pretratamiento, tratamientos primarios y secundarios alargan la vida útil de los sustratos de los humedales, al minimizar los problemas de obstrucción, eliminando de los lixiviados, gran porción de los sólidos presentes y el nitrógeno como amoníaco.

Se resalta que los autores recomiendan tiempos de retención superiores a 20 días en los casos de estacionalidad fría (Maehlum et al., 1999).

**Colombia.** Girón (Santander). Relleno sanitario El Carrasco en el que se realiza la disposición de residuos sólidos del área metropolitana de Bucaramanga y cinco mu-

nicipios aledaños. El tren mixto estudiado consiste en un tratamiento fisicoquímico seguido de una laguna de oxidación que entrega el efluente a un humedal artificial de 69,74 m<sup>2</sup> plantado con *Thypha*.

Las remociones obtenidas son aproximadamente del 59,5, el 33 y el 53% para DQO, SST y DBO<sub>5</sub>, respectivamente. Una vez pasado el tiempo de adaptación de las especies vegetales y de formación de consorcios microbianos, la eficiencia del sistema puede llegar a los valores de diseño (Bohorquez y Correal, 2004; Lara-Borrero et al., 2005).

Esta es una de las pocas experiencias en el ámbito nacional, sin embargo, deja abierta la necesidad de investigar los humedales artificiales como una estrategia óptima para el tratamiento de lixiviados, dadas las condiciones medioambientales del territorio colombiano, en su gran mayoría óptimas para el crecimiento y el desarrollo de los consorcios microbianos, sin dejar de lado que son estructuras que generan menor impacto visual, de menores costos de construcción y mantenimiento y, por lo tanto, no necesitan de personal altamente capacitado para su operación.

## 6. VENTAJAS Y DESVENTAJAS

Los humedales artificiales, ya sean de flujo superficial, ya sean de flujo subsuperficial, ofrecen una alternativa para el tratamiento de los lixiviados de rellenos sanitarios capaz de amortiguar las variaciones del líquido que se va a tratar, bien de cantidad bien de calidad, debido a los amplios tiempos de retención contemplados en su operación.

Son tratamientos sostenibles, con bajos costos de construcción, operación y mantenimiento, especialmente en los HA de flujo libre, que presentan una mayor vida útil, pues no presentan los problemas asociados a la colmatación del sustrato.

Una de las mayores limitantes para la implementación de este tipo de ecotecnología son las necesidades de terreno; sin embargo, teniendo en cuenta que la tasa de lixiviados producida en un vertedero es baja, en comparación con las aguas residuales generadas por una población, no sería necesario disponer de grandes áreas para realizar la adecuación del sistema, siempre y cuando se cuente con otras alternativas de tratamiento adicionales que mejoren la eficiencia de remoción de contaminantes, como el amoniaco.

Por el hecho de ser un sistema que emula las condiciones naturales, su rendimiento depende de diferentes factores ambientales, como la estacionalidad, la precipitación,

la evapotranspiración, que pueden conducir a un aumento de las concentraciones de contaminantes y generan un ambiente más agresivo para la biota presente.

## 7. CONCLUSIONES, RETOS Y PROYECCIONES

Múltiples han sido las experiencias en cuanto a la aplicación de humedales artificiales en el tratamiento de lixiviados de vertederos. Experiencias que van desde el laboratorio, hasta las escalas reales, pasando por la operación de plantas piloto, que estudian las diferentes alternativas de flujo, de vegetación y composiciones del sustrato, y que se implementan para las características específicas de cada lixiviado.

Los humedales artificiales son una alternativa viable para el tratamiento de lixiviados, pueden aplicarse en distintos niveles de tratamiento y ser combinados con otras tecnologías naturales e incluso tecnologías convencionales. Presentan altas tasas de remoción de materia orgánica y buenas eficiencias de remoción de nitrógeno, si se presentan las condiciones necesarias para las reacciones de degradación de dicho contaminante.

Los humedales, a pesar de ser una opción que ofrece grandes ventajas en el tratamiento de este tipo de líquidos, ven influenciada su eficiencia por factores medioambientales, tales como la temperatura, la cual es determinante en los procesos de degradación microbiana, la precipitación, que por un lado aumenta los caudales de operación y por otro disminuye las concentraciones de contaminantes, hace que los tiempos de retención sean menores, y por lo tanto cabe la posibilidad de que los consorcios microbianos no tengan el suficiente sustrato para su desarrollo.

Por otra parte, la evapotranspiración aumenta la concentración de contaminantes al tener pérdidas en la masa de agua; de esta manera, el ecosistema estaría expuesto a condiciones más agresivas que podrían afectar el normal desarrollo de componentes, tales como la vegetación.

Este tipo de problemas pueden ser enfrentados al hacer uso de trenes de tratamiento, utilizando los humedales a partir de la segunda etapa; de esta manera, no se expondría al lixiviado crudo, se disminuirían los inconvenientes respecto de la colmatación del suelo (especialmente en humedales de flujo subsuperficial) y funcionarían como etapas finales o de afino.

Los rendimientos de los humedales artificiales por sí solos suelen resultar bajos de

acuerdo con la normativa de algunos países; esta es una de las razones que impulsa a la experimentación con trenes mixtos para contar diferentes condiciones de concentración de oxígeno, zonas aerobias, anaerobias y anóxicas, que en conjunto mejoran los rendimientos en la remoción de nitrógeno. Adicional a esto, resulta conveniente realizar pruebas con diferentes tipos de sustrato, haciendo uso de materiales selectivos o con afinidad por los componentes propios del lixiviado que se va a tratar, de acuerdo con sus características químicas.

Cabe resaltar que el diseño de un humedal artificial en un vertedero específico no debe ser reescalado o reproducido para el dimensionamiento de otro relleno sanitario, pues su aplicación es específica a las condiciones ambientales de la instalación y a la caracterización del lixiviado producto del relleno sanitario.

## REFERENCIAS

- Albuquerque, A. et al. (2009). Influence of bed media characteristics on ammonia and nitrate removal in shallow horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource technology*, 100, 6269-6277.
- Aluko, O. O. y Sridhar, M. K. (2005). Application of constructed wetlands to the treatment of leachates from a municipal solid waste landfill in Ibadan, Nigeria. *Journal of environmental health*, 67, 58.
- Aslam, M. M. et al. (2007). Treatment performances of compost-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for refinery wastewater treatment in Pakistan. *Ecological engineering*, 30, 34-42.
- Bernard, J. M. y Lauve, T. E. (1995). A comparison of growth and nutrient uptake in *Phalaris arundinacea* L. growing in a wetland and a constructed bed receiving landfill leachate. *Wetlands*, 15, 176-182.
- Bialowiec, A. y Wojnowska-Baryła, I. (2007). The efficiency of landfill leachate evapotranspiration in soil-plant system with reed *Phragmites australis*. *Ecology and Hydrobiology*, 7, 331-337.
- Bialowiec, A. y Wojnowska-Baryła, I. (2008). The landfill leachate evapotranspiration in soil-plant system with reed *Phragmites australis*. *International Journal of Environment and Waste Management*, 2, 526-539.
- Bohorquez, C. y Correal, A. (2004). *Sistema piloto de humedal artificial para el tratamiento de lixiviados en el relleno sanitario El Carrasco en la ciudad de Bucaramanga*, Tesis de Grado, Ingeniería Civil, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.

- Bulc, T. G. (2006). Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological engineering*, 26, 365-374.
- Chiemchaisri, C. et al. (2009). Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland. *Bioresource technology*, 100, 3808-3814.
- De Busk, W.F. (1999). Evaluation of a constructed wetland for treatment of leachate at a municipal landfill in Northwest Florida. En Mulamootil, G.; McBean, E. A. y Rovers, F. *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates* (pp. 175-186). Annapolis: Lewis Publisher.
- Eckhardt, D. A. (1999). *Constructed Wetland System for Treatment of Landfill Leachate*. Nueva York: Monroe County.
- De Feo, G. (2007). Performance of vegetated and non-vegetated vertical flow reed beds in the treatment of diluted leachate. *Journal of Environmental Science and Health*, 42, 1013-1020.
- Giraldo, E. (2001). Tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios: avances recientes. *Revista de Ingeniería*, 14, 44-55.
- Hooper, F. K. (1999). Iron Accumulation in leachate treatment wetlands: toxicity to benthic invertebrates. En Mulamootil, G.; McBean, E. A. y Rovers, F. *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates* (pp. 251-259). Annapolis: Lewis Publisher.
- Johnson, K. D. et al. (1999). Performance of a constructed wetland leachate treatment system at the Chunchula Landfill, Mobile County, Alabama. *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates*. En Mulamootil, G.; McBean, E. A. y Rovers, F. *Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates* (pp. 251-259). Annapolis
- Justin, M. Z. y Zupancic, M. (2009). Combined purification and reuse of landfill leachate by constructed wetland and irrigation of grass and willows. *Desalination*, 246, 157-168.
- Kadlec, R. H. (1999). Constructed wetlands for treating landfill leachate. En Mulamootil, G.; McBean, E. A. y Rovers, F. (pp. 17-46). *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates*. Estados Unidos, Annapolis: Lewis Publisher.
- Kadlec, R. H. y Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands* (2.<sup>a</sup> ed.). Boca Ratón, FL: Lewis Publishers,
- Kadlec, R. H. y Zmarthie, L. A. (2010). Wetland treatment of leachate from a closed landfill. *Ecological Engineering*, 36, 946-957.
- Kietlinska, A. et al. (2005). Nitrogen removal from landfill leachate using a compact constructed wetland and the effect of chemical pretreatment. *Journal of Environmental Science and Health*, 40, 1493-1506.

- Kjeldsen, P. et al. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32, 297-336.
- Kozub, D. y Liehr, S. (1999). Assessing denitrification rate limiting factors in a constructed wetland receiving landfill leachate. *Water Science and Technology*, 40, 75-82.
- Lara-Borrero J. et al. (2005). Humedales artificiales para el tratamiento de lixiviados en un relleno sanitario. En *48 Congreso de ACODAL Saneamiento y Ambiente: Políticas, Educación, Tecnología y Negocios*, Santa Marta (Colombia). Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- Lavrova, S. y Koumanova, B. (2010). Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate. *Bioresource technology*, 101, 1756-1761.
- Loer, J. et al. (1999). An integrated natural system for leachate treatment. En Mulamootil, G.; McBean, E. A. y Rovers, F. *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates* (pp. 187-204). Annapolis: Lewis Publisher.
- Maehlum, T. (1995). Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 32, 129-135.
- Maehlum, T. (1999). Wetlands for treatment of landfill leachates in cold climates. En Mulamootil, G.; McBean, E. A. y Rovers, F. *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates* (pp. 33-46). Annapolis: Lewis Publisher.
- Maehlum, T. et al. (1999). Leachate treatment in extended aeration lagoons and constructed wetlands in Norway. En Mulamootil, G.; McBean, E. A. y Rovers, F. *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates* (pp. 151-163). Annapolis: Lewis Publisher.
- Mannarino, C. F. et al. (2006). Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 11, 108-112.
- Martin, C. D. y Johnson, K. D. (1995). The use of extended aeration and in-series surface-flow wetlands for landfill leachate treatment. *Water Science and Technology*, 32, 119-128.
- Martin, C. D.; Johnson, K. D. y Moshiri, G. A. (1999). Performance of a constructed wetland leachate treatment system at the Chunchula landfill, mobile county, Alabama. *Water Science and Technology*, 40, 67-74.
- Mathewson, M. (1998). Designing a wetland for wastewater treatment-a truly interdisciplinary effort in: 8. En International Association for Engineering Geology and the Environment, International Congress, Vancouver.
- McBean, E. A. y Rovers, F. (1999). Landfill leachate characteristics as inputs for the design

- of wetlands used as treatment systems. En Mulamoottil, G.; McBean, E. A. y Rovers, F. *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates* (pp. 1-16). Annapolis: Lewis Publisher.
- Nivala, J. et al. 2007. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 380, 19-27.
- Pettri, M. D. et al. (2008). Tratamiento de lixiviados por humedales construidos- ensayos preliminares. *Revista Ciencia y Tecnología*, 10b, 54-58.
- Peeverly, J. H.; Surface, J. M. y Wang, T. (1995). Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment\* 1. *Ecological Engineering*, 5, 21-35.
- Rash, J. K. y Liehr, S. K. (1999). Flow pattern analysis of constructed wetlands treating landfill leachate. *Water Science and Technology*, 40, 309-315.
- Rew, S. y Mulamoottil, G. (1999). A cost comparison of leachate treatment alternatives. En Mulamoottil, G.; McBean, E. A. y Rovers, F. *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates* (pp. 261-269). Annapolis: Lewis Publisher.
- Rustige, H. y Nolde, E. (2007). Nitrogen elimination from landfill leachates using an extra carbon source in subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 56, 125-133.
- Sanford, W. E. (1999). Substrate type, flow characteristics and detention times related to landfill leachate treatment efficiency in constructed wetlands in Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates. En Mulamoottil, G.; McBean, E. A. y Rovers, F. *Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates* (pp. 47-56). Annapolis: Lewis Publisher.
- Sawaittayothin, V. y Polprasert, C. (2007). Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate. *Bioresource Technology*, 98, 565-570.
- Schwartz, L.N.; Wiseman, L. P. y Melear, E. L. (1999). Leachate wetland treatment system in Orange County, Florida. *Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates* 99.
- Sun, G. y Austin, D. (2007). A mass balance study on nitrification and deammonification in vertical flow constructed wetlands treating landfill leachate. *Water Science and Technology*, 56, 117-123.
- Sundberg, C.; Tonderski, K. y Lindgren, P. E. (2007). Potential nitrification and denitrification and the corresponding composition of the bacterial communities in a compact constructed wetland treating landfill leachates. *Water Science and Technology*, 56, 159-166.

- Torrens, A. et al. (2009). Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research*, 43, 1851-1858.
- Tuszynska, A. y Obarska-Pempkowiak, H. (2008). Dependence between quality and removal effectiveness of organic matter in hybrid constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 99, 6010-6016.
- Ujang, Z. et al. (2005). Landfill leachate treatment by an experimental subsurface flow constructed wetland in tropical climate countries. *Water Science and Technology: a Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 52, 243.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2000). Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters.
- Vymazal, J. (1995). Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic-state of the art. *Water Science and Technology*, 32, 357-364.
- Wittgren, H. B. y Maehlum, T. (1997). Wastewater treatment wetlands in cold climates. *Water Science and Technology*, 35, 45-53.
- Wojciechowska, E.; Gajewska, M. y Obarska-Pempkowiak, H. (2010). Treatment of Landfill Leachate by Constructed Wetlands: Three Case Studies. *Polish Journal of Environmental*, 19, 643-650.
- Yalcuk, A. y Ugurlu, A. (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, 100, 2521-2526.
- Zamora, H.; Freire, P. A. y Jurado, K. S. (2009). Biodegradabilidad de flujos de alimentación en humedales artificiales piloto para el tratamiento de lixiviados del relleno sanitario 

Referencia	Fecha de recepción	Fecha de aprobación
Mosquera-Beltrán Yésica I. Q. Lara-Borrero Jaime. Tratamiento de lixiviados mediante humedales artificiales Leachate treatment using constructed wetlands: a review on the state of the art Revista Tumbaga (2012), 7, 73-99	Día/mes/año 20/01/12	Día/mes/año 20/03/12