



Evaluación del Índice de Contaminación de Lixiviados de Relleno Sanitario y Efecto fitotóxico en la Germinación y Plántula de *Phaseolus vulgaris* L.
Phytotoxic Effect of Landfill and Leachate Pollution Indexes on Germination and Seedling of *Phaseolus vulgaris* L.

Márquez-Benavides Liliana¹, Sánchez-Yáñez Juan Manuel^{2*}

Datos del Artículo

¹ Laboratorio de Residuos Sólidos y Medio Ambiente del Instituto de Investigaciones Agrícolas y Forestales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia CP. 58341, Michoacán, México. Tel. 01-(443)334-04-75.
lm Marquez@umich.mx

² Laboratorio de Microbiología Ambiental de Instituto de Investigaciones Químico Biológicas, Ed-B3 CU, UMSNH, CP. 58000, Morelia, Mich., México. Tel. 01 (43) 3 26 57 88.

***Dirección de contacto:**

Laboratorio de Microbiología Ambiental de Instituto de Investigaciones Químico Biológicas, Ed-B3 CU, UMSNH, CP. 58000, Morelia, Mich., México. Tel. 01 (43) 3 26 57 88.
Juan Manuel Sánchez-Yáñez
E-mail address: syanez@umich.mx

Palabras clave:

Contaminación, suelo, rizósfera, semilla, agentes xenobioticos.

J. Selva Andina Res. Soc.
2014; 5(1):13-23.

Historial del artículo.

Recibido mayo, 2014.
Devuelto julio 2014
Aceptado julio, 2014.
Disponible en línea, agosto, 2014.

Editado por:
Selva Andina
Research Society

Key words:

Pollution, soil, rhizosphere, seed, xenobiotic agents.

Resumen

El manejo integral de residuos sólidos urbanos (RSU) incluye el manejo de su lixiviado (LX), un efluente producto de la degradación de la fracción orgánica de los RSU, con su humedad y agua de lluvia. EL LX contamina áreas circunvecinas del sitio de disposición como, agua, suelo y los vegetales adyacentes. Una herramienta para medir el potencial de contaminación de un LX es el Índice de contaminación de lixiviados (ICL), propuesto por Kummur & Alappat (2005), que utiliza 18 parámetros para calcular un valor numérico entre 5-100, donde 100 es el máximo valor de contaminación. Este valor compara LX de distintos sitios y edades, para su tratamiento, sin embargo se desconoce si el ICL se relaciona con el efecto fitotóxico de un LX en una planta blanco. El objetivo de este trabajo fue determinar el ICL de dos lixiviados y comparar su efecto en *Phaseolus vulgaris* L (frijol común). Así se realizó una investigación a escala invernadero con las variables respuesta: porcentaje de germinación de su semilla y fenología de *P. vulgaris* L a nivel de plántula tratada con distintas concentraciones de un LX de Guanajuato (GTO) y de Toluca (TOL). Los resultados indicaron que un valor del ICL mayor del LX de GTO (34.8) no causo el mayor efecto fitotóxico en *P. vulgaris*, aunque este bioensayo con el ICL podría ser otra herramienta completaría para medir el potencial contaminante de un LX en el ambiente.

© 2014. Journal of the Selva Andina Research Society. Bolivia. Todos los derechos reservados.

Abstract

Appropriate solid waste management includes leachate management, an effluent that results from the degradation of solid waste, moisture content and pluvial additions to the disposal site. Due to poor management of the landfill, sometimes leachate is likely to reach nearby areas, affecting soil water and vegetal area. A powerful tool to assess the pollution potential of a given leachate is the leachate pollution index (LPI) developed by Kummur & Alappat (2005) that evaluates 18 parameters in order to calculate a value between 5-100 being 100 the highest in pollution potential. The LPI allows the comparison between leachates from different sites and ages, and also assists in the decision making process on leachate treatment. However, it is currently unknown if this value can also be related to the fitotóxico effect of a leachate on *Phaseolus vulgaris* L. The aim of this work was to calculate the LPI of two leachates and compare the effect on *P. vulgaris* L (common bean). A greenhouse scale experiment was set up, the studied variables were seed germination per cent (%) and phenotype of *P. vulgaris* at seedling step after treated with several leachate concentrations from Guanajuato (GTO) and Toluca (TOL), México. Results showed that a greater LPI (34.8) from GTO did not correspond to a largest fitotoxic effect on *P. vulgaris*. This bioassay could be a completely tool with LPI to evaluate pollution potential of leachate approaching to normal environmental conditions.

© 2014. Journal of the Selva Andina Research Society. Bolivia. All rights reserved.

Introducción

El lixiviado (LX) proveniente de sitios de disposición final incontrolados y/o de rellenos sanitarios se caracteriza por contener altas concentraciones de compuestos orgánicos, inorgánicos y xenobióticos (Baderna *et al.* 2011). Es común que el LX contenga altas cantidades de nitrógeno amoniacal, metales pesados y sales minerales (Cheng & Chu 2011) que contaminan el ambiente si no existe un manejo apropiado de los lixiviados. Existen diversas formas para evaluar el potencial de contaminación de un LX, una, es mediante bioensayos con organismos vivos. Estas pruebas se basan en determinar el efecto tóxico, al exponer animales o plantas a diversas concentraciones del LX (Olivero-Verbel *et al.* 2008, Deguchi *et al.* 2007). Un ejemplo es la capacidad de los LX como agente genotóxico para plantas, como se reportó en la raíces de *Hordeum vulgare L* (cebada) y en *Triticum aestivum L* (trigo) (Sang *et al.* 2006, Li *et al.* 2008). Otro riesgo ambiental por LX en plantas, es su capacidad para inhibir la germinación de semillas y su crecimiento, así como causar necrosis en el tallo y la raíz, con reducción de su biomasa en plantas como *Salix amygdalina L* (sauce blanco), *Lactuca sativa L* (lechuga) y *Lepidium sativum L* (mastuerzo) (Cheng & Chu 2011, Bialowiec & Randerson 2010, Žaltauskait & ypait 2008). Aun así, el empleo de lixiviados diluidos se reporta como alternativa de fertilización en nabo *Brassica rapa L* (nabo) (Alaribe & Agamuthu, 2010), aunque finalmente se ha desestimado por acumulación de metales pesados en el tejido vegetal.

Las ventajas de bioensayos para medir el efecto de LX en plantas, es que se realizan desde las primeras etapas de crecimiento vegetal, sin un

estudio a gran escala además el uso de semillas para bioensayos de fitotoxicidad ahorran costos en su manejo y almacenamiento.

El potencial contaminante de lixiviados puede ser medido con modelos matemáticos, como el Índice de Contaminación de Lixiviado (ICL) desarrollado por Kumar & Alappat (2005). El ICL es una herramienta que aplica 18 parámetros de la caracterización de lixiviados (físicoquímicos y biológicos), para calcular un valor en una escala numérica ascendente del 5-100 para comparar y medir el potencial de contaminación de un LX dado. Este índice ha sido empleado en distintas partes del mundo (Rafizul *et al.* 2011, Umar *et al.* 2010, Kumar & Alappat 2005) con la finalidad de aportar información acerca de qué tan contaminante es un lixiviado de un sitio a otro y para establecer medidas de remediación en el manejo y disposición final de residuos sólidos. Sin embargo, se desconoce si el valor numérico del ICL representa una relación entre ese valor y un efecto tóxico dado en un organismo como una planta. En otras palabras, se desconoce si un LX con mayor valor de ICL causará un mayor efecto tóxico en una planta blanco.

El objetivo de este trabajo fue determinar el potencial contaminante de dos lixiviados mediante el cálculo de sus respectivos ICL y comparar el efecto de ambos en la germinación y nivel de plántula de *Phaseolus vulgaris, L* var. Junio.

Materiales y métodos

Origen de las muestras de los lixiviados. Este trabajo realizo en la parte central de México durante los años 2012-2013. Se obtuvieron dos

muestras de LX, una del relleno sanitario proveniente de Zinacatepec, estado de México, 19° 17' 29" de latitud norte y a los 99° 39' 38" de longitud oeste, a 2600 msnm y un clima templado subhúmedo. La otra muestra se obtuvo de un sitio incontrolado en San Francisco del Rincón, Guanajuato, 101° 51' 36" al oeste y a los 21° 01' 22" latitud norte, 1721 msnm con clima templado. Se obtuvieron 20 L de cada uno de los LX, transportados y almacenados en garrafas de plástico a 4° C. A excepción de metales pesados, la mayor parte de los parámetros se determinaron durante los siguientes tres días a la colección.

Caracterización fisicoquímica de los lixiviados. Se determinaron 18 parámetros (Tabla 1) físicos, químicos y biológicos del LX de Guanajuato (GTO) y Toluca (TOL) indicados por el ICL y en base a las Normas Mexicanas para la calidad de agua.

Tabla 1. Métodos y normas para la caracterización del lixiviado de Guanajuato y Toluca.

Contaminante	Método
1 pH	NMX-AA-08-SCFI-2000,
2 Sólidos Disueltos Totales	NMX-AA-034-SCFI-2001
3 DBO ₅	NMX-AA-030/1-SCFI-2012
4 DQO	NMX-AA-030-SCFI-2001(LX GTO) (HACH 1997) (LX TOL)
5 Nitrógeno Total Kjeldhal	NMX-AA-026-SCFI-2010
6 Nitrógeno Amoniacal	(Hernández-Berriel <i>et al.</i> 2010)
7 Hierro Total	
8 Cobre	
9 Níquel	
10 Zinc	NMX-AA-051-SCFI-2001
11 Plomo	
12 Cromo Total	
13 Mercurio	
14 Arsénico	
15 *Compuestos Fenólicos	Valenciaga <i>et al.</i> (2009)
16 Cloruros	NMX-AA-073-SCFI-2001
17 Cianuros	NMX-AA-058-SCFI-2001
18 Coliformes Totales	NMX-AA-42-1987

*Ácidos p-hidroxibenzoico, vanilínico, ferúlico y sirínico.

Cálculo del Índice de Contaminación de Lixiviados (ICL). El valor del ICL se obtuvo por la ecuación propuesta por Kumar & Alappat (2005).

$$ICL = \sum_{i=1}^m w_i p_i$$

Dónde:

ICL= Índice de Contaminación de lixiviados

W_i= el peso para la variable del contaminante

P_i= El valor del subíndice para la variable contaminante de lixiviados

m= número de variables de contaminantes de lixiviados usados en el cálculo

Preparación de la semilla de Phaseolus vulgaris L. Se realizó una desinfección de la semilla de *P. vulgaris L* con hipoclorito de sodio al 25% (v/v) por 10 minutos y etanol al 70%/10 minutos, se enjuagaron con agua estéril, las semillas se sembraron en cajas Petri sobre algodón y papel secante esterilizados.

Bioensayo de fitotoxicidad de Phaseolus vulgaris L. Se sembraron semillas de *P. vulgaris L* en cajas Petri para evaluar la fitotoxicidad de los dos LX, se utilizó un control absoluto *P. vulgaris L* irrigado con agua de la llave como referencia y para los demás tratamientos *P vulgaris L* se alimentó con distintas concentraciones de LX agregado sólo al inicio del experimento. El ensayo se realizó con cada LX diluido al 6.25, 12.5, 25, 50 y 75%, la concentración de 100% fue LX sin diluir y un control solo con agua; se agregaron 10 ml de cada dilución de LX. El experimento abarcó desde la germinación de *P vulgaris L* al primordio de tallo y raíz. El diseño experimental consistió en 7 tratamientos para cada LX con 4 semillas de *P vulgaris L* por caja con 5 repeticiones por tratamiento.

Germinación de semilla de Phaseolus vulgaris L. Las cajas Petri con las semillas de *P vulgaris L* se colocaron en cámara húmeda con bolsas de

plástico y en oscuridad a $25^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ durante 24 h, posteriormente a $25^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ con un régimen de 16:8 horas luz: oscuridad por 120 h.

Medición de las variables respuesta. Las variables respuesta consideradas fueron: por ciento (%) de

germinación de las semillas de *P vulgaris L*, su fenotipia la longitud del primordio de tallo y raíz de sus primeras fases de crecimiento y la biomasa se midió en base al peso seco aéreo (PSA) y radical (PSR).

Tabla 2. Ecuaciones de regresión lineal con las dosis respuesta de *Phaseolus vulgaris L*, var. Junio a los lixiviados de Guanajuato y Toluca, México.

Lixiviado	Concentración de LX (%) que ocasiona una DR ₅₀			
	Germinación	Peso seco Aéreo	Peso seco Radical	Longitud de primordio raíz
TOL	$y = -0.978x + 98.28$ $r = 0.87$	$y = -2.9x + 276$ $r = 0.93$	$y = -0.194x + 15.4$ $r = 0.97$	$y = -0.0722x + 6.3996$ $r = 0.95$
GTO	$y = -0.39x + 83.551$ $r = 0.86$	$y = -1.369x + 233$ $r = 0.93$	$y = -0.103x + 11.3$ $r = 0.87$	$y = -0.0594x + 5.4073$ $r = 0.95$

Relación dosis-respuesta en P. vulgaris L con la adición de cada LX. Se obtuvo la concentración del LX necesaria para generar el 50% de la respuesta de *P. vulgaris L* usado como control (LX_{conc-DR₅₀}). Para ello se graficó la relación dosis-respuesta, con base en las concentraciones de LX desde el control hasta 100%, la concentración de LX, se calculó a partir de la regresión lineal de cada gráfica. La Tabla 2 muestra las ecuaciones correspondientes en cada caso y el valor r de la regresión lineal.

Análisis estadístico. Los resultados obtenidos, se sometieron a un análisis de varianza ($P < 0.05$), se realizó la prueba de comparación de Tukey, con el programa estadístico JMP versión 6.0.

Resultados

Cálculo del ICL. El LX de GTO fue el que obtuvo el mayor ICL de 38.8 en comparación con el ICL de TOL de 18.5 (Tabla 3). El valor alto del ICL de GTO está relacionado con la elevada concentración registrada en los parámetros considerados. La concentración de materia orgánica en el LX de GTO es mayor que en el del LX de Toluca y los valores encontrados en los compuestos inorgánicos como el NH₃-N, el TNK y cloruros también son mayores en el LX de GTO que en el de TOL. Además, los metales pesados del LX de GTO como el Plomo (Pb), Cromo (Cr), Arsénico (As) rebasaron los límites máximos permisibles como contaminantes en las descargas de aguas residuales en México.

Diversos autores han calculado el ICL en diferentes países del mundo con valores desde 36.4 en Hong Kong, de 19.50 en Malaysia y en Bangladesh 21.77 de sitios de disposición final

(SDF) (Rafizul *et al.* 2011, Umar *et al.* 2010, Kumar & Alappat 2005).

Tabla 3. Caracterización y valor del ICL de los lixiviados de Guanajuato y Toluca, México.

Parámetro	Peso del contaminante (w_i)	Guanajuato (GTO)			Toluca (TOL)			
		Concentración*	(pi)	(pi) (w_i)	Concentración*	(pi)	(pi) (w_i)	
1	pH	0.055	8.1	5	0.275	8.5	5	0.275
2	SDT	0.05	27,905.0	64	3.2	11790.0	24	1.2
3	DBO ₅	0.061	2,034.4	44	2.684	1032.0	28	1.708
4	DQO	0.062	42000.0	89	5.518	1084.6	44	2.728
5	TNK	0.053	2240.0	78	4.134	1792.0	63	3.339
6	NH ₃ -N	0.051	3087.2	100	5.1	1095.2	100	5.1
7	Hierro	0.045	45.8	5	0.225	15.7	5	0.225
8	Cobre	0.05	1.26	7	0.35	0.008	5	0.25
9	Níquel	0.052	0.85	6	0.312	0.354	5	0.26
10	Zinc	0.056	0.49	5	0.28	0.38	5	0.28
11	Plomo	0.063	0.91	8	0.504	0.14	5	0.315
12	Cromo	0.064	31.1	100	6.4	0.468	5	0.32
13	Mercurio	0.062	0.008	5	0.31	0.002	5	0.31
14	Arsénico	0.061	10.9	38	2.318	1.89	5	0.305
15	C. Fenólicos	0.057	ND	-	-	34.24	39	2.223
16	Cloruros	0.048	5998.1	56	2.688	3348.9	27	1.296
17	Cianuros	0.058	0.025	5	0.29	0.025	5	0.29
18	Coliformes	0.052	0.00	5	0.026	0.00	5	0.02
			ICL=34.8			ICL=18.5		

*Todos los valores en mg/L excepto pH
ND= No detectado

El tipo de SDF también influye en el valor obtenido del ICL. Existen notables diferencias entre las concentraciones del LX de GTO y TOL ya que proceden de distintos sitios, el LX de GTO proviene de un SDF y no opera en base a los lineamientos de la (NOM-083-SEMARNAT, 2003) sin tratamiento para su LX, carece de un

sistema de impermeabilización en la laguna para la captación de los lixiviados.

Fitotoxicidad de los lixiviados de Guanajuato y Toluca en la semilla de Phaseolus vulgaris L. La aplicación de ambos lixiviados tuvo un efecto

negativo en el % de germinación de las semillas del *P vulgaris L.*

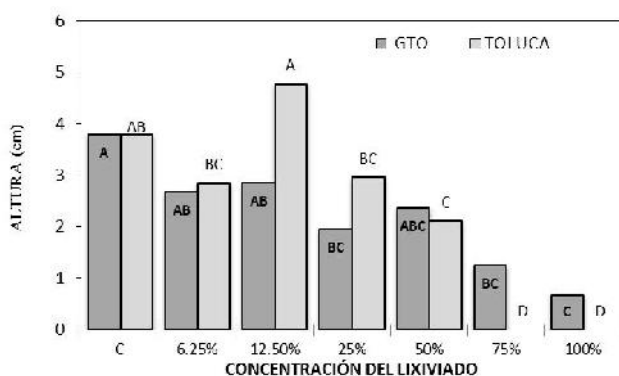
Tabla 4. Efecto fitotóxico de los lixiviados de Guanajuato y Toluca, México en el porcentaje de germinación de *Phaseolus vulgaris L, var. Junio.*

Muestra de lixiviado	Control	Concentración de lixiviado en %					
		6.25	12.5	25	50	75	100
	95 ^a	% de germinación de las semillas					
GOT		70 ^a	80 ^a	65 ^a	70 ^a	60 ^a	40 ^b
TOL		70 ^a	85 ^a	95 ^a	80 ^a	0 ^b	0 ^b

Comparación de medias usando prueba de Tukey (p<0.05). Niveles no conectados por la misma letra son significativamente diferentes valores con diferencia significativa.

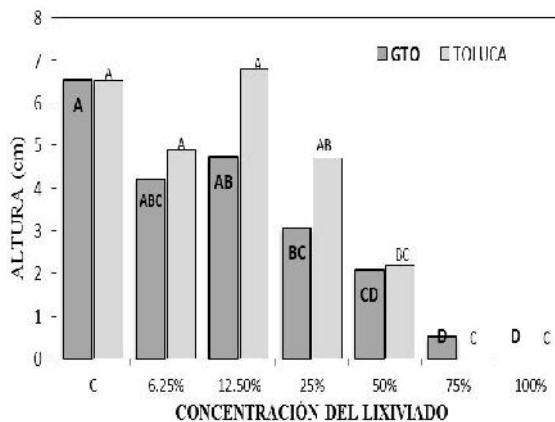
La Tabla 4 muestra que, con el LX concentrado, hubo un evidente efecto fitotóxico, ya que en la semilla de *P vulgaris L* tratada con el LX de TOL al 75 y 100%, se inhibió la germinación, además, el LX de GTO al 100% causó una disminución significativa en el % de germinación. Es decir, el LX con menor valor de ICL causó el mayor efecto de inhibición de la emergencia en las concentraciones 75 y 100%.

Figura 1. Efecto fitotóxico de los lixiviados de Guanajuato y Toluca, México en la altura del primordio de tallo de *Phaseolus vulgaris L, var. Junio.*



Comparación de medias usando prueba de Tukey (p<0.05). Niveles no conectados por la misma letra son significativamente diferentes valores con diferencia significativa.

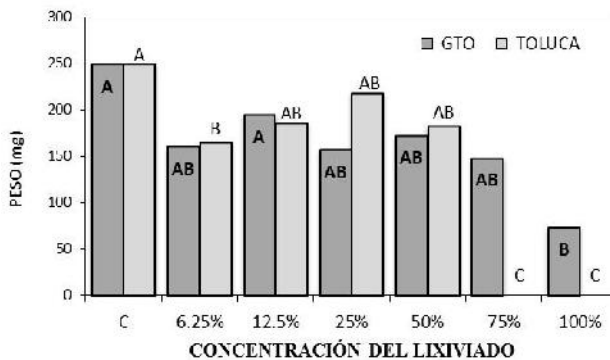
Figura 2. Efecto fitotóxico de los lixiviados de Guanajuato y Toluca, México en la longitud del primordio de raíz de *Phaseolus vulgaris L var. Junio.*



Comparación de medias usando prueba de Tukey (p<0.05). Niveles no conectados por la misma letra son significativamente diferentes valores con diferencia significativa.

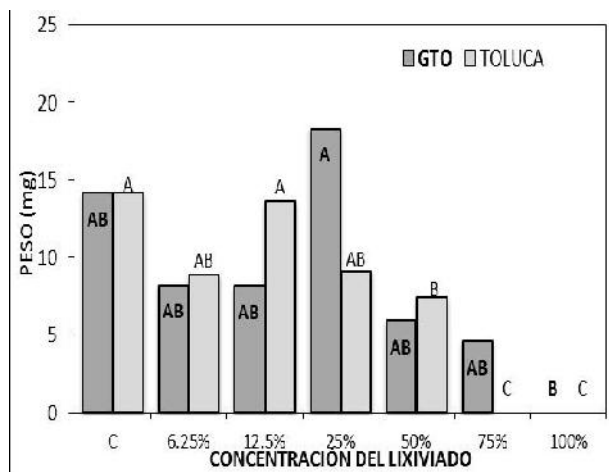
Altura del primordio de tallo y longitud de la raíz de *Phaseolus vulgaris L.* El efecto fitotóxico del LX de GTO en la altura del primordio de tallo de *P. vulgaris L,* se registró conforme aumentó la concentración del LX (Figura 1). La altura del tallo disminuyó significativamente al usar LX de GTO al 25%, 75 y 100%, en comparación con la altura registrada en *P. vulgaris L* usada como control. El LX de TOL al 75% y 100% causaron un efecto detrimental en el primordio de tallo y raíz *P. vulgaris L.*

Figura 3. Efecto fitotóxico de los lixiviados de Guanajuato y Toluca, México en el peso seco aéreo de *Phaseolus vulgaris L, var. Junio.*



Comparación de medias usando prueba de Tukey (p<0.05). Niveles no conectados por la misma letra son significativamente diferentes valores con diferencia significativa.

Figura 4. Efecto fitotóxico de los lixiviados de Guanajuato y Toluca en el peso seco radical de *Phaseolus vulgaris* L, var. *Junio*.



Comparación de medias usando prueba de Tukey ($p < 0.05$). Niveles no conectados por la misma letra son significativamente diferentes a lores con diferencia significativa.

La longitud del primordio de raíz de *P. vulgaris* L fue afectada por ambos LX (Figura 2). La adición del LX de GTO causó una disminución en su longitud de raíz, a partir de la concentración al 25%, con las concentraciones más altas se detectaron los mayores efectos fitotóxicos en el crecimiento de la raíz. Un síntoma de fitotoxicidad del LX de GTO en *P. vulgaris* L causados por las concentraciones del 75 y 100%, fue necrosis del tejido radical. En contraste, el LX de TOL fue fitotóxico a partir de la concentración al 50%. Algunos autores reportan que la raíz como variable respuesta es más sensible a agentes fitotóxicos que la semilla cuando germina (Prieto-Méndez *et al.* 2009).

Biomasa en base al peso seco aéreo (PSA) y peso seco radical (PSR) de Phaseolus vulgaris L. La adición del LX de GTO ocasionó un efecto fitotóxico en el peso seco de *P. vulgaris* L principalmente comparado con el LX concentrado. En

contraste el LX de TOL redujo la biomasa de *P. vulgaris* L con base en su PSA a concentraciones elevadas, lo anterior fue causado por la inhibición de la germinación al inicio del bioensayo (Figura 3).

En relación al peso seco de la raíz de *P. vulgaris* L comparado con el LX de GTO, él que tuvo un efecto solo a la concentración del 100%, donde la raíz no creció, mientras que con las diluciones del LX más bajas no hubo efecto negativo en su peso seco. El LX de TOL fue fitotóxico en el *P. vulgaris* L en su PSR, con las concentraciones al: 50, 75 y 100% que redujeron su PSR (Figura 4). Según los datos registrados, la parte radical de *P. vulgaris* L fue la más sensible a ambos LX, a la concentración del 50% en adelante, en el caso del LX de TOL, en contraste la inhibición del crecimiento de *P. vulgaris* L fue total cuando se aplicó el LX de GTO concentrado.

Tabla 5. Relación dosis-respuesta (DR) al 50% calculada para la germinación y plántula de *Phaseolus vulgaris* L, var. *Junio* con los lixiviados de relleno sanitario de Guanajuato y Toluca.

Lixiviado	TOL	GTO
ICL	18.5	34.8
Concentración de LIX (%) que ocasiona una DR de 50% respecto al control		
<i>Germinación</i>		
Control (50% C)*	95% (47.5%)	
LX _{conc} -DR ₅₀	52%	92%
<i>Peso seco aéreo</i>		
Control (50% C)	250 mg (125 mg)	
LX _{conc} -DR ₅₀	52%	79%
<i>Peso seco radical</i>		
Control (50% C)	15 mg (7.5 mg)	
LX _{conc} -DR ₅₀	40%	37%
<i>Altura primordio de raíz</i>		
Control (50% C)	6.4 cm (3.2 cm)	
LX _{conc} -DR ₅₀	44%	40%

*Entre paréntesis se muestra el valor del 50% de la respuesta control

La Tabla 5 muestra los valores de la relación dosis-respuesta (DR₅₀) calculados para *P. vulgaris*

a las distintas concentraciones de LX. Los resultados evidenciaron que el LX de TOL con un menor valor de ICL, tuvo un mayor efecto fitotóxico en *P. vulgaris L*, puesto que sus valores de DR₅₀ fueron menores que los del LX de GTO, en cuyo caso fueron necesarias concentraciones de 79 y 92% para alcanzar el 50% de la respuesta generada en el *P. vulgaris L* usado como control, en el % de germinación y en el PSA de *P. vulgaris L*, sin embargo su PSR se redujo drásticamente con estas concentraciones en ambos experimentos.

Discusión

Ambos lixiviados, independientemente del valor del ICL, causaron efectos fitotóxicos en la germinación y al nivel de plántula de *P. vulgaris L*, var. Junio. Cuando esta leguminosa se trató con LX de GTO (ICL= 34.84) registro un % de germinación menor que la semilla de *P. vulgaris L* tratada con el LX de TOL (ICL=18.5), diluido al 25 al 50%. Esto sugiere que esta leguminosa a nivel de plántula fue especialmente sensible a los agentes fitotóxicos de este LX. Entre los componentes registrados en los LX, existen varios que tienen un acción fitotóxica. Al respecto Žaltauskait & ypait (2008) reportan que concentraciones de LX entre el 50-100%, son un factor limitante de la germinación de semillas de *Lactuca sativa L* (lechuga) y de *Lepidium sativum L* (mastuerzo). En relación a la fitotoxicidad de los componentes del LX; Sang *et al.* (2006) reportaron que una concentración de 800 mg/L de DQO en un LX de relleno sanitario, tras exponer la semilla por 72 h al LX, le causo un daño citogenético a la raíz de *Hordeum vulgare L* (cebada). En tanto que se reporta que el fenantreno un hidro-

carburo aromático policíclico frecuente el en LX, inhibe parcialmente la germinación de la semilla de trigo, con daño oxidativo en el crecimiento de la plántula del trigo y en la síntesis clorofila (Wei *et al.* 2014). Al respecto Ahmed *et al.* (2012), reportaron que la irrigación de agua contaminada con 10m/L de As en *Lens culinaris L* (lenteja) se inhibió la efectividad de la micorriza asociada a sus racias, para la solubilización de fosfatos (PO₄⁻³), y que 1mg/L de As, disminuyó significativamente la colonización de la micorriza en la raíz de la lenteja. De acuerdo con la investigación bibliográfica de los autores, no se encontraron reportes de que LX de relleno sanitario hayan sido benéficos en la germinación de semillas de *Zea mays L* (maiz), de *Phaseolus vulgaris L* (frijol), de *Lens culinaris L* (lenteja), de *Triticum aestivum L* (trigo), o bien en su crecimiento a nivel de plántula. Sin embargo, la aplicación de un LX de relleno sanitario como fertilizante mineral en estadíos del crecimiento vegetal mas avanzados parece ser prometedor; como el empleo de un LX en árboles del género *Populus spp* (alamo) (Zalezny *et al.* 2007), de acuerdo a algunos autores, el LX es una opción de fertilización mineral para un manejo y/o disposición sustentable de los lixiviados de rellenos sanitarios.

En relación al valor numérico del ICL para ambos LX, no se relacionó con el efecto tóxico en *P. vulgaris L* a nivel de la germinación de su semilla y de plántula, es decir, el LX con mayor ICL no causó el mayor efecto fitotóxico, sino que este impacto negativo se relacionó, con la concentración de los componentes inorgánicos de tipo metal pesado en el LX o con la dilución utilizada. Con base en la Tabla 5, las concentraciones menores del LX de TOL causaron una respuesta de *P. vul-*

garis L equivalente al 50% de la de *P. vulgaris L* usado como control en su % de germinación y PSA. Dado que a nivel de la raíz de esta leguminosa, las concentraciones similares de este tipo de LX, provocaron una respuesta equivalente al 50% de *P.vulgaris L* empleado como control, puesto que el sistema radical de *P.vulgaris L*, posee diferentes mecanismos fisiológicos para enfrentar la actividad fitotóxica de los elementos inorgánicos registrados en el LX de TOL.

Conflictos de intereses

Los autores declaran que no existen conflictos de interés.

Agradecimientos

A los proyectos: 150001 SENER, 2.5 y 2.7 de CIC-UMSNH (2014) por el apoyo.

Literatura citada

- Ahmed FRS, Alexander IJ, Mwinyihija M, Killham K. Effect of arsenic contaminated irrigation water on *Lens culinaris L.* and toxicity assessment using lux marked biosensor. *J Environ Sci.* 2012, 24(6):1106-1116.
- Alaribe F, Agamuthu, P. Nutrient value of landfill leachate on the growth of *Brassica rapa L.* *Malays J Sci.* 2010,29(2):119 to 128.
- Baderna D, Maggioni S, Boriani E, Gemma S, Molteni M, Lombardo A, et al. A combined approach to investigate the toxicity of an industrial landfill's leachate: chemical analyses, risk assessment and in vitro assays. *Environ Res.* 2011;111(4):603-13.
- Bialowiec A, Randerson PF. Phytotoxicity of landfill leachate on willow--*Salix amygdalina L.* *Waste Manag.* 2010; 30(8-9):1587-93.
- Cheng CY, Chu LM. Fate and distribution of nitrogen in soil and plants irrigated with landfill leachate. *Waste Manag.* 2011;-31(6):1239-49.
- Deguchi Y, Toyozumi T, Masuda S, Yasuhara A, Mohri S, Yamada M, et al. Evaluation of mutagenic activities of leachates in landfill sites by micronucleus test and comet assay using goldfish. *Mutat Res.* 2007; 627(2):178-85.
- HACH. Sistema DQO de Hach para análisis de agua residual. Lit. No. 4257, H74 ©Hach Company. Estados Unidos América. 1997.
- Hernández-Berriel MC, Mañón-Salas C, Sánchez-Yáñez JM, Lugo-de la Fuente, Márquez-Benavides L. Influence of Recycling Different Leachate Volumes on Refuse Anaerobic Degradation. *Open Waste Management J.* 2010; 3:155-66.
- Kumar D, Alappat BJ. Evaluating leachate contamination potential of landfill sites using leachate pollution index. *Clean Technol. Environ Policy.* 2005; 7(3):190-7.
- Li G, Yun Y, Li H, Sang N. Effect of landfill leachate on cell cycle, micronucleus, and sister chromatid exchange in *Triticum aestivum.* *J. Hazard Mater.* 2008; 155(1-2):10-6.
- NMX-AA-008-SCFI-2000. Análisis de agua-determinación del pH- Método de prueba. D. Of. la Fed. 2000; 1-31.
- NMX-AA-026-SCFI-2010. Análisis de agua-Medición de nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-mé-

- todo de prueba-(cancela a la NMX-AA-026-SCFI-2001) D. Of. la Fed. 2011; 1-16.
- NMX-AA-028-SCFI-2001. Análisis de agua-determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO₅) y residuales tratadas - método de prueba. D. Of. de la Fed. 2001; 1-20.
- NMX-AA-030/1-SCFI-2012. Análisis de aguas residuales - Análisis de agua-medición de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.- Método de prueba-parte 1-método de refluo abierto-(CANCELA A LA NMX-AA-030-SCFI-2001). D. Of. de la Fed. 2012; 1-22.
- NMX-AA-034-SCFI-2001. Análisis de agua - Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas Método de prueba (Cancela a las NMX-AA-020-1980 y NMX-AA-034-1981) .D. Of. la Fed. 1981; 1-18.
- NMX-AA-051-SCFI-2001. Análisis de agua-determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - método de prueba. D. Of. la Fed. 2001; 1-47.
- NMX-AA-058-SCFI-2001. Análisis de aguas-determinación de cianuros totales en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - método de prueba0. D. Of. la Fed. 2001; 1-23.
- NMX-AA-073-SCFI-2001. Análisis de agua-determinación de cloruros totales en aguas naturales, residuales y residuales tratadas – método de prueba. D. Of. la Fed. 2001; 1-13.
- NMX-AA-42-1987. Calidad del agua-determinación del número más probable (NMP) de coliformes totales , coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* presuntiva. Secr Comer y Fom Ind. 1987.
- NOM-083-SEMARNAT. Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. D. Of. la Fed. 2003; 6-19.
- Olivero-Verbel J, Padilla-Bottet C, De la Rosa O. Relationships between physicochemical parameters and the toxicity of leachates from a municipal solid waste landfill. *Ecotoxicol. Environ Saf.* 2008; 70(2):294-9.
- Prieto-Méndez J, González-Ramírez C, Román-Gutiérrez A, Prieto-García F. Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Trop. Subtrop. Agroecosystems.* 2009; 10(1):2-44.
- Rafizul IM, Alamgir M, Islam MM. Evaluation of contamination potential of sanitary landfill lysimeter using leachate pollution index. Thirteen. *Int. Waste Manag. Landfill Symp. Sardinia;* Oct 3-7; Cagliari, Italy: 2011.
- Sang N, Guangke L, Xiaoyun X. (2006) Municipal landfill leachate induces cytogenetic damage in root tips of *Hordeum vulgare*. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2006; 63 (3): 469-473.
- Sang N, Li G, Xin X. Municipal landfill leachate induces cytogenetic damage in root tips of *Hordeum vulgare*. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2006 ; 63(3):469-73.
- Umar M, Aziz HA, Yusoff MS. Variability of Parameters Involved in Leachate Pollution Index and Determination of LPI from Four Landfills in Malaysia. *Int J Chem Eng.* 2010; 1-6.
- Valenciaga D, Herrera RS, Simoes EDO, Chongo B. Composición de la lignina de *Pennisetum purpureum* vc. Cuba CT-115 y su variación con

la edad de rebrote. *Rev. Cuba. Cienc Agrícola*. 2009; 3 (43):315-9.

Wei H, Song S, Tian H, Liu T. Effects of phenanthrene on seed germination and some physiological activities of wheat seedling. *Comptes Rendus Biologies*. 2014; 337(2):95-100.

Zalesny JA, Zalesny Jr RS, Coyle DR, Hal RB. Growth and biomass of *Populus* irrigated with landfill leachate. *Forest Ecol Manag*, 2007, 248(3):143-152.

Žaltauskait J, ypait A. Assessment of Landfill Leachate Toxicity Using Higher Plants. *Engineering*. 2008; 4(4):42-7.
