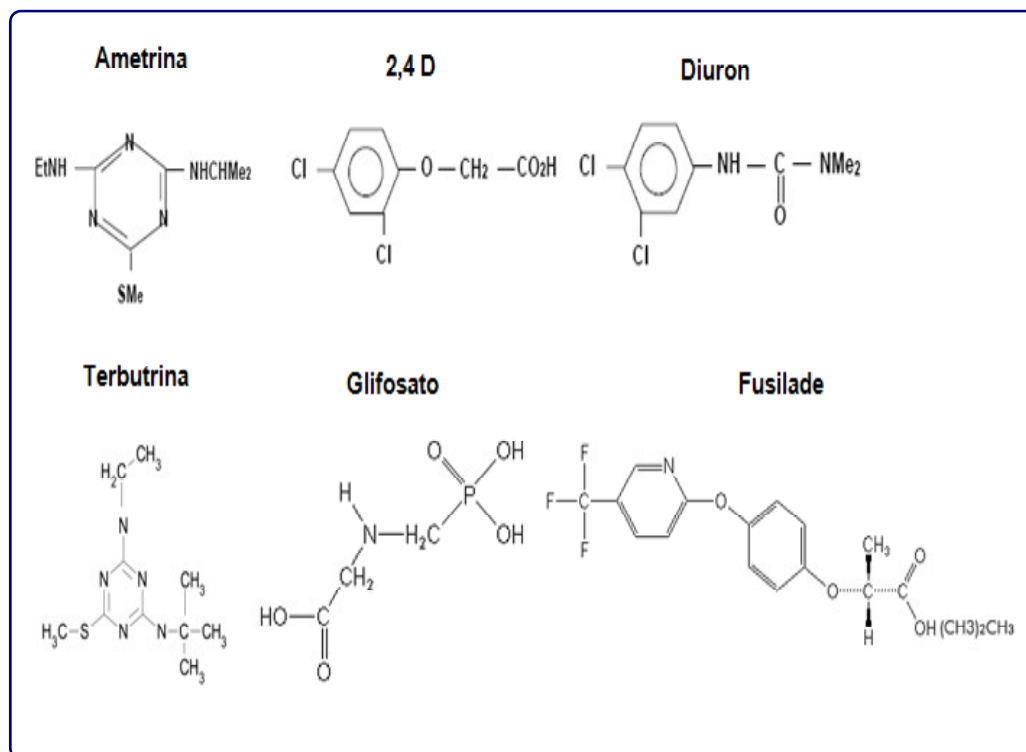


BIODEGRADABILIDAD Y TOXICIDAD DE HERBICIDAS UTILIZADOS EN EL CULTIVO DE CAÑA DE AZÚCAR

BIODEGRADABILITY AND TOXICITY OF HERBICIDES USED IN GROWING SUGAR CANE



PLAGUICIDAS USADOS EN CULTIVOS DE CAÑA DE AZÚCAR

Luz Edith Barba-Ho, M.Sc.

Profesora Titular,
Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales
Universidad del Valle,
Cali-Colombia.
luz.barba@correounivalle.edu.co

Dorancé Becerra, Ing.

Profesor Auxiliar. Universidad Nacional de Colombia,
Palmira-Colombia.
dbecerram@unal.edu.co

RESUMEN

Los ingenios azucareros del Valle del Cauca están utilizando con buenos resultados los herbicidas Diurón, 2,4 D, Terbutrina, Glifosato, Fusilade y Ametrina para el control de las malezas en el cultivo de la caña de azúcar. Sin embargo, debido a las características inherentes a su carácter tóxico y al manejo inapropiado que en la mayoría de las ocasiones se hace de estas sustancias, se genera una variedad de impactos negativos sobre los componentes de los ecosistemas sometidos a su acción. En busca de determinar su efecto contaminante, se estudió la biodegradabilidad (mediante el Ensayo de

Zahn-Wellens/EMPA OECD 302B) y la toxicidad (mediante la Prueba de Inhibición de la Respiración OECD 209) de cada uno de estos plaguicidas, con el fin de conocer su comportamiento. En este estudio se encontró que los herbicidas evaluados son altamente tóxicos y no biodegradables en sistemas biológicos aeróbios mediante la metodología estudiada constituyendo un riesgo ambiental al ser vertidos a los ecosistemas sin tratamiento.

PALABRAS CLAVE

Biodegradabilidad, lodos activados, plaguicidas, toxicidad.

ABSTRACT

Sugar cane mills from Valle del Cauca have been using the herbicides Diuron, 2,4 D, Terbutryn, Glifosato, Fusilade and Ametryn for the control of weeds and have obtained good results. However, negative impacts on the ecosystem components subjected to herbicides application are generated due to the inherent toxic characteristics and some inadequate handling practices during the preparation. In order to determine the contaminant effect, a biodegradability test by means of the essay Zahn-Wellens/EMPA OECD 302B and toxicity by means of the Respiration Inhibition Test OECD 209 were carried out for each of the aforementioned herbicides. The experimental results show that these herbicides are extremely toxic and not biodegradable in aerobic biological systems according to the assessed methodologies, and constitute an environmental risk when disposed of to the ecosystems without treatment.

KEYWORDS

Biodegradability, activated sludge, pesticides, toxicity

1. INTRODUCCION

La actividad agrícola requiere el uso de herbicidas,

fungicidas, bactericidas, insecticidas, nematocidas, acaricidas, rodenticidas y otros plaguicidas. Los plaguicidas son sustancias xenobióticas usadas en la producción de cosechas para el control de plagas, enfermedades y malezas. La aplicación de estas sustancias implica la emisión de residuos a los diferentes compartimientos del medio ambiente (Hayo *et al.*, 1998). Los peligros asociados con estos productos químicos son los siguientes: a) la baja biodegradabilidad, hace que su toxicidad persista largo tiempo en el medio ambiente, especialmente los clorados y los fosforados; b) la posibilidad de que percolen hasta los acuíferos que pueden servir como agua de consumo humano y c) la destrucción del control biológico y disminución de la polinización.

El impacto ambiental de la aplicación de los plaguicidas depende de las características de: a) el plaguicida, como su toxicidad sobre los organismos acuáticos, b) el ambiente receptor, como el tipo de suelo, c) su aplicación, ya sea sobre el suelo o sobre el cultivo. Luego se puede decir que el impacto de los plaguicidas en el ambiente resulta de una combinación de su exposición y su toxicidad.

En Colombia, la caña de azúcar se cultiva en extensas áreas de aproximadamente 185.000 Ha localizadas en su totalidad en el valle geográfico del río Cauca lo que confiere a este cultivo el carácter de permanente en Colombia (Capurro, 2009). La presencia en forma continua de ciclos superpuestos de las diferentes plagas y a su vez, de los enemigos naturales de éstas, ha determinado el uso de plaguicidas a lo largo del ciclo productivo (Varona *et al.*, 2006).

Los herbicidas constituyen un grupo muy importante de plaguicidas de uso agrícola que año tras año han aumentado su volumen de uso y a la vez han sustituido el laboreo mecánico y manual en el campo. Si bien estas sustancias químicas sintéticas son muy variadas y algunas de ellas con toxicidad muy elevada, en su gran mayoría son menos tóxicas que los insecticidas en general (Varona *et al.*, 2006).

Las formulaciones de herbicidas más utilizadas para el control de malezas en los cultivos de caña de azúcar, arroz, maíz, café y banano son el Gesapax 500 SC, Gesaprin Nueve-0 90 WG, Roundup SL, Karmex WG, Galope E.C y Gramoxone SL. Los ingredientes activos de estos productos son respectivamente Ametrina, Atrazina, Glifosato, Diurón, 2,4-D y Paraquat (ión de 1,1'-

dimetil-4,4'-bipiridilo) (URPA, 2002).

Como requerimiento imprescindible, los productores de caña de azúcar tienen que conocer los agroquímicos en su composición natural o sintética, su uso, su modo de acción, su manejo, su toxicidad a los humanos, animales y plantas incluyendo la caña.

Las malezas son la principal limitante agronómica en la producción comercial de la caña de azúcar reduciendo drásticamente la productividad de los cañaduzales.

En la mayoría de los Ingenios azucareros de la región se emplean los herbicidas Diurón, 2,4 D, Terbutrina, Glifosato, Fusilade y Ametrina con el riesgo potencial de que lleguen a las corrientes superficiales cercanas. Algunos estudios han reportado los efectos de estos herbicidas en el ambiente.

El Diuron por ejemplo, Giacomazzi et al. (2004), reportan que es generalmente persistente en el suelo, las aguas superficiales y subterráneas; también es altamente tóxico para los mamíferos y pájaros como moderadamente tóxico para los invertebrados acuáticos; sin embargo, su principal producto de biodegradación, la 3,4-dichloroanilina exhibe una mayor toxicidad y es también persistente en el suelo y las aguas.

La toxicidad del 2,4 D ha sido verificada mediante varios ensayos de toxicidad reportados por Okay, et al., 1996; Sarikaya et al. (2005) y Achiorno et al. (2008), reportan que *C. nobilii* es afectada por concentraciones de glifosato menores a las usualmente encontradas en cuerpos de aguas naturales.

Rokich et al., (2009) muestran que el herbicida fusilade presenta características residuales que impiden el surgimiento y crecimiento de las semillas de diferentes plantas. La ametrina interfiere en el proceso fotosintético produciendo nitritos, tóxicos que contribuyen a la muerte de la planta (Churchill, et al. (1979), Koohpaei et al. (2009) Fránck et al. (1995) y encontraron para la terbutrina que el impacto de una dosis simple sobre la comunidad de perifiton puede ser mínima. En este estudio se determinó la biodegradabilidad y toxicidad de estos herbicidas en sistemas aeróbios acuosos mediante la metodología de Zahn-Wellens/EMPA para predecir su efecto en el ambiente. y evaluar la biodegradabilidad de los efluentes a largo plazo. A. Arques, et al. (2007).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Las pruebas fueron desarrolladas en el Laboratorio de Química Ambiental del área de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidad del Valle.

Los herbicidas estudiados tuvieron como criterio de selección la frecuencia de uso en la industria azucarera, con su respectiva presentación comercial fueron: el Diurón (Karmex), 2,4 D (Acido 2,4 D Amina), Ametrina (Gesapax.), Glifosato (Round Up), Acido Fluazifop (Fusilade), Terbutrina (Igran)

Una vez seleccionados los productos más utilizados en la región, se procedió a realizar pruebas toxicidad y biodegradabilidad para cada uno de los plaguicidas en sus presentaciones comerciales, con el fin de establecer las características y el comportamiento de estos en el ambiente, para así poder realizar una selección final de dos productos, que por su frecuencia de uso, toxicidad y baja biodegradabilidad representen el mayor riesgo para el medio ambiente. Las pruebas realizadas fueron:

Caracterización del lodo.

Se utilizó como inóculo, lodo activado de una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas. Los parámetros analizados fueron Sólidos Suspendidos Totales (SST), Sólidos Suspendidos Volátiles (SSV), Sedimentabilidad, Índice Volumétrico de Lodos (IVL), pH y Temperatura según APHA–AWWA–WPCF, 2005.

Prueba de inhibición de la respiración.

Se realizó siguiendo la metodología para Lodos Activados - OECD 209. Este método determina el efecto de una sustancia sobre los microorganismos, midiendo la tasa de respiración del lodo inóculo bajo condiciones definidas en la presencia de diversas concentraciones de la sustancia de prueba. Ubay, et al. (2007).

Se realizó con el propósito de identificar las concentraciones no inhibitorias de los plaguicidas que se podrían utilizar en la Prueba de Biodegradabilidad.

Se estudiaron cuatro concentraciones de plaguicidas expresadas como Demanda Química de Oxígeno (DQO) en el rango de trabajo de la Prueba de Biodegradabilidad (200, 400, 600 y 800 mg L⁻¹ O₂). A cada una se le adicionaron 10 ml de la solución sintética de nutrientes, un volumen de lodo correspondiente a 600 mg.L⁻¹ de SSV

y se completó hasta 300 ml. Adicionalmente se evaluó una botella de control con iguales condiciones pero sin el tóxico.

Los recipientes se airearon continuamente por 180 minutos, para garantizar que el O_2 no se encontrara por debajo de los 2.5 mg L^{-1} . Posteriormente durante 15 minutos con intervalos de 30 segundos se registró el oxígeno disuelto por medio de un oxímetro en cada una de las botellas. El efecto inhibitorio del plaguicida se expresa como la relación entre la tasa de respiración para cada concentración de plaguicida y la tasa de respiración del control:

$$\text{Porcentaje Inhibición} = \left(1 - \frac{R_s}{R_c}\right) \times 100$$

Donde:

R_s = Tasa de consumo de oxígeno muestra con plaguicida
 R_c = Tasa de consumo de oxígeno del control

Prueba de biodegradabilidad.

El objetivo de este ensayo, Prueba de Zahn Wellens/EMPA – OECD 302B, es determinar el potencial de biodegradación de sustancias orgánicas bajo condiciones aerobias. (Ubay et al., 2009)

Durante los ensayos se sembraron para cada uno de los plaguicidas cuatro reactores de 2.5 l que contenían medio mineral de nutrientes, plaguicida en una concentración equivalente a $200 \text{ mg L}^{-1} O_2$ como DQO y 600 mg L^{-1} de SSV de lodo inoculo, para una relación lodo/sustrato de 3:1. Adicionalmente se corrieron en paralelo “reactores blanco” que poseían iguales condiciones de SSV y medio mineral, pero en ausencia del tóxico.

Durante el tiempo de ensayo, 28 días, se evaluaron como parámetros de control pH, Temperatura y DQO, colectando muestras cada dos días los primeros cuatro días y posteriormente cada cuatro días. El seguimiento de los sistemas se realizó según las metodologías establecidas en los Métodos Estándar para Análisis de Aguas y Aguas Residuales., AWWA – APHA – WPCF, 2005.

El porcentaje de biodegradación se calculó a partir de la siguiente ecuación (una sustancia se considera biodegradable si la remoción neta de DQO al cabo de 28

días alcanza o supera el 70%):

$$\% \text{ Biodegradación} = \frac{(R_0 - B_0) - (R_i - B_i)}{R_0 - B_0}$$

Donde:

R_0 = Promedio de las concentraciones de los reactores, día 0

B_0 = Concentración del blanco, día 0

R_i = Promedio de las concentraciones de los reactores, día i

B_i = Concentración del blanco, día i

3. RESULTADOS Y DISCUSION

Caracterización del Lodo Inóculo.

De acuerdo con los resultados obtenidos en la caracterización de los lodos activados colectados de una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas durante cinco periodos de tiempo diferentes, estos presentaron un estado óptimo en cuanto a valores de pH, SST, SSV, IVL, sedimentabilidad, degradación del Etilenglicol entre otros para el desarrollo de los microorganismos y para la realización de las pruebas de biodegradabilidad, según lo recomendado por la Prueba de Zahn-Wellens (EMPA OECD 302B 1992).

Prueba de Inhibición de la Respiración.

En la Figura 1 se presentan los resultados obtenidos para los porcentajes de inhibición de los plaguicidas Ácido Fluazifop, Glifosato, Diurón, Ametrina, terbutrina y 2,4 D sobre el lodo inoculo en función de la concentración de plaguicida. Se observa para todos los plaguicidas estudiados una relación directa entre la concentración de herbicida y el grado de toxicidad que se ejerce sobre los microorganismos presentes en el lodo. A medida que las concentraciones aumentan el efecto inhibitorio va en aumento, mostrando por tanto disminuciones en la actividad biológica del lodo

Igualmente, se puede observar que los plaguicidas más tóxicos del grupo de los seis estudiados son el Diurón y Glifosato, los cuales presentaron los mayores porcentajes de inhibición sobre el lodo, 49.5% y 43.5% respectivamente para concentraciones de $800 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ en

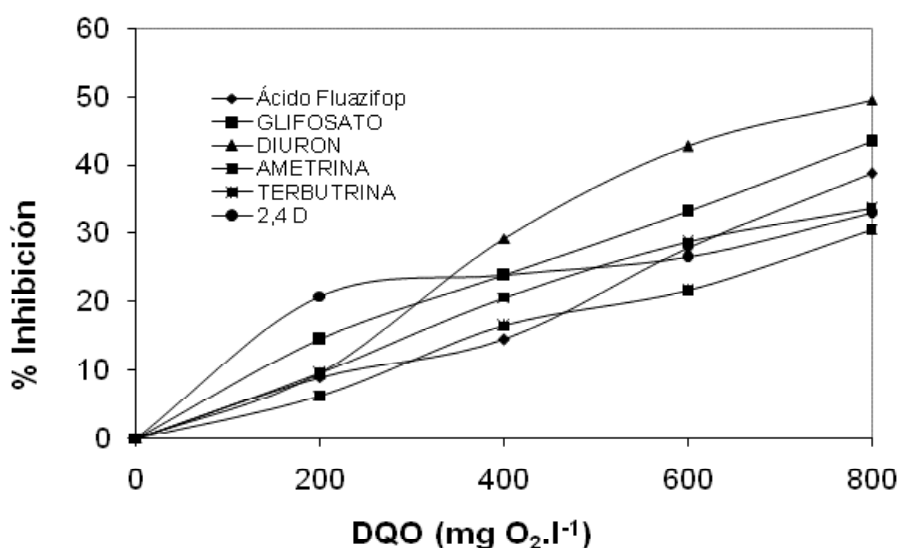


Figura 1. Inhibición de la Respiración de los herbicidas Fusilade, Glifosato, Diurón, Ametrina, Terbutrina y 2,4 D sobre el Lodo Inoculo

términos de DQO.

Con base en los resultados anteriores, y mediante la extrapolación de los datos de porcentaje de inhibición contenidos en la Figura 1, se determinó la concentración de plaguicidas a la cual el 50% de los microorganismos son inhibidos (LC_{50}), los resultados se presentan en la Tabla 1.

Plaguicida	Concentración de Inhibición LC_{50} ($mg\ O_2\ L^{-1}\ DQO$)
Ametrina	1158.7
Glifosato	947.0
Diurón	755.8
2,4 D	1398.6
Terbutrina	1305.5
Ácido Fluazifop	1040.3

Tabla 1. Concentración de Inhibición LC_{50} de los Plaguicidas Ácido Fluazifop, Glifosato, Diurón, Ametrina Y Terbutrina sobre el Lodo Inoculo.

La Prueba de Inhibición de la Respiración exhibió la

aplicabilidad de la Prueba de Zahn Wellens/EMPA para determinar la biodegradabilidad de los plaguicidas seleccionados, ya que mostró niveles bajos de inhibición de los plaguicidas hacia los microorganismos del lodo en el rango de concentraciones evaluado. La concentración de plaguicida seleccionada para los ensayos de biodegradabilidad fue de $200\ mg\ O_2\ L^{-1}$ de DQO, debido a que se encuentra en el rango recomendado por la prueba y presenta un bajo grado de inhibición sobre el inoculo para todos los plaguicidas, máximo de aproximadamente un 20% para el 2,4 D y por debajo de la Concentración de Inhibición LC_{50} para la totalidad de plaguicidas.

Prueba de Biodegradabilidad.

De la Figura 2 se observa que en general, los plaguicidas estudiados presentaron porcentajes de biodegradación inferiores al límite establecido por el Test de Zahn Wellens/EMPA para considerarles como biodegradables, ya que se exige que estos alcancen por lo menos el 70% para un intervalo de tiempo de 28 días, mientras que los porcentajes de biodegradación de los herbicidas estudiados fueron del 37.4, 22.7, 20.6, 47.9 y 33.7% para el Ácido Fluazifop, Glifosato, Diurón, Ametrina y Terbutrina respectivamente, durante el mismo período de tiempo. Estos bajos porcentajes de biodegradabilidad

presentados por los plaguicidas estudiados, están acordes con el carácter tóxico de estas sustancias, las cuales una vez en contacto con el lodo inoculo afectan de manera significativa a los microorganismos presentes en él, impidiendo que se desarrollen los fenómenos metabólicos responsables de la degradación de estos compuestos. Por otro lado, los porcentajes de biodegradación obtenidos para los diferentes plaguicidas en la Prueba de Zahn Wellens/EMPA no indican que el remanente de compuestos al final del ensayo corresponda a los plaguicidas evaluados en su estado original, estos se pudieron haber transformado a subproductos intermedios de biodegradación llamados metabolitos, los cuales en algunas ocasiones pueden llegar a ser más tóxicos que los plaguicidas mismos (Albert, 1999). Durante el periodo de tiempo de los ensayos de biodegradabilidad los microorganismos gozaron de condiciones de pH que variaron entre 6.72 y 7.21 unidades, valores que se encuentran dentro del rango de tolerancia para el crecimiento microbiano y muy cerca del rango óptimo. En general, los microorganismos toleran niveles de pH entre 5.0 y 9.0, mientras que el rango de pH óptimo se sitúa entre 6.5 y 7.5 (García, 2001).

La temperatura presentó valores entre 21.1 y 25.6 °C, favoreciendo el normal desarrollo de los microorganismos Mesófilos que se caracterizan por altas eficiencias en procesos de degradación. El intervalo de temperatura para el desarrollo de microorganismos Mesófilos varia entre 20 y 50 °C (Hilleboe, 1980).

Igualmente, en cuanto a los suministros de oxígeno y nutrientes durante la realización de las pruebas de biodegradabilidad, los microorganismos tuvieron la cantidad suficiente de micro y macronutrientes, en formas fácilmente asimilables, además de una correcta aireación según se recomienda en la metodología del Ensayo de Zahn-Wellens/EMPA. Teniendo en cuenta lo anterior se puede decir que los factores medioambientales de los microorganismos no fueron limitantes para la degradación de los plaguicidas.

En cuanto al desarrollo de la biodegradación de estos plaguicidas, se observa que todos ellos presentaron un comportamiento similar, caracterizado por una etapa de degradación inicial que empieza desde el arranque del ensayo y termina aproximadamente en el día 8 (degradación de materia carbonácea), momento en el cual se detienen los procesos degradativos, para posteriormente reiniciarse en el día 14 del ensayo, dando paso a una segunda fase de degradación (degradación de materia

nitrogenada), la cual se prolonga hasta aproximadamente el día 20 de la prueba, en donde terminan definitivamente las actividades de biodegradación. El fin de los procesos de remoción de DQO se debe, posiblemente, a la acumulación de metabolitos biorrecalcitrantes y/o tóxicos generados a partir de la biotransformación de los plaguicidas, los cuales no son biodegradables y pueden incluso llegar a inhibir a los microorganismos.

Del ensayo de biodegradabilidad realizado para el plaguicida 2,4 D, se observó que este presentó una desaparición del 100% en un periodo de 12 días en las condiciones de la prueba (aireación constante y temperatura entre 20° y 24° C), por lo cual dada la reconocida toxicidad de esta sustancia se optó por realizar una prueba para evaluar su posible volatilización. Esta prueba consistió en sembrar un reactor para el 2,4 D de iguales características a las de los empleados en la Prueba de Zahn-Wellens/EMPA pero en ausencia de lodo inoculo. De esta prueba se encontró que el plaguicida 2,4 D desapareció en un 100% en aproximadamente 14 días, por lo cual se puede decir que su desaparición es debida a fenómenos físicos de volatilización y no a procesos bioquímicos de biodegradación.

A partir de los resultados de la prueba de biodegradabilidad realizada para el plaguicida 2,4 D, se observó la necesidad de estudiar su biodegradación mediante otra prueba que minimice la volatilización de este compuesto y que mida realmente su grado de biodegradabilidad. En tal sentido se ensayo la metodología del Test de Zahn-Wellens/EMPA modificando las condiciones de aireación (mínima garantizando niveles de oxígeno disuelto cercanos a 4 mg L⁻¹ O₂) y temperatura (constante de 20° C), con el fin de minimizar la volatilización del plaguicida. De esta prueba se encontró que el herbicida 2,4 D es volátil en aproximadamente un 40 % y biodegradable en otro 40 %.

Esto no indica de manera alguna que el 2,4 D no pueda generar daños sobre el ambiente o la salud del ser humano, por el contrario su elevado potencial de volatilización hace que este se transporte fácilmente a la atmósfera, y de allí pueda llegar a las personas través de las vía respiratorias o ser transportado por las corrientes de vientos y generar efectos dañinos en ecosistemas alejados.

La Figura 3 presenta la relación entre la biodegradación y la inhibición de la respiración de los Herbicidas Glifosato, Ácido Fluazifop, Diurón, Terbutrina, Ametrina 2,4 D.

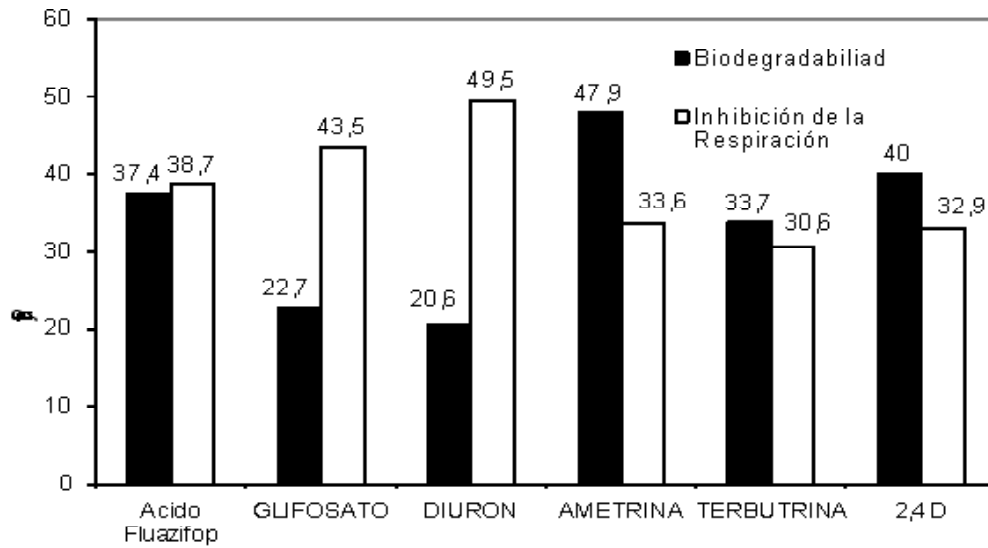


Figura 3. Relación Entre la Biodegradación y la Inhibición de la Respiración de los Herbicidas Glifosato, 2,4 D, Ácido Fluazifop, Diurón, Terbutrina y Ametrina.

Correlacionando los resultados obtenidos para la biodegradabilidad y la inhibición de la respiración, se puede observar que existe una relación entre estas dos variables, que aunque no lineal, nos muestra en general que a mayor nivel de inhibición de los plaguicidas hacia los microorganismos del lodo inoculo, su biodegradabilidad es menor. Igualmente, de la Figura 3, se puede observar que los plaguicidas menos biodegradables del grupo de seis estudiados son el Diurón y Glifosato, los cuales presentaron porcentajes de biodegradación del 20.6% y 22.7% respectivamente.

Finalmente, dada la alta toxicidad y no biodegradabilidad en sistemas biológicos aeróbicos de los herbicidas Diurón, 2,4 D, Terbutrina, Glifosato, Fusilade y Ametrina, queda manifiesta la incapacidad de las tecnologías biológicas para tratar por si solas este tipo de desechos. Esto demuestra además, la necesidad de realizar acoples con otros procesos avanzados de tratamiento (tales como la fotocatalisis) que pueden alterar las características de toxicidad y biodegradabilidad de estas sustancias, potencializando el uso de los procesos biológicos como etapa final de tratamiento.

4. CONCLUSIONES

Los herbicidas Ácido Fluazifop, Glifosato, Diurón, Ametrina, Terbutrina y 2,4 D no son biodegradables en reactores aerobios debido al efecto tóxico que ejercen sobre los microorganismos del lodo inoculo. Ninguno de los plaguicidas logró alcanzar una biodegradación del 70% para un periodo de 28 días, condición que define una sustancia biodegradable según la Prueba de Zahn Wellens/EMPA.

El Diurón y el Glifosato son los plaguicidas más tóxicos y menos biodegradables de los seis estudiados. Presentaron porcentajes de inhibición sobre los microorganismos del lodo inoculo del 49.5% y 43.5% para concentraciones de $800 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$; y porcentajes de biodegradación del 20.6% y 22.7% respectivamente

Se puede considerar que el Diurón y el Glifosato son los plaguicidas que ofrecen más riesgo para el medio ambiente y la salud del ser humano, pues son los que presentan una mayor toxicidad, menor biodegradabilidad y mayor persistencia en el ambiente.

Durante el seguimiento de la biodegradabilidad, a través de la metodología de Zahn Wellens/EMPA, de los

plaguicidas Fluazifop, Glifosato, Diurón, Ametrina, Terbutrina y 2,4 D, los microorganismos del lodo inoculo contaron con adecuadas condiciones medioambientales de temperatura, pH y suministro de nutrientes, por lo cual se puede decir que estos factores no fueron limitantes para la degradación de los plaguicidas.

La elevada toxicidad y baja biodegradabilidad de los herbicidas Diurón, 2,4 D, Terbutrina, Glifosato, Fusilade y Ametrina, muestra el poco potencial de las tecnologías biológicas como sistemas únicos de tratamiento de aguas residuales con contenido de estas sustancias. Sin embargo, el realizar acoples con otros procesos previos de tratamiento, tales como la fotocatalisis, puede potencializar el uso de los procesos biológicos como etapa final de tratamiento, ya que un pretratamiento fotocatalítico puede alterar las características de toxicidad y biodegradabilidad de estas sustancias.

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar sus agradecimientos a la Escuela Politécnica federal de la Laussane - EPFL y al fondo de Cooperación Suiza- DDC (Direction Du Development et de la Cooperation) por la financiación del proyecto Biosolar Detox (Development of a coupled solar-biological system for the disinfection and elimination of organic contaminants in drinking and wastewaters in rural areas of Colombia) , al Grupo GAOX por su colaboración y apoyo y a la Empresa Aguas del Sur S.A. E.S.P. por suministrar el lodo activado.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Achiorno de V, C. L; Ferrari, L. (2008). Toxicity of the herbicide glyphosate to *Chordodes nobilii* (Gordiida, Nematomorpha) *Chemosphere*, 71(10):1816-1822
- Albert, L. (1999). Curso básico de toxicología ambiental. 2da Edicion. Ed. OPS/Limusa Noriega .México
- Apha–Awwa–Wpcf. (2005). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21 Ed. Andrew D. Eaton (Editor). Washington
- Arques, A; Amat, A. M; Garcia, R. A; Vicente, R. (2007). Detoxification and/or increase of the biodegradability of aqueous solutions of dimethoate by means of solar photocatalysis. *Journal of Hazardous Materials*. 146 (3): 447-452.
- Capurro, L. F. (2009). Informe Anual Sector Azucarero de Colombia. 2009. Asociación de Cultivadores de Caña de Azúcar - Asocaña. Cali.
- Churchill, K; Lowell, K. (1979). Effects of ametryn [2-(ethylamino)-4-(isopropylamino)-6-(methylthio)-s-triazine] on nitrate reductase activity and nitrite content of wheat (*Triticum aestivum* L.) *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 12(2):156-162.
- Franck, M; Kola, V; Eeremin, S, A. (1995). Enzyme immunoassays for s-triazine herbicides and their application in environmental and food analysis *Analytica Chimica Acta*, 311(3):10,349-356.
- Garcia, N. (2001). Bioremediación. Editorial Universidad de Cuenca, Centro de Estudios Ambientales, 15-17.
- Giacomazzi Cochet, N. (2004). Environmental impact of diuron transformation: a review. *Chemosphere*. 56(11):1021-1032
- Gobernación del Valle del Cauca. Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. (2002). Unidad Regional de Planeación Agropecuaria de la Secretaría de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural en el Departamento del Valle del Cauca (URPA).
- Hayo, M. G.; Vander, W; Zimmer, C. (1998). An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. *Chemosphere*. 36(10): 2225-2249.
- Hilleboe, H. (1980). Manual de tratamiento de aguas negras. 1ra Edicion. Editorial Limusa-Noriega, México
- Koohpaei, A; R; Shahtaheri, S. J; Ganjali, M. R; Rahimi, F, A; Golbabaei, F. (2009) Optimization of solid-phase extraction using developed modern sorbent for trace determination of ametryn in environmental matrices *Journal of Hazardous Materials*, 170(2-3):1247-1255

- Oedc Guidelines for the Testing Chemicals. Guideline 209. Activated Sludge, Respiration Inhibition Test.
- Okay, O.; Gaines, A. (1996). Toxicity of 2,4-D acid to phytoplankton. *Water Research*,30(3):688-696.
- Rokich, D, P; Harma, J; Turner, S; Sadler, R; Tan, B. (2009). Fluazifop-p-butyl herbicide: Implications for germination, emergence and growth of Australian plant species. *Biological Conservation*, 142(4):850-869
- Sarijkaya, R; Mahmut, S. (2005). Investigation of acute toxicity of (2,4-D-dichlorophenoxy)acetic acid (2,4-D) herbicide on larvae and adult Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.). *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 20(2):264-268
- Ubay, C. E.; Ozdemir, S; Karanan, O.; Insel, G; Orhon, D. (2007).Critical appraisal of respirometric methods for metal inhibition on activated sludge. *Journal of Hazardous Materials*.139(2):332-339
- Ubay, C.; Guilu, I. E; Egemen, A.; Derin, O. (2009). Respirometric Journal of Hazardous materials, 161(1):35-41
- Unidad Regional de Planeación Agropecuaria de la Secretaría de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural en el Departamento del Valle del Cauca (URPA), 2002.
- Varona, M.; Varona, M; Groot, H.; Torres, C.; Patino, I. (2006). Determinación de la exposición a glifosato y otros plaguicidas y evaluación del daño en el ADN en trabajadores que laboran en cultivos de caña de azúcar en el Valle del Cauca. *Medicina Ac. Col.* 28(1):30-35.

This document was created with Win2PDF available at <http://www.win2pdf.com>.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.
This page will not be added after purchasing Win2PDF.