Vidsupra visión científica

Vol. 12 Núm. 1
enero-junio 2020

CIIDIR IPN DURANGO

Órgano de difusión científica y tecnológica del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional
Unidad Durango IPN-CIIDIR DURANGO

EDUCACIÓN
SECRETARÍA DE EDUCACIÓN PÚBLICA

Instituto Politécnico Nacional
"La Técnica al Servicio de la Patria"

Vidsupra visión científica

Órgano de difusión científica y tecnológica del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Durango CIIDIR-IPN

Directorio

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

- **Mario Alberto Rodríguez Casas.** Director General
- **María Guadalupe Vargas Jacobo.** Secretaria General
- **Jorge Toro González.** Secretario Académico
- **Juan Silvestre Aranda Barradas.** Secretario de Investigación y Posgrado
- **Luis Alfonso Villa Vargas.** Secretario de Innovación e Integración Social
- **Adolfo Escamilla Esquivel.** Secretario de Servicios Educativos
- **Reynold Ramón Farrera Rebollo.** Secretario de Gestión Estratégica
- **Jorge Quintana Reyna.** Secretario de Administración
- **Eleazar Lara Padilla.** Secretario Ejecutivo de la COFAA
- **Guillermo Robles Tepichin.** Secretario Ejecutivo del POI
- **José Juan Guzmán Camacho.** Abogado General
- **Modesto Cárdenas García.** Presidente del Decanato
- **Jesús Anaya Camuño.** Coordinador de Imagen Institucional

CIIDIR UNIDAD DURANGO

- **Eduardo Sánchez Ortíz.** Director
- **Diana Carolina Alanis Bañuelos.** Subdirectora Administrativa
- **César Israel Hernández Ramírez.** Subdirector Académico y de Investigación.
- **Néstor Naranjo Jiménez.** Subdirector de SEIS
- **Amelia Quezada Díaz.** Jefa del Departamento de Posgrado
- **Denise Martínez Espino.** Jefa de la Unidad Politécnica de Integración Social
- **Claudia Elia Soto Pedroza.** Jefa de la UTEyCV
- **Flor Isela Retana Rentería.** Jefa del Departamento de Investigación y Desarrollo Tecnológico
- **Lidia Marissa Hernández Estrada.** Jefa del Dpto. de Recursos Financieros y Materiales
- **Adán Villarreal Márquez.** Jefe de la Coordinación de Enlace y Gestión Técnica
- **Mayra Edith Burciaga Siqueiros**. Jefa del Departamento de Servicios Educativos
- **Víctor Daniel Ríos García.** Jefe de la Unidad de Informática
- **Sara Silva Haro.** Jefa del Departamento de Capital Humano

Vidsupra visión científica Vol. 12, No. 1 ENERO-JUNIO de 2020, es una publicación semestral editada por el Instituto Politécnico Nacional, a través del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango. Calle Sigma No. 119, Fracc. 20 de Noviembre II. C.P. 34220. Teléfonos: 618 8142091 y 618 814 45 40. http://www.ciidirdurango.ipn.mx/revista-vidsupra.html. Editor responsable: Dr. Eduardo Sánchez Ortíz. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo del Título No. 04-2019-121913514700-203, otorgado por el Instituto Nacional del Derecho de Autor (INDAUTOR). ISSN: en trámite. Responsable de la última actualización de este número, Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango. Dr. Eduardo Sánchez Ortíz. Calle Sigma No. 119, Fracc. 20 de Noviembre II. C.P. 34220. fecha de última modificación 30 de junio de 2020.
Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación.
Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización del Instituto Politécnico Nacional.

* Fotografía de portada: Cascada Cola de Caballo. Dr. Marco Márquez Linares

Índice

1 MÉTODO DE CONTEO DE GRUPOS FECALES PARA LA ESTIMACIÓN DE POBLACIONES DE CÉRVIDOS SILVESTRES
Dania Melissa Vega Hernández, Isaías Chairez Hernández

6 BIOFILTRACIÓN Y MEDIOS FILTRANTES
Angel E. Zamora Acevedo, Marco Antonio Garzón Zúñiga, María G. Reyes López, Felipe de Jesús Silerio Vázquez, Norma L. Piedra Leandro, Beatriz D. Sosa Hernández

Vidsupra visión científica
12(1): 1-5, 2020

MÉTODO DE CONTEO DE GRUPOS FECALES PARA LA ESTIMACIÓN DE POBLACIONES DE CÉRVIDOS SILVESTRES

Dania Melissa Vega Hernández, Isaías Cháirez Hernández
Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango, Instituto Politécnico Nacional, Sigma 119, Fraccionamiento 20 de Noviembre II, Durango, Durango, México, 34220. Correo electrónico: daniavega12@gmail.com

RESUMEN

Para el desarrollo de las Unidades de Manejo Ambiental se requieren estudios de población y se cuenta con diferentes métodos. Un método indirecto usado en México es el conteo de grupos fecales para estimar la densidad de población de cérvidos y otros ungulados, en el que se emplea una tasa de defecación que indica el número de grupos fecales excretados por un animal en 24 h. Este método ofrece información sobre la abundancia relativa de la cantidad de individuos de una especie, así como la intensidad del uso de hábitat en un área. En 1956 se modeló un índice conociendo la relación entre la densidad de grupos fecales y el número de venados por área. Ningún autor había aportado datos sobre la tasa de defecación para ese entonces, y algunos otros aportaron índices fecales con alta variabilidad y la técnica necesita del conocimiento de dicha tasa para la época en que se aplica el muestreo y tipo de alimento. Actualmente, se conoce la alta correlación que existe entre el nivel de fibra contenida en heces y el efecto que ejerce la disminución del fotoperiodo sobre la tasa de defecación. Por lo que con un análisis para la obtención de fibras en las heces y utilizando la fórmula apropiada con tales resultados, se disminuye el error de estimación de densidad poblacional de ungulados. En general, si se conoce el número de grupos fecales en las áreas de muestreo y el lapso de tiempo en que fueron depositados, será factible determinar la población de individuos en un área definida.

PALABRAS CLAVE:
Tasa de defecación, fibra, densidad de población.

ABSTRACT

To develop Environmental Management Units, studies of the population are required and there are different methods to do that. An indirect method used in Mexico is fecal groups counting to estimate cervids population density and it is needed to estimate a defecation rate, which indicates the number of fecal groups excreted per animal in 24 h. This method provides information on the relative abundance of the number of individuals of a certain species and its habitat use in a given area. In 1956,an index was developed, based on the relationship between the density of fecal groups and the number of deers per area. Until that year authors had not given information about defecation rate, and others gave some dates with a lot of variability and the technique requires knowledge of this rate for season and kind of food. Currently, the high correlation between the level of fiber contained in feces and the effect exerted by the photoperiod on defecation is known. So, with an analysis obtaining the level of fiber in feces, the error to estimate population density decreases. In general, if the number of fecal groups in the areas of sampling and the time of excretion are known, it will be possible to determine the cervid population size in a defined area.

KEYWORDS:
Defecation rate, fiber, population density.

INTRODUCCIÓN

Las actividades implicadas en la cacería legal deportiva, sus subproductos, así como el ecoturismo y otras actividades, constituyen un importante generador de empleos rurales y una fuente de riqueza para el campo, lo que propicia que productores se sumen a las actividades del manejo de la fauna y flora silvestres, siempre a través de las Unidades para la Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable para la Vida Silvestre (UMA) (Vega, 2010). Para el desarrollo y establecimiento de UMAs para animales se requieren métodos que permitan estimar el tamaño de las poblaciones, para ello se cuenta con diferentes métodos, los cuales pueden ser directos o indirectos (colecta de heces, conteo de huellas, u otros indicios). Un método indirecto muy usado en México es el conteo de grupos fecales para estimar la densidad de población de ungulados (Ezcurra y Gallina, 1981). Este método indirecto es principalmente utilizado debido a que observar directamente a los animales en muchos ecosistemas del país es una actividad particularmente difícil. Para realizar la estimación utilizando este método es necesario emplear un índice fecal o tasa de defecación que indica el número de grupos fecales excretados por un animal en un lapso de tiempo de 24 h.

Es común en estudios de población a partir del conteo de grupos fecales, que se apliquen tasas de defecación provenientes de estudios realizados en lugares semejantes en vegetación y características ambientales, sin considerar la época del año en que fue realizada la colecta y mucho menos el tipo de dieta (Vega, 2014).

Para cérvidos, existe gran variabilidad entre las tasas de defecación de acuerdo a la subespecie, edad, sexo, calidad del alimento y condiciones en que estuvieron los animales durante el experimento (Van Etten y Bennett 1965; Ryel 1971; Rogers, 1987; Portillo *et al.*, 2010). Una mala selección de la tasa de defecación puede acarrear estimaciones erróneas de densidad y por consecuencia estrategias equívocas de manejo.

El presente trabajo se elaboró con la finalidad de describir la técnica de conteo de pelets fecales para la estimación poblacional de cérvidos y algunos otros ungulados silvestres y en campo, así como presentar algunas actualizaciones del método y consideraciones al usarlo.

USO DE CONTEO DE GRUPOS FECALES COMO FUENTE DE ESTIMACIÓN CONFIABLE DE LA DENSIDAD POBLACIONAL EN UNGULADOS

El manejo exitoso de las especies cinegéticas bajo un aprovechamiento sustentable conlleva estimaciones confiables de diferentes parámetros poblacionales, como la densidad de población, proporción de sexos y edades.

Por otro lado, la información acerca del uso de hábitat es otro aspecto que también provee información muy útil para el manejo de la fauna (Härkönen y Heikkilä, 1999). La densidad poblacional es el punto de partida para establecer estrategias en el manejo de especies silvestres y en el caso de rumiantes silvestres es usualmente calculada a partir del conteo de grupos fecales. Este método ha sido utilizado ampliamente en áreas con poca visibilidad por la espesura de su vegetación (Massei y Genov, 1998), o también en especies difíciles de observar por sus hábitos (Fuller, 1991; Massei y Genov, 1998). Por ejemplo, Neff (1968) reportó su uso con venado chital (*Axis axis*) en África, por encontrarse en áreas muy densas de vegetación (Dinerstein y Dublin, 1982). Este método es también usado para conocer los cambios y tendencias de la abundancia de venado en algunas partes de Estados Unidos, Canadá, Europa, Australia, y Nueva Zelanda (Forsyth *et al.* 2005).El conteo de grupos fecales ofrece información sobre la abundancia relativa de la cantidad de individuos de una especie, así como la intensidad del uso de hábitat en un área determinada (Neff, 1966; Mandujano y Gallina, 1995). Riney (1957) comentó que es una medida objetiva de conocer las fluctuaciones de poblaciones, y que ayuda a determinar los tipos de hábitat preferidos por los individuos y los patrones de uso por estaciones del año. Así pues, el conteo de grupos fecales es un método común para estudiar las tendencias poblacionales y uso del hábitat por rumiantes silvestres (Rollins *et al.*, 1984).

El método sobre el conteo de grupos fecales fue descrito por Bennett *et al*. (1940) y ha sido utilizado por varios investigadores, aunque Forsyth *et al.* (2005) comentó que el método ya era usado como índice de la abundancia de venados desde los años treinta. El uso de este método en especies cinegéticas, fue primeramente utilizado en venado, ya que Eberhardt y Van Etten (1956) modelaron un índice conociendo la relación entre la densidad de grupos fecales y el número de venados por área. Portillo *et al.* (2010) y Härkönen y Heikkilä (1999) sugirieron que este método podía ser usado para determinar la cantidad aproximada de individuos de ungulados silvestres así como también sus movimientos y utilización de la vegetación, aunque ninguno de estos autores aportaron datos acerca de las tasas de defecación (Eberhardt y Van Etten, 1956; Smith, 1964). Al respecto, Neff (1968) revisó esta técnica y concluyó que puede proveer datos confiables en la mayoría de las condiciones de campo y Forsyth *et al.* (2005) declararon la confiabilidad del método al encontrar una alta correlación entre el número de grupos fecales y la densidad poblacional de venados, por lo que este método también es aplicable al estudio del uso de hábitat para otras especies como el alce

(*Alces alces*), venado cola blanca, watipi (*Cervus canadienses*), bisonte (*Bison bison*) y corzo (*Capreolus capreolus*) y para estimar poblaciones de venado bura (*Odocoileus hemionus*) y gamo (*Dama dama*) (Neff, 1968).

El procedimiento más utilizado en la técnica de conteo de grupos fecales, comienza con limpiar un determinado número de parcelas las cuales servirán para registrar la acumulación de grupos fecales durante un determinado tiempo (días). Pasados los días previamente establecidos para el muestreo, se colectan todos los grupos fecales depositados en las parcelas, el total de grupos fecales es entonces dividido por la tasa de defecación de la especie involucrada (Massei *et al.*, 1998). Esto es:

$$\text{Densidad poblacional} = \frac{(\text{área})(\text{grupos fecales})}{(\text{días})(\text{tasa de defecación})}$$

Donde:
área: área total muestreada.
grupos fecales: los encontrados en el área muestreada.
días: número de días en los que se depositaron esos grupos fecales.
tasa de defecación: número medio de grupos fecales que un animal excreta por día .

El procedimiento resulta sencillo, si contamos con la certeza de que la tasa de defecación es constante en el tiempo y para todos los hábitats. Sin embargo, esto no sucede de tal manera. Por tal motivo, la técnica necesita del conocimiento de la tasa de defecación en la época en que se aplica el muestreo y la disponibilidad de alimento (Clemente *et al.*, 2005).

Las tasas de defecación para venado más aplicadas en todo América están basadas en dos estudios realizados en invierno con animales en cautiverio alimentados con forraje nativo de la zona (Rogers, 1987) y un estudio de venados en Texas también en cautiverio alimentados con una dieta comercial (Rollins *et al.* 1984). Estudios semejantes se han llevado a cabo con venado bura (*Odocoileus hemionus*) (Neff, 1968).

Según Smith (1964) la tasa de defecación se ve principalmente afectada por los niveles de consumo, los cuales dependen del tipo de forraje. La edad del animal y los cambios abruptos de la dieta, así como el estrés también son factores que pueden tener injerencia en la tasa de defecación (Rollins *et al.*, 1984). Las tasas de defecación también pueden cambiar estacionalmente con la dieta, el confinamiento, la subespecie y tipo de hábitat (Ryel, 1971).

TASA DE DEFECACIÓN

Rasmussen y Doman (1943) fueron los primeros en tratar de determinar la tasa de defecación contando grupos fecales de venado bura en cautiverio, y después relacionar tal tasa con un número de individuos ya conocido. Reportes antiguos y recientes sugieren que la tasa de defecación del venado bura y cola blanca es alrededor de 13 grupos por animal por día (Eberhardt y Van Etten, 1956). Smith (1964) reportó una tasa ligeramente más alta (13-14 grupos día), pero Collins (1981) reportó tasas de 21-23 grupos animal día para venado bura; mientras que Rollins *et al.* (1984) reportaron una media de 19.6 grupos animal día, Rogers (1987) 15 grupos día, Sawyer *et al.* (1990) de 11.96 grupos día, aumentando a 34 grupos animal día durante el otoño, y Pérez *et al.* (2010) 17 grupos animal día. Estos reportes obligaron a analizar a fondo el problema fundamental del método en cuanto al rango de variación que va de 13 a 34 grupos fecales animal día, donde una mala selección al considerar una tasa de defecación errónea, conlleva errores desastrosos en la estimación de poblaciones. Aunado a esto, están las variaciones de la tasa de defecación entre subespecies, edad, sexo, y actividad (Van Etten y Bennett 1965; Ryel 1971; Rogers, 1987, Portillo *et al.*, 2010). Por ejemplo, Miquelle (1983) menciona que la hiperactividad de animales en cautiverio, no acostumbrados, puede resultar en numerosas defecaciones. Se reconocen además limitantes no controladas en el cautiverio tales como el tipo de alimento usado, la cantidad de fibra ingerida, frecuencia de alimento y estrés al encierro (Portillo *et al.*, 2010), así como la estación del año la cual puede provocar cambios en la tasa defecación, como lo que observó Mautz (1971) sobre la variación de pesos en los grupos fecales por estación, los cuales podrían deberse a los cambios en la dieta y a los cambios en el comportamiento y reproducción de éstas especies.

Actualmente se ha dado a conocer la alta correlación positiva que existe entre el nivel de fibra contenida en el alimento, y la contenida en heces; así como la relación que tiene la cantidad de fibra consumida con la cantidad de grupos fecales excretados, y el efecto que ejerce la disminución del fotoperiodo y el comportamiento reproductivo de las especies en las estaciones frías sobre la tasa de defecación, siendo mayor en verano y menor para el invierno (Vega, 2014). En tal estudio se creó un modelo, uno para la época de secas o fría, y otro para la época de lluvias, en base a la cantidad de fibra contenida en las heces de venado (Fibra Detergente Neutro y Fibra Detergente Ácida).

Siendo estas:
TD: -51.0271+ [0.26868 (%FDN)] + [1.61121 (%FDA)]
para el verano y
TD: 7.82939 – [0.02667 (%FDN)]+ [0.17309 (%FDA)]
para invierno.

Donde:
TD: tasa de defecación.
%FDN: porcentaje de fibra detergente neutro que arrojen los análisis de laboratorio.
%FDA: porcentaje de fibra detergente acida que arrojen los análisis de laboratorio.

Por lo que con un análisis para obtención de fibras en las heces encontradas en campo (con costos accesibles a los productores) y utilizando dichos datos en la fórmula apropiada a la época del año se disminuye, por mucho, el error de estimación de densidad poblacional de ungulados silvestres dada por la mala elección de una tasa de defecación adecuada.

CONSIDERACIONES FINALES

No obstante de la benevolencia del método, éste ha sufrido numerosas modificaciones convirtiéndolo en una herramienta útil para el manejo y la investigación. Aunque su aplicación tiene ciertas dificultades dadas por el observador y por factores ambientales, el método tiene la ventaja de que los grupos fecales son un indicio inequívoco de la presencia y abundancia de individuos, y pueden estar sujetos a muestreo y análisis estadístico, lo que hace al método estar también sujeto a fuentes de error que disminuyen la precisión de la estimación. Dentro de las estimaciones de población empleando este método, debe ser tomado en cuenta el sesgo ocasionado por el observador. Algunas recomendaciones en el uso del método aconsejan muestrear tan pronto comienza la primavera, entrenar a las personas que se dediquen a hacer el muestreo e incluir un segundo observador. Errores en la estimación de población de venados pueden resultar si todos los grupos fecales en las áreas muestreadas no son registrados o si el observador no cuenta todos los grupos que fueron depositados en el periodo de estudio. Usar áreas de muestreo fáciles de observar, incluir dos observadores y conocer el tiempo de deposición de las heces a fin de mitigar los sesgos, son prácticas que han sido recomendadas durante la aplicación del método. En general, si se conoce el número de grupos fecales en las áreas de muestreo y el lapso de tiempo cuando estos fueron depositados, entonces será factible determinar con precisión la población de venados en un área definida para un tiempo determinado.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bennett, L. J., P. F. English, R. McCain. 1940. A study of deer populations by use of pellet group count. Journal of Wildlife Management 4: 398-403.

Clemente, F., E. Riquelme, G. D. Mendoza, R. Bárcena, S. González, R. Ricalde. 2005. Digestibility of forage diets of white-tailed deer (*Odocoileus virginianus,* Hays) using different ruminal fluid innocula. Journal of Applied Animal Research 27: 71-76.

Collins, W. B. 1981. Habitat preferences of mule deer as rated by pellet-group distribution. Journal of Wildlife Management 45: 969-972.

Dinerstein E., H. T. Dublin 1982. Daily defecation rate of captive axis deer. Journal of Wildlife Management 46: 833-835.

Eberhardt L., R. C. Van Etten. 1956. Evaluation of the Pellet Group Count as a Deer Census Method. Journal of Wildlife Management 20: 70-74.

Ezcurra E., S. Gallina. 1981. Deer biology, habitat requirements and management in Western North America. Instituto de Ecología. México.

Fuller, T. K. 1991. Do pellets counts index white tailed deer numbers and population change? Journal of Wildlife Management 55: 393-396.

Forsyth, D. M., R. J. Barker, G. Morris, M. P. Scroggie. 2005. Modeling relationship between fecal pellets indices and deer density. Journal of Wildlife Management 71: 964-970.

Härkönen, S, R. Heikkilä. 1999. Use of pellet group counts in determining density and habitat use of moose *Alces alces* in Finland. Journal of Wildlife Biology 5: 233-239.

Mandujano, S., S. Gallina. 1995. Comparison of Deer Censuring Methods in Tropical Dry Forest. Wildlife Society Bulletin 23: 180-186.

Massei, G, P. Bacon, P. G. Genov. 1998. Fallow Deer and Wild Boar Pellets Group Disappearance in Mediterranean Area. Journal of Wildlife Management 62: 1086-1094.

Massei, G., P.G. Genov. 1998. Fallow deer (*Dama dama*) winter defecation rate in Mediterranean area. Journal of Zoology 245: 209-2014.

Mautz, W. W. 1971. Confinement Effects on Dry-Matter Digestibility Coefficients Displayed by Deer. Journal of Wildlife Management 35: 366-368.

Miquelle, D. 1983. Summer defecation urination rates and volumes of Moose. Journal of Wildlife Management 47: 1230-1233.

Neff, D. J. 1966. A determination of defecation rate for elk. Journal of Wildlife Management 29: 406-407.

Neff, D. J. 1968. The Pellet-Group Count Technique for Big Game Trend, Census, and Distribution: A Review. Journal of Wildlife Management 32: 597-614.

Pérez, S., S. Mandujano, R. E. Martínez. 2010. Tasa de defecación del venado cola blanca, *(Odocoileus virginianus mexicanus),* en cautividad en Puebla, México. Acta Zoológica Mexicana (nueva serie) 20: 167-170.

Portillo R. H. O., J. Hernández, F. Elvitt, F. Leiva, I. Martínez. 2010. Estimación de la tasa de defecación del venado cola blanca *Odocoileus virginianus* en cautividad en Honduras. Revista Mesoamericana 14(1): 55-57.

Rasmussen, D. I., E. R. Doman. 1943. Census methods and their application in the management of mule deer. Transnational North America Wildlife Conference 8:369-379.

Riney, T. 1957. The use of feces counts in studies of several free-ranging mammals in New Zealand. New Zealand Journal of Science and Technology 38B: 507-532.

Rogers, L. L. 1987. Seasonal changes in defecation rates of free ranging white tailed deer. Journal of Wildlife Management 51: 330-333.

Rollins, D., F. C. Bryanty, R. Montadun. 1984. Fecal pH and defecation rates of eight ruminants fed known diets. Journal of Wildlife Management 48: 807-813.

Ryel, L. A. 1971. Evaluation of pellet group surveys for estimating deer populations in Michigan. Michigan Department of Natural Resources. USA.

Sawyer T. G., R. L. Marchinton, W. Maclentz. 1990. Defecation rates of female white tailed deer in Georgia. Wildlife Society Bulletin 18: 16-18.

Smith, A. 1964. Defecation rates of mule deer. Journal of Wildlife Management 28: 435-444.

Van Etten, R. C., C. L. Bennett. 1965. Some sources of error in using pellet-group counts for censusing deer. Journal of Wildlife Management 29: 723-729.

Vega, D. 2010. Estudio Ambiental del Rancho Chorreños, Municipio de Coneto de Comonfort Durango, para el manejo de venado cola blanca. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo. Bermejillo, Durango, México.

Vega, D. 2014. Tasas de defecación de venado cola blanca a partir del contenido de fibras en heces. Tesis de Maestría. Colegio de Postgraduados. Montecillo, Estado de México, México.

Vidsupra visión científica
12(1): 6-10, 2020

BIOFILTRACIÓN Y MEDIOS FILTRANTES

Angel E. Zamora Acevedo, Marco Antonio Garzón Zúñiga, María G. Reyes López, Felipe de Jesús Silerio Vázquez, Norma L. Piedra Leandro, Beatriz D. Sosa Hernández
Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Durango, Instituto Politécnico Nacional, Sigma 119, Fraccionamiento 20 de Noviembre II, Durango, Durango, México, 34220. Correo electrónico: angel.edzac@gmail.com

RESUMEN

En México se trata menos de la mitad del agua residual que se genera en el país, esto debido a los altos costos de instalación, operación y mantenimiento de las plantas de tratamiento convencionales. Esto vuelve prioritario buscar alternativas para tratar el agua de comunidades que no pueden costear plantas de tratamiento convencionales. Los biofiltros percoladores surgen como una alternativa, ya que no requieren de personal especializado en su operación y dependiendo del medio filtrante son significativamente más económicos. Se han estudiado diferentes medios filtrantes para mejorar el desempeño y la estabilidad de la remoción de contaminantes, siendo los de medio filtrante orgánico una buena alternativa debido a sus bajos costos de operación y mantenimiento comparados con otros sistemas.

PALABRAS CLAVE:
Biofiltración, medio filtrante, medio filtrante orgánico, cama mixta, piedra volcánica.

ABSTRACT

In Mexico not even the half of wastewater generated in the country is treated, this due to the high cost of installation, operation and maintenance of conventional treatment plants. Thanks to this situation, it becomes a priority to find alternatives ways to treat water for communities that cannot afford conventional treatment plants. Trickling biofilters emerge as an alternative because it does not require specialized personnel in the operation and depending on the filter medium, are significantly cheaper. There are studies with different filter media to improve performance and stability of pollutant removal, with the organic filter media as a good alternative because of its low operating and maintenance costs compared to other systems.

KEY WORDS:
Biofiltration, filter media, organic media, mixed bed, volcanic stone.

INTRODUCCIÓN

Hoy en día la importancia del cuidado del agua ha sido un tema de gran interés en todo el mundo; las técnicas y sistemas de tratamiento del agua han tenido un gran avance en las últimas décadas (García, 2013). Los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales como filtros biológicos, humedales y otras tecnologías descentralizadas, se están convirtiendo en una alternativa cada vez más relevante para los sistemas convencionales en el tratamiento de aguas residuales de pequeñas comunidades y viviendas. Esto debido a su alta eficiencia, bajos costos de construcción, bajos costos de operación y mínimos costos de mantenimiento (Adrados *et al.,* 2014).

La biofiltración ha sido reconocida a nivel mundial como una tecnología con una relación costo-eficiencia muy prometedora, además de ser de las más prácticas en el cumplimento legal de descargas en las regulaciones a nivel mundial (Kafle *et al.,* 2015). Este sistema tiene la particularidad de que purifica el agua en una sola operación, mediante el desarrollo de procesos físicos y bioquímicos que permiten, con la aplicación de bajas tasas de filtración, la formación de una capa biológica sobre la superficie del lecho, que retiene las

partículas suspendidas y microorganismos patógenos, removiendo así el material no deseable (Ruiz, 2004).

En este trabajo se revisaron generalidades de la biofiltración, sus modalidades usando material de empaque sintético y orgánico. Además de un tercer tipo de soporte, una mezcla de material orgánico con material mineral inerte.

GENERALIDADES DE UN BIOFILTRO

Los sistemas de tratamiento biológico se pueden dividir en dos grandes grupos, procesos con biomasa suspendida y los de biomasa fija o inmovilizada sobre un soporte. Los procesos de biomasa fija ofrecen mayores ventajas que otro tipo de tratamientos biológicos, para el tratamiento de agua residual que contiene compuestos tóxicos. Una de las ventajas es el inherente aumento en los tiempos de retención de sólidos (TRC) con respecto a los tiempos de residencia hidráulica (TRH) lo que confiere al proceso una mayor eficacia.

Entre las principales ventajas de los procesos de biomasa fija comparados con los procesos de biomasa suspendida (lodos activados, lagunas aireadas, etc.), son los más bajos requerimientos de energía, operación más sencilla, no hay problemas de expansión de la biomasa, menos mantenimiento, entre otros. En el tratamiento de aguas residuales, los procesos de biomasa fija son muy eficaces para la remoción de contaminantes medidos como demanda bioquímica de oxígeno (DBO), así como para realizar los procesos de nitrificación y desnitrificación. Algunas de las desventajas se reflejan en el bajo funcionamiento en temporadas frías, y posibles problemas de olores (Tchobanoglous y Burton, 1991).

A pesar de que los sistemas de biomasa fija son mecánicamente más sencillos que los de biomasa suspendida, son más difíciles en su modelación por varias razones. La primera, tanto el donador como el receptor de electrones deben ser transportados hacia la biopelícula para llevarse a cabo la reacción. Esto significa que los modelos de remoción de sustrato son más complicados. La biopelícula es un cultivo mixto de microorganismos que se desarrolla en la superficie de relleno o empaque. Estos microorganismos emplean como fuente de energía y alimento para crecer y reproducirse los contaminantes biodegradables presentes en el agua residual (Izquierdo-Kulich, 1998). Segunda, aunque se supone que el flujo sigue un comportamiento de tipo laminar como la mayoría de los modelos, en realidad, el patrón de flujo es bastante complejo independientemente del tipo de empaque. Tercera, la biodiversidad bacteriana que compite por nutrientes y espacio en la biopelícula, en lugar de estar homogéneamente distribuida como en los sistemas de biomasa suspendida, va cambiando con respecto a la distancia. Esto es, la biopelícula no está uniformemente distribuida sobre todo el empaque, más bien la distribución depende tanto de los patrones de flujo como de la concentración del sustrato en dichos patrones. Esto conlleva a que la modelación y el entendimiento de los sistemas de biomasa fija sean más complejos que los de biomasa suspendida (García, 2013).

Los biofiltros percoladores representan el arreglo más significativo de los sistemas aerobios con biomasa fija (Grady y Lim, 1980). Los filtros percoladores modernos consisten en un lecho formado por un medio sumamente permeable al que se adhieren los microorganismos y a través del cual se filtra el agua residual. El medio filtrante por lo general consiste en cualquier tipo de roca o diferentes variedades de plástico (Tchobanoglous y Burton, 1991).

La materia orgánica presente en el agua residual es degradada por una población de microorganismos adherida al medio filtrante. La materia orgánica del líquido es adsorbida a la película biológica o biopelícula. En la parte externa de la biopelícula (0.1 a 0.2 mm), la materia orgánica es degradada por microorganismos aeróbicos. Conforme los microorganismos crecen, el espesor de la biopelícula se incrementa y el oxígeno disuelto es consumido antes de que pueda penetrar en su totalidad a la biopelícula. En consecuencia, se establece un ambiente anaeróbico cerca de la superficie del medio filtrante. A medida de que el espesor de la biopelícula aumenta de grosor, la materia orgánica adsorbida es metabolizada antes de que pueda llegar a los microorganismos cerca de la superficie del medio filtrante. Como resultado de no tener una fuente externa de materia orgánica para el carbono celular, los microorganismos cerca de la superficie del medio filtrante entran en una fase endógena de crecimiento y pierden la habilidad de adherirse a la superficie del medio filtrante. Después, el líquido remueve la biopelícula de la superficie del medio filtrante y una nueva biopelícula empieza a crecer. A este fenómeno de remover la biopelícula se le llama “desprendimiento” y es primariamente una función de la carga orgánica e hidráulica en el filtro. En los filtros percoladores modernos la tasa de carga hidráulica se ajusta para mantener la biopelícula con espesor uniforme (Tchobanoglous y Burton, 1991).

Los filtros de tasa baja son relativamente simples, es un dispositivo altamente confiable que produce un efluente de calidad consistente. La forma de estos filtros puede ser circular o rectangular. Generalmente, una carga hidráulica constante es alimentada, no por recirculación sino por un sifón dosificador. En la mayoría de los filtros de tasa baja, solo en la parte superior del medio filtrante (0.6 a 1.2 m) se observará el lodo biológico. Los olores son un problema común, en este tipo de filtro.

El medio filtrante típico para los filtros de tasa baja es roca y escoria. La comunidad biológica en los filtros incluyen bacterias aeróbicas, anaeróbicas y facultativas, hongos, algas y protozoos. Animales superiores también están presentes como lombrices, larvas de insectos y caracoles. Las bacterias facultativas son las que predominan en los filtros percoladores (Tchobanoglous y Burton, 1991).

MEDIO FILTRANTE

En los filtros percoladores con medio filtrante de roca, el tamaño típico de la roca varía de 25 a 100 mm en el diámetro. La profundidad de la rocas en el filtro varía dependiendo del diseño, sin embargo los intervalos que se usan normalmente son de 0.9 a 2.5 metros. Los lechos de los filtros de rocas son regularmente circulares y el agua residual es distribuida por encima del lecho por un distribuidor rotatorio. Los filtros percoladores que usan medio filtrante de plástico pueden ser redondos, cuadrados y de otras formas con profundidades que varían de 4 a 12 metros. Son tres los tipos de plástico que se usa como medio filtrante: (1) embalaje de flujo vertical, (2) embalaje de flujo cruzado y (3) variedad de relleno al azar (Tchobanoglous y Burton, 1991).

Los filtros son construidos con un sistema de drenaje para colectar el agua tratada y cualquier residuo biológico que se haya desprendido del medio filtrante. Este drenaje es importante como colector así como una estructura porosa por donde el aire puede circular. El líquido recolectado se pasa a un tanque de sedimentación donde los sólidos son separados del agua tratada. En la práctica, una parte del líquido recolectado en el drenaje inferior o el efluente se recicla, usualmente para diluir el agua residual entrante y también para conservar la capa de lodo en condiciones húmedas (Tchobanoglous y Burton, 1991).

El medio filtrante de un biofiltro es crítico para el diseño y el rendimiento del mismo. Se debe considerar los requerimientos ambientales adecuados para el crecimiento microbiano, es decir, factores como la humedad, temperatura y nutrientes deben ser considerados en la selección del tipo del medio filtrante. Este medio también debe tener alta porosidad para minimizar las caídas de presión a lo largo del biofiltro, buena capacidad de retención de la humedad y una vida útil suficientemente larga (Kafle *et al.*, 2015).

El medio filtrante ideal es un material que tenga una relación alta de área por cada unidad de volumen, que sea de bajo costo, tenga una durabilidad alta y no se atasque u obstruya fácilmente (Tchobanoglous y Burton, 1991). Los tipos de medio filtrante se pueden clasificar en dos grupos: medios minerales o convencionales y medios sintéticos; los medios minerales se han utilizado durante mucho tiempo como materiales de empaque de filtros percoladores en las plantas de tratamiento de aguas residuales. Algunos de estos medios son arena, antracita, carbón activado, calcita, grava y roca de escoria volcánica (tezontle). Los medios filtrantes sintéticos se denominan comúnmente medios de tasa alta, debido a la carga orgánica que soportan, la ventaja más importante es que tienen grandes espacios de huecos, en general mayores del 90% y pesan aproximadamente la décima parte de lo que pesan los medios minerales (Sosa *et al.*, 2014).

MEDIO FILTRANTE SINTÉTICO

La introducción de medio filtrante sintético ha sido revolucionario en la tecnología de la biofiltración, especialmente para remover los malos olores a lo largo de las instalaciones de tratamiento de agua en Norte América (Shareefdeen *et al.*, 2003).

Se ha comprobado que el medio filtrante más compatible para el crecimiento de microorganismos son los polímeros naturales y sintéticos (Makarevich *et al*., 2000).

Los filtros que usan medios filtrantes de plástico, tienen tasas de carga hidráulica y orgánicas muy altas, además que los lechos tiene profundidades mayores. Esta profundidad se logra gracias a que el medio es más liviano ya que es de plástico. La mayoría de los filtros con empaque de plástico tiene forma de torres empacadas (Tchobanoglous y Burton, 1991).

El problema con los medio filtrantes sintéticos es que no están tan disponibles como los medios filtrantes orgánicos. Son difíciles de encontrar, normalmente es material de importación además de tener un costo más elevado.

Los rulos de plástico cuestan US$ 336 por m^3 mientras la tubería de PVC US$277 por m^3 y el estropajo de plástico US$453 por m^3 (Al-Hafedh *et al.,* 2003).

MEDIO FILTRANTE ORGÁNICO

En las pasadas dos décadas, el proceso de biofiltración que usa material orgánico ha sido estudiado y aplicado en el laboratorio y en campo, para el tratamiento de agua potable y agua residual de usos domésticos, municipales y agroindustriales (Vigueras-Cortés *et al.,* 2013).

Existe una gran variedad de tipos de materiales orgánicos que se han usado para el estudio del proceso de biofiltración. Algunos de estos materiales son: fibra de agave (Vigueras-Cortés *et al.,* 2013), casahuate, jacaranda, tabachín, bagazo de caña de azúcar y fibra de coco (Garzón-Zúñiga *et al.,* 2012), generalmente se usan materiales orgánicos endémicos.

En los biofiltros con cama de material orgánico, las aguas residuales alimentadas en la superficie del biofiltro percolan a través del medio filtrante, en donde son tratadas mediante cuatro mecanismos naturales que actúan simultáneamente: 1) filtración lenta y pasiva; 2) absorción, adsorción e intercambio iónico; 3) biodegradación, y 4) desinfección. El control de la carga aplicada permite un equilibrio entre el crecimiento y decrecimiento de la biomasa, lo que conduce a una biodegradación pasiva de los contaminantes, sin producción de lodos biológicos en exceso. Las aguas residuales tratadas pueden ser reutilizadas o ser descargadas al cuerpo receptor (Garzón-Zúñiga *et al.,* 2012).

El proceso permite tratar simultáneamente efluentes líquidos y gaseosos utilizando medios orgánicos. La tecnología se basa en la capacidad que tienen ciertos medios orgánicos en adsorber y absorber diferentes substancias contaminantes y de favorecer la implantación de microorganismos capaces de biodegradarlas en CO_2,N_2 y H_2O. Las aguas residuales tratadas pueden ser reutilizadas o ser descargadas al cuerpo receptor. Los efluentes gaseosos (malos olores) pueden ser tratados simultáneamente, haciéndolos pasar a contracorriente por el biofiltro. El medio orgánico dura aproximadamente cinco años y puede ser reutilizado como mejorador de suelos agrícolas (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2012).

Los biofiltros que están llenos de material orgánico se caracterizan por tener una tasa de filtración de menos de 0.5 m^3/m^2 de agua residual por día, lo cual favorece la retención de materia orgánica y contaminantes por filtración, adsorción, absorción e intercambio iónico (Vigueras-Cortés *et al.,* 2013).

Los procesos con material orgánico como medio filtrante tienen un gran desempeño en la remoción de contaminantes: 98.7% DBO (demanda bioquímica de oxígeno), 84 % DQO (demanda química de oxígeno), 99.99% CF (coliformes totales), y 96.93% huevos de helminto (Garzón-Zúñiga *et al.,* 2012).

En el proceso de biofiltración, es importante evitar la obstrucción del lecho de filtración. Esta obstrucción está relacionada con la deposición de solidos suspendidos y la degradación del mismo material orgánico usado para el medio filtrante (Vigueras-Cortés *et al.,* 2013).

Un aspecto particular de estos empaques es que al ser orgánicos se biodegradan con el tiempo. Al respecto existen reportes acerca de su vida útil, la cual fluctúa entre 3 y 5 años. Se ha observado una relación directa entre el tamaño del empaque y la durabilidad del mismo. Partículas de tamaño pequeño tienden a degradarse más rápido, cuando este material se degrada la columna se compacta, disminuyendo la porosidad de la cama y dificultando el paso de los fluidos por el lecho filtrante. Sin embargo, al aumentar el tamaño de partícula, se disminuye el área superficial de adhesión de microorganismos así como para los procesos de adsorción (Garzón-Zúñiga y Medina-Mazari, 2013).

El mayor inconveniente en la tecnología de los biofiltros era el uso de material de soporte orgánico basado en material forestal, esto debido a problemas como la caída de presión en el sistema, frecuente remplazo del medio filtrante, falta de nutrientes, pobres propiedades de amortiguamiento (*buffering*) y la degradación del medio filtrante (Shareefdeen *et al.*, 2003).

MEDIO FILTRANTE COMBINADO MATERIAL ORGÁNICO-MATERIAL MINERAL INERTE

Como ya se describió con anterioridad, los medios filtrantes orgánicos tienen la desventaja del cambio constante del medio debido a la degradación del material filtrante. Los medios sintéticos aunque más eficientes, son mucho más caros y los medios naturales inertes (piedra) son menos eficientes por carecer de ciertas propiedades como son: alta área específica, falta de nutrientes y menor capacidad de retención de humedad. Una posible solución a esta problemática es la combinación de material orgánico con materia mineral inerte con características físicas muy particulares, como por ejemplo, material con alta porosidad.

La piedra volcánica ha sido usada como filtro y adsorbente de materiales pesados por alguna de sus propiedades como es alta porosidad y alta resistencia (Jeong *et al.,* 2008). Donde la piedra está disponible localmente, tiene la ventaja de ser de bajo costo (Tchnobanoglous y Burton, 1991).

Existen diferentes trabajos alrededor del mundo que han probado con roca volcánica como medio filtrante para los biofiltros, para remover la materia orgánica y la deshalogenación de los compuestos organoclorados con tezontle (palabra de origen náhuatl o azteca, de “tetl” piedra y“tzontli” cabellera, piedra ligera como el cabello) (García, 2013), la remoción del ácido sulfhídrico (Jeong *et al.,* 2008), teniendo resultados alentadores con este material.

CONSIDERACIONES FINALES

La tecnología de biofiltración para el reúso de las aguas tratadas es una tecnología de alta eficiencia en el tratamiento de sólidos y líquidos orgánicos. Es importante adaptar dicha tecnología a las diferentes regiones del país y así aprovechar los materiales disponibles para conservar la biofiltración como una alternativa económica para el tratamiento de aguas residuales.

Para diseñar un biofiltro deben de ser considerados diferentes factores, el tipo de soporte es uno de ellos. Los soportes de material orgánico son usados debido a una gran eficiencia en la remoción de contaminación orgánica y a la disponibilidad que existe de estos materiales, usualmente material orgánico endémico; sin embargo, la degradación de este material es una gran desventaja.

Los soportes de material sintético como el plástico, tienen eficiencias en la remoción de DBO_5 de 65 a 80 %, además que no tienen el problema de la degradación que si tienen los soportes con material orgánico; pero debido a la dificultad de obtener estos materiales, hacen que el precio de estos soportes sea muy elevado.

Una posible alternativa es la combinación de materiales en una cama mixta de material orgánico y material mineral inerte con características físicas específicas para el soporte de un biofiltro. La durabilidad y fortaleza del material mineral como soporte es una gran ventaja debido a que aumentaría el tiempo de operación del biofiltro sin la necesidad de cambiar el medio filtrante por la biodegradación, abaratando costos de mantenimiento y operación, pero conservando la calidad del efluente del biofiltro.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adrados, B., O. Sánchez, C. A. Arias, E. Becares, L. Garrido, J. Mas, J. Morató. 2014. Microbial communities from different types of natural wastewater treatment systems: Vertical and horizontal flow constructed wetlands and biofilters. Water Research 55: 304–312.

Al-Hafedh, Y. S., A. Alam, M. A. Alam. 2003. Performance of plastic biofilter media with different configuration in a water recirculation system for the culture of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). Aquacultural Engineering 29: 139–154.

García, A. L. 2013. Remoción de compuestos aromáticos halogenados mediante biofiltración anaerobia. Tesis de licenciatura. Programa de Maestría y Doctorado en Ingeniería. México.

Garzón-Zúñiga, M. A., G. Buelna, G. E. Moeller-Chávez. 2012. La biofiltración sobre materiales orgánicos , nueva tecnología sustentable para tratar agua residual en pequeñas comunidades e industrias. Tecnología Y Ciencias Del Agua 3: 153–161.

Garzón-Zúñiga, M. A., A. Medina-Mazari. 2013. Efecto del tamaño de material filtrante (astillas de madera) sobre el desempeño de un sistema que trata agua residual municipal. Memorias del 1° Congreso Nacional de la Asociación Mexicana de Ingeniería, Ciencia y Gestión Ambiental (AMICA). 12-14 noviembre. Campeche, México, pp. 1–7.

Grady, L., H. Lim, H. 1980. Biological water treatment: Theory and applications. Marcel Dekker. New York.

Izquierdo-Kulich, E. F. 1998. Descripción estocástica de biopelculas en filtros percoladores. Universidad Nacional Autonoma de México. México.

Jeong, G. T., G. Y. Lee, J. M. Cha, D. H. Park. 2008. Comparison of packing materials in biofilter system for the biological removal of hydrogen sulfide: Polypropylene fibrils and volcanic stone. Korean Journal of Chemical Engineering 25: 118–123.

Kafle, G. K., L. Chen, H. Neibling, H. B. Brian. 2015. Field evaluation of wood bark-based down-flow biofilters for mitigation of odor, ammonia, and hydrogen sulfide emissions from confined swine nursery barns. Journal of Environmental Management 147: 164–174.

Makarevich, A. V., I. A. Dunaitsev, L. S. Pinchuk. 2000. Aerobic treatment of industrial wastewaters by biofilters with fibrous polymeric biomass carrier. Bioprocess Engineering 22: 121–126.

Tchnobanoglous, G., F. L. Burton. 1991. Wastewater Engineering. Treatmen, Disposal, and Reuse. McGraw Hill. New York.

Ruiz, A. A. 2004. La biofiltración , una alternativa para la potabilización del agua. Revista Lasallista de Investigacion 1: 61-66.

Shareefdeen, Z., H. Brian, W. Derek, W. Steve. 2003. Synthetic media biofilter eliminates hydrogen sulfide and other reduced sulphur compound odors. Proceedings of the Water Environment Federation 9:153-161.

Sosa, D., J. Vigueras, E. Holguin. 2014. La biofiltración: una alternativa sustentable para el tratamiento de aguas residuales. Vidsupra 6: 56–60.

Vigueras-Cortés, J. M., I. Villanueva-Fierro, M. A. Garzón-Zúñiga, J. Návar-Cháidez, I. Chaires-Hernández, C. Hernández-Rodríguez. 2013. Performance of a biofilter system with agave fiber filter media for municipal wastewater treatment. Water Science and Technology 68: 599–607.

NORMAS DE PUBLICACIÓN

Los autores que tengan interés en publicar en la revista VIDSUPRA del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Durango (CIIDIR-IPN-Durango), deberán ajustarse a los lineamientos establecidos para artículos científicos originales e inéditos.

Las contribuciones quedarán dentro de los siguientes tipos de trabajos:

a) Resultados de investigación o experimentales

b) Notas científicas

c) Estudios de revisión

d) Divulgación: monografía, ensayo, tesis, reflexión y crítica.

Los trabajos experimentales deberán presentar resultados originales de investigación, que no hayan sido previamente publicados. Se dividirán en las siguientes secciones:

TÍTULO. A continuación del titulo irán el (los) nombre (s) del (los) autor (es), y en seguida, el nombre de la institución donde se generó el trabajo.

RESUMEN. Deberá contener no más de 250 palabras. Establecerá brevemente el propósito del trabajo y los principales resultados y conclusiones. Evitar citas bibliográficas, abreviaciones no comunes, pero si son necesarias, deben ser definidas.

PALABRAS CLAVE. Serán de tres a cinco.

ABSTRACT. Deberá tener los mismos lineamientos que el RESUMEN

KEY WORDS. Serán de tres a cinco.

INTRODUCCIÓN. En esta sección se brindarán los antecedentes adecuados y se establecerán los objetivos del trabajo.

MATERIALES Y MÉTODOS. Se deberá proporcionar el suficiente detalle del trabajo experimental y de campo para que el trabajo pueda ser reproducido. Métodos ya publicados se pueden indicar con una referencia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

La discusión deberá incluir la significancia de los resultados.

CONCLUSIONES

AGRADECIMIENTOS

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS. Revisar un número reciente para consultar el estilo de la presentación de las referencias bibliográficas.

Tablas y Figuras se entregarán en archivos independientes con las siguientes características:

- Formato .jpg. de alta resolución y tamaño grande.
- Figuras, cuadros y fotografías deben ir en blanco y negro o escala de grises.
- Las tablas no deben llevar bordes verticales
- Los títulos respectivos no deben formar parte de la tabla o la figura.

ENTREGA DE DOCUMENTOS

Los documentos originales se entregarán vía correo electrónico, en formato Word, a la dirección vidsupra@gmail.com dirigidos a la M.C. Rebeca Alvarez Zagoya.

La comisión editora se reserva los derechos para la selección y publicación de los trabajos.

Los artículos contenidos en la revista son de la responsabilidad exclusiva de los autores.

PROCEDIMIENTO

Todos los trabajos que se envíen y cumplan con los lineamientos de este documento serán sometidos a revisión por parte de especialistas, con un estricto anonimato tanto de autores como de evaluadores.

La Coordinación Editorial se reserva el derecho de realizar la corrección de estilo y los cambios editoriales que considere necesarios para mejorar el trabajo.

Cada autor principal recibirá un ejemplar del número de la revista en que es publicado su artículo.

Toda correspondencia deberá dirigirse a:

Revista VID SUPRA, CIIDIR IPN Unidad Durango
Unidad Politécnica de Integración Social
Sigma No. 119, Fraccionamiento 20 de Noviembre II
Durango, Dgo., México, 34220
Tel. (618) 814 2091 y Fax (618) 814 4540
Teléfono de red IPN (55) 5729 6000 Ext. 82615

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CIIDIR UNIDAD DURANGO

CENTRAL DE INSTRUMENTACIÓN

Laboratorios de fisicoquímica y microbiología con servicios acreditados de análisis de agua y alimentos

Acreditación ema: A-0553-050/14
Funcionamiento y responsable sanitario COPRISED 02928/F

Servicios:

ANÁLISIS DE ALIMENTOS Y AGUA PARA CONSUMO HUMANO

- Determinación de dureza total en agua NMX-AA-072-SCFI-2001
- Determinación de cloruros totales en agua NMX-AA-073-SCFI-2001
- Determinación de metales pesados en agua naturales y potables (As, Cd, Cr, Pb) NMX-AA-051-SCFI-2001
- Determinación de floruros en agua NOM-201-SSA1-2002
- Método para la cuentas de bacterias aerobias en placa NOM-092-SSA1-1994
- Método para la cuenta de microorganismos coliformes totales en placa NOM-113-SSA1-1994
- Método para determinación de Salmonella en alimentos NOM-210-SSA1-2014 Apendice A
- Método para determinación de Staphylococcus aureus en alimentos NOM-210-SSA1-2014 Apendice B
- Determinación de coliformes totales, coliformes fecales y Escherichia coli por NMP NOM-210-SSA1-2014 Apendice H
- Método para la cuenta de bacterias aerobias en placa NOM-092-SSA1-1994

ANÁLISIS DE ALIMENTOS Y AGUA PARA CONSUMO HUMANO CON ACREDITACIÓN ANTE LA ema:

- Determinación de coliformes totales, coliformes fecales y Escherichia coli por NMP NOM-210-SSA1-2014 Apéndice H
- Determinación de cloruros totales en agua NMX-AA-073-SCFI-2001
- Determinación de floruros en agua NOM-201-SSA1-2002
- Determinación de metales pesados en agua potable y agua purificada (As, Cd, Pb) NOM-117-SSA1-1994

Informes:

DRA. LAURA SILVIA GONZÁLEZ VALDEZ
Coordinadora de la Central de Instrumentación CIIDIR IPN Unidad Durango
Calle Sigma Núm. 119 Fracc. 20 de Nov. II Durango, Dgo. México. C.P.34220
Tel (618) 814-20-91 Y 814 45 40 Extensiones: 82615 Y 82601
Correo electrónico: ci_dgo@ipn.mx

CIIDIR DURANGO
CENTRAL DE INSTRUMENTACIÓN