



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS PUEBLA

POSTGRADO EN ESTRATEGIAS PARA EL DESARROLLO AGRÍCOLA REGIONAL

**IMPACTOS AMBIENTALES DEL USO DE AGROQUÍMICOS SOBRE LA
CALIDAD DEL AGUA EN LA SUBCUENCA HUAQUECHULA, PUEBLA**

JULIO CESAR FLORES CESAREO

TESIS

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

Puebla, Puebla

2019



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS
CAMPECHE-CÓRDOBA-MONTECILLO-PUEBLA-SAN LUIS POTOSÍ-TABASCO-VERACRUZ

SUBDIRECCIÓN DE EDUCACIÓN
CAMPUS PUEBLA

CAMPUE- 43-2-03

CARTA DE CONSENTIMIENTO DE USO DE LOS DERECHOS DE AUTOR Y DE LAS REGALÍAS COMERCIALES DE PRODUCTOS DE INVESTIGACIÓN

En adición al beneficio ético, moral y académico que he obtenido durante mis estudios en el Colegio de Postgraduados, el que suscribe **Julio Cesar Flores Cesareo**, alumno de esta Institución, estoy de acuerdo en ser partícipe de las regalías económicas y/o académicas, de procedencia nacional e internacional, que se deriven del trabajo de investigación que realicé en esta Institución, bajo la dirección del Profesor **Dr. Angel Bustamante González**, por lo que otorgo los derechos de autor de mi tesis **Impactos ambientales del uso de agroquímicos sobre la calidad del agua en la subcuenca Huaquechula, Puebla**, y de los productos de dicha investigación al Colegio de Postgraduados. Las patentes y secretos industriales que se puedan derivar serán registrados a nombre del Colegio de Postgraduados y las regalías económicas que se deriven serán distribuidas entre la Institución, el Consejero o Director de Tesis y el que suscribe, de acuerdo a las negociaciones entre las tres partes, por ello me comprometo a no realizar ninguna acción que dañe el proceso de explotación comercial de dichos productos a favor de esta Institución.

Puebla, Puebla, 13 de junio del 2019.

Julio Cesar Flores Cesareo

Vo. Bo. Profesor Consejero o Director de Tesis
Dr. Angel Bustamante González

La presente tesis, titulada: **Impactos ambientales del uso de agroquímicos sobre la calidad del agua en la subcuenca Huaquechula, Puebla**, realizada por el alumno: **Julio Cesar Flores Cesareo**, bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

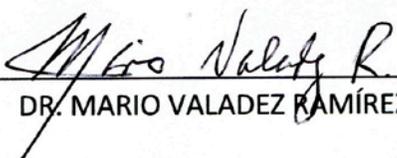
MAESTRO EN CIENCIAS

ESTRATEGIAS PARA EL DESARROLLO AGRÍCOLA REGIONAL

CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO: 
DR. ANGEL BUSTAMANTE GONZÁLEZ

ASESOR: 
DR. SAMUEL VARGAS LÓPEZ

ASESOR: 
DR. MARIO VALADEZ RAMÍREZ

ASESOR: 
DR. FRANCISCO J. ESCOBEDO

Puebla, Puebla, México, 13 de junio del 2019

IMPACTOS AMBIENTALES DEL USO DE AGROQUÍMICOS SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA SUBCUENCA HUAQUECHULA, PUEBLA

Julio Cesar Flores Cesareo, M. C.

Colegio de Postgraduados, 2019

Se evaluó el impacto de fertilizantes, insecticidas, herbicidas y fungicidas asociados a la agricultura de riego sobre la calidad del agua en la subcuenca Huaquechula. Se elaboró un mapa actualizado del uso del suelo, como un insumo para la aplicación del modelo hidrológico SWAT para la evaluación de fuentes difusas de contaminación. Se usaron imágenes Landsat 8 de tres fechas diferentes del año 2017 para crear Índices de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) para cada una de ellas, para hacer una combinación de colores Red-Green-Blue (RGB-NDVI). El impacto sobre la calidad del agua se evaluó comparando las estimaciones del modelo SWAT para una línea base, sin la aplicación de agroquímicos, y otra con las dosis de aplicación de agroquímicos utilizadas en la subcuenca para el cultivo de caña y cultivos anuales en hileras. Se evaluaron los impactos de los fertilizantes nitrogenados y fosfóricos, así como de los insecticidas, herbicidas y fungicidas. Las descargas de nitratos en el flujo lateral y superficial de la subcuenca fueron altas. También, se identificaron impactos notables de las descargas de insecticidas y herbicidas, con menores impactos de los fungicidas. En la subcuenca se usan pesticidas prohibidos o fuertemente restringidos, por su alta toxicidad ecológica y para la salud humana. Se concluyó que el uso de agroquímicos es una fuente no puntual de contaminación del agua en la subcuenca y representan un riesgo alto de contaminación de los cuerpos de agua superficiales y subterráneos.

Palabras clave: fertilizantes, fungicidas, herbicidas, impactos, insecticidas, SWAT.

ENVIRONMENTAL IMPACTS OF THE USE OF AGROCHEMICALS ON WATER
QUALITY IN THE SUB-BASIN HUAQUECHULA, PUEBLA

Julio Cesar Flores Cesareo, M. C.

Colegio de Postgraduados, 2019

The impact of the use of fertilizers, insecticides, herbicides and fungicides used in irrigated agriculture on the quality of water in the Huaquechula sub-basin was evaluated. An updated map of land use was developed, as an input for the application of the SWAT hydrological model for the evaluation of diffuse sources of pollution. Three Landsat 8 images, from different dates of 2017, were used to create Normalized Difference Vegetation Indices (NDVI) for each of them, to make a Red-Green-Blue color combination (RGB-NDVI). The impact on water quality was evaluated by comparing the estimates of the SWAT model for a baseline, without the application of agrochemicals, and another with the agrochemical doses used for the cultivation of cane and annual crops in rows. The impacts of nitrogen and phosphorus fertilizers, as well as insecticides, herbicides and fungicides were evaluated. High nitrate discharges were estimated in the lateral and superficial flow of the sub-basin. Also, significant impacts of the insecticide and herbicide discharges were identified, with less impacts of the fungicides. In the sub-basin, pesticides prohibited or strongly restricted to human health due to their high ecological toxicity are used. It was concluded that the use of agrochemicals is a non-point source of water contamination in the sub-basin and represent a high risk of contamination of surface and underground water bodies.

Keywords: fertilizers, fungicides, herbicides, impacts, insecticides, SWAT.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el apoyo económico otorgado durante mis estudios de posgrado.

Al Colegio de Postgraduados Campus Puebla (COLPOS Puebla), por las facilidades otorgadas durante mi formación académica.

Al Dr. Angel Bustamante Gonzáles por sus consejos y apoyo durante el posgrado.

Al consejo particular Dr. Francisco J. Escobedo, Dr. Samuel Vargas López y Dr. Mario Valadez Ramírez por su apoyo para la investigación realizada.

A todos los profesores con los que toma clase durante el posgrado quienes ayudaron a mejorar mi nivel académico.

A todos los productores que contribuyeron con su información para la investigación y al grupo de técnicos que me apoyaron para identificar los productos utilizados.

A mis amigos y amigas que desde la universidad comenzamos una amistad que hasta ahora sigue y que en su forma me han ayudado a seguir adelante.

A mi compañera y amiga Ana por las salidas compartidas durante nuestros respectivos trabajos y su compañía durante el programa.

DEDICATORIA

A mi abuela Isabel “Chavelita” que siempre cuidó de la familia y a mi tío Eduardo Flores “Lalo” que siempre se interesó por mi formación académica. Gracias por contribuir en mi formación como persona y como profesionista.

Especialmente a mi madre Carmen, mi padre Ernesto, mis hermanos Ernesto y Óscar que desde siempre me han apoyado en mi desarrollo académico, apoyándome incondicionalmente en todos mis planes de vida y decisiones bien o mal tomadas hasta ahora. A mí cuñada Judith y sobrino Santiago, que son la motivación de mi hermano y parte de la familia. Gracias por que sin su apoyo no cumpliría cada una de mis metas.

A mi novia Monserrat que conocí desde antes de decidir estudiar un posgrado. Gracias por aceptarme tal como soy y apoyarme para poder concluir mis estudios: tu amor, paciencia y comprensión son las cualidades que hacen de nuestra relación, la mejor de todas.

¡A todos, Muchas gracias!

CONTENIDO

	Página
INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1. Planteamiento del problema.....	1
2. Objetivos.....	2
3. Hipótesis.....	2
4. Revisión de literatura.....	2
5. Literatura citada.....	5
CAPÍTULO I. CARTOGRAFÍA DEL USO DEL SUELO EN LA SUBCUENCA HUAQUECHULA, PUEBLA, MÉXICO, CON UN ÍNDICE COMBINADO DE IMÁGENES DE SATÉLITE	8
Resumen.....	8
Abstract.....	9
Introducción.....	10
Material y métodos.....	12
Área de estudio.....	12
Delimitación de los usos de suelo.....	13
Verificación de la delimitación.....	14
Comparación del mapa con el de Uso del Suelo y Vegetación Serie VI.....	14
Resultados.....	17
Discusión.....	23
Conclusión.....	26
Literatura citada.....	26
CAPÍTULO II. IMPACTOS AMBIENTALES DE LOS AGROQUÍMICOS EN LA SUBCUENCA HUAQUECHULA, PUEBLA	31
Resumen.....	31
Abstract.....	32
Introducción.....	32

	Página
Materiales y métodos.....	34
Área de estudio.....	34
Delimitación de la subcuenca y generación de las unidades de respuesta hidrológica	35
Datos de clima.....	36
Registro del uso de agroquímicos en campo.....	37
Registro de agroquímicos en el modelo SWAT.....	37
Simulación de descargas de fertilizantes y pesticidas.....	39
Resultados.....	40
Uso de agroquímicos en la subcuenca Huaquechula.....	40
Comportamiento hidrológico de la subcuenca y producción de sedimentos.....	44
Exportación de nitrógeno y fósforo.....	45
Discusión.....	51
Conclusión.....	53
Literatura citada.....	54
CONCLUSIONES GENERALES.....	59

LISTA DE CUADROS

	Página
CAPÍTULO I. CARTOGRAFÍA DEL USO DEL SUELO EN LA SUBCUENCA HUAQUECHULA, PUEBLA, MÉXICO, CON UN ÍNDICE COMBINADO DE IMÁGENES DE SATÉLITE	8
Cuadro 1. Matriz de confusión.....	15
Cuadro 2. Matriz de confusión expresada en proporción.....	16
Cuadro 3. Índices de confiabilidad.....	17
Cuadro 4. Matriz de confusión para el mapa generado.....	21
Cuadro 5. Matriz de confusión para el mapa de uso del suelo y vegetación serie VI.....	21
Cuadro 6. Matriz de confusión expresada en proporción para el mapa generado.....	22
Cuadro 7. Matriz de confusión expresada en proporción para el mapa de uso del suelo y vegetación serie VI.....	22
Cuadro 8. Índices de confiabilidad para el mapa generado.....	23
Cuadro 9. Índices de confiabilidad para el mapa de uso del suelo y vegetación serie VI	23
CAPÍTULO II. IMPACTOS AMBIENTALES DE LOS AGROQUÍMICOS SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA SUBCUENCA HUAQUECHULA, PUEBLA.....	31
Cuadro 1. Resultados del cálculo de fracción lavada por agroquímico.....	38
Cuadro 2. Relación entre el coeficiente de lavado foliar y porcentaje de lavado foliar.....	38
Cuadro 3. Información agregada en el registro del modelo SWAT.....	39
Cuadro 4. Tipos y composición de los fertilizantes utilizados en la zona de estudio.....	40
Cuadro 5. Cantidad de nutrientes utilizados por hectárea en las dos zonas de cultivo de la subcuenca Huaquechula.....	41
Cuadro 6. Insecticidas utilizados en la subcuenca Huaquechula.....	42
Cuadro 7. Herbicidas utilizados en la subcuenca Huaquechula.....	43
Cuadro 8. Fungicidas utilizados en la subcuenca Huaquechula.....	43
Cuadro 9. Descargas de nitrógeno y fósforo hacia los cuerpos de agua de la cuenca.....	46
Cuadro 10. Transporte, acumulación y descargas de los insecticidas, herbicidas y fungicidas utilizados en la subcuenca Huaquechula.....	49

LISTA DE FIGURAS

	Página
CAPÍTULO I. CARTOGRAFÍA DEL USO DEL SUELO EN LA SUBCUENCA HUAQUECHULA, PUEBLA, MÉXICO, CON UN ÍNDICE COMBINADO DE IMÁGENES DE SATÉLITE	8
Figura 1. Ubicación de la subcuenca Huaquechula en el estado de Puebla.....	12
Figura 2. Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) para la subcuenca Huaquechula en el estado de Puebla, México.....	18
Figura 3. Imagen RBG- NDVI para la subcuenca Huaquechula en el estado de Puebla, México.....	19
Figura 4. Mapas de uso de suelo y vegetación de la subcuenca Huaquechula, Puebla, México.....	20
CAPÍTULO II. IMPACTOS AMBIENTALES DE LOS AGROQUÍMICOS SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA SUBCUENCA HUAQUECHULA, PUEBLA.....	31
Figura 1. Subcuenca Huaquechula en el estado de Puebla, México.....	35
Figura 2. Estimación de los flujos de agua en la subcuenca.....	44
Figura 3. Variación interanual de los flujos de agua en la subcuenca.....	45
Figura 4. Nutrientes exportados hacia cuerpos de agua de la subcuenca Huaquechula...	47

INTRODUCCIÓN GENERAL

El uso de agroquímicos, particularmente de fertilizantes químicos y pesticidas, genera residuos que se incorporan en el medio ambiente, principalmente en el suelo y en el agua. En el caso de la contaminación del agua, constituyen la fuente difusa o no puntual principal de contaminación de ríos y acuíferos. El riesgo es mayor para regiones con agricultura de riego y cultivos comerciales, los cuales requieren un uso intensivo de agroquímicos para su producción. Debido a que las descargas residuales de los agroquímicos ocurren en áreas extensas, es difícil su identificación y cuantificación, lo que ha llevado al uso generalizado de modelos hidrológicos y de transporte de agroquímicos para su evaluación. Para su evaluación en las áreas agrícolas, el modelo SWAT (Soil & Water Assessment Tool) es uno de los más usados y probados, bajo diferentes ambientes. En este estudio se delimitó las áreas con agricultura de riego en la subcuenca Huaquechula, en el estado de Puebla, México, con la metodología propuesta por Sader y Winne (1992). Posteriormente, se evaluó el impacto asociado al uso de agroquímicos en la agricultura de riego en la subcuenca Huaquechula, Puebla, México. Se utilizó el modelo hidrológico SWAT para conocer como es el comportamiento de los nutrientes N y P, así como el de los ingredientes activos de los insecticidas, herbicidas y fungicidas utilizados en la subcuenca. Los resultados de este estudio muestran que se tienen descargas de agroquímicos que representan un riesgo de deterioro de la calidad del agua en la subcuenca Huaquechula, Puebla.

1. Planteamiento del problema

En la subcuenca Huaquechula existe un vacío en cuanto al estudio de fuentes no puntuales de contaminación asociadas al uso de agroquímicos (fertilizantes, insecticidas, herbicidas y fungicidas) y su impacto sobre la calidad del agua. No se tienen reportes de estudios sobre la severidad de los problemas de contaminación a nivel subcuenca, de acuerdo a las dosis utilizadas y a las condiciones ambientales (tipo de suelos y precipitación). Aunque en la región se han realizado algunos estudios parciales y puntuales sobre la contaminación del agua por el uso de agroquímicos, para entender el problema se requiere un análisis integrado a nivel de toda la subcuenca. Datos de campo y el uso de modelos son necesarios para conocer el transporte, transformación y almacenamiento de los compuestos derivados de fertilizantes (Nitrógeno y

Fósforo), así como identificar y estimar la aplicación y persistencia de los ingredientes activos derivados de insecticidas, herbicidas y fungicidas. En este estudio se establecen las siguientes preguntas de investigación:

- 1) ¿Cuál es el nivel de uso actual de agroquímicos en la agricultura comercial de la subcuenca Huaquechula?
- 2) ¿Cuál es el impacto del uso de agroquímicos de la agricultura comercial sobre la calidad del agua de la subcuenca Huaquechula?

2. Objetivos

- 1) Identificar el nivel de uso actual de agroquímicos en la agricultura de riego de la subcuenca Huaquechula.
- 2) Evaluar el impacto del uso de agroquímicos de la agricultura comercial sobre la calidad del agua de la subcuenca Huaquechula.

3. Hipótesis

- 1) El nivel de uso actual de fertilizantes químicos y pesticidas tales como insecticidas, herbicidas y fungicidas en la producción de cultivos agrícolas en la subcuenca Huaquechula es alto.
- 2) El uso de fertilizantes nitrogenados y fosfóricos, así como de insecticidas, herbicidas y fungicidas generan descargas de residuos en los cuerpos de agua superficial y subterránea.

4. Revisión de literatura

Los fertilizantes, insecticidas, herbicidas y fungicidas utilizados mayormente en la agricultura de riego tiene impactos ambientales sobre la calidad de cuerpos de agua cercanos a donde se utilicen (ríos, lagos, acuífero, reservorios, etc.) (FAO, 2017). La contaminación por fuentes no

puntuales derivada por esta actividad agrícola tiene una dificultad elevada de estudio en regiones con alta diversidad anual e interanual de cultivos que complican reconocer el intercalado de especies cultivadas (Pun *et al.*, 2017; Xiong *et al.*, 2017; Adu y Kumarasamy, 2018).

El efecto de insecticidas, herbicidas y fungicidas depende de la cantidad aplicada y el ingrediente activo que se utilice. Los insecticidas clorpirifos etil y permetrina son considerados altamente peligrosos para peces e invertebrados acuáticos (Bautista *et al.*, 2014; Delorenzo y Fulton, 2012). Para los artrópodos y moluscos genera problemas de crecimiento, desarrollo y reproducción, y finalmente en cantidades elevadas puede causar problemas en humanos (Bautista *et al.*, 2014). La permetrina es un neurotóxico que impide principalmente el movimiento del sodio por la membrana celular. En aguas superficiales su concentración va desde 0.001 a 0.560 microgramos por litro, con una concentración máxima de 0.004 microgramos por litro para agua dulce. En Estados Unidos este ingrediente activo comienza a aumentar su uso en zonas urbanas por su efectividad en diversos insectos (Delorenzo y Fulton, 2012). El insecticida monocrofos es altamente ecotóxico y de peligro para la salud humana. Invertebrados acuáticos, aves (principalmente) y mamíferos pueden sufrir efectos por el uso de este ingrediente activo. Se ha relacionado con una pérdida en la actividad cerebral para peces. En humanos se ha relacionado con problemas de hiperglicemia y es altamente peligroso si se tiene contacto con la piel, y la zona con agricultura de caña de azúcar de la subcuenca es el de mayor frecuencia de uso por ser de aplicación foliar (Kumar *et al.*, 2014).

El ingrediente activo ametrina es un derivado de herbicidas que es un peligro ambiental para los organismos acuáticos llegando a causar anomalías en los glóbulos rojos de peces, junto con el ingrediente activo atrazina estos problemas tienen mayor probabilidad de incidencia (Botelho *et al.*, 2015). El ingrediente activo 2-4 D ácido es otro herbicida que se relaciona con problemas ambientales severos y se expande rápidamente por el ecosistema por ser fácilmente soluble, para la vida acuática este producto es altamente peligroso para todos los organismos en etapa juvenil y adulta produciendo cambios en el metabolismo, inhibición del crecimiento y anomalías reproductivas. En organismos más grandes, como peces, muestra bioacumulación en carne, la cual puede llegar a causar problemas de salud humana si es ingerida (Islam *et al.*, 2018). El diuron es un derivado de herbicidas pre y post emergentes, que rompe la cadena en la

fotosíntesis. En aguas superficiales y suelo puede causar efectos sobre organismos que utilizan la fotosíntesis como algunas bacterias o algas (Delorenzo y Fulton, 2012).

Los fungicidas mancozeb y carbendazim se relacionan con problemas en cultivos, suelo y agua. En los cuerpos de agua, el carbendazim afecta principalmente a invertebrados (Singh *et al.*, 2016). El mancozeb en combinación del carbendazim tiene problemas más fuertes en el suelo, disminuyendo las poblaciones de hongos y bacterias; también se ha demostrado que interfiere en el proceso de amonificación y nitrificación, por lo que puede relacionarse con problemas de contaminación asociados al uso de fertilizantes minerales (Walia *et al.*, 2014).

Para mitigar los efectos por el uso de agroquímicos sobre la calidad del agua puede proponerse un esquema de mejores prácticas agrícolas (Arcy y Frost, 2001). Autores como Lee *et al.* (2010), Epelde *et al.* (2015) y Jang *et al.* (2017) utilizaron el modelo SWAT para evaluar diferentes prácticas de manejo agrícola generando diferentes escenarios y reducir la aplicación de estos productos, o modificando su movimiento a través de la cuenca por los procesos hidrológicos.

La identificación precisa de las áreas con agricultura de riego y el uso del modelo hidrológico SWAT permite mejorar las condiciones para el estudio del impacto por el manejo de agua y químicos en la agricultura (nutriente y pesticidas) (Arnold *et al.*, 1998). El impacto por el uso de fertilizantes puede ser a través de la acumulación y transformación de los elementos N y P (Pohlert *et al.*, 2005; Amin *et al.*, 2017). Mientras que para los insecticidas, herbicidas y fungicidas se identifica el ingrediente activo y se estima la concentración y persistencia en la cuenca (Bautista *et al.*, 2014; Winchell *et al.*, 2017).

En cuanto a la identificación de las áreas agrícolas de la subcuenca Huaquechula, la cartografía más reciente es la Carta de Uso del Suelo y Vegetación Serie VI, publicada en 2017 por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Sin embargo, un mapa de uso de suelo con mayor precisión para tierras con agricultura de riego puede ser desarrollado con el uso de imágenes satelitales, índices de vegetación y los fundamentos de teledetección (Meneses, 2011; Chen *et al.*, 2017; Ghebreamlak *et al.*, 2018).

5. Literatura citada

- Adu, J. T., y Kumarasamy, M. V. (2018). Assessing non-point source pollution models: a review. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27 (5): 1913-1922.
- Amin, M. G., Veith, T., Collink, A., Karsten, H. y Buda, A. (2017). Simulating hydrological and nonpoint source pollution processes in a karst watershed: A variable source area hydrology model evaluation. *Agricultural Water Management*, 180: 212-223.
- Arcy, B. D. y Frost, A. (2001). The role of best management practices in alleviating water quality problems associated with diffuse pollution. *The Science of the Total Environment*, 265: 359-367.
- Arnold, J. R., Srinivasan, R., Muttiah, R.S. y Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model Development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34 (1): 73-89.
- Bautista, D., Cruz, G., Moncayo, R., Silva, J. T. y Estrada, F. (2014). Aplicación del modelo SWAT para evaluar contaminación por fuentes difusas en la subcuenca del lago de Chapala, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30 (3): 263-274.
- Botelho, R., Monteiro, S., Christofoletti, C., Moura, G. y Tornisielo, V. (2015). Environmentally relevant concentrations of atrazine and ametryne induce micronuclei formation and nuclear abnormalities in erythrocytes of fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69: 577-585.
- Chen, B., Xiao, X., Li, X., Pan, L., Doughty, R., Ma, J., Dong, J., Qin, Y., Zhao, B., Wu, Z., Sun, R., Lan, G., Xie, G., Clinton, N., y Giri, C. (2017). A mangrove forest map of China in 2015: Analysis of time series Landsat 7/8 and Sentinel-1A imagery in Google Earth Engine cloud computing platform. *Photogrammetry and Remote Sensing*, 131: 104-120.

- DeLorenzo, M. y Fulton, M. (2012). Comparative risk assessment of permethrin, chlorothalonil, and diuron to coastal aquatic species. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 1291–1299.
- Epelde, A. M., Cerro, I., Pérez, J. M., Sauvage, S., Srinivasan, R. y Antigüedad, I. (2015). Application of the SWAT model to assess the impact of changes in agricultural management practices on water quality. *Hydrological Sciences Journal*, 60 (5), 825-843.
- FAO. (2017). *Water pollution from agricultural: a global review*. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Ghebreamlak, A., Tanakamaru, H., Tada, A., Ahmed, B., y Elamin, K. (2018). Satellite-Based Mapping of Cultivated Area in Gash Delta Spate Irrigation System, Sudan. *Remote Sensing*, 10: 2-14.
- Islam, F., Wang, J., Farooq, M., Khan, M., Xu, L., Zhu, J., Zhao, M., Muñoz, S., Li, Q. y Zhou, W. (2018). Potential impact of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid on human and ecosystems. *Environment International*, 111: 332–351.
- Jang, S., Ahn, S. y Kim, S. (2017). Evaluation of executable best management practices in Haean highland agricultural catchment of South Korea using SWAT, *Agricultural Water Management*, 180: 224-234.
- Kumar, V., Upadhyay, N., Kumar, V., Kaur, S., Singh, J., Singh, S. y Datta, S. (2014). Environmental exposure and health risks of the insecticide monocrotophos - a review. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES)*, 5 (1): 111-120.
- Lee, M., Park, G., Park, M., Park, Y., Lee, J., y Kim, S. (2010). Evaluation of non-point source pollution reduction by applying Best Management Practices using a SWAT model and QuickBird high resolution satellite imagery. *Journal of Environmental Sciences*, 22 (6) 826–833.

- Meneses, C. (2011). El índice normalizado diferencial de la vegetación como indicador de la degradación del bosque. *Unasylva*, 62 (238): 39-46.
- Pohlert, T., Huisman, J.A., Breuer, L. y Frede, H. (2005). Modelling of point and non-point source pollution of nitrate with SWAT in the river Dill, Germany. *Advances in Geosciences*, 5: 7-12.
- Pun, M., Mutiibwa, D., y Li, R. (2017). Land Use Classification: A Surface Energy Balance and Vegetation Index Application to Map and Monitor Irrigated Lands. *Remote Sensing*, 9: 1-19.
- Sader, S. y Winne, J. (1992). RGB-NDVI colour composites for visualizing forest change dynamics. *International Journal Remote Sensing*, 13 (6): 3055-3067.
- Singh, S., Singh, N., Kumar, V., Datta, S., Wani, A., Singh, D., Singh, K. y Singh, J. (2016). Toxicity, monitoring and biodegradation of the fungicide carbendazim. *Environmental Chemistry Letters*, 24 (3): 317-329.
- Walia, A., Mehta, P., Guleria, S., Chauhan, A. y Shirkot, C. (2014). Impact of fungicide nancozeb at different application rates on soil microbial populations, soil biological processes, and enzyme activities in soil. *The Scientific World Journal*, 2014: 1-9.
- Winchell, M., Peranginangin, N., Srinivasan, R., y Chen, W. (2017). Soil and Water Assessment Tool Model predictions of annual maximum pesticide concentrations in high vulnerability watersheds. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14 (3), 358–368.
- Xiong, J., Thenkabail, P., Gumma, M., Tluguntla, P., Poehnetl, J., Congalton, R., Yadav, K., y Thau, D. (2017). Automated cropland mapping of continental Africa using Google Earth Engine cloud computing. *Photogrammetry and Remote Sensing*, 126, 225-244.

CAPÍTULO I. CARTOGRAFÍA DEL USO DEL SUELO EN LA SUBCUENCA HUAQUECHULA, PUEBLA, MÉXICO, CON UN ÍNDICE COMBINADO DE IMÁGENES DE SATÉLITE

Julio Cesar Flores Cesareo¹, Angel Bustamante González^{2*}, Samuel Vargas López³, Lenom Cajuste⁴, Francisco J. Escobedo⁵, Mario Valadez Ramírez³.

¹ Estudiante de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Campus Puebla. Estrategias para el Desarrollo Agrícola Regional. Puebla, México.

² Colegio de Postgraduados. Campus Puebla. Boulevard Forjadores de Puebla Núm. 205, Santiago Momoxpan, Municipio de San Pedro Cholula. C.P. 72760, Puebla, México. Correo electrónico: angelb@colpos.mx. Autor para Correspondencia.

³ Colegio de Postgraduados. Campus Puebla. Boulevard Forjadores de Puebla Núm. 205, Santiago Momoxpan, Municipio de San Pedro Cholula. C.P. 72760, Puebla, México.

⁴ Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco Km. 36.5, Montecillo, Texcoco 56230, Estado de México, México.

⁵ Universidad del Rosario. Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas. Calle 12C N° 6-25 - Bogotá D.C. Colombia

Artículo enviado a la revista Investigaciones Geográficas.

Resumen

La generación de mapas actualizados de uso del suelo en regiones de agricultura de regadío es importante, tanto para el monitoreo productivo como para la aplicación de modelos hidrológicos o de otro tipo. Por requerimientos de costo y tiempo, las herramientas de percepción remota y sistemas de información geográfica son de gran ayuda para tal fin. En este estudio se delimitaron los usos del suelo, con énfasis especial en las tierras de agricultura de riego, utilizando imágenes Landsat 8 de tres periodos, con condiciones de lluvias diferentes, del año 2017. Para cada imagen se obtuvo el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) y los NDVI se combinaron para formar una imagen Red-Green-Blue- NDVI (RGB-NDVI). Con el programa

ERDAS Imagine 2014 se obtuvieron las firmas espectrales para los usos de suelo y vegetación identificadas con el programa Google Earth. Se ubicaron puntos al azar para verificar si el uso del suelo del mapa obtenido corresponde con el uso verdadero. Además, se comparó el mapa obtenido a partir de imágenes de satélite con el mapa de Uso del Suelo y Vegetación Serie VI, considerado como el mapa oficial más actualizado en México. Los mapas se evaluaron utilizando matrices de confusión e índices de confiabilidad. El mapa generado con imágenes Landsat 8 tuvo mayor confiabilidad que el de Uso del Suelo y Vegetación Serie VI. El mapa obtenido es útil para dar seguimiento a los cambios de uso del suelo y como insumo para modelos hidrológicos como el Soil and Water Assessment Tool (SWAT) para estimar los efectos de prácticas agrícolas sobre las corrientes superficiales.

Palabras clave: Agricultura, Landsat, NDVI, RGB, Riego.

Abstract

Land uses were delimited, with special emphasis on irrigated agriculture lands, using Landsat 8 images from three periods, with different rainfall conditions, from the year 2017. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) was obtained for each image and combined to form a Red-Green-Blue-NDVI (RGB-NDVI) image. With the ERDAS Imagine 2014 program, the spectral signatures for the land and vegetation uses identified with the Google Earth program were obtained. Points were randomly selected to verify if the land use of the map obtained corresponds to the true use. In addition, the map obtained from satellite images was compared with the Land Use and Vegetation Series VI map, considered the most updated official map in Mexico. The maps were evaluated using confusion matrices and reliability indices. The map generated with Landsat 8 images had greater reliability than that of Land Use and Vegetation Series VI.

Keywords: Agriculture, Landsat, NDVI, RGB, Irrigation.

Introducción

La región de Atlixco, Puebla, México, tiene una superficie extensa con agricultura de riego, cuya producción se comercializa en mercados locales, nacionales e internacionales. Sin embargo, actualmente tiene una fuerte competencia con otras actividades económicas, como las industriales, desarrollos habitacionales y recreativas, tanto por el recurso tierra como el hídrico. Tierras de agricultura de riego son convertidas a zonas habitacionales o industriales, con el consecuente requerimiento de servicios, como es el abastecimiento de agua. Debido a que la agricultura de riego en la región tiene una dinámica espacio-temporal particular, ya que se practica una alta rotación anual e interanual de cultivos en un mismo predio agrícola, su delimitación cartográfica es complicada.

La cartografía más reciente sobre el uso del suelo y vegetación para la región, dentro de la que se incluye la delimitación de tierras de agricultura de temporal y de riego, es la Carta de Uso del Suelo y Vegetación Serie VI publicada en 2017 por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Esta cartografía se obtuvo a partir de la actualización de la Carta de Uso del Suelo y Vegetación Serie V del año 2011, imágenes de satélite Landsat 8 del año 2014 y recorridos y observaciones de campo (INEGI, 2017). La cartografía tiene una escala 1:250000 y presenta la distribución espacial de la vegetación natural e inducida, de las áreas agrícolas (de riego y de temporal) y de las áreas urbanas.

El monitoreo del cambio de uso del suelo en zonas con agricultura de riego demanda un esfuerzo considerable para el seguimiento periódico de las parcelas de cultivo. Por esto, desde hace más de 30 años se buscan técnicas y metodologías que permitan clasificar las zonas agrícolas con precisión (Espinosa *et al.*, 2017). Esto es complicado en regiones con alta diversidad de cultivos, prácticas agrícolas y un limitado acceso al conocimiento local sobre el intercalado de especies cultivadas (Pun *et al.*, 2017; Xiong *et al.*, 2017). Una alternativa es el uso de imágenes satelitales y los fundamentos de teledetección para el análisis de grandes extensiones agrícolas, especialmente por el avance tecnológico que permite tener información fiable y actualizada (Borràs *et al.*, 2017). Autores como Salas y Chuvieco (1995) mencionan que los primeros registros de su uso son de la década de los 70's. Actualmente, se continúan mejorando las

técnicas de análisis espacio-temporal para clasificar las áreas de riego, con énfasis en la creación, calibración y validación de modelos para identificar mejor las áreas agrícolas (Mangiaroti *et al.*, 2018).

Con imágenes satelitales como la Landsat serie 8 y herramientas de análisis espacial, como Google Earth Engine, es posible identificar diferentes usos de suelo satisfactoriamente y son metodologías confiables para el desarrollo de mapas temáticos (Dong *et al.* 2016; Azzari y Lobell, 2017; Chen *et al.*, 2017; Belgiu y Csillik, 2018; Ghebreamlak *et al.*, 2018). Para la generación de mapas de uso de suelo también se utiliza el Índice de Vegetación por Diferencia Normalizada (NDVI), el cual permite estimar el estado de salud vegetal con la relación entre la energía absorbida por los objetos y la reflejada por estos mismos. Para las áreas con vegetación se analiza el grado de verdor y se interpreta como los valores más altos de reflectancia, lo cual se explica por la mayor actividad fotosintética (Meneses, 2011). En la clasificación de zonas con agricultura de riego, el índice NDVI es un recurso indispensable en los modelos más actualizados, principalmente por el desarrollo de algoritmos con base en los valores de reflectancia para asociarlos con los tipos de cultivo en específico (Mier *et al.*, 2018). La validación con métodos estadísticos permite conocer los niveles de confianza en la clasificación de los mapas desarrollados con base en imágenes satelitales. El proceso de verificación se puede realizar por análisis espacial, con la ayuda de herramientas de información geográfica y de análisis geoespacial (Gorelick *et al.*, 2017).

El objetivo de este estudio fue aplicar un procedimiento de delimitación de áreas de tierras de riego en la subcuenca Huaquechula en el estado de Puebla, México, utilizando imágenes de satélite y comparar la delimitación obtenida con la cartografía digital oficial más reciente disponible. Se postula que el procedimiento de delimitación de áreas de riego a través de la combinación de bandas de imágenes de satélite de tres épocas del año permite delimitar las áreas de riego con una mayor precisión en la región, donde se tiene una diversidad espacial y temporal de cultivos agrícolas. Este procedimiento permite dar seguimiento a la dinámica espacial del uso del suelo y la actualización periódica de la cartografía. Se utilizaron imágenes satelitales tipo Landsat 8 de resolución de 30 m y el NDVI de tres épocas del año 2017. La verificación y validación se realizó con matrices de confusión y el índice de confiabilidad global, confiabilidad

de usuario, error de omisión, confiabilidad del productor y error de comisión (François *et al.*, 2009). Los resultados de este estudio pueden mejorar el proceso de delimitación de usos del suelo en zonas con alta complejidad de cultivos, utilizando una metodología rápida y de bajo costo.

Materiales y métodos

Área de estudio

La subcuenca Huaquechula se ubica en el estado de Puebla, México (Figura 1). Comprende en su totalidad los municipios de San Nicolás de los Ranchos, Nealtican, Tianguismanalco, Santa Isabel Cholula, Atlixco, San Diego la Meza Tochimiltzingo, Tepeojuma, Tlapanalá, Tilapa, Atzala, Epatlán, San Martín Totoltepec y Xochiltepec, y la mayor parte de Calpan, San Jerónimo Tecuanipan, Ocoyucan, Tochimilco, Atzitzihuacán, Huaquechula, Tepexco, Chietla e Izúcar de Matamoros. La superficie total es de 2, 299.3 kilómetros cuadrados.

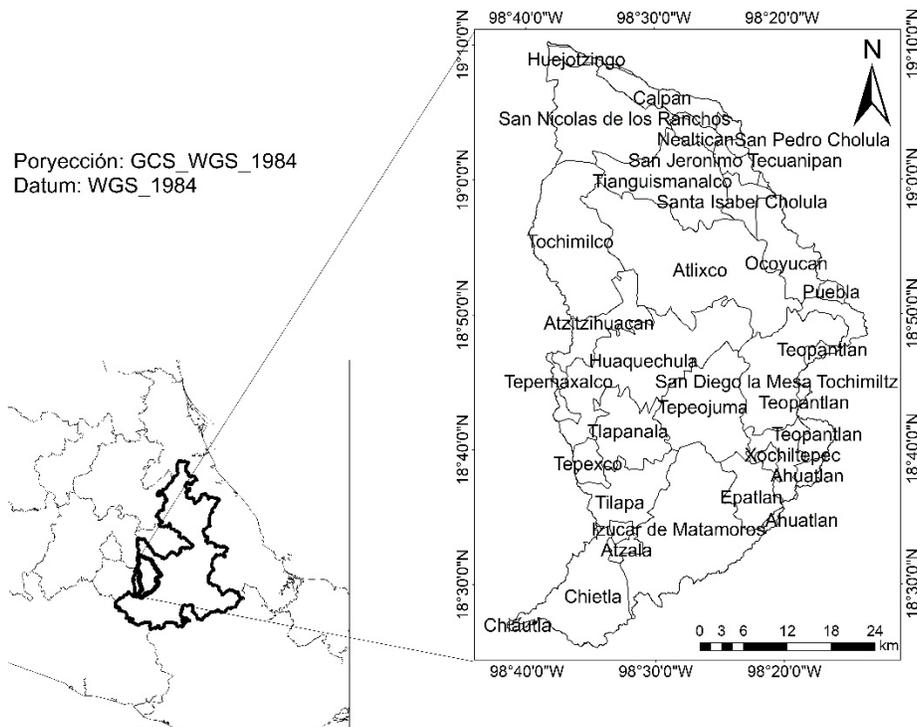


Figura 1. Ubicación de la subcuenca Huaquechula en el estado de Puebla.

Delimitación de los usos del suelo

Se utilizó el procedimiento de combinaciones de color RGB-NDVI propuesto por Sader y Winne (1992) para la visualización de las dinámicas de cobertura vegetal. Se utilizaron tres imágenes de satélite Landsat 8 de fechas 23 de enero, 19 de agosto y 23 de noviembre de 2017. Para cada imagen de satélite, a partir de las bandas rojo e infrarrojo cercano (bandas 4 y 5), de resolución de 30 m, se obtuvo el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada utilizando la siguiente fórmula:

$$NDVI = \frac{[\text{Infrarrojo cercano} - \text{rojo}]}{[\text{Infrarrojo cercano} + \text{rojo}]}$$

El NDVI se utiliza para una variedad de propósitos como estudios de biodiversidad y el seguimiento de sequías, productividad de cultivos e incendios (Spiekermann *et al.*, 2015; Robinson *et al.*, 2017). El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada genera una imagen que realza el verdor, asociado a la vegetación, a partir de las bandas infrarrojo cercano y rojo. De acuerdo a Sader y Winne (1992), el NDVI reduce el volumen de datos pero mantiene una variable semicontinua que ha sido bien correlacionada con la biomasa aérea verde y el índice de área foliar verde. A medida que el área foliar o la biomasa de las hojas aumenta, como es el caso de las áreas de riego que en todo el año tiene cultivo, comparado con las áreas de cultivo de temporal donde se tiene periodos durante el año sin biomasa vegetal, aumentan los valores de NDVI.

A partir de los tres NDVI se obtuvo una imagen Red-Green-Blue- NDVI (RGB-NDVI). En el programa ERDAS Imagine 2014 se asignó R al NDVI del 23 de enero de 2017, G a la imagen del 19 de agosto de 2017 y B a la imagen del 23 de noviembre de 2017. Posteriormente, se obtuvo, con el programa ERDAS Imagine 2014, las firmas espectrales para los usos de suelo y vegetación: agua, urbano, agricultura de temporal, vegetación natural y agricultura de riego. Se utilizó el programa Google Earth para identificar el uso de suelo en la imagen de satélite.

Se utilizó el programa Erdas Imagine 2014 para generar un mapa de uso de suelo y vegetación de la subcuenca Huaquechula con base en la imagen RGB-NDVI. Se realizó una clasificación supervisada de la imagen RGB-NDVI para clasificar los diferentes usos de suelo (riego,

temporal, urbano, agua y vegetación) con base en la firma espectral obtenida previamente. Finalmente, se aplicó el algoritmo de máxima verosimilitud (García y François, 2008) para etiquetar los valores de pixel en cada una de las categorías determinadas. Debido a la variabilidad de tonos de color de las zonas con tierra de riego (azul fuerte, azul magenta, blanco, rosa fuerte, amarillo y rojo), se consideraron en la clasificación seis subcategorías de tierras de riego (Riego1, Riego2, Riego3, Riego4, Riego5, y Riego6), ya que el uso de una sola categoría de tierras de riego no dio una buena clasificación de la categoría. El resultado fue un mapa de uso de suelo y vegetación de la subcuenca Huaquechula en formato “Raster” que clasificó todos los pixeles de la imagen RGB-NDVI en alguna de las categorías. En el programa ArcGis 10.4 se procesó el mapa temático para agrupar las diferentes categorías de riego a únicamente zonas con agricultura de riego. Se convirtió el mapa en formato Raster a formato Shape file y se estimó el área en kilómetros cuadrados para cada categoría (agricultura de riego, agricultura de temporal, urbano, agua y vegetación).

Verificación de la delimitación

Se seleccionaron puntos de verificación con en el programa ArcGis 10.4, con la extensión “Hawth’s Analysis Tools”. Se crearon 250 puntos de muestreo al azar. Sánchez (2016) menciona que para un correcto proceso de validación es suficiente establecer un mínimo de 50 puntos por clase, para la comprobación de la confiabilidad del mapa. Además, señala que el uso de un método aleatorio estratificado es correcto cuando las proporciones no son igualitarias, como es el caso de la subcuenca Huaquechula. Con la herramienta Google Earth se analizaron cada uno de los puntos de verificación de uso del suelo, como lo sugieren François *et al.* (2003) y François *et al.* (2009), y se corroboró que cada uno de los puntos coincidiera con la categoría correspondiente.

Comparación del mapa con el de Uso del Suelo y Vegetación Serie VI

Se reclasificaron las clases de vegetación y uso del suelo del mapa de Uso del Suelo y Vegetación Serie VI en las cinco clases utilizadas en el mapa obtenido con imágenes de satélite en este estudio: riego, temporal, urbano, agua y vegetación, y se calculó su superficie. El área de

cada uso de suelo no es proporcional, por lo que se ubicaron, con la extensión “Hawth’s Analysis Tools” y en un muestreo estratificado al azar, 250 puntos diferentes a los utilizados para verificar el mapa obtenido. Se utilizó una matriz de confusión o matriz de error (Cuadro 1) por cada uno de los mapas. Las columnas registraron la verdad de la imagen y las filas la verdad del terreno. La validación consistió en confrontar en los 250 puntos creados aleatoriamente la categoría de uso del suelo del mapa obtenido con el uso del suelo que realmente existe en el terreno, observado con el software Google Earth Pro, el cual permitió analizar cada punto de muestreo y poder determinar el tipo de uso de suelo, como fue analizado en François *et al.* (2009). Los puntos de verificación realizados con el método estratificado al azar por cada uso de suelo fueron: 155 para vegetación, 32 para riego, 52 para temporal, 11 para urbano y 1 para cuerpos de agua.

Cuadro 1. Matriz de confusión

		Verdad de la imagen			Total
		Categoría j_1	Categoría j_2	Categoría j_n	
Verdad del terreno	Referencia i_1	i_{1j_1}	i_{1j_2}	i_{1j_n}	i_{1+}
	Referencia i_2	i_{2j_1}	i_{2j_2}	i_{2j_n}	i_{2+}
	Referencia i_n	i_{nj_1}	i_{nj_2}	i_{nj_n}	i_{n+}
	Total	$+J_1$	$+J_2$	$+j_n$	$\sum i_{++j}$

Nota: 1) i_j = número de sitios de validación correctamente clasificados, 2) i_+ = la suma de sitios clasificados para las referencias, relacionado con la verdad del terreno, 3) $+j$ = corresponde a la suma de sitios clasificados para la categoría, relacionado con la verdad de la imagen, 4) i_{++j} = es la suma de todas la categorías ($+j$) o de todas las referencias (i_+), se relaciona con el número total de puntos a validar.

Para mostrar la correcta distribución de los puntos de muestreo por categoría, se trabajó también la matriz de confusión en proporciones (Cuadro 2). La suma de las referencias es el equivalente a la proporción que ocupa cada uso de suelo en el mapa.

Cuadro 2. Matriz de confusión expresada en proporción

		Verdad de la imagen			
		Categoría j ₁	Categoría j ₂	Categoría j _n	Total
Verdad del terreno	Referencia i ₁	p _{i₁j₁}	p _{i₁j₂}	p _{i₁j_n}	p _{i₁+}
	Referencia i ₂	p _{i₂j₁}	p _{i₂j₂}	p _{i₂j_n}	p _{i₂+}
	Referencia i _n	p _{i_nj₁}	p _{i_nj₂}	p _{i_nj_n}	p _{i_n+}
	Total	p _{+j₁}	p _{+j₂}	p _{+j_n}	$\sum p_{i++j}$

Nota: 1) p_{ij}= proporción del número de sitios de validación correctamente clasificados, 2) p_{i+}= la suma de las proporciones de sitios clasificados para las referencias, relacionado con la verdad del terreno, 3) +j= corresponde a la suma de las proporciones de los sitios clasificados para la categoría, relacionado con la verdad de la imagen, 4) i++j= es la suma de las proporciones de todas la categorías (+j) o de todas las referencias (i+), se relaciona con el número total de puntos a validar y es igual a 1.

En el Cuadro 3 se muestran las ecuaciones para el cálculo de los índices utilizados: 1) Confiabilidad global, referente a la probabilidad de escoger cualquier sitio y que se encuentre correctamente clasificado, 2) Confiabilidad del usuario referente a la probabilidad de elegir un punto al azar en el mapa y que este realmente coincida en campo con la categoría asignada en el mapa, 3) Error de omisión referente a la proporción de sitios que no corresponden con la categoría asignada en el mapa y lo que existe en campo, 4) Confiabilidad del productor referente al número de sitios utilizados para la validación y que se encuentran correctamente clasificados en el mapa y finalmente, 5) Error de comisión que representa el número de sitios de verificación clasificados en una categoría y encontrada en otra (François *et al.*, 2009; Blanco *et al.*, 2012; Camacho *et al.*, 2015).

Cuadro 3. Índices de confiabilidad

Indicadores	Fórmula	Descripción
Confiabilidad global	$P_c = (\sum P_{ij} / \sum P_{ij}) * 100$	Es el grado de exactitud con la que el mapa fue correctamente clasificado. Es la probabilidad de seleccionar un punto al azar en el mapa y que este coincida con lo que existe en campo.
Confiabilidad de usuario	$C_u = (P_{ij} / P_{+j}) * 100$	Es la probabilidad de seleccionar un punto al azar en cualquier categoría j y que este realmente sea j en campo.
Error de omisión	$E_{c-} = (1 - (P_{ij} / P_{+j})) * 100$	Es la probabilidad de seleccionar un punto al azar en cualquier categoría j y que ésta realmente pertenezca a otra categoría j en campo.
Confiabilidad del productor	$C_p = (P_{ij} / P_{i+}) * 100$	Es la proporción de sitios de verificación j que se encuentran correctamente cartografiados en el mapa.
Error de comisión	$E_{c+} = (1 - (P_{ij} / P_{i+})) * 100$	Es la proporción de sitios de verificación j que se encuentran clasificadas en otra clase del mapa.

Fuente: François *et al.*, 2009; Blanco *et al.*, 2012; Camacho *et al.*, 2015

Resultados

En la Figura 2 se muestra el resultado con el NDVI para cada una de las fechas. Las áreas con mayor reflectancia (color cercano al blanco) son áreas con vegetación, de mayor verdor.

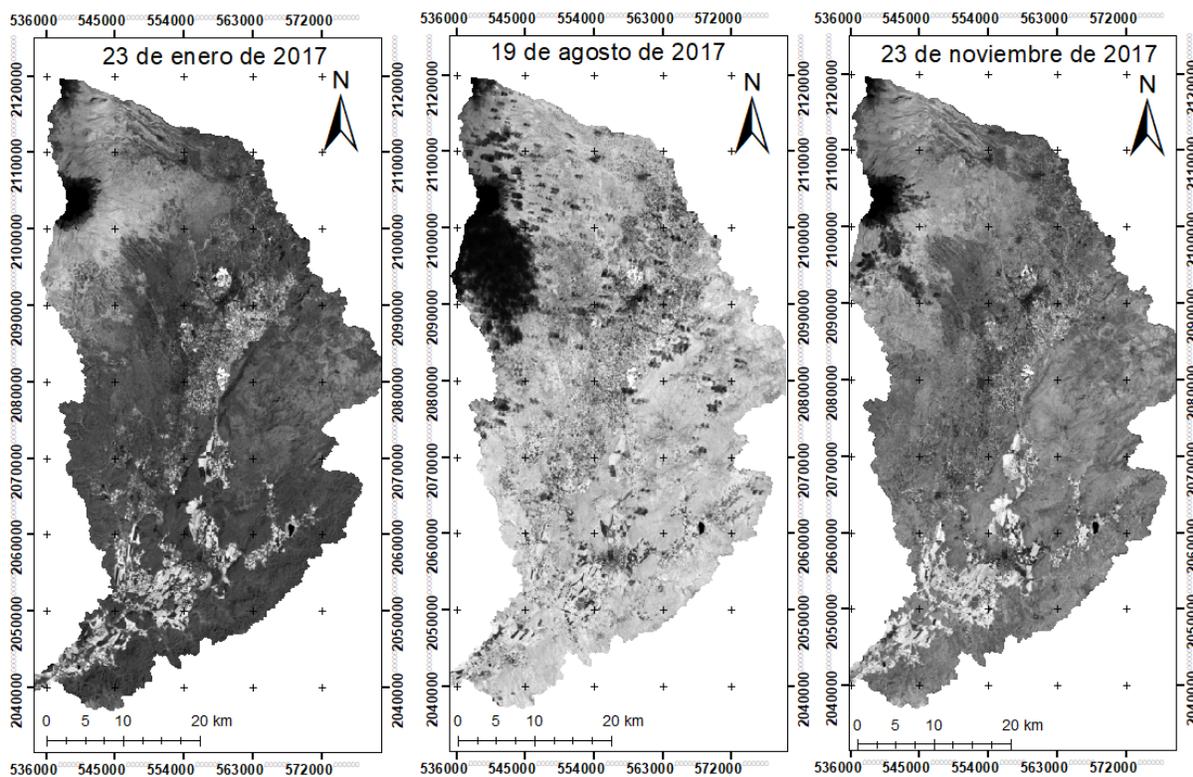


Figura 2. Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) para la subcuenca Huaquechula en el estado de Puebla, México

En la Figura 3 se muestra la imagen RGB-NDVI. La variedad de colores entre magenta y cian, correspondiente a las áreas de tierras de riego muestra la variabilidad de cultivos dentro de la cuenca.

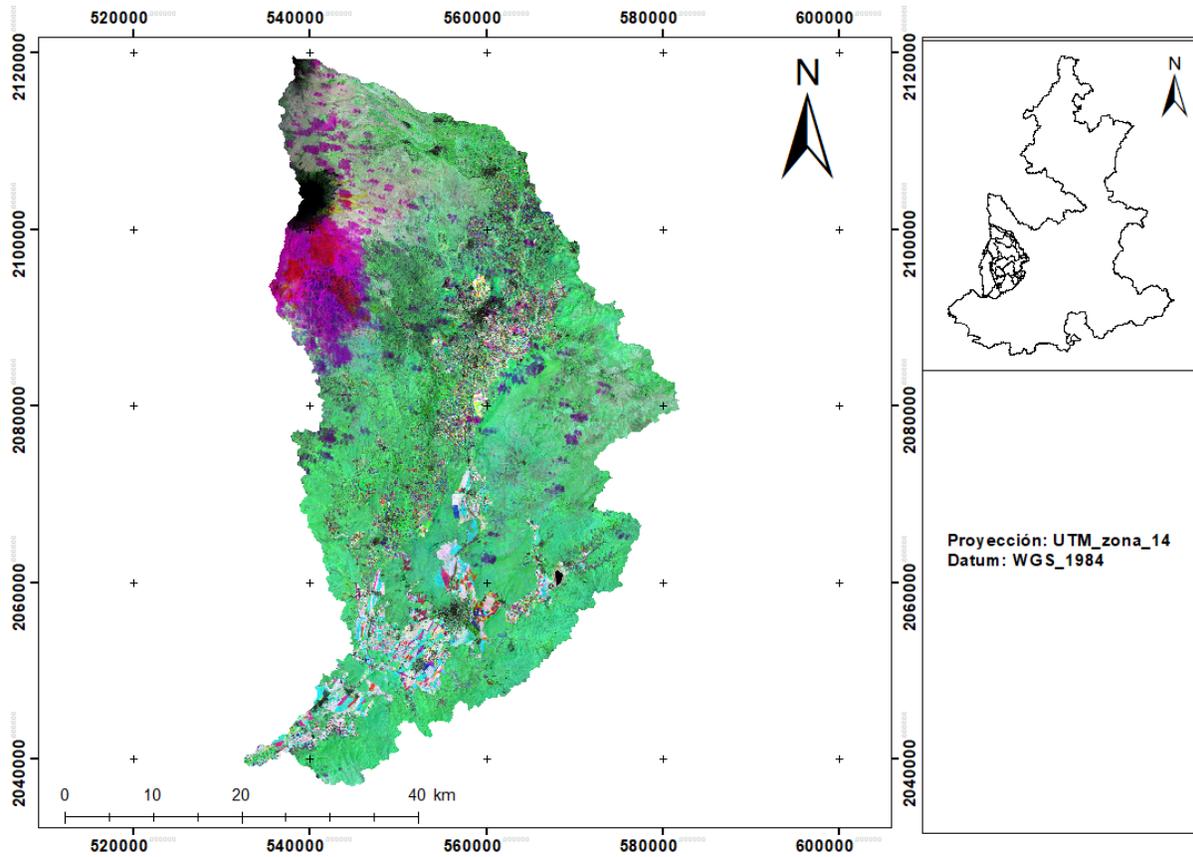


Figura 3. Imagen RGB- NDVI para la subcuenca Huaquechula en el estado de Puebla, México

En la Figura 4 se presenta el mapa obtenido para las zonas agrícolas de riego en la subcuenca Huaquechula y el mapa de la Serie 6 de uso del suelo y vegetación del INEGI. Las zonas de vegetación se presentan en color verde, con una extensión de 1, 425.71 km² y 1, 097.3 km² respectivamente; las áreas con agricultura de temporal en color rojo, ocupan 474.90 km² y 625.7 km²; las zonas urbanas en color negro representan 100.02 km² y 74.8 km²; los cuerpos de agua en azul magenta miden 0.91 km² y 1.22 km², y las zonas de riego tiene un área de 297.76 km² y 493 km² respectivamente, dando una superficie total de la cuenca de 2, 299.3 km² y 2, 292.02 km², respectivamente.

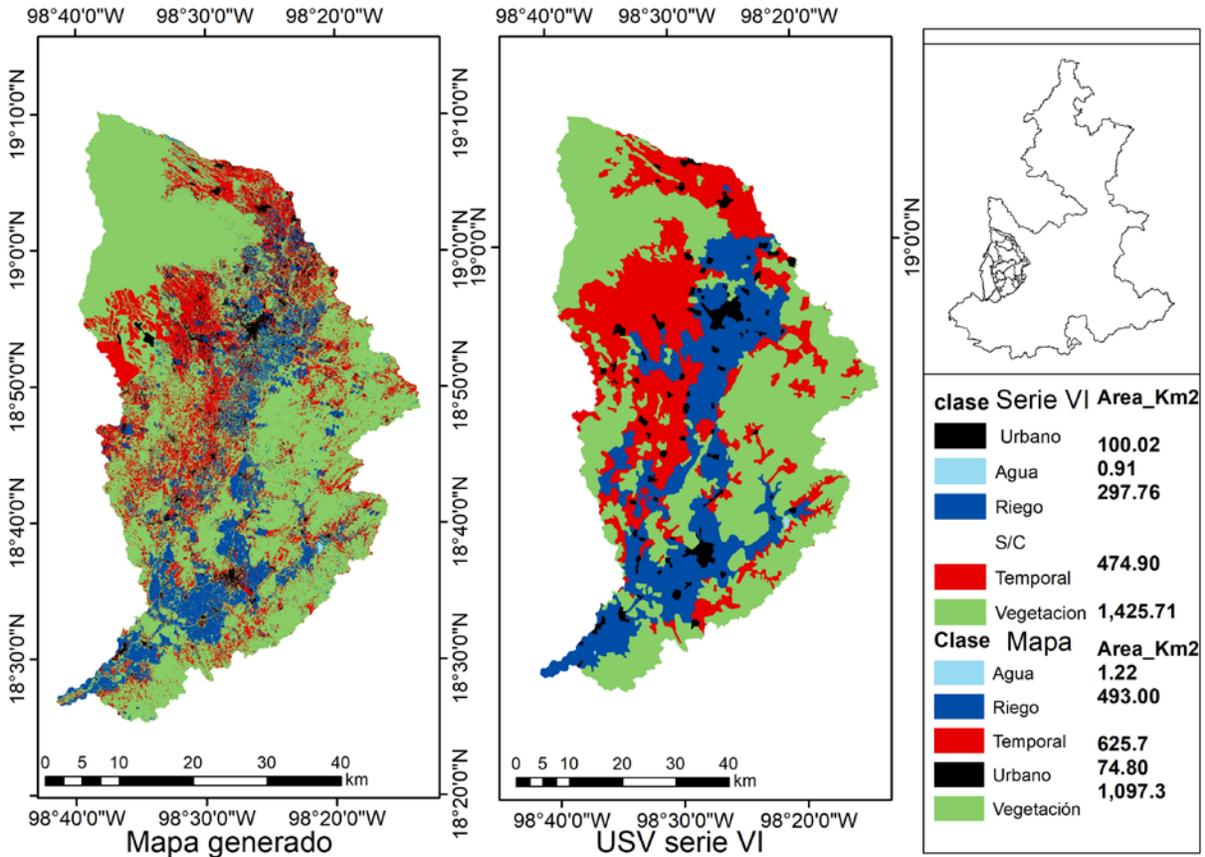


Figura 4. Mapas de uso de suelo y vegetación de la subcuenca Huaquechula, Puebla, México.

En el Cuadro 4 se muestra la matriz de confusión para el mapa obtenido de zonas con agricultura de riego de la subcuenca Huaquechula. Los valores de la diagonal de la matriz son los aciertos, mientras que los laterales corresponden al error de clasificación o de comisión. Para el uso de suelos de tierras de riego, 27 de los 32 sitios de validación coincidieron tanto en el mapa como lo observado en el terreno, un sitio se clasificó erróneamente como agricultura de temporal y 4 como de vegetación (error de comisión). En el caso de la agricultura de temporal, de los 52 puntos de validación, 37 se clasificaron correctamente y 15 que en el mapa correspondían a este uso del suelo se encontró que en el terreno 12 eran de vegetación natural y 3 de uso urbano. En cuanto al error de omisión para la categoría tierras de riego, fueron 6 sitios, es decir 6 sitios verificados para otras categorías del mapa en el terreno son realmente tierras de riego. En el caso del mapa de uso del suelo y vegetación de la Serie VI de INEGI (Cuadro 5), 33 puntos de validación, de 54, se clasificaron correctamente, mientras que 21 puntos que en el mapa aparecen como tierras de riego, en el terreno se observó que pertenecen a tierras de vegetación (7 puntos),

agricultura de temporal (10 puntos) y áreas urbanas (4 puntos). Mientras que 9 puntos validados que aparecen en otras categorías del mapa, en el terreno se observó que son realmente tierras de agricultura de riego (error de omisión).

Cuadro 4. Matriz de confusión para el mapa generado

		Verdad imagen					Puntos de validación
		Clase	Vegetación	Riego	Temporal	Urbano	
Verdad terreno	Vegetación	130	6	17	1	0	154
	Riego	4	27	1	0	0	32
	Temporal	12	0	37	3	0	52
	Urbano	1	0	5	5	0	11
	Agua	0	0	0	0	1	1
		147	33	60	9	1	250

Cuadro 5. Matriz de confusión para el mapa de uso del suelo y vegetación serie VI

		Verdad imagen					Puntos de validación
		Clase	Vegetación	Riego	Temporal	Urbano	
Verdad terreno	Vegetación	110	0	8	2	0	120
	Riego	7	33	10	4	0	54
	Temporal	23	8	33	3	0	67
	Urbano	1	1	1	5	0	8
	Agua	0	0	0	0	1	1
		141	42	52	14	1	250

En los Cuadros 6 y 7 se muestran las matrices de confusión expresadas en proporción. La proporción de puntos de validación es equivalente a la proporción de superficie de terreno de cada categoría de uso. Los valores obtenidos para el mapa generado a partir de las imágenes de satélite indican una mejor delimitación de los usos del suelo comparados con la delimitación contenida en el mapa de Vegetación y Uso del Suelo Serie VI del INEGI.

Cuadro 6. Matriz de confusión expresada en proporción para el mapa generado

		Verdad imagen					Proporción de puntos de validación	
		Clase	Vegetación	Riego	Temporal	Urbano		Agua
Verdad terreno	Vegetación		0.52	0.02	0.07	0	0	0.62
	Riego		0.02	0.11	0	0	0	0.13
	Temporal		0.05	0	0.15	0.01	0	0.21
	Urbano		0.004	0	0.02	0.02	0	0.04
	Agua		0	0	0	0	0.004	0.004
	Suma		0.59	0.13	0.24	0.04	0.004	1
Terreno (km ²)			1425.71	297.76	474.9	100.02	0.91	2299.3
Proporción de terreno			0.62	0.13	0.21	0.04	0.0004	1

Cuadro 7. Matriz de confusión expresada en proporción para el mapa de uso del suelo y vegetación serie VI

		Verdad imagen						
		Clase	Vegetación	Riego	Temporal	Urbano		Agua
Verdad terreno	Vegetación		0.44	0	0.03	0.008	0	0.48
	Riego		0.028	0.132	0.04	0.016	0	0.22
	Temporal		0.09	0.032	0.13	0.012	0	0.27
	Urbano		0.004	0.004	0.004	0.02	0	0.03
	Agua		0	0	0	0	0.004	0.004
	Suma		0.564	0.168	0.208	0.056	0.004	1
Terreno			1097.3	493	625.7	74.8	1.22	2292.02
Proporción			0.48	0.22	0.27	0.03	0.0005	1

El mapa generado tuvo una confiabilidad del usuario (probabilidad de seleccionar un punto al azar de una categoría y que realmente pertenezca a esa categoría) para el área de tierras de riego de 81.82%, mientras que para el mapa de la serie VI fue de 78.57% (Cuadros 8 y 9). Para el

mapa obtenido se tuvo un menor error de comisión y de omisión, y una mayor confiabilidad del producto (mayor coincidencia mapa-terreno de los sitios validados).

Cuadro 8. Índices de confiabilidad para el mapa generado

	Vegetación	Riego	Temporal	Urbano	Agua
Confiabilidad de usuario	88.44	81.82	61.67	55.56	100.00
Error de omisión	11.56	18.18	38.33	44.44	0
Confiabilidad del producto	84.42	84.38	71.15	45.45	100.00
Error de comisión	15.58	15.63	28.85	54.55	0
Confiabilidad global = 80					

Cuadro 9. Índices de confiabilidad para el mapa de uso del suelo y vegetación serie VI

	Vegetación	Riego	Temporal	Urbano	Agua
Confiabilidad de usuario	78.01	78.57	63.46	35.71	100.00
Error de omisión	21.99	21.43	36.54	64.29	0
Confiabilidad del producto	91.67	61.11	49.25	62.50	100.00
Error de comisión	8.33	38.89	50.75	37.50	0
Confiabilidad global = 72.8					

Discusión

En la cuenca de estudio, la alta rotación de cultivos durante el año y entre años dificultan la identificación de firmas espectrales, que son la base, junto con algoritmos, para la clasificación de la vegetación (Lee *et al.*, 2016). Esto se observó en la comparación de los tres Índices de Diferencia de Vegetación Normalizada (NDVI) correspondientes a tres épocas con diferente

régimen hídrico del año. A diferencia de zonas agrícolas donde se tiene mayor homogeneidad de cultivos y para identificar las áreas con agricultura de riego los valores de reflectancia calculados por el índice NDVI son un método de discriminación efectiva (Pulido *et al.*, 2003; Meneses, 2011).

El análisis espacio-temporal basado en el uso de tres índices NDVI de tres diferentes fechas del mismo año permitió dar un mejor seguimiento a las áreas de riego. Esto está de acuerdo con las propuestas de análisis de autores (Pun *et al.*, 2017; Ghebreamlak *et al.*, 2018) que sugieren utilizar más de una fecha que permita contrastar los valores de reflectancia efectivamente, por ejemplo lluvias y secas; lo que permite que las zonas de riego mantengan mejores índices de vegetación en ambas fechas. Sader y Winne (1992) combinaron tres NDVI en una sola imagen RGB, con lo cual lograron identificar diferentes usos de suelo del área de interés. Cada índice NDVI representó una banda en los colores rojo (R), verde (G) y azul (B), y cada banda fue asignada de acuerdo a sus valores de reflectancia (los de valores más altos representan la azul). Para la cuenca Huaquechula, la combinación de bandas (RGB) con base en los tres NDVI reflejó una variedad de colores, donde los tonos pastel (magenta, blanco, morado, azul, amarillo, rojo y rosa) representaron las áreas con agricultura de riego.

Generalmente, la verificación de un mapa requiere un trabajo intensivo de campo y altos costos. En el estudio se comprobó que el uso de un sistema de análisis geoespacial como el Google Earth permite verificar la información obtenida en mapas temáticos generados con imágenes de satélite como los Landsat 8. Estudios previos (Azzari y Lobell, 2017; Xiong *et al.*, 2017) han reportado la utilidad de esta herramienta para realizar identificaciones y verificaciones de usos del suelo de manera más rápida y a menor costo.

La utilización del mapa de Vegetación y Uso del Suelo Serie VI, que es el mapa oficial de mayor uso y más reciente, permitió tener un mapa de comparación y da idea de la precisión de la clasificación de uso del suelo obtenida. Este tipo de análisis comúnmente se utiliza en mapas temáticos para evaluar el cambio de cobertura de una región (Guerra y Ochoa, 2006; Loya *et al.*, 2013; GIZ, 2016). También se utiliza para someter a un análisis riguroso el grado de

confiabilidad de recursos oficiales, como lo son las series de uso y vegetación de INEGI (François *et al.*, 2009).

Durante el proceso de validación de las clasificaciones de vegetación y uso del suelo uno de los problemas más frecuente es la falta de rigor estadístico. Los índices de confiabilidad global, de confiabilidad de usuario y confiabilidad del productor, junto con la cuantificación de los errores de comisión y omisión, permiten tener certeza de la calidad de la información obtenida. Estos índices se consideran buenos indicadores para estimar el grado de clasificación de un mapa. Además, el análisis por categoría permite conocer si se está sobre estimando o sub estimando alguna de ellas (François *et al.*, 2009; Camacho *et al.*, 2015). En este estudio, para todas las categorías de uso del suelo, el índice de confiabilidad global (80 %, 72.8 %, para el mapa generado y el de INEGI, respectivamente) indicó una mayor precisión del mapa generado a partir de las imágenes Landsat 8. Esto es confirmado al analizar los resultados para las áreas con agricultura de riego: índices de confiabilidad de usuario (81.82 %, 78.57 %), confiabilidad del productor (84.38 %, 61.11 %), error de omisión (18.18 %, 21.43 %) y error de comisión (15.63 %, 38.89 %). El proceso de validación mostró que el mapa generado tiene un mejor nivel de confiabilidad.

El índice de confiabilidad del usuario consiste en el grado de predicción para seleccionar un punto dentro de alguna categoría y que este corresponda a la categoría establecida por el mapa, el nivel del 81.82 % del mapa propuesto contra 78.57 % de la serie VI de INEGI establecen mejor poder de predicción por parte del mapa generado para tierras con agricultura de riego. Por su parte, el índice de confiabilidad del productor, que se refiere al número de puntos que se utilizaron para la verificación y que realmente coincidieron con la clase que indicaban, en el mapa generado se tiene niveles de certeza del 84.38 %, mientras que para el de serie VI tan solo es del 61.11 %, teniendo menos puntos de verificación correctamente clasificados. Autores como Counturier *et al.* (2008) y François *et al.* (2009) sugieren que los problemas con los niveles de confiabilidad para los recursos oficiales de México se asocian con la escala de proyección, pues las series de uso de vegetación y mapas del inventario forestal nacional creadas por INEGI están a una escala de 1:250,000, lo que crea una sobreestimación en áreas con alta heterogeneidad en sus usos de suelo.

Conclusión

El mapa generado con base en las imágenes satelitales Landsat 8 y el índice NDVI permitió identificar las zonas con agricultura de riego de la subcuenca Huaquechula con una mayor precisión que la cartografía oficial más reciente. Los métodos de validación demostraron que el mapa generado para las zonas de riego en la cuenca de estudio tiene mejores niveles de confianza que el de Usos del Suelo y Vegetación Serie VI creado por el INEGI, lo cual se explica por la escala con la que fueron clasificados.

Literatura Citada

Azzari, G. y Lobell, D. (2017). Landsat-based classification in the cloud: An opportunity for a paradigm shift in land cover monitoring. *Remote Sensing of Environment*, 202: 67-74.

Belgiu, M. y Csillik, O. (2018). Sentinel-2 cropland mapping using pixel-based and objet-based time-weighted dynamic time warping analysis. *Remote Sensing of Environment*, 209: 509-523.

Blanco, P., López, G., Colditz, R., Hardtke, L., Mari, N., Fischer, A., Caride, C., Aceñolaza, P., Del Valle, H., Opazo, S., Sione, W., Lillo, M., Zamboni, P., Cruz, I., Anaya, J., Morelli, F. y de Jesús, S. (2012). Propuesta metodológica para la cartografía periódica de la cobertura del suelo en Latinoamérica y el Caribe: estado de situación y avances. *Revista de Teledetección*, 38: 65-70.

Borràs, J., Delejido, J., Pezzola, A., Pereira, M., Morassi, G. y Camps-Valls, G. (2017). Clasificación del uso del suelo a partir de imágenes Sentinel-2. *Revista de teledetección*, 48: 55-66.

Camacho, J., Juan, J., Pineda, N., Cadena E., Bravo, L. y Sánchez, M. (2015). Cambios de cobertura/uso del suelo en una porción de la Zona de Transición Mexicana de Montaña. *Madera y Bosques*, 21 (1): 93-112.

- Chen, B., Xiao, X., Li, X., Pan, L., Doughty, R., Ma, J., Dong, J., Qin, Y., Zhao, B., Wu, Z., Sun, R., Lan, G., Xie, G., Clinton, N. y Giri, C. (2017). A mangrove forest map of China in 2015: Analysis of time series Landsat 7/8 and Sentinel-1A imagery in Google Earth Engine cloud computing platform. *Photogrammetry and Remote Sensing*, 131: 104-120.
- Couturier, S., Vega, Á., François, J., Tapia, V. y López, E. (2008). Evaluación de confiabilidad del mapa del Inventario Forestal Nacional 2000: diseños de muestreo y caracterización difusa de paisajes. *Investigaciones Geográficas*, 67: 20-38.
- Dong, J., Xiao, X., Menarguez, M., Zhang, G., Qin, Y., Thau, D., Biradar, C. y Moore, B. (2016). Mapping paddy rice planting area in northeastern Asia with Landsat 8 images, phenology-based algorithm and Google Earth Engine. *Remote Sensing of Environment*, 185: 142-154.
- Espinosa, J., Palacios, E., Tijerina, L., Flores, H. y Queveno, A. (2017). Sistema de monitoreo satelital para el seguimiento y desarrollo de cultivos del Distrito de Riego 038. *Tecnología y ciencias del agua*, 8 (1): 95-104.
- François, J., Díaz, J. y Pérez, A. (2003). Evaluación de la confiabilidad temática de mapas o de imágenes clasificadas: una revisión. *Investigación geográfica*, 51: 53-72.
- François, J., Velázquez, A. y Couturier, S. (2009). La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. *Investigación ambiental*, 1 (1): 23-39.
- García, T. y François, J. (2008). Comparación de metodologías para el mapeo de la cobertura y uso del suelo en el sureste de México. *Investigaciones Geográficas*, 67: 7-19.
- Ghebreamlak, A., Tanakamaru, H., Tada, A., Ahmed, B. y Elamin, K. (2018). Satellite-based mapping of cultivated area in Gash Delta spate irrigation system, Sudan. *Remote sensing*, 10: 2-14.

- GIZ. (2016). *Análisis de cambios de la cobertura forestal y uso de la tierra mediante imágenes satelitales de alta resolución espacial, periodo 2010–2015: área de influencia del mecanismo socioambiental Diquis*. República de Costa Rica, Programa REDD/CCAD-GIZ, El Salvador.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Llyushchenko, S., Thau, D. y Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202: 18-27.
- Guerra, V. y Ochoa, S. (2006). Evaluación espacio-temporal de la vegetación y uso del suelo en la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla, Tabasco (1990-2000). *Investigaciones Geográficas*, 59: 7-25.
- INEGI. (2017). INEGI presenta carta del uso del suelo y vegetación serie VI. Comunicado de prensa núm. 535/17. Disponible en: http://www.beta.inegi.org.mx/contenidos/saladeprensa/boletines/2017/especiales/especial/es2017_12_01.pdf. [Consultado: 30-08-2017].
- Lee, J., Wich, S., Widayati, A. y Koh, L. (2016). Detecting industrial oil palm plantations on Landsat images with Google Earth Engine. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 4: 219-224.
- Loya, J., Aguilar, S., Bravo, L. y Sánchez, E. (2013). Evaluación espacio-temporal del impacto del crecimiento urbano sobre la cobertura vegetal en la región fronteriza Nogales, México y Arizona, Estados Unidos, durante el periodo 1995-2010. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 9 (1): 124-140.
- Mangiarotti, S., Sharma, A., Corgne, S., Hubert, L., Ruiz, L., Sekhar, M. y Kerr, Y. (2018). Can the global modeling technique be used for crop classification? *Chaos, Solitons and Fractals*, 126: 363-378.

- Meneses, C. (2011). El índice normalizado diferencial de la vegetación como indicador de la degradación del bosque. *Unasylva*, 62 (238): 39-46.
- Mier, J., Zabel, F. y Mauser, W. (2018). A global approach to estimate irrigated areas-a comparison between different data and statistics. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22: 1119-1133.
- Pulido, L., Wiegand, C., Gonzáles, J., Robles, B., Cisneros, X. y Lemus, Ó. (2003). La salinidad del suelo y su efecto en el rendimiento de los cultivos estudiados con imágenes de satélite en tres distritos de riego. *Ingeniería Hidráulica en México*, 18 (2): 83-97.
- Pun, M., Mutiibwa, D. y Li, R. (2017). Land use classification: a surface energy balance and vegetation index application to map and monitor irrigated lands. *Remote Sensing*, 9: 1-19.
- Robinson, N.P., Allred, B.W., Jones, M.O., Moreno, A., Kimball, J.S., Naugle, D.E., Erickson, T.A. y Richardson, A.D. (2017). A dynamic Landsat derived Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) product for the conterminous United States. *Remote Sensing*, 9(9863): 2-14.
- Sader, S.A. y Winne, J.C. (1992). RBG-NDVI colour composites for visualizing forest change dynamics. *Int. J. Remote Sensing*, 13(16): 3055-3067.
- Salas, F. y Chuvieco, E. (1995). Aplicación de imágenes Landsat-TM a la cartografía de modelos combustibles. *Revista de teledetección*, 5: 1-12.
- Sánchez, J. (2016). La salinidad del suelo y su efecto en el rendimiento de los cultivos estudiados con imágenes de satélite en tres distritos de riego. *Pensamiento Matemático*, 6 (2): 9-26.

Spiekermann, R., Brandt, M. y Samimi, C. (2015). Woody vegetation and land changes in the Sahel of Mali (1967-2011). *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 34:113-121.

Xiong, J., Thenkabail, P., Gumma, M., Tluguntla, P., Poehnetl, J., Congalton, R., Yadav, K. y Thau, D. (2017). Automated cropland mapping of continental Africa using Google Earth Engine cloud computing. *Photogrammetry and Remote Sensing*, 126: 225-244.

CAPÍTULO II. IMPACTOS AMBIENTALES DE LOS AGROQUÍMICOS EN LA SUBCUENCA HUAQUECHULA, PUEBLA

Julio Cesar Flores Cesareo¹, Angel Bustamante González², Samuel Vargas López³, Francisco J. Escobedo⁴, Mario Valadez Ramírez³.

¹ Estudiante de Maestría en Ciencias. Colegio de Postgraduados. Campus Puebla. Estrategias para el Desarrollo Agrícola Regional. Puebla, México.

² Colegio de Postgraduados. Campus Puebla. Boulevard Forjadores de Puebla Núm. 205, Santiago Momoxpan, Municipio de San Pedro Cholula. C.P. 72760, Puebla, México. Correo electrónico: angelb@colpos.mx. Autor para Correspondencia.

³ Colegio de Postgraduados. Campus Puebla. Boulevard Forjadores de Puebla Núm. 205, Santiago Momoxpan, Municipio de San Pedro Cholula. C.P. 72760, Puebla, México.

⁴ Universidad del Rosario. Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas. Calle 12C N° 6-25 - Bogotá D.C. Colombia

Resumen

Se evaluó el impacto por fuentes no puntuales de contaminación del agua derivado del uso de agroquímicos en la agricultura de riego en la subcuenca Huaquechula, Puebla, México. 44 cuestionarios fueron aplicados en la zona con agricultura de riego para conocer la dosis y aplicación de fertilizantes nitrogenados y fosfóricos, insecticidas, herbicidas y fungicidas. Para evaluar el impacto sobre la calidad del agua se utilizó el modelo hidrológico SWAT, comparando una línea base, sin la aplicación de agroquímicos, con estimaciones considerando la aplicación de agroquímicos. Se encontró que de los fertilizantes, las descargas de nitrato en los flujos superficial y lateral, así como en los lixiviados, son una fuente no puntual de contaminación del agua importante. El mayor riesgo de contaminación del agua se identificó en las descargas de pesticidas, particularmente de insecticidas y herbicidas, tanto por la cantidad descargada como por su toxicidad ecológica y para la salud humana. Se concluyó que el uso de

agroquímicos representa un alto riesgo de contaminación del agua superficial y subterránea de la subcuenca.

Palabras clave: agroquímicos, calidad del agua, impactos, SWAT

Abstract

The impact of non-point sources of water pollution due to the use of agrochemicals in irrigation agriculture in the Huaquechula sub-basin, Puebla, Mexico was evaluated. 44 questionnaires were applied in the area with irrigation agriculture to know the dose and application of nitrogen and phosphorus fertilizers, insecticides, herbicides and fungicides. The SWAT hydrological model was used to evaluate the impact on water quality, comparing a baseline, without the application of agrochemicals, with estimates considering the application of agrochemicals. It was found that, from fertilizers, the nitrate discharges in the superficial and lateral flows, as well as in the leachates, are a non-point source of important water contamination. The greatest risk of water contamination was identified in the pesticide load, particularly insecticides and herbicides, both for the total pesticide load and for its ecological toxicity and human health toxicity. It was concluded that the use of agrochemicals represents a high risk of contamination of surface and underground water in the sub-basin.

Keywords: Agrochemicals, water quality, impacts, SWAT

Introducción

Los fertilizantes y pesticidas se utilizan intensivamente en la agricultura de riego para mejorar el desarrollo vegetal de los cultivos y prevenir pérdidas por el ataque de plagas y enfermedades. El uso de estos agroquímicos produce impactos ambientales sobre la calidad del agua de cuerpos superficiales y subterráneos por sus residuos producidos (FAO, 2017), y son una fuente de contaminación difusa o no puntual (Ahmad *et al.*, 2016; Getahun y Keefer, 2016). Es complicado ubicar la entrada, movimiento y salida de contaminantes derivados de la actividad agrícola en

una cuenca, debido a que la carga de contaminantes varía en espacio y tiempo, por lo que el uso de modelos es común para su estudio (Adu y Kumarasamy, 2018). Xie *et al.* (2015) compararon 17 modelos comúnmente utilizados para estimar el impacto de las prácticas de manejo agrícola, y ubicaron al modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) como un modelo adecuado para evaluar la contaminación no puntual a nivel de cuenca.

El modelo hidrológico SWAT permite estimar los impactos por el manejo de agua y químicos (nutrientes y pesticidas) en la agricultura, así como la producción de sedimentos a través de la cuenca (Arnold *et al.*, 1998). Ahmad *et al.* (2016) realizaron una revisión de trabajos publicados en 2015 referentes a la contaminación no puntual, producto del uso de agroquímicos y su evaluación con el modelo SWAT. Para los fertilizantes se estimó la concentración de N total, N orgánico, nitrato y amonio, P total, P orgánico, fosfato y sulfato. Pohlert *et al.* (2005) y Amin *et al.* (2017) utilizaron el modelo SWAT para evaluar el impacto del uso de fertilizantes estimando la acumulación y transformación de N y P. Mientras que para los insecticidas, herbicidas y fungicidas se evalúa la concentración del ingrediente activo y su persistencia en la cuenca (Gevaert *et al.*, 2008; Bautista *et al.*, 2014; Winchell *et al.*, 2017). Para los plaguicidas, Bautista *et al.* (2014) encontraron 17 herbicidas y 18 insecticidas, estimando la cantidad aplicada y degradada de las sustancias activas, así como su persistencia tanto en cultivo como en suelo.

Un enfoque alternativo es la evaluación de la calidad o grado de toxicidad de los cuerpos de agua, considerando parámetros físico-químicos y biológicos. Los análisis se deben comparar con los niveles máximos permitidos por las normas correspondientes a cada país para poder determinar el nivel de contaminación (Can-Chulim *et al.*, 2014). En México, se utilizan las normas siguientes: NOM-127-SSA1-1994 y NOM-179-SSA1-1998 para consumo humano; NOM-002-SEMARNAT-1996 para descargas de contaminantes en sistemas de alcantarillado; NOM-003-SEMARNAT-19967 para las aguas residuales tratadas, y la NOM-001-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permitidos para descargas de aguas residuales sobre aguas y bienes nacionales. Sin embargo, en México y otros países no se tiene una norma que establezca los límites máximos permitidos para descargas de agentes activos derivados de agroquímicos sobre cuerpos de agua. Por ello, autores como Benítez y Miranda (2013) evaluaron el efecto por uso de plaguicidas con base en normas internacionales de la Agencia de Protección

Ambiental de los Estados Unidos, de la Unión Europea y de la Organización Mundial de la Salud.

En la subcuenca Huaquechula, en el estado de Puebla, a pesar de la presencia de una agricultura de regadío con alto uso de agroquímicos no se tienen estudios sobre los impactos de las fuentes no puntuales de contaminación sobre la calidad del agua. Se han realizado estudios parciales sobre la contaminación del agua por fuentes puntuales, asociada al uso de aguas residuales en la agricultura de riego del municipio de Atlixco (Silva *et al.*, 2002). Sin embargo, es necesario utilizar un enfoque de cuencas y herramientas como el modelo hidrológico SWAT para entender como es el comportamiento de los nutrientes (N y P) e ingredientes activos (insecticidas, herbicidas y fungicidas) a través de la subcuenca, con el fin de determinar su impacto sobre la calidad del agua en la subcuenca. El objetivo de este estudio fue evaluar el uso de agroquímicos y su impacto como fuentes no puntuales de contaminación del agua en la subcuenca Huaquechula, en el estado de Puebla, México.

Materiales y métodos

Área de estudio

La subcuenca Huaquechula tiene una superficie de 2, 299.3 kilómetros cuadrados y se ubica en el estado de Puebla, México (Figura 1). Comprende la totalidad del área de los municipios de San Nicolás de los Ranchos, Nealtican, Tianguismanalco, Santa Isabel Cholula, Atlixco, San Diego la Meza Tochimiltzingo, Tepeojuma, Tlapanalá, Tilapa, Atzala, Epatlán, San Martín Totoltepec y Xochiltepec. También, ocupa parte de la superficie de los municipios de Calpan, San Jerónimo Tecuanipan, Ocoyucan, Tochimilco, Atzitzihuacán, Huaquechula, Tepexco, Chietla e Izúcar de Matamoros.

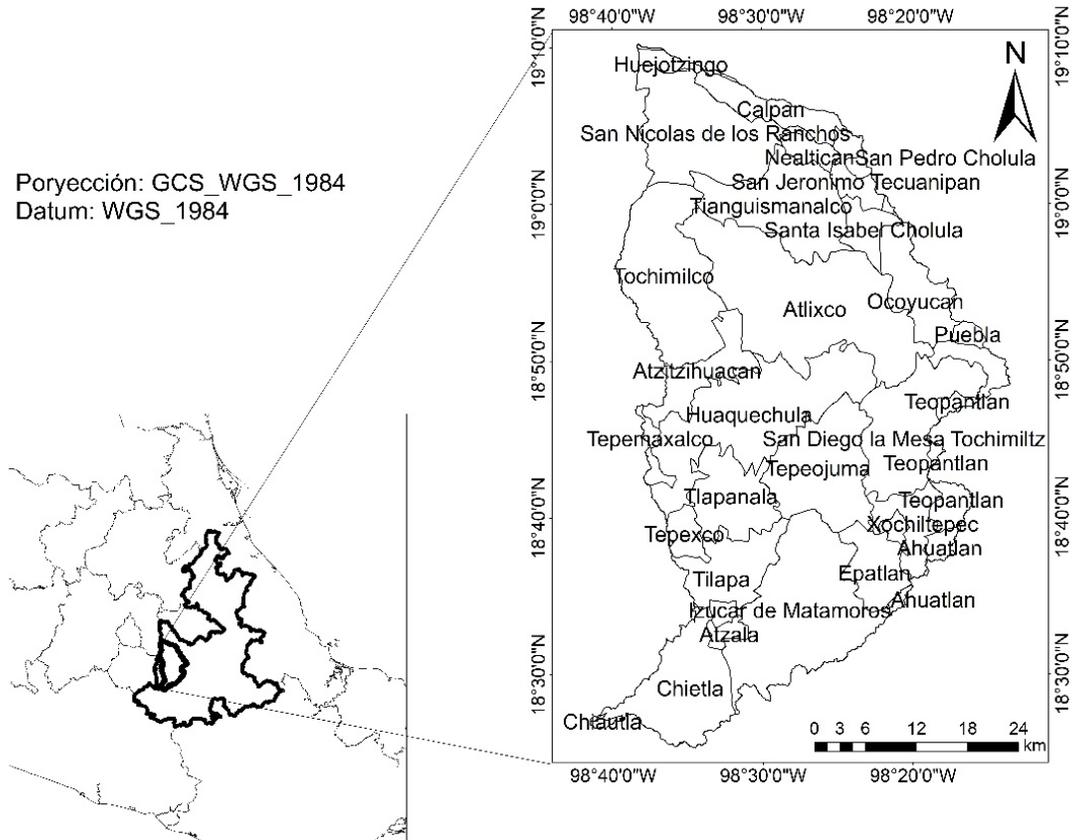


Figura 1. Subcuenca Huaquechula en el estado de Puebla, México

Delimitación de la subcuenca y generación de las unidades de respuesta hidrológica

Para la delimitación de la subcuenca se utilizó la extensión ArcSWAT del programa Soil and Water Assessment Tools (SWAT) 2012, en la plataforma del sistema de información geográfica ArcGis versión 10.4, y el modelo digital de elevación (DEM) del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), con resolución de 15 m x 15 m. La dirección y acumulación de flujo y los parámetros de la cuenca se calcularon automáticamente con el programa, ubicando la salida de la cuenca con base en la cartografía de Subcuencas Hidrológicas de CONABIO (1998). Los parámetros de la cuenca se delimitaron y calcularon también de manera automática.

Las unidades de respuesta hidrológica (HRU) se delimitaron con información de uso de suelo y vegetación, tipo de suelo y pendiente de la cuenca. Se utilizó un mapa de uso de suelo y vegetación generado previamente con imágenes Landsat de acuerdo al procedimiento propuesto

por Sader y Winne (1992). Para asociar los usos del suelo y vegetación de la cuenca con los de la base de datos del modelo SWAT, la zona de cultivos se estratificó como agricultura en hileras, correspondiente a la región de Atlixco, y agricultura de caña de azúcar, presente en la región Tepeojuma - Atencingo.

Los suelos registrados en la base de datos del modelo SWAT corresponden a la clasificación de los Estados Unidos de Norte América, por lo que se modificó la tabla “usersol” en la base de datos “SWAT2012.mdb” generada por el modelo. Esta base de datos se modificó con información del conjunto de datos vectoriales edafológicos 1:250,000 de la Serie 2 (INEGI, 2014). Los suelos registrados fueron: cambisol, feozem, regosol, vertisol y leptosol; la información de profundidad de la capa, % de arcilla, limo, arena y rocas, carbono orgánico y textura se obtuvo del vectorial “Perfiles Edafológicos” escala 1:250,000 serie 1 (INEGI, 2004). Los datos de % de materia orgánica, densidad aparente, y capacidad de agua en la capa se calcularon con el programa SPAW.

La pendiente de la cuenca se calculó con el programa ArcGis 10.4, a partir del modelo de elevación (DEM), con resolución de 15 m x 15 m. La pendiente se estableció en 5 rangos: 1%-5%, 5%-10%, 10%-20%, 20%-50% y 50%-99.9%.

Datos de clima

Se integró la base de datos Climate Forecast System Reanalysis (CFSR) del National Centers for Environmental Prediction (NCEP) con el módulo climático del modelo SWAT (ArcSWAT_weather database.mdb) para la simulación con SWAT. Las variables utilizadas fueron: velocidad del viento, humedad relativa y radiación solar, de la estación 186984, para el periodo 2001 a 2013. Los datos de precipitación y temperatura máxima y mínima se obtuvieron de la estación meteorológica Atlixco del Servicio Meteorológico Nacional (SMN).

Registro del uso de agroquímicos en campo

Los datos del tipo de cultivo y uso de pesticidas (productos, dosis de aplicación y número de aplicaciones) se obtuvieron con entrevistas a 44 productores agrícolas de la cuenca, correspondiendo 22 de ellos a la zona de agricultura en hileras y 22 a la zona de agricultura de caña de azúcar. Las entrevistas se aplicaron en las localidades de: Santa Lucía, San Isidro Huilotepec, San Félix Hidalgo, Colonia Francisco Villa, San Diego el Organal, Atzala y Atencingo. El nombre comercial y composición química de los agroquímicos registrados se obtuvo con una encuesta a técnicos y encargados de los expendios de agroquímicos que les venden a los productores entrevistados. Con los datos se estimó el promedio de la cantidad de agroquímicos utilizados para todos los cultivos en cada zona agrícola y aplicó la prueba estadística T de Student para muestras independientes, con el paquete estadístico InfoStat, para determinar la diferencia en la dosis promedio de agroquímicos aplicados de las dos zonas de estudio.

Registro de agroquímicos en el modelo SWAT

Para construir la base de datos de SWAT se creó el archivo de las prácticas de manejo, fertilizantes y fungicidas. En el archivo de prácticas de manejo (.mgt) de SWAT se incorporó la información de campo a través de la interfaz de ArcSWAT. La dosis de fertilización aplicada se agregó como nitrógeno y fósforo en su forma de elemento.

Para los fungicidas carbendazim y propineb, que no se encuentran en la base de datos de SWAT, se usaron como valores de referencia el de benomil y de mancozeb, respectivamente. Para otros ocho pesticidas (Cuadro 1) se registraron como nuevos en la base de datos de SWAT, para lo cual se obtuvieron los valores de los siguientes parámetros: valor de eficiencia de aplicación, coeficiente de absorción normalizado para contenido de materia orgánica en suelo, solubilidad en agua, vida media en suelo, vida media en follaje y fracción lavada. La eficiencia de aplicación fue tomada como parámetro por default del modelo (0.75). La vida media en follaje se obtuvo de los valores propuestos por Fantke *et al.* (2014). Se estimó el coeficiente de lavado foliar (W) con la ecuación propuesta por Leistra (2005):

$$W=0.0016 S^{0.3832}$$

Dónde:

W= coeficiente de lavado foliar (mm L⁻¹)

S= solubilidad en agua (mg/L)

La fracción lavada se obtuvo a partir de los valores de W, por interpolación, con base en los valores reportados por Leistra (2005) (Cuadro 2). El coeficiente de absorción normalizado para contenido de materia orgánica en suelo, solubilidad en agua y vida media en suelo (Cuadro 3) se obtuvo de la base de datos abiertos Pubchem (<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/search/search.cgi>) y de Wightwick *et al.* (2010).

Cuadro 1. Resultados del cálculo para fracción lavada por agroquímico

Ingrediente activo	Solubilidad en agua (mg L ⁻¹)	Coefficiente de lavado foliar (mm L ⁻¹)	Porcentaje de lavado foliar (%)	Fracción de lavado
Imidacloprid	610	0.0187	18	0.18
Clorantraniliprole	0.88	0.0015	1.5	0.015
Cletodim	510	0.0174	17	0.17
Carbendazim	2	0.0021	25	0.25
TCMTB	125	0.0102	10	0.10
Propineb	6	0.0032	25.0	0.25
Trifloxystrobin	0.61	0.0013	1.3	0.013
Tebuconazol	36	0.0063	6.3	0.063

Cuadro 2. Relación entre coeficiente de lavado foliar y porcentaje de lavado foliar

W (mm L ⁻¹)	Fracción lavada
0.01	0.10
0.03	0.30
0.05	0.50
0.07	0.70
0.09	0.9

Cuadro 3. Información agregada en el registro del modelo SWAT

Activo	Producto	SK _{oc} * (mg/kg)(m g/L)	Fracción lavada	Vida media en follaje (días)	Vida media en suelo (días)	Eficiencia de aplicación (fracción)	Solubilidad en agua (mg/L)
Insecticida							
Imidacloprid	Tuner	221	0.18	3	60	0.75	610
Clorantraniliprole	Sunnim	466	0.015	4	1130	0.75	0.88
Herbicida							
Cletodim	Select	8000	0.17	6	92	0.75	510
Fungicida							
Carbendazim	Prosicar	1900	0.25	6	240	0.75	2
TCMTB	Buzan	4089	0.1	1	3	0.75	125
Propineb	Antracol	2000	0.25	10	70	0.75	6
Trifloxystrobin	Tega	2709	0.013	2	7	0.75	0.61
Tebuconazol	Tebuconazol	1023	0.063	7	67	0.75	36

*Coeficiente de absorción normalizado para contenido de M.O en suelo

El archivo correspondiente a las prácticas de manejo (.mgt) de SWAT se reescribió para poder correr el modelo con los datos obtenidos en campo.

Simulación de descarga de fertilizantes y pesticidas

El modelo hidrológico se corrió para el periodo del 1 de enero del 2001 al 31 de diciembre del 2013, de acuerdo con los datos de clima utilizados. Para la inicialización del programa se utilizó la información del primer año (2001). Se corrió una línea base considerando no aplicación de agroquímicos. Posteriormente, el modelo se corrió con la tabla de prácticas agrícolas (.mgt) modificada, considerando los datos de agroquímicos utilizados por los productores agrícolas de cada zona.

Resultados

Uso de agroquímicos en la subcuenca Huaquechula

En la subcuenca Huaquechula se utilizan 16 fórmulas de fertilizantes (Cuadro 4). Los productores conocen solo el nombre común de los fertilizantes aplicados; quienes identifican tanto su nombre comercial como su composición química son los expendedores y técnicos de las casas de agroquímicos que venden los fertilizantes a los productores. Los productos supercañota (fertilizante comercial artesana local), maxcaña y paquete (mezcla preparada por el productor a partir de fertilizantes convencionales) son fertilizantes foliares aplicados en el cultivo de caña de azúcar, y aunque el número de aplicaciones de estos productos es alto, las dosis aportan baja cantidad de elementos nutricionales.

Cuadro 4. Tipos y composición de los fertilizantes utilizados en la zona de estudio

Nombre común	Nombre comercial	Nombre del compuesto	Fórmula (Kg)						
			N	P	K	S	Ca	Mg	He
Negro	DAP	Fosfato de amónico	18	46	0	0	0	0	0
Sulfato	Sulfamin 45	Sulfato de amonio compactado	21	0	0	24	0	0	0
Potasio	Fertiquim o YaraUNIK 16	Complejo T-16	16	16	16	0	0	0	0
Fosfonitrato	Fosfonitrato	Fosfonitrato de amonio	33	3	0	0	0	0	0
Nitromag	Yarabela		27	0	0	0	6	4	6
Urea	Urea	Urea	46	0	0	0	0	0	0
Amonitro	Euromag	Nitrato Amónico Cálcico	27	0	0	0	0	4	0
Revuelto	Yaramila	NPK	20	10	10	10	0	0	0
Star	Yaramila star		21	17	3	4	0	0.4	0
Supercañota*	Supercañotas		150	300	0	0	0	50	0
Maxcaña*	Maxcaña		632	540	0	8.4	0.5	10.3	21.5
	Nitrofoska		120	120	170	0	0	0	0
Paquete*	Urea soluble	Urea	460	0	0	0	0	0	0
	NKS	Nitrato de Potasio	120	0	460	10	0	0	0

Nombre común	Nombre comercial	Nombre del compuesto	Fórmula (Kg)						
			N	P	K	S	Ca	Mg	He
	Activador QF		80	24	40	0	0	0	0.5
Ferroso	Sulfato Ferroso	Sulfato Ferroso	0	0	0	11	0	0	19

*fórmula en gramos

Los fertilizantes se usan para el cultivo de caña y cultivos agrícolas. La zona productora de caña de azúcar es más homogénea en la cantidad de nitrógeno, fósforo, calcio y magnesio utilizado por hectárea en comparación con la zona de agricultura de cultivos anuales en hileras (Cuadro 5). Solamente en la zona cañera se aplica sulfato ferroso como fuente de hierro. La prueba estadística t de Student (Cuadro 5) indicó diferencias entre zonas en las cantidades usadas de azufre, magnesio e hierro, pero no para nitrógeno, fósforo, potasio y calcio.

Cuadro 5. Cantidad promedio de nutrientes utilizada por hectárea en las dos zonas de cultivo de la subcuenca Huaquechula

Nutriente	Sistema de cultivo	n	Media Kg ha ⁻¹	D.E Kg ha ⁻¹	Min. Kg ha ⁻¹	Max. Kg ha ⁻¹	t	p-valor
Nitrógeno	Hileras	22	255.45	233.62	0	865	0.64	0.5272
	Caña		296.19	187.72	68.9	745		
Fósforo	Hileras	22	86.6	111.33	0	330	-0.59	0.5615
	Caña		68.15	97.76	0	395		
Potasio	Hileras	22	52.23	57.01	0	256	-0.69	0.4947
	Caña		39.52	62.02	0	192		
Azufre	Hileras	22	47.9	79.69	0	340	3.17	0.0028
	Caña		131.27	93.97	0	384		
Calcio	Hileras	22	3.09	9.07	0	36	-0.73	0.4694
	Caña		1.36	6.4	0	30		
Magnesio	Hileras	22	10.5	18.26	0	64	-2.26	0.0332
	Caña		1.39	4.91	0	22		
Hierro	Hileras	22	0	0	0	0	2.56	0.0181
	Caña		1.36	2.49	0	7.6		

En un ciclo de la producción agrícola se registró el uso de 14 insecticidas comerciales diferentes, correspondiente a 13 diferentes ingredientes activos (Cuadro 6). Los productos foley (clorpirifos etil), disparo (permetrina) y velcron (monocotrofos) fueron los más utilizados para ambas áreas agrícolas.

Cuadro 6. Insecticidas utilizados en la subcuenca Huaquechula

Producto	Compuesto activo	Agricultura en hileras		Caña de azúcar	
		Frecuencia	Dosis aplicada* (kg ha ⁻¹)	Frecuencia	Dosis aplicada* (kg ha ⁻¹)
Foley, disparo	Clorpirifos etil + Permetrina	4	0.855 + 0.415	10	0.473 + 0.065
Curacron	Profenofos	4	1.8663	0	0
Toxon, Lannate	Metomilo	4	0.920	0	0
Velcrón, monocotrofos	Monocotrofos	3	0.600	10	1.045
Furadan	Carbofuran	3	0.807	3	0.410
Tuner	lambda Cihalotrina, Imidacloprid	4	0.89 + 1.165	0	0
Arrivo	Cipermetrina	0	0	2	0.160
Rigor	Dimetoato	1	0.800	0	0
Sunim	Chlorantraniliprole	0	0	1	0.020
Diazinon	Diazinon	0	0	1	0.230
Counter	Terbufos	0	0	1	0.100

* Kg de producto activo

Se registró el uso de 17 herbicidas comerciales, los cuales corresponden a 15 ingredientes activos diferentes. En la zona con agricultura en hileras se registraron siete productos activos diferentes y en la de agricultura de caña de azúcar seis (Cuadro 7). Los ingredientes activos ametrina, 2-4 D ácido y diurón fueron los más utilizados.

Cuadro 7. Herbicidas utilizados en la subcuenca Huaquechula

Producto	Ingrediente activo	Agricultura en hileras		Caña de azúcar	
		Frecuencia	Dosis* (kg ha ⁻¹)	Frecuencia	Dosis* (kg ha ⁻¹)
Galigan, goal	Oxiflourfeno	7	0.195	0	0
Dragopax, versátil	Ametrina+2,4-D acido	0	0	15	0.361 + 0.573
Sisterón	Diurón	0	0	10	1.225
Select	Clethodim	4	0.022	0	0
Lafam, machete	Glifosato	4	1.008	3	0.873
Fusilade	Fluazifop-P-Butil	3	0.267	0	0
Katrina, gasapax	Ametrina + Atrazina	0	0	4	0.181 + 0.563
Gramaoxone	Dicloruro de Paraquat	2	0.575	3	0.310
Basagran	Bentazon	2	0.295	0	0
Flex	Fomesafen	1	0.018	0	0
Velconate	MSMA	0	0	3	0.427
Gamit	Clomazone	0	0	1	2.6
Herbipol	2-4 D Amina	0	0	1	2.6

* Kg de producto activo

Los fungicidas se utilizan principalmente en la zona de cultivos en hileras (Cuadro 8), mientras que en el cultivo de caña su uso es bajo. Se registraron siete productos comerciales. Los fungicidas manzate (mancozeb) y prosicar (carbendazim) fueron los más utilizados.

Cuadro 8. Fungicidas utilizados en la subcuenca Huaquechula

Producto	Compuesto activo	Agricultura en hileras		Caña de azúcar	
		Frecuencia	Dosis* (kg ha ⁻¹)	Frecuencia	Dosis* (kg ha ⁻¹)
Manzate	Mancozeb	4	1.050	0	0
Proscar	Carbendazim	2	0.590	1	0.250
Buzan	TCMTB	1	0.450	0	0
Antracol	Propineb	1	1.120	0	0
Captan	Captan	0	0	1	0.250
Tebuconazol	Tebuconazol	0	0	1	0.050
Tega	Trifloxystrobin	1	0.180	0	0

* Kg de producto activo

Comportamiento hidrológico de la subcuenca y producción de sedimentos

La precipitación anual promedio en la subcuenca es de 948.8 mm (Figura 2), Se estimó un escurrimiento superficial (SURQ) de 68 mm año⁻¹ (7.2 %), un flujo lateral (LATQ) de 193.3 mm año⁻¹ (20.4 %) y el agua exportada más allá del perfil del suelo (PERC) fue 146.3 mm año⁻¹ (15.4 %). La contribución del agua subterránea a los cuerpos de agua (GWQ) fue de 110 mm año⁻¹, mientras que el agua almacenada (SW) en el suelo fue de 43.63 mm año⁻¹. El rendimiento de agua a la salida de la subcuenca (RENDAGUA) fue de 379 mm año⁻¹. Se observa una variación interanual importante en la precipitación y flujos de agua para la subcuenca (Figura 3). La generación de sedimentos estimada fue de 0.54 t/ha por año, por lo que se estima una producción total de sedimentos de 124,464.6 toneladas para las 229930 ha de la subcuenca.

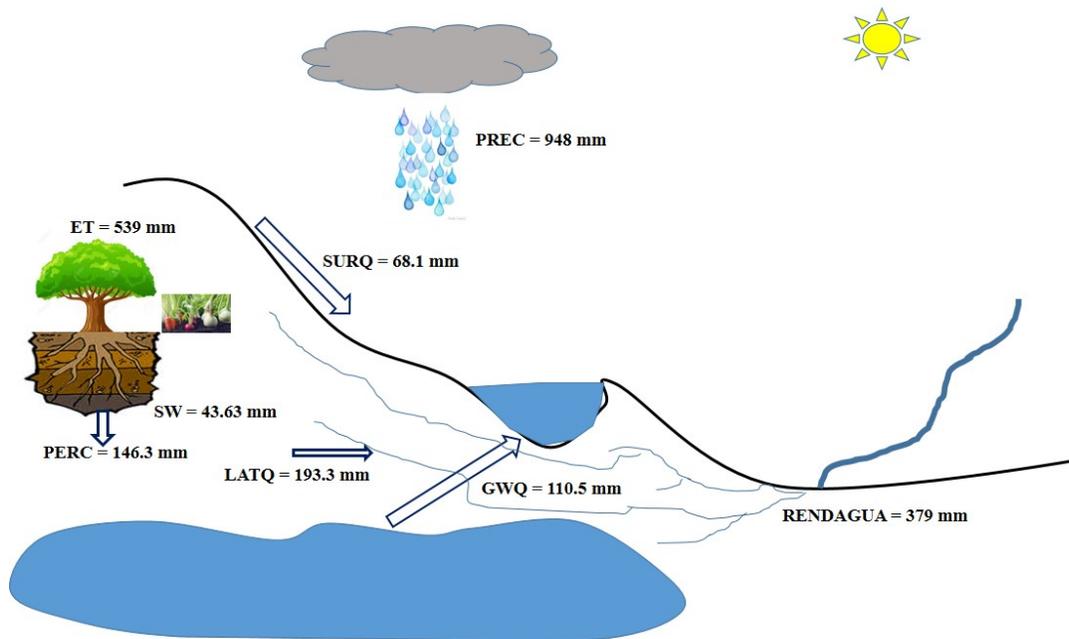


Figura 2. Estimaciones de los flujos de agua en la subcuenca

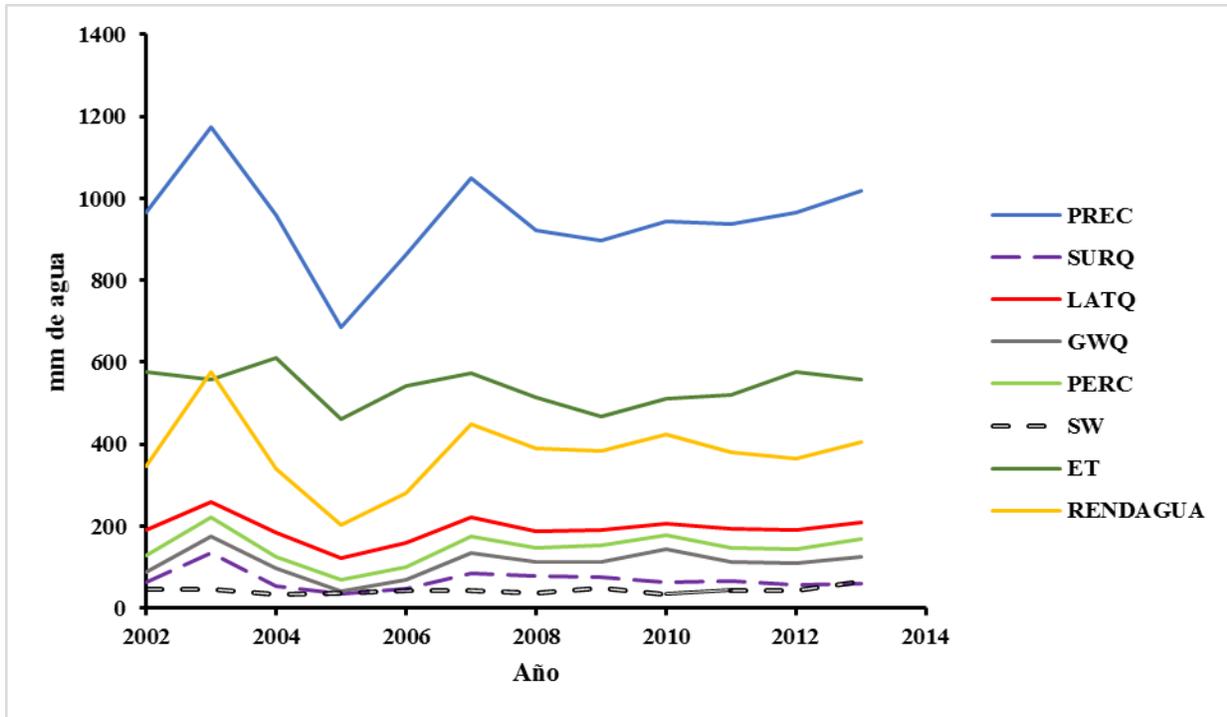


Figura 3. Variación interanual de los flujos de agua en la subcuenca

PREC= precipitación, SURQ = flujo superficial; LATQ = flujo lateral; GWQ = Contribución del agua subterránea a las corrientes; PERC = agua que se exporta debajo del perfil del suelo; SW = agua almacenada en el suelo; ET = evapotranspiración actual; RENDAGUA = cantidad de agua de las Unidades Hidrológicas de Respuesta que alimenta al flujo de las corrientes.

Exportaciones de nitrógeno y fósforo

El modelo estimó una descarga alta de nitratos en los flujos exportados más allá del perfil del suelo agrícola y en las descargas en el flujo lateral y superficial (Cuadro 9). También se estimó una exportación importante de fósforo soluble hacia el flujo. El primero afecta directamente la contaminación de los acuíferos y el segundo los cuerpos de agua superficiales. La tendencia de aumento de las descargas de NO_3 , N orgánico y P soluble se mantuvo en los 12 años simulados con el modelo SWAT (Figura 4).

Cuadro 9. Descargas de nitrógeno y fósforo hacia cuerpos de agua de la cuenca

	Sin agroquímicos	Con agroquímicos	Cambio
	Kg ha ⁻¹	Kg ha ⁻¹	Kg ha ⁻¹ (%)
NO ₃ en flujo superficial	0.67	0.75	0.08 (11.94)
NO ₃ en flujo lateral	1.17	2.22	1.45 (123.93)
NO ₃ percolado	8.41	33.98	25.57 (304.04)
NO ₃ absorbido por cultivos	58.55	61.45	2.90 (4.95)
N orgánico	1.75	1.8	0.05 (2.86)
P soluble	0.03	0.06	0.03 (100.00)
P orgánico	0.23	0.23	0.00 (0.00)

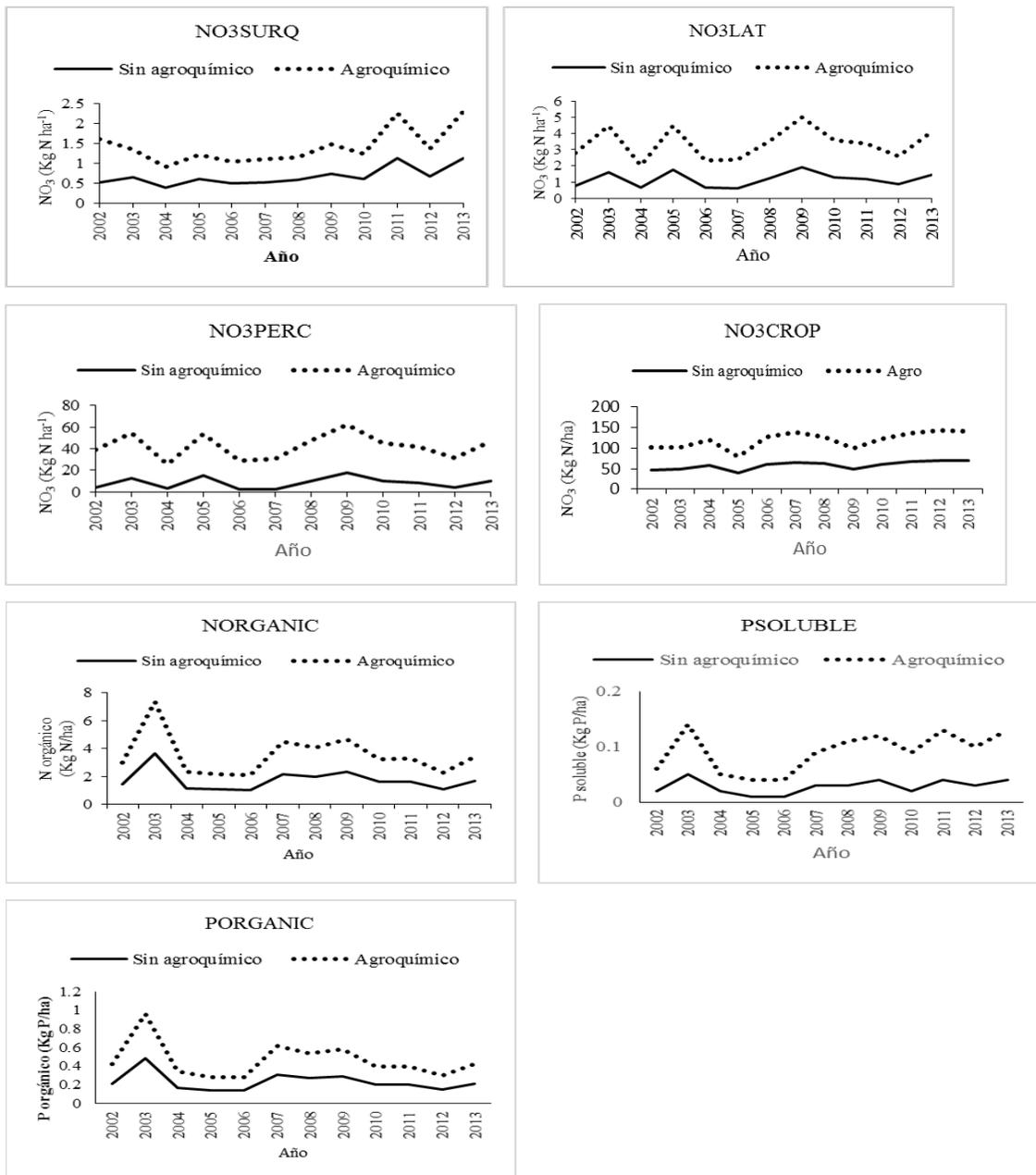


Figura 4. Nutrientes exportados hacia cuerpos de agua de la subcuenca Huaquechula

NO3SURQ = Nitrato (NO₃) descargado en el flujo superficial; NO3LATQ = Nitrato (NO₃) descargado en el flujo lateral; NO3PERC = Nitrato (NO₃) percolado más allá del perfil del suelo; NO3CROP Nitrato (NO₃) absorbido por el cultivo; NORGANIC = Nitrógeno orgánico descargado en las corrientes; PSOLUBLE = Fósforo soluble descargado en las corrientes; PORGANIC = Fósforo orgánico descargado en las corrientes

El escurrimiento superficial y el flujo lateral son las dos vías principales de descargas de pesticidas hacia las corrientes de la subcuenca, y la lixiviación la vía de descargas a cuerpos de agua subterráneos. Más del 1 % de la cantidad aplicada de los insecticidas carbofuran,

imidacloprid, metomil, chlorantraniliprole y monocrofos es descargada a las corrientes a través del flujo lateral (Cuadro 10). Cantidades importantes de estos insecticidas y de diazinon y clorpirifos etil son descargados a través del flujo superficial. Los insecticidas con mayor cantidad lixiviada son chlorantraniliprole (15.24%) y carbofuran (7.34%) y en menor media monocrofos, imidacloprid y metomil.

El fomesafen fue el herbicida para el cual se estimó una mayor cantidad descargada a las corrientes de la subcuenta, con referencia a la cantidad aplicada (5.53 % en el flujo lateral y 0.53 % en el flujo superficial). Cantidades importantes se estimaron también para bentazon, MSMA, cletodim, diuron, ametrina, atrazina, clomazone y 2, 4-D Amina. El paraquat es una fuente de descarga importante en los sedimentos del flujo superficial. Mientras que 12.6 % de la cantidad aplicada de fomesafen es lixiviada; cantidades menores de herbicidas lixiviadas se estimaron para atrazina, diuron, ametrina y bentazon.

La fuente principal de descarga de fungicidas en la subcuenta es el flujo superficial (en forma diluida). Para el fungicida carbendazim se estimó que 7.32 % de la cantidad aplicada es descargada a corrientes o lixiviada (4.10 % diluido en flujo superficial, 0.46 % suspendido en flujo superficial, 2.41 % en el flujo lateral y 0.35 % lixiviado). Otros fungicidas que contribuyen de manera importante en las descargas a corrientes y aguas subterráneas son: mancozeb, propineb tebuconazol).

Cuadro 10. Transporte, acumulación y descargas de los insecticidas, herbicidas y fungicidas utilizados en la subcuenca Huaquechula

Ingrediente activo	Producto	Aplicado	En SurfQ* que entra en la corriente (disuelto)	En SurfQ* que entra en la corriente		En LatQ* que entra en la corriente
				(adsorbido)	Lixiviado	
Mg de ingrediente activo ha ⁻¹						
Insecticidas						
Clorpirifos-etil	Iorsban	63625.11	232.21 (0.36)	50.0326 (0.08)	0.4159 (6.5e-4)	139.14 (0.22)
Permetrina	Pounce	22465.51	7.47 (0.03)	34.0583 (0.15)	0.0002 (1e-6)	4.29 (0.02)
Profenofos	Curacron	85928.85	15.09 (0.02)	4.6002 (0.01)	0.0060 (7e-6)	58.5222 (0.07)
Metomil	Lannate	42434.06	149.77 (0.35)	0.4666 (1.1e-3)	465.7814 (1.09)	989.7758 (2.33)
Monocrotofos	Azodrin	81115.65	356.53 (0.44)	0.0000 (0)	3089.7820 (3.81)	1502.0928 (1.85)
Carbofuran	Furadan	58188.94	277.60 (0.48)	0.0177 (3e-5)	4281.7642 (7.36)	1887.347 (3.24)
Lambda-cihalotrina	Karate	41050.27	7.32 (0.02)	73.7145 (0.18)	0.0001 (2.4e-7)	4.9125 (0.01)
Imidacloprid	Tuner	53503.81	284.21 (0.53)	7.8255 (0.01)	896.2402 (1.67)	1599.4645 (2.99)
Dimetoato	Cygon	36899.19	24.17 (0.07)	0.0022 (5.9e-6)	0.7605 (2.1e-3)	282.9058 (0.77)
Cypermctrina	Ammo	8182.39	3.49 (0.04)	0.1114 (1.3e-3)	0.0001 (1e-6)	0.4874 (0.01)
Chlorantra-niliprole	Sunnim	1022.80	12.62 (1.23)	0.0037 (3.6e-4)	155.9139 (15.24)	22.7528 (2.22)
Diazinon	Spectracide	11762.17	90.51 (0.77)	0.0531 (4.5e-4)	5.9495 (0.05)	51.1939 (0.44)
Terbufos	Counter	5113.99	4.16 (0.08)	0.0021 (4.1e-5)	0.0024 (4.7e-5)	2.1254 (0.04)
Herbicidas						
Oxifluorfenó	Goal	8994.158	4.28 (0.05)	23.2532 (0.26)	0.0001 (1e-6)	2.48 (0.03)
Cletodim	Select	1014.72	19.77 (1.95)	9.0883 (0.90)	0.0780 (0.01)	8.6983 (0.86)
Glifosato	Roundup	94458.93	348.07 (0.37)	218.9737 (0.23)	0.0922 (9.8e-5)	119.0198(0.13)

Ingrediente activo	Producto	Aplicado	En SurfQ* que entra en la corriente (disuelto)	En SurfQ* que entra		En LatQ* que entra en la corriente
				en la corriente (adsorbido)	Lixiviado	
Mg de ingrediente activo ha ⁻¹						
Fluzifop	Fusilade	12315.09	4.67 (0.04)	2.6539 (0.02)	0.0037 (3e-5)	10.096 (0.08)
Paraquat	Prelude	42374.56	71.96 (0.17)	2067.0698 (4.88)	0.0761 (1.8e-4)	17.9974 (0.04)
Bentazon	Basagran	13606.53	36.31 (0.27)	0.0173 (1.3e-4)	60.2105 (0.44)	258.2148 (1.90)
Fomesafen	Reflex	830.23	4.39 (0.53)	0.0085 (1e-3)	104.5941 (12.60)	45.9464 (5.53)
Ametrina	Evik	35695.57	229.07 (0.64)	0.0470 (1.3e-4)	312.2419 (0.87)	309.0185 (0.87)
2, 4-D ácido	Dacamine	18461.51	52.55 (0.28)	0.0000 (0)	7.1944 (0.04)	71.9673 (0.39)
Diurón	Karmex	62390.62	550.42 (0.88)	0.1786 (2.9e-4)	494.7232 (0.79)	589.7994 (0.95)
Atrazina	Aatrex	38005.13	235.25 (0.62)	0.0176 (4.6e-5)	746.9462 (1.97)	384.7416 (1.01)
MSMA	Arsonate	21836.69	454.21 (2.08)	1.1075(5.1e-3)	0.4343 (1.9e-3)	57.6253 (0.26)
Clomazone	Command	132963.6	570.71 (0.43)	0.1240 (9.3e-5)	122.0530 (0.09)	576.262 (0.43)
2, 4-D amina	Weed	148305.5	422.03 (0.28)	0.0001 (6.7e-8)	57.2680 (0.04)	579.499 (0.39)
Fungicidas						
Mancozeb	Dithane	48430.20	851.36 (1.76)	137.5704 (0.28)	23.5763 (0.05)	762.6316 (1.57)
Carbendazim	Prosicar	39998.05	1640.88 (4.10)	183.2960 (0.46)	141.5475 (0.35)	965.7559 (2.41)
TCMTB	Buzan	20755.82	0.13 (6.3e-4)	0.0946 (4.6e-4)	0.0000 (0)	1.6105 (0.01)
Propineb	Atracol	51658.81	908.11 (1.76)	146.7406 (0.28)	25.1479 (0.05)	813.5235 (1.57)
Trifloxystrobin	Tega	8302.31	0.83 (0.01)	0.3620 (4.4e-3)	0.0001 (1.2e-6)	3.3654 (0.04)
Captan	Orthocide	12784.96	3.07 (0.02)	0.0003 (2.3e-6)	0.0053 (4.1e-5)	4.6006 (0.04)
Tebuconazol	Tebuconazol	12784.96	167.00 (1.31)	0.0797 (6.2e-4)	16.6698 (0.13)	82.8036 (0.65)

Discusión

El comportamiento hidrológico de la subcuenca es un factor que aumenta el riesgo de la contaminación del agua y del suelo por el uso de agroquímicos. Debido a que en la subcuenca predominan pendientes menores al 15%, el flujo lateral y la percolación son las dos vías predominantes de flujo del agua, con una menor cantidad de flujo superficial. El flujo superficial lateral facilita la descarga a corrientes superficiales y la percolación a las aguas subterráneas.

En la subcuenca Huaquechula los productores agrícolas usan una diversidad de fertilizantes, insecticida y herbicidas, con un menor uso de fungicidas. Tanto en la zona de agricultura en hilera (donde se produce hortalizas y flores, principalmente), como en la zona de cultivo de caña de azúcar las dosis de fertilizantes nitrogenados son altas. Las dosis usadas para el cultivo de caña son similares, a excepción del potasio, a las reportadas para el sur del estado de Veracruz, donde, en 2016, se aplicó 254 kg ha^{-1} de nitrógeno, con un aumento proyectado para 2015 de 285 kg ha^{-1} , 85 kg ha^{-1} de fósforo y 108 kg ha^{-1} de potasio (Moreno-Ceceña *et al.*, 2016). Las dosis de nitrógeno y fósforo para la zona de cultivos en hileras (predominantemente hortícolas) está en el rango reportada para otras regiones como el Bajío, donde es común dosis de 200 a 300 kg ha^{-1} de nitrógeno y 80 unidades de fósforo (Pérez y Granados, 2001). Las cantidades altas de fertilizantes nitrogenados utilizados implican un riesgo de contaminación de los cuerpos de agua de la subcuenca.

La cantidad de nitrógeno exportado hacia los cuerpos de agua ($27.10 \text{ kg de N por hectárea}$) es comparable a datos registrados en la cuenca Squaw Creek en los Estados Unidos, donde se reportan exportaciones de nitrato de 26.1 kg ha^{-1} (Jha *et al.*, 2010). Para cuencas de Nebraska, Estados Unidos, se reportan dosis de aplicación de fertilización nitrogenada de $154 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para maíz, con estimaciones con el modelo SWAT de descargas de $40.6 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en lixiviados y $12.8 \text{ kg de N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el flujo superficial, para un suelo franco arenoso fino (Mittelstet *et al.*, 2019). En cambio, son menores que las cantidades estimadas (100 a $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la infiltración y 1400 a $2000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en el flujo lateral) para la cuenca del río Flumen, en España, donde se aplican dosis de nitrógeno de $950 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para arroz, $800 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para trigo de invierno y $1600 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para maíz, utilizando urea como uno de los

fertilizantes nitrogenados y con cantidades de abonos orgánicos equivalentes a 30 a 60 kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Sorando *et al.*, 2019). En la subcuenca Huaquechula se tienen descargas importantes de nitrógeno en los cuerpos superficiales, sin que sean comparables a sistemas agrícolas altamente intensivos como en Europa.

La descarga de fósforo disuelto estimado (0.06 kg ha⁻¹ año⁻¹) es el doble del estimado para una condición de referencia (sin uso de fertilizantes fosfóricos) y es similar a la descarga estimada por Koch *et al.* (2018) para la cuenca del río Warnow en Alemania, quienes estimaron con SWAT valores de 0.04 ± 0.01 a 0.15 ± 0.05, para un periodo de 21 años en suelos con textura similar a la de los suelos del área de estudio.

El número y dosis de pesticidas usados, principalmente de insecticidas y herbicidas, representa un riesgo alto para la salud humana y la contaminación del agua. El desconocimiento de los productores de que pesticidas están utilizando y la peligrosidad de cada uno de ellos acentúan ese riesgo. La mayoría de los insecticidas usados son altamente tóxicos para los organismos acuáticos y para las abejas. Los insecticidas diazinon y terbufos, los herbicidas glifosato y el fluazifop-P-Butil, y los fungicidas mancozeb y carbendazim son considerados por la Organización Mundial de la Salud como altamente tóxicos para la salud humana (PRPL, 2017). Los insecticidas monocotrofos y carbofuran están en la lista del Anexo III de la Convención de Rotterdam, considerados prohibidos o rigurosamente restringidos (PNUMA, 2017). Clorpirifos etil se considera altamente peligroso para peces e invertebrados acuáticos, para los artrópodos y moluscos, ya que genera problemas de crecimiento, desarrollo y reproducción; también, en cantidades elevadas puede causar problemas en humanos (Bautista *et al.*, 2014).

La alta concentración de carbofuran y monocotrofos en las descargas de flujo lateral y en el flujo superficial, insecticidas listados en el Anexo III de la Convención de Rotterdam, indican un impacto de contaminación en los cuerpos de agua de la subcuenca. Solamente los insecticidas cypermetrina y profenofos tuvieron descargas muy bajas en todos los componentes de flujo de la subcuenca. Para diazinon, insecticida considerado altamente tóxico, se estimaron descargas mayores a las reportadas en otras cuencas (Luo *et al.*, 2008).

Fomesafen, paraquat, MSMA, cletodim, bentazon, diuron, ametrina y atrazina son los herbicidas con mayores descargas (con base en la cantidad aplicada) en los flujos lateral y superficial, por lo que son los de mayor riesgo de contaminación de las corrientes de la subcuenca. La importancia de los insecticidas diuron y atrazina en las descargas a aguas superficiales ha sido reportada por Chen *et al.* (2017), quienes estimaron que el 0.95% de la cantidad aplicada es descargada en los cuerpos de agua, cantidad menor a la estimada para la subcuenca de estudio, que fue de 1.87 %. La atrazina se ha reportado como fuente no puntual de contaminación de las corrientes (Ouyang *et al.*, 2017; Bannwarth *et al.*, 2014). También sobresale el fomesafen por la alta cantidad lixiviada (12.60 % de la cantidad aplicada), y su consecuente riesgo para la contaminación del agua subterránea.

Cuatro de los siete fungicidas usados en la subcuenca son los que contribuyen con mayor descarga a las corrientes de agua: carbendazin, mancozeb, propineb y tebuconazol. Los dos primeros son considerados altamente tóxicos para la salud humana. Particularmente, para carbendazin se estimó una descarga total en los flujos lateral y superficial de 6.97 % de la cantidad aplicada. Carbendazin y flebuconazol son los fungicidas con cantidades lixiviadas importantes (0.35 % y 0.13 % de su cantidad aplicada, respectivamente).

Conclusión

En la subcuenca Huaquechula se utilizan cantidades altas de agroquímicos, principalmente de fertilizantes nitrogenados y fosfóricos, insecticidas y herbicidas, con dosis de aplicación diferentes en las zonas de agricultura de caña de azúcar y de cultivos anuales en hileras. Los fertilizantes nitrogenados representan un alto riesgo de contaminación del agua superficial y subterránea de la cuenca, debido a las cantidades de descargas de nitratos. El riesgo mayor de contaminación del agua e impactos sobre la salud humana y de otros seres vivos está asociado al uso y descargas de insecticidas y herbicidas, de los cuales el carbofuran y el monocotrofos son insecticidas listados en el Anexo III de la Convención de Rotterdam y considerados como prohibidos o rigurosamente restringidos. En la subcuenca Huaquechula se tienen altas descargas de la mayoría de los pesticidas usados, lo cuales son tóxicos para la salud humana y para la vida acuática.

Literatura citada

- Adu, J. T. y Kumarasamy, M. V. (2018). Assessing non-point source pollution models: a review. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27 (5): 1913-1922.
- Ahmad, Z., Sakib, S. y Gang, D. (2016). Nonpoint source pollution. *Water Environment Research*, 88 (10): 1594-1619.
- Amin, M. G., Veith, T., Collink, A., Karsten, H. y Buda, A. (2017). Simulating hydrological and nonpoint source pollution processes in Akarst watershed: A variable source area hydrology model evaluation. *Agricultural Water Management*, 180: 212-223.
- Arnold, J. R., Srinivasan, R., Muttiah, R.S. y Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model Development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34 (1): 73-89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>.
- Bannwarth, M.A., Sabgchan, W., Hugenschmidt, C., Lamers, M. e Ingwersen, J. (2014) Pesticide transport simulation in a tropical catchment by SWAT. *Environmental Pollution*, 191: 70-97.
- Bautista, D., Cruz, G., Moncayo, R., Silva, J. T. y Estrada, F. (2014). Aplicación del modelo SWAT para evaluar contaminación por fuentes difusas en la subcuenca del lago de Chapala, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30 (3): 263-274.
- Benítez, P. y Miranda, L. (2013). Contaminación de aguas superficiales por residuos de plaguicidas en Venezuela y otros países de Latinoamérica. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 29: 7-23.
- Can-Chulim, A., Ortega, H. M., Sánchez, E. I. y Cruz, E. (2014). Calidad del agua para riego en la Sierra Norte de Puebla, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 5 (5): 77-96.

- Chen, H., Luo, Y., Potter, C., Moran, P.J., Grienesen, M.L. y Zhang, M. (2017). Modeling pesticide diuron loading from the San Joaquín watershed into Sacramento-San Joaquin Delta using SWAT. *Water Research*, 121: 374-385.
- CONABIO. (1998). Subcuencas hidrológicas. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>.
- Fantke, P., Gillespie, B., Juraske, R. y Jolliet, O. (2014). Estimating half-lives for pesticide dissipation from plants. *Environmental Science and Technology*, 48: 8588-8602.
- FAO. (2017). *Water pollution from agricultural: a global review*. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Getahun, E. y Keefer, L. (2016). Integrated modeling system for evaluating water quality benefits of agricultural watershed management practices: Case study in the Midwest. *Sustainability of Water Quality and Ecology*, 8: 14-29.
- Gevaert, V., Griensven, A., Holvoet, K., Seuntjens, P. y Vanrolleghem, P. (2008). SWAT developments and recommendations for modelling agricultural pesticide mitigation measures in river basins. *Hydrological Sciences Journal*, 53 (5): 1075-1089.
- INEGI. (2004). Conjunto de datos edafológicos alfanuméricos. Escala 1:250000. Serie I (Continuo Nacional). <https://www.inegi.org.mx/temas/mapas/edafologia/>.
- INEGI. (2014). Conjunto de datos vectoriales edafológicos, escala 1:250000 Serie II. (Continuo nacional). Edición 2. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>.
- Jha, M.K., Schilling, K.E. y Woler, C.F. (2010). Targeting land-use change for nitrate-nitrogen load reduction in an agricultural watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 65(6): 342-352.

- Koch, S., Hahle, P. y Lenhartz, B. (2018). Spatio-temporal analysis of phosphorus concentrations in North-Eastern German lowland watersheds. *Journal of Hydrology Studies: Regional Studies*, 15: 203-216.
- Leistra, M. (2005). *Estimating input data for computations on the volatilisation of pesticides from plant canopies and competing processes*. Wageningen, Países Bajos: Alterra-Wageningen, Alterra-rapport 1256.
- Luo, Y., Zhang, X., Liu, X., Ficklin, D. y Zhang, M. (2008). Dynamic modeling organophosphate pesticide load in surface water in the northern San Joaquin Valley watershed of California. *Environmental Pollution*, 156: 1171-1181.
- Mittelstet, A.R., Gilmore, T.E., Messer, T., Rudnick, D.R. y Heatherly, T. (2019). Evaluation of selected watersheds characteristics to identify best management practices to reduce Nebraskan nitrate loads from Nebraska to the Mississippi/Atchafalaya River Basin. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 277: 1-10.
- Moreno-Ceceña J.C., Landeros-Sánchez C., Pérez Vázquez A., Palacios-Vélez, O.L., Castañeda Chávez M.R. y López Collado C.J. (2016). Manejo y actitud del productor sobre fertilización nitrogenada en caña de azúcar: un estudio de caso. *RINDERESU* 2(1), 26-34. https://www.colpos.mx/wb_pdf/Veracruz/2016/2016_%2013.pdf.
- Ouyang, W., Cai, G., Tysklind, M., Yang, W. y Hao, F. (2017). Temporal-spatial patterns of three types of pesticides in a middle-high latitude agricultural watershed. *Water Research*, 122: 377-386.
- Pérez M.L. y Granados A.J. (2001). Fertilización nitro-fosfórica en tomate de cáscara *Physalis ixocarpa* Brot. de riego, en Irapuato, Gto., México. *Acta Universitaria* 11(1), 19-25. <https://www.redalyc.org/pdf/416/41611103.pdf>.

- PNUMA. (2017). *Convenio de Rotterdam. Sobre el procedimiento de consentimiento fundamentado previo aplicable a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional*. Texto y Anexos. Revisado en 2017. <file:///F:/articulo%202%20julio%20cesar/Nueva%20carpeta/UNEP-FAO-RC-CONVTEXT-2017.Spanish.pdf>.
- Pohlert, T., Huisman, J.A., Breuer, L. y Frede, H. (2005). Modelling of point and non-point source pollution of nitrate with SWAT in the river Dill, Germany. *Advances in Geosciences*, 5: 7-12.
- PRPL. (2017). Prohibited and restricted pesticides. https://www.fairtradecertified.org/sites/default/files/filemanager/documents/APS/FTUSA_STD_ProhibitedRestrictedPesticidesList_EN_1.0.0.pdf.
- Sader, S. y Winne, J. (1992). RGB-NDVI colour composites for visualizing forest change dynamics. *International Journal Remote Sensing*, 13 (6): 3055-3067.
- Silva, S. E., Muñoz, A., De la isla, M. de L. e Infante, S. (2002). Contaminación ambiental en la región de Atlixco: 1.Agua. *Terra*, 20 (3): 243-251.
- Sorando, R., Comín, F.A., Jiménez, J.J., Sánchez-Pérez, J,M, y Sauvage, S. (2019). *Science of the Total Environment* 659, 659: 1293-1306.
- Wightwick, A., Walters, R., Allinson, G., Reichman, S. y Menzies, N. (2010). *Environmental risks of fungicides used in horticultural production systems, fungicides*. Odile Carisse (Ed.). Intech.
- Winchell, M., Peranginangin, N., Srinivasan, R. y Chen, W. (2017). Soil and Water Assessment Tool Model predictions of annual maximum pesticide concentrations in high vulnerability watersheds. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14 (3): 358–368.

Xie, H., Chen, L. y Shen, Z. (2015). Assessment of agricultural best management practices using models: current issues and future perspectives. *Water*, 7: 1088-1108.

CONCLUSIONES GENERALES

En la subcuenca Huaquechula se utilizan cantidades altas de fertilizante nitrogenado, insecticidas y herbicidas, las cuales varían de acuerdo a los dos tipos de agricultura predominantes: cultivos anuales en hileras y cultivo de caña de azúcar. Para los cultivos anuales en hileras se utilizan cantidades mayores de dosis de fósforo, hierro y magnesio; mientras que para el cultivo de caña de azúcar se aplican mayores cantidades de fósforo y potasio. En ambos sistemas se utilizan intensivamente herbicidas, con una alta variación en las dosis y en el tipo de producto aplicado. El uso de fungicidas es mayor para los cultivos anuales en hileras. Los insecticidas monocotrofos y carbofuran están en la lista del Anexo III de la Convención de Rotterdam, considerados prohibidos o rigurosamente restringidos.

En la subcuenca se tienen descargas altas de nitratos, derivados del uso de los fertilizantes, en los flujos superficiales y laterales descargados en las corrientes superficiales, así como en los lixiviados hacia el agua subterránea. Las estimaciones obtenidas con el modelo SWAT indican descargas altas también de pesticidas hacia los cuerpos de agua, con exportaciones en los lixiviados del 12.6 % de la cantidad aplicada para el herbicida como el fomesafen y del 15.24 % para el insecticida chlorantaniliprole. En el flujo superficial y en el lateral se estimaron descargas mayores al 3 % de las cantidades aplicadas de insecticidas, herbicidas y fungicidas, lo que indica un alto impacto ambiental derivado del uso de los pesticidas para la producción agrícola.