



REVISIÓN [REVIEW]

VULNERABILIDAD Y RIESGO DE CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS
KÁRSTICOS

[VULNERABILITY AND RISK OF CONTAMINATION KARSTIC
AQUIFERS]

Yameli Aguilar Duarte¹, Francisco Bautista^{1*}, Manuel E. Mendoza¹
and Carmen Delgado¹

¹ Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental Universidad Nacional Autónoma de México. Antigua carretera a Pátzcuaro No. 8701 Col. Ex-Hacienda de San José de La Huerta C.P. 58190 Morelia Michoacán, México. Email: leptosol@ciga.unam.mx;

*Corresponding author

RESUMEN

Los sistemas kársticos abarcan cerca del 20% de la superficie terrestre en el mundo y en ellos habitan numerosas comunidades humanas. Los acuíferos kársticos son los de mayor exposición a contaminantes. La contaminación de acuíferos kársticos es un problema ambiental grave a nivel mundial. Para abordar el problema de la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos kársticos se han creado diversos modelos y enfoques de estudio que tienen fortalezas y debilidades dependiendo de la disciplina en la que surjan, por lo tanto, deben ser suficientemente discutidos por el carácter interdisciplinario que se requiere. El objetivo de este artículo fue el análisis de los enfoques teóricos y metodológicos utilizados para atender la vulnerabilidad y riesgo a la contaminación de los acuíferos kársticos. Se analizaron los enfoques hidrogeológico europeo, evaluaciones de tierras, el hidropedológico y el geográfico. Asimismo, se destacó la importancia del análisis geomorfológico como base cartográfica para el análisis de la vulnerabilidad y riesgo. Del análisis de los modelos, enfoques y metodología discutidos se generó la siguiente recomendación: conformar un equipo de trabajo interdisciplinario para elaborar un modelo conceptual de acuerdo al sitio y a la escala de trabajo, aplicarlo y validarlo.

Palabras clave: Hidrogeología; Evaluación de tierras; Hidropedología; Karst; Calidad del agua.

INTRODUCCIÓN

El término “karst” es una palabra germana derivada del nombre de la región de “Krs” o “Kars” en Eslovenia, en la antigua Yugoslavia (Cvijic, 1918).

SUMMARY

Karstic systems occupy nearly 20% of the surface of the earth and are inhabited by numerous human communities. Karstic aquifers are the most exposed to pollution from human activities. Pollution of karstic aquifers is a severe environmental problem worldwide. In order to face the vulnerability of karstic aquifers to pollution, researchers have created a diversity of study approaches and models, each one having their own strengths and weaknesses depending on the discipline from which they were originated, thus requiring a thorough discussion within the required multidisciplinary character. The objective of this article was to analyze the theoretical and methodological approaches applied to the pollution of karstic aquifers. The European hydrogeological, land evaluation, hydrogeological and a geographic approach were analyzed. The relevance of a geomorphological analysis as a cartographic basis for the analysis of vulnerability and risks were emphasized. From the analysis of models, approaches and methodologies discussed the following recommendation is made: to form an interdisciplinary work team, to elaborate a conceptual model according to the site and the working scale and to e, apply and validate the model.

Key words: Hydrogeology; land evaluation; hydrogeology; Karst; Water quality.

También, proviene del término indoeuropeo kar, que significa roca. El rasgo distintivo del karst es la presencia de rocas sedimentarias del tipo calizas, dolomitas y evaporitas; metamórficas y mezclas de ellas (Gams, 1993; Ford, 2007; De Waele *et al.*,

2009). El karst ocupa aproximadamente 20% de la superficie terrestre en una variedad de climas y regiones (Ford y Williams, 1989). En Europa abarca el 35% (Goldscheider, 2005); en Estados Unidos es mayor del 20% (Davis *et al.*, 2002); en México y Centroamérica, consiste de aproximadamente 23% (Kueny y Day, 2002).

Las aguas subterráneas de acuíferos kársticos abastecen alrededor del 25% de la población mundial; los acuíferos kársticos tienen características muy particulares (Perrin, 2003; Bakalowicz, 2005) que ocasionan su mayor exposición a contaminantes. La urbanización, industria y las actividades agropecuarias que se realizan en la superficie del karst son grandes amenazas de contaminación debido a los residuos que son vertidos hacia los acuíferos (Veni, 1999; Daly *et al.*, 2002; Davis *et al.*, 2002; Kueny y Day, 2002; Andreo *et al.*, 2006; Nguyet y Goldscheider, 2006; Guo *et al.*, 2007; De Waele *et al.*, 2009).

La restauración de un acuífero contaminado es una tarea técnicamente complicada y de elevado costo, a veces es irreversible por lo que es preferible tomar medidas de prevención y previsión, en lugar de la remediación (Pérez y Pacheco, 2004; Guo *et al.*, 2007; Jiménez-Madrid *et al.*, 2010). Desde los años 60's y desde diversas disciplinas surgen conceptos, metodologías y enfoques para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea en ambientes kársticos y las predicciones de escenarios desde un contexto del cambio climático (Albinet y Margat, 1975; Foster, 1987; De la Rosa y Crompvoets, 1998; Daly *et al.*, 2002; Zwahlen, 2003; De la Rosa *et al.*, 2004; Corwin *et al.*, 2006; Díaz-Pereira *et al.*, 2011). Los modelos y enfoques de estudio tienen fortalezas y debilidades, por lo cual, es necesario analizarlos y discutirlos en un contexto interdisciplinario.

El objetivo del artículo fue el análisis de los enfoques teóricos y metodológicos que se han desarrollado para abordar los problemas de la vulnerabilidad y el riesgo a la contaminación de los acuíferos kársticos.

LAS PARTICULARIDADES DEL ACUÍFERO KÁRSTICO

El acuífero kárstico puede dividirse en cuatro zonas:

- **Zona de absorción o recarga.** Incluye al suelo y al relieve (epikarst). El agua ingresa al acuífero de manera difusa o concentrada y una parte puede ser temporalmente almacenada. Existen puntos de recarga directa mediante “sumideros” (*swallet hole*) y diferentes tipos de depresiones como las dolinas, uvalas y poljés en donde se concentra la

recarga (Pavlopoulos *et al.*, 2009; Stokes *et al.*, 2010) (Tabla 1).

- **Zona de circulación vadosa no saturada o de transferencia vertical.** Se conecta con la zona freática por medio de un drenaje a través de una red vertical de fisuras y conductos. El agua desciende en forma de torrenteras y cascadas erosionando las paredes.

- **Zona de fluctuación o epifreática.** Localizada entre la zona no saturada y saturada, presenta un funcionamiento mixto, en ocasiones está saturada de agua y en otras insaturada.

- **Zona freática o saturada.** Es una red de conductos con alta permeabilidad y capacidad de almacenamiento.

Por la complejidad de los acuíferos kársticos los procesos naturales relacionados con los contaminantes son diversos: adsorción, absorción, descomposición, emisión, transformación y translocación.; tienen velocidades de reacción variables debido a la dualidad de la descarga (autogénica vs. alogénica), la infiltración (difusa vs. concentrada) y la porosidad (conductos vs. matriz fisurada). Por ello, los acuíferos kársticos son muy diferentes de otros (Perrin, 2003; Bakalowicz, 2005); por ejemplo, el grado de disolución de la roca dependerá de la disponibilidad de agua y su forma de recarga; la litología y estructura de las rocas, y del clima. De esta manera, se originan topografías externas e internas a diferentes escalas y tamaños, como depresiones cerradas y abiertas, lomeríos, valles, cavernas y complejos sistemas de drenaje subterráneo (EPA, 2002; Kueny y Day, 2002; De Waele *et al.*, 2009).

EL CONCEPTO DE VULNERABILIDAD Y SUS FORMAS DE EVALUACIÓN

Existen una gran variedad de definiciones de vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas (Tabla 2); en la mayoría se refiere a las “propiedades intrínsecas del suelo, subsuelo y del acuífero que sirven de protección natural de las aguas subterráneas” (Auge, 2004). Albinet y Margat (1975) la definen como “la protección natural que los estratos terrestres ejercen para atenuar la entrada de contaminantes hacia los acuíferos”. Esta definición hace referencia a la exposición natural que tiene un acuífero. Un acuífero con poca profundidad, material geológico sedimentario y suelo muy permeable es más vulnerable a la contaminación.

Se han identificado cuatro grupos de métodos para evaluar la vulnerabilidad (NRC, 1993).

- **Modelos basados en índices sintéticos de información espacial.** Combinan mapas de elementos ambientales que influyen en el transporte de agua y contaminantes. Cada elemento tiene un intervalo de valores posibles de vulnerabilidad del agua subterránea.

- **Modelos de simulación basados en procesos.** Se aplican a escala de detalle con el fin de predecir el transporte de contaminantes (como pesticidas y nitratos) tanto en el tiempo como en el espacio; simulan los procesos físicos del movimiento del agua y se asocian al destino y transporte de contaminantes. Por ser modelos más complejos y por los datos requeridos como son: parámetros del pesticida (coeficiente de distribución, solubilidad acuosa, constante de Henry y vida media); parámetros edáficos (coeficiente de dispersión, contenido de agua saturada, capacidad de campo, propiedades hidráulicas, densidad aparente, carbono orgánico y pH); parámetros del cultivo (distribución de la densidad de raíces, profundidad máxima de raíces,

tasa de consumo de pesticida); parámetros climáticos (tasa de recarga o irrigación, evaporación, temperatura diaria máxima y mínima, horas de sol) y parámetros de manejo (temporada de aplicación de pesticidas, métodos y formulaciones, producción de cultivos, variables de manejo de suelo) no son ampliamente usados a nivel regional.

- **Modelos estadísticos.** Incluyen la descripción estadística de las concentraciones de un contaminante y el análisis de regresión para incorporar los efectos de distintas variables predictoras. El objetivo es describir en términos matemáticos (función o modelo) una relación entre la calidad del agua y las características naturales y/o antrópicas en un área específica a través del uso de variables independientes.

Métodos híbridos. Se definen como métodos que combinan modelos basados en índices, estadísticos y procesos (Antonakos y Lambrakis, 2006).

Tabla 1. Depresiones geomórficas que constituyen zonas de absorción en acuíferos kársticos

Depresión kárstica	Descripción	Esquema
Tubo de disolución	Un tubo circular o elíptico inclinado formado por disolución, que se encuentra a veces en las exposiciones de roca kárstica (Stokes <i>et al.</i> , 2010)	
Cueva	Cavidades en las rocas comunicadas con la superficie a través de pequeños orificios (Pavlopoulos <i>et al.</i> , 2009).	
Sumidero/Swallow hole/Swallet	1. Sumidero es una depresión causada por disolución, donde el agua desaparece subterráneamente en una región caliza. 2. Un "swallow hole" es una depresión o un valle ciego (blind valley) generalmente implica pérdida de agua; 3. Un "swallet" puede referirse a la pérdida de agua en el cauce de un aluvión a pesar de que no exista la depresión, también puede ser la entrada de una cueva (EPA, 2002; Pavlopoulos <i>et al.</i> , 2009; Stokes <i>et al.</i> , 2010). Formas más comunes en los sistemas kársticos. Se forman aisladas o en grupos, en general son pequeñas de forma circular o elíptica, más anchas que profundas.	
Dolina	Se forman por disolución o colapsamiento y por la existencia de fracturas que se entrecruzan en el interior de la roca, apareciendo un punto de absorción para captar agua (Pavlopoulos <i>et al.</i> , 2009).	
Uvala	Depresión de planta irregular, formada por la unión de dos o más dolinas; representa un estadio avanzado en el desarrollo del karst (Pavlopoulos <i>et al.</i> , 2009).	
Poljé	Depresiones de gran tamaño, más de 1 km ² , parecen valles o cuencas debido a su gran anchura y longitud. Las circunferencias de estas llanuras generalmente son empinadas, su fondo es plano con sedimentos y tierra fértil, su drenaje es subterráneo, pero cuando se presenta alguna corriente superficial se hunde a través de hoyos (Pavlopoulos <i>et al.</i> , 2009).	



Tabla 2. Términos hidrogeológicos usados en la vulnerabilidad y riesgo a la contaminación de acuíferos.

Concepto	Definición	Autor
Vulnerabilidad	Características intrínsecas que determinan la sensibilidad (<i>sensitivity</i>) de un acuífero ante una carga contaminante.	Foster (1987)
Riesgo	La interacción entre la vulnerabilidad natural del acuífero y la carga contaminante.	Foster (1987)
Vulnerabilidad	La tendencia o probabilidad de que los contaminantes alcancen una posición específica en el sistema de las aguas subterráneas.	NRC (1993)
Vulnerabilidad intrínseca	Susceptibilidad natural del medio biofísico e hidrogeológico a la contaminación, sin hacer mención a un contaminante en particular.	Vrba y Zaporozec (1994); Daly <i>et al.</i> (2002)
Vulnerabilidad específica	Considera el impacto de un contaminante en particular o algún uso del territorio.	Vrba y Zaporozec (1994); Daly <i>et al.</i> (2002)
Sensibilidad	Se refiere a las propiedades intrínsecas de los acuíferos, determinadas por la accesibilidad a la zona saturada y la capacidad de atenuación de los materiales geológicos.	Davis <i>et al.</i> (2002)
Vulnerabilidad	Características naturales (hidrogeología, suelos, relieve, clima y vegetación) inherentes al sistema en conjunto que determinan la susceptibilidad a la contaminación por actividades antrópicas. Se refleja en la potencial pérdida de la calidad del agua subterránea. Esta definición se limita a las características intrínsecas de un área (mecanismos de flujo y procesos de atenuación natural).	Zwahlen (2003)
Amenaza	Fuente potencial de contaminación resultado de las actividades humanas como las emanaciones de sustancias dañinas a través de la producción, transporte, almacenamiento y disposición.	Zwahlen (2003)
Riesgo	Se determina con el efecto combinado de la evaluación de la vulnerabilidad y las amenazas, y se establecen las consecuencias probables de un evento de contaminación potencial.	Zwahlen (2003)

El NRC (1993) menciona cuatro elementos clave para evaluar la vulnerabilidad: 1) la definición de la ubicación del objeto de estudio como la profundidad del agua (nivel freático), las zonas de recarga, descarga y de abastecimiento; 2) el grado de

especificidad del contaminante si la evaluación está dirigida a un grupo de contaminantes (pesticidas, nitratos, coliformes); 3) en la trayectoria del contaminante, generalmente se asumen los flujos verticales, pero también deben ser considerados, los

biocanales, grietas, fisuras y conductos de disolución en la zona vadosa, y 4) las escalas espaciales y temporales, principalmente hay que considerar las escalas en las cuales está disponible la información, así como la escala de representación y la resolución espacial.

LOS MODELOS DE EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD PARA ACUÍFEROS KÁRSTICOS

El enfoque hidrogeológico

Las principales metodologías que han sido diseñadas para acuíferos kársticos son las publicadas por el grupo europeo “COST Action 620” dentro del proyecto “Cartografía de la vulnerabilidad y riesgos para la protección de acuíferos kársticos carbonatados”; la terminología que utilizan es la descrita por Daly *et al.* (2002) y Zwahlen (2003) (Tabla 2). Los fundamentos en los cuales se basa el enfoque europeo, son los siguientes (Figura 1):

a) El entendimiento de un modelo conceptual para responder tres preguntas: 1) ¿en dónde se origina el contaminante (fuente puntual o difusa)?; 2) ¿cuál es su trayectoria? y está relacionada con la eficiencia de las capas protectoras, y 3) ¿en dónde queremos evaluar el contaminante u objetivo de evaluación? Éste puede ser el agua subterránea o la fuente de abastecimiento y/o captación. Si el objetivo de evaluación es el agua subterránea, se consideran únicamente los flujos verticales; si son las fuentes de abastecimiento como los pozos, la evaluación debe considerar también los flujos horizontales.

b) El modelo se basa en la evaluación de los factores básicos que controlan la infiltración de agua y la entrada de contaminantes hacia el agua subterránea. Estos factores se refieren a: i) las capas protectoras (Factor O, *overlying layer*) representado por el suelo, subsuelo, rocas no kársticas, rocas kársticas no saturadas y el epikarst; ii) la precipitación (Factor P, *precipitation*) considerado como la cantidad total de agua, su distribución, intensidad y frecuencia; iii) la concentración de flujo (Factor C, *flow concentration*) se refiere a las condiciones de infiltración que pueden ocurrir debido a la presencia, dominancia o ausencia de formas exokársticas, principalmente de depresiones (Tabla 1) que representan entradas directas o de concentración de flujo de agua y contaminantes, también a aquellas variables que controlan la escorrentía, como la pendiente y la vegetación. Los factores O, P y C son importantes para evaluar el flujo vertical, cuando el objetivo de evaluación es el agua subterránea, y iv) la

red kárstica (Factor K, *karst network*), cuando se pretende evaluar las fuentes de abastecimiento y captaciones de agua, se consideran los flujos horizontales evaluando los estratos de roca del acuífero que pueden ser rocas carbonatadas porosas o rocas con redes altamente karstificadas (Daly *et al.*, 2002; Zwahlen, 2003; Nguyet y Goldscheider, 2006; Vías *et al.*, 2006; Ravbar y Goldscheider, 2007; Vlaicu y Munteanu, 2008; Andreo *et al.*, 2009).

Variaciones y adaptaciones de este enfoque han sido aplicados a acuíferos kársticos de diferentes países, por ejemplo el método EPIK aplicado en Suiza (Doerfliger *et al.*, 1999), Alemania (Goldscheider, 2005; Vías *et al.*, 2010), Rumania (Iancu *et al.*, 2007), España (Andreo *et al.*, 2006; Vías *et al.*, 2010), Vietnam (Nguyet y Goldscheider, 2006), Eslovenia (Ravbar y Goldscheider, 2007, 2009; Vías *et al.*, 2010); Austria (Plan *et al.*, 2009), Palestina (Mimi y Assi, 2009) y México (Bolio *et al.*, 2011) (Tabla 3).

El método EPIK, tiene cuatro factores de evaluación: E (*epikarst*), P (*protective cover*), I (*infiltration conditions*) y K (*karst network*); considera las propiedades distintivas de las zonas kársticas y fue diseñado para cartografiar la vulnerabilidad de fuentes de abastecimiento a escalas de detalle (mayor a 1:25,000) por lo cual, el intento de ser aplicado a grandes áreas sería desventajoso, o se requerirá alguna forma de modificación del método para escalas menores, como lo realizaron Bolio *et al.* (2011) para el estado de Yucatán, México.

El método KARSTIC se utiliza para evaluar la llamada “sensibilidad” (Davis *et al.*, 2002). La variable K (*karst sinkholes*) se refiere al desarrollo del karst y es evidenciado a través de sus formas externas (dolinas, sumideros, conductos verticales), es decir, todos aquellos que reflejen la presencia de conductos de disolución y flujos preferenciales; A (*aquifer*, litología del acuífero y profundidad del agua); R (*recharge*, recarga neta); S (*soil*, tipo de suelo); T (*topography*, topografía); I (*impact*, litología de la sección subsaturada), y C (*hydraulic conductivity*, conductividad hidráulica del acuífero).

Stigter *et al.* (2006) incluyen la variable “uso de la tierra” pero excluyen tres variables del índice, el suelo (S), la zona no saturada (I) y la conductividad hidráulica (C) (las iniciales corresponden a las siglas de KARSTIC). Una debilidad del modelo reconocida por los autores del modelo es que el efecto y tipo de suelo está indirectamente representado a través del “uso de la tierra” y no es necesaria su inclusión en el modelo, lo cual es erróneo a todas luces.

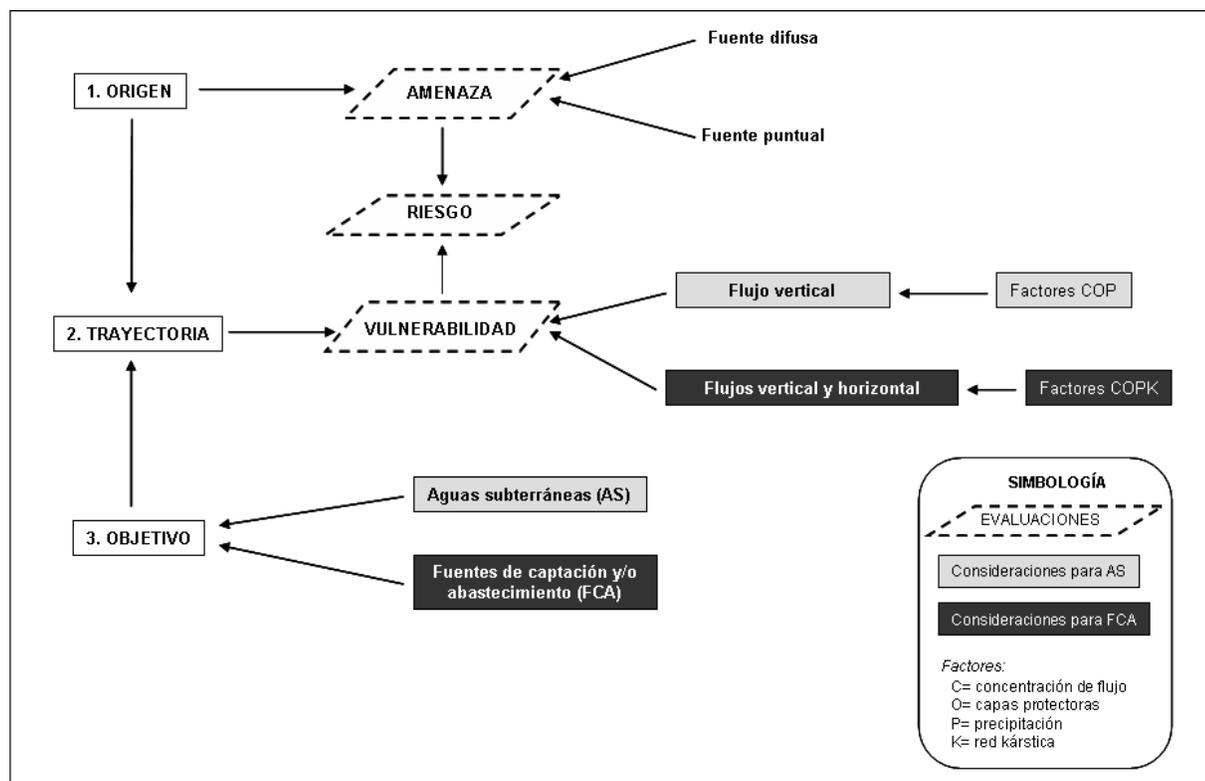


Figura 1. Modelo conceptual para la evaluación de las amenazas, riesgo y vulnerabilidad de contaminación de acuíferos kársticos de acuerdo con el enfoque europeo (Elaboración propia con base en Zwahlen (2003) y Vlaicu y Munteanu (2008).

Tabla 3. Modelos para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación en acuíferos kársticos

Modelo	VARIABLES o factores	Evaluado a través de:	Unión de elementos	Escala	Observaciones
EPIK (Doerfliger <i>et al.</i> , 1999)	E: Epikarst	Hoyos de absorción, dolinas, y fracturas, de manera cualitativa	Sobreposición y ponderación de mapas temáticos	1:10000 a 1:5000	Las particularidades del karst y su relación con los tipos de infiltración y recarga. Diseñado para evaluar fuentes de abastecimiento. Se puede adaptar para usarse a nivel regional.
	P: Capas protectoras	Suelo y subsuelo, espesor y conductividad hidráulica			
	I: Condición de infiltración	Recarga puntual o difusa, con base en la pendiente y tipos de vegetación			
COPK (enfoque europeo) (Daly <i>et al.</i> , 2002; Zwahlen, 2003)	K: Red kárstica	Análisis hidrográficos y pruebas con trazadores	Sobreposición y ponderación de mapas temáticos	No definido, pero generalmente es aplicado a escalas medias y grandes	Modelo "origen-trayecto-objetivo", contaminante, flujos y lugar de recurso hídrico y/o fuentes de abastecimiento. Se incluye intensidad y frecuencia de la precipitación
	C: Concentración de flujo	Similar al factor I del EPIK			
	O: Capas protectoras	Suelo, subsuelo, litología y epikarst (si se presenta): espesor, conductividad hidráulica, porosidad y/o fracturación, textura			
	P: Precipitación	Cantidad, intensidad y frecuencia de la misma.			
	K: Red kárstica	Similar al factor K del EPIK.			

Modelo	Variables o factores	Evaluado a través de:	Unión de elementos	Escala	Observaciones
PI (Goldscheider, 2005)	P: Cubierta protectora	Similar al factor O del método COPK	El resultado final se obtiene con el producto de los dos factores	a detalle	Evalúa vulnerabilidad intrínseca del acuífero. No adecuado a nivel regional
	I: Infiltración	Similar al factor I del EPIK.			
Método simplificado o dual (Nguyet y Goldscheider, 2006)	O: Capas protectoras	Espesor y permeabilidad del suelo y subsuelo	Sobreposición y ponderación de mapas temáticos	a detalle	Simplifican el número de variables para zonas kársticas
	C: Concentración de flujo	Recarga autogénica vs. alogénica de acuerdo a la presencia de sumideros, dolinas, manantiales, etc.			
El enfoque esloveno (Ravbar y Goldscheider, 2007, 2009)	Concentración de flujo, capas protectoras y precipitación	Similar al enfoque europeo y el método simplificado	Sobreposición y ponderación de mapas temáticos	a detalle	Integra la variabilidad temporal a partir de una mejora en el factor K. Considera el tiempo, conexión y la presencia de redes de conductos.
	K: Red kárstica	Interpretación de pruebas de trazadores; identificación de redes kársticas activas.			
KARSTIC (Davis <i>et al.</i> , 2002; Stigter <i>et al.</i> , 2006)	K: kárst	Presencia de dolinas, sumideros, fracturas, etc.	Sobreposición y ponderación de mapas temáticos	a detalle	Para evaluar la "sensibilidad" de acuíferos kársticos, la diferencia radica en la inclusión de las características kársticas.
	A: Acuífero medio	Tipo y composición de la roca)			
	R: Recarga neta	Cantidad, duración y frecuencia de la precipitación			
	S: Suelo	Espesor, textura, tipo de arcilla			
	T: Topografía	Pendiente			
	I: Zona vadosa	Espesor			
	C: Conductividad hidráulica	Medido a través de pozos			
KAVI (van Beynen <i>et al.</i> , 2012)	Suelo	Permeabilidad reportadas en levantamientos de suelos	Sobreposición y ponderación de mapas temáticos	grande a media (1:50 000 – 1:200 000)	Considera la vulnerabilidad, riesgo, y usos del suelo. Incluye el análisis de la densidad de depresiones,
	Conductividad hidráulica del acuífero	Medido a través de pozos			
	Depresiones	Densidad de depresiones			
	Profundidad de la capa freática	Medido a través de pozos			

Este mismo método fue aplicado en el distrito de Ramallah en Palestina por Mimi y Assi (2009), quienes proporcionaron tablas de ponderación e índices para evaluar la intensidad de los riesgos, considerando las amenazas y la vulnerabilidad.

Posteriormente, Nguyet y Goldscheider (2006) también trabajaron a escala de detalle al norte de Vietnam; propusieron una “metodología simplificada”, similar al método PI, pero ahora, la

denominación de los factores cambian a factor O (*overlying layers*) y factor C (*flow concentration*). Este método también permite cartografiar la vulnerabilidad intrínseca del acuífero con un mínimo de datos de entrada. La evaluación de la vulnerabilidad se realiza considerando los factores más significativos en zonas de karst y diseñada con la pretensión de ser aplicada en áreas con datos y recursos económicos limitados, así como para ser aplicable a diferentes tipos de ambientes

hidrogeológicos. Los insumos necesarios incluyen las propiedades geológicas, topografía, localización de sumideros y corrientes de hundimiento. Para la evaluación de la vulnerabilidad, se consideran las capas protectoras (factor O) a través del espesor y la permeabilidad y la concentración de flujo (factor C) para evaluar los flujos dominantes en superficie, las condiciones de infiltración y tipos de recarga. El mapa final de vulnerabilidad se obtiene con la sobreposición de ambos factores y se clasifica en cuatro niveles de vulnerabilidad (baja, media, alta y extrema). Las amenazas de contaminación pueden ser evaluadas a través del tipo de contaminante, cantidad y probabilidad de emisión (cronológico o accidental) y agrupadas por usos del suelo con la asignación de tres niveles. Finalmente, los riesgos se obtienen sobreponiendo el mapa de vulnerabilidad y amenazas diferenciando cuatro niveles de riesgo (bajo, moderado, alto y extremo).

El enfoque esloveno (Ravbar y Goldscheider, 2007, 2009) integra la variabilidad temporal hidrológica en el concepto de la vulnerabilidad de las aguas subterráneas y ofrece una nueva posibilidad para combinar la protección del acuífero y las fuentes de abastecimiento. Requiere de la evaluación de los flujos horizontales en la zona saturada a través del factor K (*karst saturated zone*). También considera el grado de importancia ya sea del acuífero o las fuentes de abastecimiento, dependiendo del uso actual o potencial (consumo humano, uso en la agricultura, recreación, con valor ecológico, etc.)

Vías *et al.* (2006) modificaron el método de evaluación de la vulnerabilidad debido a que ofrecen un sistema de cuantificación, ponderaciones y categorías para los subfactores de cada factor. Pretende ser un método aplicable a diferentes condiciones climáticas y diferentes tipos de acuíferos carbonatados. Además, el factor P (*precipitación*) tiene en cuenta la variabilidad espacial y temporal.

Andreo *et al.* (2006) mencionan que en el caso de un evento de contaminación potencial, tres preguntas básicas deben ser contestadas: 1) ¿Cuánto tiempo se tarda en llegar el contaminante hacia el objetivo de evaluación?; 2) ¿En qué concentración llegaría al objetivo? y 3) ¿Por cuánto tiempo duraría esa contaminación? Asimismo, mencionan que los procesos específicos de atenuación, tales como adsorción, biodegradación o transformación química, deben ser considerados dependiendo del contaminante o grupo de contaminantes a evaluar y por esta razón proponen el factor S (factor de ponderación específico) para adaptar los procesos de atenuación específica de acuerdo al tipo de contaminante.

Vías *et al.* (2010) aplicaron la metodología COP y encontraron que en acuíferos carbonatados fisurados, donde los sistemas dominantes de flujo son difusos, el índice de vulnerabilidad estuvo positivamente correlacionado con el factor O, es decir, con la capacidad protectora de la zona no saturada; mientras que en los acuíferos carbonatados kársticos con sistemas dominantes de flujo por conductos, el índice de vulnerabilidad se correlaciona positivamente con el factor C, es decir, con las condiciones de concentración de flujo debido a características exokársticas negativas (depresiones).

van Beynen *et al.* (2012) crearon el modelo KAVI (*karst aquifer vulnerability index*), en la metodología se destaca la utilidad del “análisis de densidad *kernel*” que sirvió para identificar agrupaciones de depresiones (clusters of sinkholes) y definir un mayor nivel de vulnerabilidad a la capa de “*epikarst*”. Debido a que este índice utiliza el método de ponderaciones, los autores también aplicaron un análisis de sensibilidad (*Sensitivity analysis*) para examinar cómo la subjetividad afecta los resultados. En consecuencia, este análisis confirmó la importancia de la inclusión de las depresiones kársticas en el modelo, así como de la conductividad hidráulica del acuífero.

La mayor debilidad del enfoque hidrogeológico es la escasa utilización del suelo por su participación en el ciclo hidrológico como una capa protectora del acuífero (Lin, 2003; NRC, 1993); a pesar de esto, puede decirse que el enfoque hidrogeológico y sus múltiples adaptaciones se han ido modificando, enriqueciendo y perfeccionando hasta llegar a ser adecuados para escalas grandes en las que es posible una cuantificación de mayor precisión de las variables consideradas en los modelos; sin embargo, para escalas pequeñas (en grandes superficies) en las que a menudo no existen o no se pueden representar adecuadamente las variables de los modelos originales es necesario diseñar otros métodos e incluir el grado de incertidumbre en la evaluación.

Otra debilidad del enfoque hidrogeológico, es utilizar variables relacionadas con propiedades y procesos físicos, dejando a un lado, las funciones ambientales que presentan, por ejemplo, los diferentes grupos de suelos. El NRC (1993) señaló la necesidad de caracterizar mejor los grupos de suelos incluidos en las unidades cartográficas, así como el establecimiento de funciones de pedotransferencia para la estimación *in situ* de las propiedades hidráulicas con datos disponibles de los atributos del suelo. Diversos modelos de simulación basados en procesos, consideran al suelo como referencia de análisis y varios de ellos son específicos para modelar el transporte de pesticidas y nitratos. Ejemplos de este

tipo de modelos como el PESTANS, GLEAMS y LEACHM son detallados por la NRC (1993) y diseñados para ser aplicados a escala de detalle. Gogu y Dassargues (2000) han mencionado la necesidad de incorporar los modelos de simulación para predecir el flujo de agua y transporte de contaminantes, a la cartografía de la vulnerabilidad.

La evaluación agroecológica de tierras

Se reconoce ampliamente que las actividades agropecuarias ejercen una fuerte presión sobre la calidad de los suelos y cuerpos de agua, debido a los insumos que se aplican, por esta razón, los estudios sobre la evaluación de tierras también fueron fomentados durante los años 70's por la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la alimentación (FAO, 1976). Los modelos de evaluación generados por estos estudios, podrían complementar los enfoques hidrogeológicos, básicamente cuando se evalúen los riesgos por contaminación agroquímica y de esta manera, cubrir la necesidad de un análisis a detalle (Stigter *et al.*, 2006).

La evaluación agroecológica de tierras, también intenta ser una interfase entre el reconocimiento de los recursos y, la planificación y manejo del uso de la tierra (De la Rosa *et al.*, 2004). A diferencia del enfoque hidrogeológico, los modelos de la evaluación agroecológica de tierras, se basan en la información obtenida de los levantamientos edáficos, así como del uso preferente de una resolución temporal mensual de los datos climáticos y su aplicación dentro del contexto agrícola (Díaz-Pereira *et al.*, 2011; Bautista y Mendoza, 2012). Actualmente, los procedimientos de evaluación agroecológica de tierras también se han centrado en el diseño de modelos para predecir la degradación de las mismas (De la Rosa y Cromptvoets, 1998; Díaz-Pereira *et al.*, 2011), aunque no existe una diferenciación muy clara entre los términos de vulnerabilidad y riesgos a la contaminación de suelos y cuerpos de agua.

Entre los modelos agroecológicos más utilizados, se encuentran los desarrollados dentro del marco de MicroLEIS (*Microcomputer-based Mediterranean Land Evaluation Information System*). Este sistema de evaluación parte primero de la creación de bases de datos de atributos de suelos, clima y manejo de la tierra. Es importante destacar, que en este marco de evaluación agroecológica se utilizan las siguientes unidades mayores de evaluación:

1) tierra, cuando en la evaluación se consideran las características del lugar, suelo y el clima. i) lugar o sitio, que considera las características del sitio de evaluación como por ejemplo,

coordenadas geográficas, forma del terreno, pendiente, profundidad del nivel freático, entre otros;

2) suelo, donde se incluyen las propiedades físicas y químicas; iii) clima, mediante índices agroclimáticos en su conjunto (Tabla 4).

3) campo, es la unidad mayor que conjuga las tres anteriores, más las características del manejo agrícola y/o pecuario. Estas dos unidades mayores de integración para la evaluación incluyen cuatro unidades menores que se combinan de manera secuencial: lugar (sitio), suelo (lugar+suelo), tierra (lugar+suelo+clima) y campo (lugar+suelo+clima+manejo) (Díaz-Pereira *et al.*, 2011).

4) Dentro de este marco MicroLEIS, se encuentra el modelo Ero&Con (Erosión y contaminación) que incluye dos formas de predicción de los riesgos de contaminación en suelos y agua, así como el efecto de la interacción entre algunas propiedades edáficas, los cambios hidrológicos y los manejos agrícolas de la unidad de evaluación. Particularmente se denominan como el modelo Arenal (contaminación general) y Pantanal (contaminación específica) (Figura 2), ambos modelos utilizan sistemas expertos como los árboles de decisión para el proceso de modelación (De la Rosa y Cromptvoets, 1998; De la Rosa *et al.*, 2004; Díaz-Pereira *et al.*, 2011).

Las evaluaciones con ambos modelos, Arenal y Pantanal, proporcionan sus resultados agrupados en tres aspectos básicos de evaluación:

a) Vulnerabilidad potencial: evalúa las características biofísicas e intrínsecas de la tierra (sitio/suelo/clima), así como la probabilidad de que el suelo pueda ser dañado en una o más de sus funciones ecológicas.

b) Vulnerabilidad por manejo: evalúa la degradación que conlleva un tipo y uso de manejo de la tierra. Ambas evaluaciones, a y b, se clasifican en cuatro niveles (nula, baja, moderada y alta).

c) Riesgo real: considera la vulnerabilidad potencial (a) y de manejo (b) para una unidad de campo determinada. Evaluada en cinco niveles: nula, baja, moderada, alta y extrema.

El programa de cómputo permite hacer escenarios de cambio, ya sea en el contexto de manejo agrícola, para la adecuación de insumos o dentro del contexto climático, para prever las consecuencias de un probable evento climático extremo.

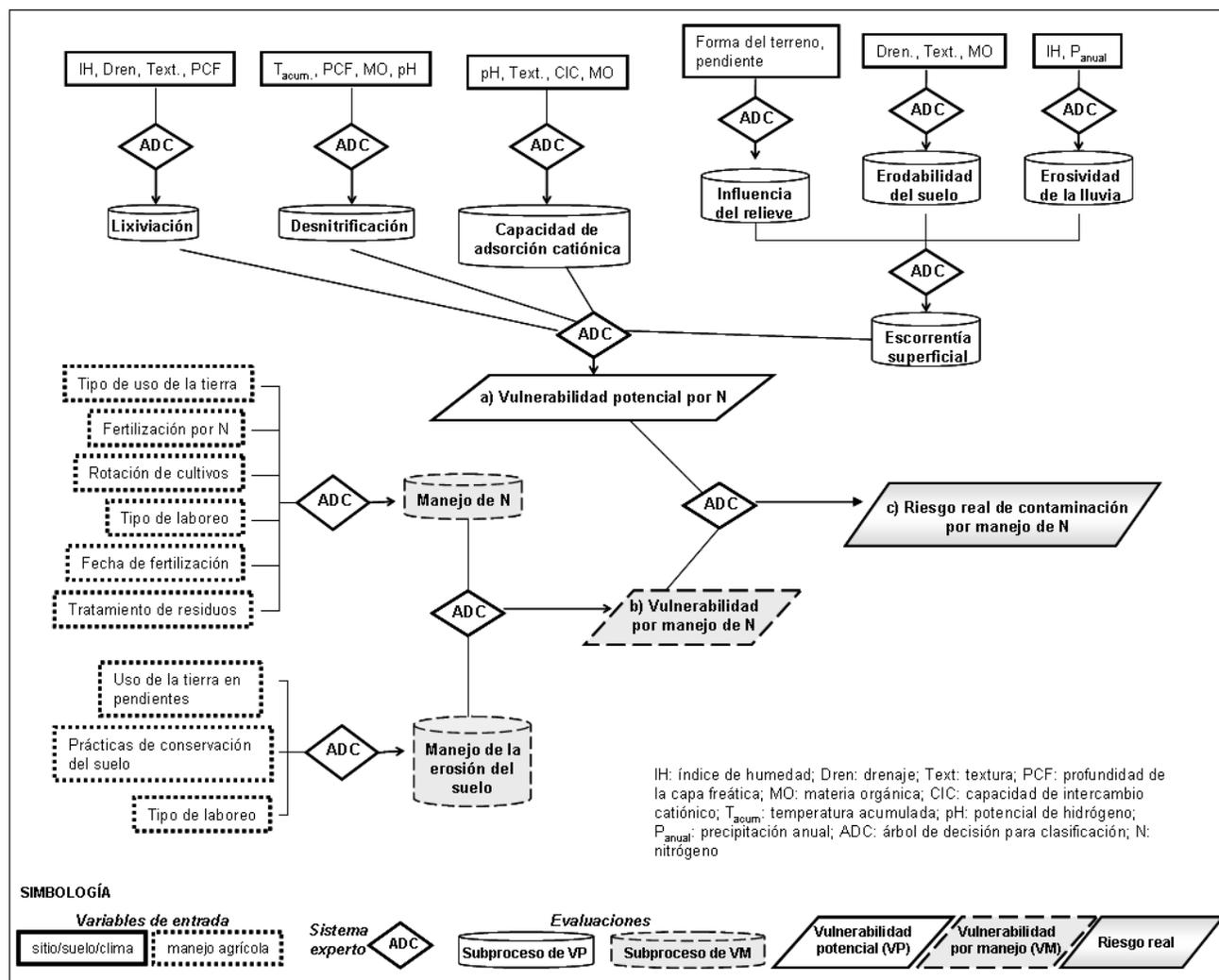


Figura 2. Ejemplo de algunos procesos para la evaluación de la vulnerabilidad y riesgo de contaminación por N con el modelo Pantanal. Los incisos a, b y c, corresponden a la explicación en el texto. (Elaboración propia con base en: De la Rosa y Cromptoets, 1998; Díaz *et al.*, 2011).

Daly *et al.* (2002) comentan que para el factor P se debe considerar no únicamente la cantidad de lluvia, también se requiere la frecuencia, duración e intensidad. Asimismo, el NRC (1993), menciona que para una mejor estimación de la recarga del agua subterránea, es necesario tener en cuenta todas las entradas (por ejemplo, la lluvia, el riego, la alimentación artificial, aplicaciones de aguas residuales) y pérdidas (por ejemplo, escorrentía y

evapotranspiración). Las evaluaciones agroecológicas de tierras, pueden incluir estos datos a través de varios índices agroclimáticos (Tabla 4); algunos de ellos se reportan mensualmente y sirven para saber el comportamiento climático de un sitio a través de un ciclo anual, otros se reportan anualmente cuando se pretende resumir el comportamiento climático de periodos largos (De la Rosa *et al.*, 1996; Bautista *et al.*, 2011).

Tabla 4. Índices agroclimáticos utilizados en la evaluación agroecológica de tierras

Índices agroclimáticos

Índice de humedad (HUi) (valores de 0 a 1): Este índice anual se utiliza para estimar, de una forma general, el agua disponible para las plantas y/o para prever las necesidades de drenaje artificial en una zona (De la Rosa *et al.*, 1996) o para clasificar los meses y años según la humedad del sitio y contabilizar la humedad intra-anual, por ejemplo para definir la duración del periodo de lluvias (Delgado, 2010).

$$HUi = P/Eto$$

Dónde: P = precipitación anual (mm); ETo = evapotranspiración potencial (mm) (por el método de Thornthwaite o de Hargreaves)

Los intervalos del HUi son: <0.05, 0.05<0.2, 0.2<0.5, 0.5<0.65, 0.65-1 y >1 para las categorías: hiperáridas, áridas, semiáridas, subhúmedas secas, subhúmedas húmedas y húmedas, respectivamente (Lobo *et al.*, 2004).

Índice de concentración de las precipitaciones (PCi): Con el fin de estimar la agresividad de las lluvias, a partir de la variabilidad temporal de las precipitaciones mensuales, Oliver (1980) propuso el índice de concentración de las precipitaciones (PCi), expresado en porcentaje, mediante la siguiente ecuación :

$$PCi = 100 \times \sum \frac{P^2}{P^2}$$

Dónde: p = precipitación mensual (mm); P = precipitación anual (mm)

Este índice, cuyo valor oscila entre 8.3 y 100 %, parece ser una adecuada expresión estadística para comparar la concentración de las lluvias entre estaciones. Los intervalos son: 8.3-10, 10-15, 15-20, 20-50 y 50-100 para las categorías de uniforme, moderadamente estacional, estacional, altamente estacional e irregular (Lobo *et al.*, 2004). Así, un índice bajo equivale a una distribución uniforme de las lluvias, mientras que un índice alto corresponde a una elevada concentración de las mismas (De la Rosa *et al.*, 1996).

Índice modificado de Fournier (MFi): Se utiliza con frecuencia para estimar la erosividad de las lluvias (factor R) en el proceso de erosión de suelos. Como un índice anual, es definido por Arnoldus (1980)

según la siguiente expresión: $MFi = \sum \frac{P^2}{P}$

Dónde: p = precipitación mensual (mm); P = precipitación anual (mm)

Los intervalos del MFi son: 0-60, 60-90, 90-120, 120-160 y mayor que 160, para categorías de muy bajo, bajo, moderado, alto y muy alto, respectivamente (CEC, 1992; Lobo *et al.*, 2004). A pesar de su uso este índice parece solamente válido y aplicable dentro de una misma región climática, es decir, que regiones climáticas homogéneas deben ser consideradas independientemente.

Índice de Arkley (AKi): Se utiliza para estimar el efecto del clima sobre el proceso de lavado en los suelos. Arkley (1963) definió dicho índice anual como el valor más elevado de la suma de las precipitaciones mensuales menos las evapotranspiraciones potenciales (calculada por el método de Thornthwaite o de Hargreaves) de aquellos meses en que la precipitación es mayor que la evapotranspiración.

$$AKi = \sum_{Ene...Dic} (P - ETo)$$

Dónde: P = precipitación (mm); ETo = Evapotranspiración potencial (mm)

Los intervalos son: <300, 300-500 y >500, para las categorías de baja, moderada y elevada, respectivamente (Lobo *et al.*, 2004). También puede obtenerse mediante la cantidad total de precipitación del mes más húmedo.

Longitud del período de crecimiento (LPC): Fue propuesto por la FAO (1996) para las zonificaciones agroecológicas. Este concepto de tipo agronómico, se refiere al periodo continuo del año en que las condiciones de humedad y temperatura son las adecuadas para el crecimiento de los cultivos.

$$LPC = \frac{P}{ETo/2}$$

Dónde: P = precipitación (mm); ETo = evapotranspiración potencial (mm)

Los índices agroclimáticos son más sencillos de interpretar comparado con la nomenclatura técnica de los tipos de clima, además, la aplicación de estos índices no es única y exclusiva dentro del contexto agronómico, sino también dentro del ambiental y ecológico. Por ejemplo, el índice de humedad, puede aplicarse para estimar el exceso de agua; el índice de Arkley o de lavado de los suelos, es útil para interpretar el efecto de la infiltración, y el índice modificado de Fournier que estima la erosividad de las lluvias, también puede darnos una interpretación de la escurritía. El índice de la Longitud del Periodo de Crecimiento (LPC), nos ayuda a conocer cuánto es la duración del periodo de lluvias y permite hacer una mejor planeación de las actividades agrícolas optimizando el uso del agua y agroquímicos (Delgado *et al.*, 2011). Actualmente, existen programas de cómputo que permiten el cálculo automático de los índices agroclimáticos (De la Rosa *et al.*, 1996; Bautista *et al.*, 2011).

Hay que considerar que el ejemplo de modelo de evaluación agroecológica de tierras, caso Pantanal, dirigido a la predicción de contaminación de suelo y agua, fue diseñado para un entorno de condiciones mediterráneas y que su aplicación a otras condiciones ambientales, requeriría algunos ajustes y recalibraciones del modelo, principalmente en los aspectos climáticos y particularidades del relieve kárstico, así como en las cuestiones de manejo agrícola. No obstante, es notable la diferencia que existe entre estos modelos y los enfoques hidrogeológicos que no consideran procesos y funciones ambientales como la desnitrificación o la adsorción catiónica en suelos, por mencionar solo dos ejemplos.

Para generar los índices agroclimáticos, que involucran a la evapotranspiración potencial (ET_o), se requiere calibrar las ecuaciones de Hargreaves y/o Thornthwaite (Bautista *et al.*, 2009).

El enfoque de la evaluación de tierras pone énfasis en los suelos, clima, manejo y la profundidad del acuífero, pero deja de lado la calidad y los flujos del agua subterránea, las características kársticas, la conductividad hidráulica y tipo de roca y/o regolito. La evaluación de tierras se utiliza principalmente en escalas de 1:25000 y mayores, en algunos casos a escalas regionales (Aguilar y Bautista, 2011).

El enfoque hidropedológico

El enfoque hidropedológico es una disciplina híbrida que a través del uso de las bases de datos del suelo y su información hidráulica, se pretende dar soluciones a los problemas ambientales y la planificación del uso del territorio (Lin, 2003; Bouma, 2006).

La Hidropedología enlaza los fenómenos que se presentan a nivel puntual (pedón) y a escalas de catena y cuenca hidrográfica; por esta razón, también está ligada a otras ciencias tales como la geomorfología y la hidroecología. El puente por medio del cual se integran las diversas escalas de estudio (pedón-catena-cuenca-región, etc.) es a través de las Funciones de pedotransferencia (FPT) que son modelos matemáticos que utilizan propiedades del suelo para estimar procesos de difícil medición, como las relacionadas con las propiedades hidráulicas del suelo (Rawls *et al.*, 2003; Pachepsky *et al.*, 2006).

La mayoría de las FPT han sido para estimar la conductividad hidráulica e infiltración en los suelos (Sobieraj *et al.*, 2001; Wösten *et al.*, 2001; Nemes *et al.*, 2005), pero también son útiles para estimar la retención y mineralización de la materia orgánica en suelos de zonas kársticas (Aguilar *et al.*, 2011). Este tipo de FPT es útil para diseñar una adecuada disposición de residuos orgánicos a nivel parcelario y la información puntual, puede ser extrapolada a una escala regional (1:250 000) con el apoyo de bases de datos espaciales y de atributos de suelos (Aguilar y Bautista, 2011), integrado con una técnica que permita evaluar la precisión de la extrapolación (McBratney *et al.*, 2003; Mendonça-Santos, 2007). Las FPT son similares a los modelos de simulación basados en procesos reportados por el NRC (1993).

Vale la pena destacar el uso de un esquema de clasificación de suelos, como la *World Reference Base for Soil Resources* (IUSS, 2006) ya que se podrían realizar algunas comparaciones entre grupos de suelo de diferentes regiones. Por ejemplo, Aguilar *et al.* (2011) reportan la función de filtro natural que tienen cinco grupos de suelos de una zona kárstica (Yucatán, México), estos son Leptosol, Cambisol, Arenosol, Luvisol y Vertisol (LP, CM, AR, LV y VR, respectivamente). Cuando se tiene un territorio extenso y se evalúa a una escala pequeña (por ejemplo 1:500 000) se hablará de “edafo paisajes” y entre los criterios para definirlo están la forma del terreno y la litología de los materiales, pero es de esperarse que la variabilidad dentro de una unidad de edafo paisaje, sea grande (Porta *et al.*, 2003). A una escala media (1:100 000 a 1:250 000) los suelos pueden representarse por medio de asociaciones edáficas. Cuando se realicen estudios a detalle, los grupos de suelo deben ser acompañados por calificadores primarios.

La ventaja del enfoque hidropedológico es su carácter integral que liga el conocimiento pedológico, hidrológico, geomorfológico, entre otras ciencias, para obtener conocimiento con fines prácticos. Al igual que el enfoque geográfico, la Hidropedología resalta la importancia del análisis de diferentes

variables dependiendo de la escala de trabajo y representación cartográfica.

Una de las desventajas del enfoque hidropedológico y en particular de las funciones de pedotransferencia es la gran cantidad de trabajo que se requiere para diseñarlas, principalmente en zonas kársticas, donde se presentan diferentes grupos de suelo en pequeñas superficies. Una vez validadas, las FPT representan una opción rápida y de bajo costo para ser extrapoladas a zonas con condiciones similares, considerando alguna técnica que valide la extrapolación en diferentes unidades cartográficas (Wösten *et al.*, 2001; Romano y Palladino, 2002; Merdum *et al.*, 2006; Pachepsky *et al.*, 2006). Una ventaja de los métodos de vulnerabilidad es que son creados para tener una idea de ella a través de datos de dominio público minimizando costo y tiempo (gran cantidad de trabajo).

El análisis espacial

Como en todo estudio y evaluación de los recursos naturales, uno de los objetivos principales, es su representación cartográfica y su utilidad dentro del contexto de planificación territorial, en este sentido, la contribución de la geografía a los estudios ambientales radica en el uso del análisis espacial y una visión integral, aplicados a la evaluación de una problemática ambiental (Mendoza *et al.*, 2009).

Brevemente se abordarán dos aspectos principales: a) un nuevo enfoque geográfico para la evaluación de la vulnerabilidad denominado *SAVE* (*Spatial Analysis of the Vulnerability Environment*) y b) la importancia del análisis geomorfológico como base cartográfica.

Al igual que en la Hidrogeología, en el campo de la Geografía también existen varias definiciones para los conceptos de amenazas, vulnerabilidad y riesgos. No es el objetivo de este documento discutir la percepción geográfica de los mismos, pues la mayoría de ellos se refieren a un contexto social. Se considerará entonces lo establecido por la ISDR (2009) (Estrategia Internacional para la Reducción de Desastres por sus siglas en inglés), que define la vulnerabilidad como “las características y las circunstancias de una comunidad, sistema o sujeto de valor, que los hacen susceptibles a los efectos dañinos de una amenaza”. Esto es similar a lo que establecen Turner *et al.* (2003) que definen a la vulnerabilidad como “la posibilidad o probabilidad potencial de que el sistema sociedad-naturaleza o cualquiera de sus subsistemas, sufra un daño derivado de su exposición y sensibilidad frente a una amenaza, y de su incapacidad para recuperarse y adaptarse una vez que la amenaza ha causado el daño”. En esta definición, los autores desagregan el concepto de vulnerabilidad,

refiriéndolo a sus tres componentes básicos: i) exposición, propiedad que presenta un sistema u otros elementos con respecto a sus condiciones de localización en zonas con algún nivel de peligro y que representan potenciales daños; ii) sensibilidad, es el grado de resistencia a los efectos de los peligros; y iii) resiliencia, habilidad de un sistema de recuperarse de los efectos de una amenaza en un tiempo y manera eficientes, incluyendo las capacidades de preservación y restauración de sus estructuras y funciones básicas.

De acuerdo a Morales-Manilla (2009), estos conceptos de exposición, sensibilidad y resiliencia, en otros modelos de evaluación están ausentes, son confundidos o definidos de manera diferente. En Hidrogeología, todos los conceptos que han surgido y se utilizan, como “vulnerabilidad” Albinet y Margat (1975), “sensibilidad” (Foster, 1987; Davis *et al.*, 2002; Croskrey y Groves, 2008) y “susceptibilidad” Ribeiro (2000, citado en Stigter *et al.*, 2006), se utilizan como sinónimos y en realidad hacen referencia únicamente a la “exposición”. Morales-Manilla (2009) menciona que los tres componentes de la vulnerabilidad pueden ser evaluados individualmente para cualquier sujeto u objeto de vulnerabilidad, pero es necesario que se evalúen todos si se requiere una visión integral de las condiciones de vulnerabilidad, para esto, propone el modelo geográfico denominado *SAVE* que se basa en los conceptos de lugar y de relaciones y patrones espaciales.

A diferencia del concepto de “lugar” de los enfoques anteriores, en este modelo, el lugar es un espacio creado por las interacciones de estos eventos, se refiere a la ubicación, en términos de extensión espacial y temporal, de la zona de estudio y puede variar de escalas globales a locales. Las “relaciones espaciales” denotan interacciones entre eventos que se presentan en cualquier espacio abstracto o concreto y permiten identificar, describir, explicar, predecir y diseñar patrones de ocupación natural o el uso del territorio. Los “patrones espaciales” son el resultado de los procesos formados por las interacciones o relaciones espaciales entre los componentes del sistema sociedad naturaleza (Morales-Manilla, 2009). Los patrones espaciales también son de interés en la Hidrogeología para la modelación de la zona vadosa y el monitoreo desde nivel de campo a escala paisajística (Corwin *et al.*, 2006).

Retomando los tres componentes de la vulnerabilidad (exposición, sensibilidad y resiliencia), se puede notar que los enfoques hidrogeológicos, en su mayoría, evalúan la vulnerabilidad de los acuíferos a través de la exposición (condiciones intrínsecas del medio que lo hacen ser susceptibles a una amenaza). La

necesidad de evaluar temporalmente la vulnerabilidad en los enfoques hidrogeológico y de evaluación de tierras, puede ser similar a evaluar la resiliencia (capacidad de un sistema a su recuperación) del acuífero, a través de la influencia del clima, específicamente el exceso de precipitación, las tasas de recarga y los flujos de agua, que permitan la dilución de contaminantes, en especial en zonas de abastecimiento y podría ayudar a responder las cuestiones de ¿dónde y cuándo? los acuíferos son más vulnerables.

En cuanto a la sensibilidad (grado de resistencia a un efecto dañino), podría ser evaluada a través de la comparación con la calidad natural de un acuífero así como de su relación con el uso que se le pretende dar. Por ejemplo, un acuífero que de manera natural sea salino y el agua sea no apta para consumo humano, pierde importancia si su utilización era precisamente para el consumo humano; sin embargo, es probable que tenga otra utilidad. En otras palabras, un acuífero agua de calidad natural para el consumo humano, será menos resistente (más sensible) a un efecto dañino o amenaza, y por lo tanto, se prioriza su protección. En este sentido, el modelo esloveno, es el que ha intentado involucrar en su evaluación el uso potencial del acuífero (Ravbar y Goldscheider, 2007, 2009).

El concepto de vulnerabilidad en el enfoque geográfico, es más complejo que el utilizado o definido en los enfoques hidrogeológico y de evaluación de tierras. La ventaja del modelo *SAVE* radica en que, sin importar el sistema o sujeto a evaluar (para este problema en particular, ya sea recurso hídrico, cuerpos de agua, fuentes de captación o de abastecimiento) siempre tendrán un “lugar” en el espacio geográfico, así como también, presentarán relaciones e interacciones entre eventos que pueden ser analizados y evaluados a través de los tres componentes (exposición, sensibilidad y resiliencia) y, posteriormente, integrados para comprender mejor el problema de estudio. Sin embargo, aunque estos tres componentes pueden ser evaluados individualmente, muchas veces se requiere de información, que no está disponible y el modelo no puede ser aplicado en su totalidad como ocurre con otros fenómenos, por ejemplo, las inundaciones (Pacheco-Contreras, 2009), por lo tanto, implicaría un esfuerzo adicional para la generación de información, o en su defecto, intentar realizar adaptaciones y ajustes de acuerdo a la información disponible (Corona-Morales, 2009).

El análisis del relieve

En varios modelos de análisis de la vulnerabilidad se incluyen el relieve, como por ejemplo, las características kársticas y la topografía del modelo

KARSTIC; ya que:

- Por efecto de la pendiente el agua puede concentrarse en la partes bajas del relieve
- En las partes bajas del relieve las actividades antrópicas pueden ser una amenaza de contaminación.
- La concentración de flujo en estas formas de relieve negativo o depresiones kársticas se correlacionan con la mayor exposición del acuífero.
- El estudio del relieve constituye la base cartográfica de mayor precisión a escalas diversas (Tabla 5).

Por lo tanto, se manifiesta la importancia del análisis del relieve en la evaluación de la exposición a contaminantes. El relieve kárstico está relacionado con el drenaje subterráneo y por lo tanto, la geomorfología y la hidrología están estrechamente interrelacionadas (De Waele *et al.*, 2009). En áreas extensas donde los estudios hidrogeológicos con pruebas de marcadores o estudios geofísicos no son factibles por los altos costos que representan, los métodos geomorfológicos son la principal herramienta para el análisis superficial del karst (Veni, 1999). Varios estudios apoyan la importancia de considerar la geomorfología kárstica para complementar el entendimiento de la hidrogeología y el análisis de la vulnerabilidad a la contaminación (Tihansky y Knochenmus, 2001; Davis *et al.*, 2002; Kiraly, 2003; Huang, 2007; Plan *et al.*, 2009; Lindsey *et al.*, 2010; van Beynen *et al.*, 2012).

El contar con una base de datos con la distinción de los atributos del relieve kárstico, apoya la elaboración del mapa de geoformas, de importancia para la elaboración de la cartografía de suelos, así como generar modelos integrados de relieve-suelos a través de mapas geomorfopedológicos. Por otra parte, la densidad y tipo de depresiones kársticas están entre las características que deben recibir la mayor atención, debido a que presentan la mayor exposición a la contaminación. La abundancia y tamaño de las depresiones son indicadores de flujos preferenciales (White y White, 1979). Diversos autores (Plan *et al.*, 2009; Lindsey *et al.*, 2010; Vías *et al.*, 2010) coinciden en que la densidad de dolinas también son un indicador de los tipos de recarga y de flujo de agua subterránea, siendo en zonas de alta densidad de dolinas con tipo recarga puntual y donde dominan sistemas de flujo por conductos, y en zonas de baja densidad con recarga y sistemas de flujo difuso. Esto ha sido demostrado por Lindsey *et al.* (2010) quienes registraron altas concentraciones de nitratos y pesticidas provenientes principalmente de la agricultura en los sitios con alta densidad de dolinas. Asimismo, van Beynen *et al.* (2012) comprobaron la

importancia de la inclusión de las depresiones kársticas, a través de un análisis de sensibilidad.

Los estudios del relieve pueden ser de utilidad para la identificación de zonas con mayor densidad de depresiones; así como para identificar los flujos horizontales para determinar zonas de protección de fuentes de abastecimiento y/o captación de agua.

CONSIDERACIONES Y PERSPECTIVAS

La elaboración de estudios sobre la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas requiere considerar que el fenómeno de estudio es: temporal (inter e intra anual), es afectado por su contexto espacial (escalas diversas), se relaciona con otros elementos del medio físico (suelos, relieve y regolito), se debe referir a las amenazas y depende del uso que se le diera al agua subterránea, entre otros. Sin embargo, como primera consideración es importante destacar que para cualquier enfoque, hay un elemento clave que es el concepto de “lugar”, que tiene ligeras diferencias, pero debido a que uno de los principales objetivos sobre la contaminación de acuíferos kársticos es su representación cartográfica, es necesario utilizar debidamente los elementos relieve y suelo; así como el uso del enfoque geográfico.

El conocimiento hidrogeológico kárstico ha tenido un gran avance en los países europeos donde inició, no obstante, cada sistema kárstico tiene características individuales y por lo tanto, la generalización de modelos hidrogeológicos debe ser cuidadosa y no aplicarse en automático, por eso se destaca la creación de bases de datos sobre los elementos relieve, suelos, regolito y clima en todas las zonas kársticas.

Los hidrogeólogos aún resaltan la necesidad de involucrar los modelos basados en procesos a la cartografía de la vulnerabilidad, principalmente los modelos que calculan los flujos de agua y mecanismos de transporte. De aquí la importancia en iniciar aproximaciones en el conocimiento del relieve kárstico y su relación con el desarrollo de los suelos. Asimismo, las descripciones geomorfológicas en zonas de karst a escalas media y de detalle, con el cual se logran identificar tipos de depresiones, sirven para sustituir y/o complementar los estudios hidrogeológicos (en áreas de estudio extensas y/o con pocos recursos económicos).

Cabe destacar que los Sistemas de Información Geográfica (SIG) son una herramienta que facilita la obtención y manipulación de bases de datos georreferenciados y su representación, pero para un adecuado uso de esta herramienta, debe estar apoyada con los conocimientos teóricos y metodológicos de la geografía, por ejemplo, el concepto y uso de las escalas espaciales (resolución, representación). La escala de estudio es un aspecto importante a considerar cuando, por ejemplo, se intenta relacionar la densidad de depresiones con la calidad de las aguas subterráneas.

Las funciones ambientales de los diferentes suelos deben ser consideradas y utilizadas por medio de funciones de pedotransferencia, sobre todo cuando se desea dosificar insumos agroquímicos y/o aplicación de residuos en los suelos. Los análisis de la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos deben incluir las propiedades de los suelos considerando el perfil completo, no únicamente el espesor o algunas propiedades edáficas aisladas, tampoco se deben excluir las variables edáficas de los modelos de evaluación.

Tabla 5. Elementos del ambiente que deben considerarse de acuerdo a diferentes escalas

Elemento/ Escala	1:250000	1:50000	1:25000	1:10000 y menores
Relieve	Altitud y pendiente	Densidad de depresiones	Tipo de depresiones (dolinas, uvalas y poljés), Tipo de patrón de distribución (al azar, agrupados, regular)	Morfometría y tipo de dolinas (de subsidencia, de disolución, de colapso), orientación y alineamientos
Suelos	Asociación edáfica	Grupo	Grupo y calificador primario	Perfil del suelo (capacidad de campo, infiltración y capacidad amortiguadora)
Clima	Índice de erosividad Longitud del periodo de crecimiento Índice de humedad	Índice de lavado de suelo	Índice de lavado de suelos	Intensidad de la precipitación (mm por hora)

A lo largo de este texto se ha puesto de manifiesto que el estudio de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas es un tema complicado que debe ser abordado de manera interdisciplinaria, conformando equipos con hidrólogos, edafólogos, geomorfólogos, climatólogos y geógrafos. Una vez conformado el equipo se recomienda seguir los siguientes pasos: a) la elaboración de un modelo conceptual con base en la escala y las particularidades de medio físico; b) el inventario de la información existente; c) la generación de información faltante; d) elaboración del modelo utilizando las relaciones entre los elementos involucrados, el modelo puede ser cualitativo, cuantitativo, mixto, cartográfico o puntual; e) aplicación del modelo; y f) validación del modelo.

REFERENCIAS

- Abd-Elmabod, S., Ramadan Ali R., Anaya-Romero, M., and De la Rosa, D., 2010, Evaluating soil contamination risks by using MicroLEIS DSS in El-Fayoum Province, Egypt. In Proceedigs of 2nd International Conference on Chemical, Biological and Environmental Engineering, Cairo Egypt, IEEE, 1-5.
- Aguilar, Y., Bautista, F. 2011. Extrapolating the suitability of soils as natural reactors using an existing soil map: application of pedotransfer functions, spatial integration and validation procedures. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 13:221-232. Disponible en: <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=93917767010>
- Aguilar, Y., Bautista, F., Díaz-Pereira, E. 2011. Soils as natural reactors for swine wastewater treatment. *Tropical and subtropical agroecosystems*, 13:199-210. Disponible en: <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfRed.jsp?iCve=93917767008>
- Albinet, M., Margat, J. 1975. Cartographie de la vulnerabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine. *Actes du Colloque de Moscou, Août, IAHS-AISH Publ.*, 103:58-70. Disponible en: http://itia.ntua.gr/hsj/redbooks/103/iahs_103_0058.pdf
- Andreo, B., Goldscheider, N., Vadillo, I., Vías, J.M., Neukum, C., Sinreich, M., Jiménez, P., Brechenmacher, J., Carrasco, F., Hötzl, H., Perles, M.J., Zwahlen, F. 2006. Karst groundwater protection: first application of a Pan-European Approach to vulnerability, hazard and risk mapping in the Sierra de Lívar (Southern Spain). *Science of the Total Environment*, 357(1-3):54-73. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.05.019
- Andreo, B., Ravbar, N., Vías, J. M. 2009. Source vulnerability mapping in carbonate (karst) aquifers by extension of the COP method: application to pilot sites. *Hydrogeology Journal*, 17(3):749-758. Doi: 10.1007/s10040-008-0391-1
- Antonakos, A., Lambrakis, N. 2006. Development and testing of three hybrid methods for the assessment of aquifer vulnerability to nitrates, based on the drastic model, an example from NE Korinthia, Greece. *Journal of Hydrology*, 333(2-4):288-304. Doi: 10.1016/j.jhydrol.2006.08.014
- Arkley, R. 1963. Relationships between plant growth and transpiration. *Hilgardia*, 34(13):559-584.
- Arnoldus, H.M.J. 1980. An approximation of the rainfall factor in the universal soil loss equation. In: de Boodt, M. and Gabriels, D. (eds.). *Assessment of erosion*. John Wiley & Sons, USA. pp. 127-132. Disponible en: <http://www.cabdirect.org/search.html?q=arnoldus%2C+h.+m.+j.+1980.+an+approximation+of+the+rainfall+factor+in+the+universal+soil+loss+equation.+john+wiley+>
- Auge, M. 2004. Vulnerabilidad de acuíferos: *Revista Latino-Americana de Hidrogeología*, 4:85-103. Disponible en: <http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/hidrogeologia/article/view/2652/2193>
- Bakalowics, M. 2005. Karst groundwater: a challenge for new resources. *Hydrogeology Journal*, 13(1):148-160. Doi: 10.1007/s10040-004-0402-9
- Bautista F., Mendoza, M. 2012. Ordenamiento ecológico territorial: un enfoque basado en la evaluación del territorio a nivel regional en Infiernillo, Michoacán. CIGA-UNAM. México. En prensa.
- Bautista, F., Bautista, D., Delgado-Carranza, C. 2009. Calibration of the equations of Hargreaves and Thornthwaite to estimate the potential evapotranspiration in semi-arid and subhumid tropical climates for regional applications. *Atmósfera*, 22 (4):331-348. Disponible en:

- <http://www.scielo.org.mx/pdf/atm/v22n4/v22n4a1.pdf>
- Bautista, F., Bautista-Hernández, D. A., Álvarez, O., De la Rosa, D. 2011. Sistema de análisis de datos para el monitoreo regional y local del cambio climático con índices agroclimáticos (MOCLIC), programa informático. CIGA-UNAM. México. Disponible en: http://www.ciga.unam.mx/ciga/images/stories/publicaciones/libros/manual_moclic.pdf
- Bolio-Barrios, E. R., Cabrera-Sansores, A., Bautista, F., Pacheco-Ávila, J. 2011. Uso de la metodología EPIK para determinar la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación en Yucatán, México. Teoría y Praxis, 9:55-72. Disponible en: http://dialnet.unirioja.es/servlet/listaarticulos?tipo_busqueda=ANUALIDAD&revista_busqueda=12775&clave_busqueda=2011
- Bouma, J. 2006. Hydropedology as a powerful tool for environmental policy research. Geoderma, 131(3-4):275-286. Doi: 10.1016/j.geoderma.2005.03.009
- CEC (Commission of the European Communities). 1992. CORINE Soil Erosion Risk and Important Land Resources in the Southern Regions of the European Community. Office for Official Publications of the European Communities EUR 13233, Belgium. Disponible en: <http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-soil>
- Corona-Morales, N. 2009. Vulnerabilidad de la ciudad de Morelia a inundaciones. Tesis de Maestría. CIGA-UNAM. México.
- Corwin, D.L., Hopmans, J., De Rooij, G.H. 2006. From field- to landscape-scale Vadose Zone Process: Scales Issues, Modeling, and Monitoring. Vadose Zone Journal, 5(1):129-139. Doi: 10.2136/vzj2006.0004
- Croskrey, A., Groves, C. 2008. Groundwater sensitivity mapping in Kentucky using GIS and digitally vectorized geologic quadrangles. Environmental Geology, 54(5):913-920. Doi: 10.1007/s00254-007-0899-z
- Cvijic, J. 1918. Hydrographie souterraine et evolution morphologique du karst. Recueil des travaux de l'institut de géographie alpine, 6(4):375-426. Disponible en: http://www.persee.fr/web/revues/home/prescript/article/rga_0249-6178_1918_num_6_4_4727
- Daly, D., Dassargues, A., Drew, D., Dunne, S., Goldscheider, N., Neale, S., Popescu, I.C., Zwhalen, F. 2002. Main concepts of the "European approach" to karst-groundwater-vulnerability assessment and mapping. Hydrogeology Journal, 10(2):340-345. Doi: 10.1007/s10040-001-0185-1
- Davis, A.D., Long, A.J., Wireman, M. 2002. KARSTIC: a sensitivity method for carbonate aquifer in karst terrain. Environmental Geology, 42(1):65-72. Doi: 10.1007/s00254-002-0531-1
- De la Rosa, D., Mayor, F., Díaz-Pereira, E., Fernández, M., De la Rosa, D. Jr. 2004. A land evaluation decision support system (MicroLEIS DSS) for agricultural soil protection with special reference to the Mediterranean region. Environmental, Modelling and Software, 19(10):929-942. Doi: 10.1016/j.envsoft.2003.10.006
- De la Rosa, D., Barros, J., Mayol, F., Moreno, J. 1996. CDMm Base de Datos Climáticos Mensuales. CSIC-IRNA. España. Disponible en: <http://www.evenor-tech.com/microleis/microlei/microlei2.aspx> consulta marzo 19 de 2010.
- De la Rosa, D., Crompvoets, J. 1998. Evaluating mediterranean soil contamination risk in selected hydrological change scenarios. Agriculture, Ecosystems and Environment, 67(1-3):239-250. Doi: 10.1016/S0167-8809(97)00122-9
- Delgado, C. 2010. Zonificación agroecológica del estado de Yucatán con base en índices agroclimáticos y calidad agrícola del agua subterránea. Tesis de doctorado. CICY, A.C. México .
- Delgado Carranza, C., Bautista, F., Orellana-Lanza, R., Reyes Hernández, H. 2011. Clasificación and agroclimatic zoning using the relationship between precipitation and evapotranspiration in the state of Yucatán, México. Investigaciones Geográficas, 75:51-60. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112011000200005
- De Waele, J., Plan, L., Audra, P. 2009. Recent

- developments in surface and subsurface karst geomorphology: an introduction. *Journal of Geomorphology*, 106 (1-2), 1-8. Doi: 10.1016/j.geomorph.2008.09.023
- Díaz-Pereira, E., Anaya-Romero, M., De la Rosa, D. 2011. Modelos de evaluación agroecológica de tierras: erosión y contaminación en el entorno MicroLEIS. *Teoría y Praxis*, 9:91-107. Disponible en: <http://www.teoriaypraxis.uqroo.mx/doctos/Numero9/Diaz-Anaya%26DelaRosa.pdf>
- Doerfliger, N., Jeannin, P. Y. and F. Zwahlen. 1999. Water vulnerability assessment in karst environments: a new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method). *Environmental Geology*, 39(2):165-176. Doi: 10.1007/s002540050446
- EPA (Environmental Protection Agency). 2002. A lexicon of cave and karst terminology with special reference to environmental karst hydrology: NCEA. USA. Disponible en: <http://www.hinko.org/hinko/Downloads/11/2/XI-2-09.pdf>
- ISDR (Estrategia Internacional para la reducción de desastres). 2009. Terminología sobre reducción del riesgo de desastres. ONU. Disponible en: http://unisdr.org/files/7817_UNISDRTerminologySpanish.pdf Consultado 25 de abril de 2010.
- FAO (Food and Agriculture Organization). A framework for land evaluation. *FAO Soils Bulletin*. Italy. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/X5310E/x5310e00.htm>
- FAO (Food and Agriculture Organization). 1996. Agro-ecological zoning: Guidelines. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Italy. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/W2962E/W2962E00.htm>
- Ford, D. 2007. Jovan Cvijic and the founding of karst geomorphology. *Environmental Geology*, 51(5):675-684. Doi: 10.1007/s00254-006-0379-x
- Ford, D. C., Williams, P. 1989. *Karst Geomorphology and Hydrology*. Unwin Hyman, USA.
- Foster, S.S.D. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: van Duijvenbooden, W. and van Waegeningh, H.G. (eds.). *Vulnerability of soil and groundwater pollutants* (38). TNO Committee on Hydrological Research Proceedings and Information, Netherlands. pp. 69-86.
- Gams, I. 1993. Origin of the term "karst", and the transformation of the Classical Karst (kras). *Environmental Geology*, 21(3):110-114. Doi: 10.1007/BF00775293
- Gogu, R.C., Dassargues, A. 2000. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environmental Geology*, 39(6):549-559. Doi: 10.1007/s002540050466
- Goldscheider, N. 2005. Karst groundwater vulnerability mapping: application of a new method in the Swabian Alb, Germany. *Hydrological Journal*, 13(4):555-564. Doi: 10.1007/s10040-003-0291-3
- Guo, Q., Wang, Y., Gao, X., Ma, Y. 2007. A new model (DRARCH) for assessing groundwater vulnerability to arsenic contamination at basin scale: a case study in Taiyuan basin, northern China. *Environmental Geology*, 52(5):923-932. Doi: 10.1007/s00254-006-0534-4
- Huang, H.H. 2007. Geomorphologic investigations on karst terrain: a GIS-assisted case study on the island of Barbados. Thesis of Master of Science. Macdonald Campus, McGill University, Montreal, Canada. Disponible en: <http://webpages.mcgill.ca/staff/deptshare/FAES/066-Bioresource/Theses/theses/347HsinHuiHuang2007/347HsinHuiHuang2007.pdf>
- Iancu, O., Mihai, P., Daniel, S. 2007. Intrinsic vulnerability of Coteșul Dobreștilor karst aquifer (Bihor Mountain, Romania). *Environmental Geology*, 51(5):713-718. Doi: 10.1007/s00254-006-0385-z
- IUSS (International Union of Soil Science). 2006. *WRBSR World Soil Reports*, FAO (103). Italy.
- Jiménez-Madrid, A., Carrasco, F., Martínez, C. 2010. The protection of groundwaters destined for

- human consumption in karstic aquifers advances towards safeguard zones. In: Andreo, B., Carrasco, F., Durán, J. J. and LaMoreaux, J. W. (eds.). *Advances in research in karst media*. Springer, Germany. pp. 299-304. Doi: 10.1007/978-3-642-12486-0_46
- Kiraly, L. 2003. Karstification and groundwater flow. *Speleogenesis and evolution of karst aquifer*, 1(3):1-26. Disponible en: http://www.speleogenesis.info/directory/karstbase/pdf/seka_pdf4474.pdf
- Kueny, J.A., Day, M. 2002. Designation of protected karstlands in Central America: a regional assessment. *Journal of Cave and Karst Studies*, 64(3):165:174. Disponible en: <http://www.caves.org/pub/journal/PDF/V64/v64n3-Kueny.pdf>
- Lin, H. 2003. *Hydropedology: Briding disciplines, scales, and data*. *Vadose Zone Journal*, 2:1-11. Doi: 10.2113/2.1.1
- Lindsey, B.D., Katz, B.G., Berndt, M.P., Ardis, A.F., Skach, K.A. 2010. Relations between sinkhole density and anthropogenic contaminants in selected carbonate aquifers in the eastern United States. *Environmental Earth Sciences*, 60(5):1073-1090. Doi: 10.1007/s12665-009-0252-9
- Lobo, D., Gabriels, D., Ovalles, F., Santibáñez, F., Moyano, M.C., Aguilera, R., Pizarro, R., Sanguesa, C., Urra, N. 2004. Guía metodológica para la elaboración del mapa de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas de América Latina y el Caribe. CAZALAC-PHI/UNESCO, Venezuela. Disponible en: http://www.cazalac.org/documentos/Guia_Mapa_ZA_ALC.pdf Consultado el 5 de octubre de 2011.
- McBratney, A. B., Mendonça Santos, M. L., Minasny, B. 2003. On digital soil mapping. *Geoderma*, 117(1-2):3-52. Doi: 10.1016/S0016-7061(03)00223-4
- Mendonça-Santos, M. 2007. Traditional or digital soil mapping? *Pedometrón*, (23):11-15.
- Mendoza, M.E., Plascencia, H., Alcántara, C., Rosete, F., Bocco, G. 2009. Análisis de la aptitud territorial, una perspectiva biofísica. SEMARNAT-INE-UNAM-CIGA. México. Disponible en: http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=600
- Merdun, H., Çinar, O., Meral, R., Apan, M. 2006. Comparison of artificial neural network and regression pedotransfer functions for prediction of soil water retention and saturated hydraulic conductivity. *Soil and Tillage Research*, 90(1-2):108-116. Doi: 10.1016/j.still.2005.08.011
- Mimi, Z.A., Assi, A. 2009. Intrinsic vulnerability, hazard and risk mapping for karst aquifers: a case study. *Journal of Hydrology*, 364(3-4):298-310. Doi: 10.1016/j.jhydrol.2008.11.008
- Morales-Manilla, L. M. 2009. El análisis espacial en la evaluación de la vulnerabilidad. Resumen y conferencia. In: Bautista, F., Quintana, P., Aguilar, Y., Pacheco, J. y Cabañas, D., (eds.). *Seminario sobre Análisis de la vulnerabilidad y riesgo de contaminación de las aguas subterráneas en la Península de Yucatán*. CINVESTAV-Mérida, México. pp. 15. Disponible en: <http://www.ciga.unam.mx/SeminariopyMorales.pdf> <http://www.ciga.unam.mx/ciga/images/stories/eventos/resumenes%20seminario.pdf> Consultado el 10 de marzo de 2010.
- NRC (National Council Research). *Ground Water Vulnerability Assessment: Predicting Relative Contamination Potential Under Conditions of Uncertainty*. NRC- National Academy Press. Disponible en: http://www.nap.edu/catalog.php?record_id=2050 Consultado el 28 de julio de 2011.
- Nemes, A., Rawls, W.J., Pachepsky, Y.A. 2005. Influence of Organic Matter on the Estimation of Saturated Hydraulic Conductivity. *Soil Science Society of America Journal*, 69(4):1330-1337. Doi: 10.2136/sssaj2004.0055
- Nguyet, V.T.M., Goldscheider, N. 2006. A simplified methodology for mapping groundwater vulnerability and contamination risk, and its first application in a tropical karst area, Vietnam. *Hydrogeology Journal*, 14(8):1666-1675. Doi: 10.1007/s10040-006-0069-5
- Oliver, J. E. 1980. Monthly precipitation distribution: a comparative index. *Professional Geographer*, 32:300-309. Doi: 10.1111/j.0033-0124.1980.00300.x

- Pacheco-Contreras, C. 2009. Identificación de riesgos por inundación en Tlapa, Guerrero. Tesis Maestría. CIGA-UNAM. México.
- Pachepsky, Y.A., Rawls, W.J., Lin, H.S. 2006. Hydopedology and pedotransfer functions. *Geoderma*, 131(1-3):308-316. Doi: 10.1016/j.geoderma.2005.03.012,
- Pavlopoulos, K., Evelpidou, N. Vassilopoulos, A. 2009. Mapping Geomorphological Environments. Springer-Verlag, Germany. Disponible en: <http://es.scribd.com/doc/40325803/Mapping-Geomorphological-Environments-K-Pavlopoulos-N-Evelpidou-A-Vassilopoulos>
- Pérez, C.R., Pacheco, A.J. 2004. Vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación de nitratos en el estado de Yucatán. *Ingeniería*, 8(1):33-42. Disponible en: <http://redalyc.uaemex.mx/src/inicio/ArtPdfR ed.jsp?iCve=46780104>
- Perrin, J. 2003. A conceptual model of flow and transport in a karst aquifer based on spatial and temporal variations of natural tracers. Thesis PhD Degree of Doctor of Philosophy in Science. University of Neuchâtel. Switzerland. Disponible en: http://doc.rero.ch/record/2604/files/these_Per rinJ.pdf
- Plan, L., Decker, K., Faber, R., Wagreich, M., Grasemann, B. 2009. Karst morphology and groundwater vulnerability of high alpine karst plateaus: *Environmental Geology*, 58 (2), 285-297. Doi: 10.1007/s00254-008-1605-5
- Porta Casanellas, J., Lopez Acevedo, M., Roquero de Laburu, C. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Tercera Edición. Ediciones Mundi-Prensa. Spain.
- Ravbar, N., Goldscheider, N. 2007. Proposed methodology of vulnerability and contamination risk mapping for the protection of karst aquifers in Slovenia. *Acta Carsológica*, 36(3):397-411. Disponible en: <http://carsologica.zrc-sazu.si/downloads/363/5ravbar.pdf>
- Ravbar, N., Goldscheider, N. 2009. Comparative application of four methods of groundwater vulnerability mapping in a Slovene karst catchment. *Hydrogeology Journal*, 17(3):725-733. Doi: 10.1007/s10040-008-0368-0
- Rawls, W.J., Pachepsky, Y.A., Ritchie, J.C., Sobecki, T.M., Bloodworth, H. 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, 116(1-2):61-76. Doi: 10.1016/S0016-7061(03)00094-6
- Romano, N., Palladino, M. 2002. Prediction of soil water retention using soil physical data and terrain attributes. *Journal of Hydrology*, 265:56-75. Doi: 10.1016/S0022-1694(02)00094-X
- Sobieraj, J.A., Elsenbeer, H., Vertessy, R.A. 2001. Pedotransfer functions for estimating saturated hydraulic conductivity: implications for modeling storm flow generation. *Journal of Hydrology*, 251(3-4): 202-220. Doi: 10.1016/S0022-1694(01)00469-3
- Stigter, T. Y., Ribeiro, L., Carvalho Dill, A.M. 2006. Evaluation of an intrinsic and a specific vulnerability assessment method in comparison with groundwater salinisation and nitrate contamination levels in two agricultural regions in the south of Portugal. *Hydrogeology Journal*, 14(1-2):79-99. Doi: 10.1007/s10040-004-0396-3
- Stokes, T., Griffiths, P., Ramsey, C. 2010. Karst geomorphology, hydrology and management. In: Pike, R. G., Redding, T. E., Dan Moore, R. D., Winkler, R. D., and Bladon K. D. (eds.). *Compendium of Forest Hydrology and Geomorphology in British Columbia*. B.C. Min. For. Range, For. Sci. Prog., Victoria, B.C. and FORREX Forum for Research and Extension in Natural Resources, Kamloops, B.C. Land Manag. Handb. 66. USA. pp. 373-400. Disponible en: http://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Lmh/Lmh66/LMH66_volume2of2.pdf (consultado el 16/nov/2011)
- Tihansky, A. B., Knochenmus, L.A. 2001. Karst features and hydrogeology in West-central Florida –A field perspective. In Kuniansky, E. L. (ed.). *Geological Survey Karst Interest Group Proceedings, Water-Resources Investigations Report 01-4011*, USA. pp. 198-211. Disponible en: http://water.usgs.gov/ogw/karst/kigconference/abt_karstfeatures.htm

- Turner, B.L., Kasperson, R.E., Matson, P.A., McCarthy, J.J., Corell, R.W., Christensen, L., Eckley, N., Kasperson, J.X., Luers, A., Martello, M.L., Polsky, C., Pulsipher, A., Schiller, A. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 100 (14):8074-8079. Disponible en: <http://www.pnas.org/content/100/14/8074.full.pdf+html>
- van Beynen, P.E., Niedzielski, M.A., Bialkowska-Jelinska, E., Alsharif, K., Matusick, J. 2012. Comparative study of specific groundwater vulnerability of a karst aquifer in central Florida. Applied Geography, 32(2): 868-877. Doi: 10.1016/j.apgeog.2011.09.005
- Veni, G. 1999. A geomorphological strategy for conducting environmental impact assessments in karst areas. Geomorphology, 31(1-4):151-180. Doi: 10.1016/S0169-555X(99)00077-X
- Vías, J.M., Andreo, B., Perles, M.J., Carrasco, F., Vadillo, I., Jiménez, P. 2006. Proposed method for groundwater vulnerability mapping in carbonate (karstic) aquifers: the COP method. Hydrogeology Journal, 14(6):912-925. Doi: 10.1007/s10040-006-0023-6
- Vías, J., Andreo, B., Ravbar, N., Hötzl, H. 2010. Mapping the vulnerability of groundwater to the contamination of four carbonate aquifers in Europe. Journal of Environmental Management, 91(7):1500-1510. Doi: 10.1016/j.jenvman.2010.02.025
- Vlaicu, M., Munteanu, C.M. 2008. Karst groundwaters vulnerability assessment methods. Academiei Institut de Spéologie "Émile Racovitza", Rumane. XLVII, 107-118. Disponible en: <http://www.speotravaux.iser.ro/08/art06.pdf>
- Vrba, J., Zaporozec, A. 1994. Guidebook on mapping groundwater vulnerability. International Association of Hydrogeologists. Editorial Hannover H. Heise. Serie: International contributions to hydrogeology, Germany. V. 16.
- White, E. L. and W. B. White. 1979. Quantitative morphology of landforms in carbonate rock basins in the Appalachian Highlands. Geological Society of America Bulletin, 90(4):385-396. Doi: 10.1130/0016-7606(1979)90<385:QMOLIC>2.0.CO;2
- Wösten, J.H.M., Pachepsky, Y.A., Rawls, W.J. 2001. Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. Journal of Hydrology, 251(3-4):123-150. Doi: 10.1016/S0022-1694(01)00464-4
- Zwahlen, F. 2003. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers, scope, goal, results. European Commission, COST Action 620, Belgium. Disponible en: http://www.bgr.bund.de/EN/Themen/Wasser/Projekte/abgeschlossen/F+E/Cost620/cost620_fb_02_pdf.pdf?__blob=publicationFile&v=1

*Submitted January 22, 2013 – Accepted March 14, 2013
Revised received April 23, 2013*