



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
POSGRADO EN GEOGRAFÍA  
FACULTAD DE FILOSOFÍA Y LETRAS  
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEGRAFÍA AMBIENTAL

**Modelo conceptual y cartográfico de la vulnerabilidad a la contaminación  
de aguas subterráneas en karst tropical, con un enfoque geopedológico y  
uso de árboles de decisión**

**TESIS**

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
DOCTOR EN GEOGRAFÍA

**PRESENTA:**

YAMELI GUADALUPE AGUILAR DUARTE

**TUTORES:**

DR. FRANCISCO BAUTISTA ZÚÑIGA  
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEOGRAFÍA AMBIENTAL-UNAM

DR. MANUEL MENDOZA CANTÚ  
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEOGRAFÍA AMBIENTAL-UNAM

**MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR:**

DR. MANUEL BOLLO MANENT  
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN GEOGRAFÍA AMBIENTAL-UNAM

DR. OSCAR FRAUSTO MARTÍNEZ  
POSGRADO EN GEOGRAFÍA

DR. DAVID PALMA VERA  
POSGRADO EN GEOGRAFÍA

MÉXICO, D. F. OCTUBRE 2014



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



## **AGRADECIMIENTOS**

Mi más sincera gratitud a todo el pueblo mexicano, quien a través del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), me apoyó como becaria durante los estudios de doctorado, así como por la beca otorgada para la estancia de investigación en el extranjero.

A los Fondos Mixtos del Estado de Yucatán y al CONACyT, por los apoyos otorgados al proyecto YUC-2006-C05-66159, que facilitaron la realización de muchas actividades de la investigación.

A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), especialmente a la Facultad de Filosofía y Letras y el Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA), por aceptarme en el programa de Doctado en Geografía.

Al Dr. Francisco Bautista, con quien llegué a realizar mi segundo verano de investigación científica y a partir de entonces me enganché en la interesante línea de las Ciencias del Suelo. Gracias Dr. por brindarme su confianza y su experiencia a través de los consejos académicos y personales. En general agradezco a la familia Bautista, por hacerme formar parte de ella, en especial a la Dra. Carmen (Dña. Carmen) con quien también compartí largas pláticas de “dudas existenciales”. A todos ustedes Mil Gracias!!!

Al Dr. Manuel Mendoza, por su acertado acompañamiento y asesoría a lo largo de mis estudios de doctorado. También por su apoyo moral y nobles consejos académicos.

Al Dr. Oscar Frausto Martínez, quien también me ha contagiado su gran pasión por la Ciencia, sin dejar a un lado la “Espiritualidad del Ser”.

Al Dr. Gerardo Bocco, por la confianza otorgada para trabajar dentro de las instalaciones del CIGA.

A los investigadores: Dr. Luis Miguel Morales, Dr. Manuel Bollo, Dr. David Palma y al Dr. Gerardo Palacio Aponte, por sus sugerencias y comentarios que ayudaron a enriquecer este trabajo.

Al Dr. Eduardo Batllori por facilitarme el “Inventario de grutas y cenotes de Yucatán” que contribuyeron a mejorar la tesis.

También quiero agradecer todo el apoyo técnico del personal del CIGA quienes me aportaron su ayuda en cada uno de sus ámbitos: M.C. Hilda Rivas, M.C. Rosaura Páez, M.C. Estela Carmona, M.G. Gaby Cuevas, M.C. Alejandra Larrazábal, M.C. José Navarrete, M.T.I. Hugo Zavala, M.C. Raquel González y la Lic. Hulda Sollano.

Al Dr. Diego de la Rosa y la Dra. María Anaya por aceptarme y facilitarme la estancia en el Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS), del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), y a la Dra. Elvira Díaz, también por su acogida en el Centro de Edafología y Biología Aplicada del Segura (CEBAS).

A mi “madre adoptiva”, Teresita Ramírez Márquez, por todo su apoyo y amistad incondicional.

Son tantas las personas que formaron parte importante de esta “Odisea” y maravillosa aventura. Antecedo una disculpa porque probablemente olvide enlistar varios nombres, pero no así sus rostros de mi memoria. Sin importar el tiempo convivido, incluso de manera directa y/o virtual, agradezco enormemente a todos mis amigos y conocidos, de aquí, de allá y de todos lados, por la amistad, el apoyo, los consejos, las asesorías, fiestas, tertulias, salidas de campo y un largo etc, etc, etc, Maluca, Aleja Cortés, Silvia Pérez, Angie García, José Navarrete, Lupita Alvarez, Elisa Martínez, Horacio Morales, Giovanni, Néstor, Rocío Aguirre, Arturo Muñiz, Davuat, Pedro Urquijo, Kevin Esmeral, Juan Hernández, Wendy Machuca, Yuri Quiroz, Miriam, Daniel, Nacho Gutierrez, Azucena Pérez, Yan Gao, Erna López, Angel Priego, Jackie Mathews, Alejandra Acosta, Nubia Cortés, Daniel Iura, Teo, Oscar Álvarez, Thomas Ihl, Cutzi, Alma, Patricia del Castillo, Faustino, Hulda, Ana Lilia, Gonzálo, Orjuz, Violeta, Malena, Pablo Caballero, Sage Fitz, Jorge González, Sameh Kotb, Jose Antonio Rosales, Miriam Muñoz, Eleanor, Susan Valle, María, “las niñas”, Xavi, Juan Papa, Mauro Campos, Esteban Pacheco, Santiago Ihuit, Henry Pantí, y Celene Espadas.

A todos, ETERNAMENTE GRACIAS!!

## DEDICATORIA

*A la Divinidad Universal*

*y a toda mi familia, pero de manera muy especial:*

*A mis mujeres:*

*Fita y mi madre, por el amor  
Incondicional y “la mala educación”.*

*A mis superhéroes:*

*Dany, sus cariños son como un “paseo por el cielo”...  
Y a Nef, por su apoyo, paciencia y consentimiento...*

# CONTENIDO

ÍNDICE DE FIGURAS.....	9
INDICE DE TABLAS.....	12
RESUMEN.....	13
ABSTRACT.....	15
<b>1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....</b>	<b>17</b>
1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	17
1.2 PREGUNTAS Y SUPUESTOS DE INVESTIGACIÓN.....	22
1.3 OBJETIVOS.....	22
1.4 ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	23
1.5 REFERENCIAS.....	23
<b>2. VULNERABILIDAD Y RIESGOS DE CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS KÁRSTICOS....</b>	<b>28</b>
2.1 INTRODUCCIÓN.....	29
2.2 LAS PARTICULARIDADES DEL ACUÍFERO KÁRSTICO.....	30
2.3 EL CONCEPTO DE VULNERABILIDAD Y SUS FORMAS DE EVALUACIÓN.....	31
2.4 LOS MODELOS DE EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD PARA ACUÍFEROS KÁRSTICOS.....	34
2.4.1 <i>El enfoque hidrogeológico</i> .....	34
2.4.2 <i>La evaluación agroecológica de tierras</i> .....	41
2.4.3 <i>El enfoque hidropedológico</i> .....	46
2.4.4 <i>El análisis espacial</i> .....	47
2.4.5 <i>El análisis del relieve</i> .....	50
2.5 CONSIDERACIONES Y PERSPECTIVAS.....	51
2.6 REFERENCIAS.....	53
<b>3. EXTRAPOLATING THE SUITABILITY OF SOILS AS NATURAL REACTORS USING AN EXISTING SOIL MAP: APPLICATION OF PEDOTRANSFER FUNCTIONS, SPATIAL INTEGRATION AND VALIDATION PRODEDURES.....</b>	<b>62</b>
3.1 INTRODUCTION.....	63
3.2 MATERIALS AND METHODS.....	64
3.2.1 <i>Study area</i> .....	64
3.2.2 <i>Handling of soil database and application of pedotransfer functions</i> .....	65
3.2.3 <i>Spatial integration: mapping the suitability of soils as natural reactors</i> .....	65
3.2.4 <i>Validation procedures: spatial accuracy map</i> .....	67
3.3 RESULTS.....	68
3.3.1 <i>Suitability of soils as reactors</i> .....	68
3.3.2 <i>Map of evaluation of soils as reactors</i> .....	68
3.3.3 <i>Mapping the spatial accuracy</i> .....	70
3.4 DISCUSSION.....	72
3.4.1 <i>Suitability of soils as reactors</i> .....	72
3.4.2 <i>Evaluation map of soils as reactors</i> .....	73
3.4.3 <i>Mapping the spatial accuracy</i> .....	74
3.5 CONCLUSIONS.....	75
3.6 ACKNOWLEDGEMENTS.....	76
3.7 REFERENCES.....	76
<b>4. MORPHOMETRY AND SPATIAL DISTRIBUTION OF SINKHOLES, KARST DEPRESSIONS AND LANDFORMS IN YUCATAN, MEXICO.....</b>	<b>81</b>
4.1 INTRODUCTION.....	82
4.2 DESCRIPTION OF THE STUDY ZONE.....	84
4.3 METHODOLOGY.....	86
4.3.1 <i>Geomorphological zoning at 1:250 000 and 1:100 000 scales</i> .....	86
4.3.2 <i>Spatial analysis, morphometry and typology of karstic depressions in the plains</i> .....	88
4.4 RESULTS.....	89
4.4.1 <i>Geomorphological zonation at 1:250000 and 1:100000 scales</i> .....	89

4.4.2 <i>Spatial analysis, morphometry and typology of karstic depressions</i> .....	94
4.5 DISCUSSION .....	99
4.5.1 <i>About the methodological approach</i> .....	99
4.5.2 <i>About karstic development</i> .....	100
4.6 CONCLUSIONS .....	103
4.7 ACKNOWLEDGEMENTS .....	104
4.8 REFERENCES .....	104
<b>5. ATRIBUTOS DEL RELIEVE KÁRSTICO Y ÁRBOLES DE DECISIÓN PARA EL ANÁLISIS DE LA EXPOSICIÓN DEL ACUÍFERO A CONTAMINANTES, EN YUCATÁN MÉXICO .....</b>	<b>109</b>
5.1 INTRODUCCIÓN .....	110
5.2 ANTECEDENTES TEÓRICOS .....	111
5.2.1 <i>Definiendo exposición a contaminantes</i> .....	111
5.2.2 <i>Los principales tipos de depresiones kársticas</i> .....	113
5.2.3 <i>Descripción de la zona de estudio</i> .....	113
5.2.4 <i>El análisis geomorfológico como base para evaluar la exposición a contaminantes</i> .....	115
5.2.5 <i>Árboles de decisión para clasificación</i> .....	119
5.3 METODOLOGÍA .....	120
5.3.1 <i>Base de datos de atributos kársticos</i> .....	120
5.3.2 <i>Análisis de densidad: simple y kernel</i> .....	121
5.3.3 <i>Diseño del modelo conceptual</i> .....	122
5.3.4 <i>Validación del modelo conceptual con árboles de decisión y elaboración del modelo cartográfico</i> .....	126
5.4 RESULTADOS .....	127
5.4.1 <i>Análisis de densidad de depresiones</i> .....	127
5.4.2 <i>Análisis exploratorio de los atributos en Weka</i> .....	129
5.4.3 <i>Árbol de decisión de clasificación para niveles de exposición del acuífero a contaminantes</i> .....	129
5.4.4 <i>Mapa de la exposición del acuífero a contaminantes</i> .....	132
5.5 DISCUSIÓN .....	134
5.5.1 <i>Comparación con otros estudios sobre vulnerabilidad intrínseca en Yucatán</i> .....	135
5.5.2 <i>Sobre el enfoque metodológico utilizado</i> .....	136
5.5.3 <i>Aproximaciones entre la geomorfología e hidrología de Yucatán</i> .....	138
5.5.4 <i>Sobre los niveles de exposición y su posible relación con la calidad del agua subterránea</i> .	141
5.6 CONSIDERACIONES Y PERSPECTIVAS .....	142
5.7 CONCLUSIONES .....	143
5.8 AGRADECIMIENTOS .....	143
5.9 REFERENCIAS.....	143
<b>6. EL ENFOQUE GEOMORFOPEDOLÓGICO PARA EVALUAR LA VULNERABILIDAD Y RIESGOS DE CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO KÁRSTICO DE YUCATÁN .....</b>	<b>149</b>
6.1 INTRODUCCIÓN .....	150
6.2 ANTECEDENTES TEÓRICOS .....	152
6.2.1 <i>Descripción del área de estudio</i> .....	152
6.2.2 <i>Vulnerabilidad y riesgo de contaminación</i> .....	155
6.2.3 <i>Otros enfoques con perspectiva integral</i> .....	157
6.2.4 <i>Métodos de índice y superposición</i> .....	158
6.3 METODOLOGÍA .....	159
6.3.1 <i>Descripción de los factores</i> .....	160
6.3.2 <i>Índice de vulnerabilidad del acuífero kárstico yucateco (IVAKY)</i> .....	165
6.3.3 <i>Amenaza y riesgo de contaminación porcícola</i> .....	167
6.4 RESULTADOS .....	168
6.4.1 <i>La vulnerabilidad intrínseca</i> .....	168
6.4.2 <i>La amenaza y el riesgo por contaminación porcina</i> .....	174
6.5 DISCUSIÓN .....	176
6.5.1 <i>Importancia del IVAKY para la zona de estudio</i> .....	176
6.5.2 <i>Sobre la combinación de enfoques metodológicos</i> .....	178
6.5.3 <i>¿Qué sigue?</i> .....	179
6.6 CONCLUSIONES .....	181
6.7 REFERENCIAS.....	182



<b>7. DISCUSIÓN GENERAL.....</b>	<b>190</b>
7.1 FUNCIONES DE PEDOTRANSFERENCIA .....	191
7.2 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL, MORFOMETRÍA Y TIPOLOGÍA DE LAS DEPRESIONES KÁRSTICAS .....	192
7.3 EL ENFOQUE GEOMORFOPEDOLÓGICO.....	194
7.4 EL IVAKY Y EL RIESGO POR CONTAMINACIÓN PORCÍCOLA.....	196
7.5 REFERENCIAS.....	198
<b>8. CONCLUSIONES GENERALES.....</b>	<b>203</b>
<b>9. PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES.....</b>	<b>204</b>
9.1 REFERENCIAS.....	206
<b>ANEXO I .....</b>	<b>208</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Sección esquemática de sur a norte desde la Sierra de Ticul, hasta la costa, donde se ilustran diferentes tipos de depresiones y formas de absorción y su relación con el nivel de agua y conexiones subterráneas. (Modificado de Cole, 1910 y Finch, 1965).....	20
Figura 1.2. Mapas de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero kárstico de Yucatán, realizados con los enfoques hidrogeológicos: A) DRASTIC (Pérez y Pacheco, 2004); B) DSTI (Gijón-Yescas, 2007); y C) EPIK (Bolio <i>et al.</i> , 2011).....	21
Figura 2.1. Modelo conceptual para la evaluación de las amenazas, vulnerabilidad y riesgo de contaminación de acuerdo con el enfoque europeo. (Elaboración propia con base en Zwahlen, 2003; Vlaicu y Munteanu, 2008).....	36
Figura 2.2. 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 Crompvoets, 1998; Díaz <i>et al.</i> , 2011).....	43
Figura 3.1. Study area location. Pointst indicate the database soil profiles. (Modified from Bautista <i>et al.</i> , 2007 and Ihl <i>et al.</i> , 2007).....	66
Figura 3.2. Methodological flow diagram.....	66
Figura 3.3. Map of the suitability of soils in Yucatan as swine wastewaters receptors.	71
Figura 3.4. Accuracy map through the correct assignments per soil association.....	72
Figure 4.1. Study area .....	85
Figure 4.2. Main factors contributing to the intensity of karstification: length of the wet season (Delgado-Carranza <i>et al.</i> , 2011) and main structural lineaments (Modified from Lugo-Hubp <i>et al.</i> , 1992; Lugo-Hubp and García, 1999; Pope <i>et al.</i> , 1993 and Perry <i>et al.</i> , 1995).....	86
Figure 4.3. General methodological diagram. ....	87
Figure 4.4. Geomorphological landscapes defined by means of the DEM. Karstic depressions (polygons) and other negative exokarstic forms (points) are shown inside. ....	90
Figure 4.5. Depressions density about the geomorphological map 1:250 000 scale ...	90
Figure 4.6. Geomorphological map of the state of Yucatan at a 1: 100 000 scale. Codes are presented in legend of Figure 4.4; deeper description about geomorphological units is in the text. ....	94
Figure 4.7. Total surface area (A) and number (B) per type of depression.....	96
Figure 4.8. Type, surface area (A) and number (B) of sinkholes .....	97

Figure 4.9. Cumulative percentage of circularity index (A) and frequency distribution by number and percentage of sinkholes (B).....	97
Figure 4.10. Type of depressions by karstic plain. A) number and B) surface area (km <sup>2</sup> ). .....	98
Figure 4.11. Some examples of exokarstic forms present in the study zone: A) Limestone pavement of the tinajas type in karstic Plain B.1; B) Flooded sinkhole (cenote) in karstic plain B.1; C) Seasonally flooded sinkhole in karstic plain C.2; D) Plain with hills to the east of karstic plain D; E) Extensive plain surrounded by hills to the south; F) Swallow holes used for water extraction in karstic plain B.1; G) Entrance to cave, also on karstic B.1. ....	101
Figura 5.1. Unidades geomorfológicas de Yucatán escala 1:100000. Cada una de estas unidades corresponde a una unidad de evaluación con respecto a la exposición. ....	115
Figura 5.2. Segmento de un árbol de decisión para clasificación; en la parte superior izquierda, se presenta también, un ejemplo de una matriz de evaluación con los datos de entrada. ....	120
Figura 5.3. Esquema del modelo conceptual de exposición del acuífero kárstico a contaminantes. ....	125
Figura 5.4. Mapa de densidad simple de depresiones (A), y de densidad kernel con radios de búsqueda de 10 km (B) y de 20 km (C). ....	130
Figura 5.5. Histogramas de frecuencia de los niveles de exposición por cada atributo. Cada color representa un nivel de exposición.....	131
Figura 5.6. Validación del modelo conceptual a través de un árbol de decisión para clasificar el nivel de exposición del acuífero a contaminantes, de acuerdo a los atributos del relieve kárstico.....	132
Figura 5.7. Mapa de exposición del acuífero a contaminantes, considerando atributos del relieve kárstico. ....	133
Figura 5.8. Ejemplos de cenotes (dolinas). A) Cenote Noc-Ac en el municipio de Hunucmá; B) Cenote Xlakah en el municipio de Mérida, ambos están en contacto con el acuífero y se ubican en la planicie B.1; C) Cenote Tza-Ujun-Kat en el municipio de Homún y D) es la vista exterior del cenote; E) hoyos de absorción, útiles para la extracción de agua en Cuzamá; F) entrada a gruta Chulul en el municipio de Homún; C, E y F se encuentran dentro de la zona del anillo de cenotes.....	140
Figura 6.1. Área de estudio: Yucatán vista desde el contexto nacional, aparentemente es una gran planicie; vista a más detalle, el aspecto de rugosidad es el reflejo del sistema kárstico dominada por diferentes tipos y tamaños de depresiones. La delimitación de las zonas hidrogeológicas fue tomado de Perry <i>et al.</i> , (2002).....	153
Figura 6.2. El suelo como filtro natural. A mayor aptitud, menor vulnerabilidad a la contaminación y viceversa.....	162

Figura 6.3. Mapa de la duración del periodo de lluvias (Modificado de Delgado-Carranza, 2010) y ejemplos de las gráficas para estimar periodos húmedos, de cuatro diferentes estaciones meteorológicas: A) Progreso, B) Mérida, C) Sotuta y D) Tizimin. ....	164
Figura 6.4. Diagrama metodológico general para la obtención del IVAKY .....	167
Figura 6.5. Mapa geomorfopedológico de Yucatán (Modificado de Aguilar <i>et al.</i> , en revisión).....	169
Figura 6.6. Vulnerabilidad a la contaminación por el factor kárstico (A), el factor edáfico (B) y el factor climático (C). También se presenta la matriz de preferencias y los pesos obtenidos con el AHP (D). ....	171
Figura 6.7. Mapa de la vulnerabilidad intrínseca del acuífero kárstico yucateco a la contaminación.....	172
Figura 6.8. Mapa de amenaza (A) y riesgo de contaminación porcina (B) .....	175

## INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Principales depresiones kársticas que constituyen zonas de absorción.....	32
Tabla 2.2. Conceptos y definiciones comúnmente usados sobre la protección de acuíferos, en el ámbito de la Hidrogeología.....	33
Tabla 2.3. Modelos para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación en acuíferos kársticos.....	37
Tabla 2.4. Índices agroclimáticos utilizados en la evaluación agroecológica de tierras.....	45
Tabla 2.5. Elementos del ambiente que deben considerarse de acuerdo a diferentes escalas.....	51
Table 3.1 Suitability index of soils as natural reactors of swine wastewater.....	68
Table 3.2 Suitability of soil associations for the application of swine wastewater.	70
Table 3.3. Numerical classification based in RDOM, SCE and PANM values using soil group as the discriminant variable.....	72
Table 4.1. Satellite images used for this study.....	87
Table 4.2. Detailed information of depressions within each karstic plain unit.....	95
Tabla 5.1. Descripción breve de las unidades geomorfológicas correspondientes al mapa geomorfológico (Figura 5.1).....	116
Tabla 5.2. Tipo de depresiones presentes en la zona de estudio.....	122
Tabla 5.3. Matriz de evaluación de exposición ingresada en el software Weka...	128
Tabla 6.1. Resumen de los factores, atributos e indicadores para la evaluación de la vulnerabilidad (puntuación de 1 a 9 de menor a mayor vulnerabilidad respectivamente).....	166
Tabla 6.2. Características principales de las unidades geomorfopedológicas.....	170

## RESUMEN

Los acuíferos kársticos abastecen alrededor del 25% de la población mundial y son recursos indispensables para ecosistemas específicos. Sin embargo, los acuíferos kársticos funcionan de manera muy diferente a otros tipos de acuíferos, debido a su heterogeneidad y anisotropía. Entre sus características particulares está la presencia de formas de absorción que conectan directamente con las redes de conductos internos del acuífero, generando que los procesos de atenuación de los contaminantes, sean nulos o poco eficientes y la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos es mayor.

Las metodologías convencionales para evaluar la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos kársticos están basadas en los enfoques hidrogeológicos. Cada vez más se insiste en que la comprensión de la vulnerabilidad requiere de una visión transdisciplinaria e integral, tanto de propiedades o atributos, como de procesos; estas necesidades pueden ser cubiertas a través del enfoque geomorfopedológico, sustentado con la información obtenida en los levantamientos de suelos en campo y ofreciendo diversas formas para transferir el conocimiento desde el nivel pedón (perfil del suelo) hasta a nivel de paisaje.

El objetivo general del presente trabajo fue el diseño de un modelo conceptual y cartográfico de la vulnerabilidad a la contaminación de aguas subterráneas en karst tropical con el uso del enfoque geomorfopedológico. Se requirió de la espacialización y validación de las funciones de pedotransferencia y la generación de un índice de aptitud del suelo como filtro natural. También se realizó un análisis de la distribución espacial, morfometría y tipología de las depresiones kársticas, atributos necesarios para la diferenciación geomorfológica en las extensas planicies del centro y oriente de Yucatán. Se incluye también la duración del periodo de lluvias y su relación con la vulnerabilidad del acuífero. Todos estos factores (relieve, suelos y clima) fueron integrados en un modelo conceptual y cartográfico que denominamos el “índice de vulnerabilidad del acuífero kárstico yucateco (IVAKY).

Se identificó que el anillo de cenotes y parte de la zona noreste, presentan el nivel extremo de vulnerabilidad, debido a la predominancia de dolinas en contacto con el acuífero y suelos como los LPnt, LPli, LPrz, ocupando una superficie de 7383,8 km<sup>2</sup> (19% de la superficie total). Una superficie similar (7256,8 km<sup>2</sup>) la ocupa el nivel “muy alta”, donde las características principales de vulnerabilidad son la baja altitud y el grupo de suelo dominante, LPli. Los niveles bajos y muy bajos de vulnerabilidad, se ubican en el sur, en áreas de igual o mayor a 50 msnm, con densidades bajas y media

de depresiones tipo uvalas y poljés y suelos como LV, VR y ST asociados con LP, ambos niveles ocupan el 12% de la superficie estatal. El mapa IVAKY sirvió para elaborar un escenario de riesgo de contaminación porcícola, identificándose los mayores riesgos en el municipio de Mérida y alrededores, así como en el oriente de Yucatán. Se recomienda priorizar la implementación de medidas de protección, prevención y mitigación en ambas zonas.

Palabras clave: depresiones kársticas, Leptosol, hidropedología, árboles de decisión, método de jerarquías analíticas.

## ABSTRACT

Karst aquifers supply about 25% of the world population and are considered essential resources ecosystems. However, karst aquifers work very differently from other types of aquifers, due to their heterogeneity and anisotropy. Among specific characteristics in karstic aquifers is considered that they are present in different types of depressions such as sinkholes, pits and sumps that are absorbing forms connecting directly to networks, internal passages in the aquifer, causing non-existent or inefficient pollutant attenuation processes are and a vulnerability to an increased probability contamination in the aquifers.

Conventional methodologies for assessing the vulnerability to contamination of karst aquifers are based on hydrogeological approaches. It is increasingly stressed that the vulnerability diagnosis requires a holistic and interdisciplinary approach to the features, attributes and processes; these needs can be fulfilled through an geomorphopedological approach, supported by the information obtained in soil surveys in field and offering different ways to transfer knowledge from the pedon (soil profile) to landscape level.

The general objective of this study was to design a conceptual and cartographic model of vulnerability to groundwater contamination in tropical karsts using a geomorphopedological approach. It was required spatialization and validation of pedotransfer functions as well as generating a soil suitability index as a natural filter. An analysis of the spatial distribution, morphometry and typology of karstic depressions (sinkholes, uvalas and poljes) was also performed, as these are required attributes for geomorphological differentiation in the extense plains of central and eastern Yucatan. It has also included the duration of the rainy season, which considers its distribution, frequency and intensity and its relation to the aquifer vulnerability. All these factors (relief, soils and climate) were evaluated separately, generating maps and conceptual models of the relation and the influence they have on the aquifer vulnerability. Finally, they were integrated by means of an index, called "Índice de la Vulnerabilidad del Acuífero Kárstico Yucateco" (IVAKY) (Vulnerability Index of Yucatecan Karstic Aquifer). For integration and validation of models were used techniques as multi-criteria analysis, decision trees and the method of analytic hierarchies process (AHP).

Among the main results, it was found that the cenotes ring and part of the northeast area -"field of sinkholes" - have an extreme vulnerability level due to the medium and high densities in depressions, predominance of sinkholes in contact with the aquifer and shallow soils as LPnt, LPli, LPrz, occupying an area of 7383,8 km<sup>2</sup> (19% of the



total area). A similar surface (7256.8 km<sup>2</sup>) is occupied by a very high vulnerability level, where the most influential variables are the low altitude (below 10 mamsl) and dominants soils group LP (LPnt and LPli).

The high level of vulnerability has a greater surface area 13067,4 km<sup>2</sup> (33% of the state area). It occupies the northwest coast, is less than 10 mamsl height, with less than 3 months duration of the rainy season and with no humid period, but with sandy soils (AR/SC). The rest of the area is around 20 and 30 mamsl, but it has more than 3 months of rainy and wet periods. The medium and high density of depressions in sinkholes is the most influential variable in the definition of high vulnerability to contamination.

The "low" and "very low" vulnerability levels are located in the south, in areas of equal or greater 50 mamsl, with low and medium densities in more extended depressions, type uvalas and poljes and deep and clay soils such as LV, VR and ST associated with LP, both levels occupy 12% of the state area.

The IVAKY index is based in comprehensive approaches that had not been previously considered for the study area. The result is therefore a further differentiation of the vulnerability according to the characteristics in the physical environment. The map was used to develop a risk scenario of porcine pollution, identifying the greatest risks in the town of Merida and surroundings, as well as eastern Yucatan. It is recommended to prioritize implementation of measures of protection, prevention and mitigation in both areas.

Key words: karst depressions, Leptosol, hydrogeology, tree decisions, analytic hierarchy process (AHP)

# 1. INTRODUCCIÓN GENERAL<sup>1</sup>

## 1.1 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

Actualmente, los temas sobre el uso y la conservación del agua son de gran interés en el ámbito internacional. Se estima que aproximadamente el 3% del agua presente en el planeta Tierra es agua dulce pero la mayor parte de ésta se encuentra en los polos y menos del 1% está disponible para el ser humano, encontrándose principalmente en ríos, lagos y aguas subterráneas. De manera más particular, las aguas subterráneas de acuíferos kársticos están entre los más importantes recursos hídricos, siendo que el karst ocupa aproximadamente el 20% de la superficie terrestre en una variedad de climas y regiones, se estima que los acuíferos kársticos abastecen alrededor del 25% de la población mundial y son recursos indispensables para ecosistemas específicos dependientes de agua subterránea, como los petenes y los humedales, sin embargo, desde el punto de vista hidrogeológico son acuíferos muy complejos y tienen características distintivas que los hacen ser muy diferentes a otros tipos de acuíferos (Ford y Williams, 1989; Perrin, 2003; Bakalowicz, 2005).

Entre éstas características distintivas se encuentran la presencia de suelos con poco espesor y puntos de recarga de agua a través de “hoyos”, cavernas, dolinas u otro tipo de depresiones en los cuales los contaminantes entran directamente y llegan a las aguas subterráneas en donde pueden ser transportados a grandes distancias a través de conductos kársticos; por estas razones, se considera que en estos sistemas los procesos de atenuación de contaminantes son poco eficientes y por lo tanto la vulnerabilidad, entendida como la exposición natural a la contaminación es muy alta, principalmente por contaminantes que provienen de las actividades antrópicas que se realizan en la superficie del terreno. Diversos estudios han señalado que la urbanización, la industria y la agricultura, son las principales amenazas que causan cambios significativos en la calidad de las aguas subterráneas (Graniel *et al.*, 1999; Veni, 1999; Daly *et al.*, 2002; Kueny y Day, 2002; Andreo *et al.*, 2006; Nguyet y Goldscheider, 2006; De Waele *et al.*, 2009). También es ampliamente reconocido que la restauración de la calidad de un acuífero deteriorado por el ingreso de uno o varios contaminantes, constituye una tarea sumamente complicada en el aspecto técnico y generalmente de elevado costo, incluso a veces es prácticamente irreversible o

---

<sup>1</sup> Con base en el proyecto: Bautista F. y Y. Aguilar. 2006. “Análisis de la vulnerabilidad y riesgos de contaminación de las aguas subterráneas en el estado de Yucatán”. Convocatoria FOMIX-CONACyT (clave: YUC-2006-C05-66159)

irrealizable, por lo que es preferible prevenir que remediar (Zokaites, 1997; Pérez y Pacheco, 2004).

De acuerdo con diversos autores (Daly *et al.*, 2002; Zwahlen, 2003; Andreo *et al.*, 2006; Ravbar y Goldscheider; 2007) se considera prioritaria la conservación de estos acuíferos a través del establecimiento de “zonas de protección”. Para esto, se requiere como primera instancia la identificación de los diferentes grados de vulnerabilidad, las amenazas y los riesgos de contaminación. Existen en la bibliografía diferentes métodos y enfoques para la evaluación de la vulnerabilidad y riesgos de contaminación de acuíferos (Auge, 2004; Vlaicu y Munteanu, 2008; De la Rosa *et al.*, 2004; Díaz *et al.*, 2011). Entre los primeros métodos desarrollados para acuíferos kársticos están el EPIK (Doerfliger *et al.*, 1999) y el COPK, diseñados para países europeos (Daly *et al.*, 2002; Zwahlen, 2003) y el KARSTIC, una modificación del DRASTIC, desarrollado para regiones de Estados Unidos (Davis *et al.*, 2002). Éstos índices tienen un fuerte componente hidrogeológico, es decir, que predominan aquellas variables relacionados con el comportamiento subterráneo del acuífero en estudio, principalmente las propiedades físicas, como el espesor de la zona no saturada, el nivel piezométrico, granulometría litológica y de suelos, conductividad hidráulica, etc.

Sin embargo, el estudio y la comprensión de la vulnerabilidad de un acuífero, requiere de una visión transdisciplinaria e integral, tanto de propiedades o atributos, así como de procesos y funciones ambientales a diferentes escalas espaciales y temporales (Lin, 2003; Corwin *et al.*, 2006). Por esta razón, el problema de la contaminación del recurso hídrico, no es ajeno a otras disciplinas como la edafología, geomorfología, geografía, entre otras; y en este sentido, cada área científica ha intentado aportar sus enfoques teóricos y metodológicos en miras de el mismo objetivo, que es la identificación de zonas con mayor vulnerabilidad y riesgos de contaminación y su representación cartográfica para servir como una herramienta en la toma de decisiones dirigidas a una adecuada planeación del territorio y para proponer estrategias de preservación, protección, gestión y manejo de suelos, agua, insumos, etc.

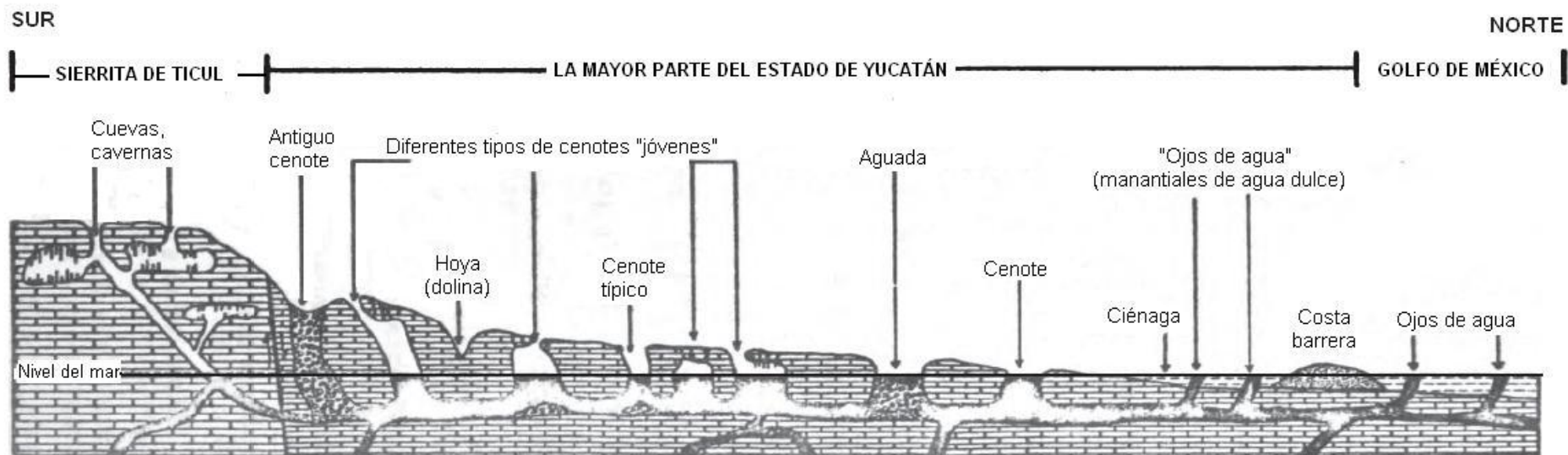
El estado de Yucatán tiene una superficie aproximada de 39340 km<sup>2</sup>, se ubica al sureste de la República Mexicana y dentro del contexto nacional, Yucatán tiene un arreglo aparentemente “plano” y con la creencia popular de que “no hay suelos”. Esta falsa apariencia de gran llanura, se debe a que está geológicamente compuesta en un 90% por carbonatos de calcio y magnesio, constituyéndose una zona kárstica por

excelencia, dominando en su superficie, diferentes tipos y tamaños de depresiones, asociadas a un complejo sistema de cuevas y flujos de agua subterránea, del cual se abastece toda la población. Aunque existen estudios previos (Cole, 1920; Fich, 1965; Lugo Hubp *et al.*, 1992) donde se reconocen esta diversidad de geoformas kársticas (Figura 1.1), éstas no han sido adecuadamente consideradas en los análisis de vulnerabilidad a la contaminación.

Los estudios previos de vulnerabilidad con enfoques hidrogeológicos, no han sido muy exitosos debido a que no se han aplicado metodologías para sistemas kársticos (Pérez y Pacheco, 2004; Gijón-Yescas, 2007) o si se aplican, no han sido lo suficientemente adecuados para la información disponible (Bolio *et al.*, 2011) (Figura 1.2).

Aunado a lo anterior, se reconoce que en Yucatán, las principales amenazas de contaminación de las aguas subterráneas es la materia orgánica proveniente de dos fuentes: a) los asentamientos urbanos que no cuentan con sistemas de drenaje; y b) las granjas porcinas, ya que se ha estimado que de los 6 095 500 m<sup>3</sup> anuales de aguas residuales generados, el 37% no recibe ningún tratamiento, depositándose los residuos en cavernas o grutas cercanas a la explotación (fuente puntual) o directamente a los suelos (fuente difusa) (Pacheco *et al.*, 2002; Drucker *et al.*, 2003; Méndez *et al.*, 2009).

El principal objetivo de la cartografía de la vulnerabilidad es representarla espacialmente a partir de mapas para ser considerados como herramienta para una adecuada planeación del territorio. Esta cartografía supone la incorporación de, entre otros, los conocimientos de la geografía física para fin de lograr tales propósitos (Bocco *et al.*, 2009). Recientemente se ha generado información de tipo ambiental para el estado de Yucatán, con enfoque ambiental e hidropedológico y con fines agrícolas principalmente, como bases de datos digitales y mapas de geoformas (Ihl *et al.*, 2007); clima y su uso en la planeación agrícola (Delgado *et al.*, 2011); suelos y su importancia desde el punto de vista agrícola y ambiental (Bautista *et al.*, 2003 a y b, 2004, 2005; 2007); calidad del agua subterránea con fines de abastecimiento y de uso agrícola y para identificar zonas contaminadas (Pérez y Pacheco 2004; Pacheco *et al.*, 2004; Delgado-Carranza *et al.*, Aceptado); Geopedología como marco geográfico de las actividades agrícolas y zonas agroecológicas con objetivos productivos y ambientales (Bautista y Frausto, 2006). A pesar de esto, aun se requiere un análisis a detalle principalmente del relieve, concretamente de las formas exokársticas negativas, así como la integración de toda la información previa mediante modelos conceptuales y cartográficos a través de los sistemas de apoyo a la decisión como los árboles de clasificación y los análisis multicriterio.



**Figura 1.1. Sección esquemática de sur a norte desde la Sierra de Ticul, hasta la costa, donde se ilustran diferentes tipos de depresiones y formas de absorción, relación con el nivel de agua y conexiones subterráneas (Modificado de Cole, 1910 y Finch, 1965).**

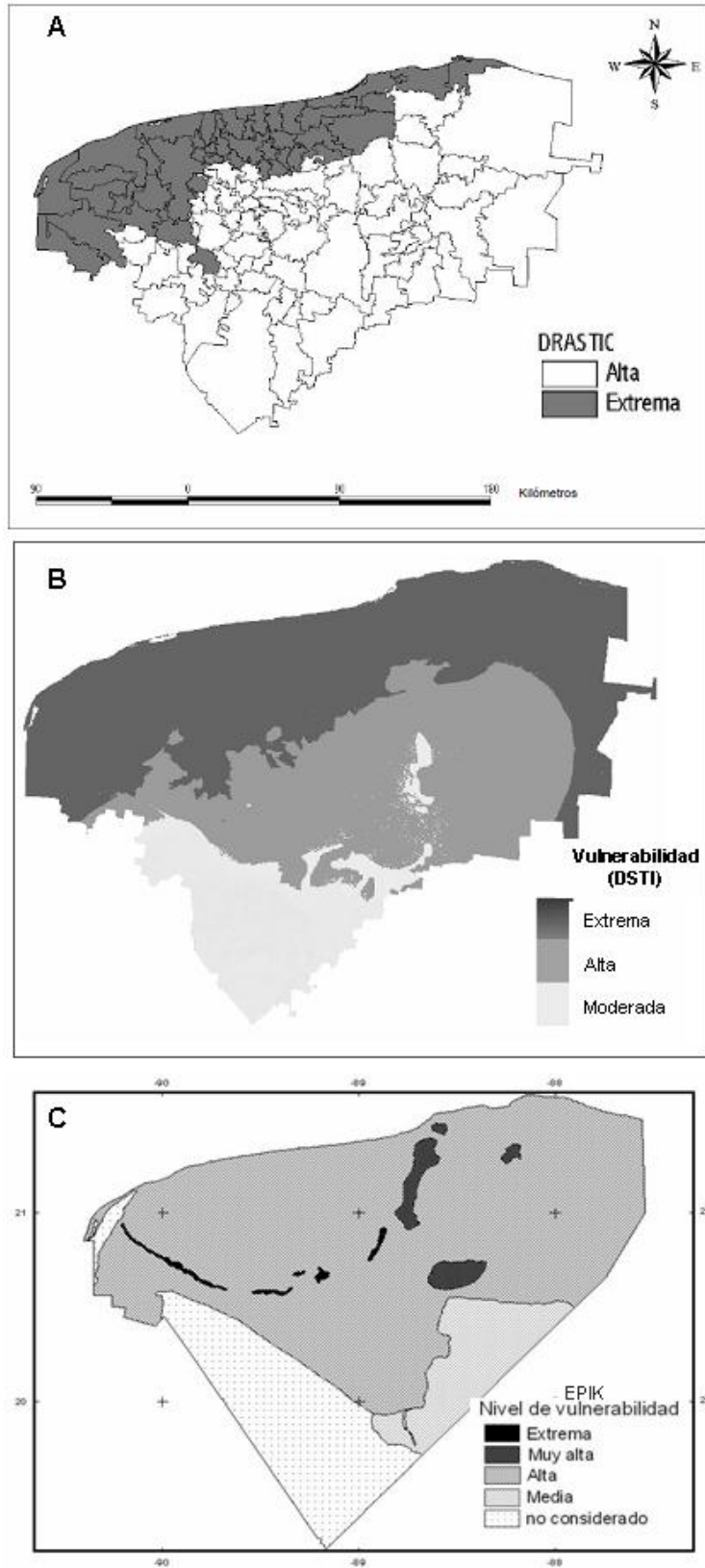


Figura 1.2. Mapas de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero kárstico de Yucatán, realizados con los enfoques hidrogeológicos: A) DRASTIC (Pérez y Pacheco, 2004); B) DSTI (Gijón-Yescas, 2007); y C) EPIK (Bolio *et al.*, 2011)

## **1.2 PREGUNTAS Y SUPUESTOS DE INVESTIGACIÓN**

A partir de los antecedentes, se plantearon las siguientes preguntas de investigación:

- La tipología y el análisis cuantitativo de las depresiones kársticas ¿permitiría una mejor diferenciación de las extensas planicies de Yucatán, principalmente las del centro y oriente del Estado?
- ¿Cómo el conocimiento geomorfoedáfico podría contribuir al mejoramiento de los mapas de vulnerabilidad intrínseca del acuífero kárstico yucateco?

Que generó plantear los siguientes supuestos:

- La diferenciación espacial de una planicie kárstica tropical es posible a partir de un análisis cuantitativo de las formas exokársticas negativas.
- La integración de conocimiento geomorfoedológico y climático permití evaluar la vulnerabilidad de los acuíferos kársticos que se encuentran en áreas grandes.

## **1.3 OBJETIVOS**

Para el presente trabajo de investigación, se platearon los siguientes objetivos:

1. Análisis de los enfoques teóricos y metodológicos que se han desarrollado para abordar el problema de la contaminación de acuíferos kársticos.
2. La aplicación y espacialización de funciones de pedotransferencia a la base de datos de suelos de Yucatán, para estimar la retención y transformación de materia orgánica disuelta contenida en aguas residuales.
3. Análisis morfométrico, densidad y tipología de las depresiones kársticas para diferenciar las grandes planicies del norte y oriente de Yucatán.
4. Propuesta de un índice de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero kárstico yucateco, basado en la integración de los factores relieve-suelos y clima.
5. Análisis del riesgo de contaminación por actividad porcícola.

## **1.4 ESTRUCTURA DE LA TESIS**

Esta tesis contiene nueve capítulos. El capítulo uno introduce a la justificación y problemática de estudio, se plantean las preguntas de investigación y los objetivos perseguidos. El capítulo dos, se enfoca al marco teórico de referencia donde se expone brevemente las particularidades del acuífero kárstico y se discuten los principales enfoques para el análisis de la vulnerabilidad a la contaminación. El capítulo tres, se centra en la importancia de los suelos como filtros naturales y se propone una metodología para la espacialización de la aptitud de los suelos haciendo uso de funciones de pedotransferencia y procedimientos estadísticos de validación espacial. El capítulo cuatro versa sobre la morfometría y la distribución espacial de las depresiones kársticas, como atributos importantes para diferenciar las grandes planicies de la zona de estudio. El capítulo cinco propone una primera aproximación del modelo conceptual de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero, utilizando únicamente atributos del relieve kárstico y árboles de decisión para validar el modelo propuesto. El capítulo seis conjuga la geomorfopedología y el componente climático, para obtener un índice integral el cual fue denominado IVAKY (índice de vulnerabilidad del acuífero kárstico yucateco). Asimismo y como una primera aproximación al estudio de las amenazas y riesgos, se evalúan los riesgos de contaminación por actividad porcícola. Finalmente se plantea una discusión general del trabajo (capítulo siete); se describen las principales conclusiones de la tesis (capítulo ocho), así como las perspectivas a seguir y algunas recomendaciones (capítulo nueve).

## **1.5 REFERENCIAS**

- Andreo B., Goldscheider N., Vadillo I., Vías J. M., Neukum C., Sinreich M., Jiménez P., Brechenmacher J., Carrasco F., Hötzl H., Perles M. J., y F. Zwahlen. 2006. Karst groundwater protection: First application of a Pan-European Approach to vulnerability, hazard and risk mapping in the Sierra de Líbar (Southern Spain). *Science of the Total Environment* 357: 54-73
- Auge M. 2004. Vulnerabilidad de acuíferos. *Revista Latino-Americana de Hidrogeología*, n.4, p.85-103. Disponible en: <http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/hidrogeologia/article/viewPDFInterstitial/2652/2193>
- Bakalowicz M. 2005. Karst groundwater: a challenge for new resources. *Hydrogeol J.* 13: 148-160.



- Bautista F., Aguilar Y., Rivas H. y R. Páez. 2007. Los suelos del Estado de Yucatán. En: Importancia del binomio "Suelo-materia orgánica" en el Desarrollo Sostenible. Sánchez Monedero M. A. y Cabañas Vargas D. D. (Eds). CSIC. España.
- Bautista F. Y O. Frausto. 2006. Base de datos digitales del medio físico para la creación de las zonas agroecológicas del estado de Yucatán. Informe final del proyecto CONACYT-Gobierno del estado de Yucatán. Clave Yuc-2003-C02-05.
- Bautista F. y G. Palacio (Ed). 2005. Caracterización y manejo de suelos en la Península de Yucatán, implicaciones agropecuarias, forestales y ambientales. Instituto de Nacional de Ecología. México D. F.
- Bautista-Zúñiga F, H. Estrada-Medina, J. Jiménez-Osornio y J. González-Iturbe. 2004. Relación entre relieve y suelos en zonas cársticas. *Terra Latinamericana*. 22(3): 243-254.
- Bautista F., Batllori E., Ortiz M. A., Palacio G. y M. Castillo. 2003 a. Geformas, agua y suelo en la Península de Yucatán. En: "Naturaleza y sociedad en el área maya". P. Colunga y A. Larque (Eds). Academia Mexicana de Ciencias y Centro de Investigación Científica de Yucatán. Yucatán, México.
- Bautista-Zúñiga F, J. Jiménez-Osornio, J. Navarro-Alberto, A. Manu y R. Lozano. 2003b. Microrelieve y color del suelo como propiedades de diagnóstico en Leptosoles cársticos. *Terra*. 21: 1-11.
- Bocco G., Mendoza M., Priego A. y A. Burgos. 2009. La cartografía de los sistemas naturales como base geográfica para la planeación territorial. Una revisión de la bibliografía. INE-SEMARNAT. México, D.F.
- 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](http://dialnet.unirioja.es/servlet/listaarticulos?tipo_busqueda=ANUALIDAD&revista_busqueda=12775&clave_busqueda=2011)
- Cole I. J. 1910. The caverns and people of Northern Yucatan. *Bull. Amer. Geogr. Soc.*, 42: 321-336. Disponible en: <http://www.jstor.org/stable/199038?seq=2>
- Corwin D.L., Hopmans J., and 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
- Daly D., Dassargues A., Drew D., Dunne S., Goldscheider N., Neale S., Popescu I. C. And F. Zwahlen. 2002. Main concepts of the "European approach" to karst-groundwater-vulnerability assessment and mapping. *Hydrogeology Journal* 10:340-345.
- 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
- 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](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112011000200005)
- Delgado C. C., Pacheco A. J. b, Cabrera S. A.b, Batllori S. E.c, Orellana R.a and Bautista F. Aceptado. Agricultural quality of karstic underground water: the case of Yucatán, México. *Agricultural Water Resources*.
- De Waele J., Plan L. and P. Audra. 2009. Recent developments in surface and subsurface karst geomorphology: an introduction. *Journal of Geomorphology* 106, 1-8.
- 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 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.
- Drucker A., Escalante R., Gómez V. y S. Magaña. 2003. La industria porcina en Yucatán: un análisis de la generación de las aguas residuales. *Problemas del desarrollo. Revista Latinoamericana de Economía* Vol. 34 (135): 105-124.
- Finch W. A. 1965. *The karst landscape of Yucatan*. National Research Council. Washington, D. C. 180 pp.
- Ford, D. C. y P. Williams. 1989. *Karst Geomorphology and Hydrology*. Unwin Hyman, USA.
- Gijón-Yescas N. 2007. Análisis especial de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación en el estado de Yucatán, México. Tesis para obtener el grado de Maestría en Ingeniería, Facultad de Ingeniería-Universidad Autónoma de Yucatán.
- Graniel C. E., Morris L. B. y J. J. Carrillo Rivera. 1999. Effects of urbanization on groundwater resources of Merida Yucatán, México. *Environmental Geology* 37(4): 303-312.
- Ihl T., O. Frausto, J. Rojas, S. Giese, S. Goldacker, F. Bautista and G. Bocco. 2007. Identification of geodisasters in the state of Yucatan, Mexico. *N. Jb. Geol. Paläont. Abh.* 246 (3): 299-311.

- Kueny J. A. & Day M. J. 2002. Designation of protected karstlands in Central America: a regional assessment. *Journal of cave and karst studies* 64(3), 165-174.
- Lin, H. 2003. Hydrogeology: Briding disciplines, scales, and data. *Vadose Zone Journal*, 2:1-11. Doi: 10.2113/2.1.1
- Lugo-Hubp, J.I., Aceves-Quesada, J.F., Espinasa-Pereña, R., 1992. Rasgos geomorfológicos mayores de la Península de Yucatán. *UNAM-Instituto de Geología* 10 (2): 143-150.
- Méndez Novelo, R, Castillo Borges, E., Vázquez Borges, E., Briceño Pérez, O., Coronado Peraza, V., Pat Canul, R. y Garrido Vivas, P. 2009. Estimación del potencial contaminante de las granjas porcinas y avícolas del estado de Yucatán. *Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY*, 13-2, pp. 13-21, ISSN: 1665-529X.
- Nguyet V. T. M. and N. Goldscheider. 2006. A simplified methodology for mapping groundwater vulnerability and contamination risk, and its first application in a tropical karst area, Vietnam. *Hydrogeology Journal* 1: (1-10). Disponible en: <http://www.springerlink.com/content/wqh5l311085263gg/fulltext.pdf>
- Pacheco, J., Cabrera, A. y R. Pérez. 2004. Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México. "Revista académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán", UADY, 8 (2), 165-179.
- Pacheco J., Cabrera A., Steinich B., Frías J., Coronado V. y J. Vázquez. 2002. Efecto de la aplicación agrícola de la excreta porcina en la calidad del agua subterránea. *Ingeniería* 6-3: 7-17.
- Pérez C. R. y J. Pacheco A. 2004. Vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación de nitratos en el estado de Yucatán. *Ingeniería* 8-1: 33-42.
- Perrin J. 2003. A conceptual model of flow and transport in a karst aquifer based on spatial and temporal variations of natural tracers. PhD thesis presented to the Faculty of Sciences of the University of Neuchâtel to satisfy the requirements of the Degree of Doctor of Philosophy in Science. Disponible en: [http://doc.rero.ch/record/2604/files/these\\_PerrinJ.pdf?ln=frversion=1](http://doc.rero.ch/record/2604/files/these_PerrinJ.pdf?ln=frversion=1)
- Ravbar N. and N. Goldscheider. 2007. Proposed methodology of vulnerability and contamination risk mapping for the protection of karst aquifers in Slovenia. *Acta Carsologica* 36(3): 397-411. Disponible en: <http://carsologica.zrc-sazu.si/downloads/363/5ravbar.pdf>
- Veni G. 1999. A geomorphological strategy for conducting environmental impact assessments in karst areas. *Geomorphology* 31: 151-180.
- Vlaicu M. & C. M. Munteanu. 2008. Karst groundwaters vulnerability assessment methods. *Trav. Inst. Spéol. "Émile Racovitza"*, t. XLVII: 107-118.

Zokaites C. 1997. Living on karst: a referente guide for landowners in limestone regions. Cave Conservancy of the Virginias. USA. 33 pp.

Zwahlen F. 2003. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. European Commission. Belgium. [http://www.genesys-hannover.de/cIn\\_145/nn\\_324632/EN/Themen/Wasser/Projekte/FuE/Cost620/cost620\\_\\_fb\\_\\_02\\_\\_pdf,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/cost620\\_fb\\_02\\_pdf.pdf](http://www.genesys-hannover.de/cIn_145/nn_324632/EN/Themen/Wasser/Projekte/FuE/Cost620/cost620__fb__02__pdf,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/cost620_fb_02_pdf.pdf)

## 2. VULNERABILIDAD Y RIESGOS DE CONTAMINACIÓN DE ACUÍFEROS KÁRSTICOS<sup>2</sup>

### Vulnerability and risk of contamination karstic aquifers

#### SUMMARY

Karstic systems occupy nearly 20% of the surface of the earth and are inhabited by numerous human communities. Karstic aquifers are among the most exposed to pollution from human activities taking place on the ground surface. 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 originated, thus requiring a thorough discussion due to the required multidisciplinary character. The objective of this review is to analyze the theoretical and methodological approaches applied to pollution of karstic aquifers. We analyze the European hydrogeological focus together with the contributions of land evaluation, and a geographic approach, emphasizing the relevance of a geomorphological analysis as a cartographic basis for the analysis of vulnerability and risks. From the analysis of models, approaches and methodologies we recommend the following: to form an interdisciplinary work team, to elaborate a conceptual model according to the site and the working scale and, finally, to elaborate, apply and validate the model.

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

#### 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 de revisión es el análisis de los enfoques teóricos y metodológicos utilizados para atender la contaminación de los acuíferos kársticos. Se analiza el enfoque hidrogeológico europeo, las evaluaciones de tierras, el hidropedológico y el geográfico. Asimismo, se destaca la importancia del análisis geomorfológico, como base cartográfica para el análisis de la vulnerabilidad y riesgos. Del análisis de los modelos, enfoques y metodología discutidos se genera la siguiente recomendación: conformar un equipo de trabajo

---

<sup>2</sup> Aguilar Duarte Y., Bautista F., Mendoza M. E., y Delgado-Carranza C. 2013. Vulnerabilidad y riesgos de contaminación de acuíferos kársticos. *Tropical & Subtropical Agroecosystems* 16: 243-263.

interdisciplinario, elaborar un modelo conceptual de acuerdo al sitio y a la escala de trabajo, elaborar el modelo, aplicarlo y validarlo.

Palabras clave: Hidrogeología; evaluación de tierras; hidropedología; Karst; calidad del agua.

## **2.1 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). También, “krs” o “kars” 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 (yeso, sal); metamórficas (cuarcita) 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). Algunos ejemplos de la dominancia del karst se encuentran en Europa donde abarca el 35% de la superficie (Goldscheider, 2005); en Estados Unidos superan el 20% (Davis *et al.*, 2002); en México y Centroamérica, consiste de aproximadamente 23% (154,000 km<sup>2</sup>) (Kueny y Day, 2002).

Las aguas subterráneas contenidas en acuíferos kársticos abastecen de agua alrededor del 25% de la población mundial; sin embargo, 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 sin adecuada planeación, cerca o sobre las zonas de recarga de acuíferos, son serias amenazas de contaminación debido a los residuos que generan y vierten 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; De Waele *et al.*, 2009).

La contaminación del agua subterránea en zonas de karst se ha convertido en uno de los problemas ambientales más graves del mundo (Guo *et al.*, 2007).

Se reconoce que la restauración de la calidad de un acuífero contaminado constituye una tarea complicada en el aspecto técnico y generalmente de elevado costo, incluso a veces es prácticamente 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). Por tal motivo, desde los años 60's comenzó un gran interés de la comunidad científica y de los gobiernos ante el problema de la contaminación de los acuíferos kársticos. Desde diversas disciplinas surgen diferentes 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 Cromptoets, 1998; Daly *et al.*, 2002; Zwahlen, 2003; De la Rosa *et al.*, 2004; Corwin *et al.*, 2006; Díaz Pereira *et al.*, 2011). Dichos modelos y enfoques de estudio tienen fortalezas y debilidades por lo cual, es necesario discutirlos y analizarlos en un contexto interdisciplinario.

El objetivo del presente artículo es el análisis de los enfoques teóricos y metodológicos que se han desarrollado para abordar el problema de la contaminación de los acuíferos kársticos.

## **2.2 LAS PARTICULARIDADES DEL ACUÍFERO KÁRSTICO**

El acuífero kárstico considerado como sistema, puede dividirse en cuatro subsistemas:

- Zona de absorción o recarga: el agua pasa al interior de los acuíferos de manera difusa o concentrada. La zona incluye al suelo y al relieve (epikarst) y una parte del agua infiltrada puede ser temporalmente almacenada. Se presentan puntos de recarga directa a través de “sumideros” (swallet hole), y diferentes tipos de depresiones como las dolinas, uvalas y poljés en las cuales se concentra la recarga (Pavlopoulos *et al.*, 2009; Stokes *et al.*, 2010) (Tabla 2.1).
- Zona de circulación vadosa no saturada o de transferencia vertical, que se conecta con la zona freática por medio de un drenaje a través de una red vertical de fisuras y conductos. El agua, por efecto de la gravedad desciende en forma de torrenteras y cascadas erosionando las paredes hasta dejarlas pulidas.
- 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 actúa como zona vadosa.
- Zona freática o saturada, es una red de conductos de alta permeabilidad y con una capacidad alta 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) y con velocidades de reacción variables; además, por la dualidad de la descarga (autogénica vs. alogénica), infiltración (difusa vs. concentrada) y por la porosidad (conductos vs. matriz fisurada) los kársticos son muy

diferentes a otros acuíferos (Perrin, 2003; Bakalowicz, 2005). Por ejemplo, el grado de disolución de la roca dependerá de varios factores: la disponibilidad de agua y su forma de recarga; litología y estructura de las rocas y, el clima. Dependiendo de estos factores, se origina un conjunto de 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).

### **2.3 EL CONCEPTO DE VULNERABILIDAD Y SUS FORMAS DE EVALUACIÓN**






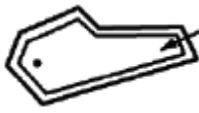
El concepto “vulnerabilidad” a la contaminación de las aguas subterráneas se refiere a “la protección natural que los estratos terrestres ejercen para atenuar la entrada de contaminantes hacia los acuíferos” (Albinet y Margat, 1975). Esta definición hace referencia a la exposición natural que tiene un acuífero, es decir, un acuífero más expuesto debido a su poca profundidad, material geológico y suelo muy permeable es más vulnerable a la contaminación. Existen una gran variedad de definiciones y tipos de vulnerabilidad (Tabla 2.2), pero en la mayoría se destaca a las “propiedades intrínsecas de los estratos suelo y subsuelo y del acuífero sobre la protección natural de las aguas subterráneas” (Auge, 2004).

El Consejo Nacional de Investigación (NRC, por sus siglas en inglés) de Estados Unidos (NRC, 1993) identificó tres grupos de métodos para evaluar la vulnerabilidad:

- Métodos con base en índices sintéticos de información espacial. Los primeros en diseñarse y los más comúnmente usados; combinan mapas de elementos del ambiente que se consideran influyentes en el transporte de agua y contaminantes. Cada elemento del ambiente tiene un intervalo de valores posibles, indicando el grado de influencia en la vulnerabilidad del agua subterránea.



Tabla 2.1. Principales depresiones kársticas que constituyen zonas de absorción

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. 2. Un lugar donde el agua desaparece subterráneamente en una región caliza. 3. Un "swallow hole" generalmente implica pérdida de agua en una depresión o un valle ciego (blind valley), mientras que 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, las dimensiones varían: pequeñas de forma circular o elíptica con un mayor ancho que profundidad. Se forman por la existencia de fracturas que se entrecruzan en el interior de la roca, apareciendo un punto de absorción para captar agua. Se forman por disolución o por colapsamiento (Pavlopoulos <i>et al.</i> , 2009).	
Dolina	Depresión de planta irregular, formada por la unión de dos o más dolinas. La uvala representa un estadio avanzado en el desarrollo del karst (Pavlopoulos <i>et al.</i> , 2009).	
Uvala	Depresiones amplias de gran tamaño, más de 1 km <sup>2</sup> , parecen valles o cuencas debido a su gran anchura y longitud. Las circunferencias de estas llanuras kársticas, generalmente son empinadas, su fondo es plano con sedimentos y tierra fértil, su drenaje es subterráneo, puede presentar diversas características hidrogeológicas (EPA, 2002; Pavlopoulos <i>et al.</i> , 2009).	
Poljé		

- Modelos de simulación basados en procesos. Desarrollados para ser aplicados a escala de detalle, intentan predecir el transporte de contaminantes tanto en el tiempo como en el espacio. Se simulan los procesos físicos del movimiento del agua y se asocian al destino y transporte de contaminantes, la mayoría modelan el transporte de pesticidas y nitratos de uso agrícola. Por ser modelos más sofisticados, no son ampliamente usados a nivel regional debido a su complejidad y los datos que se requieren, como son: parámetros del pesticida (coeficiente de distribución, solubilidad acuosa, constante de Henry, vida media, etc.); parámetros edáficos (coeficiente de dispersión, contenido de agua saturada, capacidad de campo, propiedades hidráulicas, densidad aparente, carbono orgánico, pH, etc.); 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).

Tabla 2.2. Conceptos y definiciones comúnmente usados sobre la protección de acuíferos, en el ámbito de la Hidrogeología

Concepto	Definición	Autor
Vulnerabilidad	Características intrínsecas que determinan la sensibilidad ( <i>sensitivity</i> ) de varias partes de un acuífero afectado por una carga contaminante.	Foster (1987)
Riesgo	La interacción entre la vulnerabilidad natural del acuífero y la carga contaminante.	
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 particular o algún uso del territorio.	
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 como hidrogeología, suelos, relieve, clima y vegetación inherentes del sistema en conjunto que determina la susceptibilidad a la contaminación principalmente por actividades antrópicas y 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).	
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 de una gama de actividades.	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	

- Modelos estadísticos. Estos métodos incluyen la descripción estadística de las concentraciones de un contaminante y el análisis de regresión para incorporar los efectos de distintas variables predictoras. Han recibido menor atención que

los anteriores. El objetivo de muchas aplicaciones estadísticas en la determinación de la vulnerabilidad, es describir en términos matemáticos (función o modelo), una relación entre la calidad del agua y las características naturales y/o humanas generadas en un área específica a través del uso de variables independientes.

- Métodos híbridos. Una cuarta categoría, resulta de la combinación de los métodos mencionados anteriormente y es conocida como métodos híbridos y se definen como cualquier método que combine índices, estadísticos y procesos (Antonakos y Lambrakis, 2006).

El NRC (1993) tiene cuatro elementos clave para evaluar la vulnerabilidad: 1) la definición de una referencia o ubicación del objeto de estudio que puede ser la tabla de agua, 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, etc.); 3) en la trayectoria del contaminante, generalmente se asumen los flujos verticales, pero otras características, como biocanales, grietas, fisuras, conductos de disolución en la zona vadosa, también deben ser consideradas, y 4) las escalas espaciales y temporales, principalmente hay que considerar las escalas en las cuales está disponible la información a evaluar, así como la escala de representación y la resolución espacial.

## **2.4 LOS MODELOS DE EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD PARA ACUÍFEROS KÁRSTICOS**

### **2.4.1 El enfoque hidrogeológico**

Las principales metodologías que han sido diseñadas para acuíferos kársticos son las publicadas por el grupo europeo “COST Action 620” que desde 1997 trabajan dentro del proyecto “Cartografía de la vulnerabilidad y riesgos para la protección de acuíferos kársticos carbonatados”, creando un marco conceptual y diseñando guías metodológicas considerando las particularidades del karst; la terminología que utilizan es la descrita en la Tabla 1.2 por Daly *et al.*, (2002) y Zwahlen, (2003). Los fundamentos en los cuales se basa el enfoque europeo, son los siguientes (Figura 2.1):

- a) El entendimiento de un modelo conceptual sobre el origen y la trayectoria del contaminante hacia el objetivo de evaluación. El modelo intenta responder tres preguntas: 1) ¿En dónde se origina el contaminante?, 2) ¿Cuál es su trayectoria?, y 3) ¿En dónde queremos evaluar el contaminante? En la primera cuestión es importante considerar, el tipo de fuente del contaminante que puede ser puntual o difuso; la segunda cuestión está relacionada con la eficiencia o no de las capas protectoras, así como al objetivo de evaluación relacionada con la tercera cuestión (el objetivo de evaluación puede ser las aguas subterráneas o las fuentes de abastecimiento y/o captación), si el objetivo de evaluación es el recurso “agua subterránea”, se consideran únicamente los flujos verticales; si el objetivo son las fuentes de abastecimiento como los pozos, la evaluación debe considerar adicionalmente 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 1.1) 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; estos tres factores (O, P y C) son importantes para evaluar el flujo vertical, cuando el objetivo de evaluación es el agua subterránea; iv) la red cárstica (Factor K, *karst network*), cuando se pretenden 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 (Tabla 2.3), han sido aplicados a acuíferos kársticos de diferentes países, como el método EPIK (Doerfliger *et al.*, 1999) aplicado en Suiza, 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), México (Bolio et al., 2011), entre otros (Tabla 2.3).

El método EPIK, por sus siglas en inglés, es el acrónimo de sus 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 que el intento de ser aplicado a grandes áreas sería desventajoso por la dificultad para obtener las bases de datos adecuadas menores o se requerirá alguna modificación del método para escalas menores, como lo realizaron Bolio et al., (2011).

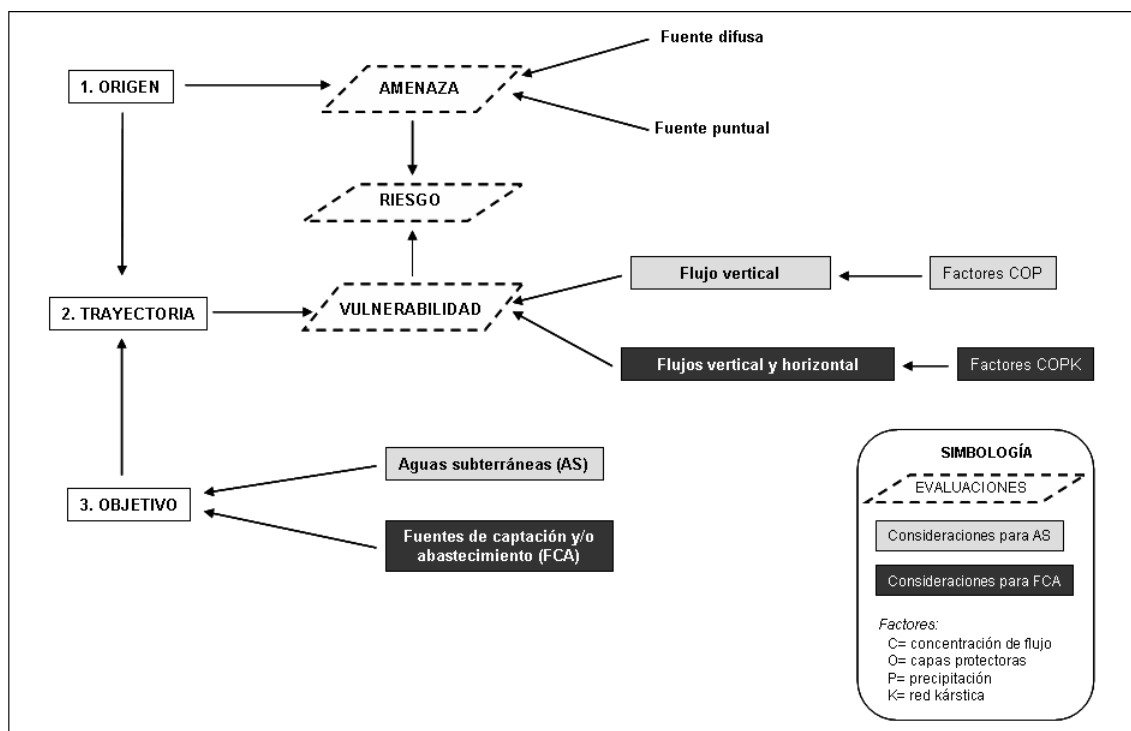


Figura 2.1. Modelo conceptual para la evaluación de las amenazas, vulnerabilidad y riesgo de contaminación de acuerdo con el enfoque europeo. (Elaboración propia con base en Zwahlen, 2003; Vlaicu y Munteanu, 2008).

Tabla 2.3. Modelos para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación en acuíferos kársticos

Modelo	Variables o factores	Evaluable 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			
	K: Red kárstica	Análisis hidrográficos y pruebas con trazadores			
COPK (enfoque europeo) (Daly <i>et al.</i> , 2002; Zwahlen, 2003)	C: Concentración de flujo	Similar al factor I del EPIK	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
	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.			
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 C: Concentración de flujo	Espesor y permeabilidad del suelo y subsuelo Recarga autogénica vs. Alogénica de acuerdo a la presencia de sumideros, dolinas, manantiales, etc.	Sobreposición y ponderación de mapas temáticos	a detalle	Simplifican el número de variables para zonas kársticas
El enfoque esloveno (Ravbar y Goldscheider, 2007 y 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: karst	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			
KAVI (van Beynen <i>et al.</i> , 2012)	C: Conductividad hidráulica	Medido a través de pozos	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,
	Suelo	Permeabilidad reportadas en levantamientos de suelos			
	Conductividad hidráulica del acuífero	Medido a través de pozos			
	Depresiones	Densidad de depresiones			
	Profundidad de la capa freática	Medido a través de pozos			

El método KARSTIC para evaluar la llamada “sensibilidad” (Davis *et al.*, 2002), es el acrónimo de las variables de evaluación que involucra en el modelo: la variable K (*karst sinkholes*) se refiere al desarrollo del karst y evidenciado a través de sus formas externas (dolinas, sumideros, conductos verticales) todos aquellos que reflejen la presencia de conductos de disolución y flujos preferenciales; A (*aquifer*, litología del acuífero y profundidad de la tabla de 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 estriba en que los autores argumentan 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.

Goldscheider (2005) trabajó en un área de 36 km<sup>2</sup> en Swabian Alb (Alemania) a una escala muy detallada; propuso el método PI para cartografiar la vulnerabilidad intrínseca del agua subterránea, con base en la evaluación del factor P (*protective cover*) y el factor I (*infiltrations conditions*). La cubierta protectora (factor P) es evaluada a través de la capacidad efectiva de campo del suelo, distribución del tamaño del grano del subsuelo, la litología, fisuración y fracturación de las rocas no kársticas y kársticas, el espesor de todos los estratos, la recarga media anual y la presión artesiana del acuífero. El intervalo de puntuación está dividido en cinco clases desde P=1 (muy baja protección) hasta P=5 (muy alta protección). El factor I describe las condiciones de infiltración y el grado en el cual el factor P se considere nulo, como resultado de las entradas directa de agua a través de depresiones abiertas y con mayor contacto con el acuífero. Los intervalos de puntuación van desde 1 para condiciones con recarga difusa, hasta 0, con recargas puntuales, valores intermedios (0.2, 0.4, 0.6, 0.8) dependen de las propiedades edáficas que controlan los procesos de flujo dominante, la vegetación, el grado de pendiente y la posición del sumidero, hoyos de absorción u otras depresiones. La evaluación final del factor PI es el producto de ambos factores de evaluación y se generan cinco clases de vulnerabilidad o protección que van desde muy baja a muy alta.

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 amenazas y 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 (*flor 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 riesgos (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 del número y tipo de las depresiones kársticas en el modelo, así como de la conductividad hidráulica del agua 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 (NRC, 1993; Lin, 2003), 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 las cuales no existen las variables de los modelos originales es necesario diseñar otros métodos más generales y con mayor incertidumbre.

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.

#### **2.4.2 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 por sus siglas en inglés) (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 Crompvoets, 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 de la capa freática, entre otros; ii) suelo donde se incluyen las propiedades físicas y químicas; iii) clima mediante índices agroclimáticos (Tabla 2.4) en su conjunto.
- 2) 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).

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 2.2), ambos modelos utilizan sistemas expertos como los árboles de decisión para el proceso de modelación (De la Rosa y Crompvoets, 1998; De la Rosa *et al.*, 2004; Abd-Elmabod *et al.*, 2010; 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.

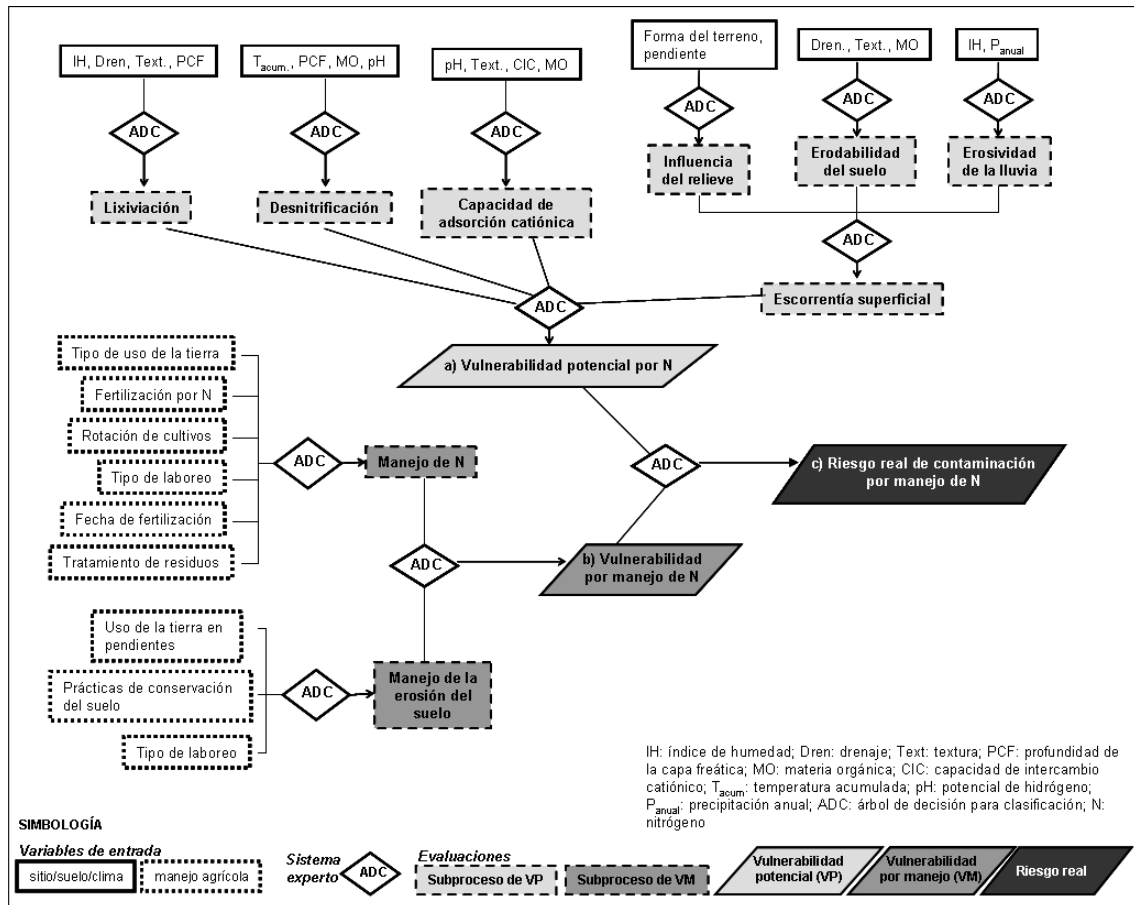


Figura 2.2. Ejemplo de algunos procesos para la evaluación de la vulnerabilidad y riesgo de contaminación por N con el modelo Pantanal. Los incisos a, b y c, corresponden a la explicación en el texto. (Elaboración propia con base en: De la Rosa y Cromvoets, 1998; Díaz *et al.*, 2011).

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 2.4); 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).

Los índices agroclimáticos son más sencillos de interpretar comparado con la nomenclatura técnica de los tipos de clima, además, la aplicación de éstos índices no es única y exclusiva dentro del contexto agronómico, sino también dentro del ambiental y ecológico (Delgado-Carranza *et al.*, 2010). 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 escorrentía. 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, 2010). 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<sub>p</sub>), 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 y manejo, 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 1:25 000 y mayores, en algunos casos a escalas regionales (Aguilar y Bautista, 2011).

Tabla 2.4. 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**

Donde: 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 :

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

Donde: 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:

$$MFi = \sum \left( \frac{p^2}{P^2} \right)$$

Donde: 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 general frecuente, 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 bien 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.

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

Donde: 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.

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

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

### 2.4.3 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 (Wösten *et al.*, 2001; Sobieraj *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 “edafopaisajes” 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 edafopaisaje, 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. (Romano y Palladino, 2002; Wösten *et al.*, 2001; Pachepsky *et al.*, 2006; Merdum *et al.*, 2006).

#### **2.4.4 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 existe un sin fin de 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 y 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, relaciones espaciales 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. Un acuífero que de manera natural contenga ciertas sales no aptas para consumo humano, será de menor importancia para la protección si se pretende ser usado con este fin, pero es probable que tenga otra utilidad. En contraste, un acuífero con calidad natural apta para el consumo humano, será menos resistente (más sensible) a un efecto dañino o amenaza, por lo que se prioriza su protección. El modelo esloveno, es el que ha intentado involucrar en su evaluación, el uso potencial de un 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).

#### 2.4.5 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; sin embargo, debe considerarse que el estudio del relieve es de capital importancia ya que:

- La zona de mayor absorción coincide con el relieve kárstico exterior, caracterizada por la presencia de suelos con poco espesor y puntos de recarga directa a través de dolinas.
- Las actividades antrópicas en estas zonas de recarga, son serias amenazas de contaminación.
- La concentración de flujo en estas formas de relieve negativo se correlacionan con la mayor exposición del acuífero.
- El estudio del relieve constituye base cartográfica de mayor precisión a escalas diversas (Tabla 2.5).

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 representarían, 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 de acuerdo con la densidad y tipo de depresiones; así como para identificar los flujos horizontales para determinar zonas de protección de fuentes de abastecimiento y/o captación de agua.

Tabla 2.5. 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)

## 2.5 CONSIDERACIONES Y PERSPECTIVAS

La elaboración de estudios sobre la evaluación de la vulnerabilidad de 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 ésta 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 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.

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.

## **2.6 REFERENCIAS**

- 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 vulnérabilité 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](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 Líbar (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+approximati+on+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](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](http://dialnet.unirioja.es/servlet/listaarticulos?tipo_busqueda=ANUALIDAD&revista_busqueda=12775&clave_busqueda=2011)
- Bouma, J. 2006. Hydrogeology as a powerful tool for environmental policy research. *Geoderma*, 131(3-4):275-286. Doi: 10.1016/j.geoderma.2005.03.009
- Commission of the European Communities (CEC). 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/CORO-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](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., Zwahlen, 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., Cromptvoets, 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](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
- Environmental Protection Agency (EPA). 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>
- Estrategia Internacional para la reducción de desastres (ISDR). 2009. Terminología sobre reducción del riesgo de desastres. ONU. Disponible en: [http://unisdr.org/files/7817\\_UNISDRTerminologySpanish.pdf](http://unisdr.org/files/7817_UNISDRTerminologySpanish.pdf) Consultado 25 de abril de 2010.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 1976. A framework for land evaluation. FAO Soils Bulletin. Italy. Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/X5310E/x5310e00.htm>
- Food and Agriculture Organization (FAO). 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 (Bihar Mountain, Romania). *Environmental Geology*, 51(5):713-718. Doi: 10.1007/s00254-006-0385-z

International Union of Soil Science (IUSS). 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](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. Hydrogeology: 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\\_Mapas\\_ZA\\_ALC.pdf](http://www.cazalac.org/documentos/Guia_Mapas_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? *Pedometron*, (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](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. CINESTAV-Mérida, México. pp. 15. Disponible en: <http://www.ciga.unam.mx/Seminariopy/Morales.pdf>  
<http://www.ciga.unam.mx/ciga/images/stories/eventos/resumenes%20seminario.pdf>  
Consultado el 10 de marzo de 2010.
- National Council Research (NRC). 1993. 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](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. Hydropedology 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/ArtPdfRed.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\\_PerrinJ.pdf](http://doc.rero.ch/record/2604/files/these_PerrinJ.pdf)
- Plan, L., Decker, K., Faber, R., Wagreich, M., Grasmann, 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](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](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](http://www.bgr.bund.de/EN/Themen/Wasser/Projekte/abgeschlossen/F+E/Cost620/cost620_fb_02_pdf.pdf?__blob=publicationFile&v=1)

### **3. EXTRAPOLATING THE SUITABILITY OF SOILS AS NATURAL REACTORS USING AN EXISTING SOIL MAP: APPLICATION OF PEDOTRANSFER FUNCTIONS, SPATIAL INTEGRATION AND VALIDATION PROCEDURES<sup>3</sup>**

#### SUMMARY

The aim of this study was the spatial identification of the suitability of soils as reactors in the treatment of swine wastewater in the Mexican state of Yucatan, as well as the development of a map with validation procedures. Pedotransfer functions were applied to the existing soils database. A methodological approach was adopted that allowed the spatialization of pedotransfer function data points. A map of the suitability of soil associations as reactors was produced, as well as a map of the level of accuracy of the associations using numerical classification technique, such as discriminant analysis. Soils with the highest suitability indices were found to be Vertisols, Stagnosols, Nitisols and Luvisols. Some 83.9% of the area of Yucatan is marginally suitable for the reception of swine wastewater, 6.5% is moderately suitable, while 6% is suitable. The percentages of the spatial accuracy of the pedotransfer functions range from 62% to 95% with an overall value of 71.5%. The methodological approach proved to be practical, accurate and inexpensive.

Key words: retention of organic matter; mineralization; soil carbon evolution; map accuracy; Yucatan.

#### RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue la identificación espacial de la aptitud de los suelos como reactores en el tratamiento de las aguas residuales porcinas en el estado de Yucatán, así como la elaboración de un mapa con los procedimientos de validación. Las funciones de pedotransferencia se aplicaron a la base de datos de suelos preexistente. Se aplicó un enfoque metodológico que permitió la espacialización de las funciones de pedotransferencia que son datos puntuales. Se elaboró un mapa de aptitud de las asociaciones de suelos como reactores, así como un mapa del nivel de precisión de las asociaciones mediante el uso de técnicas de clasificación numérica como el análisis discriminante. Los suelos con mayor índice de aptitud son Vertisoles, Stagnosoles, Nitisoles y Luvisoles, El 83.9% de la superficie del estado de Yucatán es marginalmente apta para el uso de los suelos como receptores de aguas residuales porcinas, el 6.5% es moderadamente apta; el 6% es apta. Los porcentajes de precisión de la

---

<sup>3</sup> Aguilar Y. 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 & Subtropical Agroecosystems* 13: 221-232.

Este trabajo recibió el primer lugar de trabajos presentado por estudiantes de posgrado en la sesión especial de "Nuevas metodologías, enfoques y técnicas de estudio de los suelos", realizado dentro de la Reunión anual de la Unión de Geofísica Mexicana, 2010. Puerto Vallarta Jalisco.

especialización de las funciones de pedotransferencia van desde 62% hasta un 95%, con un valor general del 71.5%. El enfoque metodológico resultó ser práctico, preciso y de bajo costo.

Palabras clave: retención de material orgánica; mineralización; evolución de carbono; precisión del mapa; Yucatán.

### **3.1 INTRODUCTION**

The current global environmental crisis has led to the recognition of the role of soils as a "reactor which filters, buffers and transforms matter to protect the environment, groundwater and food chain from pollution" (Blum *et al.*, 2006). Under these circumstances, integrated studies have been conducted relating soil, water and pollutants (IUSS, 2006), and hydropedology has emerged as a hybrid discipline the aim of which is to enhance pedological and hydrological knowledge in order to provide solutions to issues related to sustainable land use planning ( Lin, 2003; Bouma, 2006). Among the principal concerns of this discipline is the generation and use of pedotransfer functions (PTF).

These are mathematical models using widely known soil properties, reported in soil surveys or easily measured in the laboratory, to estimate processes that are difficult to measure, mainly those related to soil hydraulic properties (Rawls *et al.*, 2003; Pachepsky *et al.*, 2006). For this reason, most of the pedotransfer functions reported in the literature have been for the estimation of hydraulic conductivity and infiltration in soils (Wösten *et al.*, 2001; Sobieraj *et al.*, 2001; Nemes *et al.*, 2005). Recently, Aguilar *et al.*, (2011) designed pedotransfer functions with which it is possible to estimate the retention and mineralization processes of dissolved organic matter (DOM) from swine wastewater (SWW) in the soils of Yucatan. Pedotransfer functions of this type suggest the potential use of soils as natural reactors, considered a low-cost option for environmental management of organic waste, especially in developing countries (Friedel *et al.*, 2000; IUSS, 2006.) The application of pedotransfer functions requires as extensive a database of soils as possible. For zonification, it is desirable to have an existing soil map, created with a geomorphopedological approach (Zinck, 1988), as well as a technique to evaluate the accuracy of extrapolation (McBratney *et al.*, 2003; Mendonça-Santos, 2007).

The state of Yucatan, Mexico, has suitable conditions for soil mapping of environmental functions since, on the one hand, there is a serious problem of swine wastewater management, with the generation of 6,095,500 m<sup>3</sup>/year, of which 37% receives no treatment (Drucker *et al.*, 2003) constituting a source of contamination of soils and aquifers (Pacheco *et al.*, 2004, Herrera and Morales, 2009); and on the other, it has



enough inputs to conduct a statewide spatial extrapolation. These inputs include: i) Pedotransfer functions on the use of soils as natural reactors (Aguilar *et al.*, 2011; Bautista *et al.*, 2010), ii) a database of soils comprising 400 profiles with field and laboratory data (INEGI, 1984abcdef; Estrada, 2000, Bautista *et al.*, 2003ab, 2004, 2005, Amaya *et al.*, 2005; Hernández, 2005; May and Bautista, 2005); and iii) an existing soil map created with a geomorphopedological approach (Bautista *et al.*, 2007; Ihl *et al.*, 2007). An accurate map can be created with the above inputs, using multivariate numerical classification techniques such as discriminant analysis, whereby it is possible to ascertain the percentage of individuals correctly assigned to groups previously formed through the analysis of continuous variables that characterize the groups (Bautista *et al.*, 2003 b, Bautista *et al.*, 2009b, Giasson *et al.*, 2008, Feldman *et al.*, 2009).

Under these circumstances, the objective of this work was the application of pedotransfer functions to the database of soils of the state of Yucatan in order to estimate the retention and transformation of dissolved organic matter in soils and spatially identify the suitability of soils as reactors in the treatment of swine wastewaters; as well as the development of a map with validation procedures. This practical information constitutes a valuable instrument for decision making in the field of environmental conservation.

## **3.2 MATERIALS AND METHODS**

### **3.2.1 Study area**

The state of Yucatan is located in the north of the Yucatan Peninsula, southeast Mexico. The geological formations in this state are made up of Tertiary limestone, which are sequentially distributed from younger in the north (Pliocene-Miocene) to older in the south (Eocene). The main soil groups in the southern part of the state of Yucatan are Cambisols (CM), Luvisols (LV), Vertisols (VR) and Leptosols (LP) (Figure 3.1), overlaid by sediments of the Pliocene epoch that constitute karstic plains and hills, mainly comprising Cambisols and Leptosols. The coastal zone is made up of plains of sediments from the Quaternary period, consisting mainly of Arenosols (AR), Solonchaks (SC), Gleysols (GL) and Histosols (HS) (from the Pleistocene and Holocene epochs) (Bautista *et al.*, 2007; Ihl *et al.*, 2007). Yucatan is characterized by a “warm” to “very warm” climate, and there is a gradient of average annual precipitation ranging from 200–400 mm in the northwest to 1000–1200 mm in the southeast (Bautista *et al.*, 2009 a). The climate in Yucatan, based on Köppen’s classification, as modified by García (2004), has the following subtypes: semi-arid and subhumid warm.

The distribution of the vegetation is a consequence of the climatic zones and of the rainfall regime. The types of vegetation present in Yucatan are from coastal dune scrub to seasonal deciduous forest.

### 3.2.2 Handling of soil database and application of pedotransfer functions

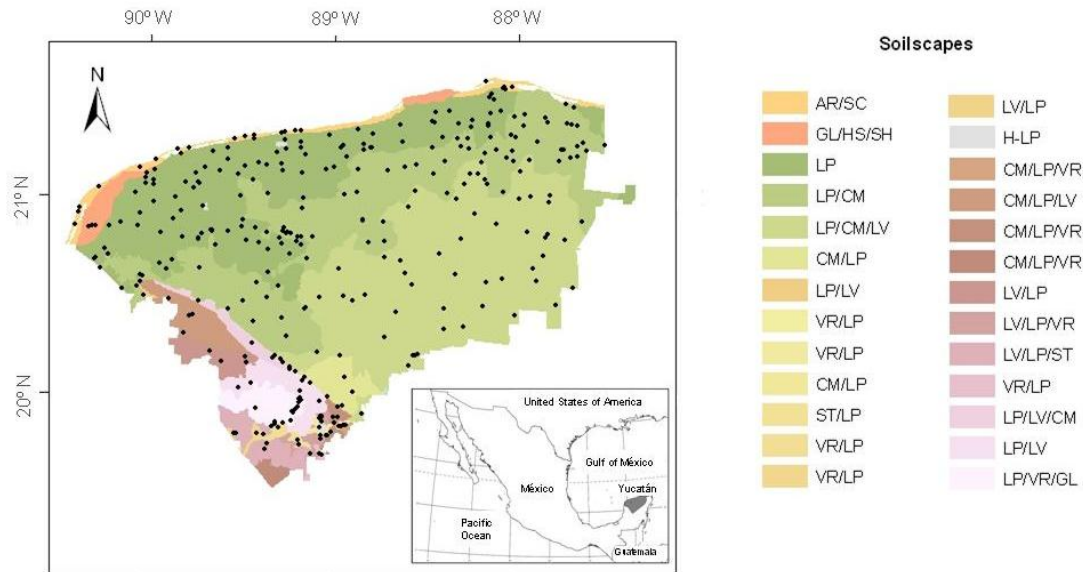
The state of Yucatan Mexico has the software "Multilingual Soil Profile Database" (SDBm) (De la Rosa *et al.*, 2002), with the registration of 400 soil profiles, 100 are field descriptions and 300 are profiles with analytical data. All profiles are classified under the World Reference Base for Soil Resources (WRB) scheme (IUSS working group WRB, 2006). The pedotransfer functions were applied to 202 records of soil profiles that included the properties of organic matter (OM), cation exchange capacity (CEC) and percentage of clay (PC). The pedotransfer functions enabled estimation of the retention of DOM (RDOM) and DOM mineralization through soil carbon evolution (SCE) and potential anaerobic nitrogen mineralization (PANM), the PTF were (Aguilar *et al.*, 2011):

- RDOM
- $= 41.5 + (2.8*CEC) - (0.81*PC) - (3.5*OM) \quad r = 0.81$
- $SCE = 542.3 + (20.1*OM) + (4.6*CEC) - (2.7*PC) \quad r = 0.96$
- $PANM = -8.4 + (3.45*OM) + (1.12*PC) - (2.2*CEC) \quad r = 0.88$

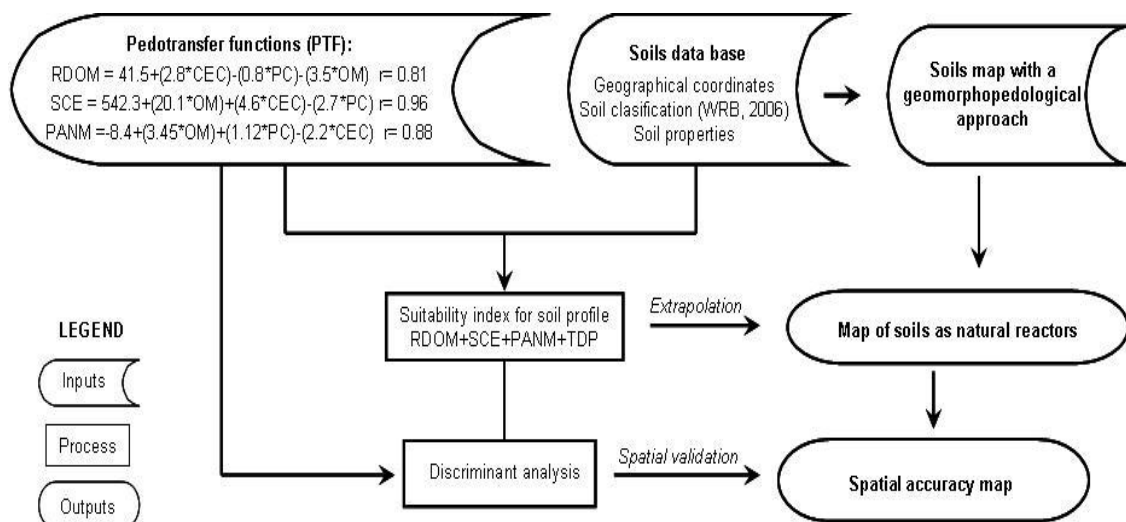
### 3.2.3 Spatial integration: mapping the suitability of soils as natural reactors

With the results of the pedotransfer functions, and also considering the total depth profile (TDP) of the soil, multi-criteria analysis was performed in order to obtain a suitability index (SI) for each soil group classified according to the WRB (IUSS working group WRB, 2006) (Figure 3.2). The retention of dissolved organic matter (deuration), the soil carbon evolution (decomposition) and the total depth profile (TDP) (protection factor), are considered to be environmental properties, and the anaerobic nitrogen mineralization potential as a criterion of fertility. The proposed suitability index is:

$$SI = (RDOM * 0.25) (SCE * 0.25) (PANM * 0.25) (TDP * 0.25).$$



**Figure 3.1. Study area location. Pointst indicate the database soil profiles. (Modified from Bautista *et al.*, 2007 and Ihl *et al.*, 2007).**



**Figure 3.2. Methodological flow diagram.**

The suitability index values were transformed to percentages and equal weights (0.25) were assigned to the variables. The SI selects soils with lower adverse effects and greater benefits from the use of swine wastewaters (Auxiliadora and Manera, 2003).

The 1:250,000 scale soil map reported by Bautista *et al.*, (2007) and Ihl *et al.*, (2007), with some modifications such as the changes in geomorphic nomenclature, and the inclusion of new data from soil profiles in areas without soil information, was used as a cartographic base (Figure 3.1). This map shows the geomorphic units of Yucatan differentiated by morphometric attributes (altitude and slope) (Ihl *et al.*, 2007) and

contained within each geomorphic unit is the soil association information (Bautista *et al.*, 2007), which are the soil groups with the largest representation at that level. A Total Suitability Index (TSI) was calculated per soil association. In assessing the suitability level of the soil associations, the LP of the isolated hills or lined hills was not considered because they occupy the upper part the micro-relief, which is why their use is very limited in agriculture. In cases where there is only field pedological information, averages of the profiles of other geofoms were used for each soil group to estimate the suitability index of the soil association.

The Total Suitability Index was obtained by allocating a percentage weight to the Suitability Index of each soil group according to its dominance in the association: a)  $TSI = SI_1$  from soil; b)  $TSI = (SI_1 * 0.6) + (SI_2 * 0.4)$ ; c)  $TSI = (SI_1 * 0.5) + (SI_2 * 0.3) + (SI_3 * 0.2)$ .

Suitability classes of soils as natural receptors of swine wastewaters per soil association were: a) S1, Suitable, b) S2, moderately suitable; c) S3, marginally suitable, and d) U, unsuitable. The map was developed using the ArcGIS software, according to the suitability classes of the soil associations as receptors of swine wastewaters.

### **3.2.4 Validation procedures: spatial accuracy map**

To test if the soil group determined the retention of dissolved organic matter, soil carbon evolution and potential anaerobic nitrogen mineralization regardless of the geofom in which it is found, a discriminant analysis was implemented in which soil group (AR, CM, GL, LP, LV, SC, ST and VR) was the classification variable (categorical variable) and the explicative variables were the estimated process with the pedotransfer functions as retention of dissolved organic matter, soil carbon evolution and anaerobic nitrogen mineralization potential, and also the suitability index (continuous variables). If discriminant function analysis is effective for a set of data, the classification table of correct and incorrect estimates will yield a high percentage at correct assignation (Bautista *et al.*, 2009 b). The discriminant analysis was applied to 179 data of soils using the software STATGRAPHICS Plus. Groups such as: CL, KS, NT and PH are not included in the associations of soil and were not considered in the discriminant analysis, thus reducing the number of profiles from 202 to 179.

With the correct allocation percentages (accuracy) for each soil group, a precision map of soil associations was developed following the same procedure as for the overall suitability map and using four categories of precision: A) greater than 90%, B) between 80 and 89%, C) between 70 and 79%, and D) between 60 and 69%.

### 3.3 RESULTS

#### 3.3.1 Suitability of soils as reactors

The soil groups with greatest retention of dissolved organic matter were the Phaeozem (PH), VR, CL, LP and CM with 99, 89, 78, 75 and 71%, respectively (Table 3.1). The soil carbon evolution was higher in the LP with 895 mg C kg<sup>-1</sup> soil. The anaerobic nitrogen mineralization potential showed two patterns of behavior: a) soils with negative values, and b) soils with positive values. The soil groups with the highest suitability index are VR, NT, ST, and LV. The suitability index generated by the integration of retention of dissolved organic matter, soil carbon evolution, anaerobic nitrogen mineralization potential, and total depth profile generally shows low variability.

#### 3.3.2 Map of evaluation of soils as reactors

The suitable areas (S1) have indices with values ranging from 40-45, with the highest rates occurring when soil associations present two groups of deep and clay soils, such as Luvisols, Vertisols and Stagnosols (Table 3.2). In general, class S1 occupies 6% of the area of the state, which corresponds to 2350 km<sup>2</sup> (Figure 3.3), and it is in these sites where the opportunities for agricultural use of swine wastewater exist.

Table 3.1 Suitability index of soils as natural reactors of swine wastewater

Soil Group	N	RDOM (%)		SCE (mg kg <sup>-1</sup> )		PANM (mg kg <sup>-1</sup> )		TDP (cm)		SI	
		$\bar{x}$	$\alpha$	X	A	$\bar{x}$	A	$\bar{x}$	$\alpha$	$\bar{x}$	$\alpha$
VR	12	89	36	623	46	-10	29	100	16.7	45	1
NT	1	22		604		39		150		44	
ST	4	51	34	564	90	17	27	92	7	44	2
LV	29	51	20	655	123	12	22	93.3	32.2	42	4
AR	4	35	5	580	26	0,2	6	102.3	6.3	38	1
CM	48	71	42	769	144	-7	38	65.5	30.7	36	7
CL	8	78	46	779	170	-13	36	50	14	33	6
PH	8	99	15	824	117	-29	11	37	13.3	30	3
KS	2	56	34	698	66	2	29	38	2.8	28	0
GL	1	32		581		7		50		27	
LP	78	75	25	895	169	-12	21	18.4	7.9	26	4
SC	7	36	17	680	107	9	15	27.3	12.4	24	4

RDOM = retention of dissolved organic matter; SCE= Soil carbon evolution; PANM= potential anaerobic nitrogen mineralization; TDP= Total depth profile; SI= suitability index;  $\bar{x}$ = mean;  $\alpha$ = standard deviation. VR= Vertisol; NT= Nitisol; ST= Stagnosol; LV= Luvisol; AR= Arenosol; CM= Cambisol; CL= Calcisol; PH= Phaeozem; KS= Kastanozem; GL= Gleysol; LP= Leptosol and SC= Solonchak.

Moderately suitable areas (S2) have index values ranging between 34 and 38, where within the association there are two groups of soils and the first is a clay soil, such as VR/LP, ST/LP and LV/LP, or when the soil association is of three groups and at least one group is a deep and clayey soil, such as CM/LP/LV and LP/VR/GL (Table 3.2). Together, these represent 6.5% of the area of Yucatan, equivalent to 2516 km<sup>2</sup> (Figure 2.3), and consist of zones with areas from 21 km<sup>2</sup> to 802 km<sup>2</sup>.

Marginally suitable areas (S3) have suitability index values ranging from 26 when the Leptosol group dominates the cartographic unit and is of a large area, to zones with a suitability index equal to 32. In this class of suitability the associations are of two groups of soils, where LP is usually the dominant group. There is only one site with an association of three groups of soils (LP/CM/LV) in which there is a deep and clayey soil, but it is less dominant, which is why its weight in the index is lower (Table 3.2). In general, these areas represent 83.9% of the area of Yucatan, equivalent to 32,732 km<sup>2</sup>, and are where all the pig farms in the state of Yucatan are found, mainly in the city of Merida and its surroundings (Figure 3.3).

Unsuitable areas (U), while still showing index values that could be considered between the classes S3 and S2, were not thus classified due to the nature of the Arenosols, Solonchaks, Gleysols and Histosols (Table 3.2), all of which lack agricultural importance because of low fertility, salinity, poor drainage and high susceptibility to degradation, respectively. Moreover, these soils are located in biodiversity protection areas of great ecological and environmental importance, such as the Peten, mangrove and coastal dune scrub. They cover 3.6% of the area of Yucatan, equivalent to 1395 km<sup>2</sup> (Figure 3.3).

In the associations with suitable level, the group LP is always associated with a group or two groups of deep soils of high clay content, such as LV, VR and/or ST. However, this rule is similarly evident in associations classed as moderately suitable, although there are some differences in some associations where the CM group is dominant. The associations classified as marginally suitable present CM or LP as dominant soil groups; LV is present in some associations, but to a lesser extent.

Table 3.2 Suitability of soil associations for the application of swine wastewater

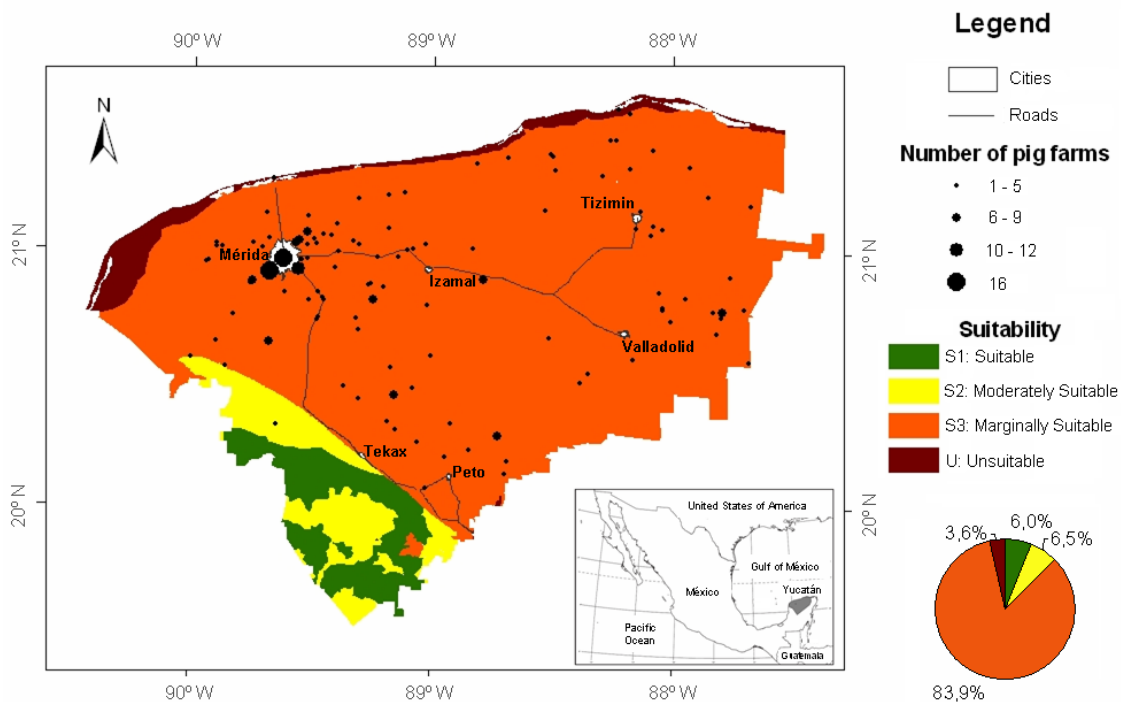
ID= Geoform	Soils	Suitability index	Class	Surface (km <sup>2</sup> )	Accuracy (%)
K2	LV/LP/VR	45	S1	194	68
K3	LV/LP/ST	44	S1	728	63
K4	VR/LP	44	S1	39	83
K1	LV/LP	43	S1	555	67
L2	LP/LV	40	S1	834	76
F2	VR/LP	38	S2	22	83
F3	VR/LP	38	S2	21	83
J2a	CM/LP/LV	38	S2	802	62
L1	LP/LV/CM	38	S2	344	72
L3	LP/VR/GL	38	S2	753	90
F6	VR/LP	37	S2	74	83
F7	VR/LP	37	S2	77	83
F8	LV/LP	37	S2	18	67
F5	ST/LP	36	S2	53	68
J1	CM/LP/VR	35	S2	29	68
J2b	CM/LP/VR	34	S2	156	68
J3	CM/LP/VR	34	S2	169	68
E	CM/LP	32	S3	759	67
C	LP/CM	31	S3	9664	76
D	LP/CM/LV	31	S3	12373	72
F4	CM/LP	31	S3	40	67
F1	LP/LV	30	S3	27	76
B	LP	27	S3	9827	95
H	LP	26	S3	43	95
A	AR/SC	33	U	740	88
AB	GL/HS/SC	26	U	645	88

S1= suitable; S2= moderately suitable; S3= marginally suitable; U= unsuitable

### 3.3.3 Mapping the spatial accuracy

Discriminant analysis, using soil group as the discriminating variable, gave a 71.5 % correct assignment, thereby resulting in a correct validation between soil groups and the soil properties estimated with the pedotransfer functions (Table 3.3).

More specifically, soil groups with greater certainty for the extrapolation of the pedotransfer functions and suitability index are AR and GL (100%), LP (95%), VR and SC (75 and 71% respectively). The soil groups with less certainty for the extrapolation of the suitability index were the ST (50%), LV and CM, both with 48%. For further study, the use of primary qualifiers in the case of LV and CM is suggested, as well as



**Figura 3.3. Map of the suitability of soils in Yucatan as swine wastewaters receptors.**

an increase in the number of ST profiles to increase the percentage of correct allocation and improve the extrapolation of the use of the pedotransfer functions in these soils.

The first category of greater accuracy (>90%) occupies 10,623 km<sup>2</sup>, which corresponds to 27% of the total study area, and occurs in soil associations with a dominance of LP, as well as an area of VR and GL. The second category of accuracy (80-89%) has an area of 1,618 km<sup>2</sup> which corresponds to 4% of the area of Yucatan and are areas with VR/LP associations.

The third category (70-79%) occupies the largest area at 23,242 km<sup>2</sup>, which corresponds to 60% of the study area; the LP group dominates these areas in all the associations and is associated with CM and LV or with both groups.

The fourth category (60-69%) covers 3,501 km<sup>2</sup>, which is 9% of the area of Yucatan; the main characteristic of these areas with this level of accuracy is that in all soil associations, the main group can be CM, LV or ST, which are those groups with lower percentages of correct allocation according to discriminant analysis, another characteristic is that the second soil group in the association is always an LP, thus increasing the accuracy. If the association is of three groups, the accuracy is higher when this includes a VR but lower when associated with a ST or LV (Table 3.3, Figure 3.4).



Table 3.3. Numerical classification based in RDOM, SCE and PANM values using soil group as the discriminant variable

Soils	Correct classification (%)	AR	CM	GL	LP	LV	SC	ST	VR	Total
AR	100	4	0	0	0	0	0	0	0	4
CM	48	0	23	0	8	10	3	2	2	48
GL	100	0	0	1	0	0	0	0	0	1
LP	95	0	0	0	70	0	4	0	0	74
LV	48	0	2	0	1	14	1	9	2	29
SC	71	0	1	0	1	0	5	0	0	7
ST	50	0	0	0	0	1	0	2	1	4
VR	75	0	0	0	0	1	0	2	9	12
<b>Total</b>	<b>71.5</b>									

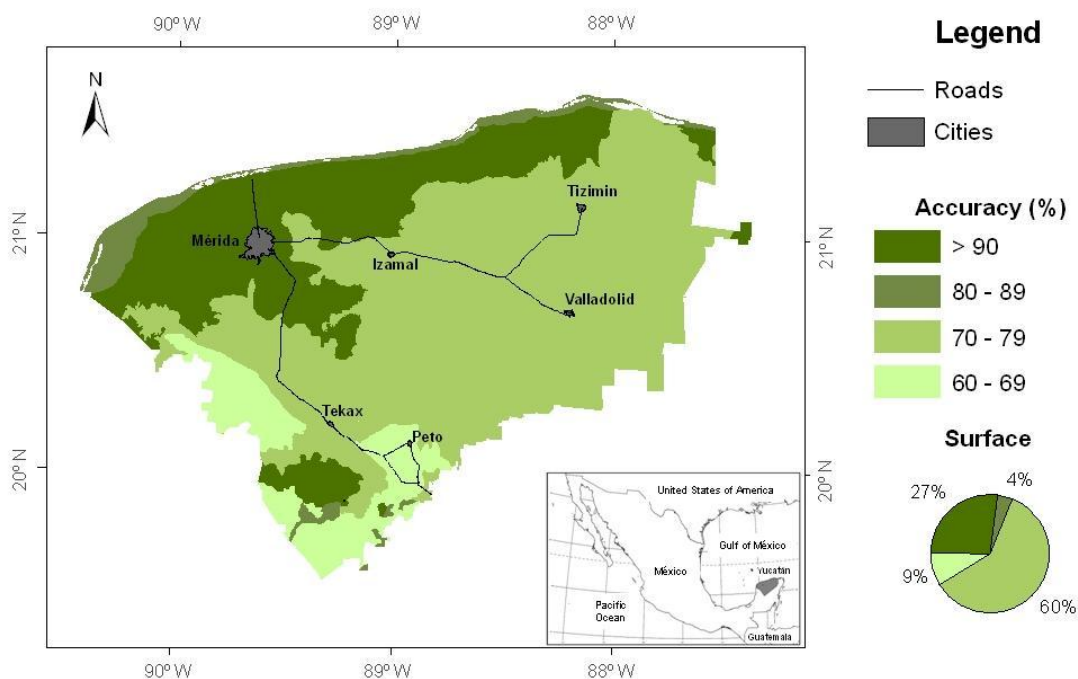


Figure 3.4. Accuracy map through the correct assignments per soil association.

### 3.4 DISCUSSION

#### 3.4.1 Suitability of soils as reactors

Dissolved organic matter is one of the most common contaminants of water bodies. However, in the soil it can act as an improvement or as a pollutant depending on the properties of the soil receptor (Bautista *et al.*, 2000, Bautista *et al.*, 2010). In both cases, each soil functions to different degrees of intensity due to their particular chemical, physical, mineralogical and biological properties. Recently, the role of soil as a buffer against pollutants has been recognized (Bouma, 2009), and the need to design pedotransfer functions (Bouma, 2006) in order to use pre-existing soil databases in the

estimation of soil properties that are difficult to measure, such as the retention and mineralization of organic matter. For this reason, soil databases are an essential input in the spatial estimation of retention and mineralization of carbon and nitrogen in soils, i.e., of the function of soils as reactors in the treatment of wastewaters of high organic load.

Although each soil acts differently, in this particular study the variation in suitability index values are minimal per soil group, which allowed the use of intervals of only five units to form suitability classes by soil association.

There are some reports on the mineralization of organic matter in the soils of Yucatan, for example, levels of 532-1143 mg CO<sub>2</sub> kg<sup>-1</sup> and 15.6 to 25.32 mg kg<sup>-1</sup> NH<sub>4</sub> have been reported in Luvisols (Amaya *et al.*, 2005, Castillo *et al.*, 2010), and the values obtained in this study fall into both of these ranges. By contrast, the soil carbon evolution values of Vertisols and Cambisols in this study can be regarded as very high (Haney and Franzluebbers, 2009) and high (Rasul *et al.*, 2008), respectively, but it must be considered that the application of dissolved organic matter promotes microbial activity.

### **3.4.2 Evaluation map of soils as reactors**

The map of suitability of soils as reactors on a scale 1:250,000 i.e. a scale of recognition, allows a general overview of the distribution of soils in a wide area or region.

The marginally suitable class occupies a large area and is in the same polygon where all the pig farms are located (Government of Yucatan, 2010) (Figure 3.3) it is therefore necessary to consider other strategies to differentiate this polygon in greater detail, such as the inclusion of negative forms of relief in the geomorphopedological analysis (Huang, 2007, Brinkmann *et al.*, 2008, Lindsey *et al.*, 2010).

From the environmental point of view and considering the vulnerability of groundwater to contamination, the reclassification of suitability levels should include other important variables of geographical context. These include: a) the thickness of the subsoil as a protective layer above the aquifer; the thickness can be inferred by the average height above sea level, because it is documented that there is a direct relationship between this and the depth of groundwater (Gonzalez *et al.*, 2002), i.e. at lower elevations, the groundwater is shallow and vice versa; b) soil permeability (Perry *et al.*, 2002), such as the areas of high permeability of the center and east of Yucatan; c) the intensity, frequency and distribution of rain due to a humidity gradient from northwest to

southeast (Delgado-Carranza, 2010), since precipitation is the main vehicle by which pollution with organic matter can reach the groundwater.

Moreover, it is important to consider that the application of the pedotransfer functions developed for a particular region or database can be used with confidence only within a narrow distribution of soil groups (Romano and Palladino, 2002; Wösten *et al.*, 2001, Pachepsky *et al.*, 2006; Merdum *et al.*, 2006), however, in the face of the lack of technical information the empirical approaches to the use of data already available or more readily available using the pedotransfer functions are justified (IUSS, 2006). This supports the implementation of the method in areas surrounding the study area such as the states of Campeche and Quintana Roo, which have similarities in soils due to their similar karstic origins.

### **3.4.3 Mapping the spatial accuracy**

The spatialization approach used in this study is a combination of expert knowledge (soil geomorphological units with soil associations and groups) with multivariate numerical methods of classification (discriminant analysis), which together could be called deterministic-stochastic modeling, such as that proposed by McBratney *et al.*, (2000).

The variability and uncertainty within the mapping units are generally not included in soil maps (Kværnø *et al.*, 2007; Mendonça-Santos, 2007) and also the extent to which the models can give a valid prediction has been little studied (Grinand *et al.*, 2008). In this study however, discriminant analysis allowed an understanding of the degree of accuracy of the suitability map. In this way, there is generally a 71.5% accuracy of the extrapolation however, per soil group; LP was the group with a high accuracy (95%), being that with the largest area in the study. Contrary to what happens with the ST group which, while statistically low (50%), is spatially suitable because it does not have a high presence in the corresponding geomorphological unit and this is demonstrated by calculating the correct assignments by soil association, in which is reflected the assignment percentages with respect to the dominance of the soil. Thus, we can see that, in all cases, spatial precision exceeds 60%.

In this study, the geomorphological map (Ihl *et al.*, 2007) and the database of soil profiles (Bautista *et al.*, 2007) were basic inputs to the spatialization of pedotransfer functions, without which it would not have been possible to achieve the objectives of this study.

The discriminant analysis allowed estimation of the percentage of accuracy of the pedotransfer functions related soil groups. This method is important, especially for areas where available soil data and information are scarce or inadequate for other techniques (Mendonça-Santos, 2007). For example, a geostatistical analysis, regardless of topography and soil cover, would not be appropriate because the outcome would be dependent on the number of sampling points (Kværnø *et al.*, 2007). However, sometimes the assumptions of geostatistics do not always correspond to the reality of the variability of soils in the landscape (Mendonça-Santos, 2007). McBratney *et al.*, (2000) propose an integration of deterministic and stochastic models, with the knowledge of the processes of formation and distribution of soils in the landscape, with a quantitative criterion with techniques used in pedometry, in order to predict with greater speed and accuracy, and at lower cost, the soil classes and/or properties in a given territory.

There are other techniques that allow the use of categorical variables, such as classification trees to assess the accuracy of the digital mapping of soils in an unsampled area (Grinand *et al.*, 2008); Giasson *et al.*, (2008) used logistic regression and reported percentages from 61% to 71% of correct assignments by using relief variables to predict the occurrence of soil classes. This study had continuous variables that permitted the use of multivariate methods.

### **3.5 CONCLUSIONS**

The soils with the highest suitability as reactors are VR, ST, NT, and LV. Some 83.9% of the area of Yucatan State is marginally suitable for land use as a receptor of swine wastewaters, 6.5% is moderately suitable, with 6% of the area of the state representing areas classed as suitable. The percentages of accuracy of the spatialization of the pedotransfer functions range from 62% to 95% with a general value of 71.5%.

From information of the role of soils as reactors per specific soil group, of a soil database, of a pre-existing morphometric and geomorphopedological map, this study presents a practical, accurate and inexpensive methodological approach that allows the spatialization of data points (map of suitability of soil associations as reactors) and their level of accuracy by using numerical classification techniques such as discriminant analysis.

### **3.6 ACKNOWLEDGEMENTS**

Grateful thanks go to CONACYT and to the State Government of Yucatan for funding through the projects: (R-31624-B; YUC-2003-CO1-8761; YUC-2003-CO2-054; YUC-2006-C05-66159; PAPIIT IN 223110).

### **3.7 REFERENCES**

- Aguilar, Y., Bautista, F., Díaz, E. 2011. Soils as natural reactor for swine wastewater treatment. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 13: 199-210.
- Amaya, M., Bautista-Zúñiga, F., y Castillo, F., 2005. Dinámica de la calidad del suelo de la milpa con el uso de leguminosas como cultivos de cobertera. En: Bautista F. y Palacio G. (Eds.), *Caracterización y manejo de suelos en la Península de Yucatán*. Impreso UACAM-UADY-INE, México D.F., México, pp. 281-312.
- Auxiliadora, M. y Manera, J. 2003. Los métodos de decisión multicriterio discreta. En: Levy J. y Varela J. (Eds.), *Análisis multivariable para las ciencias sociales*. Pearson-Prentice Hall. España
- Bautista, F., Durán-de-Bazúa C. y Lozano, R. 2000. Cambios químicos en el suelo por aplicación de materia orgánica disuelta tipo vinazas. *Revista Internacional de Contaminación ambiental* 16 (3):89-101.
- Bautista, F., Batllori-Sampedro, E., Ortiz-Pérez, M. A., Palacio-Aponte, G., y Castillo-González, M., 2003a. Geoformas, agua y suelo en la Península de Yucatán. En: Colunga, P., y Larque, A. (Eds.), *Naturaleza y sociedad en el área maya*. Academia Mexicana de Ciencias y Centro de Investigación Científica de Yucatán. Yucatán, México, pp. 21-35.
- Bautista, F., Jiménez-Osornio, J., Navarro-Alberto, J., Manu, A. y Lozano, R. 2003b. Microrelieve y color del suelo como propiedades de diagnóstico en Leptosoles cársticos. *Terra*. 21: 1-11.
- Bautista, F., Estrada, M. H., Jiménez, O. J. y Gozález, I. J. A. 2004. Relación entre el relieve y unidades de suelo en zonas cársticas de Yucatán. *Terra Lat*. 22: 243–254.
- Bautista, F., Palacio, G., Ortiz, M., Batllori, E., y Castillo, M., 2005. El origen y el manejo maya de las geoformas, suelos y aguas en la Península de Yucatán. En: Bautista, F., y Palacio, G. (Eds.), *Caracterización y manejo de suelos en la Península de Yucatán: Implicaciones agropecuarias, forestales y ambientales*. UACAM-UADY-INE, Campeche, México, pp.282-303.
- Bautista, F., Aguilar, Y., Rivas, H. y Páez, R., 2007. Los suelos del estado de Yucatán. En: Sánchez-Monedero, M., Cabañas, D. (Eds.), *Importancia del binomio “suelo materia orgánica” en el desarrollo sustentable*. CSIC, Agencia Española de Cooperación Internacional, Murcia, España, pp. 11-42.

- Bautista, F., Bautista, D. and Delgado-Carranza, C. 2009 a. 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.
- Bautista, F., Díaz-Castelazo, C. y García-Robles, M. 2009 b. Changes in soil macrofauna in agroecosystems derived from low deciduous tropical forest on Leptosols from Karstic zones. *Tropical and subtropical agroecosystems an international multidisciplinary journal*. 10: 185-197.
- Bautista, F., Zinck, A. J. y Cram, S. 2010. Los suelos de Latinoamérica: retos y oportunidades de uso y estudio. En: *Boletín del Sistema Nacional de Información Estadística y Geográfica*. 2 (3): 93-142.
- Blum, W. E. H., Warkentin, B. P. y Frossard, E. 2006. Soil, human society and the environment. En: E. Frossard; W.E.H. Blum and B. P. Warkentin (Eds.), *Function of soils for human societies and the environment*. Geological Society, special publication 266. London. pp. 1-8.
- Bouma, J. 2006. Hydopedology as a powerful tool for environmental policy research. *Geoderma* 131: 275-286.
- Bouma, J., 2009. Soils are back on the global agenda: Now what?. *Geoderma* 150, 224–225.
- Brinkmann, R., Parise, M., and Dye, D. 2008. Sinkhole distribution in a rapidly developing urban environment: Hillsborough County, Tampa Bay area, Florida. *Engineering Geology* 99: 169-184.
- Castillo-Caamal, J. B., Caamal-Maldonado, J. A., Jiménez-Osornio, J. J., Bautista-Zúñiga, F., Amaya-Castro, M. J. y Rodríguez-Carrillo, R. 2010. Evaluación de tres leguminosas como coberturas asociadas con maíz en el trópico subhúmedo. *Agronomía Mesoamericana* 21 (1): 39-50.
- Delgado-Carranza, C. 2010. Zonificación agroecológica del estado de Yucatán con base en índices agroclimáticos y calidad agrícola del agua subterránea. Tesis de Doctor en Ciencias. Centro de Investigación Científica de Yucatán. Mérida, Yucatán, México.
- De la Rosa D., Mayol, F., Moreno, F., Cabrera, F., Díaz, E. y Antoine, J. 2002. A multilingual soil profile database (SDBM Plus) as an essential part of land resources information systems. *Environmental Modeling & Software* 17: 721-730.
- Drucker, A., Escalante, R., Gómez, V. y Magaña, S. 2003. La industria porcina en Yucatán: un análisis de la generación de las aguas residuales. *Problemas del desarrollo. Revista Latinoamericana de Economía* Vol. 34 (135): 105-124.
- Estrada, H., 2000. Caracterización y cartografía del recurso suelo del municipio de Hocabá, Yucatán. Tesis de Maestría. FMVZ-UADY. Yucatán, México.

- Feldman, S. R., Bisaro, V. y Lewis, J. P. 2009. Análisis discriminante de una comunidad halófila con distintas historias de fuego. *Interciencia* 34: 443-447.
- Friedel, J. K., Langer, T., Siebe, C. y Stahr, K. 2000. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. *Biol Fertil. Soils* 31: 414-421.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Serie Libros Núm. 6. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. 5th. Edition. 90 pp.
- Giasson, E., Figueiredo, S. R., Tornquist, C. G. and Clarke, R. T. 2008. Digital soil mapping using logistic regression on terrain parameters for several ecological regions in Southern Brazil. In: A. E. Hartemink; A McBratney and M. L. Mendonça-Santos (Eds.), *Digital soil mapping with limited data*. Springer Science + Business Media B. V. pp.225-232.
- Gobierno del estado de Yucatán, 2010. Ordenamiento ecológico del estado de Yucatán. Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente. Gobierno del estado de Yucatán. <http://www.seduma.yucatan.gob.mx/ordenamiento-ecologico/index.php>
- González-Herrera, R., Sánchez-y-Pinto, I., Gamboa-Vargas, J., 2002. Groundwaterflow modeling in the Yucatan karstic aquifer. *Mexico Hydrogeol. J.* 10, 539–552.
- Grinand, C., Arrouays, D., Laroche, B. & Pascal Martin, M. 2008. Extrapolating regional soil landscapes from an existing soil map: sampling intensity, validation procedures, and integration of spatial context. *Geoderma* 143: 180-190.
- Haney, R.L. and Franzluebbers, A.J. 2009. Soil CO<sub>2</sub> evolution: Response from arginine additions. *Applied Soil Ecology* 42: 324–327
- Hernández, R., 2005. Caracterización de los patrones de relieve en zonas de carso reciente y juvenil. Tesis Maestría en ciencias en Manejo y conservación de recursos naturales tropicales, FMVZ, Universidad Autónoma de Yucatán. Yucatán, México.
- Herrera, J. A. y Morales, S. 2009. Impactos al acuífero y su efecto en la condición costera de Yucatán: Mareas rojas y eutrofización. En: Bautista F., Quintana P., Aguilar Y., Pacheco J. y D. Cabañas (Eds.) *Libro de resúmenes del seminario análisis de la vulnerabilidad y riesgo de contaminación de las aguas subterráneas en la península de Yucatán*. Mérida Yucatán México, 10 y 11 de diciembre de 2009. CIGA-UNAM.
- Huang, H. H. 2007. Geomorphologic investigations on karst terrain: a gis-assisted case study on the island of barbados. Thesis of the degree of Master of Science. Montréal, Québec.
- Ihl, T., Frausto, O., Rojas, J., Giese, S., Goldacker, S., Bautista, F. and Bocco, G. 2007. Identification of geodisasters in the state of Yucatan, Mexico. *N. Jb. Geol. Paläont. Abh.* 246 (3): 299-311.

- INEGI, 1984a. Mapa edafológico 1:250000 Calkini f15-9-12 INEGI. Aguascalientes, México.
- INEGI, 1984b. Mapa edafológico 1:250000 Cancún F16-8 INEGI. Aguascalientes, México.
- INEGI, 1984c. Mapa edafológico 1:250000 Cozumel F16-11 INEGI. Aguascalientes, México.
- INEGI, 1984d. Mapa edafológico 1:250000 Felipe Carrillo Puerto FCP E16-1 INEGI. Aguascalientes, México.
- INEGI, 1984e. Mapa edafológico 1:250000 Mérida F16-10 INEGI. Aguascalientes, México.
- INEGI, 1984f. Mapa edafológico 1:250000 Tizimín F16-7 INEGI. Aguascalientes, México.
- IUSS (International Union of Soil Sciences). 2006. El futuro de la ciencia del suelo. IUSS, The Netherlands.
- Kværnø, S. H., Haugen, L. E. and Børresen, T. 2007. Variability in topsoil texture and carbon content within soil map units and its implications in predicting soil water content for optimum workability. *Soil & Tillage Research* 95: 332-347.
- Lin, H. 2003. Hydropedology: Briding disciplines, scales, and data. *Vadose Zone Journal* 2: 1-11.
- Lindsey, B. D., Katz, B. G., Berndt, M. P. Ardis, A. F. and 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.
- May, C., y Bautista, F., 2005. Colección de monolitos de suelo de la Península de Yucatán. En: Bautista, F., y Palacio, G., *Caracterización y manejo de suelos en la Península de Yucatán*. UACAM-UADY-INE. México D.F., México, pp. 87-103.
- McBratney, A. B., Odeh, I. O. A., Bishop, T. F. A., Dunbar, M. S. and Shatar, T. M. 2000. An overview of pedometric techniques for use in soil survey. *Geoderma* 97: 293-327.
- McBratney, A. B., Mendonça Santos, M. L. and Minasny, B. 2003. On digital soil mapping. *Geoderma* 117: 3-52.
- Mendonça-Santos, M. L. 2007. Tradicional or digital soil mapping?. *Pedometron* 23: 11-15.
- Merdum, H., Çinar, O., Meral, R., and Apan, M., 2006. Comparison of artificial neural network and regression pedotransfer functions for prediction of soil water retention and saturated hydraulic conductivity. *Soil Till. Res.* 90, 108-116.
- Nemes, A., Rawls, W.J., and Pachepsky, Y. A. 2005. Influence of Organic Matter on the Estimation of Saturated Hydraulic Conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69, 1330-1337.
- Pacheco, J., Cabrera, A. y Pérez R. 2004. Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México. *Revista académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán UADY* 8 (2): 165-179.



- Pachepsky, Y. A., Rawls, W. J. and Lin, H. S. 2006. Hydropedology and pedotransfer functions. *Geoderma* 131: 308-316.
- Perry, E., Velazquez-Oliman, G., and Marín, L. 2002. The Hydrogeochemistry of the Karst Aquifer System of the Northern Yucatan Peninsula, Mexico. *International Geology Review* 44: 191-221.
- Rasul, G., Khan, K. S., Müller, T., and Joergensen R. 2008. Soil-microbial response to sugarcane filter cake and biogenic waste compost *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2008, 171: 355–360.
- Rawls, W.J., Pachepsky, Y. A., Ritchie, J. C., Sobecki, T. M. and Bloodworth, H. 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, 116: 61-76.
- Romano, N. and Palladino, M. 2002. Prediction of soil water retention using soil physical data and terrain attributes. *Journal of Hydrology* 265: 56-75.
- Sobieraj, J.A., Elsenbeer, H. and Vertessy, R.A. 2001. Pedotransfer functions for estimating saturated hydraulic conductivity: implications for modeling storm flow generation. *Journal of Hydrology* 251: 202-220.
- Wösten, J.H.M., Pachepsky, Y. A. and Rawls, W.J. 2001. Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *Journal of Hydrology* 251: 123-150.
- WRB, (World reference base for soil resources). 2006. *World Soil Resources Reports* 103. Roma 133 p.
- Zinck, J.A. 1988. *Physiography and Soils. Soil Survey Course.* ITC. Enschede; The Netherlands: 156 p.

## 4. MORPHOMETRY AND SPATIAL DISTRIBUTION OF SINKHOLES, KARST DEPRESSIONS AND LANDFORMS IN YUCATAN, MEXICO<sup>4</sup>

### ABSTRACT

The methodology applied in the present work used digital elevation models (DEM) to differentiate geomorphological regions. Then the region were analyzed spatial and morphometrically to establish a typology of karstic depressions (dolines –or sinkholes-, uvalas and poljes) to generate a more detailed differentiation of karstic plains. The objective of the present work was to analyze and explain the variations in density and distribution pattern of karstic depressions within the plains of Yucatan. Our study was based on geomorphological maps of the state of Yucatan, Mexico at two scales: a) 1: 250 000, aimed at achieving an initial zoning considering the amplitude of relief and the slope steepness, and b) 1:100 000 for identifying the spatial patterns of depressions within karstic plains. The results increased the available knowledge on karstic landscape for the purpose of territorial planning in the state. The methodology used for zoning on karstic plains allowed for a semiautomatic identification of the depressions by type.

Key words: karst geomorphology, dolines, uvalas, poljes, karst development, México

### RESUMEN

El sistema kárstico se caracteriza por ser un conjunto diverso de geoformas a diferentes escalas que presentan una heterogeneidad espacial, por esta razón, a nivel internacional se enfatiza en la importancia de la realización de bases de datos, estudios geomorfológicos y cartografía en este tipo de sistemas, tanto a escalas regionales y locales enfocados a múltiples propósitos como la planeación territorial, gestión de vulnerabilidad, riesgos, conservación, entre otros. En el presente trabajo, la metodología emplea un modelo digital de elevación (MDE) para diferenciar regiones geomorfológicas, posteriormente se complementa con el análisis espacial, morfometría y tipología de depresiones kársticas (dolinas, uvalas y poljés) para diferenciar con mayor detalle las planicies. El objetivo fue generar mapas geomorfológicos de Yucatán a dos escalas: a) a 1: 250 000 basado en las diferencias más evidentes considerando la altura y pendiente; y b) a escala 1:100 000 con intención de expresar los patrones espaciales de las depresiones al interior de las planicies kársticas. Ambos resultados incrementan el conocimiento del paisaje kárstico con propósitos de planeación territorial en el estado de Yucatán, México. La metodología empleada para la zonificación de las Planicies kársticas, permitió la interpretación semiautomatizada de la tipología de las depresiones; asimismo, es

---

<sup>4</sup> Aguilar Duarte Y., Mendoza M., Frausto O., Ihl T., Bollo M. y F. Bautista. Morphometric and spatial distribution of sinkholes, karst depressions and landforms from Yucatan, Mexico.

Este trabajo recibió el reconocimiento a la mejor ponencia en la categoría de estudiante de posgrado sección "Tierra Sólida" en la Reunión Anual de la Unión de Geofísica Mexicana, 2010 Puerto Vallarta Jalisco.

una metodología potencialmente replicable en áreas kársticas extensas como la zona de estudio.

Palabras clave: geomorfología kárstica, dolinas, uvalas, poljés.

#### **4.1 INTRODUCTION**

The geomorphological knowledge of karstic environments has relevant implications in a number of aspects (De Waele *et al.*, 2009; Goeppert *et al.*, 2011), mainly due to these being highly fragile systems suffering a progressive degradation of groundwater related to human activities (Parise *et al.*, 2009).

The karstic system is a diverse mosaic of external and internal landforms at several scales including hills, dolines or sinkholes, uvalas, poljes, valleys, caverns and complex underground drainage systems with particular hydrological properties, all of which are the product of the chemical dissolution of limestone or other types of soluble rocks (EPA, 2002; Kueny and Day, 2002; De Waele *et al.*, 2009). Due to its heterogeneity of landforms, a detailed knowledge of karstic systems is highly advisable (De Waele *et al.*, 2009), because of which there is worldwide emphasis on compiling cartographic databases of karstic systems at the regional and local scales, aiming at multiple purposes such as land use planning, management of vulnerability and risks of both human beings and aquifers, and conservation of both water bodies and biodiversity, among others (Nguyet and Goldscheider, 2006; Gao and Zhou, 2008; Polemio *et al.*, 2009; Plan *et al.*, 2009).

The morphometric analysis of karst had an important surge during the early 70's (Williams, 1972; White and White, 1979; Gracia-Prieto, 1987, 1991). However, in the initial stages, most of the analyses were limited to a series of measurements derived from either field surveys or printed topographic maps (Lyew-Ayee *et al.*, 2006), and study areas were relatively small. For large areas such as the state of Yucatan, the available geomorphological analyses are too general (Lugo-Hubp *et al.*, 1992; Lugo-Hubp and García, 1999). The recent technological advances in geographic information systems (GIS), global positioning systems (GPS), digital elevation models (DEM) and high resolution satellite images, make it possible to carry out morphometric analyses in a short time and generate robust information that increases the knowledge about the genesis of karst landforms, as well as of the factors controlling the morphogenetic process (Denizman and Randazo, 2000; Shofner *et al.*, 2001; Hung *et al.*, 2002; Florea, 2005; Lyew-Ayee *et al.*, 2006; Gao and Zhou, 2008; Huang, 2007; Galve *et al.*, 2009; Siart *et al.*, 2009). Even the implementation of vector based on GIS is a relatively

new and versatile approach for karstic studies that is in continuing development (Szukalski, 2002; Gao, 2008; Siart *et al.*, 2009).

Lyew-Ayee *et al.* (2006), Gao and Zhou (2008) and Ihl *et al.* (2007) demonstrated the usefulness of DEMs for morphometric analysis, especially in areas having an irregular relief. However, the exclusive use of satellite images and DEMs is insufficient for characterizing and automatically detecting karstic depressions, particularly sinkholes (Shofner *et al.*, 2001; Gutiérrez-Santolalla *et al.*, 2005; Siart *et al.*, 2009). For that reason, Siart *et al.* (2009) stated the need for an alternative methodological approach supported by field validation.

Several works have focused on the analysis of the spatial distribution of karstic depressions, density maps being the most common output (Denizman, 2003; Angel *et al.*, 2004; Farfán *et al.*, 2010; Lindsey *et al.*, 2010). In few cases, the typology of karstic landforms is given relevance (Plan *et al.*, 2009; Siart *et al.*, 2009; Goepfert *et al.*, 2011).

Maps of depression density have a wide range of applications. Differences in depression density are indicative of the type of groundwater flow being present (Lindsey *et al.*, 2010) so this characteristic should be included in groundwater flow models (Kiraly, 2003); likewise, these density of depression maps can also be used as a background in studies using tracing markers and for the identification of preferential flow of water in order to delimit aquifer boundaries (Angel *et al.*, 2004). Lindsey *et al.* (2010) demonstrated that areas having high density of sinkholes present high concentrations of nitrates and pesticides, mainly derived from agriculture. In this context, depression density analysis may allow for the generation of vulnerability evaluation models for delimiting zones of protection or utilization of water resources (Angel *et al.*, 2004; Huang, 2007; Frausto and Ihl, 2008; Plan *et al.*, 2009; Lindsey *et al.*, 2010). Also, depression density analysis is useful for determination of areas of high subsidence and terrain collapse hazards (Angel *et al.*, 2004; Gutiérrez-Santolalla *et al.*, 2005; Ihl *et al.*, 2007; Galve *et al.*, 2009; Simón *et al.*, 2009).

Several geomorphological studies of the state of Yucatan have been made. Initially, these studies were carried out at small (1:1 200 000; Lugo-Hubp *et al.*, 1992; Lugo-Hubp and García, 1999) and medium (1:500 000; Bautista *et al.*, 2003, 2005) scales, distinguishing two different geomorphological units: a large plain in the northeastern sector of the state, and plains system alternating with hills in the southern area. Only the southern part of Yucatan has been mapped in detail at 1:50 000 scale (Ihl *et al.*, 2007). Previous works have recognized abundant karstic depressions that are present

in the extensive plains of Yucatan, which are locally named cenotes, aguadas and hondonadas (Bautista *et al.*, 2003; 2005; Ihl *et al.*, 2007), but no studies have been made of their spatial distribution and characterization. However, this knowledge is highly useful because for an adequate management of the territory, mainly to protect the regional groundwater sources on which the population depends (Marín-Stillman *et al.*, 2004).

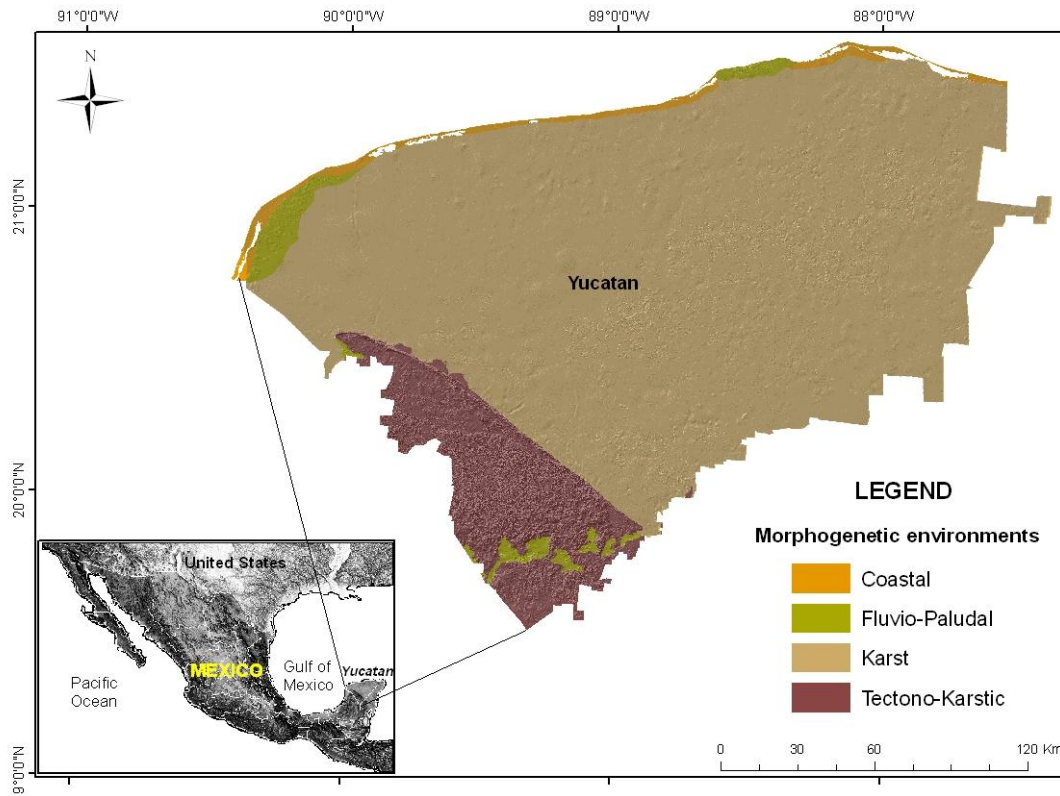
The morphometric analysis is part of geomorphological mapping approach in order to systematically describe the geomorphological system and to make it useful as a cartographic base containing the spatial framework for the delimitation of other components of the natural environment (Zinck, 1988; Bocco *et al.*, 2001).

The objective of the present work was propose a semiautomatic methodology for differentiating tropical karstic plains, which can be useful to analyze and explain the variations in density and distribution pattern of karstic depressions within the plains of Yucatan. Our study was based on geomorphological maps of the state of Yucatan, Mexico at two scales: a) 1: 250 000, aimed at achieving an initial zoning considering the amplitude of the relief and the slope steepness of landforms, and b) 1:100 000 for identifying the distribution of depressions within karstic plains. This information would allow for a better characterization of the karstic landscape useful for land use planning in the state of Yucatan, Mexico, and for gaining a better understanding on the development karstic landforms.

## **4.2 DESCRIPTION OF THE STUDY ZONE**

The study zone is the state of Yucatan, Mexico, with an approximate area of 39 340 km<sup>2</sup>. Geologically, the coastal region is formed by sediments from the Quaternary and occupying a small area in the northern part of the state. The main rock outcrops in the study area correspond to Pliocene and Miocene limestones with compositions varying from hard pure limestones to more clayey, yellowish-reddish limestones (López-Ramos, 1973). According to the geopedological approach (*sensu* Zinck, 1988), four geomorphological-pedological environments can be differentiated (Figure 4.1): 1) Coastal environment dominated by Solonchack (SC), Arenosol (AR) and Gleysol (GL) soil groups; 2) Karstic environment –being the most extensive– includes karstic plains dominated by Leptosol (LP) and Cambisol (CM) soil groups, hilly plains and isolated hills; 3) Tectonic-karstic environment with aligned hills with LP and CM in high areas and Luvisol (LV) and Vertisol (VR) in the low parts; 4) Fluvial-swampy environment with flood-plains and dominance of GL, Histosol (HS) and VR (Bautista *et al.*, 2003; 2005; Ihl *et al.*, 2007). The vegetation in the study zone includes costal dune scrublands, low

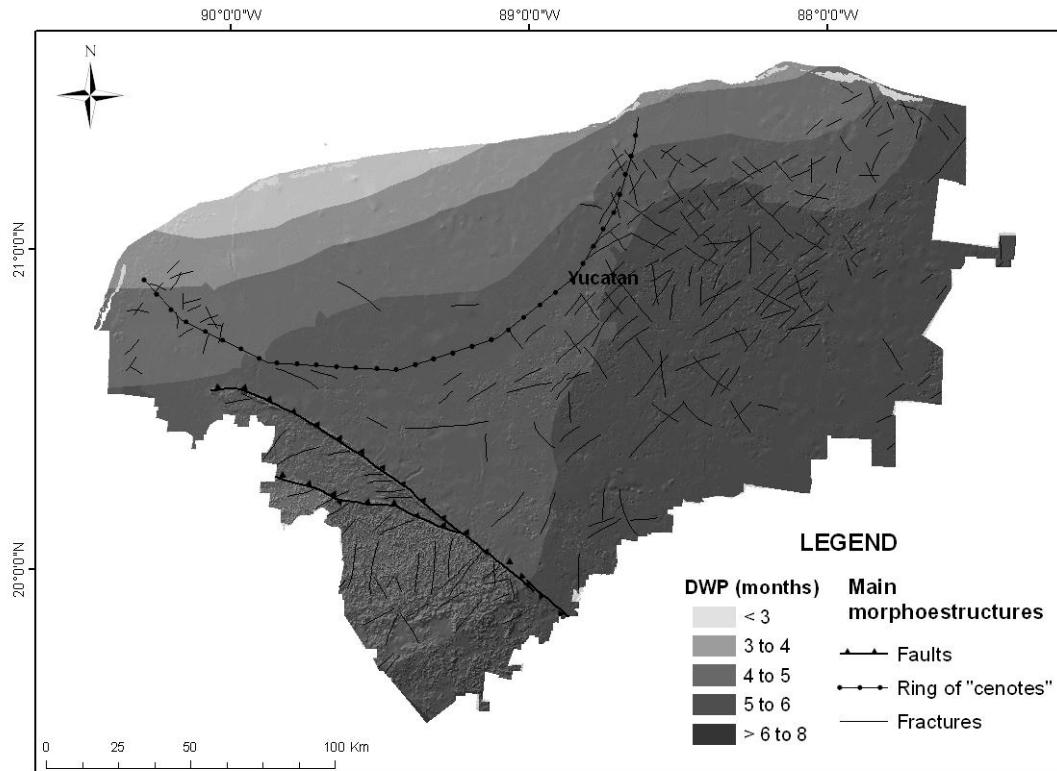
deciduous tropical forest and middle sub-deciduous tropical forests (Flores and Espejel, 1994).



**Figure 4.1. Study area**

Several studies have pointed out the presence of main structural alignments such as the Ring of Cenotes, tectonic faults and pockmarked terrain zones (Hildebrand *et al.*, 1991; Lugo-Hubp *et al.*, 1992; Pope *et al.*, 1993; Perry *et al.*, 1995; 2002), which would explain the variable intensity of karstification in the study zone. Most observations are coincident in that the Chicxulub structure, expressed at the surface as the Ring of Cenotes, a crater produced by the impact of a large meteorite in the Cretaceous-Tertiary boundary (Hildebrand *et al.*, 1991; Perry *et al.*, 1995) (Figure 4.2).

The climate subtypes according to García (2004), in the study zone gradate from north to south: Aw<sub>0</sub>, Aw<sub>1</sub>, BS<sub>0</sub> and BS<sub>1</sub>, corresponding to warm sub-humid with summer rains, warm sub humid with summer and winter rains, semiarid dry and the less dry of the semiarid, respectively. Additionally, Delgado-Carranza *et al.* (2011) reported the duration of the wet period (DWP), which initiates when the precipitation (P) exceeds one half of the potential evapotranspiration (ET<sub>p</sub>) and ends when P is less than one half of the ET<sub>p</sub>; the application of this agroclimatic index allows for a better interpretation of climatic conditions in the study zone (Figure 4.2).



**Figure 4.2.** Main factors contributing to the intensity of karstification: length of the wet season (Delgado-Carranza *et al.*, 2011) and main structural lineaments (Modified from Lugo-Hubp *et al.*, 1992; Lugo-Hubp and García, 1999; Pope *et al.*, 1993 and Perry *et al.*, 1995).

### 4.3 METHODOLOGY

The general research methodology included two stages (Figure 4.3). The first stage included the elaboration of a DEM for the whole study zone and a preliminary geomorphological zonation at a 1:250 000 scale based on elevation and slope steepness, according to criteria of the geopedological survey system (Zinck, 1988). The second stage consisted of the spatial analysis of karstic depressions, in which the attribute density of depressions allowed for a geomorphological differentiation at a 1:100 000 scale. In addition, morphometric and typological analyses of depressions were made to complement the knowledge within plains.

#### 4.3.1 Geomorphological zoning at 1:250 000 and 1:100 000 scales

With the data from 58 vector data sets from The Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI, 1999) at a scale of 1:50 000 and with contour lines by every 10 m, a DEM was elaborated at a spatial resolution of 10 x 10 m. The slope of the terrain in the study zone was calculated based on the DEM. The differentiation of landforms was based on the morphological (plain, undulating, rolling) and morphometric (slope steepness, relief) attributes of the terrain. False color composites

from three multispectral Landsat ETM images (dry season of 2001) were used as support and for visual identification of landforms (Table 4.1). The final product was a landform map at a 1:250 000 scale. Based on the analysis of the density of depressions, described in detail in the second stage, the main karstic plains were differentiated and a geomorphological map generated at a 1:100 000 scale.

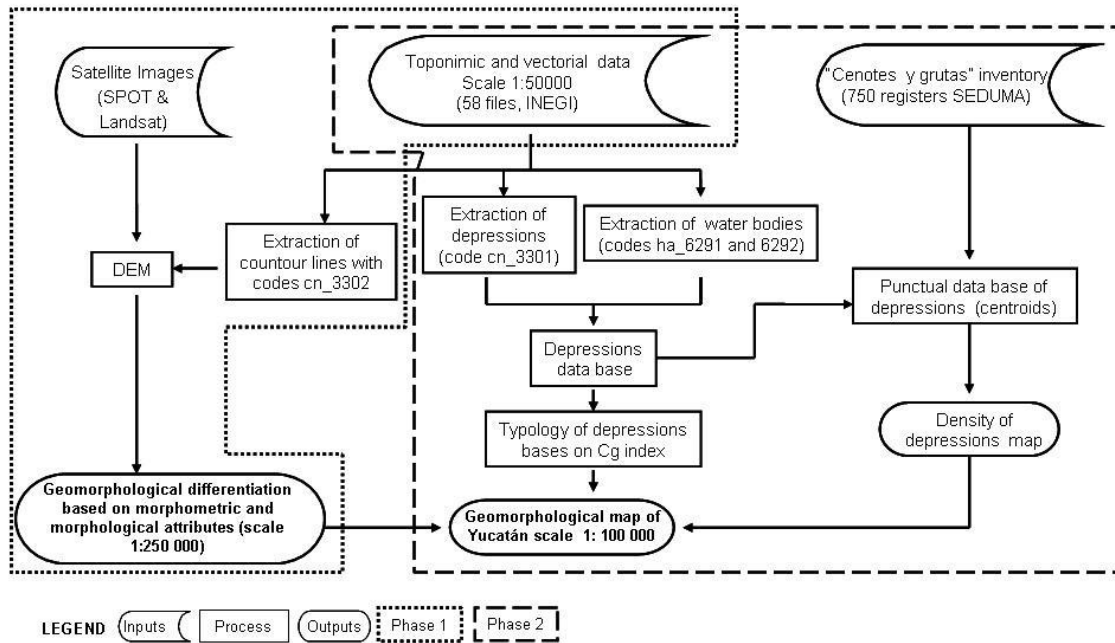


Figure 4.3. General methodological diagram.

Table 4.1. Satellite images used for this study

Remote system	Resolution	Spectral range ( $\mu\text{m}$ )	Area	Donator
SPOT-HRV (Système Probatoire d' Observation de la Terre-High Resolution Visible)	10 m (panchromatic)	0.51 - 0.73	Northern part of Yucatan (6 images)	INE (Instituto Nacional de Ecología)
Landsat ETM (Landsat Enhanced Thematic Mapper)	30 m (multispectral) (Band 6: 60 m)	1) 0.45 - 0.515	Complete state of Yucatan (3 images)	CINVESTAV (Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional)
		2) 0.525 - 0.605		
		3) 0.63 - 0.690		
		4) 0.75 - 0.90		
		5) 1.55 - 1.75		
		6) 10.40 - 2.5		
		7) 2.09 - 2.35		



### **4.3.2 Spatial analysis, morphometry and typology of karstic depressions in the plains**

The contour lines coded as depressions (layer: cn\_3301) in the 58 maps (INEGI, 1999) were reviewed and identified. Also, two inventories of karstic features were used: a) the inventory from the Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente (SEDUMA) of the state of Yucatan recording 750 karstic elements, mainly cenotes (sinkholes) but also cave entrances, providing local names and geographic coordinates; and 2) the inventory of permanent and temporal bodies of water recorded by INEGI (layers: ha\_6291 and ha\_6292, respectively).

It is worth noting that cenote is a local term derived from the Mayan dzonot or ts'onot, which is used for designing sinkholes, natural wells and caves containing water either permanently or seasonally. Technically, many cenotes called open sky cenotes are typical collapse dolines.

In order to avoid duplicate counts of the water bodies recorded by INEGI (1999), a 25 m buffer was generated for each of the points of the exokarstic forms recorded by SEDUMA, corresponding to 1/2 mm in the 1:50 000 topographic map and representing the map precision. However, it was verified that no duplicate counts were made between sinkholes and water bodies. Two independent databases were generated from both input sources (INEGI and SEDUMA), but in both databases we refer to "karstic depressions" in a general way.

The first database included only the centroids from both input sources. The depression density was calculated and reclassified in three levels (low, medium, high) based on the "natural breaks" method (Jenks and Caspall, 1971).

The attribute depression density was the base for the differentiation of karstic plains and for the generation of a geomorphological map at a 1: 100 000 scale. The legend includes more detailed information about the type of landform (sinkholes, uvalas and poljes), as well as their surface area and the presence of other characteristics recorded by SEDUMA (caves and cenotes).

The second database was created solely with the information of INEGI (1999), the only one containing information about surface area, and was used for completing and detailing the description (in the differentiation) of karstic plains, thus establishing the typology of depressions (sinkholes, uvalas and poljes). Our working statement was to assume that the form of the collapse or collapse-dissolution type sinkholes is approximately circular, while uvalas are forms resulting from the coalescence of sinkholes, which makes their form to be irregular and not circle-like and, finally, that

poljes are elongated and more extensive landforms. The Gravelius coefficient ( $C_g$ ) or circularity index was applied according to equation 1 in order to attempt to automatize the type designation,

$$C_g = 0.28 P/\sqrt{A} \quad (\text{equation 1})$$

Where  $C_g$ = Gravelius coefficient;  $P$ = perimeter and  $A$ = area.

The  $C_g$  is a dimensionless number providing information about circularity based on a relation between the perimeter of an object in relation with that of a circle having equal area. This coefficient will tend to 1 as form approaches circularity, and will differ from 1 for more irregular forms. Polygons with  $C_g$  values from 1 to 1.04 were automatically classified as sinkholes. Classification of uvalas was based on a more irregular shape and a surface area of less than 1 km<sup>2</sup>. The criterion for classification of poljes was an area greater than 1 km<sup>2</sup>.

All contour levels that were coded as depressions (layer: cn\_3301) and that satisfied the criteria of having  $C_g$  values between 1 and 1.04 were classified as “non flooded sinkholes,” given that they have no contact with the aquifer. Water bodies (layers: ha\_6291 and ha\_6292) were labeled according to their flooding regime as “flooded sinkholes” and “seasonally flooded sinkholes.” Cases were found of uvalas having some flooding regime. Water bodies along the coastline were considered as coastal lagoons and not as sinkholes.

## **4.4 RESULTS**

The results of each methodological stage are described below. The first stage provides the geomorphological zonation and the second, the analysis of karstic depressions.

### **4.4.1 Geomorphological zonation at 1:250000 and 1:100000 scales**

The four main karstic plains identified by the elevation attribute (Figure 4.4) were further differentiated by the attribute depression density (Figure 4.5), resulting in the identification of 11 karstic plain units (Figure 4.6). Identified in the southern zone of the state of Yucatan were the interior plains (F) at different altitudinal levels, the rolling plains (J) and the hills (K) featuring conic hills (south of the Ticul mountain range) and mountains (L), of which some are of the fold-block type in an E-W direction, locally known as Sierra de Sayil and Sierra de Ticul. Other landforms found were isolated elevations (H) and piedmont (I). Following is a general description of each landform. Detailed area and number information about the types of karstic depressions in each sub differentiated karstic plain units is provided in Table 4.2.

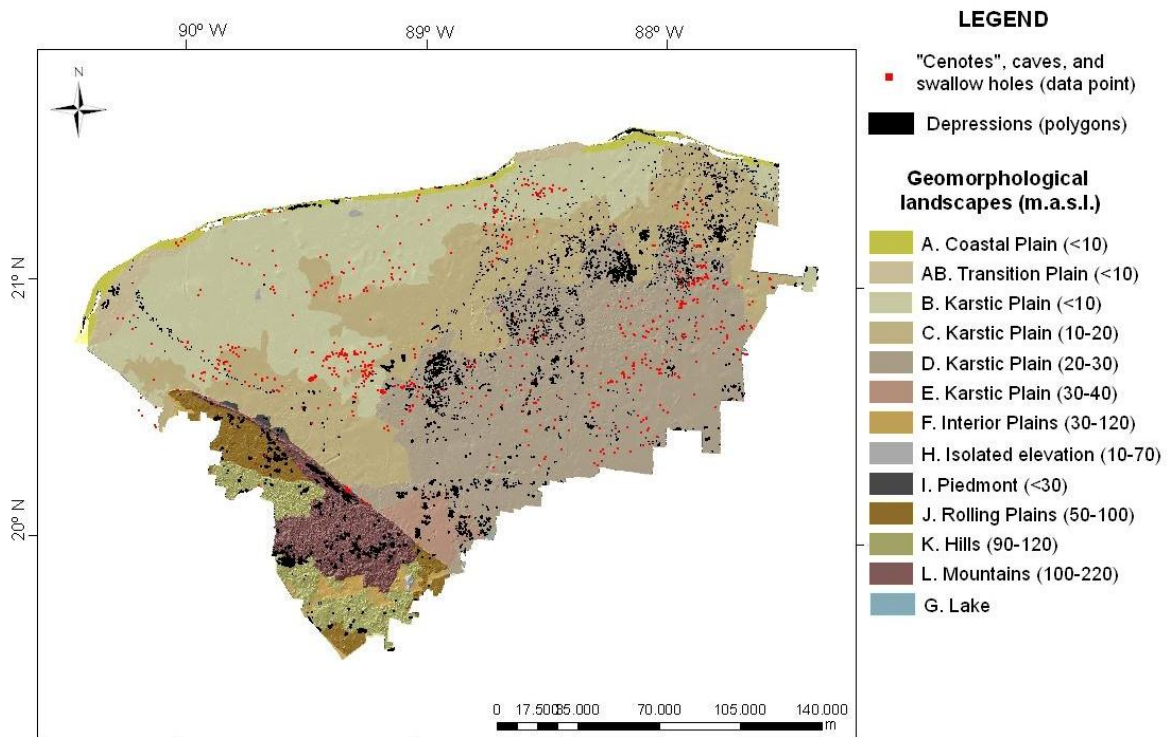


Figure 4.5. Geomorphological landscapes defined by means of the DEM. Karstic depressions (polygons) and other negative exokarstic forms (points) are shown inside.

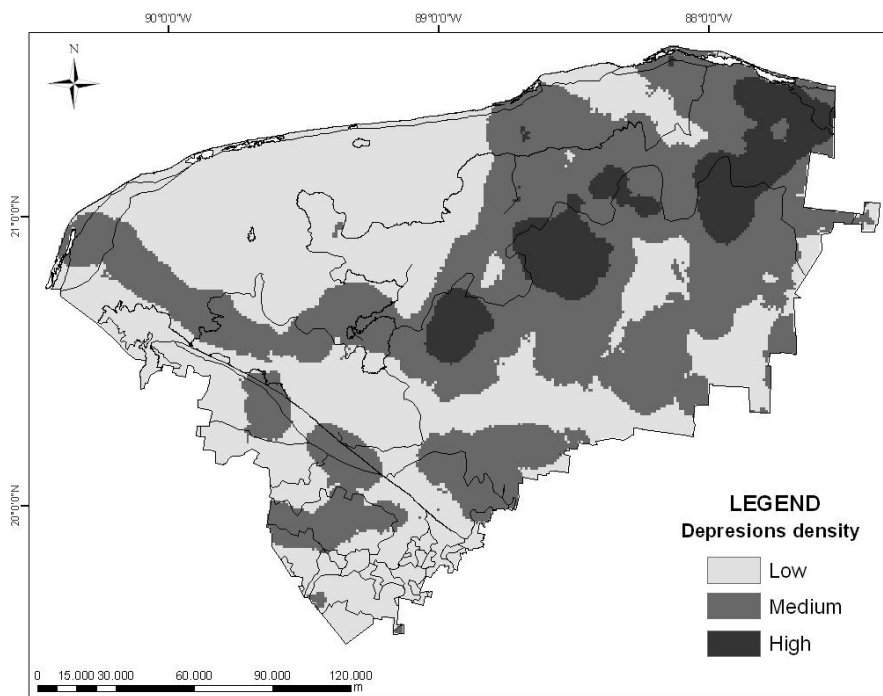


Figure 4.4. Depressions density about the geomorphological map 1:250 000 scale

**A. Coastal plain.** A fringe extending along the oceanic littoral, some times having large amplitude. Its elevation is of less than 10 m a.s.l. Its surface is inclined towards the ocean. It is generated either during the rise of the oceanic bottom or by the retreat of the ocean level through the cropping of abrasive-accumulative surfaces of the platform.

**AB. Transitional plains.** Plains up to 10 m a.s.l. with marshy environments located between the coast and the karstic zones. These plains are flooded during extraordinary high precipitation events and are exposed to a high evapotranspiration regime during the dry season, which gives origin to a thin salty crust locally referred to as *blanquiza* (whiting). It is a highly unstable zone that can be modified by hurricanes and tropical storms, as well as by deviation of channels and water flows. These are zones of high ecological relevance playing a role as natural barriers that limit saline intrusions. Two types are differentiated according to density of depressions: AB.1, having low density but with dominance of flooded sinkholes and; AB.2, with a medium density of depressions, mainly of non flooded sinkholes, uvalas and some flooded sinkholes.

**B. Karstic plains under 10 m a.s.l.** Made of limestones and exokarstic forms such as limestone pavements and depressions, mainly *cenotes*, sinkholes and uvalas. Poljes are absent. This unit has the smaller depression surface. It is subdivided in: B.1, with low density of depressions, mainly sinkholes, inside presenting some isolated elevations not higher than 10 m; B.2, with medium density of depressions, presenting the three types of sinkholes –but with dominance of seasonally flooded ones, some uvalas and a large number of sinkholes and; B.3, which is characterized by a high density of depressions with dominance of permanently flooded sinkholes and uvalas.

**C. Karstic plains between 10 and 20 m a.s.l.** Composed of limestones and, in general, presenting the three types of depressions (sinkholes, uvalas and poljes). Sinkholes are most abundant but with smaller surface area in relation to poljes that are less abundant but with a larger area. It is subdivided in: C.1, with low density of depressions, presence of the three types of depression (although in reduced number),

the non-flooded uvalas being most represented followed by some sinkholes and caves; C.2, with medium density of depressions and also presenting the three types of depressions, sinkholes being more numerous and; C.3, with a high density of depressions, representation of the three types of depression, dominated by sinkholes, the flooded sinkholes being particularly abundant.

**D. Karstic plain between 20 and 30 m a.s.l.** Composed of limestones, it has the largest number and area of depressions. It is dominated by non-flooded sinkholes followed by uvalas, the latter type being dominant in surface area. It is subdivided in: D.1, with low density of depressions, presence of the three types of depression and uvalas being most abundant; D.2, with medium density of depressions, presence of the three types of depression, sinkholes being most numerous but uvalas occupying the largest surface area. Other types are also present in large numbers and; D.3, with a high density of depressions, presence of the three types of depression, sinkholes dominate in number but uvalas are dominant in terms of extension.

**E. Karstic plain between 30 and 40 m a.s.l.** Composed of limestones. With a lower number of depressions and absence of flooding, it displays more advanced evolutionary stages of the karstification process, such as uvalas and poljes. Sinkholes are scarce and other types of depressions are not registered by the topographic maps or GPS surveys. Subdivided in two units: E.1, with low density of depressions, absence of sinkholes, only uvalas and poljes being represented and; E.2, with medium density of depressions, few sinkholes present, uvalas being most represented.

**F. Interior plains.** Parts of surface ground of any dimension, equivalent to horizontal or low steepness planes (smooth slope steepness of up to 3°). Some of these plains have isolated elevations of up to 50 m in height. These are stepped surfaces exposing local base levels. In the state of Yucatan, with elevations varying from 30 to 120 m a.s.l. Eight distinct steps are clearly differentiated that are named after the localities present in them.

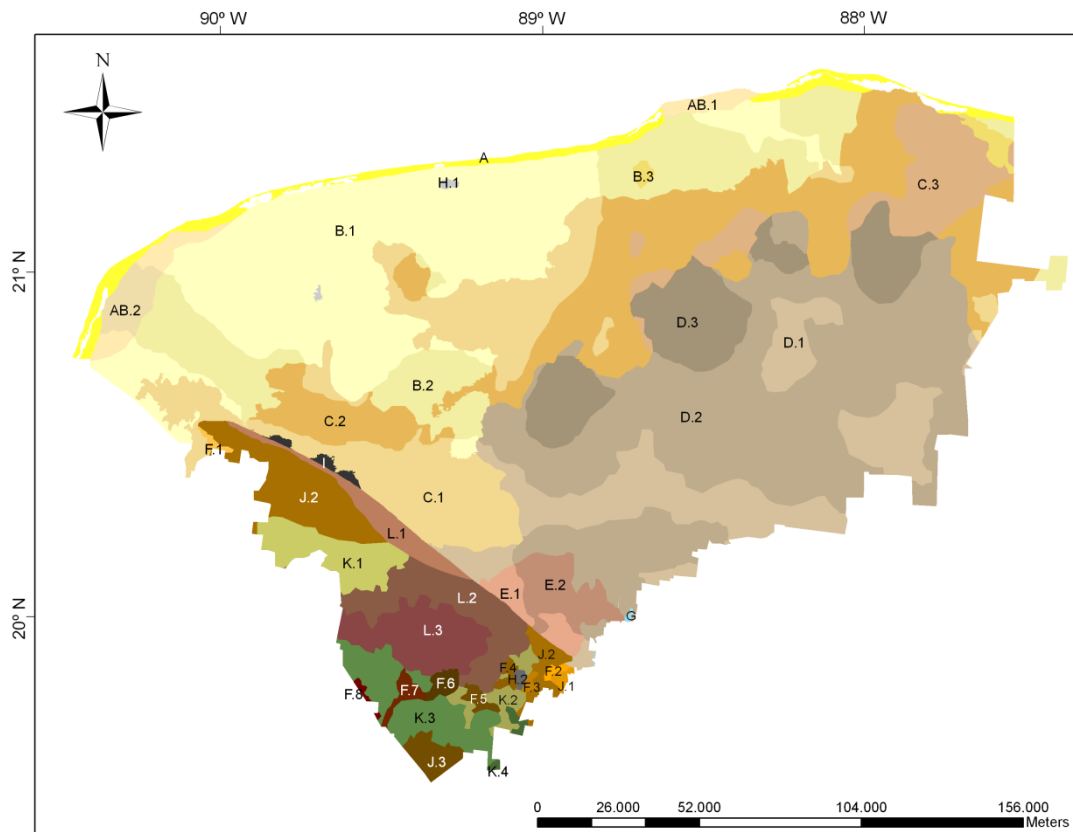
**H. Isolated elevations.** Positive relief forms with identifiable summit, backslopes and footslopes. Two types are distinguished: H.1, lower than 10 m in height, located within the karstic plain B and; H.2, between 10 and 70 m of elevation and located in southern Yucatan.

**I. Piedmonts.** Marginal surfaces of mountains, from which they are distinguished by considerably lower slope steepness and elevation. Distributed throughout the Small mountains (unit L.1) they are also called Aligned hills.

**J. Rolling plains.** Low elevation, leveled terrain with gentle slopes, elongated and with a foot that is difficult to delimit. Classified according to their elevation in: J.1, low, less than 50 m in height; J.2, medium, between 50 and 70 m in height and; J.3, high, between 70 and 100 m.

**K. Hill.** Karstic hill lands product of rock dissolution. Four different types of hill lands are present in the study zone: K.1, the surface is below 90 m a.s.l. but has karst cupules rising up to 110 m a.s.l. Cupules are very noticeable in this unit and; K.2, with very irregular relief. Maximum altitude is 90 m a.s.l. but regularly, it is below 50 m a.s.l.; K.3, altitude of between 90 and 150 m a.s.l., with irregular and variable forms and with undulating areas and fairly flat zones and; K.4, the elevation is between 70 and 110 m a.s.l. with irregular and variable forms and presenting some karst cupules.

**L. Mountains.** Elevated land surfaces relative to adjacent areas. Differentiated according to their relief in: L.1, Very low, less than 100 m a.s.l. They are alignments produced by tectonic activity and are locally known as *Sierra de Ticul* and *Sierra de Sayil*; L.2, Low, between 100 and 150 m a.s.l. and; L.3, Medium, higher than 150 and up to 220 m a.s.l.



**Figure 4.6. Geomorphological map of the state of Yucatan at a 1: 100 000 scale. Codes are presented in legend of Figure 4.4; deeper description about geomorphological units is in the text.**

#### **4.4.2 Spatial analysis, morphometry and typology of karstic depressions**

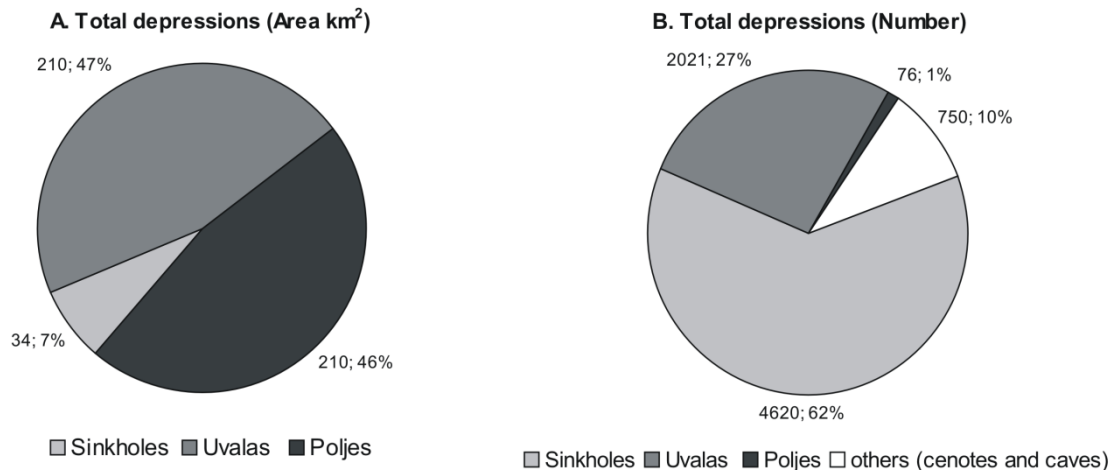
From de INEGI database 6717 depressions were recorded occupying approximately 454 km<sup>2</sup> of the state's extension; 750 additional exokarstic forms (sinkholes, caves and swallow holes) were registered in the SEDUMA data base; a total of 7467 exokarstic forms were registered in the analyzed data base (Figure 4.7). The depression density analysis allows for the identification of some patterns of spatial distribution, such as the Cenote Ring, classified as of medium density and included in subunits B.2 and C.2, and the Doline Fields predominant in karstic plains C and D, which are classified as of high density (C.3 and D.3) (Figure 4.5 and 4.6). These distribution patterns of depressions are coincident with the previously reported main structural features (Figure 4.2) (Lugo-Hubp *et al.*, 1992; Lugo-Hubp and García, 1999; Pope *et al.*, 1993; Perry *et al.*, 1995). In consequence, the higher density of sinkholes is explained, at least in part, by the presence of these structural features.

Table 4.2. Detailed information of depressions within each karstic plain unit

Code	Geomorphological Unit	Area (km <sup>2</sup> )	NFS		FS		SFS		NFU		FU		SFU		Poljes		"cenotes and caves" (n)
			ha	n	ha	n	ha	n	ha	n	ha	n	ha	n	ha	n	
B.1	Karstic plain <10 m.s.a.l. with low density of depressions	6399	x	x	7	17	6	5	x	x	51	1	57	4	x	x	56
B.2	Karstic plain <10 m.s.a.l. with medium density of depressions	3311	2	4	294	409	7	12	291	6	36	10	12	1	x	x	186
B.3	Karstic plain <10 m.s.a.l. with high density of depressions	156	x	x	34	133	1	5	x	x	7	22	0,49	1	x	x	2
C.1	Karstic plain between 10 and 20 m.s.a.l. with low density of depressions	3611	32	7	1	3	1	3	261	11	x	x	x	x	360	2	26
C.2	Karstic plain between 10 and 20 m.s.a.l. with medium density of depressions	4589	303	225	211	432	20	44	1311	70	30	13	34	7	2671	10	107
C.3	Karstic plain between 10 and 20 m.s.a.l. with high density of depressions	1460	284	355	191	533	1	5	995	116	74	56	50	3	1114	3	24
D.1	Karstic plain between 20 and 30 m.s.a.l. with low density of depressions	2879	39	12	0	2	x	x	448	21	x	x	x	x	320	2	36
D.2	Karstic plain between 20 and 30 m.s.a.l. with medium density of depressions	7355	481	641	5	29	0,7	2	4246	495	16	2	x	x	2439	12	203
D.3	Karstic plain between 20 and 30 m.s.a.l. with high density of depressions	2117	1099	1457	5	28	0,8	3	3305	543	x	x	x	x	1554	8	76
E.1	Karstic plain between 30 and 40 m.s.a.l. with low density of depressions	249	x	x	x	x	x	x	55	2	x	x	x	x	520	1	x
E.2	Karstic plain between 30 and 40 m.s.a.l. with medium density of depressions	510	15	7	x	x	x	x	1217	85	x	x	x	x	1011	4	x

NFS: Non flooded sinkholes; FS: Flooded sinkholes; SFS: Seasonally flooded sinkholes; NFU: Non flooded uvalas; FU: Flooded uvalas; SFU: Seasonally flooded uvalas; ha: hectares; n: number.





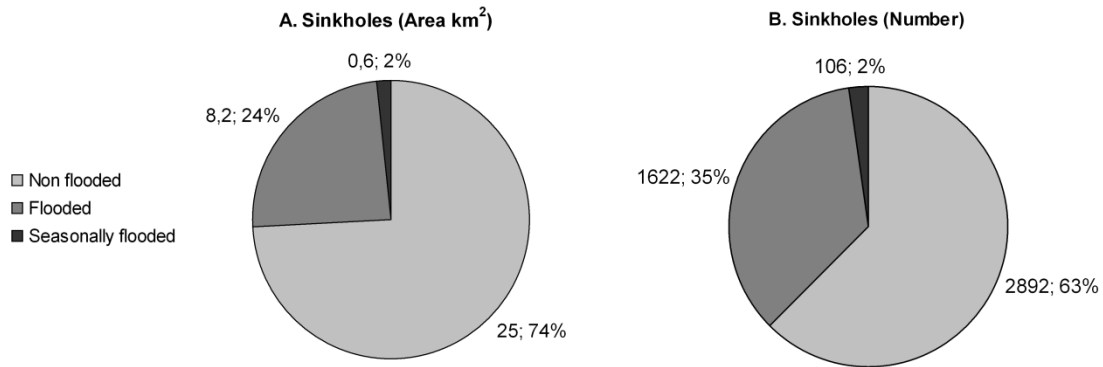
**Figure 4.7. Total surface area (A) and number (B) per type of depression.**

Sinkholes are dominant in number (4620), but they have the smallest extension (34 km<sup>2</sup>). Uvalas and poljes occupy similar surface areas (210 km<sup>2</sup>), but uvalas are more numerous than poljes (2021 and 76, respectively) (Figure 4.7).

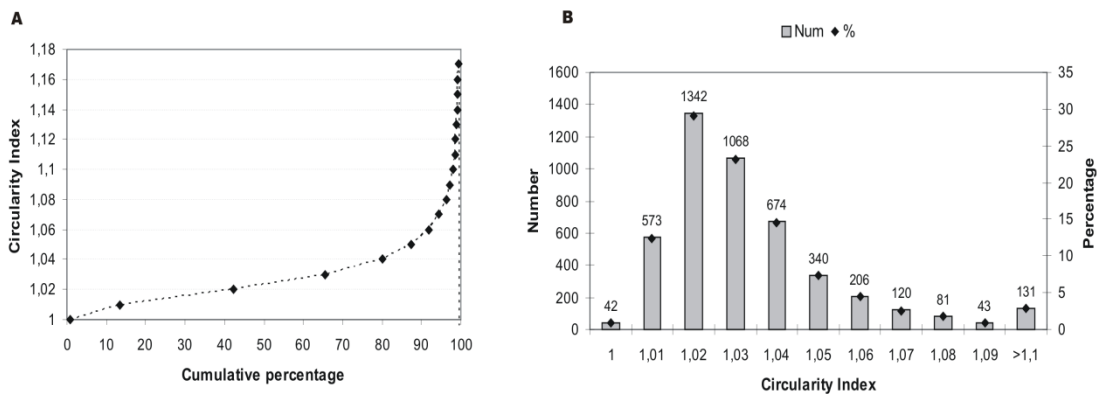
More specifically, non-flooded sinkholes are the most abundant (2892) and less extensive (25 km<sup>2</sup>) karstic depressions, followed by flooded sinkholes and by seasonally flooded sinkholes (Figure 4.8).

Based on the applied methodology, from the total depressions in the area, 4620 sinkholes were recognized, 80% of which were automatically classified (Figure 4.9A), i.e., 3699 sinkholes had a circularity index of between 1 and 1.04 and the complementary 20% had slightly larger indexes; the more frequent values of circularity index recorded were –from higher to lower–1.02, 1.03, 1.04 and 1.01 (Figure 4.9B). The 921 sinkholes that were not automatically classified were displayed on screen to visually verify their geometry and surface area and were manually labeled.

Difference between karstic development in each one of the plains can be seen in Figure 4.10. For example, a large portion of Plain B (< 10 m a.s.l.) is geologically made up of Quaternary-Pleistocene formations and the remaining part by the Pleistocenic Carrillo Puerto Formation (López-Ramos, 1973; Lugo-Hubp and García, 1999); the latter is a recently emerged plain because of which sinkholes predominate among karstic depressions (Figure 4.11 B) together with smaller forms, swallow holes (Figure 4.11 F) and caves (Figure 4.11 G). No poljes were identified in this unit.



**Figure 4.8. Type, surface area (A) and number (B) of sinkholes**



**Figure 4.9. Cumulative percentage of circularity index (A) and frequency distribution by number and percentage of sinkholes (B).**

The karstic plain C (10-20 m a.s.l.) is geologically more complex being formed by Quaternary, Pliocene and middle Eocene limestones (López-Ramos, 1973; Lugo-Hubp and García, 1999). It contains all three types of karstic depressions, sinkholes being most numerous (Figure 4.11 C) followed by uvalas, although poljes occupy the largest surface area (41 km<sup>2</sup>).

Plain D (20-30 m a.s.l.) is mostly made up of Pliocene-Miocene limestones and to a lesser extent by limestones from the middle Eocene (López-Ramos, 1973; Lugo-Hubp and García, 1999). Plain D has the largest number (3572) and extension (140 km<sup>2</sup>) of karstic depressions with representation of all types. Sinkholes are dominant in number while uvalas occupy the largest extension. In the field, this plain has a very undulate aspect (Figure 4.11 D).

□ sinkholes   ■ uvalas   ■ poljes   ▨ "Cenotes & caves" (data point)

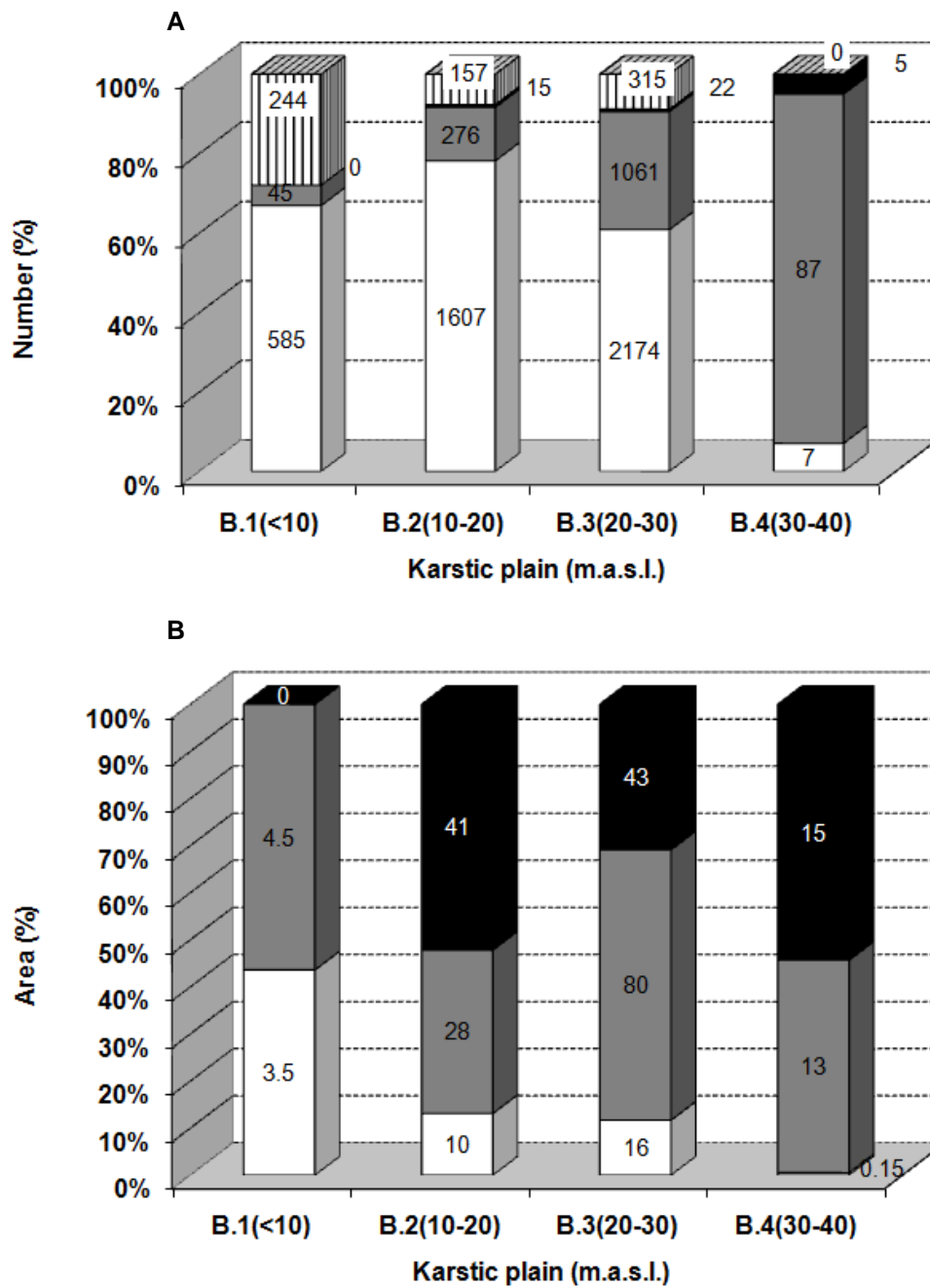


Figure 4.10. Type of depressions by karstic plain. A) number and B) surface area (km<sup>2</sup>).

Plains C and D are very similar to each other. Plain D (30-40 m a.s.l.) has the largest number (3 572) and surface area (140 km<sup>2</sup>) of depressions, while plain C (10-20 m a.s.l.) has 2 055 depressions with an extension of 79 km<sup>2</sup>. However, plain D has higher degrees of karstification and more advanced stages of karstic development (Figure 4.10A), as it may be seen in its lower percentage of sinkholes relative to that of uvalas and poljes. Comparing the surface area graph in Figure 4.10 B it can be seen that plain D has a higher percentage of uvalas followed by that of poljes, i.e., more developed forms; however, the intensity of karstification is revealed by the number of sinkholes (2174), cenotes and caves (315).

Finally, plain E (30-40 m a.s.l.) is geologically older with limestones belonging to the middle Eocene Pisté Member of the Chichén Itzá Formation (López-Ramos, 1973; Lugo-Hubp and García, 1999), because of which it has been more exposed to the karstification process, as is made evident in the dominance of more developed depressions such as uvalas and poljes. Only seven sinkholes were registered in plain E where caves and swallow holes are not registered.

## **4.5 DISCUSSION**

### **4.5.1 About the methodological approach**

The DEM and Landsat images used in the present research provided support to regional studies of karstic geomorphology of the state of Yucatan by means of the differentiation of two clearly *discernable sub-regions in the study zone* (Lugo-Hubp *et al.*, 1992; Lugo-Hubp and García, 1999; Bautista *et al.*, 2003, 2005, 2011). The imagery, together with the vectorial data, allowed for a more detailed differentiation of the southern part of the state (Ihl *et al.*, 2007), but not so for quantification and detailed analysis of the karstic depressions present in the large plains, which agrees both with the results of Siart *et al.* (2009) who state that none of the DEMs was successful in localizing sinkholes smaller than 40 m in diameter, and with the study of Shofner *et al.* (2001) who concluded that karstic maps produced automatically by the use of satellite images alone may be insufficient regarding the comprehensiveness of identification of these landforms and of their dimensions.

Likewise, Gutiérrez-Santolalla *et al.* (2005) mention that the use of remote sensing for studying karstic characteristics is not always adequate, mainly in the case of some closed depressions, given that their size can be smaller than the spatial resolution of images, such as Landsat, used in one phase of this research. Because of the previous mentioned limitation, Siart *et al.* (2009) stated that the complexity of karstic systems requires for their study of a methodological approach combining inputs, processing and

spatial analyses supported by field surveys and validation, such that was applied in this piece of research. The latter authors also mention several studies attempting to map karstic characteristics, most of which are based on time consuming techniques, while few efforts have been made to automatize the detection of karstic forms in a quick and reliable way that may be applied to large extensions.

The methodological approach implemented in the present research, focused on the analysis of density of depressions, is quantitative and allows for a relatively fast initial assessment of the spatial distribution patterns of karstic depressions, in particular in large extensions as in the case of the study zone. In addition, the herein applied methodology also provides with a semiautomatic way for determining the typology of karstic depressions by means of a combination of inputs, mainly, semi-detailed topographic maps –which are generally available in several Latin American countries (Bocco *et al.*, 2001) and the inventory of karstic characteristics of SEDUMA. These characteristics suggest that a similar approach can be replicated in studies of karstic geomorphology in Latin America, a region in which the need for knowledge of karstic systems has been emphasized (Kueny and Day, 2002).

Once zones with a higher density of depressions are identified they may be given priority for a more detailed analysis (White and White, 1979; Gracia-Prieto, 1991), later to test the incorporation of several environmental parameters and improving the automatization of attribute assignment (Siart *et al.*, 2009).

#### **4.5.2 About karstic development**

Karstic development in Yucatan karstic plains is based on: 1) time of rock exposure (SGM; 2007; Bosák, 2008; Bautista *et al.*, 2011); 2) presence and development of soil groups associated with relief (Bautista *et al.*, 2011); 3) humidity gradient (Delgado-Carranza *et al.*, 2011) and; 4) data about density of depressions analyzed in the present work.

The analysis of density of depressions reveals a lineal gradient pattern with some irregularities going from more to less density in a NW-SE direction (Figures 4.5 and 4.6). The alignments can only be controlled by tectonic characteristics (Siart *et al.*, 2009); however, secondary factors such as climate also have a favorable effect on karstic processes adding water to the system (Gracia-Prieto, 1987 and 1991) (Figure 4.2). As an example, in the conjugation of the karstic plains B.2 and C.2 forming the Cenote Ring, the structural factor is the main determinant of the pattern of density of



Figure 4.11. Some examples of exokarstic forms present in the study zone: A) Limestone pavement of the tinajas type in karstic Plain B.1; B) Flooded sinkhole (cenote) in karstic plain B.1; C) Seasonally flooded sinkhole in karstic plain C.2; D) Plain with hills to the east of karstic plain D; E) Extensive plain surrounded by hills to the south; F) Swallow holes used for water extraction in karstic plain B.1; G) Entrance to cave, also on karstic B.1.

depressions –which according to the literature (Pope *et al.*, 1993 and 2001), is the superficial expression of a buried crater related to tectonic processes that fractured the sedimentary rocks. More specifically, it corresponds to sinkholes, mainly of collapse, associated with fractures that are the product of the impact of an asteroid or comet 65 Ma ago. This Cenote Ring has a diameter of  $165 \pm 5$  km and marks the limit between non-fractured limestones within the Cenote Ring (karstic plain B.1) and the fractured limestones that lays outside of the Ring (mainly, karstic plains C.3 and D).

In the non-fractured limestones (karstic plain B.1) there is evidence of a karstic relief that has been reduced to a limestone pavement of the tinajas type (Figure 4.11A) and some wide mouth sinkholes (Figure 4.11B) with a shallow water level (Lugo-Hubp *et al.*, 1992), as well as very shallow soils of the LP group, specifically, lithic LP and skeletal LP (Bautista *et al.*, 2011).

Following the gradient further to the southeast and east, zones are found having higher density of depressions that join together in the karstic plain D.3 forming what some authors call Doline Fields (Figure 4.5), which indicates a preferential grouping relative to the surrounding areas (Gracia-Prieto, 1991); these zones can be the superficial expression of structural factors such as the Chemax-Catoche fault zone (Pope *et al.*, 1993). Likewise, Gracia-Prieto (1991) mentions that doline fields are also related to secondary factors that propitiate the development of these karstic landforms. Thus, in the study zone, climate is that secondary factor contributing to a high density of depressions and karstification, given that in this area the wet season persists during five, or even more than six months (Delgado-Carranza *et al.*, 2011). In these plains edaphic associations of Leptosol/Cambisol/Luvisol are present, i.e., deeper and more developed soils (Bautista *et al.*, 2011).

In the southeastern part of the study zone two areas of medium and low density of depression areas are present (mainly plains D.2. and E.2, and plains D.1 and E.1, respectively), but in these areas sinkholes and smaller karstic landforms are present in low numbers, while largest depression surfaces are occupied by more developed karstic forms such as poljes. Consequently, we propose that in these zones the climatic factor, particularly the duration of the wet season, is determinant for karstification and for the development of the different karstic landforms.

The circularity index can also be interpreted as an indicator of karstic development on tropical plains, given that circular sinkholes are indicative of a relatively young karstic landscape (Brinkmann *et al.*, 2008). In Florida, Brinkmann *et al.* (2008) found that more circular sinkholes are distributed in sites with elevations of less than 30 m a.s.l. while

areas at higher elevations display more complex and less circular forms of karstic depressions. The latter observation agrees with the patterns found in the karstic plains of Yucatan where sinkholes are dominant below 30 m a.s.l. (Plains B, C and D), 80% of which have circularity indexes equal or smaller than 1.04. Also, as previously stated, in plain E (30-40 m a.s.l.) irregular, more developed landforms (uvalas and poljes) are dominant.

Karstic plain E (30-40 m a.s.l.) has been emerged for a relatively longer time and also presents a wet season of from six to seven months (Delgado-Carranza *et al.*, 2011). Both factors may contribute to the larger surface in this area of karstic depressions – although in smaller numbers– in comparison with Plain B; the larger extension of depressions is due to the dominance of more developed landforms such as uvalas and poljes.

#### **4.6 CONCLUSIONS**

The methodology applied for the zoning of karstic plains allowed for a semiautomatic interpretation of the typology of karstic depressions. Due to its replicability and simplicity, the methodology here implemented is adequate for the study of large extension karstic areas similar to those in the study zone.

DEMs have limitations for differentiating karstic landforms in cases in which it is desired to quantify the karstic depressions, particularly sinkholes, because of which it only allowed for differentiating four karstic plain units. However, with the support of complementary inputs, such as topographic maps at a 1:50 000 scale and an inventory of depressions, and of spatial analyses appropriate for karstic depressions, 11 karstic plain units were differentiated.

Sinkholes are more numerous mainly at elevations lower than 30 m a.s.l. The spatial patterns identified as the Cenote Ring and the Doline Fields are controlled by two main factors: structural features and climate.

Geographic databases and attribute inventories, together with the information gathered in the present study, were delivered to the government of the state of Yucatan to be incorporated in the decision making process regarding aquifers and the appropriate management of the territory (Bautista, 2010).



## **4.7 Acknowledgements**

Acknowledgement is given to the *Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la Universidad Nacional Autónoma de México* for giving financial aid to the project PAPIIT IN223110-3, and to CONACYT for the doctoral degree scholarship granted to Y. Aguilar. Thanks are given to Dr. E. Batllori and to the *Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente* for providing to us the “*Cenotes y grutas*” inventory.

## **4.8 REFERENCES**

- Angel, J.C., Nelson, D.O., Panno, S.V., 2004. Comparison of a new GIS-based technique and a manual method for determining sinkhole density: An example from Illinois' sinkhole plain. *J. Cave Karst Stud.* 66, 9-17.
- Bautista, F., Batllori-Sampedro, E., Ortiz-Pérez, M.A., Palacio-Aponte, A.G., Castillo-González, M., 2003. Geoformas, agua y suelo en la Península de Yucatán. In: Colunga, P., Larqué, A. (Eds.), *Naturaleza y sociedad en el área maya*. Academia Mexicana de Ciencias y Centro de Investigación Científica de Yucatán. Yucatán México, pp. 21-35.
- Bautista, F., Batllori-Sampedro, E., Palacio-Aponte, G., Ortiz-Pérez, M., Castillo-González, M., 2005. Integración del conocimiento actual sobre los paisajes geomorfológicos de la Península de Yucatán. In: Bautista, F., Palacio, G., (Eds.), *Caracterización y manejo de los suelos de la Península de Yucatán: Implicaciones agropecuarias, forestales y ambientales*. UACAM-UADY-INE, Campeche, México, pp. 33- 58.
- Bautista, F., 2010. Análisis de la vulnerabilidad y riesgo de contaminación de las aguas subterráneas en Yucatán”. Noviembre de 2010. CONACYT y el Gobierno del estado de Yucatán, FONDOS MIXTOS. YUC-2006-C05-66157.
- Bautista, F., Palacio-Aponte, G., Quintana, P., Zinck, A.J., 2011. Spatial distribution and development of soils in tropical karst areas from Peninsula of Yucatan, Mexico. *Geomorphology* 135, 308-321.
- Bocco, G., Mendoza, M.E., Velásquez, A., 2001. Remote sensing and GIS-based regional geomorphological mapping –a tool for land use planning in developing countries. *Geomorphology* 39, 211-219.
- Bosák, P., 2008. Karst processes and time. *Geologos* 14, 19-36.
- Brinkmann, R., Parise, M., Dye, D., 2008. Sinkhole distribution in a rapidly developing urban environment: Hillsborough County, Tampa Bay area, Florida. *Eng. Geol.* 99, 169-184.
- Denizman, C., Randazzo, A.F., 2000. Post-Miocene subtropical karst evolution, lower Suwannee River basin, Florida. *Geol. Soc. Am. Bull.* 112, 1804-1813.

- Denizman, C., 2003. Morphometric and spatial distribution parameters of karstic depressions, lower Suwannee river basin, Florida. *J. Cave Karst Stud.* 65, 29-35.
- Delgado-Carranza. C., Bautista F., Orellana-Lanza R. and Reyes-Hernández H. 2011. Classification and agroclimatic zoning using the relationship between precipitation and evapotranspiration in the state of Yucatan, Mexico. *Investigaciones geográficas*, 75, 51-60.
- De Waele, J., Plan, L., Audra, P., 2009. Recent developments in surface and subsurface karst geomorphology: an introduction. *Geomorphology* 106, 1-8.
- EPA (Environmental Protection Agency), 2002. A lexicon of cave and karst terminology with special reference to environmental karst hydrology. Washington, D. C. 214 pp.
- Farfán, G. H., Días, G. C., Ramírez, R., 2010. Algunas consideraciones sobre el desarrollo y distribución de las dolinas en el Parque Nacional Viñales, Pinar del Río, Cuba. *Mapping Interactivo*. Consultado el 8 de marzo, 2010. Disponible en: [http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id\\_articulo=1652](http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id_articulo=1652)
- Florea, L., 2005. Using state-wide GIS data to identify the coincidence between sinkholes and geologic structure. *J. Cave Karst Stud.* 67, 120-124.
- Flores, S., Espejel, I., 1994. Tipos de vegetación de la Península de Yucatán. *Etnoflora Yucatanense*. Universidad Autónoma de Yucatán, México. 136 pp
- Frausto, O., Ihl, T., 2008. Mapa de formas exocársticas del norte de Quintana Roo. En: Estudio geohidrológico del norte de Quintana Roo. Universidad de Quintana Roo, Unidad Cozumel. Disponible en <http://biblioteca.coqcyt.gob.mx/bvic/Captura/upload/ESTUDIO-GEOHIDROLOGICO-LIBRO.pdf>
- Galve, J.P., Gutiérrez, F., Remondo, J., Bonachea, J., Lucha, P., Cendrero, A., 2009. Evaluating and comparing methods of sinkhole susceptibility mapping in the Ebro Valley evaporite karst (NE Spain). *Geomorphology* 111, 160-172.
- Gao, Y. 2008. Spatial operations in a GIS-based karst feature database. *Environ. Geol.* 54, 1017-1027
- Gao, Y., Zhou, W., 2008. Advances and challenges of GIS and DBMS applications in karst. *Environ. Geol.* 54, 901-904.
- García, E. 2004. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Serie Libros Núm. 6. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. 5ª. Edición.
- Goeppert, N., Goldscheider, N., Scholz, H., 2011. Karst geomorphology of carbonatic conglomerates in the Folded Molasse zone of the Northern Alps (Austria/Germany). *Geomorphology* 130, 289-298.
- Gracia-Prieto, F.J., 1987. Controles morfométricos de los campos de dolinas en el sector central de la cordillera ibérica. *Cuaternario y Geomorfología*. 1, 119-134.

- Gracia-Prieto, F. J., 1991. Criterios de clasificación morfométrica de campos de dolinas. *Cuaternario y Geomorfología* 5, 65-76.
- Gutiérrez-Santolalla, F., Gutiérrez-Elorza, M., Marín, C., Desir, G., Maldonado, C., 2005. Spatial distribution, morphometry and activity of La Puebla de Alfindén sinkhole field in the Ebro river valley (NE Spain): applied aspects for hazard zonation. *Environ. Geol.* 48, 360-369.
- Hildebrand, A., Penfield, G. T., Kring, D. A., Pilkington, M., Camargo, A. Z., Jacobsen, S. B., Boynton, W. V., 1991. Chicxulub Crater: A possible Cretaceous/Tertiary boundary impact crater on the Yucatán Peninsula, México. *Geology* 19, 867-871.
- Huang, H.H., 2007. Geomorphologic investigations on karst terrain: a gis-assisted case study on the island of barbados. Thesis of the degree of Master of Science. Montréal, Québec.
- Hung, L.Q., Dinh, N.Q., Batelaan, O., Tam V.T., Lagrou, D., 2002. Remote sensing and GIS-based analysis of cave development in the Suoimuoi catchment (Son La – NW Vietnam). *J. Cave Karst Stud.* 64, 23-33.
- Ihl, T., Frausto, O., Rojas, J., Giese, S., Goldacker, S., Bautista, F., Bocco, G., 2007. Identification of geodisasters in the state of Yucatan, Mexico. *N. Jb. Geol. Paläont. Abh.* 246, 299-311.
- INEGI, 1999. Conjunto de datos vectoriales escala 1:50,000. INEGI, México
- Jenks, G. F., Caspall, F. C., 1971. Error on choroplethic maps: definition, measurement, reduction. *Annals of the Association of American Geographers.* 61, 217-244.
- Kiraly, L., 2003. Karstification and groundwater flow. In: Gabrovšek, F. (Ed.). *Evolution of karst: from prekarst to cessation.* Postojna-Ljubljana, Založba ZRC, pp. 155-190.
- Kueny, J.A., Day, M.J., 2002. Designation of protected karstlands in Central America: a regional assessment. *J. Cave Karst Stud.* 64, 165-174.
- 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. *Environ. Earth Sci.* 60, 1073-1090.
- López-Ramos, E., 1973. Estudio geológico de la Península de Yucatán. Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros, México.
- Lugo-Hubp, J.I., Aceves-Quesada, J.F., Espinasa-Pereña, R., 1992. Rasgos geomorfológicos mayores de la Península de Yucatán. *UNAM-Instituto de Geología* 10 (2): 143-150.
- Lugo-Hubp, J.I., García, M.T., 1999. El relieve de la península de Yucatán. In: Garcia de Fuentes, A., Córdoba, J., Ponce, Ch. (Eds.), *Atlas de procesos territoriales del estado de Yucatán.* Fac. Arq. UADY-PROFESA. México D. F., México, pp. 155-162.

- Lyew-Ayee, P., Viles, H.A., Tucker, G.E., 2006. The use of GIS-based digital morphometric techniques in the study of cockpit karst. *Earth Surf. Process. Landforms* 32, 165–179.
- Marín-Stillman, L.E., Pachecho-Ávila, J.G., Méndez-Ramos, R., 2004. Hidrogeología de la Península de Yucatán. In: Jiménez, B., Marín, L., (Eds.), *El agua en México, vista desde la Academia*. Academia Mexicana de Ciencias. México, D. F. pp. 159-176.
- 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. *Hydrogeol. J.* 1, 1-10.
- Parise, M., De Waele, J., Gutierrez, F., 2009. Current perspectives on the environmental impacts and hazards in karst. *Environ. Geol.* 58, 235–237.
- Perry, E., Marin, L., McClain, J., Velazquez, G., 1995. Ring of Cenotes (sinkholes), northwest Yucatan, Mexico: Its hydrogeologic characteristics and possible association with the Chicxulub impact crater. *Geology* 23, 17-20.
- Perry, E., Velásquez-Oliman, G., Marin, L., 2002. The hydrogeochemistry of the karst aquifer system of the Northern Yucatan Peninsula, Mexico. *International Geology Review* 44, 191-221.
- Plan, L., Decker, K., Faber, R., Wagreich, M., Grasemann, B., 2009. Karst morphology and groundwater vulnerability of high alpine karst plateaus. *Environ. Geol.* 58, 285–297.
- Polemio, M., Casarano, D., Limoni, P.P., 2009. Karstic aquifer vulnerability assessment methods and results at a test site (Apulia, southern Italy). *Nat. Hazard Earth Sys.* 9, 1461–1470.
- Pope, K.O., Ocampo, A.C., Duller, C.E., 1993. Surficial geology of the Chicxulub impact crater, Yucatan, Mexico. *Earth, Moon, and Planets* 63, 93-104.
- Pope, K.O., Rejmankova, E., Paris, J.F., 2001. Spaceborne imaging radar-C (SIR-C) observations of groundwater discharge and wetlands associated with the Chicxulub impact crater, northwestern Yucatan Peninsula, Mexico. *GSA Bulletin* 113, 403-416.
- SGM, Servicio Geológico Mexicano. 2007. Carta Geológico-Minera, Estados de: Campeche, Quintana Roo y Yucatán. Escala 1:500,000. Servicio Geológico Mexicano. Hidalgo, México.
- Shofner, G., Mills, H., Duke, J.E., 2001. A simple map index of karstification and its relationship to sinkhole and cave distribution in Tennessee. *J. Cave Karst Stud.* 63, 67-75.
- Siart, B., Bubanzer, O., Eitel, B., 2009. Combining digital elevation data (SRTM/ASTER), high resolution satellite imagery (Quickbird) and GIS for geomorphological mapping: A multi-component case study. *Geomorphology* 112, 106-121.
- Simón, J. L., Soriano, M. A., Pocoví, A., Arlegui, L. E., Casas, A. M., Liesa, C. L., Luzón, A., Pérez, A., Pueyo, O., Pueyo, E., Mochales, T., Gracia-Abadías, F. J., Ansón, D., 2009.

Riesgo de subsidencia kárstica en áreas urbanas: el caso de Zaragoza. Enseñanza de las Ciencias de la Tierra 17, 303-315.

Szukalski, B.W., 2002. Introduction to cave and karst GIS. J. Cave Karst Stud. 64, 3.

White, E.L., White, W.B., 1979. Quantitative morphology of landforms in carbonate rock basins in the Appalachian Highlands. Geol. Soc. Am. Bull. 90, 385-396.

Williams, P., 1972. Morphometric analysis of polygonal karst in New Guinea. Geol. Soc. Am. Bull. 83, 761-796.

Zinck J.A. 1988. Physiography and Soils. Soil Survey Course. ITC. Enschede; The Netherlands: 156 p.

## 5. ATRIBUTOS DEL RELIEVE KÁRSTICO Y ÁRBOLES DE DECISIÓN PARA EL ANÁLISIS DE LA EXPOSICIÓN DEL ACUÍFERO A CONTAMINANTES, EN YUCATÁN MÉXICO<sup>5</sup>

### RESUMEN

Los sistemas kársticos caracterizados por diferentes tipos de depresiones, presentan alta exposición a contaminantes que provienen de la superficie del terreno. Por esta razón, el conocimiento geomorfológico en ambientes kársticos tiene importantes implicaciones para una adecuada gestión del territorio. El objetivo general fue el análisis de los atributos del relieve kárstico para la identificación de zonas con mayor exposición a contaminantes del acuífero en Yucatán. La metodología incluye la evaluación de las unidades geomorfológicas, a través del análisis de la densidad y tipología de las depresiones kársticas (dolinas, uvalas y poljés), así como la construcción de un modelo conceptual de la exposición, usando como atributos a la altitud, la densidad de depresiones, forma dominante, tipo de recarga y contacto con el acuífero. Para la validación del modelo se usó la técnica de árboles de decisión. Por último se elaboró un mapa de la exposición a contaminantes de acuerdo a seis niveles de exposición. Se identificó una zona de exposición extrema (anillo de cenotes) con una superficie aproximada de 9840 km<sup>2</sup>, una superficie similar corresponde al nivel de muy alta exposición, al oriente de la zona de estudio. Los niveles bajos y muy bajos destacan al sur del Estado. La precisión del modelo conceptual presentó un estadístico kappa de 0.86. La metodología empleada podría ser aplicable a zonas similares Campeche y Quintana Roo.

Palabras clave: dolinas, uvalas, poljés, densidad simple y kernel, karst tropical

---

<sup>5</sup> Aguilar Duarte Y., Morales Manilla L. M., Mendoza M. y Bautista F. Atributos del relieve kárstico y árboles de decisión para el análisis de la exposición del acuífero a contaminantes en Yucatán México.

Este trabajo fue presentado en el XV Congreso de la Sociedad Mesoamericana para la Biología y la Conservación realizado en Mérida Yuc., Mex., del 24 al 28 de octubre de 2011.

## **5.1 INTRODUCCIÓN**

Las aguas subterráneas de acuíferos kársticos son importantes recursos hídricos que abastecen alrededor del 25% de la población mundial y representan también indispensables para ecosistemas específicos como los humedales. A pesar de la importancia de los acuíferos kársticos, éstos son seriamente amenazados por fuentes de contaminación que se realizan en la superficie del terreno, por lo que es importante considerar una adecuada planeación y gestión de las actividades que se realicen sobre zonas kársticas, debido a que la previsión y prevención de la contaminación de los acuíferos es menos costoso que la remediación (Davis *et al.*, 2002; Jiménez-Madrid *et al.*, 2010).

Para atender parcialmente este problema, la presente investigación presenta un enfoque geográfico que enfatiza el papel de las geoformas y su representación cartográfica, así como la utilidad que tienen las bases de datos de los atributos del relieve kárstico (Aguilar *et al.*, en revisión). También se utiliza el término de “exposición” como sinónimo de “vulnerabilidad intrínseca” a la contaminación, siendo éste último de uso común en el enfoque hidrogeológico (Daly *et al.*, 2002). Turner *et al.*, (2003), definen la exposición como “la propiedad o propiedades que presenta un sistema (en este caso el acuífero) con respecto a sus condiciones de localización en zonas con algún nivel de peligro y que representan potenciales daños en cuanto –en este caso- a la calidad del agua”. Desde el punto de vista hidrogeológico, los acuíferos kársticos son acuíferos complejos con características distintivas que los hacen ser muy diferentes a otros tipos de acuíferos, como por ejemplo, la dualidad en los procesos de recarga, infiltración, y porosidad (Perrin, 2003; Bakalowicz, 2005), debido a esta complejidad hidrogeológica, es necesario observar y analizar el sistema kárstico desde la superficie a través de las diferentes formas del relieve, haciendo énfasis en el patrón de distribución y tipo de depresiones. El relieve kárstico está relacionada con el drenaje subterráneo y por lo tanto la geomorfología y la hidrología están estrechamente interrelacionadas (De Waele *et al.*, 2009). Las diversas formas y tamaños de depresiones, como hoyos de absorción, sumideros y dolinas, tienen conexiones directas con el acuífero haciéndolos más expuestos a contaminantes que provienen de la superficie (Ravbar y Goldscheider, 2009), a diferencia de los poljes que por poseer sedimentos arcillosos, pueden presentar cierto grado de atenuación (EPA 2002, Pavlopoulos *et al.*, 2009; Rodríguez, 1981; y Stokes *et al.*, 2010).

En áreas extensas donde los estudios hidrogeológicos con pruebas de marcadores o estudios geofísicos no son factibles por los altos costos que representarían, el estudio superficial del karst a través del análisis espacial, es la principal herramienta más

viable para la aproximación del conocimiento hidrogeológico (Veni, 1999) y su relación con la contaminación de las aguas subterráneas. Varios estudios apoyan la importancia de considerar la geomorfología kárstica para complementar el entendimiento de la hidrogeología y el análisis de la exposición a contaminantes (Tihansky y Knochenmus, 2001; Davis *et al.*, 2002; Kiraly, 2003; Angel *et al.*, 2004; Huang, 2007; Plan *et al.*, 2009; Lindsey *et al.*, 2010; van Beynen *et al.*, 2012). Específicamente, está reportado la importancia del análisis de densidad de depresiones como un indicador del grado de desarrollo kárstico relacionándose con la presencia del epikarst (White y White, 1979; Williams, 1983, 2008) así como del tipo de recarga y flujos preferenciales del agua (Plan *et al.*, 2009; Lindsey *et al.*, 2010; Vías *et al.*, 2010).

La zona de estudio corresponde al estado de Yucatán México, una zona de karst tropical en donde la población se abastece 100% de las aguas subterráneas. Los estudios previos con enfoques hidrogeológicos sobre la exposición (vulnerabilidad intrínseca) a la contaminación no han considerado los patrones espaciales ni los tipos de depresiones kársticas (Pérez y Pacheco, 2004; Bolio-Barrios *et al.*, 2011) que son abundantes en la zona de estudio. Recientemente, Aguilar *et al.*, (en revisión) reportaron la distribución espacial de las geoformas escala 1:100000, las cuales incluyen una base de datos sobre los atributos del relieve kárstico como la altitud, la densidad y tipología de depresiones, entre otros. Esta información, aunado con las herramientas de los sistemas de información geográfica (SIG), análisis espacial y minería de datos, específicamente, el uso de árboles de decisión (Pal y Marther, 2003; Witten y Frank, 2005; Bruno *et al.*, 2008; Gao y Alexander, 2008), pueden contribuir al desarrollo de un modelo conceptual y cartográfico de la exposición del acuífero a contaminantes. Los objetivos del presente trabajo son: 1) el diseño de un modelo conceptual por medio de atributos geomorfológicos, para identificar diferentes niveles de exposición a contaminantes del acuífero kárstico yucateco; y 2) validación del modelo por medio de árboles de decisión de clasificación para predecir futuros casos de exposición en zonas similares.

## **5.2 ANTECEDENTES TEÓRICOS**

### **5.2.1 Definiendo exposición a contaminantes**

En los estudios hidrogeológicos sobre el tema de la contaminación del agua subterránea, se define “vulnerabilidad” como “la protección natural que los estratos terrestres ejercen para atenuar la entrada de contaminantes hacia los acuíferos”



(Albinet y Margat, 1975), esta definición hace referencia a la manifestación que tiene un acuífero dadas sus características naturales para facilitar la entrada de contaminantes, por ejemplo, un acuífero será más vulnerable a un contaminante, si presenta poca profundidad, con material geológico y suelo muy permeables. Este concepto de vulnerabilidad también puede encontrarse como sinónimo de “vulnerabilidad intrínseca” que evalúa únicamente las propiedades del medio biofísico e hidrogeológico, independientemente del escenario de contaminación o tipo de contaminante y se utiliza para diferenciarlo de la “vulnerabilidad específica”, en el cual, adicionalmente se evalúa un tipo o grupo de contaminantes o usos del territorio (Daly *et al.*, 2002).

En este trabajo, el objeto de estudio son las aguas subterráneas del acuífero kárstico yucateco evaluadas a través de las unidades geomorfológicas como se describirá en la sección metodológica; se utiliza el término de “exposición”, entendido éste como “la propiedad o propiedades que presenta un sistema (en este caso el acuífero) con respecto a sus condiciones de localización en zonas con algún nivel de peligro y que representan potenciales daños en cuanto a su calidad” (Turner *et al.*, 2003). El peligro en este caso, se refiere a los contaminantes generados en la superficie del terreno, pero no se considera un contaminante específico, por lo tanto, la exposición referida en este trabajo, se utiliza como sinónimo de la vulnerabilidad sensu (Albinet y Margat, 1975) o vulnerabilidad intrínseca como lo describen Daly *et al.*, (2002).

Desde el punto de vista hidrogeológico, los acuíferos kársticos son acuíferos complejos con alta heterogeneidad como resultado de la dualidad de recarga (autogénica vs. alogénica), infiltración (difusa vs. concentrada) y porosidad (conductos vs. matriz fisurada), estas características los hacen ser muy diferentes a otros tipos de acuíferos (Perrin, 2003; Bakalowicz, 2005). Las formas externas del relieve, principalmente las depresiones también conocidas como formas exokársticas negativas, son características de importancia en la evaluación de la exposición a contaminantes, debido a que representan zonas de absorción en los cuales el agua y los contaminantes pueden entrar directamente y llegar a las aguas subterráneas en donde son almacenados temporalmente o transportados a grandes distancias a través de conductos kársticos; debido a estas características, los procesos naturales de atenuación -adsorción, descomposición, intercambio iónico, etc.- de los contaminantes, pueden ser nulos o poco eficientes.

Existen en la bibliografía diferentes métodos, índices y modelos para evaluar la vulnerabilidad intrínseca (exposición) y en algunos casos de la vulnerabilidad específica del acuífero kárstico a contaminantes. Aguilar *et al.*, (en revisión) realizaron

una exploración de los principales métodos, de los cuáles destacan los realizados en Europa como el EPIK (Doerfliger *et al.*, 1999), el enfoque del grupo COST-Action 620 (Daly *et al.*, 2002, Zwahlen, 2003) y en América el KARSTIC (Davis *et al.*, 2002) y KAVI (van Beynen *et al.*, 2012). Todos estos métodos o índices, enfatizan en la necesidad de evaluar los atributos del relieve kárstico, principalmente las depresiones.

### **5.2.2 Los principales tipos de depresiones kársticas**

La complejidad del relieve kárstico no solo se hace evidente en su diversidad de depresiones, también lo es en cuanto a los diferentes nombres que existen para designar a más de un solo tipo de depresión; estos nombres pueden derivarse de varios factores, como el contexto local, la intención de incluir un proceso de formación, el área científica, la forma propiamente dicha de la depresión, entre otros. Como por ejemplo, las depresiones con una proporción de profundidad/ancho en el intervalo de la unidad o menor, son usualmente clasificadas como dolinas (o el término equivalente sinkhole que es ampliamente usado en los Estados Unidos, especialmente en la literatura hidrogeológica e ingenieril). Las formas con una proporción de profundidad/ancho mayor que la unidad son considerados hoyos (pits) o pozos (shafts) (White y White, 2006). En nuestra zona de estudio, se utiliza el término local “cenote” (del maya dzonot o ts'onot) para cualquiera de estas formas (dolinas, *sinkhole*, pozos), con la única condición que contengan agua de manera permanente o temporal.

### **5.2.3 Descripción de la zona de estudio**

La zona de estudio es el estado de Yucatán con una superficie aproximada de 39 340 km<sup>2</sup>. Geológicamente la zona costera es la más reciente, formada por sedimentos del Cuaternario; la mayor parte del estado, principalmente centro-oriente, son calizas Terciarias (Plioceno-Mioceno) constituidas por calizas muy variadas que desde la superficie hasta un metro de grosor de profundidad son mármoles cubiertos por calizas duras y de calizas más impuras, arcillosas, amarillento-rojizas. Otra sección entre el centro-sur, siendo el sur más antiguo (Eoceno) está formado por calizas amarillentas más o menos masivas y calizas masivas blancas y muy cristalinas (López-Ramos, 1973).

Se tomó como base cartográfica, el mapa geomorfológico reportado por Aguilar *et al.*, (en revisión), con ligeras modificaciones, que consistieron en la diferenciación de todas las regiones geomorfológicas y no únicamente de las planicies. De esta manera, el

área de estudio presenta 44 unidades geomorfológicas en las que se destacan la descripción de la densidad y tipo de depresiones principalmente (Figura 5.1). Una descripción breve de estas unidades se presenta en la Tabla 5.1. La clave de la leyenda indica: una letra mayúscula, para nombrar la región geomorfológica; le sigue un número para denotar diferencias altitudinales en la misma región geomorfológica, posteriormente, para describir unidades geomorfológicas, se denota con una letra minúscula que indica la densidad de depresiones (a: baja, b: media y c: alta)

Los subtipos climáticos son:  $Aw_0$ ,  $Aw_1$ ,  $BS_0$  y  $BS_1$ , correspondiendo el primero a cálido subhúmedo con lluvias en verano, el segundo cálido subhúmedo con lluvias en verano e invierno, el tercero en semiárido seco y el último al menos seco de los semiáridos. La vegetación es de matorral de duna costera, selva baja caducifolia y selva mediana subcaducifolia (Flores y Espejel, 1994).

El acuífero kárstico de Yucatán es una lente de agua dulce que flota sobre agua salada más densa (Perry *et al.*, 2002). De acuerdo Marín-Stillman *et al.*, (2004), el espesor varía de 16 m en la costa (Chuburna) a más de 80 m en Sotuta (hacia el sur), con un espesor medio de 150 metros y desde el punto de vista hidráulico, se le puede considerar un acuífero libre, excepto por una estrecha franja a lo largo de la costa (Escolero *et al.*, 2000). El nivel freático en las grandes planicies se encuentra a profundidades máximas de 30 m de la superficie, pero al pasar la “Sierrita de Ticul” (Región geomorfológica H.1) el nivel freático se encuentra a más de 80 m de la superficie (Marín-Stillman *et al.*, 2004). Los flujos de aguas subterráneas se dirigen hacia las zonas costeras donde se presentan las descargas submarinas, estos flujos son fuertemente influenciados y controlados por el anillo de cenotes (Perry *et al.*, 1995; González-Herrera *et al.*, 2002). Por la naturaleza libre del acuífero, la zona de recarga es a través de todo el acuífero. Esto hace que el acuífero sea sumamente vulnerable (expuesto) a la contaminación que se genera en la superficie (Marín-Stillman *et al.*, 2004).

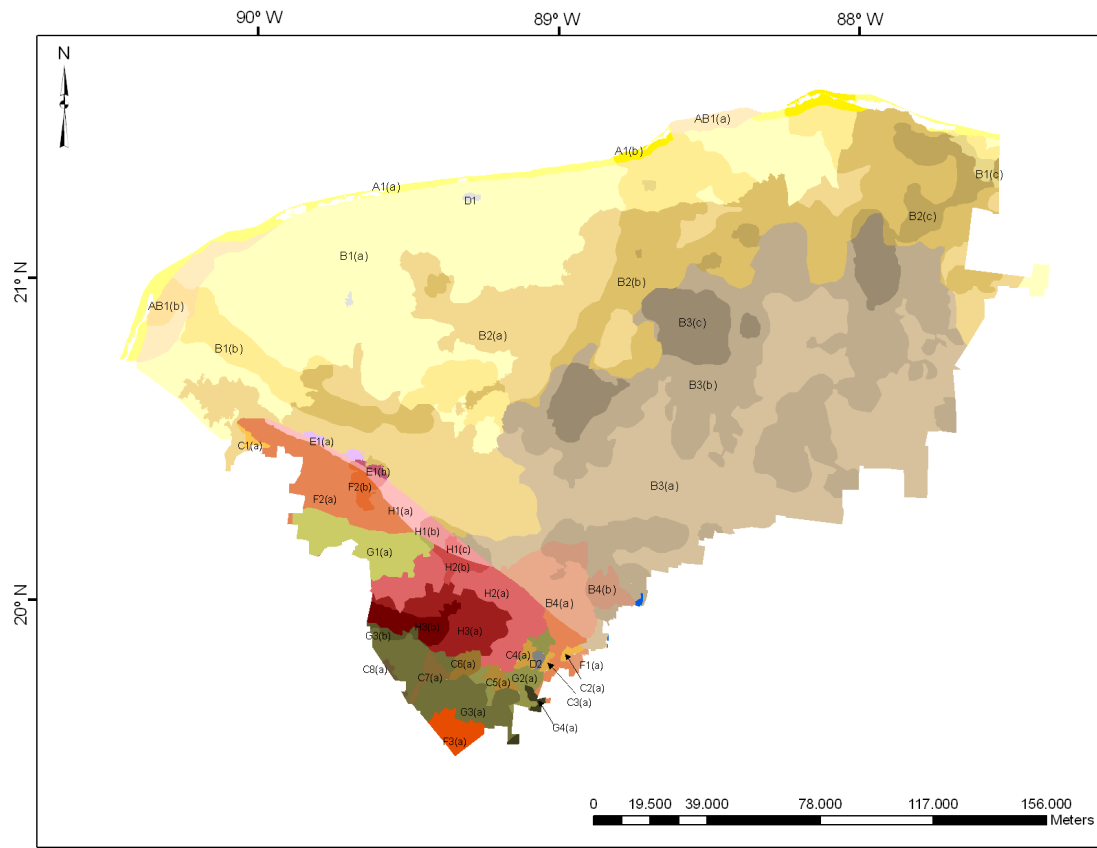












































Figura 5.1. Unidades geomorfológicas de Yucatán escala 1:100000. Cada una de estas unidades corresponde a una unidad de evaluación con respecto a la exposición.



#### 5.2.4 El análisis geomorfológico como base para evaluar 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). Diversos estudios hidrogeológicos enfatizan sobre la necesidad de incluir variables geomorfológicas, principalmente densidad y tipo de depresiones como una aproximación para caracterizar y describir el epikarst e incluirlo dentro de las evaluaciones de la vulnerabilidad intrínseca a la contaminación de acuíferos kársticos (Daly *et al.*, 2002; Davis *et al.*, 2002; Huang, 2007; Plan *et al.*, 2009; Van Beynen *et al.*, 2012).

Tabla 5.1. Descripción breve de las unidades geomorfológicas correspondientes al mapa geomorfológico (Figura 5.1).

Regiones geomorfológicas	Altitud (m.s.n.m.)	Unidades geomorfológicas	Descripción
Planicie costera (A)	A1, menor a 10	 A1a	Presenta principalmente cenotes, dolinas en contacto con el acuífero y numerosas lagunas costeras. La unidad A1b se ha identificado como una continuidad del anillo de cenotes en el extremo noreste y es una zona de descarga de agua subterránea.
		 A1b	
Planicies de transición (AB)	AB1, menor a 10	 AB1a	Con ambientes palustres situadas entre la costa y las zonas kársticas. Es una zona muy inestable y llega modificarse por la presencia de huracanes y tormentas tropicales, así como por la desviación de los canales y flujos de agua. De acuerdo a la densidad de depresiones se tiene: AB1a, presentan baja densidad, pero presentan dolinas en contacto con el acuífero; y AB1b, con densidad media de depresiones, principalmente dolinas secas, uvalas y algunas dolinas en contacto con el acuífero.
		 AB1b	
Planicies kársticas (B)	B1, menor a 10	 B1a	Densidad baja de depresiones, principalmente dolinas en contacto con el acuífero y "cenotes" o sumideros. En su interior se presentan algunas elevaciones aisladas, no mayores a 10 m (D1)
		 B1b	Densidad media de depresiones, con los tres tipos de dolinas, principalmente en contacto con el acuífero, gran número de cenotes y sumideros; algunas uvalas.
		 B1c	Densidad alta de depresiones, dominan dolinas y uvalas en contacto con el acuífero. También se registra un gran número de cenotes.
	B2, entre 10 y 20	 B2a	Densidad baja de depresiones, principalmente dolinas, algunos cenotes y cuevas.
		 B2b	Densidad media de depresiones, se presentan todos los tipos (dolinas, uvalas, poljés, cenotes y grutas) dominando las dolinas en contacto con el acuífero
		 B2c	Densidad alta, se presentan todos los tipos de depresiones, dominan en número las dolinas, también con contacto con el acuífero.
	B3, entre 20 y 30	 B3a	Densidad baja, con presencia de todos los tipos de depresiones, pero principalmente uvalas secas.
		 B3b	Densidad media, presencia de todos los tipos de depresiones, dominan en número las dolinas, principalmente secas. En superficie, dominan las uvalas secas. Hay un gran número de otras formas (cenotes, cuevas, sumideros).
		 B3c	Densidad alta con presencia de todo tipo de depresiones. Dominan en número las dolinas secas, pero en superficie, dominan las uvalas secas.
	B4, entre 30 y 40	 B4a	Densidad baja de depresiones, no se registran dolinas ni otras formas menores (sumidero, cuevas, etc.) únicamente uvalas secas y dos poljés.
		 B4b	Densidad media de depresiones, pocas dolinas secas, dominan en número y superficie las uvalas no secas, tres poljés.
	Planicies intermontanas (escalonadas) (C)	C1, menor a 30	 C1a
C2, entre 30 y 40		 C2a	

	C3, entre 40 y 50	 C3a	escalones claramente diferenciados. Todos con densidad baja de depresiones, uvalas principalmente.
	C4, entre 50 y 60	 C4a	
	C5, entre 60 y 70	 C5a	
	C6, entre 70 y 80	 C6a	
	C7, entre 80 y 100	 C7a	
	C8, entre 100 y 120	 C8a	
<b>Elevaciones aisladas (D)</b>	D1, menor a 10	 D1	Formas positivas del relieve. D1 menor a 10 m, localizado dentro de la planicie kárstica B1a; D2 entre 10 y 70 m, ubicadas al sur de Yucatán
	D2, hasta 70	 D2	
<b>Piedemonte (E)</b>	E1, menor a 30	 E1a	Superficie marginal a las montañas, de las que se distingue por una pendiente y altura considerablemente menores. Distribuidas adyacentemente de las montañas bajas (H1). Se reconocieron dos tipos: E1a y E1b, con densidad baja y media respectivamente, dominando las uvalas.
		 E1b	
<b>Planicies colinosas (F)</b>	F1, menor a 50	 F1a	Colinas pequeñas menores de 50 m, con densidad baja de depresiones
	F2, entre 50 y 70	 F2a	Medianas, entre 50 y 70 metros. F2a. Con densidad baja de depresiones; F2b. Con densidad media, ambas con uvalas secas y poljés, pocas dolinas.
		 F2b	
F3, entre 70 y 100	 F3a	Mayores, entre 70 y 100 m con densidad baja de depresiones, solo se registran uvalas secas.	
<b>Lomeríos (G)</b>	G1, menor a 90	 G1a	La superficie se encuentra debajo de 90 metros, pero las cúpulas de karst llega a altitudes de hasta 110 metros. Las cúpulas son muy notables para esta región. Se presentan con baja (G1a) y media (G1b) densidad de depresiones, dominando uvalas secas.
		 G1b	
	G2, mayor a 90	 G2a	Lomeríos en conos mayores a 90 m, el relieve es muy marcado. Densidad baja de depresiones, registrándose únicamente uvalas secas.
	G3, menor a 110	 G3a	En conos-cúpulas menores a 110 m. G3a con densidad baja de depresiones, únicamente uvalas secas; G3b, densidad media con dominancia de poljés.
		 G3b	
G4, mayor a 120	 G4a	En cono-cúpulas mayores a 120 m. Con densidad baja de depresiones, únicamente uvalas secas.	
<b>Montañas (H)</b>	H1, menor a 100	 H1a	Pequeñas, éstas son alineadas, producto de actividades tectónicas; se conocen localmente como las "Sierritas de Ticul y Sayil"; presentan las tres densidades de depresiones debido a que entre ambas sierritas se genera un sistema de uvalas y poljés. H1a y H1b, densidad baja y media respectivamente, con dominancia de uvalas secas. H1c, densidad alta y dominancia de poljés.
		 H1b	
		 H1c	
	H2, entre 100 y 150	 H2a	Bajas, entre 100 y 150 m. Con densidades baja (H2a) y media (H2b) de depresiones, con dominancia de uvalas secas.
		 H2b	

	H3, entre 150 y 220	 H3a  H3b	Medianas, mayores a 150 m hasta 220 m., con densidades baja (H3a) y media (H3b) de depresiones, uvalas y poljés.
--	---------------------	--	--

El epikarst también llamado zona subcutánea es una zona que se encuentra en los primeros metros de roca caliza debajo de la cubierta protectora del suelo pero sobre la zona freática (o saturada permanentemente); su grosor puede variar de decímetros a metros y es de especial importancia hidrológica debido a su alta permeabilidad derivada de la disolución química, sin embargo, el grado de disolución y tamaño de las fisuras, disminuyen con la profundidad, así como la permeabilidad. En el epikarst, parte del agua infiltrada puede ser temporalmente almacenada particularmente después de las tormentas y posteriormente transportada a grandes distancias (Williams, 1983 y 2008). Aunque exista un modelo conceptual del epikarst, en realidad éste varía de un lugar a otro, debido a esto, el volumen de almacenamiento y tiempo de residencia del agua en el epikarst, no es fácil de calcular (Williams, 2008).

En la superficie, las depresiones como las dolinas, pozos y sumideros, son manifestaciones externas de un epikarst desarrollado y por lo tanto presentan conexiones directas con los acuíferos (Ravbar y Goldscheider, 2009). Por esta razón, el análisis geomorfológico es de utilidad para deducir el comportamiento y características del epikarst, (Doerfliger *et al.*, 1999; Daly *et al.*, 2002; Huang, 2007; Plan *et al.*, 2009; van Beynen *et al.*, 2012).

Por otra parte, también es necesario contar con una unidad de evaluación, en este caso, las unidades geomorfológicas sirven como base cartográfica de evaluación, porque también son útiles para posteriormente delimitar otros elementos del medio biofísico como son los suelos y la vegetación. Es en las unidades geomorfológicas donde se incluyen los atributos para definir –como una primera aproximación- zonas con diferentes niveles de exposición del acuífero a contaminantes. Estudios previos han demostrado la utilidad de los atributos geomorfológicos para evaluar otros aspectos geofísicos o de uso de la tierra, como por ejemplo, Magaz García *et al.*, (1997), reportaron los elementos geomorfológicos básicos para determinar zonas de fallamiento activo en Cuba; asimismo, Hernández Santana *et al.*, (2011), usaron atributos geomorfológicos para evaluar espacialmente la aptitud para el uso agrícola del suelo en una cuenca en México. En este sentido, la evaluación de los atributos del relieve kárstico para identificar zonas con diferentes niveles de exposición del acuífero a contaminantes, permitirá identificar también las áreas con mayor prioridad para estudios hidrogeológicos a mayor detalle.

### 5.2.5 Árboles de decisión para clasificación

El aprendizaje automático por medio de los árboles de decisión para clasificación (ADC) es una de las técnicas de inferencia inductiva más utilizadas (De la Rosa y Cromptvoets, 1998; Pal y Mather, 2003; Bruno *et al.*, 2008; Gao y Alexander, 2008). Los ADC utilizan un conjunto de datos (denominada conjunto de entrenamiento), estructurados dentro de una matriz, en los cuales cada fila, representa un caso de estudio o unidad de evaluación (en este trabajo, son las unidades geomorfológicas), y las columnas son los atributos de evaluación que pueden poseer dos o más valores (éstos pueden ser cualitativos o cuantitativos). El objetivo del algoritmo de un ADC, es identificar el patrón de conocimiento aplicado por el experto y “dividir” o clasificar los casos de estudio dentro de una categoría o nivel de decisión determinada previamente también por el experto, de esta manera, el ADC desarrolla un modelo utilizando los atributos más importantes para describir cada clase o nivel de decisión; esta dependencia, entre los atributos y los niveles de clasificación, son validadas por medio de un estadístico. Si se obtiene una precisión adecuada, el modelo es útil para predecir futuros casos de evaluación desconocidos (Witten y Frank, 2005; Bruno *et al.*, 2008). Se genera entonces un esquema semejante a un árbol, donde los “nodos” representan los atributos de evaluación, las “ramas” son los valores que poseen cada atributo y las “hojas” son la decisión final (Figura 5.2).

Los ADC han sido de utilidad en diversas aplicaciones en las ciencias ambientales, ejemplos en la bibliografía se tienen para la planeación y predicción de uso y degradación de las tierras y recursos hídricos, (modelos Arenal y Pantanal del sistema MicroLEIS) (De la Rosa y Cromptvoets, 1998; De la Rosa *et al.*, 2004; Abd-Elmabod *et al.*, 2010; Díaz-Pereira *et al.*, 2011), para la clasificación de coberturas de suelo (Pal y Mather, 2003) y predicción de ocurrencia de dolinas y riesgo de subsidencia (Bruno *et al.*, 2008; Gao y Alexander, 2008).



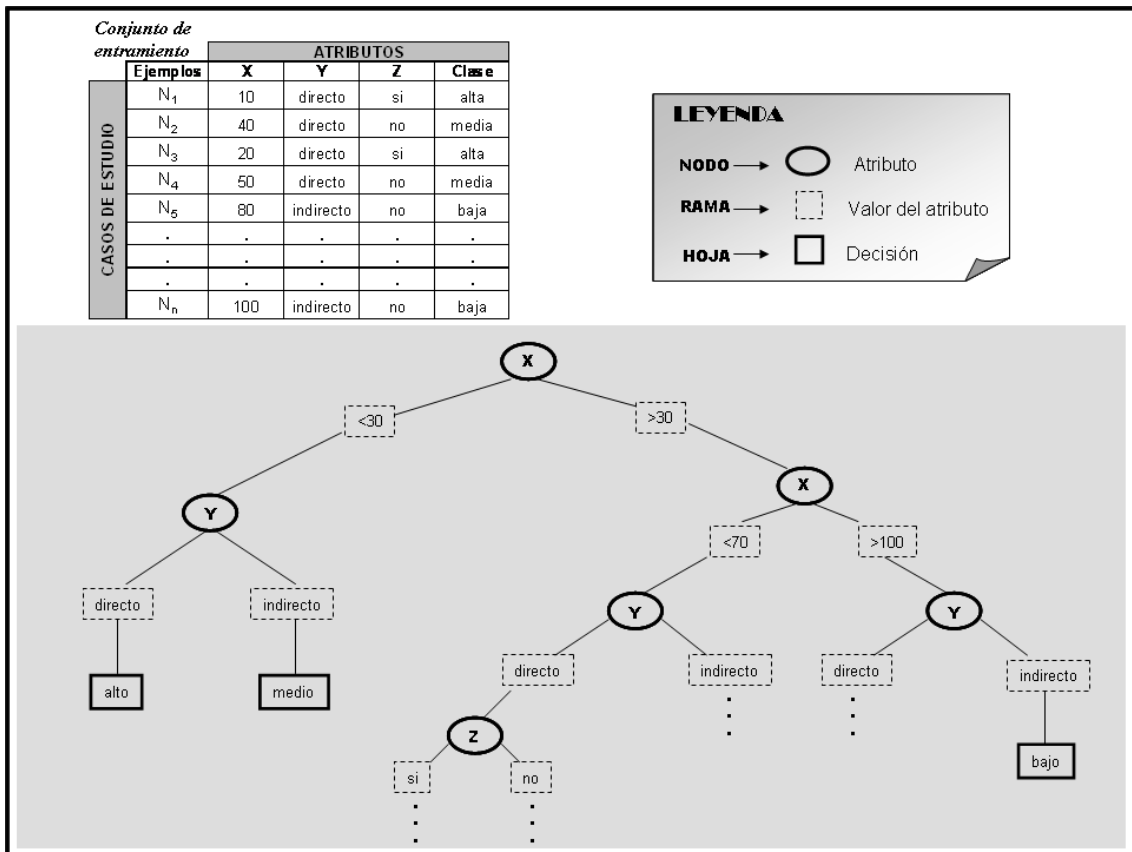


Figura 5.2. Segmento de un árbol de decisión para clasificación; en la parte superior izquierda, se presenta también, un ejemplo de una matriz de evaluación con los datos de entrada.

## 5.3 METODOLOGÍA

### 5.3.1 Base de datos de atributos kársticos

Se tomó como base cartográfica, el mapa geomorfológico escala 1:100 000 (Aguilar *et al.*, en revisión) modificado, que presenta las unidades geomorfológicas presentes en la Figura 5.1 y descritas en la Tabla 5.1. Se cuenta con una base de datos que contiene información de un total de 7467 depresiones kársticas (Tabla 5.2), aunque de éstas, 750 solo son información puntual (nombre del sitio y coordenadas geográficas) y corresponden a un inventario con objetivos ecoturísticos de “Cenotes y grutas” realizado por la Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente (SEDUMA) del Gobierno del Estado de Yucatán; cabe destacar que la connotación de “cenote” se refiera a un término local derivado del maya “dzonot” o “ts’onot” que se utiliza para designar a dolinas, sumideros (swallow holes), pozos naturales y cavernas que contienen agua ya sea permanentemente o de forma temporal, técnicamente, muchos de éstos cenotes, los llamados “cenotes a cielo abierto” corresponden con dolinas típicas de colapsamiento, pero no caen dentro de la unidad mínima cartografiable de una carta topográfica a escala 1:50 000.

El resto de los registros son datos que provienen de la información tomada de 58 cartas topográficas escala 1:50 000 del INEGI, básicamente las curvas de nivel que indican depresiones (clave cn\_3301) y cuerpos de agua temporales y permanentes (claves ha\_6291 y ha\_6292 respectivamente) pero éstos cuerpos de agua han sido re-etiquetados de acuerdo a su forma y régimen de inundación (Aguilar *et al.*, en revisión). La base de datos contiene el tipo de depresión, el régimen de inundación y algunas características morfométricas (área, perímetro e índice de circularidad).

### 5.3.2 Análisis de densidad: simple y kernel

Con la base de datos pre-existente de las depresiones kársticas, se realizaron dos tipos de análisis de densidad: i) densidad simple, que únicamente considera número de objetos por superficie, este se determinó con la función “Natural breaks” o “cortes naturales” que utiliza el método de optimización de Jenks (Jenks y Caspall, 1971) y en el cual es posible identificar aquellos puntos de corte entre clases que minimizan la suma de la varianza entre grupos, lo que permite identificar agrupamientos y patrones inherentes en los datos. Las clases se crean a partir de estos cortes, presentándose homogeneidad interna en las clases; se clasificó en tres niveles de densidad (baja, media y alta) (Lindsey *et al.*, 2010); y ii) análisis de densidad kernel, que considera además de la presencia de un objeto, permite hacer ponderaciones de los mismos. La densidad kernel ha sido de utilidad para identificar principales agrupaciones de dolinas (van Beynen *et al.*, 2012), en este caso, se realizó una ponderación considerando la tipología de las depresiones, debido a que de esta manera se definen adecuadamente las zonas con mayor exposición (Plan *et al.*, 2009). El procedimiento para el análisis de densidad kernel incluyó los siguientes pasos:

1. El área (en metros cuadrados), de todos los polígonos fue transformados con la raíz cuadrada para minimizar la proporción entre valores de área.
2. Considerando las definiciones de los principales tipos de depresiones y la base de datos existente (Tabla 5.2) que indican la presencia o no del contacto directo con el acuífero, se realizó la ponderación (de mayor a menor exposición), dándole el mayor peso (valor de 1) a todas las dolinas y uvalas en contacto con el acuífero, dolinas con inundación temporal y los registros de cenotes y grutas; un peso con valor de 0.8 a todas las dolinas secas; 0.6 uvalas secas y el menor peso (de 0.3, menor exposición) a todos los poljés.

Tabla 5.2. Tipo de depresiones presentes en la zona de estudio

Tipo de depresiones y régimen de inundación	Superficie (km <sup>2</sup> )	Número
Dolinas secas	25	2892
Dolinas en contacto con el acuífero	8	1622
Dolinas inundadas temporalmente	1	106
Uválas secas	206	1868
Uválas en contacto con el acuífero	2	130
Uválas inundadas temporalmente	1	23
Poljés	210	76
Otros registros (cenotes, cuevas, hoyos de absorción, sumideros)	No registrado	750
<b>Total</b>	<b>454</b>	<b>7467</b>

3. Con ambos pasos previos, se procedió a realizar una multiplicación (raíz del área \* ponderación) para obtener como producto un solo valor que refleja ambas características.
4. Se extrajeron los centroides.
5. Se aplicó la función de densidad kernel, usando dos diferentes radios de búsqueda.

Ambos análisis de densidad (simple y kernel) clasificados en tres niveles, apoyan a definir zonas con mayor exposición y evaluar las unidades geomorfológicas de acuerdo a las densidades y tipos de depresiones que presenten.

### 5.3.3 Diseño del modelo conceptual

El modelo conceptual se realizó con base en el análisis de la información bibliográfica, recorridos de campo y las bases de datos sobre los atributos kársticos descritos en el capítulo 4 (Aguilar *et al.*, en revisión). Se consideraron cinco atributos para evaluar las unidades geomorfológicas: 1) altitud, 2) densidad de depresiones, 3) tipo o forma dominante de depresión, 4) tipo de recarga y flujo y 5) la presencia o ausencia de contacto con el acuífero; con estos cinco atributos se asignaron seis niveles de exposición. A continuación, se describe el argumento de importancia para evaluar la exposición en cada atributo (Figura 5.3):

**1. Altitud.** De acuerdo a estudios hidrogeológicos previos realizados en la zona de estudio por Marín-Stillman *et al.*, (2004), reportan que en las grandes planicies kársticas, el nivel freático se encuentra a profundidades máximas de 30 m. Al pasar la “Sierrita de Ticul” (Región geomorfológica H.1), el nivel freático está a más de 80 m de profundidad. Por lo tanto, el atributo de altitud, sirve como un indicador del espesor de

la zona no saturada y es evaluada como un factor de protección de las aguas subterráneas. Las zonas con altitudes por debajo de los 40 m, presentan un acuífero somero con mayor exposición a la contaminación que aquellas zonas por arriba de los 40 m donde la protección debido a la zona no saturada, es mayor y por lo tanto, el acuífero está menos expuesto a la entrada de contaminantes.

**2. Densidad de depresiones.** La densidad simple de depresiones (número de objetos por superficie) es uno de los análisis más convencionales y sencillos para determinar, generalmente en tres niveles (baja, media y alta) (Lindsey *et al.*, 2010). Éste atributo, permite identificar la intensidad de la karstificación, la concentración o tipo de recarga así como el tipo de los flujos preferenciales del agua subterránea (White y White, 1979; Angel *et al.*, 2004; Huang *et al.*, 2007; Lindsey *et al.*, 2010; van Beynen *et al.*, 2012) que se describirán más adelante. Como se mencionó anteriormente, una alta densidad de depresiones es la manifestación externa de la presencia del epikarst, se deduce entonces, que a mayor densidad de depresiones la exposición a contaminantes es mayor y viceversa.

**3. Tipo dominante de depresión.** Cada unidad geomorfológica diferenciada con el atributo de densidad de depresiones (Aguilar *et al.*, en revisión), también contiene la información de la tipología de depresiones que se presentan en ellas, diferenciadas en dolinas, uvalas, poljés y otros registros (cenotes, cuevas, sumideros). Según Farfán *et al.*, (2010), desde el punto de vista morfodinámico, las dolinas constituyen una unidad hidrográfica elemental, comparable con una cuenca simple, que a través de su sistema de pendientes, conducen el agua hacia el fondo directamente a los puntos de absorción, para su integración a la red de drenaje subterránea. Las dolinas y agujeros de infiltración, constituyen importantes puntos de recarga y de entrada directa de agua y contaminantes, por lo que presentan mayor exposición a la contaminación (White, 1988; Plan *et al.*, 2009; Farfán *et al.*, 2010). Los poljés son las unidades con mayor tamaño y por consecuencia, estos poseen sedimentos, principalmente suelos con altos contenidos de arcillas, los cuales ejercen una función atenuadora de contaminantes (Aguilar y Bautista, 2011; Goeppert *et al.*, 2011) y por lo tanto tienen menor exposición. Las uvalas se consideraron como un caso intermedio entre las dolinas y los poljés.

Van Beynen *et al.*, (2012) utilizaron el análisis de densidad kernel para identificar agrupaciones de dolinas para reconocer las zonas de mayor exposición. En el presente trabajo, el análisis de densidad kernel sirvió de apoyo metodológico para asignar los niveles de exposición, ponderando los tipos de depresiones considerando la superficie (área) y la forma (dolina, uvala y poljé).

**4. Tipo de recarga y flujo.** A mayor densidad de depresiones, en los cuales las formas dominantes sean dolinas, sumideros y cuevas, significa que está presente en el interior un epikarst altamente desarrollado con un sistema de conductos que recibe el escurrimiento localizado a través de las formas externas (recarga puntual y flujo por conductos). Este sistema de conductos se interconecta con el agua subterránea almacenada en las fracturas y en la permeabilidad granular (flujo de la matriz con recarga difusa) de la roca madre (Huang, 2007), es decir, la recarga puntual favorece el flujo por conductos y consecuentemente existirá una mayor dispersión de contaminantes que pueden viajar a grandes distancias, éstas zonas con tales características presentan mayor exposición. En contraparte, las zonas con menor densidad de depresiones y con dominancia de formas más desarrolladas, como los poljés, la recarga será difusa con atenuación de agua y contaminantes, con menor exposición. El uso de las categorías de densidad de dolinas como un indicador del régimen de flujo, es apoyado por datos geoquímicos, donde se han observado concentraciones más altas de oxígeno disuelto en las zonas con más alta densidad de dolinas (Lindsey *et al.*, 2010), este puede ser un indicador de que los flujos dominantes son por conductos y con mayor circulación del agua que favorezca la aireación.

**5. Contacto con el acuífero.** La zona de estudio se caracteriza por poseer grandes planicies a pocos metros sobre el nivel del mar. De acuerdo a la base de datos (Tabla 5.2) existen 1622 dolinas en contacto con el acuífero, así como 106 inundadas temporalmente, 130 uvalas en contacto con el acuífero y 750 de otros registros (cenotes, cuevas, sumideros) que se distribuyen mayoritariamente en las planicies kársticas < de 20 msnm (Unidades geomorfológicas B.1, B.2, B.3, C.2 y C.3: B1a,b,c; B2a,b) (Aguilar *et al.*, en revisión). Por tal motivo, se establecieron dos valores para el contacto con el acuífero (si o no), asumiendo que aquellas depresiones que presentan contacto con el acuífero tienen mayor exposición a contaminantes.

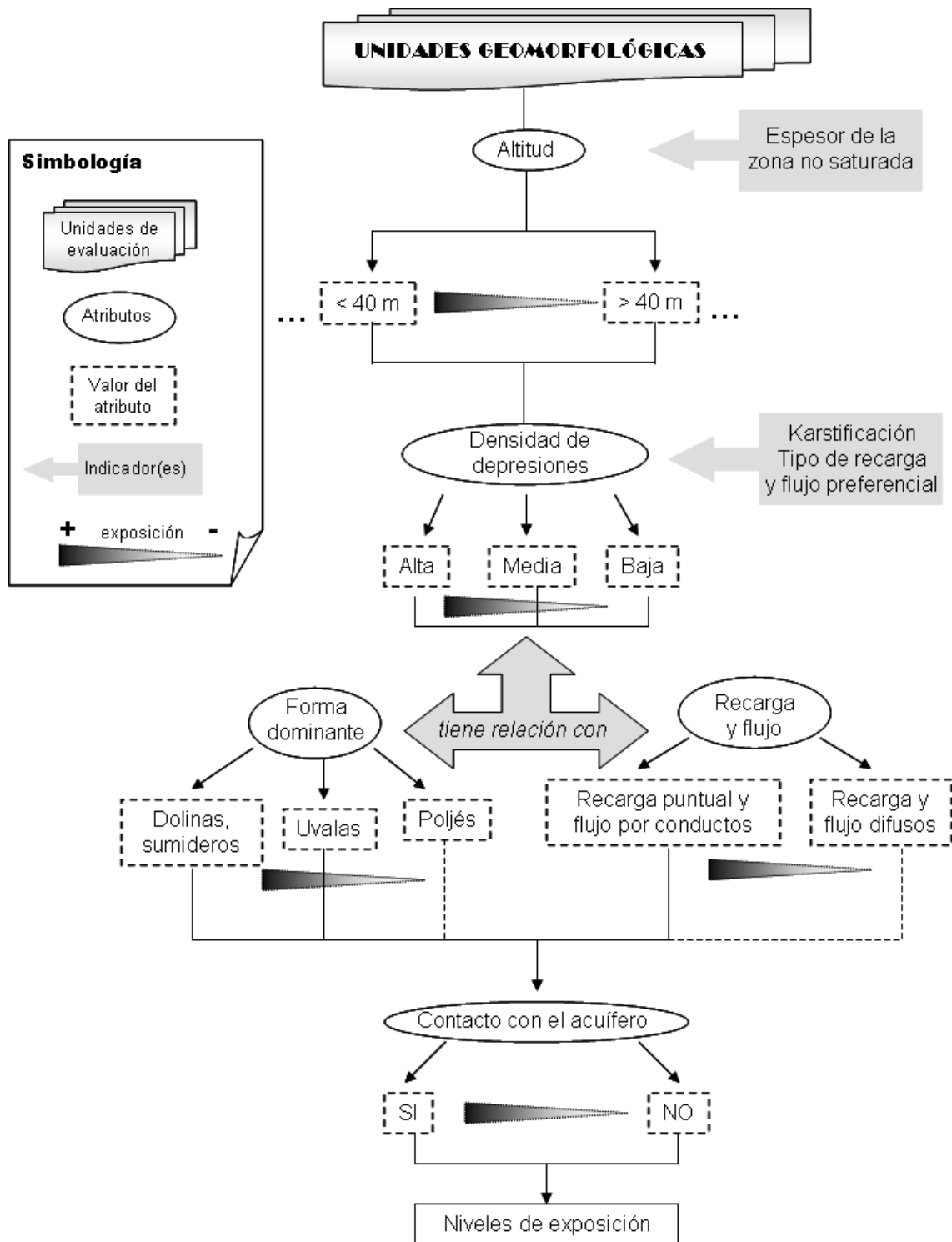


Figura 5.3. Esquema del modelo conceptual de exposición del acuífero kárstico a contaminantes.

**Niveles de exposición.** En el enfoque hidrogeológico, las metodologías para evaluar vulnerabilidad a la contaminación de acuífero kársticos, tienen entre cuatro a cinco niveles de vulnerabilidad (Aguilar *et al.*, en preparación). Se encontraron dos estudios en los cuales se presentan seis niveles (Davis *et al.*, 2002; Plan *et al.*, 2009), por ejemplo, Plan *et al.*, (2009) plantearon hacer una diferenciación entre los tipos de depresiones y crearon el sexto nivel que lo denominaron como “ultravulnerable” para aquellos sitios en los cuales se presenten las condiciones más extremas de exposición caracterizadas por la dominancia de dolinas. De acuerdo a los atributos descritos anteriormente, en este trabajo también se proponen seis niveles de exposición: muy baja, baja, media, alta, muy alta y extrema, de acuerdo a la información (bibliográfica, base de datos, mapa geomorfológico). Los hidrogeólogos consideran que debido a su condición geológica, la recarga del acuífero yucateco se efectúa a través de todo el Estado de Yucatán (Marín-Stillman *et al.*, 2004), pero se ha detectado mayor contaminación en los pozos someros que en los profundos (Pacheco *et al.*, 2004). Por esta razón, entre las principales condiciones para asignar los mayores niveles de exposición, serán “áreas menores de 40 msnm, con densidad media o alta de depresiones con dominancia de dolinas y/o cenotes, sumideros en contacto con el acuífero”. La contraparte con los niveles medios y bajos de exposición, serán “áreas con altitudes mayores de 40 m, con densidad baja o media de depresiones, con dominancia de poljes y/o uvalas y sin contacto con el acuífero”.

#### **5.3.4 Validación del modelo conceptual con árboles de decisión y elaboración del modelo cartográfico**

Se construyó una matriz con las unidades geomorfológicas como unidades de evaluación y los atributos geomorfológicos descritos en el modelo conceptual (Tabla 5.3). Esta matriz se ingresó al software de minería de datos Weka, -de acceso libre en Internet- en el cual se eligió el algoritmo J48 para la construcción del árbol de decisión y la validación del modelo conceptual a través del índice kappa (Witten y Frank, 2005). El proceso de construcción y validación del ADC incluye a su vez procesos de calibración del modelo, en los cuales se observaban los errores de las unidades incorrectamente clasificados y se procedía a revisar y reclasificar esos errores, hasta obtener el estadístico kappa más adecuado; estas calibraciones se realizaron también con el apoyo de los mapas del análisis de densidad simple y kernel. Una vez obtenido el modelo más adecuado, se elaboró el modelo cartográfico con ArcGis 9.3 tomando en cuenta los niveles de exposición del acuífero a contaminantes validados por el modelo.

## **5.4 RESULTADOS**

### **5.4.1 Análisis de densidad de depresiones**

El análisis de densidad simple, permitió identificar los principales patrones de distribución de las depresiones (Figura 5.4 A), en este mapa, es notable el patrón del “anillo de cenotes” que se define con densidad media e inicia en el extremo noroeste entre los municipios de Celestún y Hunucmá hasta llegar al extremo noreste desembocando en el municipio de Dzilam de Bravo; el factor estructural es el principal influyente de éste patrón de densidad, que de acuerdo a la bibliografía (Pope *et al.*, 1993) es la expresión superficial de un cráter enterrado y se relaciona con procesos tectónicos que fracturaron las rocas sedimentarias; este anillo de cenotes tiene  $165 \pm 5$  km de diámetro y remarca el límite entre calizas no fracturadas dentro del anillo (zona con densidad baja de depresiones) y calizas fracturadas fuera de él (hacia la zona oriente principalmente).

El área con densidad media de depresiones continúa abarcando gran parte de la zona oriente de Yucatán. Inmerso entre la densidad media, se destacan tres áreas de alta densidad, formando lo que algunos autores denominan “campo de dolinas”, indicando una agrupación preferencial con respecto a las áreas circundantes (Gracia-Prieto, 1991).

En el sur también se presentan algunas áreas de densidad media. Estos patrones de densidad identificados, permiten definir flujos preferenciales y tipos de recarga a un nivel de semidetalle. Las zonas con mayor densidad, presentan tipo de recarga puntual, principalmente las zonas con densidades altas. A diferencia de las zonas con densidad baja, donde domina la recarga difusa.

Un radio de análisis de 10 km (Figura 5.4 B) nos demuestra los principales focos de exposición (zonas en rojo) debido a que se concentran en mayor número y presencia de depresiones del tipo dolina, alrededor de las mismas y hacia algunas zonas del anillo de cenotes, se remarcan las áreas con densidad media, que también son importantes pues en éstas dominan dolinas en contacto con el acuífero. En la zona sur se siguen presentando áreas con densidad media, sin embargo es importante observar que en estas zonas, los tipo de depresiones dominantes son las uvalas y poljés. El análisis con 20 km de radio de búsqueda (Figura 5.4 C), permite identificar



Tabla 5.3. Matriz de evaluación de exposición ingresada en el software Weka

Unidades	Altitud	Densidad	Forma dominante	Recarga	Contacto acuífero	Nivel de exposición
A1b	10	media	dolinas	puntual	si	extrema
AB1b	10	media	dolinas	puntual	si	extrema
B1b	10	media	dolinas	puntual	si	extrema
B1c	10	alta	dolinas	puntual	si	extrema
B2b	20	media	dolinas	puntual	si	extrema
B2c	20	alta	dolinas	puntual	si	extrema
B3b	30	media	dolinas	puntual	no	muy alta
B3c	30	alta	dolinas	puntual	no	muy alta
A1a	10	baja	dolinas	puntual	si	alta
AB1a	10	baja	dolinas	puntual	si	alta
B1a	10	baja	dolinas	puntual	si	alta
B2a	20	baja	dolinas	puntual	si	alta
B3a	30	baja	dolinas	puntual	no	media
B4a	40	baja	uvalas	difuso	no	media
B4b	40	media	uvalas	difuso	no	media
C1a	30	baja	sin registro	difuso	no	media
C2a	40	baja	sin registro	difuso	no	media
D1a	10	baja	sin registro	difuso	no	media
E1a	30	baja	uvalas	difuso	no	media
E1b	30	media	uvalas	difuso	no	media
H1c	100	alta	polje	difuso	no	media
C3a	50	baja	sin registro	difuso	no	baja
C4a	60	baja	sin registro	difuso	no	baja
C5a	70	baja	sin registro	difuso	no	baja
D2a	70	baja	sin registro	difuso	no	baja
F1a	50	baja	sin registro	difuso	no	baja
F2a	70	baja	uvalas	difuso	no	baja
F2b	70	media	uvalas	difuso	no	baja
G1b	90	media	uvalas	difuso	no	baja
G3b	110	media	polje	difuso	no	baja
H1b	100	media	polje	difuso	no	baja
H2b	150	media	uvalas	difuso	no	baja
H3b	220	media	uvalas	difuso	no	baja
C6a	80	baja	sin registro	difuso	no	muy baja
C7a	100	baja	sin registro	difuso	no	muy baja
C8a	120	baja	sin registro	difuso	no	muy baja
F3a	100	baja	uvalas	difuso	no	muy baja
G1a	90	baja	uvalas	difuso	no	muy baja
G2a	100	baja	uvalas	difuso	no	muy baja
G3a	110	baja	uvalas	difuso	no	muy baja
G4a	120	baja	uvalas	difuso	no	muy baja
H1a	100	baja	uvalas	difuso	no	muy baja
H2a	150	baja	uvalas	difuso	no	muy baja
H3a	220	baja	uvalas	difuso	no	muy baja

patrones con tendencias generales de exposición. Esta tendencia sigue resaltando la zona oriente de Yucatán donde se continúan remarcando los campos de dolinas (con densidad alta) y sus alrededores (con densidad media). Los mapas de densidad de depresiones refuerzan la asignación de los niveles de exposición, la evaluación de las unidades geomorfológicas y el modelo conceptual de exposición.

#### **5.4.2 Análisis exploratorio de los atributos en Weka**

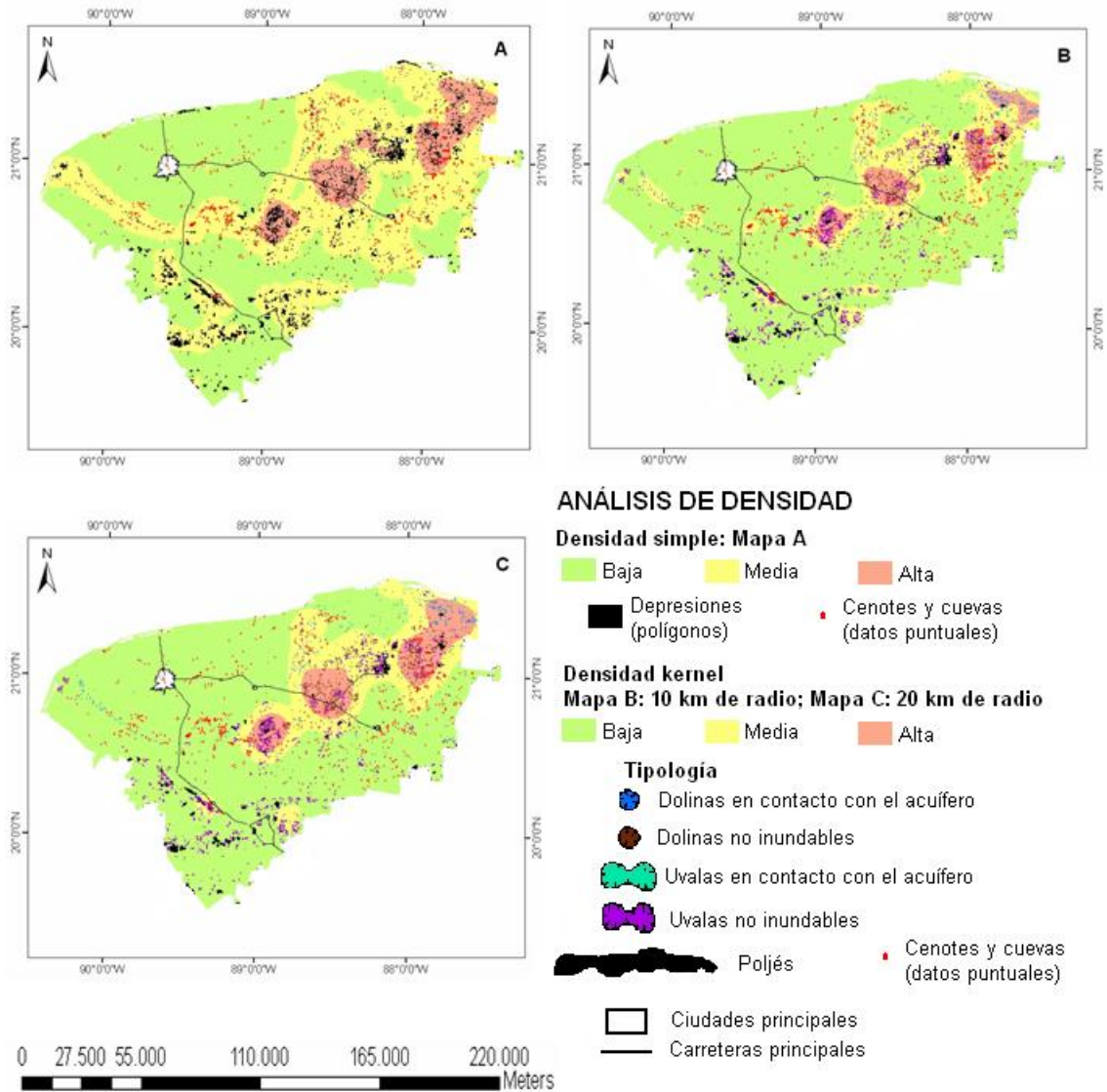
Los atributos geomorfológicos y los niveles de exposición, se presentan a través de histogramas de frecuencia dentro del programa WEKA (Figura 5.5). Estos histogramas expresan la distribución de los niveles de exposición representadas con colores distintos, como una función de los valores del atributo. Son resúmenes gráficos de la matriz de evaluación (Tabla 5.3) ingresada en el programa.

En el histograma inferior derecho, se muestra el número de unidades geomorfológicas para cada nivel de exposición –de mayor a menor- se tiene la siguiente frecuencia: baja > muy baja > media > extrema > alta > muy alta. Aparentemente es una ventaja que se presenten 11 unidades geomorfológicas con niveles “muy bajos”, contra seis unidades geomorfológicas con niveles “extremos”; pero la distribución de frecuencias del nivel de exposición podría ser engañosa sino se compara con la superficie, y esto se observará más adelante en el modelo cartográfico.

En el primer histograma con respecto al atributo “altitud”, se tiene que hay 23 unidades geomorfológicas entre el intervalo de 10 y 62.5 msnm que presentan cinco niveles de exposición -de mayor a menor frecuencia indicado en colores- son: media > extrema > alta > baja > muy alta. En el mismo histograma también se lee que hay 21 unidades geomorfológicas que mayoritariamente presentan los niveles bajos y muy bajos, todos por arriba de 62.5 msnm.

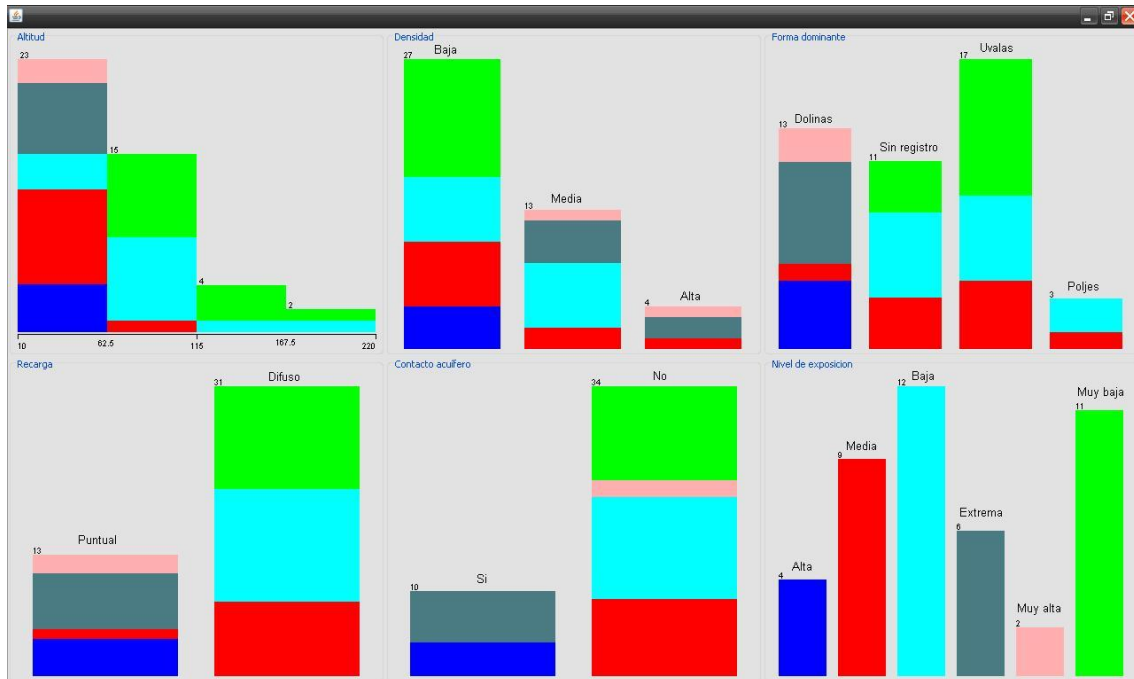
#### **5.4.3 Árbol de decisión de clasificación para niveles de exposición del acuífero a contaminantes**

El ADC presenta la validación del modelo conceptual (Figura 5.6). De las 44 unidades evaluadas, 40 de ellas fueron correctamente clasificadas (90.9%); de acuerdo al algoritmo de clasificación, solo cuatro unidades están incorrectamente clasificadas. El programa de cómputo permite visualizar éstas unidades, y corresponden a las unidades B3(a, b y c) y H1c. En general, el índice kappa con un valor de 0.88 nos indica una buena precisión y el modelo es adecuado para predecir los niveles de exposición para otros futuros casos en condiciones similares.



**Figura 5.4. Mapa de densidad simple de depresiones (A), y de densidad kernel con radios de búsqueda de 10 km (B) y de 20 km (C).**

El árbol de decisión (Figura 5.6) presenta los atributos más importantes que clasifican los seis niveles de exposición. En primer lugar, el atributo de “Contacto con el acuífero” (valores: si o no) divide al conjunto de datos, en dos grandes grupos. El primer subgrupo con valor “Si”, luego es subdividido a través del atributo de “Densidad de depresiones”, resultando como sigue: densidad baja, nivel alta de exposición; densidades media y alta definen los niveles extremos de exposición. Es evidente entonces, que aquellas unidades geomorfológicas –sin importar su altitud- solo que presenten densidades media y altas de depresiones, y que estas a su vez tengan contacto con el acuífero, son las que presentan exposición extrema de contaminación a las aguas subterráneas.



**Figura 5.5. Histogramas de frecuencia de los niveles de exposición por cada atributo. Cada color representa un nivel de exposición.**

El segundo subgrupo, que “No” presenta contacto con el acuífero, luego es subdivido por el atributo de “Altitud”, en dos subgrupos: aquellas unidades que tengan igual o menor de 40 msnm, y aquellas unidades con más de 40 msnm.

Para el subgrupo de “ $\leq 40$ ” se considera el tributo de “Tipo de recarga”, para clasificar el nivel “muy alta”, cuando la recarga es “puntual” y el nivel “medio” cuando la recarga es de tipo difusa. El subgrupo con unidades de más de 40 msnm es subdivido a su vez, con el atributo de densidad de depresiones y posteriormente con el atributo de altitud.

Las reglas de decisión, se pueden resumir de la siguiente manera:

- Nivel extrema: Unidades geomorfológicas con densidades de depresiones media y alta. Depresiones en contacto con el acuífero.
- Nivel muy alta: Unidades geomorfológicas con menos de 40 msnm y con recarga puntual. Significa que estas unidades pueden presentar densidades media y alta de depresiones, en algunas unidades geomorfológicas pueden dominar dolinas. No tienen contacto con el acuífero.
- Nivel alta: Unidades geomorfológicas que presentan densidad baja de depresiones, pero en contacto con el acuífero.

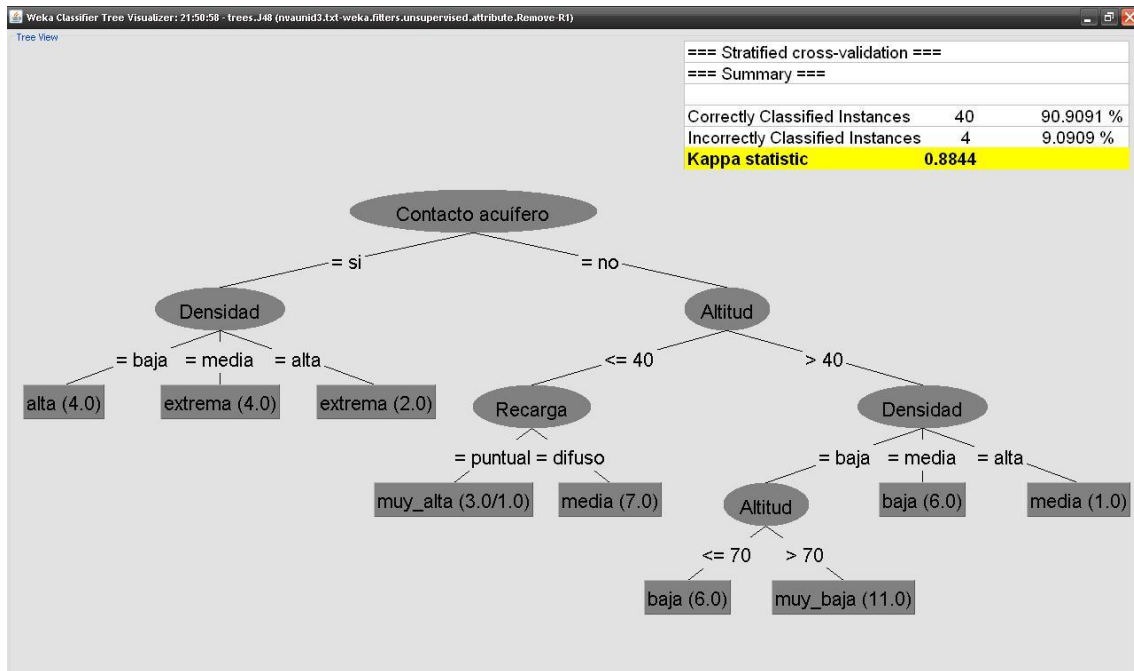


Figura 5.6. Validación del modelo conceptual a través de un árbol de decisión para clasificar el nivel de exposición del acuífero a contaminantes, de acuerdo a los atributos del relieve kárstico.

- Nivel media: Pueden ser unidades geomorfológicas con igual o menos de 40 msnm, y recarga difusa; ó unidades geomorfológicas mayores a 40 msnm con densidad alta de depresiones, en ambos casos, las formas dominantes son uvalas o poljés. Sin contacto con el acuífero.
- Nivel baja: Unidades geomorfológicas mayores a 40 msnm con densidad media de depresiones; ó unidades geomorfológicas entre 40 y 70 msnm pero con densidad baja de depresiones. Sin contacto con el acuífero.
- Nivel muy baja: Unidades geomorfológicas por arriba de 70 msnm y densidad baja de depresiones. Sin contacto con el acuífero.

#### 5.4.4 Mapa de la exposición del acuífero a contaminantes

El mapa de exposición del acuífero a contaminantes, conjugando los atributos del relieve kárstico y el modelo conceptual se presenta en la Figura 5.7. La zona con el nivel extremo de exposición, corresponde al “anillo de cenotes” que continúa con una zona extensa del noreste de la zona de estudio. En total ocupa una superficie aproximada de 7299 km<sup>2</sup> que corresponde al 19% del área total. Ésta zona con exposición extrema de contaminación se caracteriza por estar principalmente en planicies kársticas con menos de 10 m y planicies entre 10 y 20 m, con densidades media y alta de depresiones, en las cuales dominan las dolinas en contacto con el

acuífero, así como otras formas más pequeñas como cenotes, cuevas y hoyos de absorción.

La segunda zona de importancia por poseer un nivel de exposición muy alta, corresponde también al oriente del Estado de Yucatán con una superficie similar a la anterior 6976 km<sup>2</sup>, (18 % del área total). Ésta zona se encuentra en planicies kársticas entre 20 y 30 m, se caracterizan por presentar niveles alto y medio de densidades de depresiones, dominando las dolinas y otras formas exokársticas como los cenotes, cuevas y sumideros, que en su gran mayoría, no poseen contacto con el acuífero pero sí algunas presentan inundación temporal.

La zona con nivel alta de exposición, ocupa la mayor parte del Estado, con 13514 km<sup>2</sup> que representa el 35% de la superficie total. Está representada por diferentes unidades geomorfológicas de menos de 20 m, pero la característica principal es que presentan baja densidad de depresiones con presencia de cenotes (dolinas pequeñas) en contacto con el acuífero. Esta baja densidad de depresiones permitiría crear zonas “buffer” que no se superpongan entre una zona y otra. Asimismo, dentro de esta zona

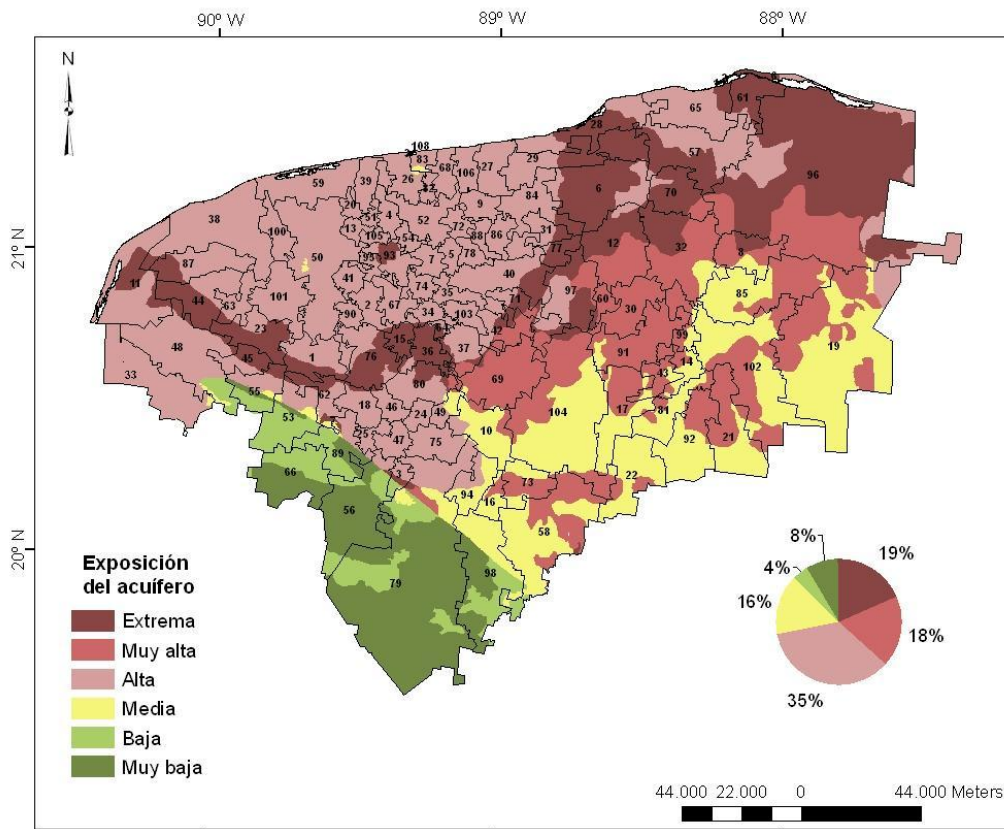


Figura 5.7. Mapa de exposición del acuífero a contaminantes, considerando atributos del relieve kárstico.

con nivel alta de exposición, se encuentra la línea de costa, que presenta una capa geológica denominada “caliche” que confina al acuífero subterráneo, eleva el nivel de agua hacia las tierras altas y lleva a una mayor profundidad las aguas saladas del fondo (Batllori y Febles, 2002).

La zona con nivel media de exposición tiene una superficie de 6329 km<sup>2</sup> (16%). Son diferentes unidades geomorfológicas, principalmente planicies, entre 30 y 40 msnm, cuando se presentan dolinas, la densidad de depresiones es baja. También pueden presentarse zonas con densidades media y baja de depresiones, pero con dominancia de uvalas o poljés. No se registran formas en contacto con el acuífero.

La zona con nivel baja de exposición tiene una superficie de 1629 km<sup>2</sup> que representa el 4% de la superficie estatal. En esta zona se encuentran planicies intermontanas mayores a 50 msnm, planicies colinosas y algunas montañas que son las unidades de mayor altitud. Entre otras características principales que definen a ésta zona con baja exposición, es que tienen mayoritariamente densidad baja de depresiones, algunas con densidad media pero con dominancia de poljés y grandes uvalas.

La zona con nivel muy baja de exposición 3245 km<sup>2</sup> que representa el 8% del área total. Las unidades geomorfológicas son unidades por arriba de 80 msnm, principalmente planicies intermontanas y lomeríos. Todas las unidades geomorfológicas tienen densidad baja de depresiones, en el caso de los lomeríos, dominan las uvalas. En las planicies intermontanas no se registran depresiones, esto no quiere decir que no existan, probablemente no cumplen con el área mínima cartografiable de la carta 1:50000.

## **5.5 DISCUSIÓN**

Esta sección se enfoca a cuatro puntos básicos. En el primer punto se hace algunas comparaciones entre los resultados de este estudio y los realizados previamente por otros autores en la misma zona de estudio, pero con los enfoques hidrogeológicos, básicamente los métodos DRASTIC aplicados por Pérez y Pacheco, (2004) y el método EPIK por Bolio-Barrios *et al.*, (2011). El segundo punto, discute brevemente el enfoque metodológico utilizado, con otras investigaciones similares en diferentes zonas de estudio. El tercer punto, intenta realizar algunas aproximaciones entre la geomorfología kárstica y la hidrología de Yucatán. En el cuarto y último punto, se discuten los niveles de exposición y sus posibles relaciones con estudios sobre la calidad del agua.

### 5.5.1 Comparación con otros estudios sobre vulnerabilidad intrínseca en Yucatán

En la zona de estudio, previamente se han aplicado algunos métodos con enfoques hidrogeológicos para evaluar la vulnerabilidad del acuífero. Pérez y Pacheco (2004) aplicaron el índice DRASTIC (que no considera variables del medio kárstico) y únicamente lograron definir dos niveles de vulnerabilidad, el nivel alto para la mayor parte de la zona de estudio y el nivel extremo localizado en la zona costera. Los mismos autores recomiendan hacer uso de alguna metodología que considere variables del sistema kárstico. Un mapa con únicamente dos niveles (alto y extremo), no refleja la complejidad y heterogeneidad del karst y por lo tanto, no es adecuado para la toma de decisiones.

Posteriormente Bolio-Barrios *et al.*, (2011), reportaron los resultados de la metodología EPIK para las grandes planicies kársticas de Yucatán (no se evaluó el sur); cabe destacar que el EPIK es un método de índice y sobreposición, diseñado para acuíferos kársticos y para evaluar la vulnerabilidad intrínseca a escalas grandes, mayor a 1:25 000; sin embargo debido a que no se contaron con las bases de datos adecuadas para este nivel de detalle, los autores realizaron algunas adaptaciones del método para poder aplicarlo a una superficie extensa, como el estado de Yucatán. Por ejemplo, utilizaron los paisajes geomorfológicos reportados por Bautista *et al.*, (2003 y 2005) como base cartográfica (escala 1:250 000) y realizaron dos transectos a través de los diferentes paisajes, con el objetivo de representar los distintos estadios del desarrollo kárstico.

Al igual que en éste estudio donde las unidades geomorfológicas fueron las unidades de evaluación, para aplicar el método EPIK, Bolio-Barrios *et al.*, (2011) asignaron los niveles (en este caso de protección) a los paisajes geomorfológicos. Entre estos paisajes, destaca aquel en que los autores denominan como “dolinas agrupadas” que es una representación cualitativa del conjunto del anillo de cenotes y los campos de dolinas de la zona oriente, pero los autores no proporcionan detalles ni en cuanto a la densidad ni a la tipología de depresiones, como lo reportamos en el presente estudio.

Este paisaje denominado “dolinas agrupadas” obtuvo el menor factor de protección, y los clasificaron como de “extrema” y “muy alta” vulnerabilidad dependiendo si presentan contacto o no con el acuífero, respectivamente; éstos resultados son similares en cuanto a los niveles asignados (extrema y muy alta) en nuestro estudio, pero difiere en la superficie que abarca cada uno de éstos niveles, ya que por el nivel de detalle de la base cartográfica (1:100 000) utilizada en esta investigación, se logran



definir zonas más acordes a la compleja realidad del sistema kárstico en las planicies kársticas. Además, es importante resaltar que nuestra metodología, únicamente considera atributos geomorfológicos, a diferencia del método EPIK, que incluyó considerar el espesor de los suelos y cuantificar la infiltración en campo. Con el método EPIK, aproximadamente el 80% de las planicies kársticas están clasificadas como de nivel alta de vulnerabilidad, y aproximadamente 15% con vulnerabilidad media.

Las zonas definidas con los niveles extremos y muy altos (anillo de cenotes y campo de dolinas, respectivamente) de exposición en este estudio, constituyen zonas de recarga puntual y deben ser zonas prioritarias de estudios con mayor detalle, debido a que son la manifestación externa de un epikarst altamente desarrollado, con flujos por conductos (mayor dispersión). La dispersión de un contaminante está controlada por las características físicas de la matriz del acuífero, así como la permeabilidad y la orientación de las fracturas y cavernas. Las mayores permeabilidades tienen un potencial mayor de contaminación, ya que permiten a los contaminantes moverse a grandes distancias en cortos períodos de tiempo (Davis *et al.*, 2002); el anillo de cenotes ya es reconocido como un principal conductor de grandes masas de agua (Perry *et al.*, 2002 y Batllori *et al.*, 2006).

### **5.5.2 Sobre el enfoque metodológico utilizado**

De acuerdo a van Beynen *et al.*, (2012), la investigación geográfica en la contaminación de las aguas subterráneas, se había enfocado a cartografiar las fuentes de la contaminación y a la variabilidad espacial de algún contaminante. El enfoque metodológico presentado en este estudio, retoma herramientas básicas de la Geografía, como el análisis espacial y el conocimiento geomorfológico, así como la aplicación de los árboles de decisión para estudios ambientales.

Existen en la bibliografía ejemplos de modelos de árboles de decisión complejos por su gran número de atributos, como el caso de los modelos ARENAL y PANTANAL (riesgo de contaminación general y específica, respectivamente para suelos y aguas) diseñados para ambientes mediterráneos. Estos modelos consideran atributos del sitio, edáficos, climáticos y de manejo de insumos, y son útiles para el contexto agrícola y ambiental (De la Rosa y Cromptvoets, 1998; De la Rosa *et al.*, 2004; Díaz-Pereira *et al.*, 2011). También se reportan ejemplos de uso de árboles de decisión en modelos sencillos, Gao y Alexander (2008), por ejemplo, aplicaron árboles de decisión en Minnesota Estados Unidos para comprender la formación de dolinas y sumideros a

través de cuatro variables (distancia al vecino más cercano, densidad de dolinas, geología y profundidad de la roca), así como para predecir con algún grado de precisión los peligros de ocurrencia. El modelo del árbol de decisión generado, también fue convertido a un modelo cartográfico. Bruno *et al.*, (2008) también implementaron un árbol de decisión para construir un mapa de susceptibilidad de dolinas, pero únicamente utilizaron dos variables (densidad de dolinas y distancia mínima al vecino más cercano) para construir su matriz de evaluación y el mapa de susceptibilidad. Por lo tanto, el uso de los árboles de decisión para identificar los atributos geomorfológicos más influyentes sobre la exposición del acuífero a contaminantes, es una manera sencilla para atender parcialmente la identificación de las zonas con mayor exposición a contaminantes.

Con respecto a los atributos del sistema kárstico, Van Beynen *et al.*, (2012) generaron un índice con la técnica de ponderación y sobreposición de atributos, al que denominaron KAVI (*karst aquifer vulnerability index*) por sus siglas en inglés e incluye cinco atributos: permeabilidad del suelo, profundidad de la tabla de agua, conductividad hidráulica, densidad de depresiones (como indicador del epikarst) y uso del suelo, por lo que es un método para evaluar la vulnerabilidad específica de un acuífero de Florida.

Los autores asignaron el segundo mayor peso (25%) de ponderación a la densidad de depresiones en tres niveles (ausente, moderada y alta) y por medio de un análisis de sensibilidad, se validó la importancia de este atributo. Gogu y Dassargues (2000) obtuvieron el mismo resultado con el atributo del epikarst, al aplicar un análisis de sensibilidad al método EPIK. Ambas investigaciones apoyan el presente estudio, al considerar la densidad de depresiones como uno de los atributos más influyentes para definir zonas de exposición.

Otros estudios recientes (Lindsey *et al.*, 2010 y van Beynen *et al.*, 2012) incluyen y destacan la densidad de depresiones en los análisis de vulnerabilidad intrínseca, quienes también usan tres niveles de densidad (baja, media y alta). Al igual que en este estudio, van Beynen *et al.*, (2012) aplicaron el análisis de densidad kernel para identificar las agrupaciones de dolinas y asignar los mayores niveles de exposición. Lindsey *et al.*, (2010) también mencionan que usar la densidad de dolinas como variables categóricas (y no continuas), ofrecen una explicación más adecuada debido a que muestran la tendencia general del desarrollo de la zona kárstica.

### 5.5.3 Aproximaciones entre la geomorfología e hidrología de Yucatán

De acuerdo al ordenamiento ecológico territorial (OET, 2003) de Yucatán, a ésta área le corresponden cuatro zonas geohidrológicas: 1) Costa, 2) Círculo de cenotes, 3) Planicie Interior y 4) Cerros y valles. Llama la atención que la zona geohidrológica “Círculo de cenotes” está representada por el anillo de cenotes (aquí, unidades geomorfológicas B1b y B2b) junto con planicies que poseen baja densidad de depresiones (Unidades geomorfológicas B1a y B2a), simplificando la compleja realidad del relieve y niveles de exposición, demostrados en este trabajo.

No obstante Pope *et al.*, (1993) ya reconocían al anillo de cenotes como una estructura que limita la frontera entre calizas no fracturadas dentro del anillo -zona con densidad baja de depresiones- (aquí identificadas como Unidades geomorfológicas B1a y una parte del B2a) y calizas fracturadas fuera de él (hacia la zona oriente principalmente, unidades B2c, B3b y B3c). Esta zona de calizas no fracturadas (B1a y B2a, al interior del anillo) Perry *et al.*, (1995 y 2002) la definieron como la “Cuenca Sedimentaria de Chicxulub” y la describen también como de baja permeabilidad, que se observa al presentar baja densidad de depresiones en los análisis espaciales realizados en este estudio (Unidades B1a y parte del B2a). Batllori *et al.*, (2006) la identifican como una zona de evolución kárstica incipiente, representada por una coraza calcárea (conocida localmente como “laja”) que aflora y está resquebrajada, fragmentada, con fisuras y conductos tubulares, por los que circula el agua infiltrada hacia la caliza blanda subsuperficial, esto hace posible que –según los autores- domine el proceso de infiltración por fisura. Sin embargo, en este trabajo, las unidades geomorfológicas (B1a y B2a) correspondientes a esta cuenca, fueron asignadas con una recarga de tipo “puntual” (Tabla 5.3), pues a pesar de que posee baja densidad de depresiones, las formas dominantes son de tipo dolinas en contacto con el acuífero, generalmente son pequeñas (de pocos metros de diámetro) por lo que no están representadas de forma areal en las cartas topográficas 1:50000; sin embargo, algunas sí están registradas en el inventario puntual de “cuevas y cenotes” del SEDUMA (algunos ejemplos se presentan en la Figura 5.8). Cabe destacar que en esta cuenca, se asienta la principal zona urbana, la ciudad de Mérida, con mayor densidad poblacional y mayor actividad porcícola.

Como se mencionaba anteriormente, la “Cuenca sedimentaria de Chicxulub” se encuentra delimitada por un alineamiento semicircular lo que Perry *et al.*, (1995 y 2002) la reconocen como una región hidrogeoquímica/fisiográfica separada, el “anillo de cenotes”, que hidrológicamente ejerce una importante influencia sobre los flujos subterráneos, se describe como un conducto principal que conduce las aguas del sur,

las transporta y descarga hacia el norte en la costa noroeste y noreste (Celestún y Dzilam del Bravo, respectivamente). Batllori *et al.*, (2006) mencionan que es una red cavernosa muy compleja que actúa como un vertedero y línea de conducción de grandes masas de agua. Por esta razón, el anillo de cenotes que corresponden con las planicies B1b y B2b fueron clasificadas con nivel de extrema exposición.

La zona geohidrológica “Planicie interior” se reporta como la más extensa del Estado con una superficie de 31708 km<sup>2</sup> (OET, 2003) da una apariencia “homogénea” geohidrológicamente, sin embargo el relieve demuestra lo contrario (Aguilar *et al.*, en revisión). La zona geohidrológica “Planicie interior” corresponde a las unidades geomorfológicas B2b (zona oriente), B2c, B3a, B3b, B3c, B4a y B4b, las cuales presentan diferentes niveles de exposición a contaminantes como se propone en este trabajo.

Perry *et al.*, (2002) subdividen en dos secciones a la “Planicie interior” remarcando lo que ellos denominan el terreno salpicado “*Pockermarked Terrain*” definiéndola como una zona de karst maduro, con alta permeabilidad y evidencia de muchos cenotes. El “*Pockermarked terrain*”, como zona hidrogeológica, es una aproximación más acertada, y en este trabajo corresponderían a las unidades geomorfológicas B2b (zona noreste), B2c y B3c, lo que Aguilar *et al.*, (en revisión) denominan como campo de dolinas, y la gran parte de B3b (zona oriente); en resumen, el terreno salpicado definido por Perry *et al.*, (2002) no incluye planicies con baja densidad de depresiones que sí las incluye la “Planicie interior” reportada en el OET. Sin embargo, con los atributos geomorfológicos el “terreno salpicado” se logra diferenciar a mayor detalle, proponiéndose el mapa de exposición a contaminantes como una información útil y real para el OET, principalmente, porque en algunos municipios de la zona oriente del Estado, existen actualmente actividades agropecuarias que deben ser reguladas.



Figura 5.8. Ejemplos de cenotes (dolinas). A) Cenote Noc-Ac en el municipio de Hunucmá; B) Cenote Xlakah en el municipio de Mérida, ambos están en contacto con el acuífero y se ubican en la planicie B.1; C) Cenote Tza-Ujun-Kat en el municipio de Homún y D) es la vista exterior del cenote; E) hoyos de absorción, útiles para la extracción de agua en Cuzamá; F) entrada a gruta Chulul en el municipio de Homún; C, E y F se encuentran dentro de la zona del anillo de cenotes.

#### **5.5.4 Sobre los niveles de exposición y su posible relación con la calidad del agua subterránea**

Aunque el transporte de contaminantes en las aguas subterráneas en zonas kársticas está controlado en parte por el grado de desarrollo kárstico, también se reconoce que las variaciones sobre la calidad del agua subterránea están controladas en gran medida por el uso de la tierra, la dirección del flujo, la proximidad a las fuentes de contaminación e intensidad de las mismas (Lindsey *et al.*, 2010).

En el estudio realizado por Lindsey *et al.*, (2010) reportaron que los plaguicidas se detectaron con mayor frecuencia en las áreas con altas densidades de dolinas; sin embargo, también encontraron que los nitratos y plaguicidas presentaron mayor frecuencia de detección en zonas agrícolas aunque tuvieran baja densidad de dolinas, comparado con zonas de alta densidad de dolinas pero con un uso de suelo menos afectado, lo anterior pone de manifiesto que independientemente de las densidades de dolinas, es evidente que todos los acuíferos carbonatados son intrínsecamente vulnerables (expuestos) a la contaminación, si una fuente de contaminación intensa está presente. La mayor densidad de dolinas puede aumentar la vulnerabilidad, pero la falta de ellos, no indica que el acuífero no sea vulnerable.

Para el caso de Yucatán, Pérez y Pacheco (2004) han reportado las concentraciones de nitratos de los pozos de abastecimiento y encontraron que de los 106 municipios estudiados, 21 superaron el límite máximo permisible (45 mg/l), destacando el municipio de Kopomá, con 224.63 mg/l. Este municipio se encuentra ubicado en la zona del “anillo de cenotes” y en el mapa de exposición a contaminantes (Figura 5.7), Kopomá presenta su mayor superficie con el nivel extremo, seguido de muy alta exposición.

Pacheco *et al.*, (2004) reportaron la distribución espacial de la contaminación por coliformes fecales en Yucatán, donde se observan algunas coincidencias entre los niveles de exposición y los municipios catalogados como “muy contaminadas” (1001 a 240000 NMP/100 ml) y “peligrosas” (101-1000 NMP/100 ml). Por ejemplo, es en la zona oriente donde se observan un gran número de municipios con los niveles más altos de contaminación por coliformes, destacando los cinco catalogados como muy contaminados (entre paréntesis, la clave del municipio): Buctzotz (6), Sucilá (70), Cenotillo (12), Tunkás (97), Dzitas (30) (Figura 5.7), que se ubican en el nororiente entre la zona del anillo de cenotes y el campo de dolinas, es decir, presentan niveles extremos y muy altos de exposición. Otro ejemplo, son ocho municipios: Timucuy (90), Abalá (1), Tecoh (76), Cuzamá (15), Homún (36), Tekit (80), Sacalum (62) y Opichén

(55), que se ubican sobre el anillo de cenotes, y presentan niveles principalmente “extremo” y “alto” de exposición. Llama la atención, que la ciudad de Mérida, la principal zona urbana y con mayor densidad poblacional, está reportado con un nivel “aceptable” (0-10 NMP/100 ml) de coliformes fecales pero con niveles de concentraciones de nitrato que van de 25 a 45 mgL<sup>-1</sup>.

Sin embargo, a pesar de este intento en encontrar coincidencias entre los estudios de la calidad del agua subterránea (Pérez y Pacheco, 2004; Pacheco *et al.*, 2004) y la distribución de la exposición, se debe tener en cuenta que las escalas de trabajo es un aspecto importante a considerar cuando se desea relacionar la densidad de depresiones con las calidad de las aguas subterráneas; de acuerdo a Lindsey *et al.*, (2010) una correlación débil entre la densidad de depresiones y las variables de calidad del agua a una escala pequeña, puede estar relacionado con la distribución espacial y un número suficiente de los puntos de muestreo de agua, entre otras consideraciones como la técnica del análisis espacial y la representación, pues en el caso de los estudios sobre la calidad del agua realizados en Yucatán, los resultados se presentan por municipios, es decir, límites administrativos, que no necesariamente están acorde con los “límites naturales o biofísicos”. Probablemente los análisis geostadísticos contribuyan a un entendimiento y representación más adecuados.

## **5.6 CONSIDERACIONES Y PERSPECTIVAS**

Varios autores coinciden en que el sistema kárstico es dinámico, por lo tanto, las bases de datos deben ser constantemente actualizadas para múltiples propósitos (White, 2002; Gao & Alexander, 2008; Lindsey *et al.*, 2010). También es importante considerar que a medida que es mayor la escala, los factores a analizar se hacen más complejos y los parámetros son distintos, pero siempre hay que considerar que todos ellos están en interrelación y que es necesario encontrar tal interrelación y analizar el fenómeno a distintas escalas para llegar a las condiciones locales (Rodríguez, 1981).

El mapa de exposición a contaminantes, permite identificar zonas con mayores prioridades para la investigación hidrogeológica a mayor detalle. Lindsey *et al.*, (2010) indican que otros factores deben ser considerados cuando se intenta evaluar la densidad de dolinas con la calidad del agua, tales como la presencia de dolinas enterradas (*buried sinkholes*) y la presencia de materiales de baja permeabilidad en el fondo de las mismas. También se recomienda realizar un estudio morfométrico para realizar la tipología de las dolinas, ya que aportaría elementos más precisos para deducir el comportamiento hidrogeológico, pues de acuerdo a Plan *et al.*, (2009) las

dolinas de colapsamiento no necesariamente tienen una conexión con el sistema de conductos activos hidrológicamente. Asimismo, se deben realizar análisis del vecino más cercano para identificar patrones de distribución (al azar, regular, por agrupaciones), orientación y alineamientos de dolinas (Huang 2007).

## **5.7 CONCLUSIONES**

Se generó un modelo conceptual validado por medio de árboles de decisión con un 0.88 de precisión. Entre los atributos más importantes están: el contacto con el acuífero, la densidad de depresiones seguido de la altitud.

El anillo de cenotes y la zona oriente de Yucatán, fueron los catalogados con niveles extremo y muy alta de exposición, respectivamente, es en estas zonas donde deben priorizarse acciones de prevención regulando adecuadamente el uso del suelo.

La inclusión de la densidad de las depresiones, generó un mapa de exposición a contaminantes con mejor diferenciación comparado con otros mapas previos de vulnerabilidad. Esta metodología puede ser replicable para otras zonas similares como Campeche y Quintana Roo.

## **5.8 AGRADECIMIENTOS**

A Fondos Mixtos Yucatán por el proyecto (YUC-2006-C05-66159) y al CONACYT por la beca de doctorado de Y. Aguilar. Al Dr. E. Batllori y a la Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente por el inventario de “cenotes y grutas” otorgado.

## **5.9 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 2nd International Conference on Chemical, Biological and Environmental Engineering (ICBEE 2010).

Aguilar Y. and F. Bautista. 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.

Aguilar Y., Bautista F., and E. Díaz-Pereira. 2011. Soils as natural reactors for swine wastewater treatment. *Tropical and subtropical agroecosystems* 13: 199-210.



- Aguilar, Y., Mendoza, M., Frausto, O., Ihl, T., Bollo, M., Bautista, F. En revisión. Morphometric and spatial distribution of sinkholes, karst depressions and landforms from Yucatan, Mexico. *Geomorphology*.
- Albinet M. et J. Margat. 1975. Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes deau souterraine Groundwater Pollution - Symposium - Pollution des Eaux Souterraines (Proceedings of the Moscow Symposium, August 1971; Actes du Colloque de Moscou, Août 1971): IAHS-AISH Publ. No. 103.
- Angel, J.C., Nelson, D.O., Panno, S.V., 2004. Comparison of a new GIS-based technique and a manual method for determining sinkhole density: An example from Illinois' sinkhole plain. *J. Cave Karst Stud.* 66, 9-17.
- Bakalowicz M. 2005. Karst groundwater: a challenge for new resources. *Hydrogeol J.* 13: 148-160.
- Batllore Sampedro E., González-Piedra J. I., Díaz-Sosa J. y J. L. Febles Patrón. 2006. Caracterización hidrológica de la región costera noroccidental del estado de Yucatán, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM.* Núm. 59: 74-92.
- Batllore Sampedro E. y J. L. Febles Patrón. 2002. El agua subterránea en el desarrollo regional de la península de Yucatán. *Avance y Perspectiva* vol. 21: 67-77.
- Bautista F., Bautista-Hernández D. A., Álvarez O. y D. De la Rosa. 2011. Sistema de análisis de datos para el monitoreo regional y local del cambio climático con índices agroclimáticos (MOCLIC). Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental y Centro de Ciencias de la Atmósfera. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bautista, F., Batllori-Sampedro, E., Palacio-Aponte, G., Ortiz-Pérez, M., Castillo-González, M., 2005. Integración del conocimiento actual sobre los paisajes geomorfológicos de la Península de Yucatán. In: Bautista, F., Palacio, G., (Eds.), *Caracterización y manejo de los suelos de la Península de Yucatán: Implicaciones agropecuarias, forestales y ambientales.* UACAM-UADY-INE, Campeche, México, pp. 33- 58.
- Bautista, F., Batllori-Sampedro, E., Ortiz-Pérez, M.A., Palacio-Aponte, A.G., Castillo-González, M., 2003. Geofomas, agua y suelo en la Península de Yucatán. En: Colunga, P., Larqué, A. (Eds.), *Naturaleza y sociedad en el área maya.* Academia Mexicana de Ciencias y Centro de Investigación Científica de Yucatán. Yucatán México, pp. 21-35.
- Bolio-Barrios, E. R., Cabrera-Sansores, A., Bautista, F. y 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.
- Bruno E., Calcaterra D., and Parise M. 2008. Development and morphometry of sinkholes in coastal plains of Abulia, southern Italy. Preliminary sinkhole susceptibility assessment. *Engineering Geology* 99: 198-209.

- Daly D., Dassargues A., Drew D., Dunne S., Goldscheider N., Neale S., Popescu I. C. And F. Zwahlen. 2002. Main concepts of the "European approach" to karst-groundwater-vulnerability assessment and mapping. *Hydrogeology Journal* 10:340-345.
- Davis A. D., Long A. J., and M. Wireman. 2002. KARSTIC: a sensitivity method for carbonate aquifer in karst terrain. *Environmental Geology* 42: 62-72.
- De la Rosa, D., Mayor, F., Díaz-Pereira, E., Fernández, M., and 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, 929-942.
- De la Rosa, D., and Cromptvoets, J. 1998. Evaluating mediterranean soil contamination risk in selected hydrological change scenarios. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 67, 239-250.
- De la Rosa D., J. Barros, F. Mayol y J. Moreno. 1996. CDMm Base de Datos Climáticos Mensuales. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología. Sevilla, España. <http://www.evenor-tech.com/microleis/microlei/microlei2.aspx> (Marzo 19 de 2010).
- De Waele J., Plan L. and P. Audra. 2009. Recent developments in surface and subsurface karst geomorphology: an introduction. *Journal of Geomorphology* 106, 1-8.
- Díaz-Pereira, E., Anaya-Romero, M., y De la Rosa, D. 2011. Modelos de evaluación agroecológica de tierras: erosión y contaminación en el entorno MicroLEIS. *Teoría y Praxis* 9, 91-107.
- Doerfliger, N., Jeannin, P. Y., and Zwahlen, F. 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, 165-176.
- EPA (Environmental Protection Agency), 2002. A lexicon of cave and karst terminology with special reference to environmental karst hydrology. Washington, D. C. 214 pp.
- Escolero O. A., Marín L. E., Steinich B., y J. Pacheco. 2000. Delimitation of a hydrogeological reserve for a city within a karstic aquifer: the Merida, Yucatan example. *Landscape and Urban Planning* 51: 53-62.
- Farfán, G. H., Días, G. C., Ramírez, R. 2010. Algunas consideraciones sobre el desarrollo y distribución de las dolinas en el Parque Nacional Viñales, Pinar del Río, Cuba. *Mapping Interactivo*. Consultado el 8 de marzo, 2010. Disponible en: [http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id\\_articulo=1652](http://www.mappinginteractivo.com/plantilla-ante.asp?id_articulo=1652)
- Flores, S., Espejel, I. 1994. Tipos de vegetación de la Península de Yucatán. *Etnoflora Yucatanense*. Universidad Autónoma de Yucatán, México. 136 pp

- Gao Y., and E. C. Alexander. 2008. Sinkhole hazard assessment in Minnesota using a decision tree model. *Environ. Geol.* 54: 945-956.
- Gracia-Prieto, F. J. 1991. Criterios de clasificación morfométrica de campos de dolinas. *Cuaternario y Geomorfología* 5, 65-76.
- Goeppert N., Goldscheider N., and H. Scholz. 2011. Karst geomorphology of carbonatic conglomerates in the Folded Molasse zone of Northern Alps (Austria/Germany). *Geomorphology* 130: 289-298.
- Gogu R. C. and A. Dassargues. 2000. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environmental Geology* 39 (6): 549-559.
- González-Herrera R., Sánchez-Pinto I., and Gamboa-Vargas J. 2002. Groundwater flow modeling in the Yucatan karstic aquifer, México. *Hydrogeology Journal* 10: 539-552.
- Hernández Santana J. R., López Miguel C., Méndez Linares A. P., Bollo Manent M., y Ricárdez Cabrera M. M. 2011. Compatibilidad geomórfica del uso del suelo: una visión para el ordenamiento territorial de la agricultura. *Memorias del VI Congreso Internacional de Ordenamiento Ecológico y Territorial*, Ensenada, Baja California.
- Huang H. H. 2007. Geomorphologic investigations on karst terrain: a gis-assisted case study on the island of barbados. Thesis of the degree of Master of Science. Macdonald Campus, McGill University, Montréal, Québec.
- Jenks, G. F., Caspall, F. C., 1971. Error on choroplethic maps: definition, measurement, reduction. *Annals of the Association of American Geographers.* 61, 217-244.
- Jiménez-Madrid A., Carrasco F., and C.Martínez. 2010. The protection of groundwaters destined for human consumption in karstic aquifers advances towards safeguard zones. In: B. Andreo et al., (Eds.), *Advances in research in karst media*. Springer 2010. 299-304.
- Kiraly L. 2003. Karstification and groundwater flow. *Speleogenesis and evolution of karst aquifer* 1 (3): 1-25.
- Lindsey B. D., Katz B. G., Berndt M. P. Ardis A. F. And K. A. Skach. 2010. Relations between sinkhole density and anthropogenic contaminants in selected carbonate aquifers in the Eastern United States. *Environmental Earth Sciences* 60 (5): 1073-1090.
- López-Ramos, E., 1973. Estudio geológico de la Península de Yucatán. *Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros*, México.
- Magaz-García A. R., Díaz-Díaz J. L. y Hernández Santana J. R. 1997. Elementos geomorfológicos básicos para el análisis y determinación de zonas de callamiento activo en las condiciones de Cuba. *Investigaciones Geográficas* número 35. Instituto de Geografía UNAM. 9-83.

- Marín-Stillman, L.E., Pachecho-Ávila, J.G., Méndez-Ramos, R., 2004. Hidrogeología de la Península de Yucatán. In: Jiménez, B., Marín, L., (Eds.), El agua en México, vista desde la Academia. Academia Mexicana de Ciencias. México, D. F. pp. 159-176.
- OET. 2003. Estudio de Ordenamiento Ecológico del Territorio del Estado de Yucatán. SEMARNAT.
- Pacheco J., Cabrera A. y R. Pérez. 2004. Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el estado de Yucatán México. Ingeniería 8 (2): 165-179.
- Pal M. and Mather P. M. 2003. An assessment of the effectiveness of decision tree methods for land cover classification. Remote Sens. Environ. 86: 554-565
- Pavlopoulos, K., Evelpidou, N., & Vassilopoulos, A. 2009. Mapping Geomorphological Environments. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Pérez C. R. y J. Pacheco A. 2004. Vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación de nitratos en el estado de Yucatán. Ingeniería 8-1: 33-42.
- Perrin J. 2003. A conceptual model of flow and transport in a karst aquifer based on spatial and temporal variations of natural tracers. PhD thesis presented to the Faculty of Sciences of the University of Neuchâtel to satisfy the requirements of the Degree of Doctor of Philosophy in Science. Disponible en: [http://doc.rero.ch/record/2604/files/these\\_PerrinJ.pdf?ln=frversion=1](http://doc.rero.ch/record/2604/files/these_PerrinJ.pdf?ln=frversion=1)
- Perry E., Velázquez-Olimán G., and Marín L. 2002. The hydrogeochemistry of the karst aquifer system of the Northern Yucatan Peninsula, Mexico. International Geology Review 44: 121-221.
- Perry E., Marin L., McClain J., and G. Velazquez. 1995. The ring of cenotes (sinkholes) Northwest Yucatan, Mexico: Its hydrogeologic characteristics and association with the Chicxulub impact crater. Geology 23: 17-20.
- Plan L., Decker K., Faber R., Wagreich M., and B. Grasemann. 2009. Karst morphology and groundwater vulnerability of high alpine karst plateaus. Environ. Geol. 58: 285-297.
- Pope K. O., Ocampo A. C., and Duller C. E. 1993. Surficial geology of the Chicxulub impact crater, Yucatan, Mexico. Earth, Moon, and Planets 63: 93-104.
- Ravbar, N., and Goldscheider, N. 2009. Comparative application of four methods of groundwater vulnerability mapping in a Slovene karst catchment. Hydrogeology Journal 17, 725-733.
- Rodríguez J. M. 1981. Morfología cársica. Ministerio de Educación Superior "Apuntes para un libro de texto". Universidad de La Habana, Cuba.
- Stokes, T., Griffiths, P., and Ramsey, C. 2010. Karst Geomorphology, Hydrology, and Management. In: R. G. Pike, T. E. Readding, R. D. Moore, R. D. Winker, & K. D. Bladon

(Eds.), Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia. (pp. 373-400). 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. [www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Lmh/Lmh66.htm](http://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Lmh/Lmh66.htm)

- Tihansky A. B., and L. A. Knochenmus. 2001. Karst features and hydrogeology in West-central Florida –A field perspective. In: Geological Survey Karst Interest Group Proceedings. E. L. Kuniansky (Editor). Water-Resources Investigations Report 01-4011, U.S., p. 198-211.
- 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 análisis in sustainability science. PNAS 100 (4): 8074-8079.
- Van Beynen, P. E., Niedzielski, M. A., Bialkowska-Jelinska, E., Alsharif, K., and Matusick, J. 2012. Comparative study of specific groundwater vulnerability of a karst aquifer in central Florida. Appl. Geogr. 32: 868-877.
- Veni G. 1999. A geomorphological strategy for conducting environmental impact assessments in karst areas. Geomorphology 31: 151-180.
- Vías J., Andreo B., Ravbar N., y H. Hötzl. 2010. Mapping the vulnerability of groundwater to the contamination of four carbonate aquifers in Europe. J. Environ. Manage. 91: 1500-1510.
- White W. B. and White E. L. 2006. Size scales for closed depression landforms: the place of tiankengs. Speleogenesis and Evolution of karst Aquifer 4(1): 1-10.
- White W. B. 2002. Karst hydrology: recent developments and open questions. Engineering geology 65: 85-105.
- White W. B. 1988. Geomorphology and hydrology of karst terrains. Oxford University Press, Oxford.
- White, E.L., White, W.B., 1979. Quantitative morphology of landforms in carbonate rock basins in the Appalachian Highlands. Geol. Soc. Am. Bull. 90, 385-396.
- Williams P. W. 2008. The role of the epikarst in karst and cave hydrogeology: a review. International Journal of Speleology, 37 (1): 1-10.
- Williams P. W. 1983. The role of the subcutaneous zone in karst hydrology. Journal of Hydrology, 61: 45-67.
- Witten, I., Frank, E., 2005. Data mining, practical machina learning tools and techniques. 2a Ed. Morgan Kaufmann-Elsevier. USA.
- Zwahlen F. 2003. Vulnerability and risk mapping for the protection of carbonate (karst) aquifers. European Commission. Belgium.

## 6. EL ENFOQUE GEOMORFOPEDOLÓGICO PARA EVALUAR LA VULNERABILIDAD Y RIESGOS DE CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO KÁRSTICO DE YUCATÁN<sup>6</sup>

### RESUMEN

Las metodologías convencionales para evaluar la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos kársticos, poseen un fuerte componente hidrogeológico. Existen otros enfoques que complementarían los modelos o índices de vulnerabilidad. El presente trabajo propone el índice de vulnerabilidad del acuífero kárstico yucateco (IVAKY) que se fundamenta con los enfoques geomorfopedológico e hidropedológico, ambos sustentados con la información obtenida en los levantamientos de suelos en campo. El IVAKY, utiliza un mapa geomorfopedológico escala 1:100 000 en el cual se destaca la densidad y tipología de las depresiones kársticas y de las asociaciones edáficas presentes en cada unidad geomorfopedológica. El factor climático es incluido a través de la duración del periodo de lluvias que considera la cantidad, la distribución e intensidad de la misma. Los tres factores (relieve, suelos y clima) fueron normalizados y rasterizados para su integración considerando una ponderación con el método de las jerarquías analíticas (AHP) aplicándose la extensión AHP 1.0 y posteriormente, una suma ponderada con la herramienta “*spatial analyst*” del ArcGis. Se identificó que el anillo de cenotes y parte de la zona noreste, presentan el nivel extremo de vulnerabilidad, debido a la predominancia de dolinas en contacto con el acuífero y suelos como los LPnt, LPli, LPrz, ocupando una superficie de 7383,8 km<sup>2</sup> (19% de la superficie total). Una superficie similar (7256,8 km<sup>2</sup>) la ocupa el nivel “muy alta”, donde las características principales de vulnerabilidad son la baja altitud y el grupo de suelo dominante, LPli. Los niveles bajos y muy bajos de vulnerabilidad, se ubican en el sur, en áreas de igual o mayor a 50 msnm, con densidades bajas y media de depresiones tipo uvalas y poljés y suelos como LV, VR y ST asociados con LP, ambos niveles ocupan el 12% de la superficie estatal. El mapa IVAKY sirvió para elaborar un escenario de riesgo de contaminación porcícola, identificándose los mayores riesgos en el municipio de Mérida y alrededores, así como en el oriente de Yucatán.

Palabras clave: geomorfopedología, período de lluvias, jerarquías analíticas, karst.

---

<sup>6</sup> Titulado como “Propuesta del IVAKY: Índice de la Vulnerabilidad del Acuífero Kárstico Yucateco a la contaminación”. Obtuvo el premio “Agua sustentable 2014, Perspectivas Universitarias” otorgado por la Fundación ICA, ocupando el primer lugar en la categoría de posgrado. También es publicado como capítulo del libro en “10 Soluciones para la Península de Yucatán”. Julio, 2014.

## **6.1 INTRODUCCIÓN**

Se estima que el 25% de la población mundial es abastecida de aguas subterráneas de acuíferos kársticos, por lo que se ha distinguido su importancia como recurso hídrico (Perrin, 2003; Bakalowicz, 2005). Sin embargo, los acuíferos kársticos funcionan de manera muy diferente a otros tipos de acuíferos, debido a su heterogeneidad y anisotropía (Antigüedad *et al.*, 2007). Entre las características particulares de un sistema kárstico, está la presencia de formas de absorción (dolinas, sumideros, hoyos) que conectan directamente con las redes de conductos internos del acuífero, recibiendo grandes cantidades de agua que pueden transportarse a largas distancias o ser almacenadas temporalmente (Molerio-León, 2004; Antigüedad *et al.*, 2007), por estas razones, en un sistema kárstico, los procesos de atenuación (retención, mineralización, adsorción, etc.) de los contaminantes, son nulos o poco eficientes y la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos es mayor, principalmente de los desechos generados por las actividades antrópicas que no están debidamente planificadas en la superficie del terreno y/o se disponen inadecuadamente, afectando la calidad del agua subterránea (Veni, 1999; Davis *et al.*, 2002).

En la literatura científica se reporta una variedad tanto de definiciones de vulnerabilidad y riesgos de contaminación, como de índices, métodos y enfoques para evaluarlos (Foster, 1987; NRC, 1993; Vrba y Zaporozec, 1994; Daly *et al.*, 2002; Davis *et al.*, 2002; Zwahlen, 2003; De la Rosa *et al.*, 2004). La mayoría de estos métodos están basados en el enfoque hidrogeológico, es decir, con fuertes componentes de variables relacionados con el comportamiento subterráneo del acuífero en cuestión, principalmente las propiedades físicas. Sin embargo, cada vez más se insiste en que el estudio y la comprensión de la vulnerabilidad de un acuífero, requiere de una visión transdisciplinaria e integral, tanto de propiedades o atributos, como de procesos, incluyendo las funciones ambientales de los factores o variables de análisis a diversas escalas espaciales y temporales (NRC, 1993; Ravbar & Goldscheider, 2009; Lin, 2003).

En este sentido, es importante resaltar las aportaciones de aquellos enfoques que tienen un fuerte componente relacionado con los suelos y sus funciones ambientales, como el enfoque geomorfopedológico (Zinck, 2012) e hidropedológico (Lin, 2003; Bouma, 2006), ambos sustentados con la información obtenida en los levantamientos de suelos en campo (Lin, 2003; Bouma, 2006; Zinck, 2012) ofreciendo diversas formas para transferir el conocimiento desde el nivel pedón (perfil del suelo) hasta a nivel de

paisaje, es decir, mejoran los estudios integrados de las relaciones suelo-agua a través de las escalas espaciales y temporales, así como de las propiedades de la “zona crítica terrestre” o “geoderma” (Lin 2003, Corwin *et al.*, 2006; Zinck, 2012)

Otro enfoque de gran utilidad y que se relaciona con las dos anteriores, es el enfoque de la evaluación agroecológica de tierras (De la Rosa *et al.*, 2004; Díaz-Pereira *et al.*, 2011), este enfoque es más amplio ya que involucra también índices agroclimáticos, así como otros aspectos relacionados con las actividades agropecuarias, incluyendo el manejo de insumos, información de utilidad para la evaluación de los riesgos de contaminación.

Como puede observarse, los enfoques mencionados -geomorfopedología, hidropedología y evaluación de tierras- ayudarían a complementar los enfoques hidrogeológicos y permitirían una visión más integral para evaluar la vulnerabilidad y los riesgos de contaminación de los acuíferos kársticos.

El caso presentado en este trabajo, trata sobre el estado de Yucatán, territorio que geológicamente está compuesto en un 90% por carbonatos de calcio y magnesio, constituyéndose una zona kárstica por excelencia, dominando en su superficie, diferentes tipos y tamaños de depresiones, principalmente en el centro y oriente del área (Aguilar *et al.*, en revisión). En relación a su complejo relieve kárstico, también se encuentra la variabilidad de los grupos de suelos. Aunque el suelo dominante reportado es del grupo LP, éste se presenta en diferentes unidades de suelo asociados con otros grupos como los Cambisoles, Luvisoles, Vertisoles y Stagnosoles (Bautista *et al.*, 2007; 2011 b).

Los estudios previos sobre la vulnerabilidad del acuífero kárstico de Yucatán no han considerado esta diversidad geomorfológica y edáfica, pues las metodologías aplicadas provienen de enfoques hidrogeológicos (Pérez y Pacheco, 2004; Gijón-Yescas, 2007; Bolio-Barrios *et al.*, 2011), por lo que existe la necesidad de complementar e incorporar otros enfoques que reflejen la compleja geodiversidad del área de estudio y que permita una mejor diferenciación de las zonas vulnerables.

Recientemente, Aguilar *et al.*, (en revisión) han reportado la morfometría, tipología y distribución espacial de las depresiones kársticas de Yucatán, así como una primera aproximación de la vulnerabilidad del acuífero considerando únicamente atributos del relieve. También se han generado y espacializado, funciones de pedotransferencia para estimar la retención y mineralización de materia orgánica de aguas residuales en diferentes grupos de suelos (Aguilar *et al.*, 2011; Aguilar y Bautista, 2011). Asimismo, Bautista *et al.*, (2011 b), registraron el desarrollo de suelos en planicies kársticas,



donde identifican diferentes unidades de LP y su relación con el clima, otro factor que requiere ser integrado en las evaluaciones de vulnerabilidad, considerando no únicamente la cantidad, sino también la frecuencia, intensidad y distribución de la misma (Daly *et al.*, 2002). Para lo anterior, se retoma el estudio realizado por Delgado-Carranza *et al.*, (2011), quienes proponen un índice agroclimático que relaciona precipitación y evapotranspiración para conocer la cantidad y la duración del periodo de lluvias, así como su distribución espacial.

Toda esta información generada por separado, está sustentada con los enfoques geomorfopedológicos y de evaluación de tierras, así como validadas con técnicas estadísticas y espaciales, como los árboles de decisión, análisis multicriterio y la geoestadística. En el presente trabajo únicamente se realiza una integración de esta información previamente generada, a través de la reclasificación y superposición de los mapas temáticos, y el uso del método de las jerarquías analíticas -AHP, por sus siglas en inglés-, para asignar pesos a los factores de evaluación (Marinoni, 2004). En este contexto, se plantearon los siguientes objetivos: 1) proponer un índice de la vulnerabilidad del acuífero kárstico yucateco (IVAKY), basado en la integración de los factores del relieve, suelos y clima para identificar diferentes niveles de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero kárstico; y 2) tomando como base el mapa del IVAKY, realizar un estudio de caso de análisis de riesgo de contaminación por actividad porcícola.

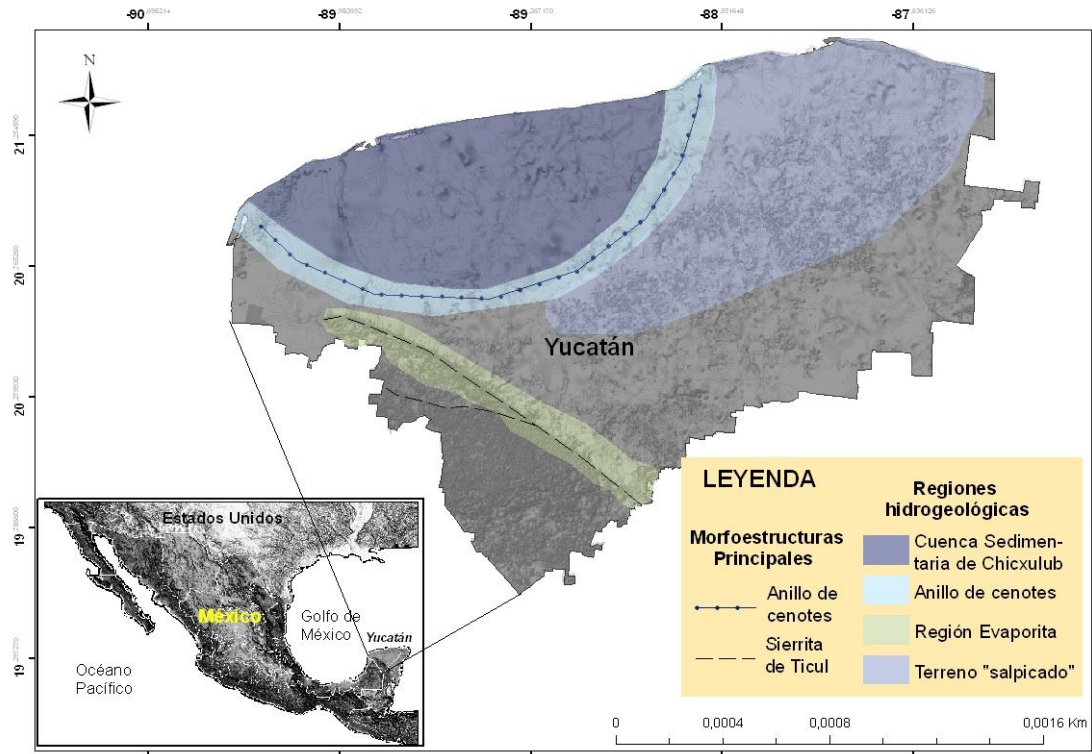
## **6.2 ANTECEDENTES TEÓRICOS**

### **6.2.1 Descripción del área de estudio**

El estado de Yucatán tiene una superficie aproximada de 39340 km<sup>2</sup>, se ubica al sureste de la República Mexicana y dentro del contexto nacional, Yucatán tiene un arreglo aparentemente “plano” y con la creencia popular de que “no hay suelos”. Esta falsa apariencia de gran llanura, se debe a que está geológicamente compuesta en un 90% por carbonatos de calcio y magnesio, constituyéndose una zona kárstica por excelencia, dominando en su superficie, diferentes tipos y tamaños de depresiones y planicies onduladas (Figura 6.1).

De manera general, geomorfológicamente se distinguen dos grandes regiones, la primera es una gran planicie al noreste del estado y la segunda, en el sur, se caracteriza por un sistema de planicies alternando con lomeríos (Lugo-Hubp *et al.*, 1992; Bautista *et al.*, 2005). Únicamente el sur de Yucatán ha sido descrito detalladamente a escala 1:50 000 (Ihl *et al.*, 2007), y recientemente Aguilar *et al.*, (en

revisión) han considerado la densidad y tipología de las depresiones para diferenciar principalmente las planicies del centro y oriente de Yucatán.



**Figura 6.1. Área de estudio: Yucatán vista desde el contexto nacional, aparentemente es una gran planicie; vista a más detalle, el aspecto de rugosidad es el reflejo del sistema kárstico dominada por diferentes tipos y tamaños de depresiones. La delimitación de las zonas hidrogeológicas fue tomado de Perry *et al.*, (2002).**

Los mismos autores reportan que para todo el Estado, se contabilizaron un total de 6717 depresiones kársticas que ocupan aproximadamente 454 km<sup>2</sup>. De éstas, especifican que las dolinas dominan en cantidad (4 620), sin embargo ocupan la menor superficie (34 km<sup>2</sup>). Las uválas y los poljés ocupan una superficie similar (210 km<sup>2</sup>), pero hay un mayor número de uválas comparado con los poljés (2 021 y 76, respectivamente) (Aguilar *et al.*, en revisión). Asimismo, la Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente (SEDUMA) de Yucatán, tiene geo-refenciado 750 formas exokársticas, como cenotes y grutas, principalmente con potencial ecoturístico. Al igual que en otras zonas kársticas, la existencia de una superficie de recarga muy karstificada, con abundantes formas de absorción, es lo que ocasiona que el acuífero en general, sea vulnerable a la contaminación como sucede en otras regiones kársticas (Andreo *et al.*, 2004).

Con respecto a los suelos, Bautista *et al.*, (2007), reportan que el grupo Leptosol es el suelo dominante del área de estudio, pero se presenta en asociaciones con otros

grupos de suelos como los Cambisoles, Luvisoles, Vertisoles, entre otros. Los subtipos climáticos varían de sur a norte:  $Aw_0$ ,  $Aw_1$ ,  $BS_0$  y  $BS_1$ , correspondiendo el primero a cálido subhúmedo con lluvias en verano, el segundo cálido subhúmedo con lluvias en verano e invierno, el tercero en semiárido seco, y el último al menos seco de los semiáridos (García, 2004).

De manera general, el acuífero kárstico de Yucatán es una lente de agua dulce que flota sobre agua salada más densa y desde el punto de vista hidráulico, se le puede considerar un acuífero libre, excepto por la presencia de una capa geológica denominada “caliche” que confina al acuífero a lo largo de la costa norte, excluyendo las zonas de descarga, donde intercepta el anillo de cenotes (Escolero *et al.*, 2000; Perry *et al.*, 2002). El nivel freático en las grandes planicies se encuentra a profundidades máximas de 30 m de la superficie, pero al pasar la “Sierrita de Ticul” (Figura 6.1) el nivel freático se encuentra a más de 80 m de la superficie (Marín-Stillman *et al.*, 2004). Los flujos de aguas subterráneas se dirigen hacia las zonas costeras donde se presentan las descargas submarinas, estos flujos son fuertemente influenciados y controlados por el anillo de cenotes (Perry *et al.*, 1995; González-Herrera *et al.*, 2002). Por la naturaleza libre del acuífero, la zona de recarga es a través de todo el acuífero.

Perry *et al.*, (2002) distinguen las siguientes regiones hidrogeológicas (Figura 6.1): 1) Anillo de cenotes, es una banda semicircular de aproximadamente 180 km de diámetro y en el que hay un gran número de cenotes (dolinas), como producto del impacto de un meteoro en el límite Cretácico-Terciario; separa a la cuenca sedimentaria de Chicxulub (dentro del anillo) de la zona del “terreno salpicado” (fuera del anillo). El anillo de cenotes presenta alta permeabilidad, que hidrológicamente ejerce una importante influencia sobre los flujos subterráneos, actuando como un conducto principal que conduce las aguas del sur, las transporta y descarga hacia el norte en las costas noroeste y noreste (Celestún y Dzilam del Bravo, respectivamente). 2) Cuenca sedimentaria de Chicxulub, que la describen como una cuenca de subsidencia durante el Paleógeno, de baja permeabilidad, pocos cenotes que están fuera del anillo de cenotes. La química del agua está dominada por una mezcla con la intrusión salina; 3) Región Evaporitas, de menor permeabilidad que el resto del área de Yucatán. La calidad del agua es variable, pero en general, está caracterizado por la presencia de sulfatos ( $SO_4$ ) y baja presencia de cloruros (Cl). 4) Terreno salpicado, es una amplia región en el centro-norte de Yucatán, en el que se presenta una abundancia de cenotes como evidencia de un karst maduro, lo que confiere a la zona de alta permeabilidad.

### **6.2.2. Vulnerabilidad y riesgo de contaminación**

El concepto de la “vulnerabilidad” a la contaminación de las aguas subterráneas – como originalmente lo plantearon Albinet y Margat (1975)- se refiere a aquellas condiciones del medio físico que propician una facilidad para la entrada de contaminantes desde la superficie, hacia el acuífero y que por lo tanto, la calidad del agua subterránea sea afectada; por ejemplo, acuífero poco profundo, suelos delgados y permeables facilitarían la entrada de contaminantes, es decir, la vulnerabilidad se refiere a las “propiedades intrínsecas de los estratos suelo y subsuelo y del tipo de acuífero sobre la protección natural de las aguas subterráneas” (Auge, 2004). Como se hace énfasis en las condiciones naturales del acuífero, algunos autores la han conceptualizado como “vulnerabilidad intrínseca”, que es independiente del tipo o escenario de contaminación, a diferencia de la “vulnerabilidad específica” que adicionalmente incluye algún tipo de amenaza, carga de contaminante o escenario de contaminación (Daly *et al.*, 2002).

Otros autores, prefieren utilizar el concepto de riesgo, cuando se evalúan la vulnerabilidad y la amenaza o tipo de contaminación (Zwahlen, 2003). Para este trabajo, se utiliza el concepto de vulnerabilidad como originalmente lo plantearon Albinet y Margat (1975), es decir para referirse a las condiciones naturales del medio biofísico que propician una facilidad de entrada de contaminantes desde la superficie hacia las aguas subterráneas. Y el riesgo, se define como con el efecto combinado de la evaluación de la vulnerabilidad y la amenaza de contaminación estableciéndose las consecuencias probables de un evento de contaminación potencial (Zwahlen, 2003). Una revisión más extensa sobre enfoques y métodos para evaluar vulnerabilidad y riesgos, puede encontrarse en Aguilar-Duarte *et al.*, (Aceptado).

Adicionalmente, cabe señalar que en general, los acuíferos kársticos funcionan de manera muy diferente a los acuíferos porosos. Lo que caracteriza al acuífero kárstico es su heterogeneidad y anisotropía (Antigüedad *et al.*, 2007), ya que en el interior de un acuífero se presenta una red de conductos de alta permeabilidad rodeados por grandes volúmenes de roca fisurada de baja permeabilidad (Döfliger *et al.*, 2010); y en el exterior, en un sistema kárstico es común observar diferentes formas exokársticas – también conocidas como formas de absorción- como las dolinas, sumideros, simas verticales, cavernas horizontales y subhorizontales que favorecen la conexión directa entre la superficie y el subsuelo, éstas formas del relieve absorben la escorrentía superficial o el flujo concentrado de aportes de agua y contaminantes, transportando grandes volúmenes de agua a través de las redes de conductos que penetran rápidamente al acuífero (Molerio-León, 2004; Antigüedad *et al.*, 2007).

Por todo lo anterior descrito, en el karst, los procesos de atenuación (retención, mineralización, adsorción, etc.) de los contaminantes, son nulos o poco eficientes. Este aspecto es fundamentalmente importante si existen fuentes de contaminación en la superficie que generen desechos que pueden ser arrastrados hacia la zona saturada de los acuíferos y, con posterioridad, a los puntos de descarga (Andreo *et al.*, 2004). Consecuentemente, tanto el acuífero, como el sistema kárstico en general, requieren de medidas específicas que combinen esquemas de protección con los usos del suelo.

Dadas estas particularidades en los sistemas kársticos, también se han diseñado algunas metodologías que intentan evaluar la vulnerabilidad y los riesgos de contaminación de sus acuíferos. Uno de los principales enfoques es el diseñado por el grupo de investigadores europeos, quienes parten de que el concepto de vulnerabilidad del acuífero está basado en un modelo tipo “origen-trayecto-objetivo” (Daly *et al.*, 2002; Zwahlen, 2003). El origen corresponde con la superficie del terreno, el trayecto describe la ruta que sigue el contaminante hasta alcanzar el acuífero y el objetivo, pueden ser dos de dos tipos, el primero, se refiere al recurso agua subterránea propiamente dicho, en este caso, el trayecto es evaluado a través de los flujos verticales; el segundo objetivo se refiere a las fuentes de abastecimiento o de captación, donde además de los flujos verticales, también es necesario incluir en el trayecto la evaluación de los flujos horizontales.

El primer método diseñado para zonas kársticas fue el EPIK (Dörfliger *et al.*, 1999), posteriormente e influenciado por éste, se diseñó el COPK, también para países europeos (Daly *et al.*, 2002; Zwahlen, 2003); se reportan otros como el KAVI (van Beynen *et al.*, 2012) y el KARSTIC, una modificación del DRASTIC, desarrollado para regiones de Estados Unidos (Davis *et al.*, 2002), y el PaPRIKa, probado en Francia (Dörfliger *et al.*, 2010).

Todos estos índices tienen un fuerte componente hidrogeológico, es decir, que predominan aquellas variables relacionados con el comportamiento subterráneo del acuífero en estudio, principalmente las propiedades físicas. Sin embargo, la importancia de estos métodos, es la inclusión de las variables específicas del karst, como las formas del relieve que influyen fuertemente en las “condiciones de infiltración” (Nguyet y Goldscheider, 2006) o también llamado la “concentración de flujo” (Davis *et al.*, 2002; Vías *et al.*, 2006), que se refieren al grado en el cual, la función de la cubierta protectora (suelos, subsuelos, roca) es omitida por la presencia de formas de absorción directa (dolinas, hoyos, sumideros, etc.).

Incluso, Plan *et al.*, (2009), diseñaron una metodología que considera únicamente variables geomorfológicas para identificar áreas denominadas por los autores como “ultravulnerables”, para lo cual introdujeron en su evaluación datos cuantitativos y cualitativos de las características morfológicas kársticas, como por ejemplo, dolinas activas o secas pero sin suelo o sedimentos, son clasificadas como de extrema vulnerabilidad y dolinas con sedimentos, con vulnerabilidad alta.

### **6.2.3. Otros enfoques con perspectiva integral**

Mucho se ha escrito que los problemas de índole ambiental, deben ser vistos desde una perspectiva transdisciplinaria e integral. El problema de la contaminación del recurso hídrico, no es ajeno a otras disciplinas como la edafología, geografía, geomorfología, entre otras. Ya sea de manera directa o indirecta, cada una de estas ciencias, ha aportado sus enfoques teóricos y metodológicos en miras de un mismo objetivo, que es la identificación de zonas con mayor vulnerabilidad y riesgos de contaminación y su representación en mapas, como útiles herramientas para proponer estrategias de preservación, protección, gestión y manejo tanto del recurso hídrico, como del territorio.

En este sentido, es importante resaltar las aportaciones del enfoque geomorfopedológico que se basa en la estrecha relación entre la geomorfología y los suelos, constituyendo un binomio fundamental e inseparable de los paisajes representados por la geoderma (Lin, 2003; Zinck, 2012) o zona crítica terrestre (Anderson, *et al.*, 2008), un sistema que intercambia materia y energía con otros componentes del medio biofísico (litosfera, biosfera, hidrosfera y atmósfera). Los conceptos centrales de la geomorfopedología son los suelos y las geoformas; es un enfoque dirigido al levantamiento de suelos, combinando criterios geomorfológicos y pedológicos, para establecer unidades de mapeo y analizar la distribución y variabilidad espacial de los suelos en el paisaje (Zinck, 2012).

El estudio del pedón (perfil del suelo) en los levantamientos de campo, es una de las tareas más comunes entre los edafólogos. Mucha información obtenida de estos registros, se relaciona con el comportamiento hídrico del suelo, siendo esta información de gran utilidad para los hidrólogos. De esta manera, surgió también la Hidropedología, como una sinergia entre la pedología tradicional, la física de suelos y la hidrología, para mejorar los estudios integrados de las relaciones suelo-agua a través de las escalas espaciales y temporales, así como de las propiedades de la “zona crítica terrestre” o “geoderma”. La conexión entre las disciplinas y escalas facilita la transferencia de información, desde las bases de datos de los levantamientos de

suelo y la información hidráulica para los modelos de simulación, especialmente a través de enfoques tales como el uso de las funciones de pedotransferencia (Lin, 2003).

Otra utilidad del enfoque geomorfopedológico en combinación con la hidropedología, es la inclusión de una taxonomía o clasificación de los grupos de suelos, que ofrece un sistema jerárquico para la organización, la modelación y la transferencia del conocimiento sobre diferentes suelos (Lin, 2003).

Resta mencionar que la geomorfopedología, es un enfoque también útil para la geografía de suelos, y por lo tanto, ambas sustentan las bases teóricas para la conformación de los paisajes físico-geográficos. De esta manera se obtiene una visión más integradora de los fenómenos de estudio, en nuestro caso, una visión más amplia del acuífero asociado al sistema kárstico y los diferentes grupos de suelos para evaluar la vulnerabilidad a la contaminación.

Otro enfoque que se basa en la información obtenida de los levantamientos edáficos, es la evaluación agroecológica de tierras, que también intenta ser una interfase entre el reconocimiento de los recursos y la planificación y manejo del uso del territorio (De la Rosa *et al.*, 2004). La utilidad de este enfoque también incluye el uso preferente de una resolución temporal mensual de los datos climáticos y su aplicación dentro del contexto agrícola a través de varios índices agroclimáticos; 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; Díaz-Pereira *et al.*, 2011; Bautista *et al.*, 2011 a).

#### **6.2.4 Métodos de índice y superposición**

Los métodos de índice y superposición fueron los primeros métodos en utilizarse para evaluar la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación (NRC, 1993). Con las herramientas actuales de los sistemas de información geográfica, estos métodos son más sencillos de implementar. De manera general, los métodos apoyados con un índice asignan un valor numérico a cada atributo o factor, basado en su magnitud. A su vez, a cada atributo se le asigna una importancia relativa o peso comparada con los otros atributos. Para determinar esta ponderación, puede llevarse a cabo un consenso entre expertos. Finalmente, los pesos y valores de cada atributo son sumados o multiplicados dependiendo del método usado.

Para la asignación de pesos, se ha documentado que el método de las jerarquías analíticas (AHP, por sus siglas en inglés) ha sido de utilidad en diversos estudios (Marinoni, 2004; Molero et al., 2007; Fernández-Henao, 2011).

Diseñada en 1977 por el Dr. Thomas Saaty, el AHP es una técnica de decisión multicriterio flexible y poderosa que ayuda a los tomadores de decisiones a resolver problemas complejos. Básicamente, el AHP tiene tres principios de pensamiento analítico como fundamento: el principio de construir jerarquías, el principio de establecer prioridades y el principio de consistencia lógica (Hartman y Goltz, 2002).

De acuerdo con Al-helal y Al-awadhi (2006) y Banai-Kashani (1989) este método multicriterio presenta flexibilidad al tratar tanto con factores cualitativos como con factores cuantitativos, lo cual permite aplicar objetividad a problemas de toma de decisiones subjetivos de una forma que permite a las comparaciones cualitativas ser cuantificadas y jerarquizadas. Banai-Kashani (1989) afirma que una contribución esencial del método AHP como alternativa entre los métodos existentes, es el desarrollo de un procedimiento interno para detectar las inconsistencias de juicio, al comparar un factor, criterio o actividad con otro y asimismo, comprobar la coherencia del juicio de los expertos en el proceso de comparación de pares de los factores, por lo que un problema de inconsistencia en la asignación de pesos relativos puede ser demostrado mediante la determinación de la tasa de inconsistencia. Esta tasa de inconsistencia indica la probabilidad de que los puntajes de la matriz se generen de manera aleatoria. Saaty señala que las matrices con puntajes mayores a 0.10 deben de ser reevaluadas, esto proviene de trabajar con un nivel de significancia del 10% (Fernández-Henao, 2011).

### **6.3 METODOLOGÍA**

Para el diseño del IVAKY se utilizaron tres factores (relieve, suelos y clima); cada uno de los factores fue previamente evaluado por separado: i) Factor relieve kárstico (Aguilar *et al.*, en preparación); ii) Factor suelos (Aguilar *et al.*, 2011; Aguilar y Bautista, 2011); iii) Factor clima (Delgado-Carranza, 2010 y Delgado-Carranza *et al.*, 2011). A continuación, se describe brevemente cada uno de estos factores:



### 6.3.1 Descripción de los factores

#### ***Factor Relieve kárstico***

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). Diversos estudios hidrogeológicos enfatizan sobre la necesidad de incluir variables geomorfológicas, principalmente densidad y tipo de depresiones como una aproximación para caracterizar y describir el epikarst e incluirlo dentro de las evaluaciones de la vulnerabilidad intrínseca a la contaminación de acuíferos kársticos (Daly *et al.*, 2002; Davis *et al.*, 2002; Huang, 2007; Plan *et al.*, 2009; van Beynen *et al.*, 2012).

El mapa de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero kárstico, considerando atributos del relieve, se realizó con base en el mapa de unidades geomorfológicas que sirvieron como unidades de evaluación para cualificar el grado de exposición de contaminantes, de acuerdo a cinco atributos geomorfológicos: altitud, densidad y tipología de depresiones, forma dominante (dolina, uvala, poljé), tipo de recarga y flujos preferenciales, así como la presencia o ausencia del contacto con el acuífero (Aguilar *et al.*, en preparación).

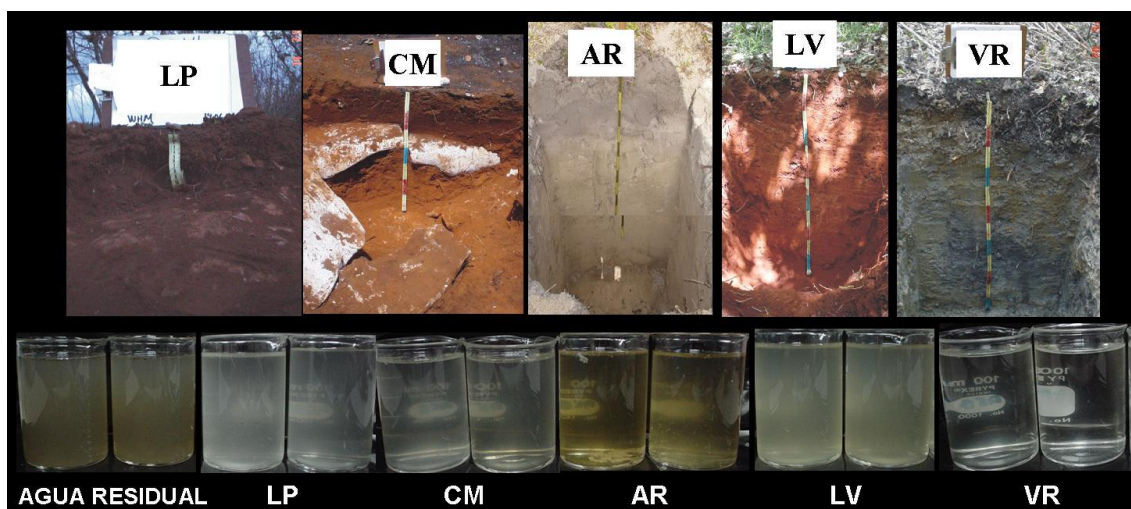
La altitud es un indicador de la zona no saturada, se ha documentado que a menor altitud, el acuífero es menos profundo (Marín-Stillman *et al.*, 2004) y por lo tanto, más vulnerable a la contaminación y viceversa. La densidad de depresiones, es un indicador del grado de karstificación así como de la presencia del epikarst. A mayor densidad de depresiones, principalmente del tipo dolina, la vulnerabilidad del acuífero es mayor (White y White, 1979; Plan *et al.*, 2009; Lindsey *et al.*, 2010; van Beynen *et al.*, 2012). Si la forma dominante es poljé, la vulnerabilidad es menor debido a la presencia de sedimentos (Aguilar y Bautista, 2011; Plan *et al.*, 2009; Goeppert *et al.*, 2011), las uvalas se consideraron como un caso intermedio. Asimismo, tendrá mayor exposición, cuando las dolinas están en contacto con el acuífero, debido a que la entrada de contaminantes al acuífero es de forma directa (Plan *et al.*, 2009). Los detalles de este modelo de exposición, así como el mapa considerando únicamente los atributos del relieve kárstico, fueron descritos en el Capítulo 5. Debido a las características del karst de la zona de estudio, se definieron seis niveles de exposición, tal como lo recomiendan Plan *et al.*, (2009) y Davis *et al.*, (2002).

### **Factor Edáfico**

Como relieve y suelos evolucionan de manera paralela (Zinck, 2012), el mapa geomorfológico (Aguilar *et al.*, en revisión) se tomó como base cartográfica, para actualizar el mapa edáfico y redefinir las asociaciones edáficas contenidas en cada unidad geomorfológica, tomando en cuenta lo reportado por Bautista *et al.*, (2007 y 2011 b), así como la información obtenida de la observación en campo (Anexo I).

Posteriormente, se recalcularon las funciones de pedotransferencia para cada grupo de suelo y el índice de aptitud por asociación edáfica (Aguilar y Bautista, 2011 y Aguilar *et al.*, 2011). Las funciones de pedotransferencia utilizan propiedades edáficas (materia orgánica, porcentaje de arcillas y capacidad de intercambio catiónico) para estimar la retención de materia orgánica y mineralización de N y C provenientes de aguas residuales con alta carga orgánica. Es decir, el modelo no únicamente considera propiedades físicas del suelo, sino que también considera las funciones ambientales del mismo (Figura 6.2). Con el resultado de las funciones de pedotransferencia y considerando la profundidad total del perfil del suelo, se obtiene un índice de aptitud como filtro natural por grupo de suelo, es decir, un índice para el grupo LP, un índice para el grupo VR y así sucesivamente. A mayor aptitud del suelo como filtro natural, menor vulnerabilidad a la contaminación y viceversa. Detalles de la generación de las FPT pueden verse en Aguilar *et al.*, 2011.

Como la distribución espacial de los suelos no es homogénea, sino que depende de la forma del relieve, incluso, en zonas de karst como nuestra área de estudio, los patrones de distribución del suelo atienden también a la variabilidad del meso relieve, es común encontrar que los diferentes grupos de suelos se presentan en “parches” o asociaciones edáficas por unidad geomorfológica. Por esta razón, se calculó un “índice de aptitud total” para cada asociación edáfica, pues también es necesario reflejar esta variabilidad en los procesos edáficos. Este índice de aptitud total se estimó considerando la proporción de dominancia de cada grupo y/o unidad del suelo en la asociación edáfica; por ejemplo, si la asociación de suelos consta de tres principales grupos de suelo, al primer grupo se le asigna un peso de 0.5 por ser el suelo dominante, al segundo un peso de 0.3 y al tercer grupo un peso de 0.2. Detalles sobre el índice de aptitud del suelo como filtro natural y la espacialización de las FPT y su validación, pueden leerse en Aguilar y Bautista (2011). La actualización del mapa edáfico –y por consiguiente, de los índices de aptitud del suelo como filtros naturales– considera principalmente la variabilidad de las unidades del grupo Leptosol de la zona norte y oriente del área de estudio (Bautista *et al.*, 2011 b) (Anexo I).



**Figura 6.2.** El suelo como filtro natural. A mayor aptitud, menor vulnerabilidad a la contaminación y viceversa.

### **Factor Climático**

El agua se considera como principal vector para el transporte de agua y contaminantes hacia el acuífero. En la mayoría de los índices para evaluar la vulnerabilidad, el factor clima se incluye a través de la precipitación, sin embargo se ha mencionado la necesidad de evaluar la frecuencia, duración e intensidad de la misma, incluyendo los eventos extremos, la cual podría tener una mayor influencia sobre la cantidad y la tasa de infiltración (Daly *et al.*, 2002). Para tal propósito, en la bibliografía se ha reportado la utilidad de los índices agroclimáticos para ser involucrados en los modelos de vulnerabilidad (De la Rosa *et al.*, 1996; De la Rosa *et al.*, 2004; Delgado-Carranza *et al.*, 2011).

Para este estudio, el factor climático se incluyó a través del mapa de la “duración del periodo de lluvias” reportado por Delgado-Carranza (2010). La duración del periodo de lluvias se expresa en meses húmedos consecutivos, iniciando cuando la precipitación pluvial (PP) excede a la mitad de la evapotranspiración potencial (ETP) y finaliza cuando la PP es menor a la mitad de la ETP. La duración del periodo de lluvias es un concepto propuesto por la misma autora, en lugar del uso del concepto “longitud del periodo de crecimiento” propuesto por la FAO (1996). La diferencia radica en que la duración del periodo de lluvias se estima usando el índice de humedad mensual para identificar el inicio y término del periodo lluvioso usando los valores de la ETP calculado con Thornthwaite (ETP-MT), que es un método que usa variables disponibles en las estaciones meteorológicas en países en vías de desarrollo (Delgado-Carranza, 2010).

La DPLI es de mayor precisión que el de precipitación total ya que considera el tiempo de la temporada de lluvias; es de gran utilidad cuando se buscan explicaciones a la presencia de las comunidades vegetales e incluso con el desarrollo del relieve kárstico (Delgado-Carranza, 2010). El mapa de la duración del período de lluvias se presenta en la Figura 6.3 con cinco niveles, con un patrón de distribución de menos de tres meses en la costa noroeste, hasta con más de seis a ocho meses de períodos de lluvia en el sureste y parte del noreste del Estado. Se consideró que a mayor duración del periodo de lluvias, mayor es la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero y viceversa, pues un estudio realizado por Pacheco *et al.*, (2004 b) quienes compararon la calidad del agua subterránea en temporadas de estiaje y lluvias, notaron un incremento de las Unidades Formadoras de Colonias (UFC), debido al arrastre de materia contaminada al acuífero.

Para ilustrar la utilidad de la duración del periodo de lluvias, se presentan cuatro ejemplos gráficos, en los cuales también se puede estimar la duración del período húmedo, que se presenta cuando la PP excede a la ETP ( $PP > ETP$ ). En el punto A (Figura 6.3 y gráfica A), correspondiente a la estación del municipio costero “Progreso”, se observa una mayor evaporación –superior a 150 mm- y una menor precipitación que no excede los 100 mm, la duración del periodo de lluvias ( $PP > 0.5 ETP$ ) es de un mes y no presenta período húmedo ( $PP > ETP$ ). El punto B (Figura 6.3 y gráfica B) perteneciente al municipio de Mérida, se presenta una PP de casi 200 mm. La DPLI es de seis meses y se presenta también un periodo húmedo de aproximadamente dos meses, aunque también se ha reportado de cuatro meses (Delgado-Carranza *et al.*, 2011). En el punto C (Figura 6.3 y gráfica C), presenta la estación del municipio de Sotuta, la precipitación alcanza un promedio de 250 mm y una DPLI de aproximada de 5 meses, aunque se han reportado de hasta 7 meses (Delgado-Carranza *et al.*, 2011) y un período húmedo de tres meses. En el punto D (Figura 6.3 y gráfica D), correspondiente a la estación de Tizimín, se presenta hasta un promedio de PP de 200 mm, menor que en Sotuta (punto C), sin embargo, de mayor intensidad, pues tanto la duración del periodo de lluvias, como el período húmedo, son de mayor duración (ocho y cinco meses respectivamente).

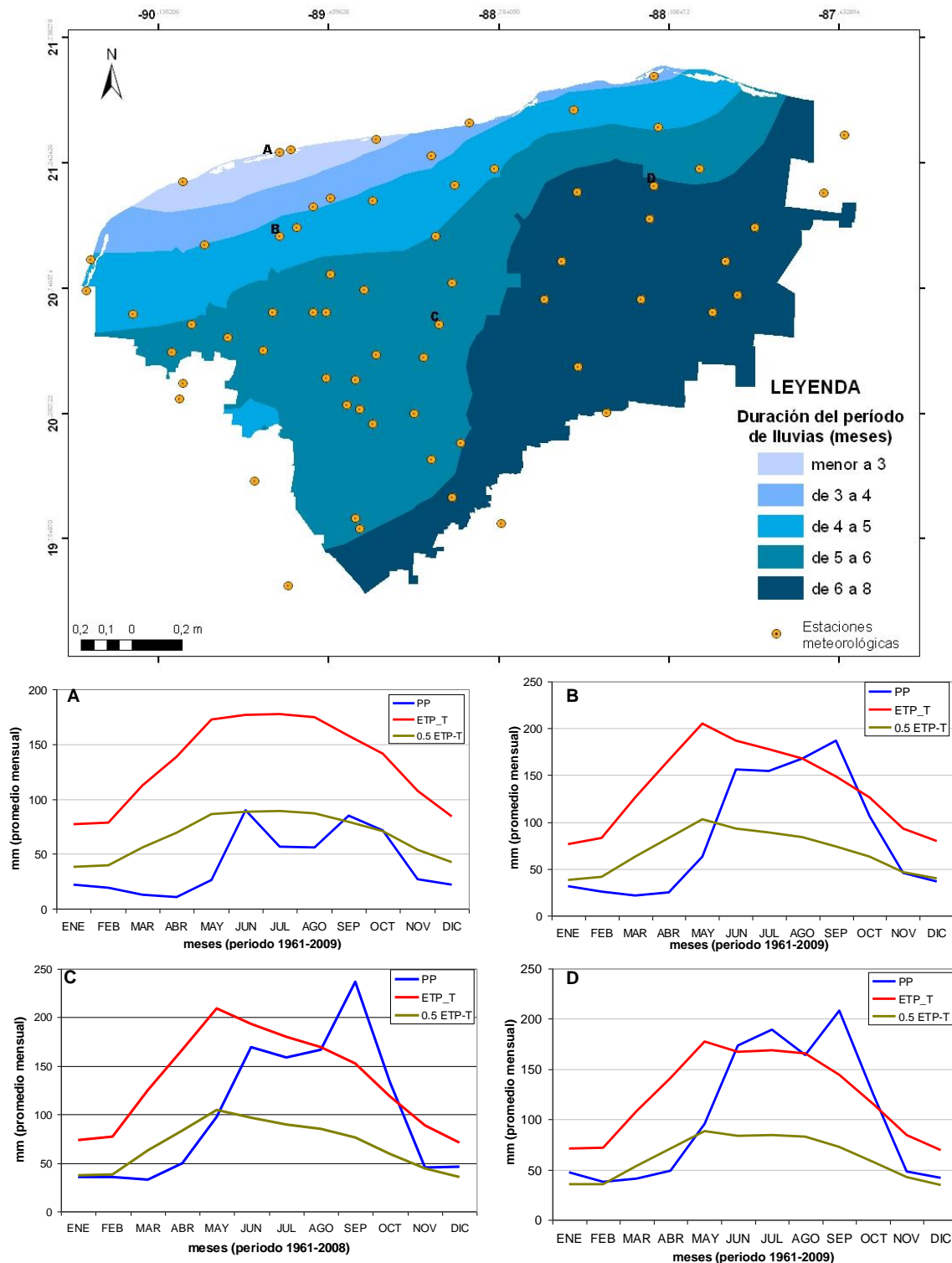


Figura 6.3. Mapa de la duración del periodo de lluvias (Modificado de Delgado-Carranza, 2010) y ejemplos de las gráficas para estimar periodos húmedos, de cuatro diferentes estaciones meteorológicas: A) Progreso, B) Mérida, C) Sotuta y D) Tizimin.

### 6.3.2 Índice de la Vulnerabilidad del Acuífero Kárstico Yucateco (IVAKY)

Cada uno de los mapas que representan los tres factores de evaluación (relieve kárstico, suelos y clima) fueron convertidos a formato raster con resolución de 500 m. Para obtener escalas comparables y realizar operaciones entre ellos, los archivos raster fueron normalizados por reclasificación, utilizando un método de asignación de fácil implementación denominado “escala de nueve puntos” donde a cada criterio se le asignó un valor de una escala de uno a nueve, siendo 1 el menos vulnerable y 9 de mayor vulnerabilidad (Gómez y Barredo, 2005). Mientras mayor es la puntuación normalizada, mayor es la vulnerabilidad (Tabla 6.1).

Para la asignación de pesos a cada factor, se utilizó el método de las jerarquías analíticas (AHP) aplicándose la extensión AHP 1.0 para ArcGis 9.0. El AHP ordena estos factores en un modelo jerárquico, realiza comparaciones binarias (por pares) y atribuye valores numéricos a los juicios (preferencias) realizados por las personas (respecto de la importancia relativa de cada factor) y los sintetiza, agregando las soluciones parciales en una única solución (Marinoni, 2004; Molero *et al.*, 2007).

Se conformó una matriz de 3 x 3 para la aplicación del AHP, asignándose una mayor preferencia al factor del relieve kárstico, debido a que diversos estudios acentúan que esta característica representa la mayor vulnerabilidad pues omiten la función protectora de los suelos (Davis *et al.*, 2002; Plan *et al.*, 2009; van Beynen *et al.*, 2012).

Jiménez *et al.*, (2013) reportan que la configuración del relieve es un factor determinante en el análisis de los sistemas hidrogeológicos carbonatados, ya que controlan en gran medida la distribución y magnitud de ciertos procesos: gradiente hidráulico, karstificación y zonas de transferencia vertical y subhorizontal en el karst, por mencionar algunos.

Al factor suelo -que se asocia al relieve- (Zinck, 2012) se le asignó una preferencia ligeramente menor al del factor del relieve kárstico, por consiguiente, al factor clima, se le asignó la menor preferencia, debido a que algunos autores afirman que el régimen climático no es considerado como un atributo inherente e intrínseco de un acuífero kárstico (Dörfliger *et al.*, 2010), e incluso, algunas metodologías -como el método PI, también llamado método dual- no incluyen este factor (Nguyet y Goldscheider, 2006).

En Yucatán, los hidrogeólogos consideran que debido a su condición geológica, la recarga del acuífero yucateco se efectúa a través de todo el Estado de Yucatán (Marín-Stillman *et al.*, 2004), pero se ha detectado mayor contaminación en los pozos someros que en los profundos (Pacheco *et al.*, 2004 b). Pacheco-Ávila (2002) detectó que los valores más altos de nitratos en aguas subterráneas ocurren durante los

períodos de mayor precipitación pluvial y los menores durante la estación de estiaje y menciona que los factores que favorecen la sincronía entre la contaminación del agua subterránea y los eventos pluviales, son la escasez de suelo, la alta porosidad secundaria y el reducido espesor de la zona vadosa (no saturada). Lo anterior también apoya el mayor peso asignado a la geomorfología kárstica, que incluye a la altitud como indicador de la zona no saturada y la densidad y tipología de depresiones, como indicador de los tipos de recarga (puntual vs. difuso) (Aguilar *et al.*, en preparación).

La integración de los factores y obtención del IVAKY, se realizó mediante una suma ponderada con la herramienta “*Spatial analyst*” del ArcGis 9.3. Este método es quizás uno de los más intuitivos y fáciles de implementar, obteniéndose el valor de la vulnerabilidad como resultado de la sumatoria, para cada píxel, del producto de cada factor por su peso (Molero-Melgarejo *et al.*, 2007). La Figura 6.4 presenta el diagrama metodológico general para la obtención del índice IVAKY.

Tabla 6.1. Resumen de los factores, atributos e indicadores para la evaluación de la vulnerabilidad (puntuación de 1 a 9 de menor a mayor vulnerabilidad respectivamente)

Factor	Atributos	Indicador(es)	Evaluación	Nivel de vulnerabilidad	Puntuación
Relieve kárstico (Aguilar <i>et al.</i> , en preparación)	Altitud	Espesor de la zona no saturada	Diversas condiciones: desde las extremas	Extrema	9
	Densidad de depresiones	Karstificación, tipo de recarga y flujo preferencial	(densidad alta de depresiones, tipo dolina en contacto con el acuífero)	Muy alta	8
			hasta las muy bajas (altitud > 70 msnm, densidad baja de depresiones tipo polje)	Alta	7
	Tipo de depresiones			Media	5
	Contacto con el acuífero	Zonas de entradas directas		Baja	3
Asociaciones edáficas (Aguilar y Bautista, 2011 y Bautista <i>et al.</i> , 2011b)	Materia orgánica	Retención y mineralización de materia orgánica contenida en aguas residuales integrados en un índice de aptitud	3 a 11	Muy baja	1
	% de arcillas		12 a 20	Baja	3
	CIC		21 a 29	Media	5
	Espesor		30 a 38	Alta	7
	Grupo y/o unidad edáfica (IUSS, 2006)		> 38	Muy alta	9
Clima (Delgado-Carranza, 2010; Delgado <i>et al.</i> , 2011)	Distribución, duración y cantidad de humedad	Duración del período de lluvia, como principal vector para el transporte de agua y contaminantes hacia el acuífero (meses)	>6 a 8	Muy alta	9
			5 a 6	Alta	7
			4 a 5	Media	5
			3 a 4	Baja	3
			<3	Muy baja	1

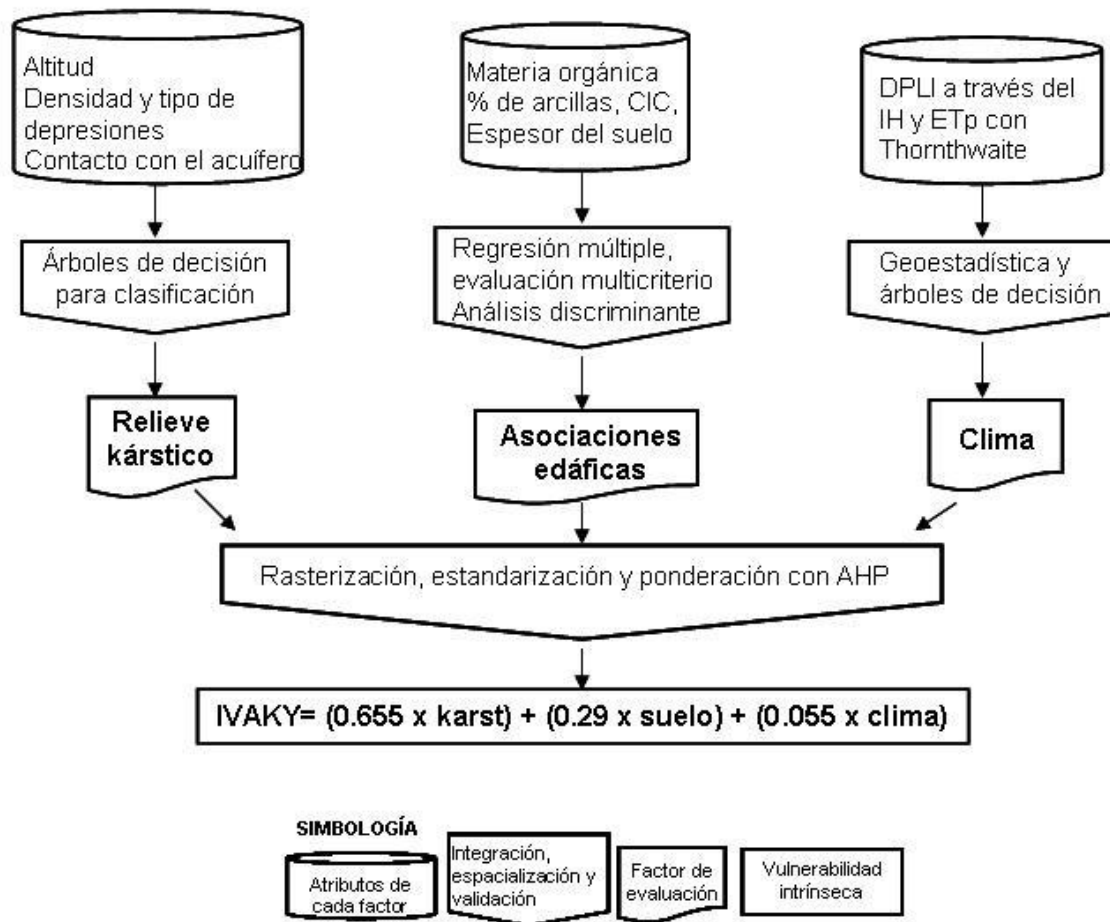


Figura 6.4. Diagrama metodológico general para la obtención del IVAKY

### 6.3.3 Amenaza y riesgo de contaminación porcícola

Una presión o amenaza de contaminación es toda aquella actividad originada por el hombre que puede tener un efecto medioambiental desfavorable en el agua (tanto en calidad como en cantidad). En la zona de estudio, la comunidad científica ya ha alertado que las descargas de aguas residuales porcinas, están entre los principales contaminantes debido a la alta carga orgánica que presentan (Pacheco *et al.*, 2002; Drucker *et al.*, 2003; Méndez *et al.*, 2009).

Para la representación cartográfica de esta fuente de contaminación, se utilizó la población porcina (número de cabezas) por municipio (POETY, 2010), clasificado en cinco niveles de acuerdo al método de “*natural breaks*”, considerando que a mayor población porcina, mayor es la amenaza de contaminación.

La evaluación del riesgo de contaminación de las aguas subterráneas ha sido abordada por diferentes autores sin existir consenso en los factores a analizar ni en el método a utilizar (Jiménez *et al.*, 2013). En este trabajo, para la determinación del



riesgo, se procedió a una forma sencilla de integrar la vulnerabilidad y la amenaza, realizándose una multiplicación entre las clases de cada mapa (Bautista *et al.*, 2011 a).

## **6.4 RESULTADOS**

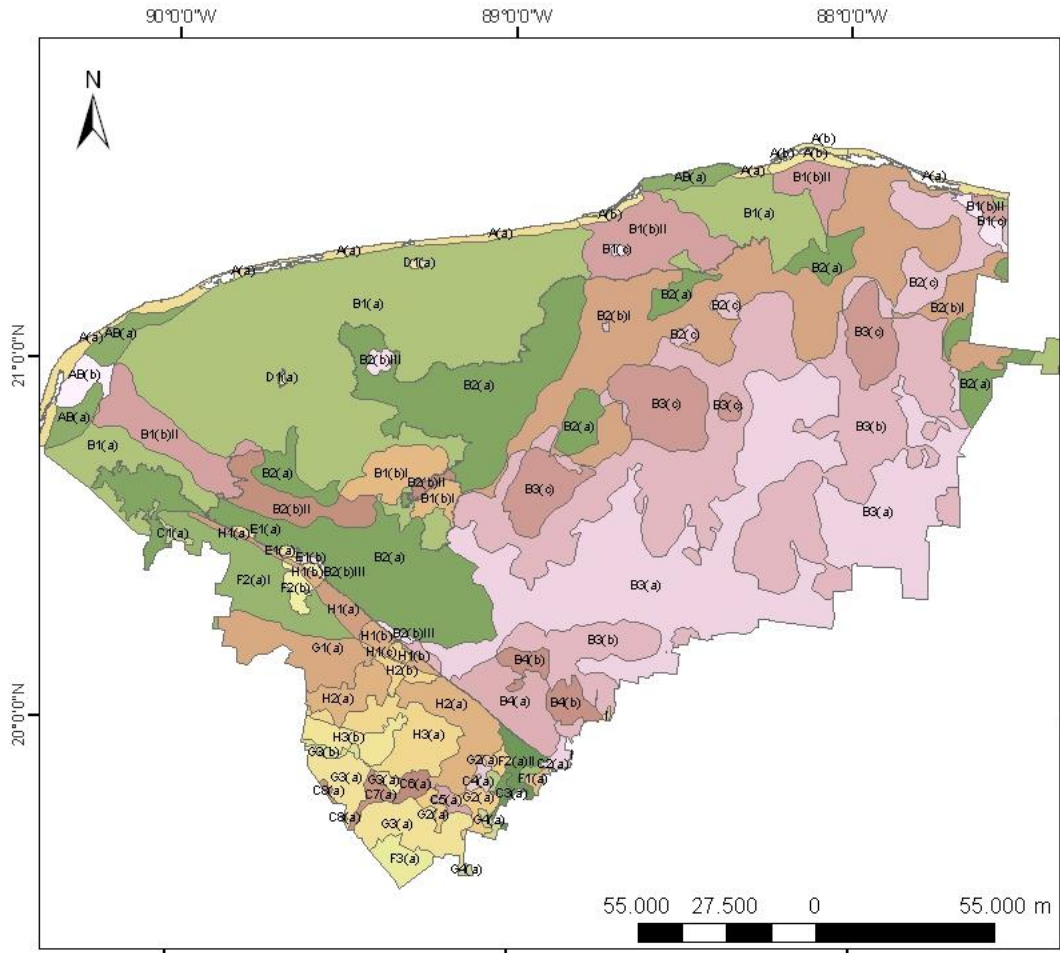
### **6.4.1 La vulnerabilidad intrínseca**

La Figura 6.5 presenta el mapa geomorfopedológico actualizado. La importancia de este mapa, es que de acuerdo a la información geomorfológica (densidad y tipo de depresiones), las asociaciones edáficas también se actualizaron y se redefinieron, principalmente en la zona centro y oriente de Yucatán, con la inclusión de las unidades de Leptosoles reportadas en la bibliografía (Bautista *et al.*, 2011 b) y observadas en campo (Anexo I).

En la Tabla 6.2, se enlistan las regiones y unidades geomorfológicas, definidas por la altitud y la densidad de depresiones (Aguilar *et al.*, en revisión), así como el nivel de vulnerabilidad asignado por los atributos del relieve (Aguilar *et al.*, en preparación); y las unidades geomorfopedológicas definidas por las asociaciones edáficas correspondientes, asimismo, se incluye el resultado del índice de aptitud total (IAT) del suelo como filtro natural, la clase de aptitud y por lo tanto su nivel de vulnerabilidad.

Los mapas de vulnerabilidad del factor kárstico (Figura 6.6 A) y edáfico (Figura 6.6 B), presentan similitudes en los patrones de vulnerabilidad en las planicies, que van de mayor a menor de noroeste hacia sureste, sin embargo, el factor karst refleja la existencia del anillo de cenotes (vulnerabilidad extrema) y el campo de dolinas en el oriente (nivel muy alta) a diferencia del factor edáfico, donde éste patrón no es evidente. La superficie del nivel moderado es mayor en el mapa del factor edáfico (40%) debido al efecto de la presencia de Cambisoles y Luvisoles en depresiones como las uvalas y poljés, que se presentan en esta zona (Figura 6.6 B). En el mapa del factor kárstico, la superficie del nivel moderado es menor (16%) debido al efecto de la densidad de depresiones en gran parte del oriente (Figura 6.6 A).

Considerando únicamente los atributos del relieve, el sur del Estado presenta los niveles bajos y muy bajos de vulnerabilidad que ambos suman el 12% de la superficie estatal, esto es debido a que en estas zonas se presenta baja densidad de depresiones de tipo principalmente uvalas y poljés (Figura 6.6 A). En el mapa del factor edáfico, el sur es ligeramente diferente, pues aún se observan zonas de moderada vulnerabilidad, debido a la presencia de los LP en las asociaciones edáficas que disminuyen ligeramente el índice de aptitud total por asociación edáfica.



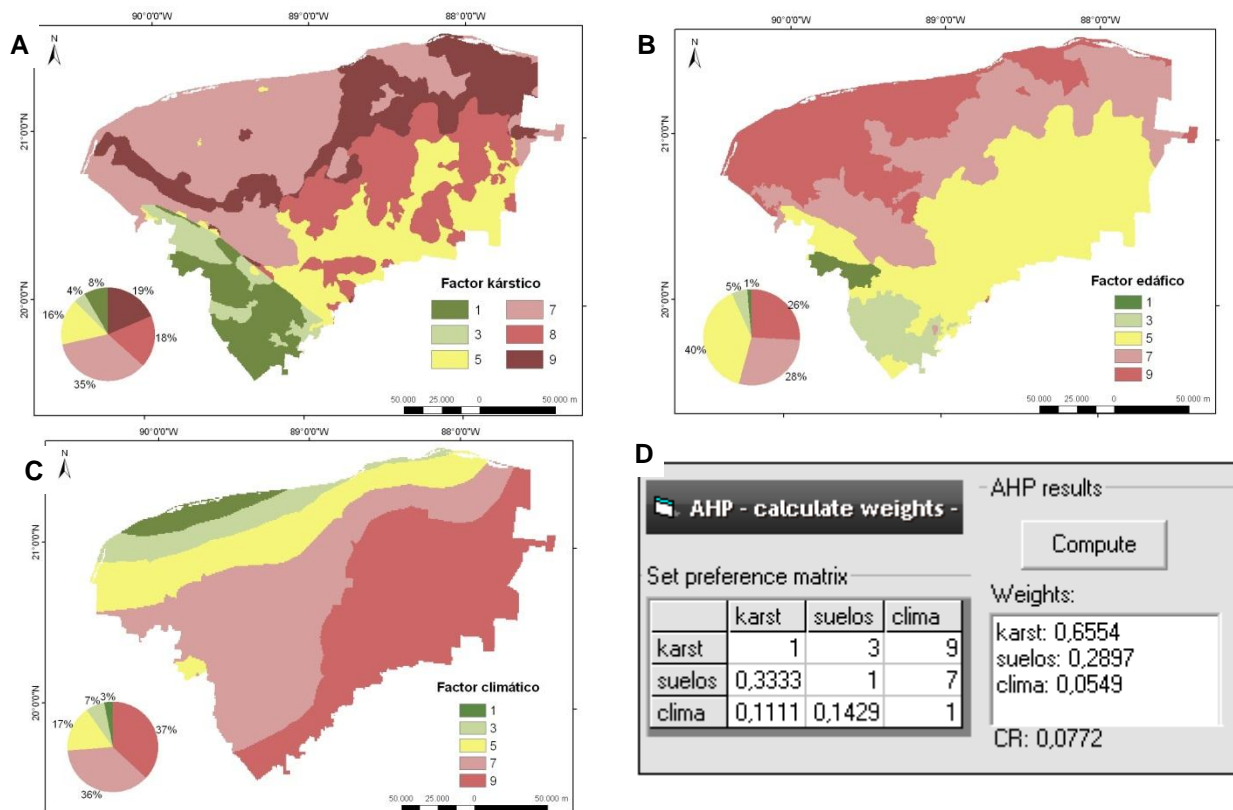
**Unidades geomorfopedológicas**

A(a)	B2(b)II	C3(a)	F1(a)	G4(a)
A(b)	B2(b)III	C4(a)	F2(a)I	H1(a)
AB(a)	B2(c)	C5(a)	F2(a)II	H1(b)
AB(b)	B3(a)	C6(a)	F2(b)	H1(c)
B1(a)	B3(b)	C7(a)	F3(a)	H2(a)
B1(b)I	B3(c)	C8(a)	G1(a)	H2(b)
B1(b)II	B4(a)	D1(a)	G1(b)	H3(a)
B1(c)	B4(b)	D2(a)	G2(a)	H3(b)
B2(a)	C1(a)	E1(a)	G3(a)	I
B2(b)I	C2(a)	E1(b)	G3(b)	

Figura 6.5. Mapa geomorfopedológico de Yucatán (Modificado de Aguilar *et al.*, en revisión).

Tabla 6.2. Características principales de las unidades geomorfopedológicas

ID	Región geomorfológica	Altitud (msnm)		Densidad depresión	Unidad geomorfopedológica	Asociación edáfica	IAT	Clase de aptitud	Vulnerabilidad	
									relieve	suelos
A	Planicies costeras	A1	<10	(a)	A1(a)	AR/SC	25.95	No aplica	Alta	Muy alta
				(b)	A1(b)	AR/SC	25.95	No aplica	Extrema	Muy alta
AB	Planicies de transición	AB1	<10	(a)	AB1(a)	GL/HS/SC	16.90	No aplica	Alta	Muy alta
				(b)	AB1(b)	GL/HS/SC	16.90	No aplica	Extrema	Muy alta
B	Planicies kársticas	B1	<10	(a)	B1(a)	LPnt/LPli	3.60	Muy bajo	Alta	Muy alta
				(b)	B1(b)I	LPnt/LPli	3.60	Muy bajo	Extrema	Muy alta
					B1(b)II	LPPrz/LPli/CM	14.30	Bajo	Extrema	Alta
		(c)	B1(c)	LPPrz/LPli/CM	14.30	Bajo	Extrema	Alta		
		B2	10-20	(a)	B2(a)	LP/CM	20.50	Bajo	Alta	Alta
				(b)	B2(b)I	LPPrz/LPli/CM	14.30	Bajo	Extrema	Alta
					B2(b)II	LP	12.80	Bajo	Extrema	Alta
		(c)	B2(c)	LPPrz/CM	20.50	Bajo	Extrema	Alta		
		B3	20-30	(a)	B3(a)	LP/CM/LV	25.70	Medio	Media	Media
				(b)	B3(b)	LP/CM/LV	25.70	Medio	Muy alta	Media
				(c)	B3(c)	CM/LP/LV	29.50	Medio	Muy alta	Media
		B4	30-40	(a)	B4(a)	CM/LP/LV	29.50	Medio	Media	Media
(b)	B4(b)			CM/LP/LV	29.50	Medio	Media	Media		
C	Planicies interiores	C1	<30	(a)	C1(a)	LP/LV	27.00	Medio	Media	Media
		C2	30-40	(a)	C2(a)	VR/LP	33.90	Alto	Media	Baja
		C3	40-50	(a)	C3(a)	VR/LP	33.90	Alto	Baja	Baja
		C4	50-60	(a)	C4(a)	CM/ST/LP	33.60	Alto	Baja	Baja
		C5	60-70	(a)	C5(a)	ST/LP	35.30	Alto	Baja	Baja
		C6	70-80	(a)	C6(a)	VR/LP	33.90	Alto	Muy baja	Baja
		C7	80-100	(a)	C7(a)	VR/LP	33.90	Alto	Muy baja	Baja
		C8	100-120	(a)	C8(a)	LV/LP	34.10	Alto	Muy baja	Baja
D	Elevaciones aisladas	D1	10	(a)	D1(a)	LPli	5.10	Muy bajo	Media	Muy alta
		D2	10-70	(a)	D2(a)	LP	12.80	Bajo	Baja	Alta
E	Piedemonte	E1	30	(a)	E1(a)	LP/CM	20.50	Bajo	Media	Alta
				(b)	E1(b)	LP/CM	20.50	Bajo	Media	Alta
F	Planicies colinosas	F1	<50	(a)	F1(a)	CM/LP/VR	29.40	Medio	Baja	Media
		F2	50-70	(a)	F2(a)I	CM/LP/LV	29.50	Medio	Baja	Media
				F2(a)II	CM/LP/VR	29.40	Medio	Baja	Media	
		(b)	F2(b)	CM/LP/LV	29.50	Medio	Baja	Media		
F3	70-100	(a)	F3(a)	CM/LP/LV	29.50	Medio	Muy baja	Media		
G	Lomeríos	G1	<90	(a)	G1(a)	LV/LP/NT	47.20	Muy alto	Muy baja	Muy baja
				(b)	G1(b)	LV/LP/NT	47.20	Muy alto	Baja	Muy baja
		G2	>90	(a)	G2(a)	LV/LP/VR	37.60	Alto	Muy baja	Baja
		G3	<110	(a)	G3(a)	LV/LP/ST	38.10	Alto	Muy baja	Baja
				(b)	G3(b)	LP/VR/ST	30.80	Alto	Baja	Baja
G4	>120	(a)	G4(a)	VR/LP	33.90	Alto	Muy baja	Baja		
H	Montañas	H1	<100	(a)	H1(a)	LP/CM	20.50	Bajo	Muy baja	Alta
				(b)	H1(b)	LP/LV/CM	27.30	Medio	Baja	Media
				(c)	H1(c)	LP/LV/CM	27.30	Medio	Media	Media
		H2	100-150	(a)	H2(a)	LP/LV	27.00	Medio	Muy baja	Media
				(b)	H2(b)	LP/LV	27.00	Medio	Baja	Media
		H3	150-220	(a)	H3(a)	LP/VR/ST	30.80	Alto	Muy baja	Baja
(b)	H3(b)			LP/VR/ST	30.80	Alto	Baja	Baja		
I	LAGUNA				I	laguna	0.00	No aplica	Extrema	Muy alta



**Figura 6.6. Vulnerabilidad a la contaminación por el factor kárstico (A), el factor edáfico (B) y el factor climático (C). También se presenta la matriz de preferencias y los pesos obtenidos con el AHP (D).**

De acuerdo al mapa del factor edáfico, en la zona sur se tienen áreas de baja y muy baja vulnerabilidad con un total del 6% de la superficie estatal (Figura 6.6 B)

El factor climático, presenta un patrón inverso a los factores karst y suelos, pues las áreas más bajas y moderada vulnerabilidad van desde el extremo noroeste y parte del centro de Yucatán, y las zonas con mayor vulnerabilidad, inician también desde el centro hacia el sureste y la costa extrema noreste, cerca de los límites con Quintana Roo (Figura 6.6 C). Al igual que los factores karst y suelos, en el factor clima, los niveles bajos y muy bajos siguen presentando los menores porcentajes de la superficie estatal.

La matriz de preferencias, así como los pesos obtenidos con el AHP, se presentan en la Figura 6.6 D. Los pesos generados en la aproximación definitiva fueron 0,65 (karst), 0,29 (suelos) y 0,055 (clima). El índice de consistencia presentó un valor de 0,07.

De esta manera se obtuvo el mapa de vulnerabilidad del acuífero kárstico yucateco, con seis niveles (Figura 6.7). Se puede observar que el anillo de cenotes permanece

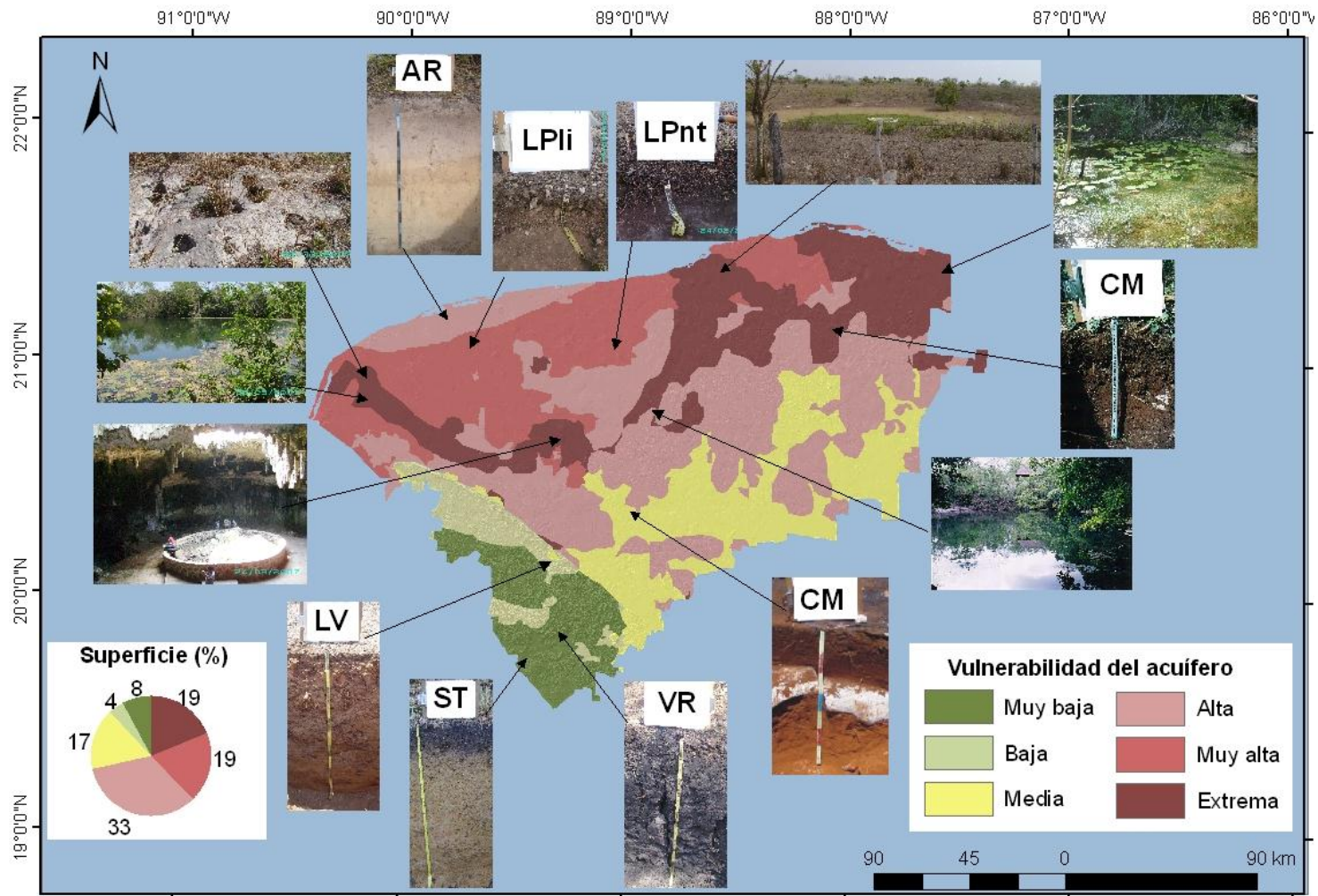


Figura 6.7. Mapa de la vulnerabilidad intrínseca del acuífero kárstico yucateco a la contaminación

con el nivel extremo de vulnerabilidad, donde además los suelos presentes son LP nudilíticos y LP líticos; así como la zona noreste donde se presenta alta densidad de depresiones tipo dolina y suelos dominantes como LP réndzicos, LP líticos asociados con Cambisoles, lo que hace que permanezca con el nivel extremo de vulnerabilidad, en total suma una superficie de 7383,8 km<sup>2</sup> (19% de la superficie estatal). Ejemplos de estos edafopaisajes pueden verse en las Láminas del 2 al 10 y Lámina 26 y 27 del Anexo 1.

El nivel muy alto de vulnerabilidad, es una parte de la planicie kárstica menos de 10 msnm, que aunque posee menor densidad de depresiones, los suelos dominantes siguen siendo del grupo Leptosol (Leptosoles nudilíticos y líticos) (Lámina 11 al 13, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, Anexo I). Aunque en esta zona se recibe entre 3 y 5 meses de periodo húmedo (excepto en la zona noreste, que aumenta el periodo lluvioso), la baja altitud y el grupo de suelo dominante (menos de 10 cm de profundidad), generan que esta zona presente el nivel de muy alta vulnerabilidad, ocupando una superficie similar a la anterior, 7256,8 km<sup>2</sup> (19% de la superficie estatal).

El nivel alto de vulnerabilidad es la que presenta una mayor superficie con 13067,4 km<sup>2</sup> (33% de la superficie estatal). Ocupa la costa noroeste, donde la duración del periodo de lluvias es menor a 3 meses y sin periodos húmedos, pero con suelos arenosos (AR/SC). El resto de la zona presenta más de 3 meses de periodo de lluvias y algunas zonas con periodos húmedos. Está representada por la planicie kárstica de 10 a 20 msnm con densidad baja de depresiones y con asociación edáfica de Leptosoles y Cambisoles (B2a) y la planicie kárstica de 20 a 30 msnm con densidades media (B3b) y alta de depresiones (B3c), en estas zonas los suelos presentes son

Leptosoles, Cambisoles y Luvisoles; la densidad media y alta de depresiones con presencia de dolinas, es la variable que más influye en la definición de alta vulnerabilidad a la contaminación. Lámina 1, 14, 25, 28, 29,

La zona con vulnerabilidad media, está representada por la planicie kárstica entre 20 y 30 msnm con densidad baja de depresiones con asociación LP/CM/LV (B3a) y la planicie kárstica entre 30 y 40 msnm con asociación CM/LP/LV (B4 a y b). Son zonas con menor densidad de depresiones, principalmente de tipo uvala y pequeños poljés. Otras zonas presentan este nivel medio de vulnerabilidad, principalmente aquellas que tienen en promedio 30 msnm o más y densidad baja de depresiones. En total ocupan 6468,4 km<sup>2</sup> (17% de la superficie estatal). Lámina 30,

Las zonas con baja vulnerabilidad, son varias unidades geomorfopedológicas que en general presentan 50 msnm hasta 100 msnm de altitud, poseen densidad baja o media

de depresiones, tipo uvalas y/o poljés. Los suelos presentes son LP asociados con CM, LV y VR, éstos dos últimos son más profundos (> 100 m de profundidad) y arcillosos. En total, ocupa un área de 1606,7 km<sup>2</sup> (4% de la superficie estatal).

Las zonas con muy baja vulnerabilidad, también son diferentes unidades geomorfopedológicas que tienen en promedio 70 msnm o más de altitud, todas con densidad baja de depresiones tipo uvala y/o poljé. Los suelos presentes son LV, VR, ST asociados con LP y CM. En total ocupan 3050 km<sup>2</sup> (8% de la superficie estatal).

Aunque en ambas zonas (baja y muy baja vulnerabilidad), la duración del periodo de lluvias sea de 5 o más meses, la mayor altitud que indica un mayor espesor de la zona no saturada, la menor densidad de depresiones con dominancia de uvalas y poljés, así como la presencia de suelos más profundos y arcillosos (LV, VR, ST), son las variables que más influyen para definir una menor vulnerabilidad a la contaminación del acuífero kárstico (Láminas 31 a 38, Anexo I).

#### **6.4.2 La amenaza y el riesgo por contaminación porcina**

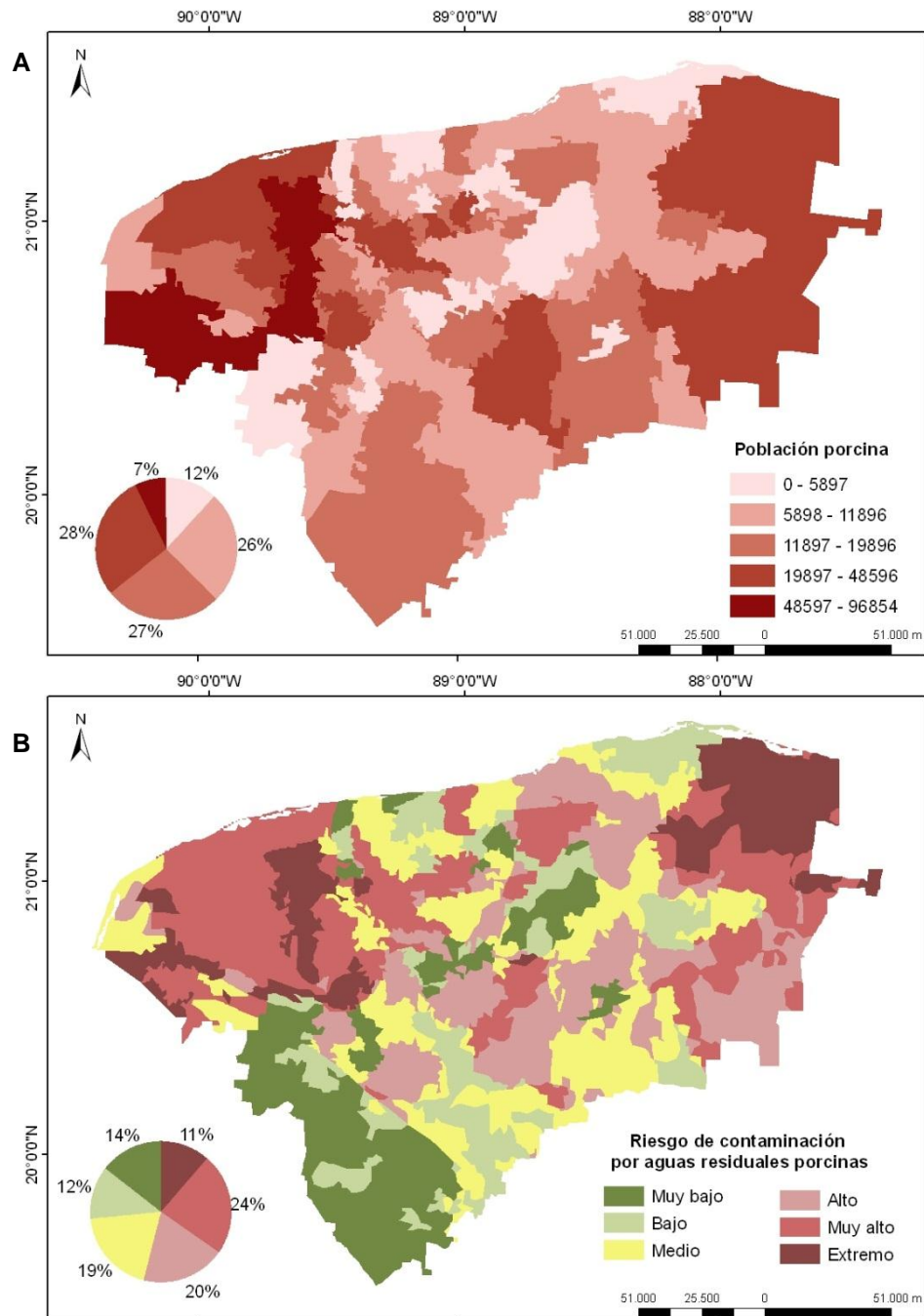
Con respecto a la fuente potencial de contaminación, de manera general se observa que las mayores amenazas de contaminación se encuentran en la zona noroeste, principalmente en el municipio de Mérida y los alrededores. Otra zona importante con más de 19897 cabezas de cerdo, es en la zona este de Yucatán, entre los municipios de Tizimín, Chemax y Valladolid. El sur de Yucatán, presenta una amenaza intermedia, así como en otros municipios del centro, donde también se presentan zonas con menor población porcina (Figura 6.8 A).

La Figura 6.8 B, presenta el mapa de riesgo de contaminación por actividad porcícola. De manera general, se observa que las planicies kársticas (desde menos de 10 hasta 40 msnm), presentan una variedad de niveles de riesgo, desde los muy extremos, hasta pequeñas áreas con riesgos bajos y muy bajos. A diferencia del sur de Yucatán, que permanece predominantemente con riesgos bajos y muy bajos de contaminación.

El riesgo extremo de contaminación, se ubica en el gran parte del municipio de Mérida, así como una zona del anillo de cenotes y el extremo noreste de Yucatán, en total ocupa una superficie aproximada de 4395 km<sup>2</sup> (11% de la superficie estatal).

A las áreas de nivel extremo de riesgo, les rodean el nivel con riesgo muy alto de contaminación, principalmente los alrededores de Mérida, una zona del anillo de cenotes y también en la zona noreste. Otras zonas de riesgo muy alto, están repartidas en las diferentes planicies kársticas. En total, abarcan una superficie

aproximada de 9053 km<sup>2</sup>, es decir, el 24% de la superficie estatal, siendo este nivel de riesgo el de mayor superficie.



**Figura 6.8. Mapa de amenaza (A) y riesgo de contaminación porcina (B)**

Las zonas con nivel alto de riesgo también se encuentran repartidas en las planicies kársticas principalmente entre el centro y oriente de Yucatán. Ocupan 7496 km<sup>2</sup> y es el segundo nivel con mayor superficie, ya que abarca el 20% de la superficie estatal.



Estos niveles de riesgo, coinciden con lo reportado por Pacheco *et al.*, (2004 a), realizaron un diagnóstico de la calidad del agua subterránea y reportan que en la parte oriental de Yucatán, se presenta una calidad bacteriológica clasificada como “peligrosa” y “muy contaminada”.

En el municipio de Mérida (principal centro urbano) también se ha observado que la calidad química y bacteriológica de las aguas de los pozos, es de menor calidad en los pozos someros y durante la época de estiaje (Pacheco *et al.*, 2004 b).

Áreas con riesgo moderado, se ubican desde zonas costeras y en diversas áreas de las planicies kársticas, abarcando un total de 7551 km<sup>2</sup> (19% de la superficie estatal).

Finalmente, los niveles de riesgo bajos y muy bajos, son dominantes en el sur, aunque también pueden encontrarse en las planicies kársticas. Las zonas con riesgo bajo de contaminación abarcan aproximadamente 4761 km<sup>2</sup> (12% de la superficie estatal) y las zonas con riesgo muy bajo, 5575 km<sup>2</sup> (14%).

## **6.5 DISCUSIÓN**

Este apartado tratara brevemente tres puntos principales: 1) la importancia del IVAKY para la zona de estudio; 2) sobre la combinación de enfoques metodológicos; y 3) las perspectivas a seguir.

### **6.5.1 Importancia del IVAKY para la zona de estudio**

En la zona de estudio previamente se han empleado algunos métodos con enfoques hidrogeológicos para evaluar la vulnerabilidad del acuífero. Pérez y Pacheco (2004) aplicaron el índice DRASTIC (que no considera variables del medio kárstico) y únicamente lograron definir dos niveles de vulnerabilidad –alto y extremo- que no refleja la complejidad y la heterogeneidad del karst y los suelos, por lo tanto, el mapa resultante no es adecuado para la toma de decisiones.

Tomando como base los estudios de Pérez y Pacheco (2004), Gijón-Yescas (2007) realizó una adaptación del DRASTIC, y utilizó únicamente cuatro variables: profundidad del nivel freático, suelos, topografía e impacto de la zona vadosa (DSTI, por sus siglas en inglés); las variables seleccionadas resultaron de una validación con análisis de regresión múltiple y el método de jerarquías analíticas. De esta manera, el mapa de vulnerabilidad resultante, presentó tres niveles de vulnerabilidad (moderada, alta y extrema), aunque este mapa presenta una mejor diferenciación que el anterior (Pérez y Pacheco, 2004), aún no se incluyen las particularidades del relieve kárstico.

Posteriormente Bolio-Barrios *et al.*, (2011), aplicaron el método EPIK para las grandes planicies kársticas de Yucatán (no evaluaron el sur); cabe destacar que el EPIK está diseñado para evaluar la vulnerabilidad intrínseca a escalas grandes (mayor a 1:25 000) y los autores requirieron hacer una adaptación del método para poder aplicarlo a una superficie extensa y con datos a menor escala. La adaptación realizada al método EPIK, consistió en considerar las regiones geomorfológicas a escala 1:500000 reportadas por Bautista *et al.*, (2005) como base cartográfica. Ésta adaptación del método, constituye una primera aproximación del uso del enfoque geopedológico. De esta manera, se delinearon cuatro clases de vulnerabilidad: extrema, muy alta, alta y media. Coincidiendo con el anillo de cenotes como la zona de extrema vulnerabilidad, pero la superficie representada en el mapa de Bolio-Barrios *et al.*, (2011), es menor al presentado en este estudio, debido a que solo fue considerado de manera cualitativa. Las “dolinas agrupadas”, resultaron con el nivel de “muy alta vulnerabilidad”, pero también presenta menores superficies por la misma razón anteriormente expuesta. El nivel “alto”, es el que presentó mayor superficie, seguido del nivel “medio”, que abarca una zona de las planicies de entre 30 y 40 msnm.

Por lo tanto, la importancia del IVAKY en la zona, es el uso de un mapa geomorfológico a mayor detalle (escala 1:100 000) como base cartográfica, donde se incorpora una evaluación semicuantitativa de las depresiones y su tipología (Aguilar *et al.*, en preparación), tal como recomienda Plan *et al.*, (2009), quienes introdujeron datos cuantitativos y cualitativos de las características morfológicas kársticas, para una mejor diferenciación de las áreas más vulnerables.

El análisis geomorfológico apoya el reconocimiento de las asociaciones edáficas correspondientes en cada unidad geomorfológica, principalmente en las planicies kársticas menos de 20 msnm, donde se presentan una variabilidad de las unidades del grupo Leptosol (ver Anexo I). Ambos factores -relieve kárstico y asociaciones edáficas- aportaron elementos que permitieron diferenciar niveles de vulnerabilidad de una manera más acorde a las características del medio.

Aunado a la variabilidad espacial edáfica, en el IVAKY, se plasma la importancia de las funciones ambientales de los suelos, que éstos pueden funcionar como filtros naturales y como transformadores de desechos (con cierto límite), debido a que luego pueden convertirse en focos de contaminación (Diaz-Pereira *et al.*, 2011). Además, independientemente de la cantidad de precipitación, el reconocimiento de la aptitud de los suelos como retenedores y transformadores, sirve para dosificar insumos en las prácticas agrícolas (riego, abonos, pesticidas, etc.), principalmente si la actividad está cercana a alguna dolina o sobre un poljé. Es decir, el ser humano tiene el control sobre

el uso del territorio, así que se debe enfatizar en la adecuada gestión de suelos y geoformas, como medida de prevención de contaminación de suelos y acuíferos.

Sin embargo, es importante subrayar que el mapa IVAKY únicamente presenta la vulnerabilidad intrínseca del acuífero y es de utilidad como base cartográfica para realizar diferentes escenarios de riesgos de contaminación dependiendo del tipo de amenaza o carga contaminante. Los riesgos de contaminación serán diferentes dependiendo del tipo de amenaza y carga de contaminante, también es deseable diferenciar entre fuentes de contaminación puntual o difusa (Daly *et al.*, 2002).

### **6.5.2 Sobre la combinación de enfoques metodológicos**

El método propuesto en este estudio, es un ejemplo de los “métodos híbridos” que surgen de la combinación de métodos y enfoques (Antonakos y Lambrakis, 2006), y que actualmente cobran cada vez mayor importancia debido a la complejidad de los problemas ambientales, que deben ser vistos y atendidos con múltiples enfoques, para dar soluciones más acordes a esta complejidad. Diversos reportes de la NRC también resaltan la significancia de los estudios integrados del suelo y agua, en el contexto agrícola, la vulnerabilidad de las AS, manejo de cuencas, ciencias de la tierra, recursos hídricos y ciencias ambientales (Lin, 2003).

El IVAKY es una propuesta para la integración de diferentes áreas del conocimiento, partiendo de la importancia de la geomorfología, ya que diversos expertos reconocen que el relieve debe ser la base de cualquier clasificación integral de unidades ambientales para definir otros componentes del medio biofísico (Bocco *et al.*, 2009; Mendoza *et al.*, 2009), en este caso, la geomorfología kárstica apoya el reconocimiento de las asociaciones edáficas que evolucionan junto con el relieve (Zinck, 2012). La conjugación de este conocimiento geomorfopedológico, fue útil para extrapolar y espacializar la información puntual (funciones de pedotransferencia) (Lin, 2003; Aguilar y Bautista, 2011) e integrar esta información al IVAKY. De esta manera, el IVAKY hace énfasis del componente edáfico como un sistema natural, y no únicamente como un sustrato. Los análisis de la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos deben incluir procesos ambientales y no únicamente propiedades físicas o peor aún, excluir las variables edáficas de los modelos de evaluación, como el índice de susceptibilidad reportado por Stigter *et al.*, (2006).

El enfoque geomorfopedológico es de utilidad para incorporar los “modelos basados en procesos o modelos de simulación” en los análisis de vulnerabilidad, que raramente han sido utilizados para tal fin (NRC, 1993; Gogu y Dassargues, 2000). Aunque en la bibliografía se reporta un ejemplo de la integración de modelos de simulación en la

cartografía de la vulnerabilidad, éste ha sido probado en una zona kárstica en el norte de Suiza (Butscher y Huggenberger, 2009), una superficie pequeña comparada con la del presente estudio, y en el cual, los variables a detalle son más sencillos de cuantificar.

Con respecto a la integración y la asignación de pesos -al igual que en este trabajo- diversos estudios le han asignado las mayores ponderaciones a la variable de las depresiones kársticas (por ejemplo, Plan *et al.*, 2009; Lindsey *et al.*, 2010; van Beynen *et al.*, 2012). Incluso van Beynen *et al.*, (2012) asignaron un 25% de ponderación a la densidad de depresiones en tres niveles (ausente, moderada y alta) y por medio de un análisis de sensibilidad, se validó la importancia de este atributo. Gogu y Dassargues (2000) obtuvieron el mismo resultado con el atributo del epikarst, al aplicar un análisis de sensibilidad al método EPIK. De esta manera, se refleja que las formas de absorción son las principales características que determinan la alta vulnerabilidad de los acuíferos kársticos. Estas formas del relieve son designadas como el factor I (condiciones de infiltración) por Goldscheider (2005) o como el factor C (concentración de flujo) por Daly *et al.*, (2002), que describe el grado en el cual la función protectora de los suelos y regolito, es omitida. En el enfoque de Plan *et al.*, (2009), la evaluación de la vulnerabilidad de las dolinas, dependía principalmente de la presencia o ausencia de sedimentos o cubierta de suelos. Así, dolinas activas o secas pero sin sedimentos, son clasificadas como de extrema vulnerabilidad y dolinas con sedimentos, con vulnerabilidad alta.

Sin embargo, el origen y evolución espacio-temporal de las formas kársticas dependen de factores geológicos, tectónicos, hidráulicos, físico-químicos y biológicos, y como resultado de la actuación de estos factores -cambiantes en el tiempo- es una amplia variedad de tipos de terrenos kársticos (Antigüedad *et al.*, 2007). Por estas razones, cada región kárstica posee sus propias características y por lo tanto, es necesario diseñar un modelo propio de vulnerabilidad o realizar adaptaciones de modelos previos.

### **6.5.3 ¿Qué sigue?**

Las evaluaciones de la vulnerabilidad de un acuífero, pueden ser tan extensas como se deseen dependiendo de varios tópicos como el nivel de detalle, el objeto a evaluar (recurso hídrico en general, captaciones, zonas de abastecimiento) y usos potenciales del acuífero (consumo humano, recreación, uso agrícola). Ejemplos de lo anterior, se tienen reportados en varios estudios (Andreo *et al.*, 2006; 2009; Ravbar y Goldscheider, 2007 y 2009; Jiménez *et al.*, 2013).

También se reconoce que la calidad de las aguas subterráneas y la vulnerabilidad de un acuífero pueden presentar una variabilidad temporal y en este sentido Butscher y Huggenberger (2009), mencionan que esta dependencia en función del tiempo hasta ahora no ha sido mostrada en mapas estáticos de vulnerabilidad, por esta razón introdujeron los términos de “vulnerabilidad transitoria” y “vulnerabilidad persistente” con el objetivo de incluir una evaluación temporal de la vulnerabilidad, sumada a la evaluación espacial. Este tipo de vulnerabilidad transitoria vs. persistente, es dependiente del tipo de recarga y los tiempos de residencia en los diferentes sistemas de flujo. Este tipo de evaluación más detallada que involucre la temporalidad, es lo equivalente a incluir la evaluación de la “resiliencia” o capacidad de recuperación del sistema, en el enfoque geográfico (Thurner *et al.*, 2003).

Otros autores señalan sobre la importancia de la validación de los mapas de vulnerabilidad. Algunos intentos se realizan mediante la correlación de los mapas de vulnerabilidad con mapas de calidad del agua (Lindsey *et al.*, 2010), así como también con análisis hidrogeológicos, hidrogeoquímicos, pruebas de trazadores, entre otros (Zwahlen, 2003; Vías *et al.*, 2006). Por ejemplo, en Sierra de Lívar (sur de España) Andreo *et al.*, (2004) aplican análisis hidroquímicos e isotópicos en una zona con gran desarrollo kárstico para conocer la conexión hidráulica entre los poljés que forman parte de las áreas de recarga de los principales manantiales y de esta manera determinar el orden de magnitud de las velocidades de flujo en el interior del acuífero. Estos resultados permitirán precisar el funcionamiento hidrodinámico del acuífero deducido por otros métodos hidrogeológicos y validar las diferentes cartografías de vulnerabilidad a la contaminación realizadas en la Sierra de Lívar. El mapa IVAKY es útil para identificar áreas con mayor prioridad para estudios hidrogeológicos y validar la vulnerabilidad evaluada.

Sin embargo, como el principal objetivo de los mapas de vulnerabilidad es identificar y delimitar perímetros de protección para proteger fuentes de abastecimiento y recarga (Andreo *et al.*, 2004; Jiménez-Madrid *et al.*, 2013), otro aspecto recomendable sería realizar mapas de vulnerabilidad a escalas mayores. Lo anterior podría incluir la identificación de los patrones de distribución de las depresiones kársticas (al azar, regular, agrupamientos) (Gracia-Prieto, 1987; 1991) y establecer su relación con los ejes de drenaje (Huang, 2007).

Los mapas geomorfológicos a mayor detalle, también aportarían una mejor caracterización en la tipología de las depresiones kársticas, ya que según Molerio-León (2004), el rasgo distintivo de la vulnerabilidad en ellos es que cada forma es un

sistema de flujo local y, por ende, un ente de vulnerabilidad particular, exclusiva e independiente de los demás.

Por ejemplo, las dolinas de disolución son depresiones comunes que generalmente están conectadas con un sistema de drenaje subvertical. Las dolinas de colapsamiento, no necesariamente tienen una conexión directa con el sistema de conductos activos hidrológicamente (Plan et al., 2009).

Lindsey *et al.*, (2010) indican que otros factores deben ser considerados cuando se intenta evaluar la densidad de dolinas con la calidad del agua, tales como la presencia de dolinas enterradas (*buried sinkholes*) y la presencia de materiales de baja permeabilidad en el fondo de las mismas.

Tomar en cuenta las particularidades de cada tipo de depresión, es necesario para identificar los flujos horizontales (procesos de la zona saturada) y delinear perímetros de protección (Antigüedad, 2000).

## **6.6 CONCLUSIONES**

El IVAKY se fundamenta de enfoques más integrales que previamente no se habían considerado para la zona de estudio. Esto ha permitido una diferenciación de la vulnerabilidad más acorde con las características del medio físico.

Se identificó al anillo de cenotes y una zona continua del noreste de Yucatán, como las áreas con extrema vulnerabilidad, que ocupan una superficie de 7383,8 km<sup>2</sup> (19% de la superficie estatal) y se caracterizan por estar en planicies kársticas menos de 10 y entre 10 y 20 msnm, con densidad de media a alta de depresiones tipo dolinas, la mayoría en contacto con el acuífero y suelos como LPnt, LPli dominantes; adicionalmente en la zona noreste se recibe de cinco a más meses de períodos de lluvia con presencia de periodos húmedos. Todas estas características imprimen a esta zona la extrema vulnerabilidad.

La zona de “muy alta vulnerabilidad” corresponde a un área con superficie similar a la anterior, en la planicie kárstica de menos de 10 msnm, que aunque presente baja densidad de depresiones, el relieve posee dolinas y hoyos de absorción asociados a la unidad LPli como suelo dominante. La baja altitud y el tipo de suelo, es lo que genera en nivel de “muy alta vulnerabilidad”.

Es en ambas superficies (extrema y muy alta) donde se requieren los esfuerzos para implementar medidas de protección, prevención y mitigación, ya que en ambas se desarrollan dos de las principales zonas urbanas, como Mérida y Tizimín.

## 6.7 REFERENCIAS

- Aguilar Duarte Y., Bautista F., Mendoza M. E., y Delgado-Carranza C. Aceptado. Vulnerabilidad y riesgos de contaminación de acuíferos kársticos. *Tropical & Subtropical Agroecosystems*.
- Aguilar Duarte Y., Mendoza M. E., Frausto O., Ihl, T., Bollo M. y F. Bautista. En preparación. Morphometry and spatial distribution of sinkholes, karst depressions and landforms in Yucatan, Mexico.
- Aguilar Duarte Y., Morales Manilla L. M., Mendoza M. y F. Bautista. En preparación. Atributos del relieve kárstico y árboles de decisión para el análisis de la exposición del acuífero a contaminantes en Yucatán México.
- 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. y J. Margat. 1975. Cartographie de la vulnérabilité 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](http://itia.ntua.gr/hsj/redbooks/103/iahs_103_0058.pdf)
- Al-helal A. and J. Al-awadhi. 2006. Assessment of sand encroachment in Kuwait using GIS. *Journal of Environmental Geology* 49: 960-967.
- Anderson S. P., Bales R. C., y C. J. Duffy. 2008. Critical Zone Observatorios: Building a network to advance interdisciplinary study of Earth surface processes. *Mineralogical Magazine*, Vol. 72 (1): 7-10.
- Andreo B., Vadillo I., Carrasco F., Neukum C., Jiménez P., Goldscheider N., Hötzl H., Vías J. M., Pérez I. y N. Göppert. 2004. Precisiones sobre el funcionamiento hidrodinámico y la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero kárstico de la Sierra de Líbar (Provincias de Málaga y Cádiz, sur de España) a partir de un ensayo de trazadores. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 17 (3-4): 187-197.
- Antigüedad I., Morales T., y J. A. Uriarte. 2007. Los acuíferos kársticos. Casos del País Vasco. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra* (15.3): 325-332.
- Antonakos A. and N. Lambrakis. 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: 288-304.

- Antigüedad I. 2000. El acuífero kárstico: metodología de investigación y protección de sus recursos. Boletín SEDECK (Sociedad Española de Espeleología y Ciencias del Karst). Num. 1: 16-22.
- Auge M. 2004. Vulnerabilidad de acuíferos. Revista Latino-Americana de Hidrogeología, n.4, p.85-103. Disponible en: <http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/hidrogeologia/article/viewPDFInterstitial/2652/2193>
- Bakalowicz M. 2005. Karst groundwater: a challenge for new resources. Hydrogeol J. 13: 148-160.
- Banai-Kashani R. 1989. A new method for site suitability analysis: The Analytic Hierarchy Process. Journal of Environmental Management 13: 685-693.
- Bautista F., Aguilar Duarte Y., y E. Batllori. 2011 a. Amenazas, vulnerabilidad y riesgo de contaminación de las aguas subterráneas en la Península de Yucatán. Teoría y Praxis 9: 9-31.
- Bautista, F., Palacio-Aponte, G., Quintana, P., Zinck, A.J., 2011 b. Spatial distribution and development of soils in tropical karst areas from Peninsula of Yucatan, Mexico. Geomorphology 135, 308-321.
- Bautista, F., Aguilar, Y., Rivas, H. y Páez, R., 2007. Los suelos del estado de Yucatán. En: Sánchez-Monedero, M., Cabañas, D. (Eds.), Importancia del binomio "suelo materia orgánica" en el desarrollo sustentable. CSIC, Agencia Española de Cooperación Internacional, Murcia, España, pp. 11-42.
- Bautista, F., Batllori-Sampedro, E., Palacio-Aponte, G., Ortiz-Pérez, M., Castillo-González, M., 2005. Integración del conocimiento actual sobre los paisajes geomorfológicos de la Península de Yucatán. In: Bautista, F., Palacio, G., (Eds.), Caracterización y manejo de los suelos de la Península de Yucatán: Implicaciones agropecuarias, forestales y ambientales. UACAM-UADY-INE, Campeche, México, pp. 33- 58.
- 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](http://dialnet.unirioja.es/servlet/listaarticulos?tipo_busqueda=ANUALIDAD&revista_busqueda=12775&clave_busqueda=2011)
- Bocco G., Mendoza M., Priego A. y A. Burgos. 2009. La cartografía de los sistemas naturales como base geográfica para la planeación territorial. Una revisión de la bibliografía. INE-SEMARNAT. México, D.F.
- Bouma J. 2006. Hydrogeology as a powerful tool for environment police research. Geoderma 131: 275-286.



- Butscher C. & P. Huggenberger. 2009. Enhanced vulnerability assessment in karst areas by combining mapping with modeling approaches. *Science of the Total Environment*. 407: 1153-1163
- 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
- Daly, D., Dassargues, A., Drew, D., Dunne, S., Goldscheider, N., Neale, S., Popescu, I.C., Zwahlen, 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.
- 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](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112011000200005)
- Delgado-Carranza 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 .
- 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>
- Dörfliger N., Plagnes V., y K. Kavouri. 2010. PaPRIKa a multicriteria vulnerability method as a tool for sustainable management of karst aquifers example of application on a test site in SW France. In: Bonacci O. (Ed.). Sustainability of the karst environment dinaric karst

and other karst regions. IHP-VII Series on Groundwater No. 2 International Hydrological Programme. Division of Water Sciences. UNESCO. 49-56.

- 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
- Drucker, A., Escalante, R., Gómez, V. y Magaña, S. 2003. La industria porcina en Yucatán: un análisis de la generación de las aguas residuales. *Problemas del desarrollo. Revista Latinoamericana de Economía* Vol. 34 (135): 105-124.
- Escolero O. A., Marín L. E., Steinich B., y J. Pacheco. 2000. Delimitation of a hydrogeological reserve for a city within a karstic aquifer: the Merida, Yucatan example. *Landscape and Urban Planning* 51: 53-62.
- Fernández Henao, S. A. 2011. Implementación del análisis jerárquico analítico. *Scientia et Técnica* Año XVI, No. 49: 45-49.
- Food and Agriculture Organization (FAO). 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>
- 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.
- García, E. 2004. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Serie Libros Núm. 6. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. 5th. Edition. 90 pp.
- Gijón-Yescas N., 2007. *Análisis especial de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación en el estado de Yucatán, México*. Tesis para obtener el grado de Maestría en Ingeniería, Facultad de Ingeniería-Universidad Autónoma de Yucatán.
- Gogu R. C. and Dassargues A. 2000. Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environmental Geology* 39 (6): 549-559.
- Goeppert, N., Goldscheider, N., Scholz, H., 2011. Karst geomorphology of carbonatic conglomerates in the Folded Molasse zone of the Northern Alps (Austria/Germany). *Geomorphology* 130, 289-298.
- Goldscheider N. 2005. Karst groundwater vulnerability mapping: application of a new method in the Swabian Alb, Germany. *Hydrogeology Journal* 13: 555-564.

- Gómez, M. y Barredo J. I. 2005. Sistemas de información geográfica y evaluación multicriterio en la ordenación del territorio. Madrid. Ed. Ra-Ma.
- González-Herrera R., Sánchez-Pinto I., and Gamboa-Vargas J. 2002. Groundwater flow modeling in the Yucatan karstic aquifer, México. *Hydrogeology Journal* 10: 539-552.
- Gracia-Prieto, F.J., 1987. Controles morfométricos de los campos de dolinas en el sector central de la cordillera ibérica. *Cuaternario y Geomorfología*. 1, 119-134.
- Gracia-Prieto, F. J., 1991. Criterios de clasificación morfométrica de campos de dolinas. *Cuaternario y Geomorfología* 5, 65-76.
- Hartman D., and M. Goltz. 2002. Application of the analytic hierarchy process to select characterization and risk based decision making and management methods for hazardous waste sites. *Journal of Environmental Engineering and Policy* 3: 1-7.
- 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>
- Ihl, T., Frausto, O., Rojas, J., Giese, S., Goldacker, S., Bautista, F. and Bocco, G. 2007. Identification of geodisasters in the state of Yucatan, Mexico. *N. Jb. Geol. Paläont. Abh.* 246 (3): 299-311.
- International Union of Soil Science (IUSS). 2006. WRBSR World Soil Reports, FAO (103). Italy.
- Jiménez-Madrid, A., Martínez, C., Luque, J. A., Rubio-Campos, J. C. y Carrasco, F. 2013. Estrategias de protección del agua subterránea destinada al consumo humano en la cuenca del Guadalquivir. *Boletín Geológico y Minero*, 124 (1): 3-19 ISSN: 0366-0176
- Jiménez Madrid, A., Carrasca Santos F., y C. Martínez Navarrete. 2009. Análisis comparativo de la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca de acuíferos carbonáticos (Sierra de Cañete, provincia de Málaga). *Boletín Geológico y Minero*, 120 (1): 81-94 ISSN: 0366-0176
- 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
- Lugo-Hubp, J.I., Aceves-Quesada, J.F., Espinasa-Pereña, R., 1992. Rasgos geomorfológicos mayores de la Península de Yucatán. *UNAM-Instituto de Geología* 10 (2): 143-150.

- Marín-Stillman, L.E., Pachecho-Ávila, J.G., Méndez-Ramos, R., 2004. Hidrogeología de la Península de Yucatán. In: Jiménez, B., Marín, L., (Eds.), El agua en México, vista desde la Academia. Academia Mexicana de Ciencias. México, D. F. pp. 159-176.
- Marinoni O. 2004. Implementation of the analytical hierarchy process with VBA in ArcGIS. *Computers & Geosciences* 30: 637-646.
- 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](http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=600)
- Molero Melgarejo E., Grindlay Moreno A. L. y Asensio Rodríguez J. J. 2007. Escenarios de aptitud y modelización cartográfica del crecimiento urbano mediante técnicas de evaluación multicriterio. *GeoFocus* 7: 120-147.
- Molerio-León L. F. 2004. Indicadores de vulnerabilidad de acuíferos kársticos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, Vol. XXV, No. 3: 56-64.
- Méndez Novelo, R, Castillo Borges, E., Vázquez Borges, E., Briceño Pérez, O., Coronado Peraza, V., Pat Canul, R. y Garrido Vivas, P. 2009. Estimación del potencial contaminante de las granjas porcinas y avícolas del estado de Yucatán. *Ingeniería, Revista Académica de la FI-UADY*, 13-2, pp. 13-21, ISSN: 1665-529X.
- National Council Research (NRC). 1993. 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](http://www.nap.edu/catalog.php?record_id=2050) Consultado el 28 de julio de 2011.
- Nguyet, V.T.M. y N. Goldscheider. 2006. A simplified methodology for mapping groundwater vulnerability and contamination risk, and its first application in a tropical karst area, Vietnam. *Hydrogeol. J.* 1, 1-10.
- Pacheco, J., Cabrera, A. y Pérez R. 2004 a. Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México. *Revista académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán UADY* 8 (2): 165-179.
- Pacheco, J., Calderón R. L., y A. Cabrera S. 2004 b. Delimitación de la zona de protección hidrogeológica para el campo de pozos de la planta Mérida I, en la ciudad de Mérida Yucatán, México. *Ingeniería* 8-1: 7-16.
- Pacheco A. J. y A. Cabrera S. 2003. Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. *Ingeniería* 7-2: 47-54.
- Pacheco-Ávila J. 2002. Contaminación del agua subterránea por nitratos y bacterias: causas y significancia. Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias, Centro de Ciencias de la Atmósfera, Institutos de Investigaciones en Matemáticas Aplicadas y de Sistemas, Geofísica, Geología y Geografía, UNAM. México, D. F.

- Pacheco et al., 2002 Pacheco J., Cabrera A., Steinich B., Frías J., Coronado V. y J. Vázquez. 2002. Efecto de la aplicación agrícola de la excreta porcina en la calidad del agua subterránea. *Ingeniería* 6-3: 7-17
- Pachepsky Y.A., Rawls W. J. y Lin H. S. (2006). *Hydropedology and pedotransfer functions*. *Geoderma*, 131: 308-316.
- Pérez, C. R. y 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/ArtPdfRed.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\\_PerrinJ.pdf](http://doc.rero.ch/record/2604/files/these_PerrinJ.pdf)
- Perry, E., Velazquez-Oliman, G., and Marín, L. 2002. The Hydrogeochemistry of the Karst Aquifer System of the Northern Yucatan Peninsula, Mexico. *International Geology Review* 44: 191-221.
- Perry, E., Marin, L., McClain, J., Velazquez, G., 1995. Ring of Cenotes (sinkholes), northwest Yucatan, Mexico: Its hydrogeologic characteristics and possible association with the Chicxulub impact crater. *Geology* 23, 17-20.
- 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
- POETY. 2010. Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial del Estado de Yucatán. Secretaría de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente. Gobierno del estado de Yucatán. <http://www.seduma.yucatan.gob.mx/ordenamiento-ecologico/index.php>
- Ravbar, N. and N. Goldscheider. 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
- 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>
- Stigter T. Y., Ribeiro L., and Carvalho Hill A. M. M. 2006. Evaluation of an intrinsic and specific vulnerability assessment method in comparison with groundwater salinization and nitrate contamination levels in two agricultural regions in the south of Portugal. *Hydrogeology Journal* 14: 79-99.
- 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. PNAS 100 (4): 8074-8079.
- 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
- Vrba, J. and 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
- Zinck J. A. 2012. Geopedología. Elementos de geomorfología para estudios de suelos y de riesgos naturales. ITC. The Netherlands.
- 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](http://www.bgr.bund.de/EN/Themen/Wasser/Projekte/abgeschlossen/F+E/Cost620/cost620_fb_02_pdf.pdf?__blob=publicationFile&v=1)

## 7. DISCUSIÓN GENERAL

El estado de Yucatán México está geológicamente compuesto en un 90% de carbonatos de calcio y magnesio, constituyéndose una zona kárstica por excelencia, dominando en su superficie diferentes tipos y tamaños de depresiones y formas de absorción asociados a cuevas, cavernas y un complejo sistema hidrológico subterráneo. Debido a éstas condiciones, se reconoce que el acuífero es vulnerable a la contaminación, principalmente de los desechos generados y/o vertidos en la superficie del terreno.

A lo largo de la tesis y de acuerdo con diversos autores (NRC, 1993; Lin, 2003; Corwin *et al.*, 2006; Anderson *et al.*, 2008; Bautista *et al.*, 2011), se reconoce que el estudio y análisis de la vulnerabilidad a la contaminación de las aguas subterráneas es un tema complejo que debe ser abordado de manera integral e interdisciplinaria, conformando equipos con hidrólogos, edafólogos, geomorfólogos, climatólogos y geógrafos.

El presente trabajo ha sido un buen intento de la integración de disciplinas y enfoques. De manera general, el aporte técnico y científico de la tesis, se resume en los siguientes aspectos: i) un análisis de las diversas metodologías para evaluar la vulnerabilidad de acuíferos kársticos, haciendo énfasis en complementar los estudios hidrogeológicos, con los enfoques geomorfopedológicos y de evaluación de tierras; ii) la aplicación y espacialización de las funciones de pedotransferencia a bases de datos de suelos; iii) la distribución espacial, morfometría y tipología de las depresiones kársticas y su estrecha relación con la vulnerabilidad de los acuíferos; y iv) la integración de variables a través de árboles de decisión y técnicas de análisis multicriterio.

Toda esta información fue utilizada para el diseño de modelos conceptuales y cartográficos, obteniéndose un modelo integral el cual denominamos el IVAKY, un índice que refleja de manera más precisa la compleja geodiversidad del área de estudio, permitiendo una mejor diferenciación de las zonas más vulnerables a la contaminación del acuífero. Se espera que este mapa sea de utilidad para toda aquella persona, grupo o institución, verdaderamente interesados en una adecuada planeación y gestión de las actividades antrópicas, dirigidas a la preservación y protección del acuífero kárstico.

## **7.1 FUNCIONES DE PEDOTRANSFERENCIA**

En Yucatán, el grupo Leptosol es el suelo dominante (Bautista *et al.*, 2007), sin embargo este se presenta en diferentes unidades como LP nudilíticos, LP líticos, LP réndzicos, entre otros, asociados a otros grupos de suelos, dependiendo de la forma del relieve. No obstante, se tiene la creencia popular de que en Yucatán “no hay suelos”, debido a que el mayor número de habitantes, vive en la ciudad de Mérida, donde dominan los suelos LPnt y LPlí asociados a extensas “lajas” o caliza consolidada. La creencia popular de que en Yucatán “no hay suelos”, ha generado su poca importancia en diversos estudios, principalmente los relacionados con la vulnerabilidad del acuífero.

Los suelos llevan al cabo diversas funciones ambientales, por lo que se les puede considerar como reactores o filtros naturales, sin embargo, este potencial va a diferir dependiendo de las propiedades edáficas, como el contenido de materia orgánica, textura, contenido y tipo de arcillas, capacidad de intercambio catiónico, espesor del suelo, entre otras. Muchas de estas propiedades son fácilmente obtenidas en los levantamientos de suelo en campo o medidas en el laboratorio con técnicas convencionales y de bajo costo.

Las funciones de pedotransferencia (FPT), son modelos matemáticos que utilizan éstas propiedades de fácil obtención o medición, para predecir procesos más difíciles o más costosos de cuantificar (Rawls *et al.*, 2003; Pachepsky *et al.*, 2006). En la bibliografía se reportan diversas FPT para estimar la conductividad hidráulica e infiltración en los suelos (Wösten *et al.*, 2001; Sobieraj *et al.*, 2001; Nemes *et al.*, 2005). Pero más recientemente, Aguilar *et al.*, (2011) reportaron FPT para estimar la retención y mineralización de materia orgánica proveniente de aguas residuales porcinas.

En este trabajo, se aplicaron las FPT generadas por Aguilar *et al.*, (2011), a una base de datos de suelos de Yucatán, que contiene 400 perfiles de suelos registrados de diferentes sitios del área de estudio. Con los resultados de las FPT y considerando la profundidad total del perfil de suelo, se obtuvo un índice de aptitud por grupo de suelo a través de un análisis multicriterio de acuerdo a Aguilar *et al.*, (2011).

Los suelos con mayor índice de aptitud fueron los Vertisoles, Stagnosoles, Nitisoles y Luvisoles. En contraste, los Leptosoles presentan bajas aptitudes. Para la espacialización de las FPT, se utilizó un mapa geomorfológico escala 1:250 000, como base cartográfica. El 83.9% de la superficie del estado de Yucatán es marginalmente



apta para el uso de los suelos como receptores de aguas residuales porcinas, el 6.5% es moderadamente apta; el 6% es apta (Capítulo 3).

La fortaleza de este trabajo, fue la validación espacial de las FPT, que se realizó por medio de un análisis discriminante. De esta manera, los porcentajes de precisión de la espacialización de las FPT van desde 62% hasta un 95%, con un valor general del 71.5%. Otra de las ventajas de este estudio en particular, es el uso de una clasificación taxonómica de suelos (IUSS, 2006), que permite la comparación entre estudios similares.

Sin embargo, el uso de las funciones de pedotransferencia se limita a las unidades de suelo y a la zona de estudio, tal y como ocurre en otras investigaciones. La aplicación de las FPT desarrolladas para una región en particular o de una determinada base de datos, pueden ser empleadas con confianza sólo dentro de una distribución restringida de los grupos de suelo y las condiciones ambientales en las que se producen y difícilmente aplicables para otras condiciones (Romano y Palladino 2002; Wösten *et al.*, 2001; Pachepsky *et al.*, 2006; Merdum *et al.*, 2006) La mayoría de las FPT son ecuaciones de regresión que se derivan de bases de datos colectados de un sitio específico y han demostrado su capacidad para predecir procesos en los suelos de una región con precisión aceptable en comparación con los costos de la investigación (Romano y Palladino 2002).

## **7.2 DISTRIBUCIÓN ESPACIAL, MORFOMETRÍA Y TIPOLOGÍA DE LAS DEPRESIONES KÁRSTICAS**

El sistema kárstico se caracteriza por ser un conjunto diverso de geoformas externas e internas a diversas escalas asociados a complejos sistemas de drenaje subterráneo (EPA, 2002; De Waele *et al.*, 2009). Debido a esta heterogeneidad del relieve, a nivel internacional se enfatiza sobre la importancia de la realización de bases de datos y cartografía sobre los sistemas kársticos para múltiples propósitos (Gao y Zhou, 2008; Polemio *et al.*, 2009; Plan *et al.*, 2009).

Se inició con una regionalización geomorfológica a escala 1:250 000, con la elaboración de un modelo digital de elevación (MDE) y el uso de imágenes satelitales, sin embargo, un uso exclusivo de este tipo de insumos, son insuficientes para caracterizar y detectar automáticamente las depresiones kársticas, principalmente dolinas y hoyos de absorción (Shofner *et al.*, 2001; Gutiérrez-Santolalla *et al.*, 2005; Siart *et al.*, 2009). Además, en los estudios de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos kársticos, las depresiones, principalmente las formas de absorción, juegan

un papel determinante para identificar las zonas más vulnerables (Plan *et al.*, 2009, Lindsey *et al.*, 2010; van Beynen *et al.*, 2012).

Para la realización de una base de datos que contenga tal información, la presente tesis se sirvió de información ya generada por las instancias gubernamentales (INEGI y SEDUMA), básicamente los datos vectoriales y en polígonos de las curvas de nivel que indican depresiones (cn\_3301) y cuerpos de agua (ha\_6291 y ha\_6292), un inventario de “cenotes y grutas” (información puntual) y recorridos de campo para sustentar el estudio (Anexo I). Esta información no había sido analizada, ni utilizada en estudios previos de la vulnerabilidad del acuífero kárstico (Pérez y Pacheco, 2004; Gijón-Yescas, 2007; Bolio *et al.*, 2011).

Bajo este contexto y con respecto específicamente a la geomorfología kárstica, en este trabajo se presentan los siguientes aportes: i) el análisis de la densidad (simple y kernel) de las depresiones kársticas; ii) un sistema semiautomatizado para diferenciar tres diferentes formas básicas de depresiones (dolinas, uvalas y poljés), aplicando el índice de circularidad y la superficie de la forma; iii) éstos análisis (densidad, morfometría y tipología), fueron ligados a un enfoque de regionalización geomorfológica (Zinck, 2012) y sirvieron para diferenciar las extensas planicies del centro y oriente de Yucatán, generándose un mapa geomorfológico escala 1:100 000; iv) un modelo conceptual y cartográfico de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero, considerando únicamente atributos del relieve kárstico y validado a través de árboles de decisión.

Ya se ha demostrado la utilidad del uso exclusivo de atributos geomorfológicos para evaluar otros aspectos geofísicos o de uso de la tierra (Veni, 1999; Magaz García *et al.*, 1997; Hernández Santana *et al.*, 2011), incluso se han aplicado para estudios de vulnerabilidad de acuíferos kársticos (Plan *et al.*, 2009), como el realizado en el presente trabajo.

Con el análisis de la geomorfología kárstica, se generó un modelo conceptual con un 0.88 de precisión. Entre los atributos más importantes para definir las zonas con extrema vulnerabilidad están: el contacto con el acuífero, la densidad de depresiones seguido de la altitud. Se identificó que la zona con el nivel extremo de exposición, corresponde al “anillo de cenotes” que continúa con una zona extensa del noreste de la zona de estudio. En total ocupa una superficie aproximada de 7299 km<sup>2</sup> que corresponde al 19% del área total. Ésta zona con extrema vulnerabilidad a la contaminación se caracteriza por estar principalmente en planicies kársticas con menos de 10 m y planicies entre 10 y 20 m, con densidades media y alta de

depresiones, en las cuales dominan las dolinas en contacto con el acuífero, así como otras formas más pequeñas como cenotes, cuevas y hoyos de absorción.

Las zonas con los niveles bajos y muy bajos se ubican hacia el sur, a partir de “la sierrita de Ticul”. Son zonas con más de 40 msnm con densidad predominantemente baja de depresiones, grandes uvalas y poljés. En total, ocupan una superficie aproximada de 4874 km<sup>2</sup> (12% de la superficie estatal).

La inclusión de la densidad y tipología de las depresiones, generó un mapa de vulnerabilidad a contaminantes con mejor diferenciación comparado con otros mapas previos. Esta metodología puede ser replicable para otras zonas similares como Campeche y Quintana Roo.

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).

### **7.3 EL ENFOQUE GEOMORFOPEDOLÓGICO**

El enfoque geomorfopedológico es un enfoque dirigido al levantamiento de suelos, combinando criterios geomorfológicos y pedológicos para establecer unidades de mapeo y analizar la distribución y variabilidad espacial de los suelos en el paisaje (Zinck, 2012).

Como la distribución espacial de los suelos no es homogénea, sino que depende de la forma del relieve, en el presente trabajo, se tomó como base cartográfica el mapa geomorfológico escala 1:100 000, para actualizar las asociaciones edáficas y generar un mapa geomorfopedológico y posteriormente el recálculo del “índice de aptitud total” por asociación edáfica, considerando las unidades de Leptosoles observadas en campo (Anexo I).

La importancia del mapa geomorfopedológico, es expresar la relación relieve-suelos en Yucatán. Por ejemplo, en las zonas de planicies kársticas de menos de 10 msnm y con densidad baja de depresiones (principalmente dolinas y hoyos de absorción), dominan los Leptosoles nudilíticos (LPnt) cuya característica principal es que presenta roca continua en la superficie del suelo; así como los Leptosoles líticos (LPli) que poseen hasta 10 cm de espesor, asociados a extensas áreas de caliza consolidada o “laja” como localmente se conoce a la roca expuesta y desnuda. Como es en esta planicie donde se ubica la ciudad de Mérida -principal zona urbana y con mayor

número de habitantes. Sin embargo, las asociaciones edáficas se van modificando conforme se avanza hacia el oriente (LPrz, CM, LV) atendiendo también al factor climático, pues como se ha reportado (Delgado-Carranza, 2010), la mayor humedad favorece la karstificación y en consecuencia el desarrollo de los suelos.

El contraste de desarrollo edáfico se encuentra hacia el sur de Yucatán, con suelos profundos y arcillosos (VR, ST, LV). En resumen, el mapa geomorfopedológico refleja la complejidad del sistema karst y la edafodiversidad que también se expresa en las funciones ambientales (Aguilar *et al.*, 2011). Esta información integral de la relación relieve y suelos, no había sido analizada en los estudios previos de la vulnerabilidad a la contaminación de los acuíferos kársticos, constituyéndose un aporte para complementar los estudios hidrogeológicos.

Con el mapa geomorfopedológico actualizado, se obtuvo un nuevo mapa de la aptitud edáfica como filtro natural, con una diferenciación más acorde a las condiciones del medio.

Los mapas de vulnerabilidad del factor kárstico y edáfico, presentan similitudes en los patrones de vulnerabilidad en las planicies, que van de mayor a menor de noroeste hacia sureste, sin embargo, el factor karst refleja la presencia del anillo de cenotes (vulnerabilidad extrema) y el campo de dolinas en el oriente (nivel muy alta) a diferencia del factor edáfico, donde éste patrón no es muy evidente. Considerando únicamente las funciones ambientales de los suelos (retención y descomposición de materia orgánica) y el espesor, en el mapa de la vulnerabilidad por el factor edáfico, la zona con “muy alta vulnerabilidad” está representada por la planicie kárstica menos de 10 msnm y asociación de LPnt/LPli, con una superficie de 10068 km<sup>2</sup> (26% de la superficie total). En la zona sur se tienen áreas de baja y muy baja vulnerabilidad debido a la presencia de suelos de mayor profundidad y arcillosos (VR, LV, ST), ambos niveles tienen una superficie de 2570.3 km<sup>2</sup> (6% de la superficie estatal).

El mapa geomorfopedológico por si mismo, es también de utilidad para otras aplicaciones relacionadas a la planificación y gestión del territorio, estudios de erosión y degradación, manejo de suelos y agricultura sustentable, entre otros aspectos (Zinck, 2005).

## **7.4 EL IVAKY Y EL RIESGO POR CONTAMINACIÓN PORCÍCOLA**

El índice de la vulnerabilidad del acuífero kárstico (IVAKY) puede catalogarse como un “modelo híbrido” ya que resulta de la combinación de diferentes métodos y enfoques (Antonakos y Lambrakis, 2006). El IVAKY, se compone de tres factores principales:

1. Karst: la geomorfología kárstica, considerando densidad, morfometría y tipología de las depresiones kársticas, características determinantes para evaluar vulnerabilidad (Plan *et al.*, 2009; Lindsey *et al.*, 2010; van Beynen *et al.*, 2012).
2. Suelos: la conjugación del análisis del relieve para re-definir las asociaciones edáficas (enfoque geomorfopedológico), siendo este enfoque de gran utilidad para extrapolar y espacializar información puntual como las funciones de pedotransferencia (Lin, 2003; Aguilar y Bautista, 2011; Zinck, 2012); y
3. Clima: el IVAKY utiliza la “duración del periodo de lluvias” (Delgado-Carranza, 2010), un índice agroclimático que indica duración (en meses), cantidad y distribución de los periodos húmedos, tal como su nombre lo indica; ya se han reportado la utilidad de los índices agroclimáticos para evaluar la vulnerabilidad y riesgos en el enfoque de evaluación de tierras (De la Rosa *et al.*, 1996; 2004; Díaz *et al.*, 2011; Delgado-Carranza *et al.*, 2011).

Debido a la sustancial contribución de la relación relieve-suelos, consideramos que el enfoque geomorfopedológico es el componente más influyente del IVAKY, pues ha permitido realizar una interpretación más integral de la geodiversidad del área de estudio y su aplicación en la problemática relacionada con la vulnerabilidad del acuífero.

El método de las jerarquías analíticas (AHP) fue la técnica seleccionada para ponderar los tres factores, asignándose una mayor preferencia al factor del relieve kárstico, debido a que diversos estudios acentúan que esta característica representa la mayor vulnerabilidad pues omiten la función protectora de los suelos (Davis *et al.*, 2002; Plan *et al.*, 2009; van Beynen *et al.*, 2012). Los pesos generados fueron 0,65 (karst), 0,29 (suelos) y 0,055 (clima). El índice de consistencia presentó un valor de 0,07.

Se definió un mapa del IVAKY con seis niveles de vulnerabilidad, en el cual, el anillo de cenotes, así como una zona del oriente de Yucatán, continúan presentando el nivel extremo de vulnerabilidad, debido a que se sitúan en planicies < 20 msnm, con densidad media a alta de depresiones, predominantemente tipo dolinas en contacto con el

acuífero y suelos predominantemente Leptosoles. En total suma una superficie de 7383,8 km<sup>2</sup> (19% de la superficie estatal). Esta zona con el nivel extremo, constituyen zonas de recarga puntual y deben ser zonas prioritarias de estudios con mayor detalle, debido a que son la manifestación externa de un epikarst altamente desarrollado con flujos por conductos que generan mayor dispersión y por lo tanto mayor potencial de contaminación, ya que permiten a los contaminantes moverse a grandes distancias en cortos períodos de tiempo (Davis *et al.*, 2002); el anillo de cenotes ya es reconocido como un principal conductor de grandes masas de agua (Perry *et al.*, 2002 y Batllori *et al.*, 2006).

La zona de vulnerabilidad “muy alta” es una planicie que aunque presente baja densidad de depresiones, estas son del tipo dolinas y hoyos de absorción, que pueden estar en contacto con el acuífero, además, la planicie está a menos de 10 msnm y los suelos dominantes son los LPnt y LPli. Ocupa una superficie similar a la anterior, 7256,8 km<sup>2</sup> (19% de la superficie estatal). Además, es en esta zona donde se ubica la ciudad de Mérida, principal zona urbana del Estado. En ambas zonas –con extrema y muy alta vulnerabilidad- se deben priorizar los esfuerzos para una adecuada gestión del territorio.

El nivel alto de vulnerabilidad es la que ocupa la mayor superficie con 13067 km<sup>2</sup> (33% del área total). Esta zona posee diferentes condiciones biofísicas. Una parte se encuentra en la zona costera, con suelos predominantemente AR/SC y duración de periodo de lluvias menor a 3 meses; otra está en la región hidrogeológica denominada “Cuenca sedimentaria de Chicxulub” (Perry *et al.*, 2002), es decir, al interior del anillo, una planicie menor a 10 msnm, que en general, presenta baja densidad de depresiones, suelos LPnt/LPli y DPLI de cuatro a cinco meses. La otra zona “alta” de vulnerabilidad se encuentra en el centro y oriente de Yucatán (fuera del anillo) y lo que sería equivalente a la zona hidrogeológica “terreno salpicado” (Perry *et al.*, 2002), en esta superficie sí se presentan densidades media y alta de depresiones, pero con los tres tipos de depresiones (dolinas, uvalas y algunos poljés) y LP asociados con CM, la duración de un periodo de lluvias por arriba de los cinco meses, es lo que genera también la vulnerabilidad alta.

El IVAKY ha presentado una mejor diferenciación de la vulnerabilidad, comparado con trabajos previos realizados en la zona de estudio pero con los enfoques hidrogeológicos (Pérez y Pacheco, 2004; Gijón-Yescas, 2007; Bolio *et al.*, 2011).

Con respecto a los riesgos de contaminación porcícola, se observó que de manera general, las planicies kársticas (desde menos de 10 hasta 40 msnm), presentan una

variedad de niveles de riesgo, desde los muy extremos, hasta pequeñas áreas con riesgos bajos y muy bajos. A diferencia del sur de Yucatán, que permanece predominantemente con riesgos bajos y muy bajos de contaminación. El riesgo extremo de contaminación, se ubica en gran parte del municipio de Mérida, así como una zona del anillo de cenotes y el extremo noreste de Yucatán, en total ocupa una superficie aproximada de 4395 km<sup>2</sup> (11% de la superficie estatal). A las áreas de nivel extremo de riesgo, les rodean el nivel con riesgo muy alto de contaminación, principalmente los alrededores de Mérida, una zona del anillo de cenotes y también en la zona noreste.

Estos niveles de riesgo, coinciden con lo reportado por Pacheco *et al.*, (2004), realizaron un diagnóstico de la calidad del agua subterránea y reportan que en la parte oriental de Yucatán, se presenta una calidad bacteriológica clasificada como “peligrosa” y “muy contaminada”.

Nuevamente, es en estas zonas donde deben encenderse los “focos rojos” de alerta y atención en una adecuada planeación del territorio, tratamiento de residuos y otros insumos como los fertilizantes.

## **7.5 REFERENCIAS**

- 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>
- Anderson S. P., Bales R. C., y C. J. Duffy. 2008. Critical Zone Observatorios: Building a network to advance interdisciplinary study of Earth surface processes. *Mineralogical Magazine*, Vol. 72 (1): 7-10.
- Andreo B., Vadillo I., Carrasco F., Neukum C., Jiménez P., Goldscheider N., Hötzl H., Vías J. M., Pérez I. y N. Göppert. 2004. Precisiones sobre el funcionamiento hidrodinámico y la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero kárstico de la Sierra de Líbar (Provincias de Málaga y Cádiz, sur de España) a partir de un ensayo de trazadores. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 17 (3-4): 187-197.
- Antonakos A. and N. Lambrakis. 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: 288-304.

- Bautista F., Aguilar Duarte Y., y E. Batllori. 2011 a. Amenazas, vulnerabilidad y riesgo de contaminación de las aguas subterráneas en la Península de Yucatán. *Teoría y Praxis* 9: 9-31.
- Bautista-Zúñiga F. 2010?. *El Suelo*. En: *Biodiversidad y desarrollo humano*....
- Batllori Sampedro E., González-Piedra J. I., Díaz-Sosa J. y J. L. Febles Patrón. 2006. Caracterización hidrológica de la región costera noroccidental del estado de Yucatán, México. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*. Núm. 59: 74-92. (creo que no está referere)
- 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](http://dialnet.unirioja.es/servlet/listaarticulos?tipo_busqueda=ANUALIDAD&revista_busqueda=12775&clave_busqueda=2011)
- 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 (creo que no está referenciado texto).
- 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.
- 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](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112011000200005)
- Delgado-Carranza 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 .
- 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>
- EPA (Environmental Protection Agency), 2002. A lexicon of cave and karst terminology with special reference to environmental karst hydrology. Washington, D. C. 214 pp.
- Gao, Y., Zhou, W., 2008. Advances and challenges of GIS and DBMS applications in karst. Environ. Geol. 54, 901-904.
- Gijón-Yescas N., 2007. Análisis especial de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación en el estado de Yucatán, México. Tesis para obtener el grado de Maestría en Ingeniería, Facultad de Ingeniería-Universidad Autónoma de Yucatán.
- Hernández Santana J. R., López Miguel C., Méndez Linares A. P., Bollo Manent M., y Ricárdez Cabrera M. M. 2011. Compatibilidad geomórfica del uso del suelo: una visión para el ordenamiento territorial de la agricultura. Buscar ref completa: Congreso Ordenamiento Ecológico, Baja California, noviembre de 2011.
- International Union of Soil Science (IUSS). 2006. WRBSR World Soil Reports, FAO (103). Italy.
- 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
- Magaz-García A. R., Díaz-Díaz J. L. y Hernández Santana J. R. 1997. Elementos geomorfológicos básicos para el análisis y determinación de zonas de llamamiento activo en las condiciones de Cuba. Investigaciones Geográficas número 35. Instituto de Geografía UNAM. 9-83.
- Merdum, H., Çinar, O., Meral, R., and Apan, M., 2006. Comparison of artificial neural network and regression pedotransfer functions for prediction of soil water retention and saturated hydraulic conductivity. Soil Till. Res. 90, 108-116.
- National Council Research (NRC). 1993. 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](http://www.nap.edu/catalog.php?record_id=2050) Consultado el 28 de julio de 2011.
- Nemes, A., Rawls, W.J., and Pachepsky, Y. A. 2005. Influence of Organic Matter on the Estimation of Saturated Hydraulic Conductivity. Soil Sci. Soc. Am. J. 69, 1330-1337.

- Pacheco, J., Cabrera, A. y Pérez R. 2004. Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México. *Revista académica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán UADY* 8 (2): 165-179.
- Pachepsky Y.A., Rawls W. J. y Lin H. S. 2006. *Hydropedology and pedotransfer functions. Geoderma*, 131: 308-316.
- Pérez, C. R. y 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/ArtPdfRed.jsp?iCve=46780104>
- Perry, E., Velazquez-Oliman, G., and Marín, L. 2002. The Hydrogeochemistry of the Karst Aquifer System of the Northern Yucatan Peninsula, Mexico. *International Geology Review* 44: 191-221.
- 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
- Polemio, M., Casarano, D., Limoni, P.P., 2009. Karstic aquifer vulnerability assessment methods and results at a test site (Apulia, southern Italy). *Nat. Hazard Earth Sys.* 9, 1461–1470.
- Rawls W.J., Pachepsky Y. A., Ritchie J. C., Sobecki T. M. y Bloodworth H. (2003). Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, 116: 61-76.
- Romano N. y Palladino M. (2002). Prediction of soil water retention using soil physical data and terrain attributes. *Journal of Hydrology* 265: 56-75.
- Shofner, G., Mills, H., Duke, J.E., 2001. A simple map index of karstification and its relationship to sinkhole and cave distribution in Tennessee. *J. Cave Karst Stud.* 63, 67-75.
- Siart, B., Bubanzer, O., Eitel, B., 2009. Combining digital elevation data (SRTM/ASTER), high resolution satellite imagery (Quickbird) and GIS for geomorphological mapping: A multi-component case study. *Geomorphology* 112, 106-121.
- Sobieraj, J.A., Elsenbeer, H. and Vertessy, R.A. 2001. Pedotransfer functions for estimating saturated hydraulic conductivity: implications for modeling storm flow generation. *Journal of Hydrology* 251: 202-220.
- 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
- Wösten J. H. M., Pachepsky Ya. A. y Rawls W. J. (2001). Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *Journal of Hydrology* 251: 123-150.
- Zinck A. 2005. Suelos, información y sociedad. En. F. Bautista y G. Palacios (Eds.) *Caracterización y Manejo de los suelos en la Península de Yucatán: Implicaciones agropecuarias, forestales y ambientales*. Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma de Yucatán. 9-19.
- Zinck J. A. 2012. *Geopedología. Elementos de geomorfología para estudios de suelos y de riesgos naturales*. ITC. The Netherlands.

## 8. CONCLUSIONES GENERALES

El análisis 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 también depende del uso que se le diera al agua subterránea, entre otros aspectos.

Cada sistema kárstico tiene características individuales y por lo tanto, la generalización de modelos 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.

De manera general, la tesis presenta la utilidad de los enfoque geomorfopedológico e hidropedológico que permite una perspectiva integral, ya que considera los atributos del relieve kárstico enmarcados en un enfoque de regionalización geomorfológica, así como la inclusión de las funciones ambientales de los suelos aplicados a través de las funciones de pedotransferencia y las asociaciones edáficas.

La presente tesis aportó los siguientes productos: 1) un método para espacializar y validar las funciones de pedotransferencia e índice de aptitud de los suelos como filtros naturales; 2) un mapa y base de datos que incluye la morfometría y tipología de las depresiones kársticas de Yucatán; 2) un mapa geomorfopedológico actualizado; 3) mapas temáticos –relieve, suelos y clima- de la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero; 4) un mapa integral de la vulnerabilidad (IVAKY); y 5) un mapa de escenario de riesgo de contaminación por actividad porcícola.

Las conclusiones principales de este trabajo son:

- Los suelos de mayor aptitud como filtros naturales y por lo tanto, de menor vulnerabilidad son los Vertisoles, Stagnosoles, Nitisoles y Luvisoles. Los Leptosoles –suelos de mayor dominancia- son buenos retenedores y transformadores de materia orgánica, pero su escasa profundidad (menos de 25 cm), genera su baja aptitud, es decir, mayor vulnerabilidad.
- La metodología empleada para la zonificación de las planicies kársticas, permitió la interpretación semiautomatizada de la tipología de las depresiones. Para áreas kársticas extensas como la zona de estudio, esta metodología resulta adecuada por la replicabilidad y sencillez.

- Las dolinas dominan en número principalmente en altitudes menores a 30 msnm. Los patrones espaciales identificados como el “anillo de cenotes” y el “campo de dolinas” atienden a dos factores principales, el estructural y el climático.
- Considerando únicamente los atributos del relieve kárstico, se generó un modelo conceptual validado por medio de árboles de decisión con un 0.88 de precisión. Entre los atributos más importantes están: el contacto con el acuífero, la densidad de depresiones seguido de la altitud.
- El modelo integral, denominado IVAKY se fundamenta de enfoques más integrales que previamente no se habían considerado para la zona de estudio. Esto ha permitido una diferenciación de la vulnerabilidad más acorde con las características del medio físico.
- Se identificó al anillo de cenotes y una zona continua del noreste de Yucatán, como las áreas con extrema vulnerabilidad, que ocupan una superficie de 7383,8 km<sup>2</sup> (19% de la superficie estatal) y se caracterizan por estar en planicies kársticas menos de 10 y entre 10 y 20 msnm, con densidad de media a alta de depresiones tipo dolinas, la mayoría en contacto con el acuífero y suelos como LPnt, LPli dominantes; adicionalmente en la zona noreste se recibe de cinco a más meses de períodos de lluvia con presencia de periodos húmedos. Todas estas características imprimen a esta zona la extrema vulnerabilidad.

## 9. PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES

Uno de los elementos claves para una adecuada gestión del karst, es reconocer su importancia como un ecosistema complejo y centrar los esfuerzos en la protección de la integridad de los sistemas kársticos, así como en las características individuales (KMHBC, 2003).

El origen y evolución espacio-temporal de las formas kársticas, dependen de factores geológicos, tectónicos, hidráulicos, físico-químicos y biológicos. Como resultado de la actuación de estos factores –cambiantes en el tiempo- es una amplia variedad de tipos de terrenos kársticos (Antigüedad *et al.*, 2007) por lo que varios autores coinciden en que el sistema kárstico en general, es dinámico, y por lo tanto, las bases de datos deben ser constantemente actualizadas para múltiples propósitos (White, 2002; Gao &

Alexander, 2008; Lindsey *et al.*, 2010) y analizar los fenómenos de estudio a distintas escalas para llegar a las condiciones locales (Rodríguez, 1981).

En otras regiones kársticas ya existen guías que establecen los procedimientos para inventariar las variables kársticas dependiendo de la escala (RISC, 2003), y por lo cual han llegado a establecer estudios a detalle. Por ejemplo en Florida, existen políticas a nivel local dirigidas al sistema kárstico, agrupadas en estrategias para tópicos como el agua, alimentos, construcción, energía y manejo de gases de efecto invernadero (Brinkmann, 2010).

Bajo este contexto y con respecto al relieve kárstico, se recomienda realizar estudios similares en los estados de Campeche y Quintana Roo, para mejorar el mapa geomorfológico que considere la densidad y tipología de las depresiones kársticas de la Península de Yucatán. De esta forma, se hará hincapié en una urgente y necesaria actualización y redefinición de las cuencas hidrogeológicas que esta región peninsular posee, al mismo tiempo, atender las características y necesidades locales, ya que de acuerdo a Kauffer Michel y Villanueva Aguilar (2011) los mapas actuales de las cuencas de la Península de Yucatán y la inadecuación de las leyes a las situaciones locales se traduce en un vacío jurídico que dificulta la protección y conservación de los cenotes.

Con respecto a nuestra zona de estudio, para Yucatán, se recomienda realizar mapas de vulnerabilidad y riesgos a mayor detalle, principalmente en aquellas zonas de alta a extrema vulnerabilidad (KMHBC, 2003), que tome en cuenta una mejor caracterización de los tipos de dolinas (de colapso, subsidencia, enterradas, etc.) y demás depresiones, para precisar el comportamiento de los flujos horizontales (Gracia-Prieto, 1987, 1991; Huang, 2007) y que permita conocer las condiciones locales de la zona. Por ejemplo, en la misma zona de estudio, Pacheco-Avila (2002) reporta que se observaron grandes contrastes entre las concentraciones de nitratos de pozos cercanos entre sí, lo que indica que las altas concentraciones son debidas a condiciones locales, pues depende del uso del suelo.

Con los flujos preferenciales identificados, se tienen elementos más precisos para delimitar los perímetros de protección, definido por Jiménez-Madrid *et al.*, (2013), como aquellas áreas en torno a una captación en la cual, de forma graduada, se restringen o prohíben las actividades o instalaciones susceptibles de contaminar las aguas subterráneas.

De esta manera, también será más precisa la aplicación de las funciones de pedotransferencia, principalmente en aquellas zonas de uso agropecuario. Es importante resaltar que -independientemente de la cantidad de precipitación- el reconocimiento de la aptitud de los suelos como retenedores y transformadores, sirve para dosificar insumos en las prácticas agrícolas (riego, abonos, pesticidas, etc.), principalmente si la actividad está cercana a alguna dolina o sobre un polje. Es decir, tenemos el control sobre el uso del territorio y debemos hacer énfasis en la adecuada gestión de suelos y geoformas, como medida de prevención. Para lo anterior, también sería importante recuperar el conocimiento de los antiguos mayas en relación al cuidado de sus cenotes y aguadas (como zonas de abastecimiento); una de las estrategias de protección que utilizaban era el establecimiento de “el toolché”, una franja arbolada de diez metros de ancho o más que los campesinos dejaban alrededor de los cenotes y las aguadas, para evitar que se azolven con tierra arrastrada por las lluvias. Esas franjas de selva —que se mantienen también alrededor de las milpas y pastizales— funcionan como pequeñas reservas de flora y fauna en las cuales se conservan las especies (Morales, 2009).

En general y al igual que se realiza en otros países, es urgente establecer un listado de “mejores prácticas de manejo” (Veni *et al.*, 2001) para el estado de Yucatán. Estas prácticas cubren una amplia lista de tópicos tales como la recuperación del agua de riego, recuperación de tierras, manejo de nutrientes, sellado de pozos abandonados, condiciones específicas para desarrollos urbanos, industriales y caminos, etc.

## **9.1 REFERENCIAS**

- Antigüedad I., Morales T., y J. A. Uriarte. 2007. Los acuíferos kársticos. Casos del País Vasco. Enseñanza de las Ciencias de la Tierra (15.3): 325-332.
- Brinkmann R. 2010. Karst and sustainability in Florida, U.S.A. In: Bonacci O. (Ed.). Sustainability of the karst environment dinaric karst and other karst regions. IHP-VII Series on Groundwater No. 2 International Hydrological Programme. Division of Water Sciences. UNESCO. 25-32.
- Gao Y., and E. C. Alexander. 2008. Sinkhole hazard assessment in Minnesota using a decision tree model. Environ. Geol. 54: 945-956.
- Gracia-Prieto, F.J., 1987. Controles morfométricos de los campos de dolinas en el sector central de la cordillera ibérica. Cuaternario y Geomorfología. 1, 119-134.
- Gracia-Prieto, F. J., 1991. Criterios de clasificación morfométrica de campos de dolinas. Cuaternario y Geomorfología 5, 65-76.

- 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>
- Jiménez-Madrid, A., Martínez, C., Luque, J. A., Rubio-Campos, J. C. y Carrasco, F. 2013. Estrategias de protección del agua subterránea destinada al consumo humano en la cuenca del Guadalquivir. *Boletín Geológico y Minero*, 124 (1): 3-19 ISSN: 0366-0176
- Kauffer Michel E. F. y C. L. Villanueva Aguilar. 2011. Retos de la gestión de una cuenca construida: La península de Yucatán en México. *Aqua-LAC*. Vol. 3 No. 2: 81-91.
- KMHBC. 2003. Karst management handbook for British Columbia. For. B. C. Min. For., Victoria, B. C. <http://www.for.gov.bc.ca/hfp/fordev/karst/karstbmp.pdf>
- 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
- Morales J. J. 2009. La península que surgió del mar. Secretaría de Educación del Gobierno del Estado de Yucatán. 164 p.
- Pacheco-Ávila J. 2002. Contaminación del agua subterránea por nitratos y bacterias: causas y significancia. Tesis para optar al grado de Doctor en Ciencias, Centro de Ciencias de la Atmósfera, Institutos de Investigaciones en Matemáticas Aplicadas y de Sistemas, Geofísica, Geología y Geografía, UNAM. México, D. F.
- Resources Inventory Standards Committee (RISC). 2003. Karst Inventory Standards and Vulnerability Assessment Procedures for British Columbia. Victoria, B.C. Disponible en: <http://srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/earthsci/karst/index.htm>
- Rodríguez J. M. 1981. Morfología cársica. Ministerio de Educación Superior "Apuntes para un libro de texto". Universidad de La Habana, Cuba.
- Veni G., DuChene H., Crawford N. C., Groces C. G., Huppert G. N., Kastning E. H., Olson R., Wheeler B. J. 2001. Living with karst. A fragile foundation. American Geological Institute. U. S. A.
- White W. B. 2002. Karst hydrology: recent developments and open questions. *Engineering geology* 65: 85-105.



## **ANEXO I**

# **Anexo fotográfico**



Lámina 1. Perfil de un Arenosol en la Planicie costera y vista del paisaje (Fotos: Yuliana Herrera)



Lámina 2. Lapiaz tipo tinajas, suelo casi ausente; y un ejemplo de cenote costero en la Planicie kárstica < 10 msnm con densidad media de depresiones (Fotos: Yameli Aguilar Duarte)



Lámina 3. Perfil de Leptosol rendzico en la Planicie kárstica < 10 msnm con densidad media de depresiones y vista del paisaje en el municipio de Ría Lagartos. También se presenta un ejemplo de un cenote ubicado en el extremo noreste de Yucatán (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).



Lámina 4. Ejemplo de depresiones kársticas tipo dolinas, comunes en el noreste de Yucatán en la Planicie kárstica < 10 msnm, con densidad media de depresiones (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).



Lámina 5. Vista a la entrada al cenote Balmil y el paisaje circundante en el municipio de Homún. Los siguientes ejemplos pertenecen a la misma unidad geomorfopedológica: B1(b)I (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).



Lámina 6. Cenote Tza-Ujun-Kat en el municipio de Homún. Es un ejemplo de dolina de colapsamiento; arriba, vista exterior donde se observa la roca desnuda y abajo, se presenta el material de colapsamiento (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).



Lámina 7. Grutas de Che che bac, también en el municipio de Homún. Al interior de la gruta se observan las redes de conductos kársticos (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).





Lámina 8. Otro cenote y ejemplo de su aprovechamiento. En la foto de arriba se observa en el fondo, algunas “cabezas” de ganado. Abajo, se observa la apertura principal del cenote y otros hoyos de absorción circundantes por donde se extrae agua para dar de beber a los animales (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).

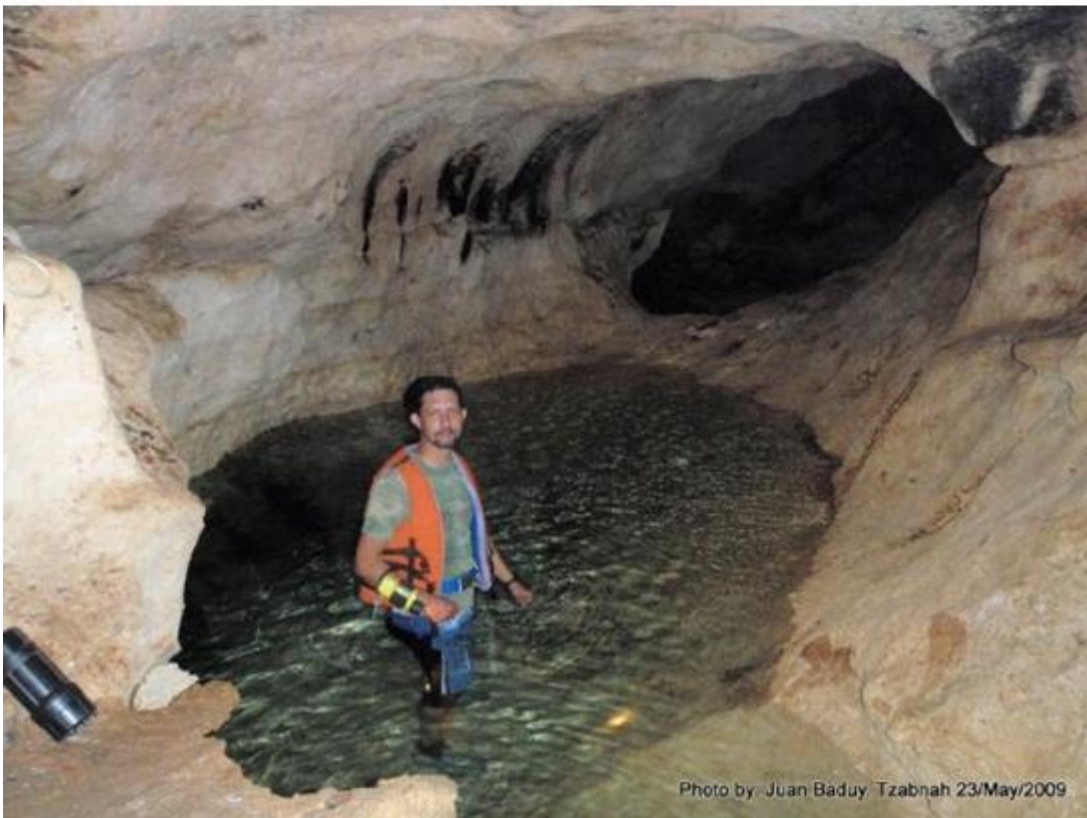


Lámina 9. Entrada de la gruta de Tzabnah en el municipio de Tecoh, abajo, zona de almacenamiento de agua en el interior de la gruta (Fotos: Juan Baduy).



Lámina 10. Gruta Kanunchen en el municipio de Homún (Fotos: Manolo Vega).



Lámina 11. Cenote en contacto con el acuífero en la localidad de Noc-Ac, y ejemplo del Leptosol nudilítico en la Planicie kárstica menor a 10 msnm con densidad baja de depresiones B1(a) (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).



Lámina 12. Diferentes hoyos sobre la "laja", en la localidad de Sierra Papacal. El punto rojo, corresponde a la profundidad del suelo, presentada en la siguiente lámina (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).



Lámina 13. Vista del paisaje donde se aprecia la exposición de la roca caliza y el suelo dominante correspondiente al Leptosol lítico (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).

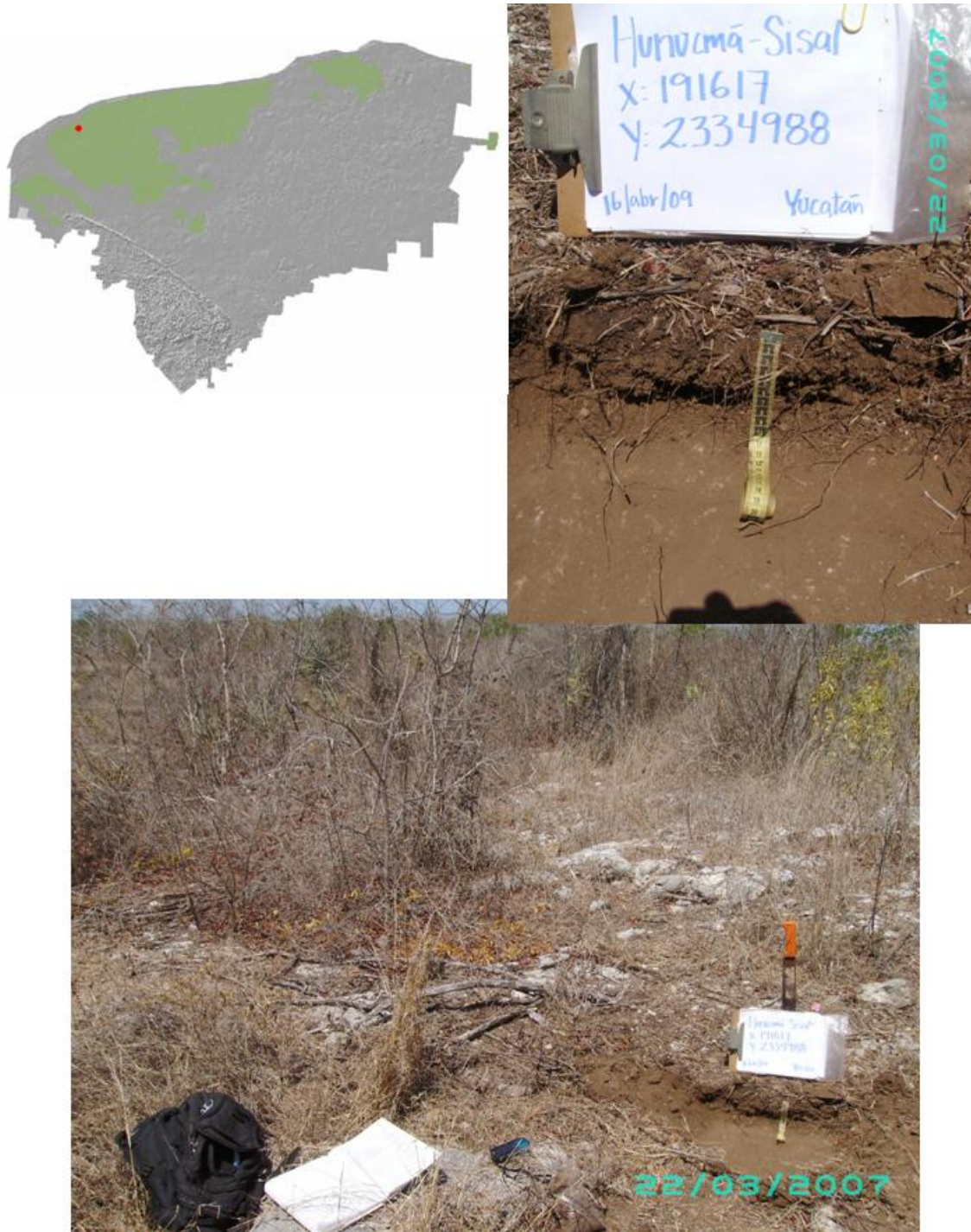


Lámina 14. Perfil del LPlI y su relieve asociado (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).

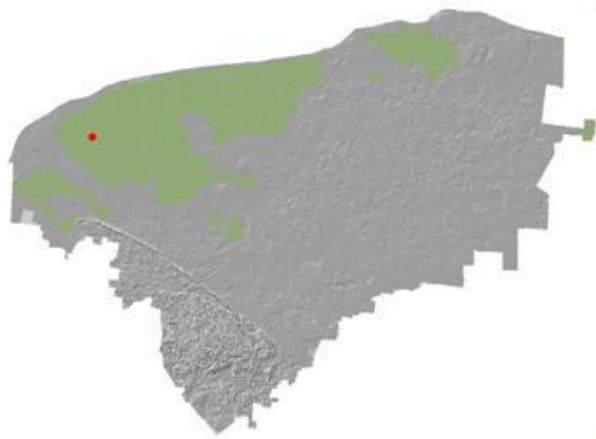


Lámina 15. Cultivo de henequén en el LPlI y su relieve asociado (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).



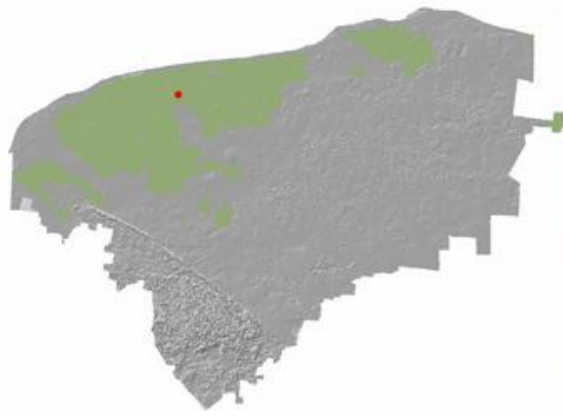


Lámina 16. LPlI y su relieve asociado. (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).

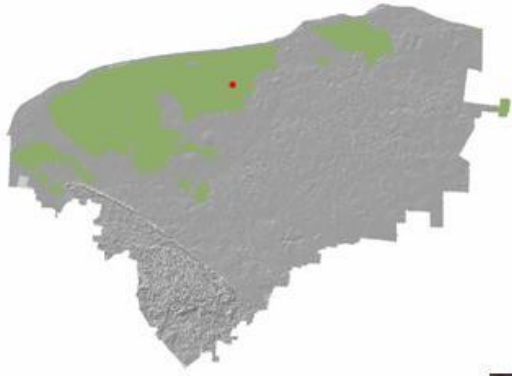


Lámina 17. LP nudilítico (Fotos: Yameli Aguilar Duarte)



Lámina 18. LP réndzico (Fotos: Yameli Aguilar Duarte)

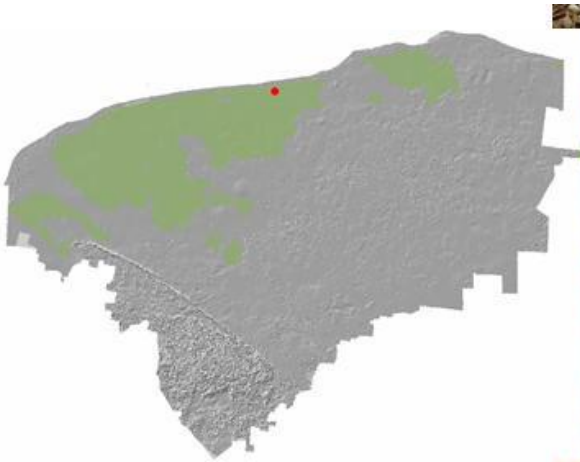


Lámina 19. LP lítico (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).

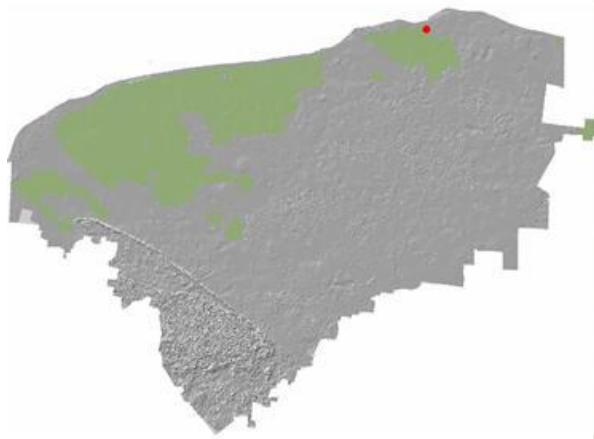


Lámina 20. Perfil de un LP réndzico. Abajo, ejemplo de dolina de disolución (Fotos: Yameli Aguilar Duarte)



Lámina 21. LP hiperesquelético y relieve asociado (Fotos: Yameli Aguilar Duarte)



Lámina 22. LP réndzico y su relieve asociado (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).

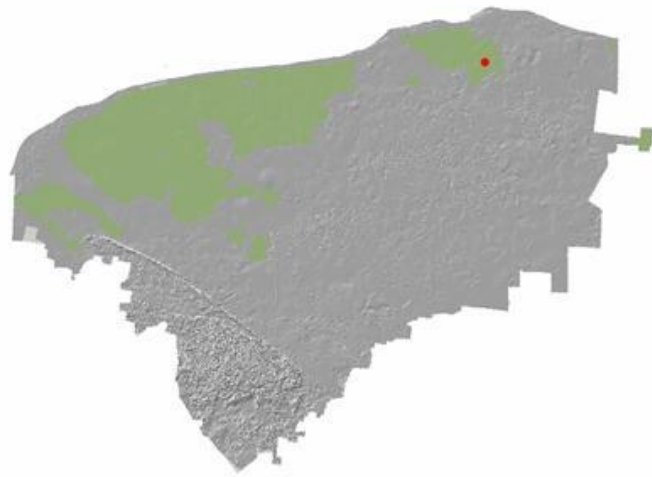


Lámina 23. Cambisol (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).



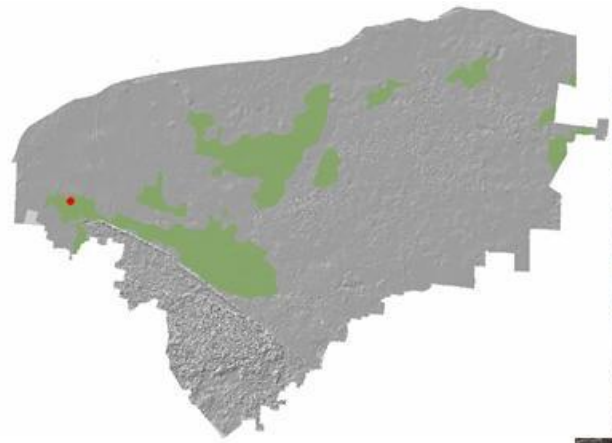


Lámina 24. Leptosol réndzico (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).

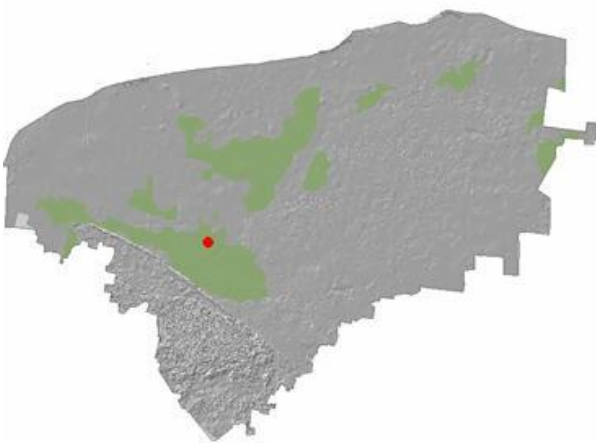


Lámina 25. Perfil de un Cambisol en la planicie kárstica entre 10 y 20 msnm con densidad baja de depresiones B2(a) (Fotos: Wendy Huchim).



Lámina 26. Aguada en la planicie kárstica entre 10 y 20 msnm con densidad alta de depresiones (unidad B2c) (Foto: Felipe Pat).



Lámina 27. Unidad B2(b)I, asociación LPrz/LPli/CM. La lámina presenta un ejemplo del LPrz (perfil derecha) y un CM (perfil izquierdo), también muestra un cenote típico de la zona del anillo (Fotos: Raúl Hernández).

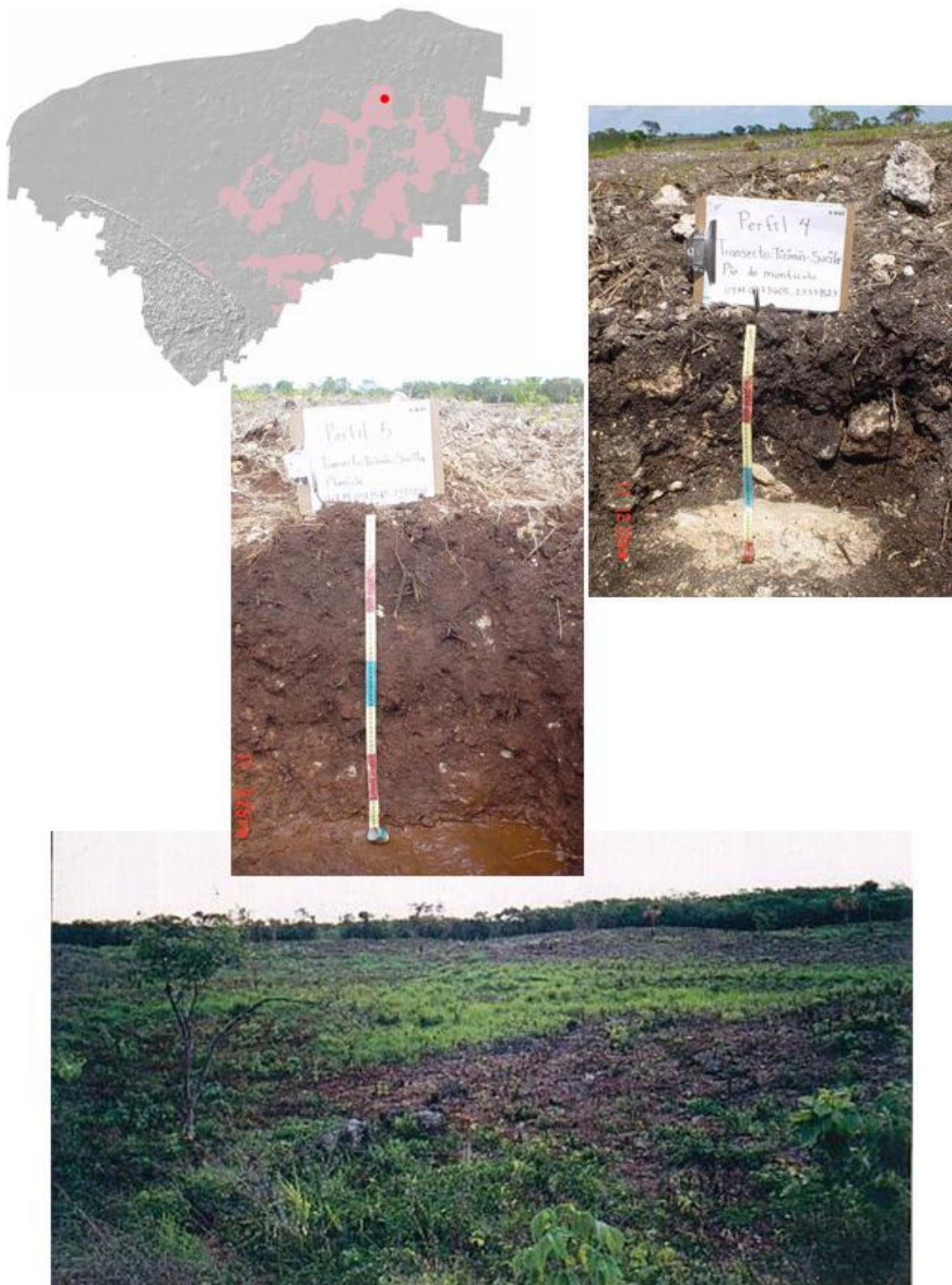


Lámina 28. Unidad B3(b). LPhsk (perfil derecho en el pie del montículo) y LV (perfil izquierdo, en la planicie) y vista de las ondulaciones en el paisaje (Fotos: Raúl Hernández).

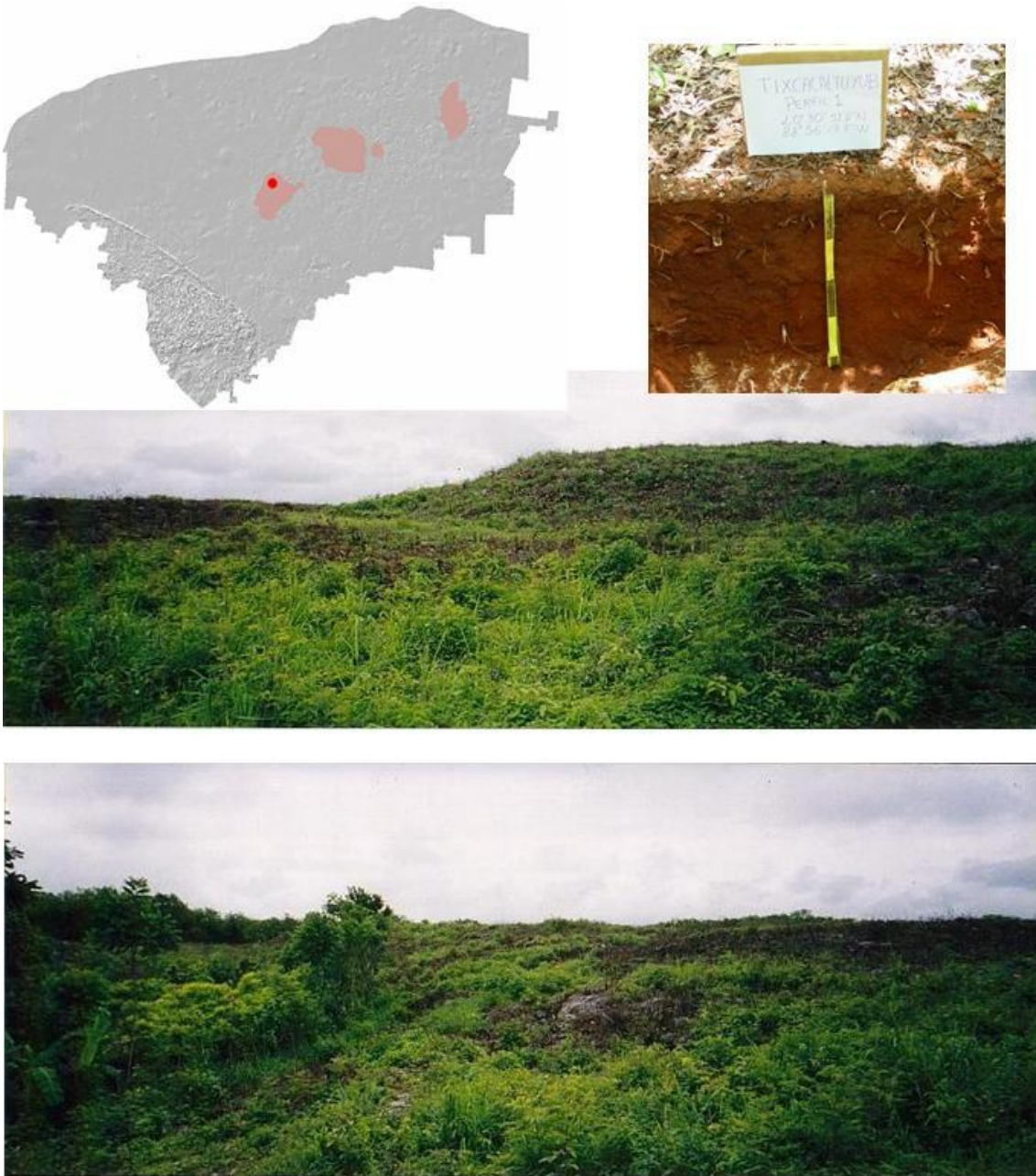


Lámina 29. Paisaje en B3(c) y perfil de un CM (Fotos: Raúl Hernández).

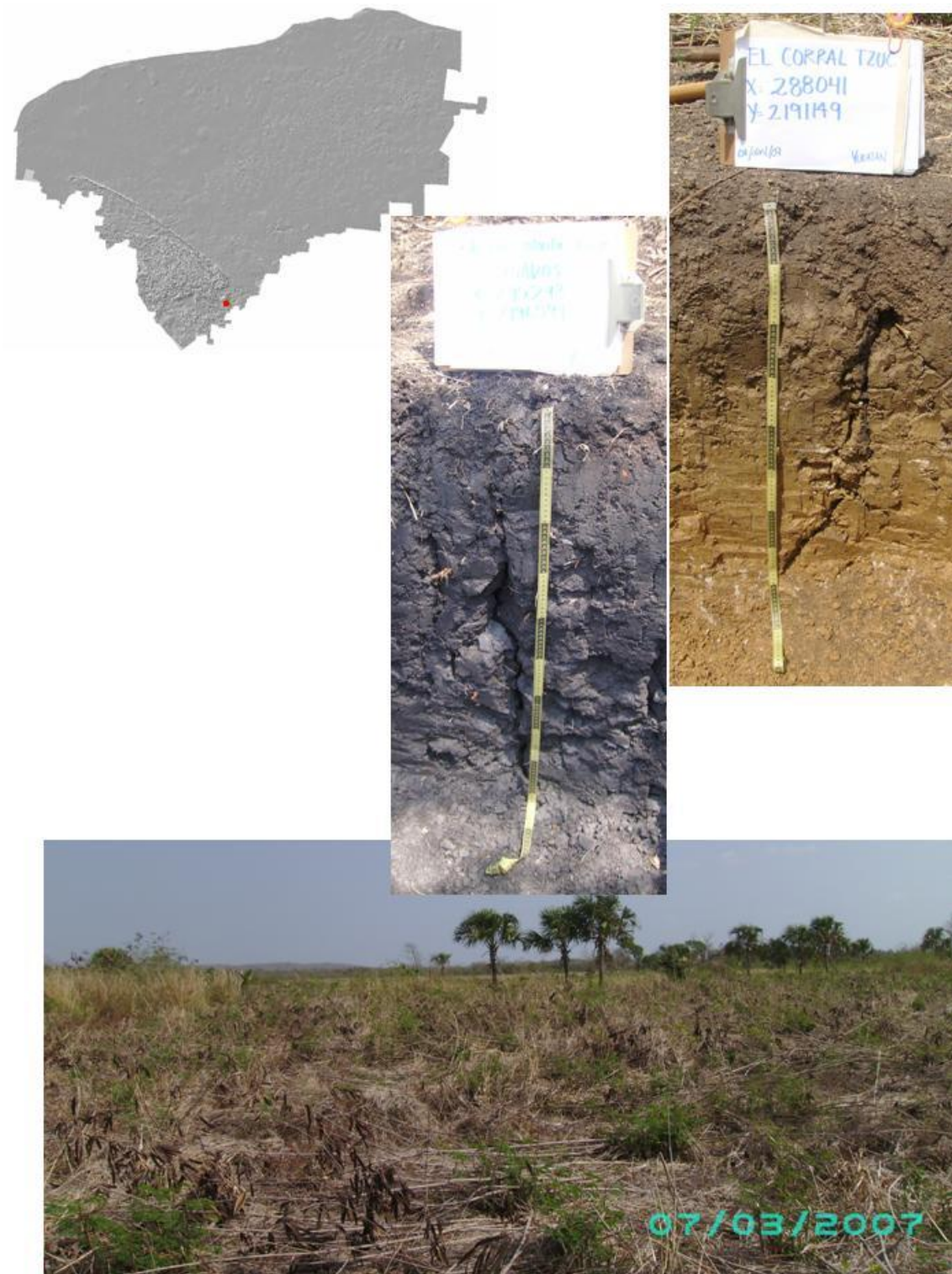


Lámina 30. Planicie interior entre 40 y 50 msnm (C3a) y perfiles de suelos del grupo VR (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).

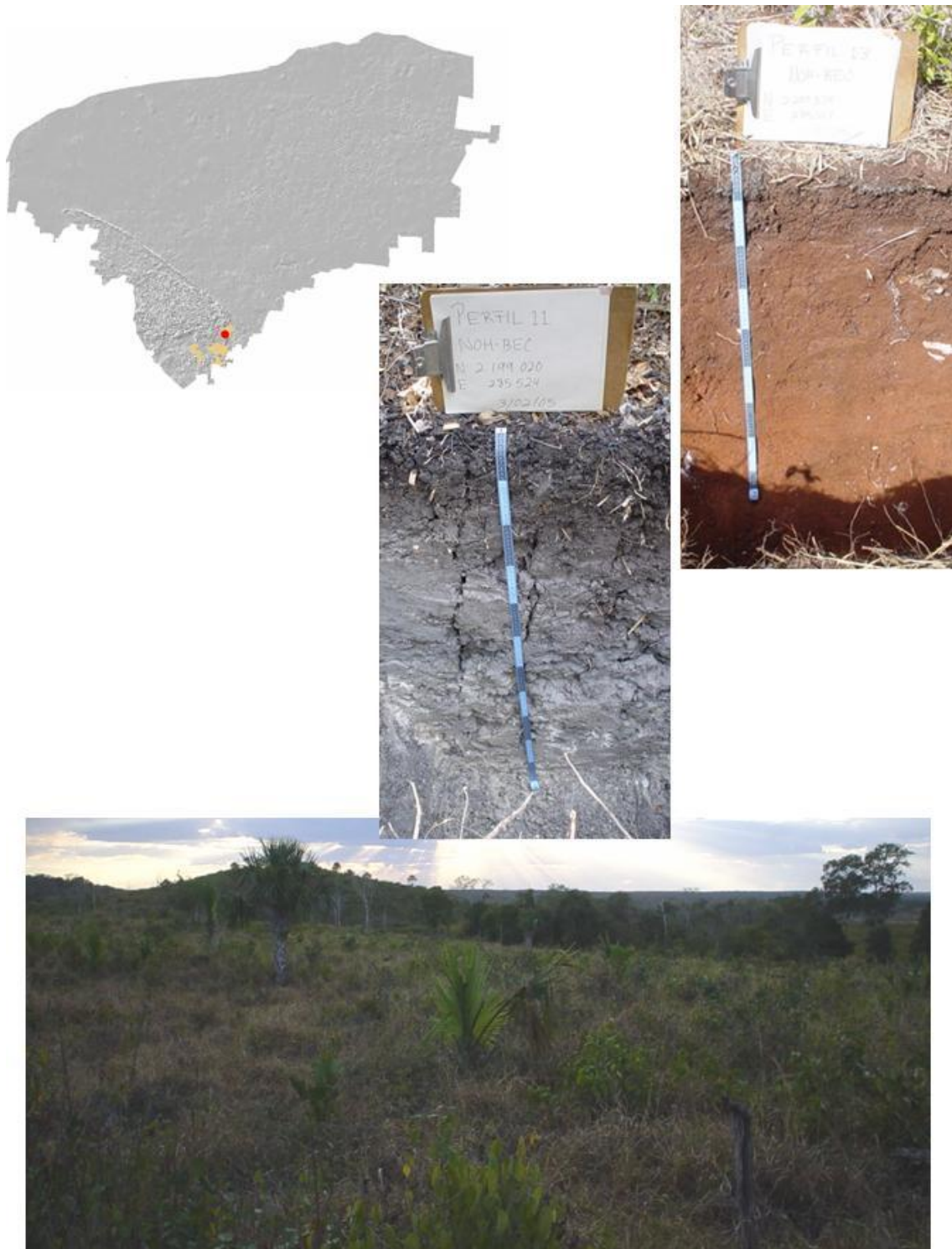


Lámina 31. Vista del paisaje en los lomeríos mayores a 90 msnm (G2a). Ejemplo de un LV (perfil derecho) y un VR (perfil izquierdo) (Fotos: Esteban Pacheco).



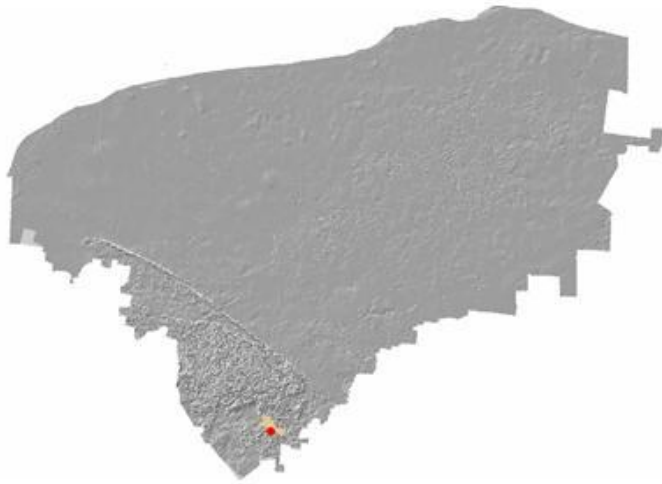


Lámina 32. Stagnosol en Planicie interior entre 60 y 70 msnm (C5a) (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).

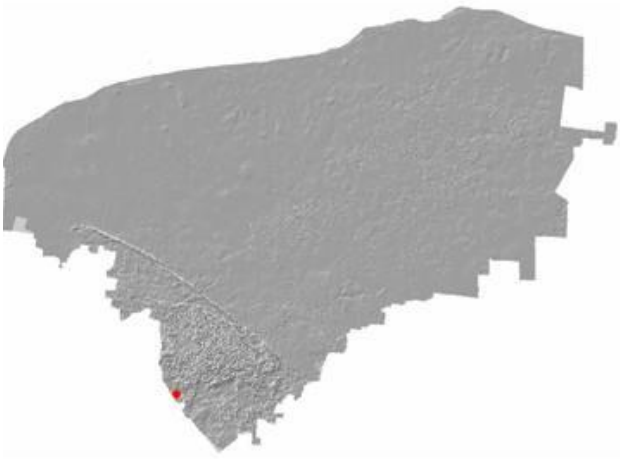


Lámina 33. Luvisol en Planicie interior entre 100 y 120 msnm (C8a) (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).

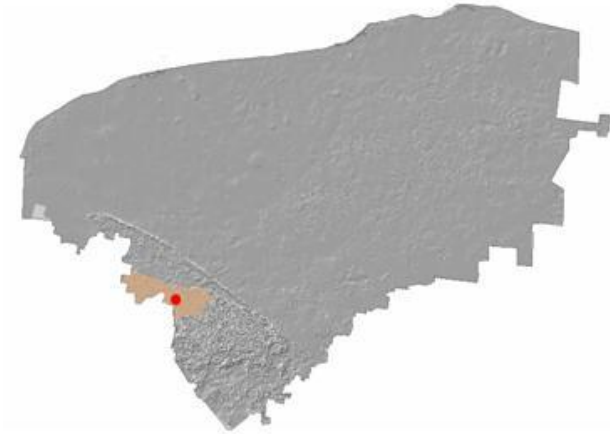


Lámina 34. Luvisol en Lomeríos menores a 90 msnm (G1a) (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).

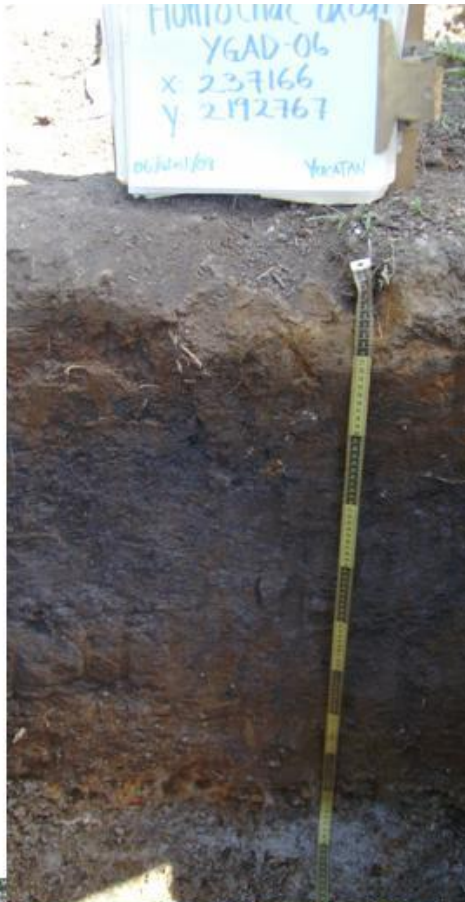
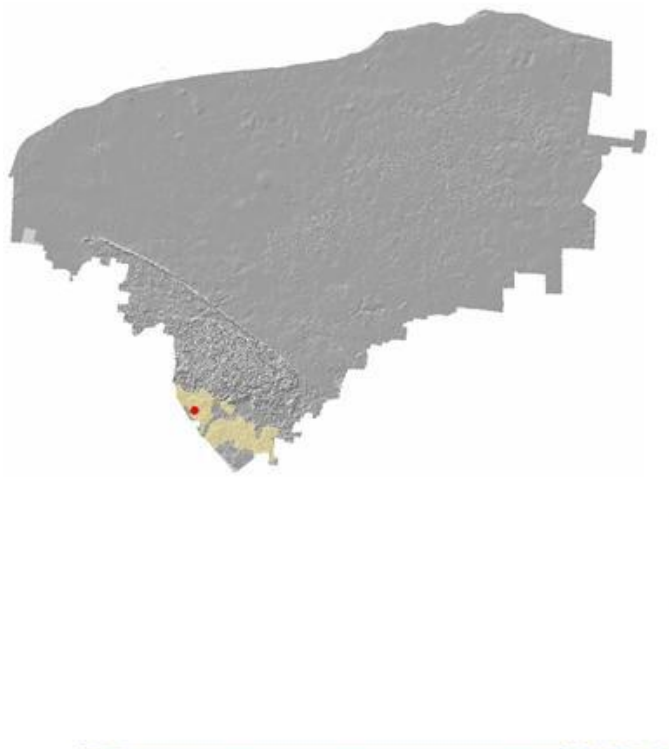


Lámina 35. Stagnosol en una zona inundable entre los Lomeríos menos de 110 msnm (G3a). Corresponde a una planicie acumulativa proluvial lacustre (Ihl *et al.*, 2007) (Fotos: Yameli Aguilar Duarte).

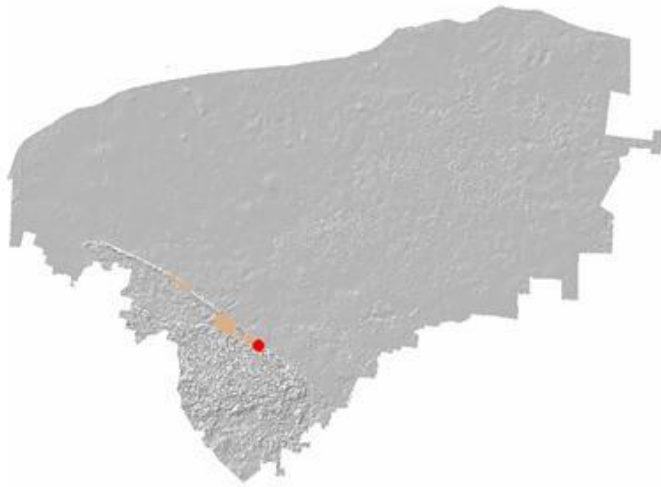


Lámina 36. Luvisol entre las “sierritas” y vista de los lomeríos alineados (H1= Montañas bajas menores a 100 m) desde la zona arqueológica de Chacmultun en el municipio de Tekax (Fotos: Esteban Pacheco).



Lámina 37. Luvisol en las montañas entre 100 y 150 msnm (H2a) (Fotos: Esteban Pacheco).

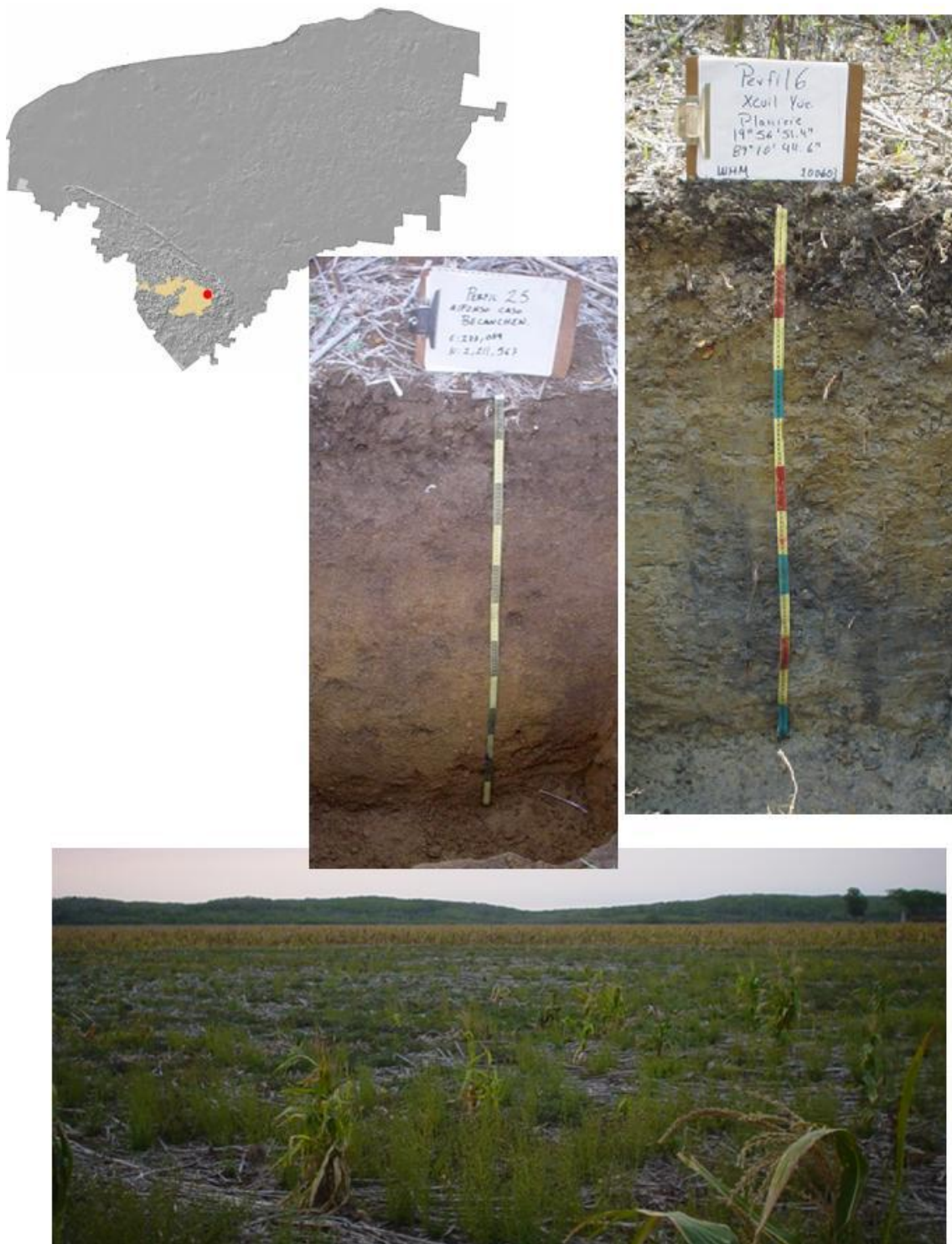


Lámina 38. Vertisol (perfil derecho) y Luvisol (perfil izquierdo) en depresiones intermontanas en la unidad H3a (Montañas entre 150 y 220 msnm) (Fotos: Esteban Pacheco Torres).