



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE YUCATÁN
FACULTAD DE INGENIERÍA
UNIDAD DE POSGRADO E INVESTIGACIÓN

**“INDICES DE CALIDAD DEL AGUA PARA LA ZONA
ANILLO DE CENOTES DEL ESTADO DE YUCATAN”**

TESIS

PRESENTADA POR:
ARQ. GABRIELA GENNY VILLANUEVA GOMEZ

EN OPCION AL GRADO DE:
MAESTRA EN INGENIERÍA
OPCIÓN AMBIENTAL

MÉRIDA, YUCATÁN, MÉXICO

2016

Aunque este trabajo hubiere servido para el EXAMEN DE GRADO y hubiere sido aprobado por el H. SÍNODO, sólo el AUTOR es responsable de las doctrinas emitidas en él.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para la realización de mis estudios de Maestría en Ingeniería Ambiental en la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán.

Parte de los resultados de este trabajo fueron presentados en:

- 2° Foro de Investigación Científica, Desarrollo Tecnológico, Innovación y Exposición Cultural del “Sistema Hidrológico de la Cuenca Península de Yucatán”. Del 10 al 12 de octubre del 2016. Campeche, México. Organizado por el Consejo Cuenca de la Península de Yucatán, CONAGUA. Presentación oral con el título:

RESUMEN

La Unidad Geohidrológica Anillo de Cenotes (UGAC) está constituida por 53 municipios, en donde habita el 69% de la población del estado de Yucatán y de donde se extrae el 42% del volumen total de agua en la entidad, lo cual convierte a esta zona en la de mayor demanda de agua de toda la Península.

El objetivo de este trabajo fue evaluar temporal y espacialmente, la calidad del agua subterránea para consumo humano en la UGAC a través de diferentes índices de calidad del agua (ICA). Los datos analizados corresponden a cuatro muestreos efectuados en pozos para el abastecimiento público durante el periodo de 2009 a 2011.

Se utilizaron cuatro metodologías para la determinación de los ICA, en las cuales se consideraron parámetros bacteriológicos y fisicoquímicos. Para mostrar la distribución espacial de los ICA resultantes, se utilizó el software ArcGIS 10. Se efectuó un análisis de varianza por Kruskal Wallis para determinar diferencias entre los ICA por métodos, por zonas de la UGAC y por temporadas.

Los resultados mostraron Índices de calidad del agua con valores de buena calidad cuando se consideraron parámetros fisicoquímicos, sin embargo, la mayoría de los municipios tuvieron calidad pobre y marginal cuando se consideraron los bacteriológicos. Los niveles de metales pesados presentes en las muestras no afectaron la clasificación de los ICA.

Debido a lo anterior, se concluye que la calidad fisicoquímica del agua subterránea en la zona es buena, pero la bacteriológica es pobre; por lo tanto, se recomienda continuar con el proceso de desinfección del agua previo a su distribución.

Palabras clave: Índice de Calidad del Agua, Anillo de Cenotes, evaluación espacio-temporal, parámetros químicos, parámetros bacteriológicos.

ABSTRACT

The Unidad Geohidrologica Anillo de Cenotes (UGAC) is composed of 53 municipalities, where 69% of the population of the state of Yucatan lives and where 42% of the total water volume in the state is extracted, which makes it the area with the largest water demand in the Yucatan Peninsula.

The objective of this study is the time and space evaluation of the groundwater quality for human consumption in the UGAC through different Water Quality Indexes (WQI). The analyzed data was obtained through four different sampling campaigns performed in public supply wells from 2009 to 2011.

Four WQI calculation methods were used, where physicochemical and bacteriologic parameters were considered. ArcGIS 10 was used to display the spatial distribution for resulting WQI. An analysis of variance by Kruskal Wallis was used in order to determine differences between in WQI by method, by area in the UGAC and by season.

WQI resulted in good quality rating when only physicochemical parameters were accounted for; however, most WQI had "poor" and "marginal" ratings when bacteriological parameters were also computed. Heavy metal levels did not affect overall WQI rating.

It is concluded that the physicochemical quality of the underground water in the area is good, but the bacteriological quality is poor, therefore, it is recommended to continue water disinfection prior to its distribution.

Keywords: Water Quality Index, Ring of Cenotes, time and space evaluation, chemical parameters, bacteriological parameters.

INDICE

1.0 INTRODUCCIÓN	1
1.1 Antecedentes	1
1.2 Objetivo General	3
1.3 Objetivos Particulares	3
2.0 MARCO TEÓRICO.....	4
2.1 Índices de Calidad del Agua (ICA)	4
2.2 Área de Estudio.....	13
3.0 METODOLOGÍA.....	15
3.1 Selección de metodologías para determinación de ICA y procedimientos... 15	
4.0 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	23
4.1. Metodologías seleccionadas	23
4.2 Comportamiento temporal de la calidad del agua subterránea y comparación con la NOM-127-SSA1 (1994)	24
4.3 Aplicación de técnicas estadísticas.....	27
4.4 Distribución espacial de los ICA mediante la aplicación de un Sistema de Información Geográfica (SIG)	34
4.5 Relación de los ICA con las actividades humanas en la UGAC.....	43
5.0 CONCLUSIONES.....	46
6.0 RECOMENDACIONES	47
7.0 REFERENCIAS	48

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Ventajas y Desventajas en el uso de los ICA	2
Tabla 2. Índices seleccionados para comparación en ICATEST v1.0	10
Tabla 3. Parámetros utilizados por diferentes autores para el cálculo de ICA	12
Tabla 4. Ponderaciones por parámetro según Vasanthavigar <i>et al.</i> (2010)	18
Tabla 5. Ponderaciones por parámetro según Ishaku <i>et al.</i> (2012).....	21
Tabla 6. Escalas finales para comparación cualitativa de ICA resultantes.....	23
Tabla 7. Química del agua subterránea en época de lluvias.....	24
Tabla 8. Química del agua subterránea en época de estiaje	25
Tabla 9. Porcentaje de municipios que cumplen con la NOM-127-SSA-1994 por época	26
Tabla 10. Prueba de Kruskal-Wallis para ICA por método	27
Tabla 11. Fórmulas, parámetros y ponderaciones utilizadas por método de determinación de ICA.....	29
Tabla 12. Prueba de Kruskal-Wallis para ICA por zona de la UGAC	30
Tabla 13. Prueba de Kruskal-Wallis para ICA Vasanthavigar <i>et al.</i> (2010) por época	31
Tabla 14. Prueba de Kruskal-Wallis para ICA de Ishaku <i>et al.</i> (2012) por época..	32
Tabla 15. Promedios de aporte de contaminación por zona de la UGAC	43

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Unidad Geohidrológica Anillo de Cenotes.....	14
Figura 2. Diferencias entre ICA por métodos de determinación por prueba de Kruskal-Wallis.....	28
Figura 3. Diferencias entre ICA por zona de la UGAC por prueba de Kruskal-Wallis30	
Figura 4. Diferencias entre ICA de Vasanthavigar <i>et al.</i> (2010) por épocas de acuerdo a la prueba de Kruskal-Wallis.....	32
Figura 5. Diferencias entre ICA de Ishaku <i>et al.</i> (2012) por épocas de acuerdo a la prueba de Kruskal-Wallis.....	33
Figura 6. ICA del CCME (2001) con parámetros bacteriológicos.....	35
Figura 7. ICA del CCME (2001) sin parámetros bacteriológicos.....	35
Figura 8. ICA de Vasanthavigar <i>et al.</i> (2010).....	36
Figura 9. ICA de Soltan (1997).....	37
Figura 10. ICA de Ishaku <i>et al.</i> (2012).....	38
Figura 11. ICA promedio de CCME (2001), Vasanthavigar <i>et al.</i> (2010) y Soltan (1997).....	39
Figura 12. Mapa de ICA promedio por zona de los métodos de CCME (2001), Vasanthavigar <i>et al.</i> (2010) y Soltan (1997).....	40
Figura 13. Mapa de ICA promedio por zona para el método de Ishaku <i>et al.</i> (2012).41	
Figura 14. Mapa de ICA promedio por zona para los cuatro métodos.....	42

1.0 INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

En el estado de Yucatán, el incremento de la población presenta retos en la demanda de agua de calidad adecuada para consumo humano y para las actividades productivas.

Debido a que la mayor parte de la Península de Yucatán se caracteriza por ser una superficie kárstica, los contaminantes penetran rápidamente al manto freático sin permitir que se lleven a cabo procesos de atenuación (Alcocer *et al.* 1998).

La Unidad Geohidrológica Anillo de Cenotes (UGAC) está constituida por 53 municipios, en donde habita el 69% de la población estatal y de donde se extrae el 42% del volumen total aprovechado en el estado de Yucatán. Lo anterior convierte a la UGAC en el área geográfica de mayor presión en el uso del agua de toda la Península de Yucatán, por lo que la gestión de la calidad del recurso se vuelve particularmente relevante para esta zona (COTASMEY 2012).

Los Índices de Calidad del Agua (ICA) son una expresión sintetizada de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros (físicos, químicos y/o biológicos), comparados con los estándares regulatorios, que califican la aptitud del agua de una fuente para cierto fin, a través de un solo valor a la calidad del agua de la fuente (Boyacioglu 2009).

Se trata de una herramienta para la gestión del recurso hídrico y la planeación del uso del suelo, los cuales pueden ayudar a reducir la brecha de comunicación entre los investigadores, el público y los tomadores de decisiones. A pesar de que pueden llegar a ser subjetivos y presentar sesgos, son útiles para fines comparativos y para cuestionamientos generales (Saeedi *et al.* 2008).

Los ICA pueden representarse a través de una variedad de formas: gráficos, valores numéricos, rangos, descriptores cualitativos y/o símbolos (Fernández *et al.* 2004). En la Tabla 1 se presentan las ventajas y desventajas de los ICA.

Tabla 1. Ventajas y Desventajas en el uso de los ICA

VENTAJAS	DESVENTAJAS
<ul style="list-style-type: none"> • Toma información compleja y la sintetiza para hacerla fácilmente entendible. • Ayuda a transformar gran variedad de indicadores ambientales en un sistema de fácil comunicación. • La información derivada de su aplicación es de utilidad a quienes trabajan en la normatividad. 	<ul style="list-style-type: none"> • Puede generalizarse demasiado y terminar en juicios subjetivos, dado el peso de algunas de las variables. • Un solo índice puede no ser indicativo de toda la dinámica del sistema (por ejemplo, cuando la calidad no es apta para abastecimiento, pero puede serlo para recreación o desarrollo de la biota acuática). • Está limitado en términos espaciales y temporales.

Fuente: Fernández y Parada (2005).

1.2 Objetivo General

Evaluar la calidad del agua subterránea en la Unidad Geohidrológica Anillo de Cenotes a través del comportamiento espacial y temporal de los índices de calidad del agua.

1.3 Objetivos Particulares

- Seleccionar entre las metodologías de determinación de los ICA con diferentes enfoques y niveles de complejidad, aquellas que sean adecuadas para determinar la aptitud para el consumo humano.
- Determinar los índices de calidad del agua para las diferentes regiones y temporadas climáticas de la UGAC.
- Elaborar mapas de distribuciones de los índices de calidad del agua en la zona de estudio.

2.0 MARCO TEÓRICO

2.1 Índices de Calidad del Agua (ICA)

Existe una diversidad de Índices de Calidad del Agua (ICA) que han sido desarrollados para aguas superficiales y subterráneas, así como para propósitos más específicos, y varían tanto en los parámetros que sintetizan como en el nivel de complejidad de su metodología.

Por ejemplo, para el desarrollo de la metodología de cálculo de un ICA específico para efluentes de minería en Malasia, Nasirian (2007) presenta los pasos básicos:

- 1) Selección de los parámetros o variables. Se encuestó a 95 expertos en aguas y en tratamiento de aguas de diferentes países para el desarrollo de nuevos subíndices para un ICA de efluentes mineros, resultado seleccionados el potencial de hidrógeno (pH), fosfatos (PO_4^{3-}), nitratos (NO_3^-), conductividad eléctrica (CE), sólidos suspendidos (SS), oxígeno disuelto (OD), radionucleidos y metales pesados como manganeso (Mn), hierro (Fe), níquel (Ni), cobre (Cu), zinc (Zn), arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb).
- 2) Compilación del marco de referencia de la fórmula matemática. Ésta consiste en una sumatoria de subíndices ponderados para cada parámetro.
- 3) Valoración de los indicadores basándose en su importancia relativa a la calidad del agua. Los factores de ponderación se calcularon basándose en la frecuencia en que los expertos encuestados seleccionaron cada parámetro que consideraban crítico en la calidad del agua efluente de actividades mineras.
- 4) Desarrollo de curvas de clasificación (función de calidad) para establecer un plano común en la comparación de los indicadores. Éstas se basaron en estándares de calidad del agua estadounidenses, canadienses y malayos.
- 5) Estimación de los ICA. Se puso a prueba el método desarrollado tomando los datos obtenidos de una estación cercana a un efluente, que resultó con un índice

catalogado como muy contaminado de acuerdo a una escala de clasificación malaya (Anónimo 1997).

Los datos recabados en este estudio demostraron que los ICA existentes no son apropiados para determinar la calidad de efluentes mineros debido a los parámetros que consideran. El ICA modificado propone parámetros relevantes a la actividad minera, resultando en una estimación efectiva de la calidad del agua efluente de dicha industria.

Por otra parte, el Índice de Calidad General (ICG) del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA 2015) es el más empleado en España. Se trata de un valor adimensional obtenido a partir de 23 parámetros procesados mediante ecuaciones lineales, de los cuales 9 se utilizan en todos los casos (básicos) y 14 según su influencia en la calidad (complementarios) para determinado uso. Los 9 parámetros básicos son: coliformes totales (CT), conductividad eléctrica (CE), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), fósforo total (FT), sólidos suspendidos (SS), nitratos (N), oxígeno disuelto (OD) y potencial de Hidrógeno (pH).

Las variables complementarias son indicadoras de la toxicidad, capacidad de albergar la vida, eutrofización y presencia de compuestos industriales. Los resultados, generalmente, son utilizados para la elaboración de mapas de calidad del agua.

Deepak y Singh (2013), determinaron el índice de calidad del agua subterránea para consumo humano en la población de Dhar, India, a través de los parámetros fisicoquímicos de turbidez (T), potencial de Hidrógeno (pH), alcalinidad total (AT), sólidos disueltos totales (SDT), dureza total (DT), sulfatos (SO_4^{2-}) cloruros (Cl^-), fluoruros (F^-) y nitratos (NO_3^-), de pozos monitoreados durante diferentes estaciones del año. El ICA se calculó utilizando el método sugerido por Brown *et al.* (1972). Los resultados para cada período se calcularon a través de la media de los parámetros.

Para los resultados, el valor cero se consideró como la mejor calidad de agua y un valor de 100 o más, se consideró como agua no apta para consumo humano. Aunque la calidad fue apropiada para consumo humano en todas las épocas del año, la mejor calidad se observó en el invierno y la peor, en el verano, probablemente debido al incremento en la concentración de los minerales debido a los menores niveles de agua en los pozos.

El Índice Calidad del Agua del Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente (CCME 2001), se formuló para su uso a nivel nacional. Su aplicación requiere de valores guía, por lo tanto, para cada fuente y uso del agua se utilizan diferentes grupos de parámetros o variables dependiendo de la disponibilidad de datos y de los estándares regulatorios.

Este ICA tiene la particularidad de otorgar una sola calificación a una serie de muestreos a partir del cálculo del alcance, frecuencia y amplitud.

Se recomienda que, a los resultados de la aplicación de este método, se anexe una descripción verbal, como la presentada en el manual del usuario de este ICA (CCME 2001). Por ejemplo, para el año de 1997 se realizó un estudio en el río Saskatchewan Norte en Devon, Alberta; este río obtuvo una calificación de 88 considerada como calidad "Buena". La descripción que se debe adjuntar a los resultados indica la fecha de los muestreos, si las condiciones de calidad son apropiadas para determinado uso, si existieron parámetros por encima de la norma y si las variaciones son considerables, sus posibles causas.

Boyacioglu (2009) propuso una modificación al ICA de CCME (2001) que, de forma similar a la legislación europea, clasifica las fuentes de agua para consumo humano en tres categorías dependiendo de su nivel de contaminación: calidad alta (95-100), moderada (55-94) y ligeramente contaminada (35-54). Las categorías se basan en puntajes obtenidos por medio de la determinación de pH, sólidos disueltos totales (SDT), cloruros (Cl^-), nitratos (NO_3^-), oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sulfatos (SO_4^{2-}) y boro (B); dichas variables se seleccionaron por ser representativas de la calidad general del agua. Los muestreos se llevaron a cabo

mensualmente durante dos años en cinco puntos de monitoreo de las aguas de la cuenca Kucuk Menderes en Turquía. Los resultados revelaron que la calidad general de las aguas superficiales se colocó en las categorías A1, calidad alta y A2, calidad moderada.

Velasco (2012) utilizó el método propuesto por Ribeiro *et al.* (2002) para determinar el Índice de Calidad del Agua Subterránea, así como el ICA de CCME (2001), en 35 pozos del departamento El Paraíso, Honduras, con el fin de identificar posibles fuentes de contaminación, tanto en zonas rurales como urbanas. El ICA de Ribeiro *et al.* (2002) considera el riesgo que cada parámetro representa para la salud humana, otorgándole un peso relativo. De acuerdo a esta metodología, 57% de los pozos resultaron con una calidad excelente. También, se observó que existieron diferencias en el comportamiento de las metodologías de cálculo: la propuesta por Ribeiro *et al.* (2002), es más flexible con los parámetros que no son determinantes para la salud humana, mientras que el ICA de CCME (2001) se basa en estándares de calidad para consumo humano. De la misma manera, se señala que la determinación de los ICA no debe descartar el monitoreo periódico como medida de prevención de la contaminación.

Saeedi *et al.* (2008) propusieron una metodología modificada de Ribeiro *et al.* (2002) basada en un análisis multiparamétrico para desarrollar un índice de calidad de agua subterránea, con el objetivo de identificar las áreas con el agua más apta para consumo humano por su contenido mineral en la provincia de Qazvin, Irán. Se usaron valores promedio de ocho parámetros, incluidos el potencial de hidrogeno (pH), sólidos disueltos totales (SDT), aniones y cationes de 9 pozos tomados en un período de tres años. La proporción de las concentraciones observadas respecto a la concentración máxima normada se calcula como un valor normalizado para cada parámetro. A partir de los índices calculados se elaboraron mapas de isovalores, los cuales fueron comparados con ICA de aguas minerales. El mapa elaborado demostró una calidad apropiada para consumo humano y cercana a la calidad de aguas minerales en seis de los nueve pozos muestreados. También se señala que puede llegar a haber una pérdida de información en el proceso de cálculo del ICA y

que éste no debe ser considerado como una evaluación cuantitativa final de la aptitud para consumo humano del agua, sino como una herramienta específica para la gestión del agua.

Vasanthavigar *et al.* (2010) aplicaron un índice de calidad del agua subterránea para la subcuenca de Thirumanimuttar localizada en Tamilnadu, India, con el fin de evaluar la aptitud del líquido para consumo humano. Se analizaron 148 muestras tomadas de las temporadas pre monzónicas y post monzónicas considerando 12 parámetros: sólidos disueltos totales (SDT), bicarbonatos (HCO_3^-), cloruros (Cl^-), sulfatos (SO_4^{2-}), fosfatos (PO_4^{3-}), nitratos (NO_3^-), fluoruros (F^-), calcio (Ca^{++}), magnesio (Mg^{++}), sodio (Na^+), potasio (K^+) y silicato (SiO_4^{4-}). El ICA se aplicó para los estándares hindús y las recomendaciones de la OMS. Las muestras de la temporada pre monzónica resultaron de una calidad pobre en un mayor porcentaje que las post monzónicas debido al infiltramiento de iones, sobreexplotación del agua subterránea, descarga directa de efluentes y actividades agrícolas. En general, la calidad del agua resultó inadecuada para fines de irrigación y, por lo tanto, para consumo humano.

Soltan (1997), también utilizó un índice de calidad del agua subterránea para evaluar muestras del oasis Dakhla en el desierto egipcio a partir de muestras tomadas de diez pozos. Se consideraron 9 parámetros: nitratos (NO_3^-), fosfatos (PO_4^{3-}), cloruros (Cl^-), sólidos disueltos totales (SDT), demanda bioquímica de oxígeno (DBO), cadmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni) y plomo (Pb). Los resultados sugirieron que el agua puede tener serios problemas de contaminación.

Ishaku *et al.* (2012) aplicaron un índice de calidad para el agua subterránea y un sistema de información geográfica (SIG) para evaluar la distribución espacial de la calidad del líquido en el área de Jada, Nigeria. Para la determinación del ICA se consideraron once parámetros: conductividad eléctrica (CE), sólidos disueltos totales (SDT), potencial de hidrógeno (pH), sodio (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{++}), magnesio (Mg^{++}), cloruros (Cl^-), sulfatos (SO_4^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-) y nitratos (NO_3^-). A través de la asignación de ponderaciones y de las guías propuestas por la OMS para la calidad del agua se obtuvieron los ICA de cada muestra. Las quince muestras analizadas resultaron con una calidad entre “Buena” y “Muy buena”. La utilización de

los SIG resultó en un delineamiento de las áreas con “buen” y “muy buen” potencial para la calidad del agua. A través de un análisis por conglomerados se identificaron los principales procesos que afectan a la química del agua: contaminación antropogénica, mineralización natural e intercambio de cationes.

En el contexto regional, Pacheco *et al.* (2014) utilizaron el ICA propuesto por la Comisión Nacional del Agua a través de la Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua (CNA, 1999) para caracterizar el agua subterránea del Estado de Yucatán a través de muestras obtenidas en los meses de julio, octubre y noviembre de 2003. Se aplicó la determinación del ICA por medio de los parámetros de potencial de hidrogeno (pH), color, conductividad eléctrica (CE), alcalinidad (CaCO_3), dureza total (DT), nitrógeno de nitratos (N-NO_3^-), nitrógeno amoniacal (NH_3), cloruro (Cl^-) y coliformes fecales (CF). Este ICA expresa el grado de contaminación del agua como porcentaje de agua pura, donde un porcentaje cercano a cero indica agua de excelente calidad. Los resultados mostraron que no se encontró ningún patrón espacial en la distribución geográfica de los ICA, pero sí se obtuvieron valores diferentes al considerar únicamente los componentes iónicos, siendo éstos de calidad “Aceptable” y “Poco contaminada”. Sin embargo, al incluir los análisis bacteriológicos en el cálculo de los ICA, se obtuvo que un 4% de las fuentes de agua se ubicaron en la categoría de “Contaminada”.

Fernández *et al.* (2004) desarrollaron el software ICATEST v1.0 para la revisión de los índices de calidad del agua e índices de contaminación del agua que se han usado en diferentes países. Se evaluaron tanto por su composición de parámetros como por su estructura matemática.

Se introdujeron a dicho software 22 índices seleccionados para compararlos por medio de los mismos parámetros, con la finalidad apreciar el desempeño de cada uno de ellos en la evaluación de la calidad del agua. Los índices evaluados se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2. Índices seleccionados para comparación en ICATEST v1.0

ICA	Parámetros	Estructura	Fórmula de agregación
Bacterial Pollution Index	1	Curvas	Lectura directa
Benthic Saprobity Index	Mínimo 30	Tabla	Promedio Porcentual
Biological Diversity Index	Indeterminado	Tabla	Proporción
British Columbia	Hasta 47	Fórmulas	Raíz cuadrada de sumatoria
Dalmatia	9	Curvas- Fórmulas	Proporción de 2 sumatorias ponderadas
Dinius	12	Ecuaciones	Media Geométrica Ponderada
DRM	7	Curvas	Promedio Ponderado
Greensboro	9	Curvas	Multiplicación no ponderada
Idaho	5	Ecuación	Proporción Logarítmica
León	15	Fórmulas	Promedio Geométrico Ponderado
Industrial Pollution Index	5 a 14	Curvas	Sumatoria Ponderada Modificada
Malasia	6	Ecuaciones	Promedio Ponderado
Montoya	17	Ecuaciones	Promedio Ponderado
Miami River Index	7	Tabla	Sumatoria
Nutrient Pollution Index	9	Curvas	Sumatoria ponderada modificada
NSF	9	Curvas	Promedio Ponderado
Organic Pollution Index	5	Curvas	Sumatoria ponderada Modificada
Oregon	7	Ecuaciones	Cuadrado de la media armónica
Pesticide Pollution Index	2 a 7	Curvas	Sumatoria ponderada Modificada
Polonia	6	Fórmulas	Cuadrado de la media armónica
Prati	8 a 13	Fórmulas	Sumatoria no ponderada
Production Respiration Index	2 a 3	Diagrama	Lectura directa
Washington	8	Ecuación	Ecuación cuadrática

Fuente: Fernández *et al.* (2004)

Se observó que el factor limitante más importante en los ICA es su implementación en la valoración general de la calidad del agua debido a que muchos de ellos, por su metodología, conllevan una pérdida importante de información. Sin embargo, éstos tienen la ventaja de facilitar la comunicación de la variación temporal y espacial de la calidad del agua en términos generales. También, se reconoce su utilidad como herramientas de gestión del recurso.

Van Helmond y Breukel (1997), afirmaron que alrededor de 30 ICA se utilizan comúnmente a nivel mundial, los cuales comprenden desde 3 hasta 72 variables o parámetros, siendo las más comunes: la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), amonio (NH_4^+), fosfatos (PO_4^{3-}), nitratos (NO_3^-), potencial de hidrógeno (pH) y sólidos disueltos totales (SDT). En la Tabla 3 se presentan los parámetros utilizados por los diferentes autores citados en este apartado para la determinación de los ICA.

Tabla 3. Parámetros utilizados por diferentes autores para el cálculo de ICA

CCME (2001)	Ribeiro <i>et al.</i> (2002)	MAGRAMA (2015)	Deepak <i>et al.</i> (2013)	Boyacioglu (2009)	Saeedi <i>et al.</i> (2008)
pH	pH	pH	pH	pH	pH
SDT	SDT		SDT	SDT	SDT
Magnesio	Magnesio	Magnesio			Magnesio
Calcio		Calcio			Calcio
Cloruros		Cloruros	Cloruros	Cloruros	Cloruros
Sulfatos		Sulfatos	Sulfatos	Sulfatos	Sulfatos
Plomo	Plomo	Plomo			
Zinc	Zinc	Zinc			
Nitratos, nitritos	Nitratos	Nitratos	Nitratos	Nitratos	
Amonio	Nitritos				
Sodio		Sodio			Sodio
Alcalinidad Total	Alcalinidad		Alcalinidad Total		
Dureza	Dureza		DT		
COD		OD		OD	
Potasio					Potasio
CE		CE			
Cobre		Cobre			
Cromo		Cromo Hexavalente			
SST	Coliformes termotolerantes	SST			
Bario	Coliformes no termotolerantes	Coliformes Totales			
Temperatura		Fenoles			
Turbidez	Turbidez	DQO	Turbidez		
Flúor	Flúor	DBO ₅	Fluoruros	DBO ₅	
Fosforo Total	Fosfatos	Fosfatos totales			
Cadmio	Cadmio	Cadmio			
Arsénico	Color	Arsénico			
Aluminio		Aluminio			
Mercurio		Mercurio			
Níquel		Níquel			
Boro		Detergentes		Boro	
Nitrógeno Kjeldahl		Cianuros			

2.2 Área de Estudio

La Península de Yucatán es una plataforma con estratos de rocas carbonatadas de baja altitud; el clima predominante es de tipo cálido subhúmedo, por lo que se tiene un paisaje típico de karst tropical, con depresiones cerradas y variadas en formas y tamaños, así como planicies, lomeríos y colinas (Bautista *et al.* 2011), siendo su principal rasgo fisiográfico la Sierrita de Ticul, con una extensión de 110 km y una elevación máxima de 275 metros sobre el nivel del mar (SARH 1988).

La precipitación media en la Península se estima en 1,157 mm anuales; y de acuerdo con los registros de lluvias puntuales, varía desde los 458 mm en la costa norte de Yucatán, a los 1,615 mm en la cuenca del río Chumpán, en el sur de Campeche. Observándose que la precipitación media anual de la región es superior a la media nacional (772 mm); mientras que las medias estatales son de: 1,232 mm en Campeche, 1,232 mm en Quintana Roo y 1,006 mm en Yucatán (COTASMEY 2012).

La precipitación contribuye a la recarga del acuífero de la Península, el cual es altamente vulnerable a la contaminación debido a la fracturación, la porosidad de la roca calcárea y la presencia de oquedades características de la naturaleza kárstica de sus formaciones estructurales (Pérez *et al.* 2004). El acuífero recibe la mayor parte de su alimentación en los meses de mayo a octubre, cuando se presentan las lluvias de mayor intensidad. La recarga es más abundante en la llanura (zona de recarga) debido a que la cobertura del suelo es muy delgada y al gran desarrollo kárstico superficial de la losa calcárea (SARH 1988).

Existen zonas del acuífero de la Península que presentan un comportamiento particular dadas sus condiciones y características hidrogeoquímicas y geohidrológicas. Una de estas zonas, es la denominada Unidad Geohidrológica Anillo de Cenotes (UGAC), dentro del cual se ubica la ciudad de Mérida y su zona metropolitana (COTASMEY 2012). Según Steinich y Marín (1996), el Anillo de Cenotes le confiere al acuífero propiedades hidrogeológicas particulares consistentes en una elevada descarga de agua subterránea en la parte donde el anillo intercepta a la costa (zona de descarga) y diferentes niveles piezométricos en las regiones del

interior y fuera del anillo. De acuerdo a dicho criterio, los municipios que conforman la UGAC se pueden clasificar de la siguiente manera:

Zona de Recarga. Seyé, Acanceh, Timucuy, Homún, Cuzamá, Tecoh, Tekit, Tahmek, Hochtún, Xocchel, Hocabá, Sanahcat y Huhí.

Zona de Tránsito: Chicxulub Pueblo, Mocochoá, Mérida, Ucú, Conkal, Tixpéhuatl, Kanasín, Umán, Motul, Telchac Pueblo, Baca, Muxupip, Yaxkukul, Tixkokob, Cacalchén, Dzilam González, Temax, Cansahcab, Dzoncauich, Suma, Tepakán, Teya, Tekal de Venegas, Tekantó, Bokobá, Izamal, Tetiz, Samahil, Kinchil, Chocholá y Abalá.

Zona de Descarga: Ixil, Progreso, Sinanché, Telchac Puerto, Dzemul, Dzilam de Bravo, Dzidzantún, Yobaín y Hunucmá.

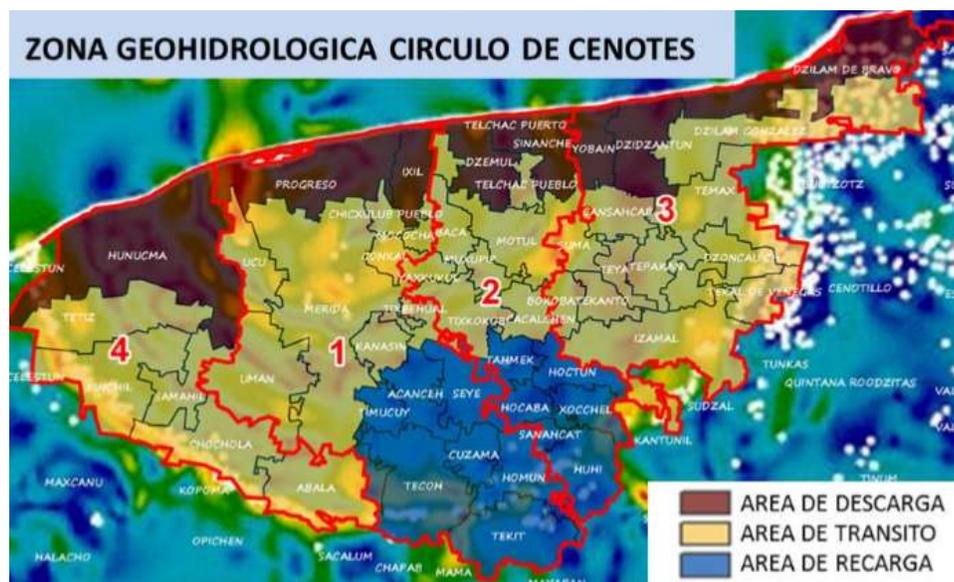


Figura 1. Unidad Geohidrológica Anillo de Cenotes

3.0 METODOLOGÍA

Se utilizaron los datos de las concentraciones de los iones mayores, metales traza y análisis bacteriológicos del agua subterránea proveniente de los pozos profundos (30-40 m) de abastecimiento en el área de estudio. Estos datos se obtuvieron del Informe final del proyecto "Reserva hidrogeológica para el abastecimiento de agua con calidad para la zona metropolitana de Mérida" (Clave: YUC-C06-108520), en donde se tiene información de cuatro muestreos realizados de septiembre a noviembre de 2009, abril a junio de 2010, octubre a noviembre de 2010 y mayo a junio del 2011 para 50 municipios de la UGAC (Pacheco 2013).

3.1 Selección de metodologías para determinación de ICA y procedimientos

Inicialmente se eligieron metodologías para determinación de ICA que involucran desde parámetros básicos para su determinación hasta las que manejan mayor cantidad de variables, de acuerdo a los parámetros disponibles en la base de datos y en los que se encuentran en la NOM 127 SSA (1994). Después de hacer la revisión bibliográfica, con el fin de conocer cómo se habían aplicado estas metodologías, se eligieron tres: ICA del CCME (2001), Nasirian (2007) y CNA (1999). Sin embargo, después de su determinación y debido a algunas incongruencias observadas en la metodología propuesta por CNA (1999), como los criterios para determinar los subíndices para el potencial de Hidrógeno (pH) y para la conductividad eléctrica (CE), se decidió no utilizar este método. De la misma manera, el ICA propuesto por Nasirian (2007) finalmente no se utilizó debido a que se formuló inicialmente para calificar la calidad del agua residual de los procesos de minería.

Posteriormente, además del ICA de CCME (2001), se realizó otra revisión bibliográfica y se eligieron metodologías formuladas para aguas subterráneas: las propuestas por Vasanthavigar *et al.* (2010), Soltan (1997) e Ishaku *et al.* (2012). A continuación, se describen los procedimientos para la determinación de los ICA de cada método.

3.1.1 ICA del Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente

Para el cálculo del ICA del Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente (CCME 2001), se utilizaron valores guía tomados de la NOM-127-SSA1-1994 (NOM-127) “Salud Ambiental, Agua Para Uso y Consumo Humano-Límites Permisibles de Calidad y Tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización”.

La base de datos de los parámetros físico-químicos y bacteriológicos para cada muestreo, se revisó y adaptó de acuerdo a las unidades para cada parámetro establecidas en la NOM-127, por ejemplo: se cambió la unidad de los metales pesados de $\mu\text{g/L}$ a mg/L , las unidades de los cationes y aniones se convirtieron de meq/L a mg/L , se calculó la dureza total a partir de los datos de calcio y magnesio y, en general se rectificó la disponibilidad de los datos de calidad para cada pozo y fecha de muestreo.

Los parámetros considerados fueron 13: potencial de hidrógeno (pH), sólidos disueltos totales (SDT), sulfatos (SO_4^{2-}), nitratos (NO_3^-), cloruros (Cl^-), sodio (Na^+), dureza total (DT), cromo (Cr), cobre (Cu), plomo (Pb), zinc (Zn), coliformes totales (CT) y coliformes fecales (CF).

Como base se utilizó una hoja de cálculo, descargada el sitio web del CCME, a la cual se cargaron tanto los datos experimentales como los estándares de calidad. Previo a la utilización de esta herramienta, se efectuó manualmente el cálculo para una de las muestras, con el fin de comprender la forma en que funciona este instrumento.

Se realizaron dos cálculos: el primero consideró los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos y el segundo, únicamente incluyó parámetros fisicoquímicos, debido a que en el área de estudio el agua subterránea para consumo es sometida a un proceso de desinfección previo a su distribución.

El ICA del CCME considera tanto la frecuencia como la medida en que los parámetros no cumplen las normas establecidas (Ecuación 1).

$$ICA = 100 - \frac{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}{1.732} \quad \text{Ecuación 1}$$

En donde F_1 o alcance, se refiere al porcentaje de parámetros que exceden la norma de calidad y se calcula con la Ecuación 2.

$$F_1 = \frac{\# \text{ de parametros fallidos}}{\# \text{ total de parametros}} \times 100 \quad \text{Ecuación 2}$$

F_2 o frecuencia es el porcentaje de pruebas individuales dentro de cada parámetro que excede la norma de calidad y se representa con la Ecuación 3.

$$F_2 = \frac{\# \text{ de pruebas fallidas}}{\# \text{ total de pruebas}} \times 100 \quad \text{Ecuación 3}$$

F_3 o amplitud es la cantidad por la cual las normas no se cumplen y se calcula en tres etapas. Primero se calcula el grado en el cual las pruebas fallidas exceden la norma para cada parametro, mediante la Ecuación 4.

$$\text{excedencia} = \frac{\text{valor de la prueba fallida}}{\text{valor del limite}} - 1 \quad \text{Ecuación 4}$$

Después, se realiza la suma normalizada de las excedencias (sne) con la Ecuación 5.

$$\text{sne} = \frac{\text{excedencia}}{\# \text{ total de pruebas}} \quad \text{Ecuación 5}$$

Finalmente, se calcula la amplitud con una ecuación que tiene una escala de sne en un ámbito entre 1 y 100.

$$F_3 = \frac{\text{sne}}{0.1\text{sne} + .01} \quad \text{Ecuación 6}$$

El resultado final es un valor entre cero (mala calidad) y 100 (óptima calidad), que determina la categoría para cada fuente. Se tienen cinco categorías: pobre (0-44), marginal (45-64), media (65-79), buena (80-94) y excelente (95-100).

Como se observa, este ICA tiene la particularidad de que puede reportar un sólo valor para una serie de muestreos, cuatro en este caso, contrario a otros métodos de cálculo que reportan un solo valor para cada muestreo.

3.1.2 ICA de Vasanthavigar

Este ICA propuesto por Vasanthavigar *et al.* (2010) se desarrolló para su utilización en aguas subterráneas. Para su aplicación a la región de estudio se utilizaron seis parámetros (Tabla 4). Primeramente, se calcularon los pesos relativos de cada parámetro de acuerdo a la Ecuación 7:

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad \text{Ecuación 7}$$

Donde

W_i = Peso relativo

w_i = Peso de cada parámetro

n = Número de parámetros

El peso (w_i) fue asignado de acuerdo a su importancia relativa en la calidad general del agua para consumo humano (Tabla 4).

Tabla 4. Ponderaciones por parámetro según Vasanthavigar *et al.* (2010)

Parámetro	Ponderación
Sólidos disueltos totales (SDT)	5
Cloruros (Cl^-)	5
Sulfatos (SO_4^{2-})	5
Nitrógeno de nitratos (N-NO_3^-)	5
Sodio (Na^+)	4
Dureza total (DT CaCO_3)	3

Después se calculó la calificación cualitativa de cada parámetro por medio de la Ecuación 8:

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100 \quad \text{Ecuación 8}$$

Donde:

q_i = calificación cualitativa

C_i = Concentración de cada parámetro para cada muestra en mg/L

S_i = Límite permisible de acuerdo a la NOM 127 SSA 1997 para cada parámetro en mg/L

Posteriormente, se calcularon los subíndices para cada parámetro con la Ecuación 9:

$$SI_i = W_i \times q_i \quad \text{Ecuación 9}$$

Después, el ICA se calcula por medio de la suma de los subíndices de los seis parámetros:

$$ICA = \sum_{i=1}^n S_i \quad \text{Ecuación 10}$$

Los resultados numéricos se pueden clasificar categóricamente de la siguiente manera: 0-50 "Excelente", 50-100 "Buena", 100-200 "Pobre", 200-300 "Muy pobre" y 300 o más "Inadecuada para consumo".

Finalmente, se obtuvieron promedios de los ICA de las cuatro fechas de muestreo, con el fin de comparar dichos promedios con los obtenidos a través del método propuesto por el CCME (2001).

3.1.3 ICA de Soltan

En el cálculo de este ICA para aguas subterráneas, se consideraron cinco parámetros: Nitrógeno de nitratos (N-NO₃⁻), cloruros (Cl⁻), sólidos disueltos totales (SDT), cromo (Cr) y plomo (Pb). Este método se eligió debido a la inclusión de metales pesados en su cálculo, para saber la influencia que éstos tienen en la calidad del agua en nuestro medio. El primer paso del método propuesto por Soltan (1997) consiste en el cálculo de una calificación cualitativa para cada parámetro por medio de la Ecuación 11:

$$q_i = 100 \times \frac{V_i}{S_i} \quad \text{Ecuación 11}$$

Donde

q_i = Calificación cualitativa para el parámetro i

V_i = Concentración del parámetro i en la muestra

S_i = Límite permisible de acuerdo a la NOM 127 SSA 1997 para el parámetro i

Posteriormente, se determina el ICA como el promedio de las calificaciones cualitativas de los cinco parámetros considerados (Ecuación 12).

$$\text{ICA} = \frac{\sum_{i=1}^n q_i}{n} \quad \text{Ecuación 12}$$

Donde

ICA= Índice de Calidad del Agua

$\sum_{i=1}^n q_i$ = Suma de las calificaciones cualitativas de los parámetros considerados

n = Número de parámetros considerados

El ICA tiene un valor de cero cuando todos los contaminantes están ausentes y un valor de cien cuando todos los parámetros alcanzan el límite permisible por las normas. Los valores mayores a cien indican problemas serios de contaminación de la fuente de agua.

Finalmente, se obtuvieron promedios de los ICA de las cuatro fechas de muestreo, con el fin de comparar dichos promedios con los obtenidos a través del método propuesto por el CCME (2001).

3.1.4 ICA de Ishaku

Para la determinación del ICA propuesto por Ishaku *et al.* (2012) se consideraron seis parámetros: sólidos disueltos totales (SDT), cloruros (Cl^-), sulfatos ($\text{SO}_4^{=}$), nitrógeno de nitratos (N-NO_3^-), potencial de Hidrógeno (pH) y sodio (Na^+). Inicialmente, se asigna una ponderación a cada parámetro de acuerdo a la Tabla 5.

Tabla 5. Ponderaciones por parámetro según Ishaku *et al.* (2012)

Parámetro	Ponderación
Sólidos disueltos totales (SDT)	4
Cloruros (Cl^-)	3
Sulfatos ($\text{SO}_4^{=}$)	4
Nitrógeno de nitratos (N-NO_3^-)	5
Sodio (Na^+)	2
Potencial de Hidrógeno (pH)	4

Después, el peso relativo se calcula para cada parámetro de acuerdo a la Ecuación 13.

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n w_i} \quad \text{Ecuación 13}$$

Donde

W_i = Peso relativo

w_i = Peso de cada parámetro

n = Número de parámetros

El siguiente paso consiste en calcular la calificación cualitativa de cada parámetro:

$$q_i = 100 \times \frac{C_i}{S_i} \quad \text{Ecuación 14}$$

Donde:

q_i = Calificación cualitativa para el parámetro i

C_i = Concentración del parámetro i en la muestra

S_i = Límite permisible de acuerdo a la NOM 127 SSA 1997 para el parámetro i

Posteriormente, se calculan los subíndices correspondientes a cada parámetro (Ecuación 15).

$$SI_i = W_i \times q_i \quad \text{Ecuación 15}$$

Finalmente, el ICA se determina como la sumatoria de los subíndices de todos los parámetros (Ecuación 16).

$$ICA = \sum_{i=1}^n S_i \quad \text{Ecuación 16}$$

Los valores obtenidos se distribuyen de acuerdo a las siguientes categorías: 0-25 "Muy Buena", 26-50 "Buena", 51-75 "Pobre" y mayor a 75 "Muy Pobre".

Se obtuvieron promedios de los ICA resultantes de las cuatro fechas de muestreos, con el fin de comparar dichos promedios con los ICA obtenidos a través del método propuesto por el CCME (2001).

Finalmente, a través del uso de un Sistema de Información Geográfica se realizó un análisis del comportamiento espacial de los ICA estimados.

4.0 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Metodologías seleccionadas

Los métodos que se seleccionaron para determinar los ICA de la zona de estudio fueron los del CCME (2001), Vasanthavigar *et al.* (2010), Soltan (1997) e Ishaku *et al.* (2012). La selección de los métodos se hizo basándose en su aplicabilidad al agua subterránea respecto a la NOM-127-SSA-1994 y a los datos disponibles.

Para comparar la distribución espacial de todos los métodos, se reescalaron las calificaciones de metodologías de Ishaku *et al.* (2012) y Soltan (1997), quedando como se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6. Escalas finales para comparación cualitativa de ICA resultantes

MÉTODOS APLICADOS							
VASANTHAVIGAR		SOLTAN		ISHAKU		CCME	
+300	Inadecuada	+100	Pobre	+100	Inadecuada	0-44	Pobre
200-300	Muy Pobre	63-85	Marginal	75-100	Muy pobre	45-64	Marginal
100-200	Pobre	52-62	Regular	51-74	Pobre	65-79	Regular
50-100	Buena	40-51	Buena	26-50	Buena	79-94	Buena
0-50	Excelente	0-39	Excelente	0-25	Excelente	94-100	Excelente

4.2 Comportamiento temporal de la calidad del agua subterránea y comparación con la NOM-127-SSA1 (1994)

Se efectuó un análisis de los parámetros químicos y bacteriológicos utilizados para la determinación de los ICA agrupados por épocas de lluvias y estiaje de acuerdo a la clasificación de Koppen (1923). Ya que se tenían cuatro muestreos para cada municipio, éstos se clasificaron por épocas quedando dos muestreos correspondientes a la temporada de lluvias y dos muestreos correspondientes a la de estiaje. El resumen estadístico de los resultados de la medición de los parámetros se presenta en las Tablas 7 y 8.

Tabla 7. Química del agua subterránea en época de lluvias

PARÁMETROS	MÍNIMO	MÁXIMO	MEDIA	DESVIACIÓN ESTANDAR
Plomo (Pb)	2.2×10^{-5}	5.96×10^{-3}	9.72×10^{-4}	10.68×10^{-3}
Cloruros (Cl ⁻)	53.69	599.81	190.5	99.95
Cobre (Cu)	0.00045	0.0343	0.00301034	0.00447864
Nitrógeno de Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	2.09	29.39	5.68	4.12
Potencial de Hidrógeno (pH)	5.31	8.94	7.01	0.37
Zinc (Zn)	0.001	0.828	0.049	0.119
Cromo (Cr)	3.5×10^{-4}	9.3×10^{-3}	2.49×10^{-3}	1.5×10^{-3}
Coliformes Totales (CT)	0	19800	334	1957
Coliformes Fecales (CF)	0	17800	354	2006
Dureza Total (CaCO ₃)	312.5	629.5	442.29	60.98
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	515	1,638.08	854.28	237.44
Sodio (Na ⁺)	21.15	377.71	93.72	61.03
Sulfatos (SO ₄ ²⁻)	0.49	286.26	37.06	40.03

*Unidades en mg/l, excepto coliformes totales y fecales dados en UFC/100 ml y pH, dado en unidades de pH, como una expresión de la concentración de iones hidrógeno.

Tabla 8. Química del agua subterránea en época de estiaje

PARÁMETROS	MÍNIMO	MÁXIMO	MEDIA	DESVIACIÓN ESTANDAR
Plomo (Pb)	1.5×10^{-4}	1.19×10^{-2}	6.95×10^{-4}	1.43×10^{-3}
Cloruros (Cl ⁻)	57.42	561.61	193.91	103.55
Cobre (Cu)	0.0001 1×10^{-4}	0.0303 3.03×10^{-2}	0.00175357 1.75×10^{-3}	
Nitrógeno de Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	1.39	15.53	5.25	2.34
Potencial de Hidrogeno (pH)	6.16	7.54	6.98	0.21
Zinc (Zn)	0.001	0.358	0.016	0.036
Cromo (Cr)	4×10^{-4}	1.16×10^{-2}	1.98×10^{-3}	1.41×10^{-3}
Coliformes Totales (CT)	0	928	125	158
Coliformes Fecales (CF)	0	654	69	114
Dureza Total (CaCO ₃)	163.53	592	384.29	77.38
Solidos Disueltos Totales (SDT)	501	1,764	853.08	249.36
Sodio (Na ⁺)	23.44	286.22	86.86	55.99
Sulfatos (SO ₄ ²⁻)	1.92	297.78	32.08	37.82

*Unidades en mg/l, excepto coliformes totales y fecales, dados en UFC/100 ml y pH, dado en unidades de pH, como una expresión de la concentración de iones hidrógeno.

También se calculó el porcentaje de muestras que cumplen con la NOM-127-SSA1-1994, de acuerdo a la Tabla 9, para las épocas de lluvia y estiaje. Se observa que, para los metales pesados (Pb, Zn, Cr y Cu) y los sulfatos (SO₄²⁻), todos los municipios cumplieron con la Norma para ambas épocas. El nitrógeno de nitratos (N-NO₃⁻), potencial de Hidrógeno (pH), sodio (Na⁺) y la dureza total (DT) cumplieron la Norma en porcentajes de alrededor del 90%. El nitrógeno de nitratos (N-NO₃⁻), potencial de Hidrógeno (pH) y la dureza total (DT) tuvieron un ligero incremento para el cumplimiento de la Norma durante la época de estiaje.

En el caso de los sólidos disueltos totales (SDT) y los cloruros (Cl^-), el cumplimiento de la Norma resultó alrededor del 80% en ambas épocas, aumentando el cumplimiento de la NOM para los cloruros en la época de lluvias. Los parámetros bacteriológicos (coliformes totales y fecales) cumplieron con los límites de la Norma en porcentajes menores al 12%, aunque el cumplimiento incrementó ligeramente para ambos en la época de lluvias. Este comportamiento se puede atribuir a un fenómeno de dilución ocasionado por el agua de precipitación pluvial.

Tabla 9. Porcentaje de municipios que cumplen con la NOM-127-SSA-1994 por época

PARÁMETROS	LLUVIAS % MUESTRAS QUE CUMPLEN	ESTIAJE % MUESTRAS QUE CUMPLEN
Plomo (Pb)	100	100
Zinc (Zn)	100	100
Cromo (Cr)	100	100
Cobre (Cu)	100	100
Sulfatos (SO_4^{2-})	100	100
Nitrógeno de Nitratos (N- NO_3^-)	93.13	94.11
Potencial de Hidrogeno (pH)	96.07	99.01
Sodio (Na^+)	93.14	93.14
Dureza Total (CaCO_3)	87.26	94.11
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	80.39	80.39
Cloruros (Cl^-)	84.32	79.41
Coliformes Totales (CT)	6.86	4.9
Coliformes Fecales (CF)	12.74	11.76

4.3 Aplicación de técnicas estadísticas

A partir de la aplicación de las cuatro metodologías seleccionadas, se evaluaron estadísticamente los ICA resultantes con el objetivo de definir diferencias estadísticamente significativas entre las zonas de la UGAC, entre las metodologías y entre las épocas. Debido a que los datos obtenidos son ordinales se aplicó el análisis de varianza Kruskal Wallis (Siegel, 2009), por medio del software Statgraphics Centurion XVI. II.

POR MÉTODO DE DETERMINACION DE ICA

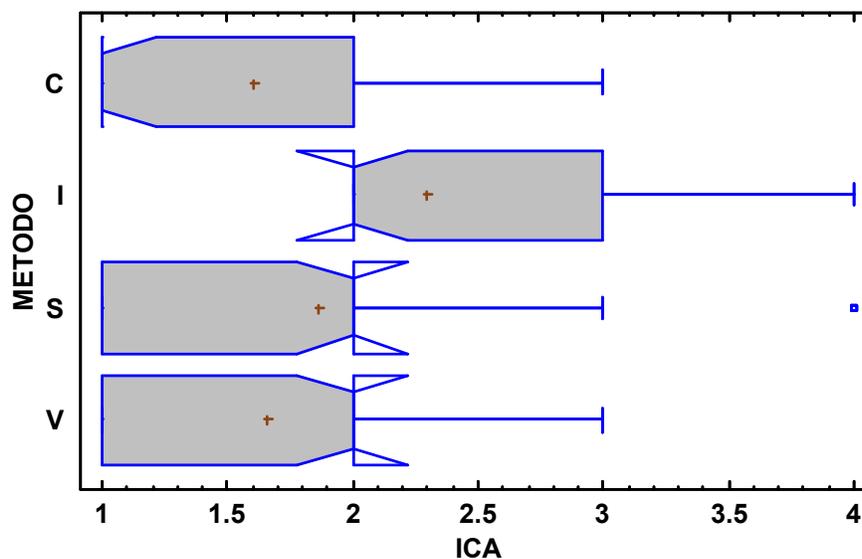
La prueba de Kruskal-Wallis evaluó la hipótesis nula de que las medianas de los valores de ICA para los cuatro Métodos eran iguales con un nivel de significancia del 5%. En la Tabla 10 se observa que el valor-P es menor que 0.05, por lo que existió una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas y se rechazó la hipótesis nula.

Tabla 10. Prueba de Kruskal-Wallis para ICA por método

Método	Tamaño Muestra	Rango Promedio
CCME (C)	50	81.57
Ishaku <i>et al.</i> (I)	50	134.69
Soltan (S)	50	97.24
Vasanthavigar <i>et al.</i> (V)	50	88.5

Estadístico = 29.8849 Valor-P = 0.00000145919

El análisis clasificó los métodos de CCME (2001), Vasanthavigar *et al.* (2010) y Soltan (1997) en un grupo que es significativamente diferente del método de Ishaku *et al.* (2012), lo cual se presenta en la Figura 2, donde la muesca sobre la mediana se refiere al error de estimación asociado con cada mediana. La longitud de la muesca coincide con el intervalo de confianza de la mediana al 95% en este caso.



C. CCME, I. Ishaku, S. Soltan, V. Vasanthavigar

Figura 2. Diferencias entre ICA por métodos de determinación por prueba de Kruskal-Wallis.

Se observa que únicamente el método de Soltan (1997) cuenta con valores atípicos, en la categoría cualitativa 4 de ICA, mientras que para el método de Ishaku *et al.* (2012) el valor 4 de ICA se encuentra dentro del rango típico de los cuartiles. Los métodos de CCME (2001) y Vasanthavigar *et al.* (2010) mantienen el rango de valores de los ICA entre 1 y 3. El valor 4 es atípico para el método de Soltan, debido a que se ubica a más de dos desviaciones estándar del valor de la media.

En la Tabla 11 se describen las fórmulas utilizadas por cada método para la determinación de los ICA, así como los parámetros utilizados y sus ponderaciones. Se observa que los métodos de Vasanthavigar *et al.* y de Ishaku *et al.* consideran seis parámetros, teniendo en común cinco de ellos (sólidos disueltos totales (SDT), cloruros (Cl^-), nitrógeno de nitratos (N-NO_3^-), sulfatos (SO_4^-) y sodio (Na^+). También se observa que las fórmulas de agregación son sumatorias de subíndices ponderados para ambos métodos. Considerando las similitudes entre los parámetros utilizados y entre las fórmulas de agregación de los métodos de Vasanthavigar *et al.*

y de Ishaku *et al.*, las diferencias entre ellos, resultantes de la prueba de Kruskal-Wallis, se atribuyen a las ponderaciones que los autores asignan a cada parámetro.

Tabla 11. Fórmulas, parámetros y ponderaciones utilizadas por método de determinación de ICA

Método	CCME (2001)	Vasanthagivar <i>et al.</i> (2010)	Ishaku <i>et al.</i> (2012)	Soltan (1997)
Fórmula de agregación	Raíz cuadrada de sumatoria de frecuencia, alcance y variación	Sumatoria de subíndices ponderados	Sumatoria de subíndices ponderados	Promedio de concentraciones
Parámetros y ponderación (en su caso)	SDT, Cl ⁻ , N-NO ₃ ⁻ , SO ₄ ⁼ , Na ⁺ , DT (CaCO ₃), pH, Cr, Pb, Zn, Cu, CT y CF	SDT (5), Cl ⁻ (5), N-NO ₃ ⁻ (5), SO ₄ ⁼ (5), Na ⁺ (4) y DT (CaCO ₃) (3)	SDT (4), Cl ⁻ (3) N-NO ₃ ⁻ (5), SO ₄ ⁼ (4), Na ⁺ (2) y pH (4)	SDT, Cl ⁻ , N-NO ₃ ⁻ , Cr y Pb

POR ZONA

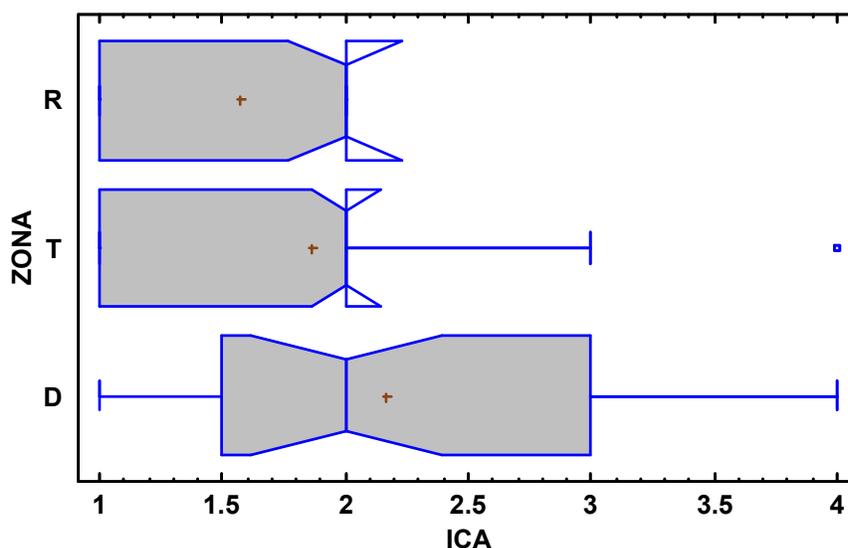
La prueba de Kruskal-Wallis evaluó la hipótesis nula de que las medianas de ICA para las tres zonas de estudio eran iguales con un nivel de significancia de 5%. De acuerdo a la Tabla 12, el valor-P es menor que 0.05, por lo que existió una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas y se rechazó la hipótesis nula.

Tabla 12. Prueba de Kruskal-Wallis para ICA por zona de la UGAC

Zona	Tamaño Muestra	Rango Promedio
Recarga (R)	44	81.6591
Tránsito (T)	120	101.758
Descarga (D)	36	119.333

Estadístico = 10.1556 Valor-P = 0.00623346

Los resultados de la prueba indicaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres zonas de acuerdo a la Figura 3. La longitud de la muesca coincide con el intervalo de confianza de la mediana al 95% en este caso.



R. Recarga, T. Tránsito, D. Descarga

Figura 3. Diferencias entre ICA por zona de la UGAC por prueba de Kruskal-Wallis

POR TEMPORADA

Dado que el análisis de Kruskal Wallis agrupó los métodos de CCME (2001), Soltan (1997) y Vasanthavigar *et al.* (2010), se eligió el método de Vasanthavigar para efectuar el análisis temporal. En este caso, también se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis para averiguar si existían diferencias significativas entre los valores de los ICA para las épocas de lluvias y estiaje. La prueba no mostró diferencias significativas entre las dos épocas, debido a el fenómeno de dilución observado para los SDT y los cloruros, no fue suficiente para impactar los ICA.

Para probar la hipótesis nula acerca de la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las medianas de los valores de ICA por temporada se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis con un nivel de significancia de 5%. En la Tabla 13 se observa que el valor-P es mayor a 0.05 por lo que no existieron diferencias estadísticamente significativas entre las épocas consideradas.

Tabla 13. Prueba de Kruskal-Wallis para ICA Vasanthavigar *et al.* (2010) por época

Época	Tamaño Muestra	Rango Promedio
Estiaje	50	48.64
Lluvias	50	52.36

Estadístico = 0.551029 Valor-P = 0.457897

Como se observa en la Figura 4, las medianas presentan valores muy similares para las épocas de estiaje y lluvias. La longitud de la muesca indica el intervalo de confianza de la mediana al 95%.

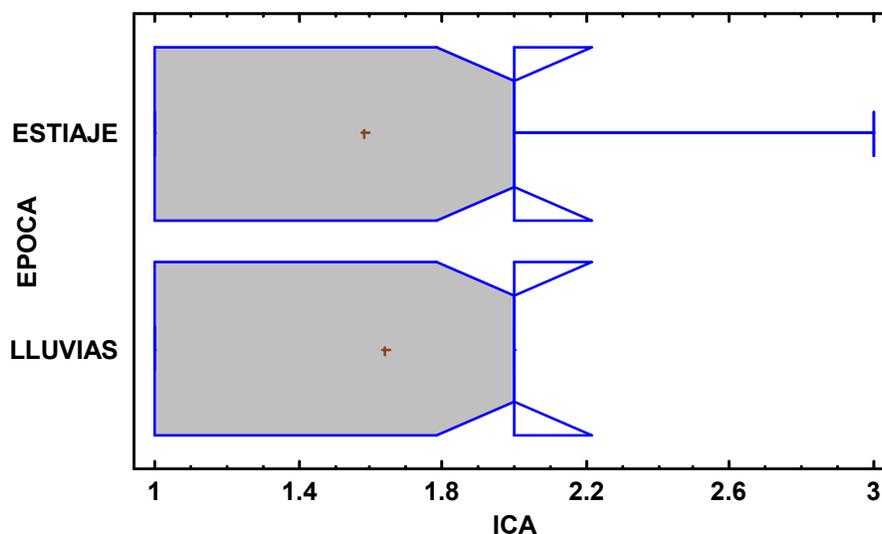


Figura 4. Diferencias entre ICA de Vasanthavigar *et al.* (2010) por épocas de acuerdo a la prueba de Kruskal-Wallis

Debido a que el método de Ishaku *et al.* (2012) resultó significativamente diferente de los demás, se utilizaron los valores resultantes de los ICA para probar la hipótesis acerca de la diferencia significativa entre las medianas de los valores de ICA para cada época, por medio de la aplicación de la prueba de Kruskal-Wallis con un nivel de significancia del 5%. El resultado mostró que no existieron diferencias estadísticamente significativas entre épocas (Tabla 14) debido a que el valor-P resultó mayor a 5%, pero se observa una mayor variabilidad en la época de lluvias, sin que sea suficiente como para mostrar una diferencia significativa (Figura 5). La muesca indica el intervalo de confianza de la mediana al 95%.

Tabla 14. Prueba de Kruskal-Wallis para ICA de Ishaku *et al.* (2012) por época

Época	Tamaño muestra	Rango promedio
Lluvias	50	52.55
Estiaje	50	48.45

Estadístico = 0.962772 Valor-P = 0.326488

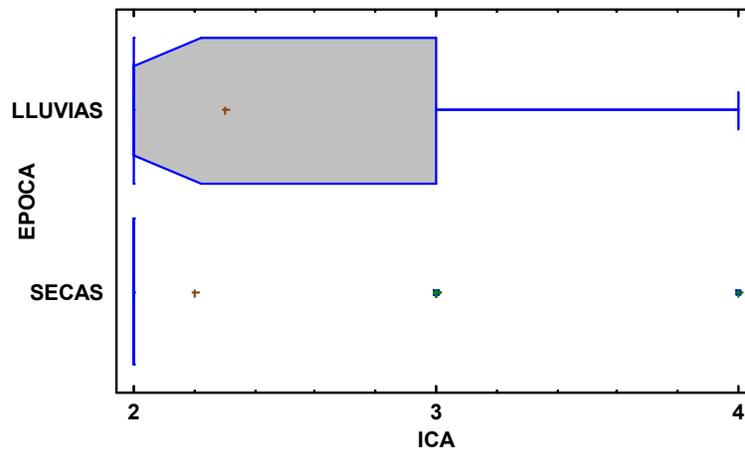


Figura 5. Diferencias entre ICA de Ishaku *et al.* (2012) por épocas de acuerdo a la prueba de Kruskal-Wallis

4.4 Distribución espacial de los ICA mediante la aplicación de un Sistema de Información Geográfica (SIG)

Con los resultados obtenidos de la aplicación de las cuatro metodologías mencionadas, se elaboraron mapas, utilizando el software ArcGIS 10, de las categorías cualitativas para cada una con el fin de obtener la distribución espacial de los ICA y facilitar la identificación de patrones de distribución, en su caso. También, dados los resultados del análisis estadístico, se elaboró un mapa con los promedios de las categorías cualitativas de los métodos de CCME (2001), Soltan (1997) y Vasanthavigar *et al.* (2010), ya que éstos resultaron significativamente diferentes de Ishaku *et al.* (2012). De la misma manera, se elaboró un mapa para mostrar las diferencias entre los promedios de las categorías cualitativas de los ICA de CCME (2001), Soltan (1997) y Vasanthavigar *et al.* (2010) para las zonas de recarga, tránsito y descarga. Lo anterior también se efectuó para los resultados de Ishaku *et al.* (2012).

Para el método del CCME (2001), se consideraron los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos (coliformes totales y fecales) en su cálculo, obteniendo resultados que se clasifican en su mayoría como calidad “Marginal” y “Pobre”, como se observa en la Figura 6. Únicamente los municipios de Xocchel e Izamal obtuvieron una calificación de calidad “Regular” y “Buena”, respectivamente.

De manera similar, se aplicó el método del CCME (2001) considerando solamente los parámetros fisicoquímicos, obteniéndose resultados en las categorías “Regular”, “Buena” y “Excelente” (Figura 7), donde las categorías de menor calidad se localizan hacia la costa y el área suroeste.

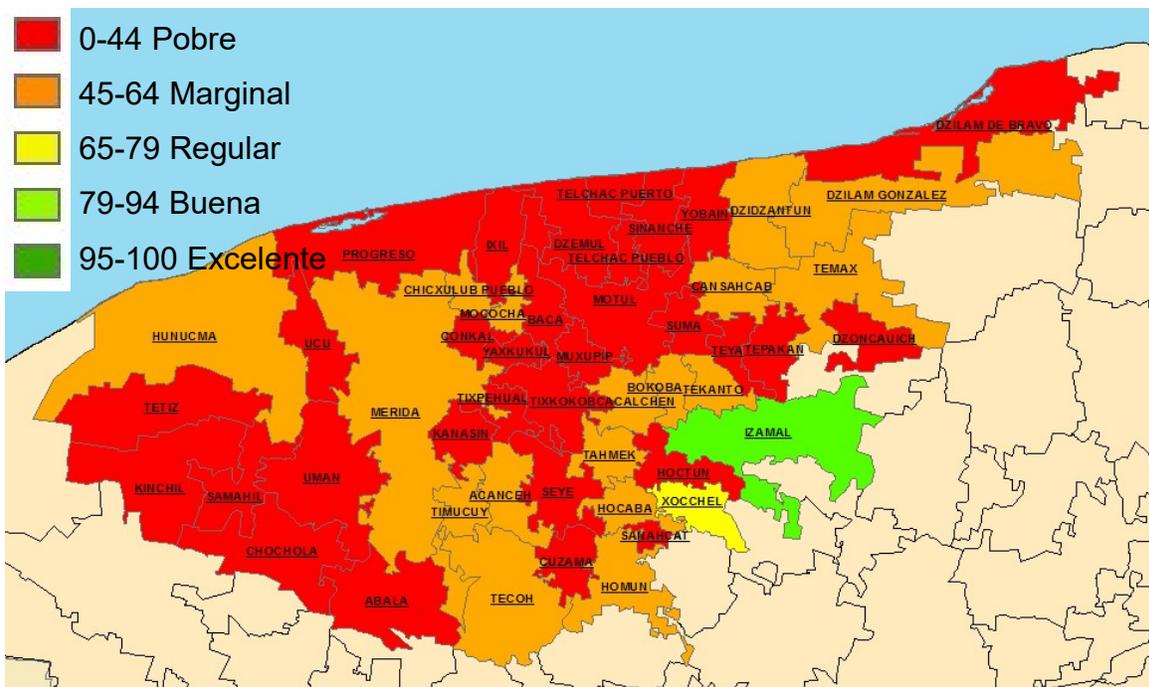


Figura 6. ICA del CCME (2001) con parámetros bacteriológicos.

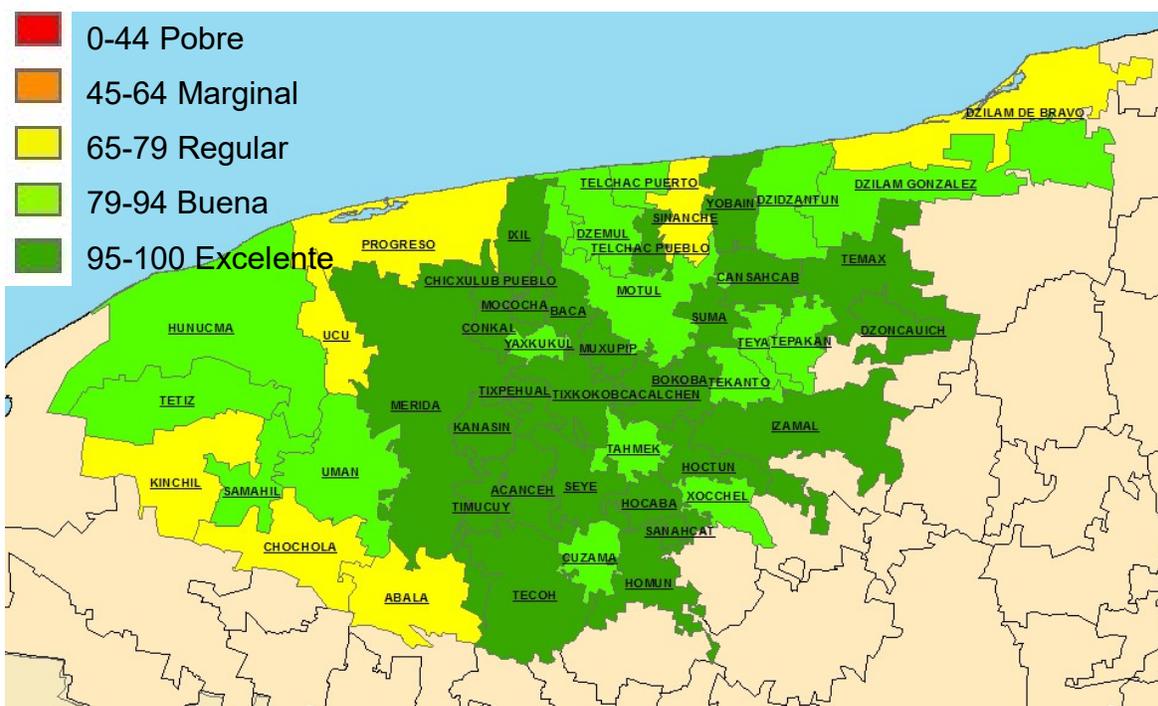


Figura 7. ICA del CCME (2001) sin parámetros bacteriológicos.

El ICA propuesto por Vasanthavigar *et al.* (2010) para aguas subterráneas muestra la mayoría de los resultados en las categorías de calidad “Buena” y “Excelente” (Figura 8), este método solamente considera los parámetros fisicoquímicos de la calidad del agua. Los municipios de Ucu y Sinanché resultaron con una categoría “Pobre”.

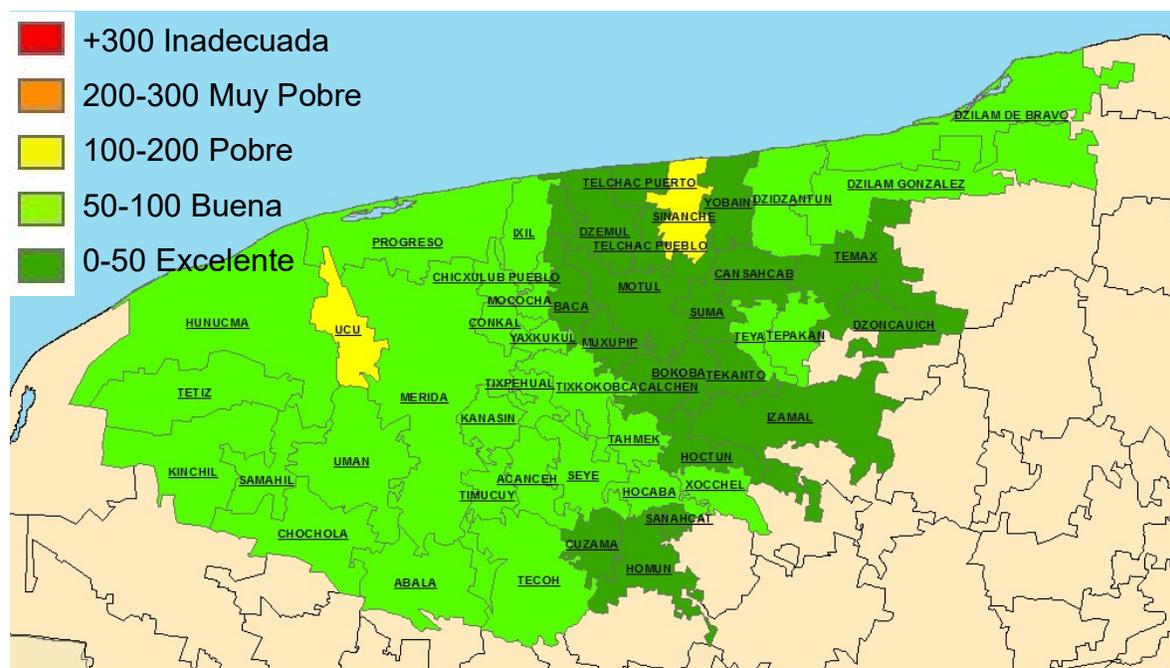


Figura 8. ICA de Vasanthavigar *et al.* (2010).

El ICA de Soltan (1997) presenta resultados que van desde “Marginal” a “Regular”, “Buena” y “Excelente” de acuerdo a la Figura 9, donde las categorías de menor calidad se localizan hacia la costa y el área suroeste, de manera similar al método de CCME (2001). No se observó una influencia importante de los niveles de metales pesados (Cr y Pb) en el valor total del ICA.

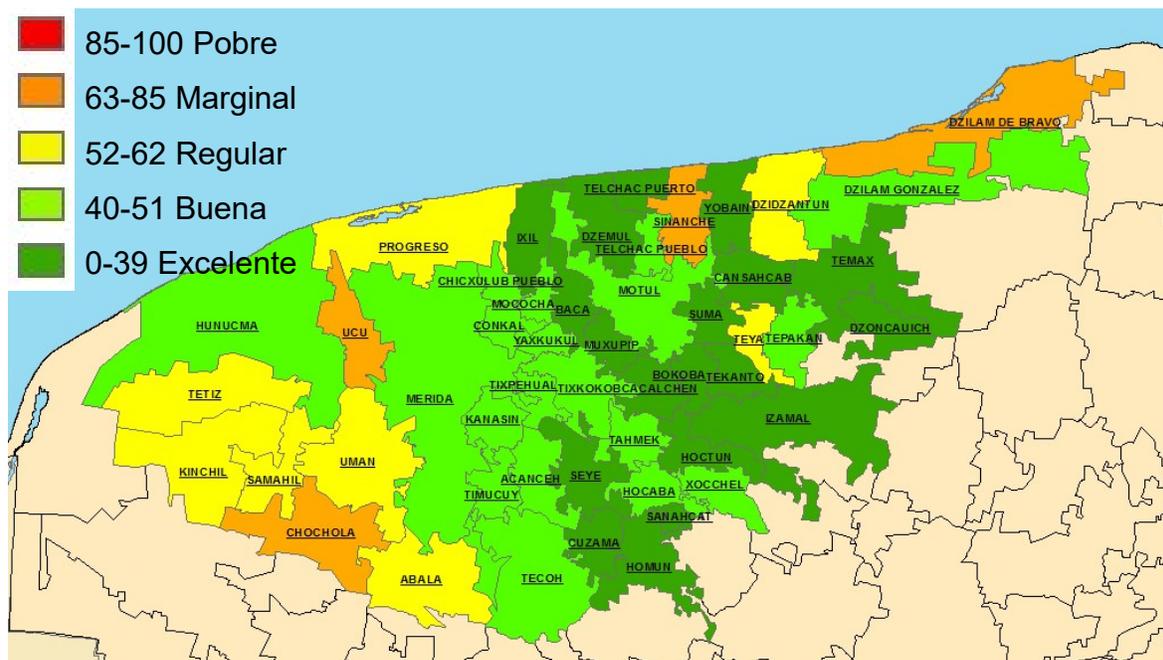


Figura 9. ICA de Soltan (1997).

El ICA de Ishaku *et al.* (2012) tuvo la mayoría de resultados en las categorías de “Buena” y “Pobre”, presentando menores valores hacia la costa y el suroeste de la UGAC, como se muestra en la Figura 10. Los municipios que presentaron la peor calidad, en este caso, fueron Ucú y Sinanché en la categoría de “Muy Pobre”.

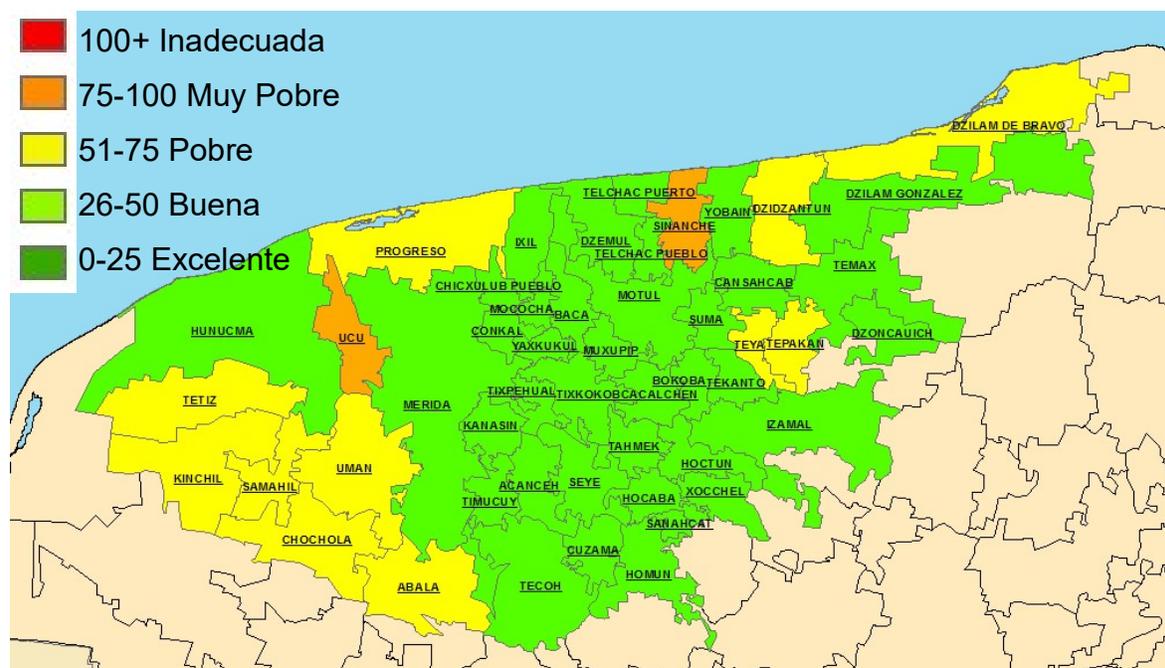


Figura 10. ICA de Ishaku *et al.* (2012).

Dado que las diferencias estadísticamente significativas entre métodos clasificaron a los ICA de CCME (2001), Vasanthavigar *et al.* (2010) y Soltan (1997) en un grupo separado del de Ishaku *et al.* (2012), se elaboró un mapa con los promedios de los valores cualitativos de los ICA de los tres primeros. Los resultados se presentan en la Figura 11, en donde se observa que la calidad tiene un rango que va de “Regular” a “Buena” y “Excelente”, y donde los menores valores para la calidad del agua se ubican hacia la costa y el suroeste de la UGAC.

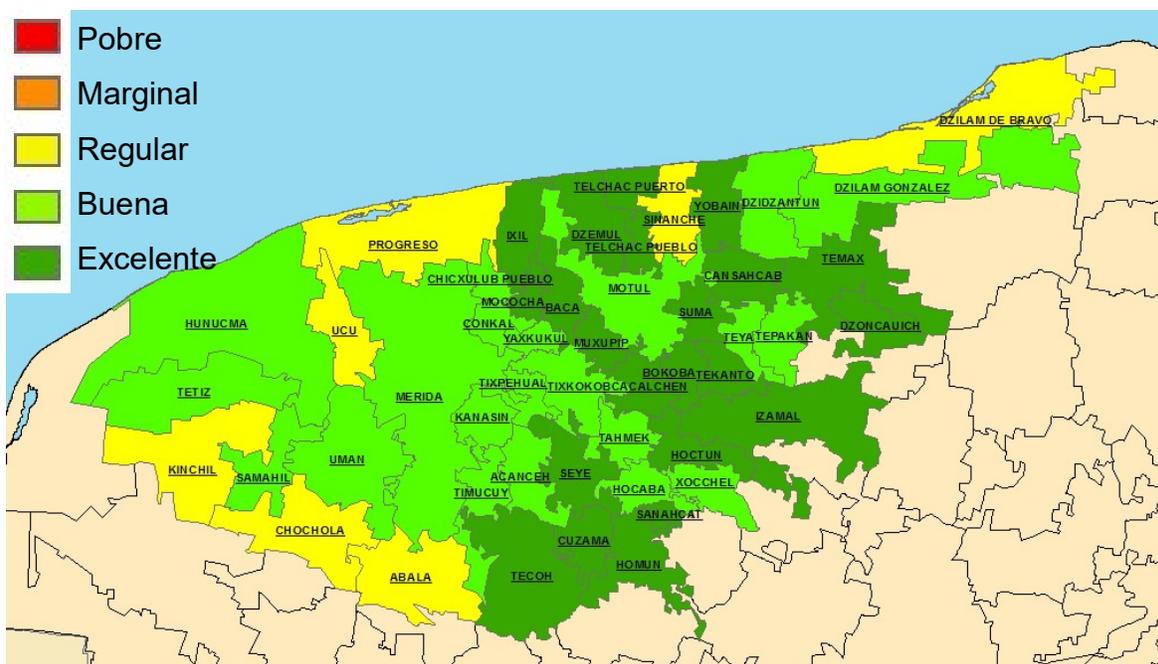


Figura 11. ICA promedio de CCME (2001), Vasanthavigar *et al.* (2010) y Soltan (1997).

De acuerdo al análisis estadístico de la prueba Kruskal-Wallis, existieron diferencias significativas entre las tres zonas de la UGAC y entre dos grupos de métodos de determinación de los ICA. Para ilustrar dichas diferencias se hizo el mapa de la Figura 12, en donde se tomaron los promedios de las categorías cualitativas de los métodos de CCME (2001), Vasanthavigar *et al.* (2010) y Soltan (1997) resultantes en cada una de las tres zonas de la UGAC (recarga, tránsito y descarga). De la misma manera, se hizo un mapa con los promedios cualitativos del ICA de Ishaku *et al.* (2012) para las mismas zonas, como se muestra en la Figura 13.

Se observa que las zonas de tránsito y descarga no presentaron una variación en el mapa que muestra los promedios cualitativos de los métodos de CCME (2001), Vasanthavigar *et al.* (2010) y Soltan (1997), mientras que el mapa de Ishaku *et al.* (2012) no muestra una variación entre la zona de recarga y tránsito. Esto se debe a que se redondearon los promedios de las categorías cualitativas.

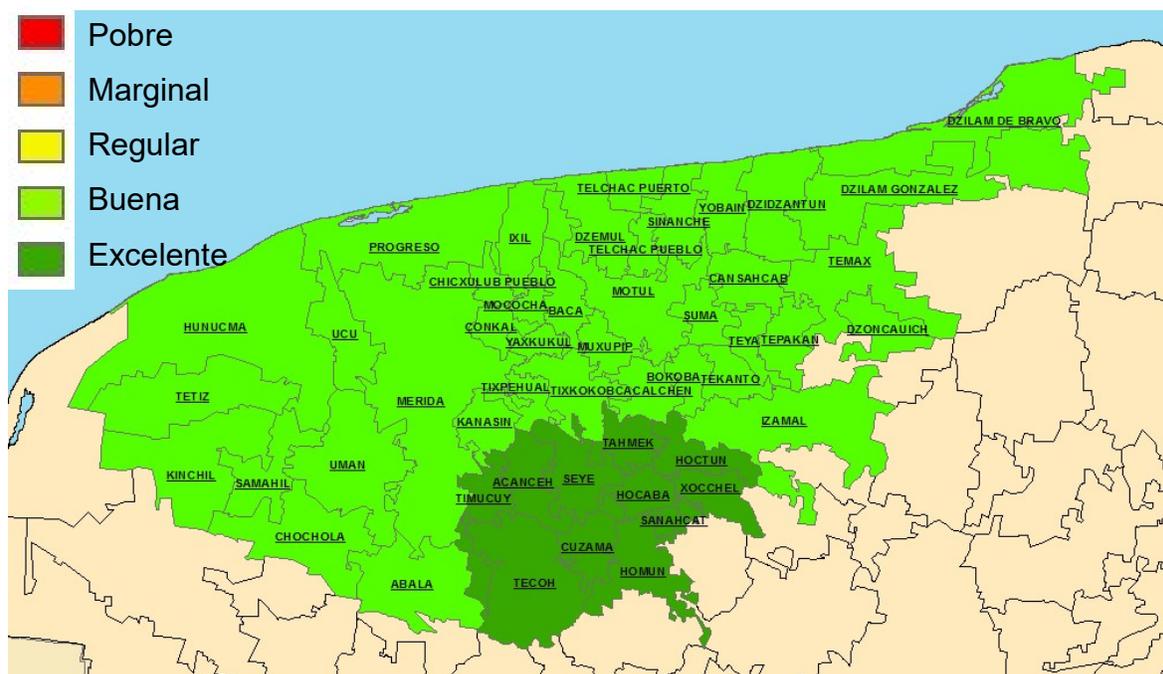


Figura 12. Mapa de ICA promedio por zona de los métodos de CCME (2001), Vasanthavigar *et al.* (2010) y Soltan (1997).

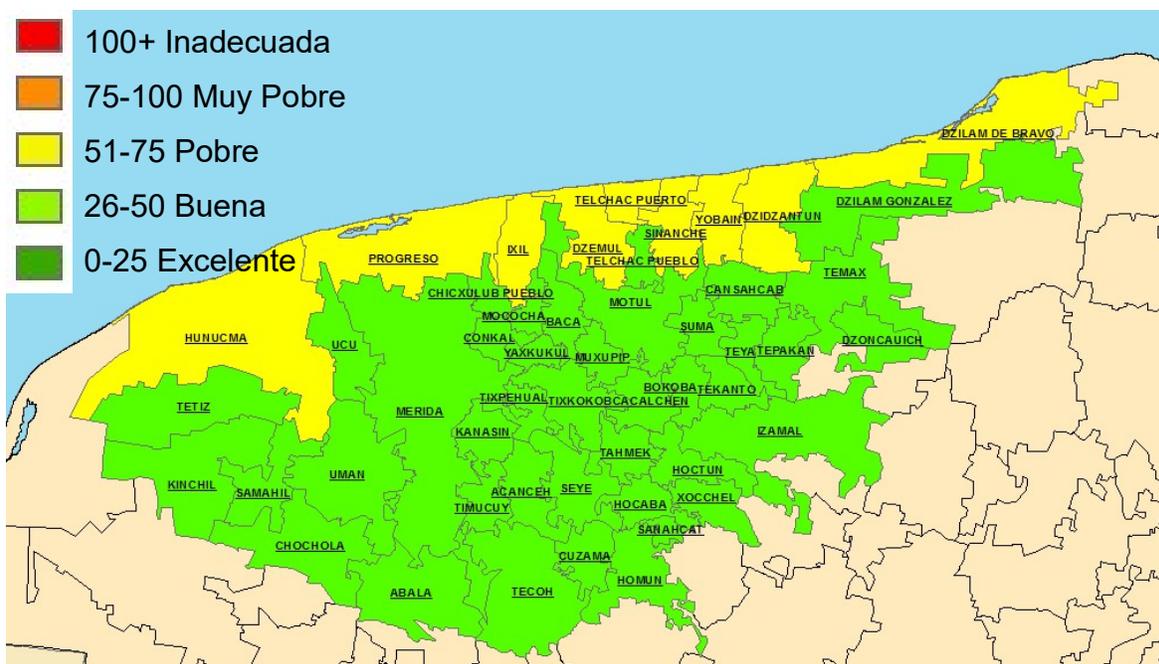


Figura 13. Mapa de ICA promedio por zona para el método de Ishaku *et al.* (2012).

De acuerdo a los promedios de las categorías cualitativas obtenidas de los cuatro métodos por zona se obtuvo el mapa de la Figura 14 que muestra las diferencias entre las calidades del agua subterránea de las zonas de recarga, descarga y tránsito. Se observa que la zona de recarga presentó una calidad química del agua “Excelente”, seguida de una calidad “Buena” en la zona de tránsito y con una calidad “pobre” para la zona de descarga.

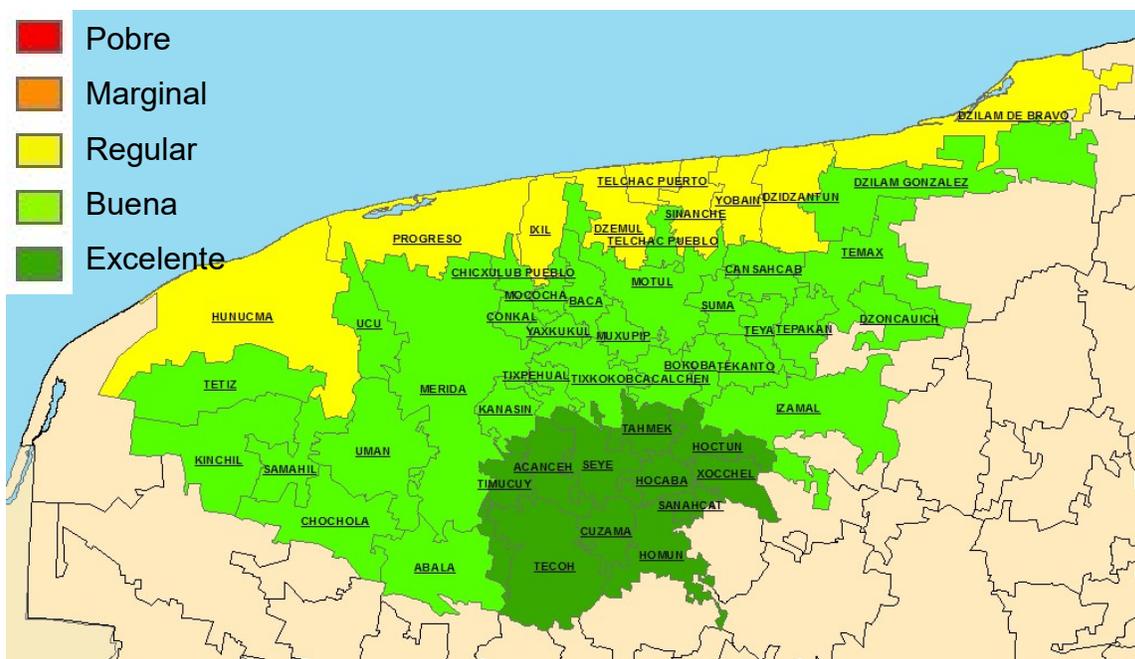


Figura 14. Mapa de ICA promedio por zona para los cuatro métodos.

El municipio que obtuvo los mejores valores de calidad del agua en todas las metodologías de cálculo fue Izamal. Incluso, al considerar los parámetros bacteriológicos, este municipio es el único que presentó una calidad “Buena” por medio del método de CCME (2001). Este comportamiento puede deberse a la presencia de un flujo de agua subterránea de buena calidad originada por la presencia de un segundo cráter de impacto en esa región (Camargo *et al.* 2004).

Los municipios que obtuvieron los valores de calidad más bajos son Ucu y Sinanché, probablemente debido a una serie de condiciones, entre las que se pueden mencionar las actividades económicas, como la porcicultura, que se desarrollan en ellos y su ubicación en la zona de tránsito y descarga de la UGAC, respectivamente.

4.5 Relación de los ICA con las actividades humanas en la UGAC

En la Tabla 15 se muestra la relación entre la calidad del agua subterránea medida a través de la aplicación de los cuatro métodos para el cálculo de los ICA para las tres zonas y las cargas contaminantes debidas al número de habitantes y a las actividades humanas que se desarrollan en cada una de ellas principalmente las relacionadas a las actividades agropecuarias y humanas (Pacheco 2013).

Tabla 15. Promedios de aporte de contaminación por zona de la UGAC

Datos de contaminación a partir de actividades humanas	Unidad	Zona de la UGAC		
		Recarga 1652.24 km ² ICA promedio: 1.71	Tránsito 5491.34 km ² ICA promedio: 2.02	Descarga 1953.72 km ² ICA promedio: 2.29
Aportación de N proveniente de fosas sépticas por habitante	kg (N) /hab/año	32,764.5 D. 19.83 kgN/h/a/km ²	171,545.9 D: 31.23 kgN/h/a/km ²	54,783 D: 28.04 kgN/h/a/km ²
Aportación de N a partir del material orgánico de los desechos 1.94% de N/kg de desecho	kg (N) /año	50.4 D: 0.03 kgN/a/km ²	264 D: 0.048 kgN/a/km ²	84.3 D: 0.04 kgN/a/km ²
Aportación de N 8%/ kg de excreta de ave	kg (N) /año	302,913.5 D: 183.34	409,749 D: 74.62	115,960.5 D: 59.35
Aportación de N 5%/ kg de excreta de cerdo	kg (N) /año	1,384,883 D: 838.19 kgN/a/km ²	1,818,211 D: 331.11 kgN/a/km ²	889,724 D: 455.4 kgN/a/km ²
Aportación de N aplicado en terrenos agrícolas	kg(N) /km ² /año	386.079	3,847.34	4,154.87

D: Densidad

Fuente: Pacheco 2013.

De acuerdo a los valores de los ICA, el agua de mejor calidad química se encuentra en la zona de recarga de la UGAC, seguida por la zona de tránsito. Las mayores aportaciones de contaminantes por uso de suelo urbano al agua subterránea ocurren en la zona de tránsito, estas aportaciones se relacionan con las cargas de nitrógeno, sin embargo, la zona de descarga es la que presenta la peor calidad, debido al flujo preferencial que produce un efecto de arrastre de los contaminantes desde la zona de tránsito hacia la costa.

Se ha observado también, que el problema más apremiante respecto al agua de consumo humano en la zona de estudio es de origen microbiológico, el cual se observó mediante la aplicación del método de CCME (Figura 6). La presencia de patógenos en el agua subterránea es particularmente importante en ambientes kársticos tropicales, donde la alta permeabilidad de las rocas y la ausencia de suelos permite su rápida lixiviación hacia el recurso hídrico (Pacheco *et al.* 2000). Un estudio desarrollado para la ciudad de Mérida demostró que la ausencia de drenaje y la disposición de las aguas de desecho por medio de fosas sépticas y sumideros son la principal fuente de contaminación bacteriológica (BGS *et al.* 1995). Así mismo, se puede tener este tipo de contaminación en áreas rurales debido a las malas prácticas en las actividades agrícolas, tal como la utilización de excretas de animales como fertilizantes.

Lerner y Harris (2009), mencionan que las fuentes de abastecimiento pueden ser protegidas de la contaminación microbiológica por medio de la delimitación de zonas de tiempo de viaje adecuadas para permitir la muerte de las especies patógenas de interés y limitando las actividades humanas que puedan dar origen a esta contaminación. Esto es de importancia para la zona de estudio debido a los problemas de salud pública que implica este tipo de contaminación. Por otro lado, no existe legislación en México para delimitar zonas de tiempo de viaje que resulten en la muerte de patógenos.

Por otra parte, la mayor parte de las cargas contaminantes que se consideraron en la Tabla 15, se refieren a fuentes de nitrógeno. De acuerdo con Lerner y Harris (2009), la lixiviación de nitratos hacia el agua subterránea puede reducirse de manera significativa por medio de buenas prácticas de agricultura. Sin embargo, podría tomar periodos de tiempo muy largos para disminuir las concentraciones de nitratos en los acuíferos y en el agua subterránea. También, habría que considerar que el principal problema para coordinar los usos del suelo y la calidad del agua subterránea es el conflicto entre la contaminación difusa agrícola y la protección de los acuíferos.

Según Bowden *et al.* (2015) las coberturas y usos del suelo comprenden los desarrollos urbanos, agrícolas y los hábitats naturales. No se encontró una diferencia significativa en los aportes de nutrientes y otros parámetros entre los usos de suelo urbano y agrícola en Kansas, EEUU. De acuerdo a la Tabla 15 las mayores cargas contaminantes de nitrógeno (N) por actividades propias del uso de suelo urbano en la UGAC provienen de la zona de tránsito, en donde también se tiene la mayor densidad de población; mientras que las mayores cargas contaminantes derivadas de actividades propias del uso de suelo agrícola provienen de las zonas de recarga y descarga.

5.0 CONCLUSIONES

Las metodologías seleccionadas en el presente estudio para evaluar la calidad del agua subterránea para consumo humano fueron las propuestas por CCME (2001), Vasanthavigar *et al.* (2010), Soltan (1997) e Ishaku *et al.* (2012).

Los ICA de las zonas de recarga, tránsito y descarga de la UGAC fueron significativamente diferentes, donde la zona de recarga tuvo la mejor calidad, seguida por la de tránsito y la de descarga.

No existió diferencia entre la calidad del agua subterránea con relación a las épocas de lluvias y estiaje en el periodo de 2009 a 2011.

Los únicos municipios que presentaron una calidad microbiológica buena y regular fueron Izamal y Xocchel, respectivamente.

Los municipios con la más baja calidad química se ubicaron en la costa y en la parte suroeste de la zona de estudio, destacando los municipios de Ucú y Sinanché con una calidad marginal para todas las metodologías de cálculo de ICA aplicadas.

En general, la calidad química del agua subterránea en la UGAC es buena para consumo humano. Sin embargo, la calidad bacteriológica no lo es debido a las altas concentraciones de coliformes presentes en el agua subterránea debido a las actividades antropogénicas y a la naturaleza kárstica del sitio que generan y permiten el paso de los contaminantes al acuífero.

6.0 RECOMENDACIONES

Dada la importante contaminación microbiológica del agua subterránea se recomienda continuar con el proceso de desinfección previo a su abastecimiento.

Se recomienda la protección del acuífero de la zona de recarga de acuerdo al Decreto de Reserva Estatal Geohidrológica del Anillo de Cenotes por medio de la elaboración de un plan de manejo vinculado con la regulación de las actividades humanas en la zona de recarga para asegurar la protección al acuífero.

El ICA de CCME (2001), determinado con al menos cuatro parámetros muestreados cuatro veces al año (UNEP 2007) puede ser una opción viable si se quiere determinar la calidad promedio del agua para un periodo de tiempo determinado.

7.0 REFERENCIAS

Alcocer J., Lugo A., Marín L., Escobar E. (1998) Hydrochemistry of waters from five cenotes and evaluation of their suitability for drinking-water supplies, northeastern Yucatan, Mexico. "Hydrogeology Journal" 6, 293-301.

Anónimo (1997) National Water Quality Standards for Malaysia. Disponible en: http://www.wepa-db.net/policies/law/malaysia/eq_surface.htm Recuperado el 23 de Noviembre de 2015

Bautista F., Aguilar Y., Batllori E. (2011) Amenazas, vulnerabilidad y riesgo de contaminación de las aguas subterráneas en la Península de Yucatán. "Teoría y Praxis", 9, 9-31.

BGS, AUY, NWC (1995). Impact of urbanization on ground water in Merida, Mexico: final Report. Technical Report. WC/94/38. British Geological Survey, Autonomous University of Yucatan, National Water Commission of Mexico. "NERC". Keyworth, Nottingham, United Kingdom.

Boyacioglu H. (2009). Utilization of the water quality index method as a classification tool. "Environmental Monitoring Assessment". 167, 115-124.

Bowden C., Knovalske M., Allen J., Curran K., Touslee S., (2015) Water Quality Assessment: The effects of land use and land cover in urban and agricultural land. Kansas State University, Natural Resources and Environmental Sciences. Reporte Final.

Brown R.M., Mc Cleil, Deininger R.A. and O'Conner M.F. (1972) A water quality index crasing the psychological barrier, Edt. Bys. H. Jenkis, proc. Int. Conf. on water poll, Res. Jerusalem. 6,787-797.

Camargo A., Juarez J. (2004) Chicxulub's Cretaceous-Tertiary Boundary Twin Crater. Was There a Double Impact in the Yucatan Peninsula?, recuperado el 7 de mayo de 2016.

CCME (2001). Canadian environmental quality guidelines for the protection of aquatic life. "CCME water quality index 1.0 technical report", 13 pp.

CNA (1999). Comisión Nacional del Agua. Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua. http://www.paot.org.mx/centro/ine-semarnat/informe02/estadisticas_2000/compendio_2000/03dim_ambiental/03_02_Agua/data_agua/RecuadroIII.2.2.2.htm Recuperado el 24 de noviembre de 2015

COTASMEY (2012). Comité Técnico de Aguas Subterránea para la Zona Metropolitana de Mérida. "Consejo de Cuenca de la Península de Yucatán". Mérida, Yucatán, 19 pp.

Deepak S., Singh N.U., (2013) Water Quality Index for Ground Water (GWQI) of Dahr town, MP, India. "International Research Journal of Environment Sciences" 2(11). 72-77.

DOEY (2013). Decreto número 117 que establece el Área Natural Protegida denominada Reserva Estatal Geohidrológica del Anillo de Cenotes (suplemento). Diario Oficial Estado De Yucatán. Disponible en http://www.conacyt.gob.mx/cibiogem/images/cibiogem/sistema_nacional/documentos/ANPL/Yuc/1-Dec-RESERV-ANILLO-CENOTES.pdf Recuperado el 25 de febrero de 2015.

Fernández N., Parada, F. (2005) Índices de Calidad y de Contaminación del Agua En: Colombia Ed: Universidad de Pamplona, 200.

Fernández N., Ramírez A., Solano F. (2004) Physicochemical Water Quality Indices - A Comparative Review. "BISTUA". Universidad de Pamplona, Colombia (2), 19-30.

Ishaku J.M., Ahmed A.S., Abubakar M.A. (2012) Assessment of groundwater quality using water quality index and GIS in Jada, northeastern Nigeria. "International Research Journal of Geology and Mining (IRJGM)",2 (3), 54-61.

Koppen, W. (1923). Die Klimate der Erde. Walter de Gruyter, Berlín, Alemania.

Lerner D., Harris B. (2009) The relationship between land use and groundwater resources and quality. "Elsevier" Catchment Science Centre, Kroto Reseach Institute, University of Sheffield, United Kingdom.

MAGRAMA (2015) Índice de Calidad General ICG, Madrid, España. 11 p. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/indice_de_calidad_general_tcm7-16049.pdf. Recuperado el 1 de abril de 2015.

Nasirian M. (2007). A New Water Quality Index for Environmental Contamination Contributed by Mineral Processing: A Case Study of Amang (Tin Tailing) Processing Activity. "Journal of Applied Sciences", 7(20), 2977-2987

Pacheco A.J., Cabrera S.A., Marin L.E. (2000). Bacteriological contamination in the karstic aquifer of Yucatán, Mexico. "Geofísica Internacional", (39) 3, 285-291.

Pacheco A.J. (2013). Reserva hidrogeológica para el abastecimiento de agua con calidad para la zona metropolitana de Mérida, Yucatán. Reporte Final. Financiado por CONACYT- Gobierno del Estado de Yucatán, YUC 2008-C-07-108520. Universidad Autónoma de Yucatán.

Pacheco J. G., Cabrera S.A., Zetina C. E. (2014) Caracterización del agua subterránea del Estado de Yucatán por medio de un índice global de calidad del agua. "CM Revista Metropolitana" COMEY (1) 4, 14-19.

Pérez R., Pacheco J. (2004) Vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación de nitratos en el estado de Yucatán. "Ingeniería", 8, 33-42.

Ribeiro L., Paralta E., Nascimento J., Amaro S., Oliveira E., Salgueiro R. (2002). A agricultura e a delimitacao das zonas vulneraveis aos nitratos de origen agricola segundo a Directiva 91/676/CE. En "Proc. III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua", Universidad de Sevilla, España, 508-513.

Saeedi M., Abessi O., Sharifi F., Meraji H. (2008) Development of groundwater quality index. "Environmental Monitoring Assessment" 163, 327-335

NOM-127-SSA1-1994. Norma Oficial Mexicana “Salud Ambiental, Agua Para Uso y Consumo Humano-Límites Permisibles de Calidad y Tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización” Diario Oficial de la Federación. México, D.F.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (1988) Sinopsis Geohidrológica del Estado de Yucatán. Dirección General de Administración y Control de Sistemas Hidrológicos, México, D.F.

S. Siegel (2009) Estadística No Paramétrica, 4ª edición, Trillas, México, D.F.

Soltan M.E. (1997) Evaluation of Ground Water Quality in Dakhla Oasis (Egyptian Western Desert). “Environmental Monitoring and Assessment” 57, 157-168.

Steinich B., Marin L. (1996). Determination of Flow Characteristics in the Aquifer of the Northwestern Peninsula of Yucatan Mexico. Journal of Hydrology 191. 315-331.

United Nations Environment Programme Global Environment Monitoring System/Water Programme (2007) Global Drinking Water Quality Index Development and Sensitivity Analysis Report, UNEP GEMS/Water Programme Office c/o National Water Research Institute, Ontario, Canada.

Van Helmond C.A.M., Breukel R.M.A. (1997). Physico-Chemical Water Quality Indices. En: J.J. Ottens, F.A.M. Claessen, P.G. Stoks, J.G. Timmerman and R.C. Ward (eds) – “Monitoring, tailor-made II. Proceedings of an International workshop on information strategies in water management”, Nunspeet, The Netherlands, 475- 479.

Vasanthavigar M., Srinivasamoorthy K., Vijayaragavan K., Rajiv Ganthi S., Chidambaram S., Anandhan P., Manivannan R., Vasudevan S. (2010) Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India “Environmental Monitoring and Assessment” 171:595-609

Velasco, H. G. (2012) Caracterización del agua subterránea mediante índices de calidad en el departamento El Paraíso, Honduras. Proyecto especial de graduación

del programa de Ingeniería en Desarrollo Socioeconómico y Ambiente, Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano. Honduras. 28 pp.

ANEXO 1

ESTÁNDARES DE CALIDAD DEL AGUA

Los estándares que son aplicables para este trabajo de tesis, son la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (1995) y las Guías para la calidad de agua potable de la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2004).

La NOM establece límites permisibles de calidad del agua para uso y consumo humano en lo referente a sus propiedades físicas, químicas y microbiológicas de acuerdo a las Tablas 1, 2 y 3 (Anexo).

Tabla 1. Límites permisibles para características microbiológicas

CARACTERÍSTICA	LÍMITE PERMISIBLE
Organismos coliformes totales	Ausencia o no detectables
E. coli o coliformes fecales u organismos termotolerantes	Ausencia o no detectables

Fuente: Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (1995).

Tabla 2. Límites permisibles para características fisicoquímicas. Los límites se expresan en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad.

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE
Aluminio	0.20
Arsénico	0.05
Bario	0.70
Cadmio	0.005
Cianuros (como CN-)	0.07
Cloro residual libre	0.2-1.50
Cloruros (como Cl-)	250.00
Cobre	2.00
Cromo total	0.05
Dureza total (como CaCO ₃)	500.00
Fenoles o compuestos fenólicos	0.001
Hierro	0.30
Fluoruros (como F-)	1.50
Manganeso	0.15
Mercurio	0.001
Nitratos (como N)	10.00
Nitritos (como N)	0.05
Nitrógeno amoniacal (como N)	0.50
pH (potencial de hidrógeno) en unidades de pH	6.5-8.5
Plaguicidas en microgramos/l: Aldrín y dieldrín (separados o combinados)	0.03
Clordano (total de isómeros)	0.30
DDT (total de isómeros)	1.00
Gamma-HCH (lindano)	2.00
Hexaclorobenceno	0.01
Heptacloro y epóxido de heptacloro	0.03
Metoxicloro	20.00
2,4 – D	50.00
Plomo	0.025
Sodio	200.00
Sólidos disueltos totales	1000.00
Sulfatos (como SO ₄ =)	400.00
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	0.50
Trihalometanos totales	0.20
Zinc	5.00

Fuente: Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (1995)

Nota 1. Los límites permisibles de metales se refieren a su concentración total en el agua, la cual incluye los suspendidos y los disueltos.

Nota 2. El límite permisible para arsénico se ajustará anualmente, de conformidad con la Tabla 3:

Tabla 3. Cumplimiento gradual de límite permisible de arsénico

LÍMITE PERMISIBLE (mg/l)	AÑO
0,045	2001
0,040	2002
0,035	2003
0,030	2004
0,025	2005

Fuente: Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (2000)

Por su parte, la OMS (2004) también ha establecido valores de referencia para ciertos parámetros químicos y microbiológicos de acuerdo a las Tablas 4 y 5 (Anexo).

Existen sustancias químicas de origen natural para las cuales la OMS no ha establecido valores de referencia, como lo son los cloruros, sales causantes de dureza, pH, sodio, sulfato y sólidos disueltos totales. La explicación para lo anterior, se debe a que las concentraciones y valores de dichas sustancias de origen natural en el agua de consumo son considerablemente menores que los que podrían producir efectos tóxicos.

Tabla 4. Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas de origen natural cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud

SUSTANCIA	VALOR DE REFERENCIA (mg/l)
Arsénico	0.01
Bario	0.7
Boro	0.5
Cromo	0.05
Fluoruro	1.5
Manganeso	0.4
Molibdeno	0.07
Selenio	0.01
Uranio	0.015

Fuente: Organización Mundial de la Salud. (2004) "Guías para la calidad del agua potable"

Tabla 5. Valores de referencia para la verificación de la calidad microbiológica

TIPO DE AGUA	MICROORGANISMOS	VALOR DE REFERENCIA
Toda agua destinada a ser bebida	E. coli o bacterias coliformes termotolerantes	No detectables en ninguna muestra de 100 ml
Agua tratada que alimenta al sistema de distribución		
Agua tratada presente en el sistema de distribución		

Fuente: Organización Mundial de la Salud. (2004) "Guías para la calidad del agua potable"

ANEXO 2

INDICES NUMERICOS DE CALIDAD DEL AGUA POR MUNICIPIO POR AUTOR

MUNICIPIO	CCME CON COLIFORMES	CCME SIN COLIFORMES	VASANTHAVIGAR	SOLTAN	ISHAKU
ABALA	42.8	78.42	87.03	56.80	65.01
ACANCEH	49.8	100.00	50.86	40.81	40.02
BACA	43.2	100.00	49.64	38.02	35.96
BOKOBA	46.4	100.00	44.01	35.66	34.45
CACALCHEN	57.5	100.00	40.03	32.11	31.21
CANSAHCAB	51.8	100.00	43.86	36.77	32.92
CENOTILLO	38.7	83.40	69.05	54.76	53.82
CONKAL	42.6	100.00	54.47	43.54	42.05
CUZAMA	41.6	94.59	42.47	32.52	31.92
CHICXULUB PUEBLO	60.4	100.00	53.98	43.12	42.29
CHOCHOLA	33.4	73.25	90.72	65.15	67.02
DZEMUL	42.6	94.59	44.71	34.53	33.36
DZIDZANTUN	64.8	83.40	74.28	59.73	59.37
DZILAM DE BRAVO	40.2	72.28	91.42	70.28	66.90
DZILAM GONZALEZ	61.4	94.59	59.86	47.86	45.30
DZONCAUICH	44.1	100.00	41.79	32.88	31.77
HOCABA	51.2	100.00	52.41	40.03	38.49
HOCTUN	41.9	100.00	46.86	36.50	34.69
HOMUN	61.7	100.00	41.14	32.72	31.29
HUNUCMA	47.1	94.58	62.06	49.03	49.19
IXIL	42.3	100.00	50.42	38.78	37.51
IZAMAL	90.0	100.00	38.70	30.60	29.51
KANASIN	44.1	100.00	52.12	41.95	41.21
KINCHIL	37.7	79.35	79.64	59.17	58.92
MERIDA	63.4	100.00	56.52	44.54	43.04
MOCOCHA	45.6	100.00	51.55	39.75	38.15

MOTUL	41.1	94.12	48.91	42.87	40.63
MUXUPIP	43.7	100.00	49.58	38.42	36.96
PROGRESO	39.2	79.36	79.76	60.47	59.46
SAMAHIL	42.4	85.05	75.61	57.86	56.82
SANAHCAT	44.3	100.00	46.95	37.40	35.31
SEYE	43.0	100.00	50.81	38.81	37.46
SINANCHE	43.7	70.31	113.26	84.51	83.54
SUMA	44.1	100.00	49.53	37.74	35.48
TAHMEK	52.7	94.59	52.10	39.09	38.06
TECOH	45.2	100.00	51.64	39.44	38.58
TEKANTO	55.9	94.59	35.27	28.35	27.51
TELCHAC PUEBLO	44.4	100.00	49.62	40.23	38.03
TELCHAC PUERTO	42.0	94.59	48.18	37.25	35.08
TEMAX	53.0	100.00	38.54	31.07	30.62
TEPAKAN	39.7	92.89	58.11	50.61	52.74
TETIZ	43.7	86.04	67.61	52.41	51.41
TEYA	41.7	87.68	60.18	53.83	55.80
TIMUCUY	54.5	100.00	54.63	42.53	42.20
TIXKOKOB	43.7	100.00	59.86	47.15	45.26
TIXPEHUAL	41.0	100.00	54.11	41.85	40.42
UCU	32.6	66.32	110.26	82.56	87.02
UMAN	42.1	93.95	60.62	51.09	51.46
XOCHEL	68.5	94.59	57.10	43.16	41.70
YAXKUKUL	39.4	89.18	60.68	47.60	46.78
YOBAIN	44.3	100.00	37.17	28.40	26.42

INDICES CUALITATIVOS DE CALIDAD DEL AGUA POR MUNICIPIO POR AUTOR

MUNICIPIO	CCME CON PARAMETROS BACTERIOLOGICOS	CCME SIN PARAMETROS BACTERIOLOGICOS	VASANTHAVIGAR	SOLTAN	ISHAKU
ABALA	5	3	2	3	3
ACANCEH	4	1	2	2	2
BACA	5	1	1	1	2
BOKOBA	4	1	1	1	2
CACALCHEN	4	1	1	1	2
CANSAHCAB	4	1	1	1	2
CONKAL	5	1	2	2	2
CUZAMA	5	2	1	1	2
CHICXULUB PUEBLO	4	1	2	2	2
CHOCHOLA	5	3	2	4	3
DZEMUL	5	2	1	1	2
DZIDZANTUN	4	2	2	3	3
DZILAM DE BRAVO	5	3	2	4	3
DZILAM GONZALEZ	4	2	2	2	2
DZONCAUICH	5	1	1	1	2
HOCABA	4	1	2	2	2
HOCTUN	5	1	1	1	2
HOMUN	4	1	1	1	2
HUNUCMA	4	2	2	2	2
IXIL	5	1	2	1	2
IZAMAL	2	1	1	1	2
KANASIN	5	1	2	2	2
KINCHIL	5	3	2	3	3
MERIDA	4	1	2	2	2
MOCOCHA	4	1	2	1	2
MOTUL	5	2	1	2	2
MUXUPIP	5	1	1	1	2

PROGRESO	5	3	2	3	3
SAMAHIL	5	2	2	3	3
SANAHCAT	5	1	1	1	2
SEYE	5	1	2	1	2
SINANCHE	5	3	3	4	4
SUMA	5	1	1	1	2
TAHMEK	4	2	2	1	2
TECOH	4	1	2	1	2
TEKANTO	4	2	1	1	2
TELCHAC PUEBLO	5	1	1	2	2
TELCHAC PUERTO	5	2	1	1	2
TEMAX	4	1	1	1	2
TEPAKAN	5	2	2	2	3
TETIZ	5	2	2	3	3
TEYA	5	2	2	3	3
TIMUCUY	4	1	2	2	2
TIXKOKOB	5	1	2	2	2
TIXPEHUAL	5	1	2	2	2
UCU	5	3	3	3	4
UMAN	5	2	2	3	3
XOCHEL	3	2	2	2	2
YAXKUKUL	5	2	2	2	2
YOBAIN	5	1	1	1	2

*1 Excelente, 2 Buena, 3 Regular, 4 Marginal, 5 Pobre.