



Propuesta de inclusión en la lista de especies del Coral *Orbicella annularis*

Orbicella annularis (Ellis & Solander, 1786).

5.7.1 Datos generales del responsable de la propuesta:

Nombre: Baruch Figueroa Zavala

Domicilio: Km 104 carr. Puerto Juárez-Tulum, Akumal, Q. Roo

Teléfono: 984 8759095

Fax: NA

Correo electrónico: baruch.figzav@gmail.com

Institución: Centro Ukana I Akumal AC (Centro Ecológico Akumal)

5.7.2 Nombre científico válido (citando la autoridad taxonómica), los sinónimos más relevantes y nombres comunes de la especie que se propone incluir, excluir o cambiar de categoría en la lista de especies en riesgo y motivos específicos de la propuesta.

Orden: Scleractinia (Bourne, 1900)

Familia: Merulinidae (Verrill, 1865)

Nombre científico: *Orbicella annularis* (Ellis & Solander, 1786)

Sinónimos: *Astrea annularis* Ellis & Solander, 1786 (combinación previa)

Heliastrea annularis Ellis & Solander, 1786 (combinación previa)

Madrepora annularis Ellis & Solander, 1786 (combinación original)

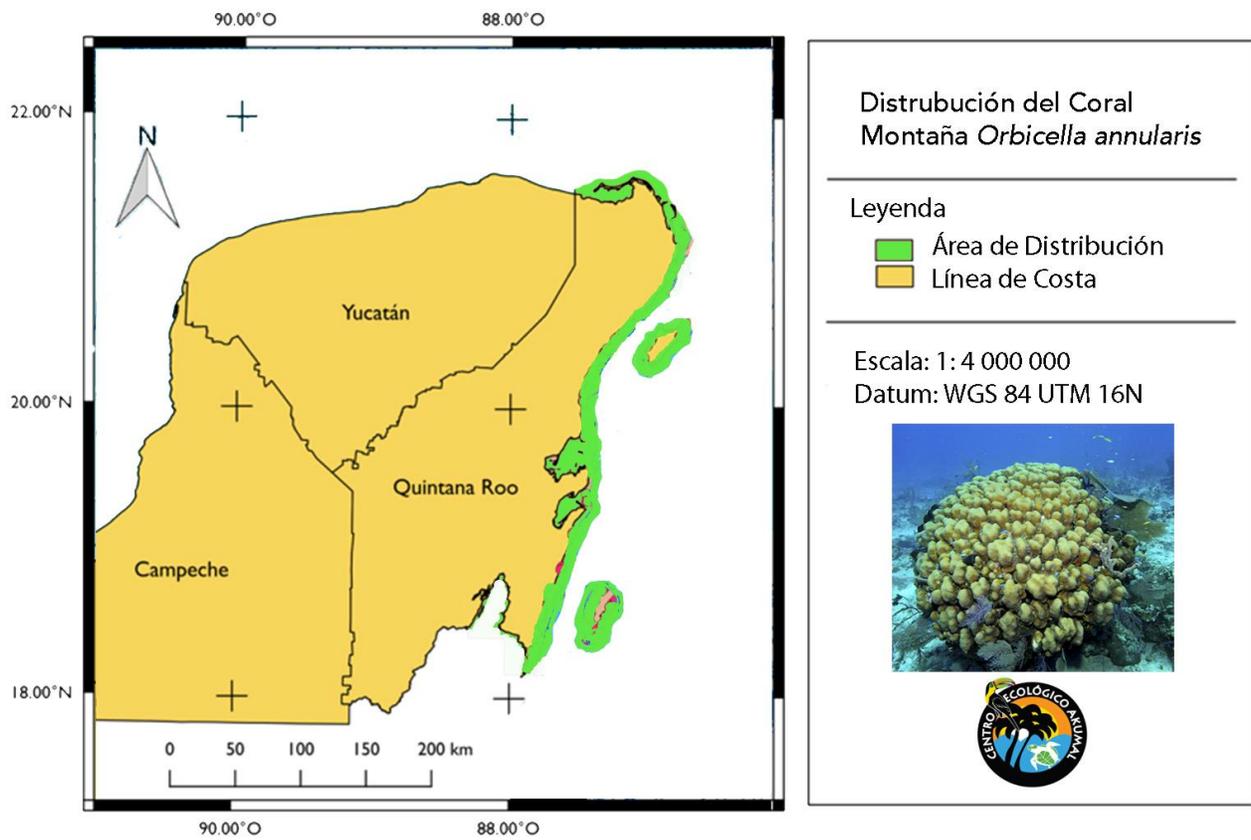
Montastraea annularis Ellis & Solander, 1786 (combinación previa)

Montastrea annularis Ellis & Solander, 1786 (combinación ortografía errónea)

Nombre común: Coral de estrellas rocoso o masivo, (Rocky star coral en inglés)

EL coral masivo o escleractinio *Orbicella annularis* (Coral de estrellas rocoso) está gravemente afectado por lo que ha sido incluido en la lista roja de la IUCN (EN- en peligro-) así como también en el Apéndice II de CITES. Sin embargo no está incluido en la NOM-059-SEMARNAT-2010 en la categoría de Protección Especial (Pr). El hábitat del cual depende es el arrecife coralino de alta complejidad estructural, formado principalmente en Quintana Roo y el resto del Atlántico por esta especie de coral y los del género *Acropora* (*A. cervicornis* -cuerno de ciervo- y *A. palmata* -cuerno de alce-), estos últimos protegidos por la NOM-059-SEMARNAT-2010; además de ser considerados en peligro crítico de extinción (CR) por la lista roja de la IUCN e incluidas en el Apéndice II de CITES. Ya que desde los años 80's, estas especies constructoras de arrecife y posteriormente corales masivos como los de la especie *O. annularis*, se han visto fuertemente afectadas por el crecimiento acelerado de la población humana, la sobrepesca, la contaminación costera, el calentamiento global, y las especies invasoras. Lo cual ha traído como consecuencia incremento de macroalgas, el brote de enfermedades, blanqueamiento, disminución considerable en la tasa de reproducción y de calcificación de los corales, las cuales son las responsables de la formación y persistencia de la estructura arrecifal. Esto conlleva a su vez a la reducción en la densidad

del esqueleto coralino, haciendo que se vuelvan más frágiles ante el rompimiento físico ocasionado por fenómenos meteorológicos como tormentas y huracanes que han aumentado en frecuencia e intensidad en los últimos años y por las actividades turísticas, en Quintana Roo. Volviendo a los corales menos resilientes y más vulnerables. Por lo cual, y ante la degradación y fragmentación de su hábitat, la perennidad de una población ecológicamente se ve amenazada; ante esta situación, se recomienda incluir a *O. annularis* (Coral de estrellas rocoso) en la NOM-059-SEMARNAT-2010 en la categoría de especies amenazadas.



5.7.3 Mapa del área de distribución geográfica de la especie o población en cuestión, en un mapa de México escala 1:4 000 000, con la máxima precisión que permitan los datos existentes. Este mapa debe incluirse en el criterio A del Anexo Normativo I, MER para el caso de Anfibios, Aves, Hongos, Invertebrados, Mamíferos, Peces y Reptiles; y para el caso de Plantas en el criterio A del Anexo Normativo II.

5.7.4 Justificación técnica científica de la propuesta que incluya al menos los siguientes puntos:

a) Análisis diagnóstico del estado actual que presentan la población o especie y su hábitat; esta diagnosis debe definir los métodos utilizados para desarrollarla y debe incluir los antecedentes del estado de la especie y su hábitat o, en su caso, de la población, que son el motivo de la propuesta.

El complejo *Orbicella annularis* (antes *Montastraea annularis*), reconocido por Knowlton et. al., (1992,1997) y Weil & Knowlton (1994), (Van Veghel 1994; Szmant et. al. 1997; Hagman et. al. 1998a, b; Sánchez et. al. 1999) que comprende tres especies que incluyen a *O. annularis*, *O. faveolata* y *O. franksii*, sobrevivieron al gran episodio de extinción, por lo que ofrecen grandes y continuas muestras de estudio de fenómenos ocurridos a través del tiempo geológico (Budd & Klauus, 2001). Además presentan dominancia ecológica en muchos arrecifes modernos dentro de la región del Atlántico, desde hace aprox. 2-1.5 Ma. (Knowlton & Budd in press), en donde son simpátricas en términos generales, están distribuidas cercanamente, y se encuentran entre las especies más importantes constructoras de arrecifes (Fukami et. al., 2004). Por lo que proporcionan un sistema excelente como modelo por ejemplo para estudios del nivel de evolución de los caracteres de las especies de corales arrecifales y pueden ser utilizados como proxys (cualquier línea de evidencia que proporcione medidas indirectas de los climas o ambientes en el tiempo y espacio).

Las especies que comprenden el complejo *Orbicella annularis*, se sobrelapan en general en profundidades intermedias, aunque *O. faveolata* tiene la distribución mas somera. Por su parte, *Orbicella annularis* habita en diversas partes del arrecife, aunque son más comunes en las lagunas y laderas superficiales de arrecifes semi-protegidos (<http://coral.aims.gov.au/factsheet.jsp?speciesCode=0588>: corals of the world), localizados en zonas poco profundas, bien iluminadas y cercanas a las costas. Abundan entre 1 y 10 metros, aunque su rango va desde 0,5 a 82 m de profundidad (Reed, 1985). *O. annularis*, es una especie de coral escleractinio o formadora de arrecife, que constituye uno de los productores primarios más importantes y son los responsables de la formación y mantenimiento de la estructura arrecifal (Muscatine & Weis, 1992) durante su crecimiento, por su simbiosis mutualista obligada con dinoflagelados endosimbiontes del genero *Symbiodinium*, comúnmente llamadas zooxantelas (Muscatine, 1990; Muscatine et. al., 1998). Después de la reducción poblacional del coral cuerno de alce (*Acropora palmata*), esta especie de coral masivo se convirtió en uno de los principales formadores de arrecifes en hábitats someros en gran parte del Caribe (Goreau, 1959). Brindando refugio, protección y alimentación a un gran número de invertebrados marinos (<http://eol.org/pages/1006567/details>: EOL).

Como los demás corales escleractinios pueden reproducirse tanto sexual como asexualmente. Las colonias de estos corales son hermafroditas (con ambos sexos) y se reproducen sexualmente por la liberación de paquetes de gametos que contienen huevos y esperma a la columna de agua, donde ocurre la fertilización externa (Van Veguel y bak, 1994; Szmant, 19991; Szmant et. al., 19997). Además se ha observado reproducción asexual en sus poblaciones por aumento de colonias nuevas originadas por fisión. Su tasa de fertilización suele ser baja y su fecundidad parece depender de la profundidad (Vllinski, 2003); *O. annularis* presenta un episodio de desove masivo en diferentes zonas del caribe, de 6 a 9 días después de la luna llena, generalmente en agosto y septiembre (Levitán et. al, 2004). En general, el patrón característico de desove de *O. annularis* es en parches dentro de una misma colonia, tardando aproximadamente 20 min en liberar los paquetes de gametos (Van Veguel y Bak, 1994; Knowlton et. al. 1997; Bastidas et. al., 2005). Después de liberar los gametos se forma una gran masa en la superficie del agua, la cual puede permanecer un día o más dependiendo de las condiciones hidrodinámicas (Szmant y Meadows en prensa). Las colonias de *O. annularis* son fértiles a partir de tallas de 100 cm² (Szmant 1991; Van vegel y Kahmann, 1994). La fecundidad y el número de gónadas por pólipo, así como de huevos por gónada (~ 120 huevos/paquete: 12 gónadas por pólipo; 7 a 10 huevos por gónada (Szmant, 1991) incrementan con el tamaño de la colonia.

Las especies exhiben principalmente dos modos de desarrollo, una larva planctónica que proviene de la liberación de gametos, y una larva incubada. Estas características permiten un amplio espectro de potenciales de dispersión entre especies de corales (Fadlallah, 1983; Harrison y Wallace, 1990; Richmond y Hunter, 1990). Por su característica de especie liberadora de gametos, se infiere que las larvas de los corales *O. annularis* presentan un alto potencial de dispersión (Harrison & Wallace, 1990). Presentan además otras tres características que pueden contribuir a su dispersión, estas son: 1) gametos con alta flotabilidad positiva una vez liberados, 2) mínimo de 3 a 5 días para que la larva plánula complete su desarrollo, luego de la fertilización, y 3) larvas con flotabilidad positiva durante las primeras 56 a 78 horas de desarrollo. Por lo que, los gametos, embriones y larvas pueden ser transportados pasivamente por las corrientes las primeras horas luego de la liberación de gametos y de la fertilización, tiempo en el cual pueden ser dispersados lejos del arrecife de origen hasta que las larvas pierdan la flotabilidad positiva y desarrollen la habilidad de cambiar la posición en la columna de agua (Szmant et. al. 1997; Szmant y Meadows en prensa). Tras deambular por la columna de agua marina, las larvas plánulas se adhieren al sustrato o rocas y comienzan su metamorfosis hasta convertirse en pólipo y nuevo coral. Su tasa de crecimiento varía según regiones y profundidades entre 0,06 y 1,23 cm/año, con una media de un centímetro al año (Gladfelter, 1978, Hubbard y Scaturro, 1985).

El SAM en México presenta un potencial de alta dispersión de larvas de corales, por ser adyacente a la Corriente de Yucatán (que va del mar Caribe al Golfo de México), una de las corrientes de frontera más intensas y dinámicas del planeta, cuyas características oceanográficas, además de determinar en gran medida las condiciones físicas del ambiente costero, tienen implicaciones en el transporte de nutrientes, larvas y contaminantes (e.g., Merino, 1986, 1997; Sheinbaum et. al., 2002; Chávez et. al., 2003; Ezer et. al.,

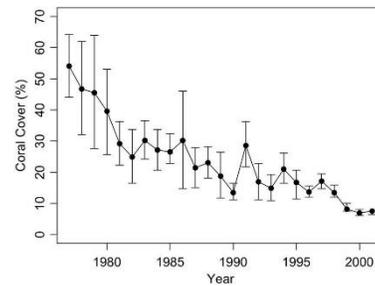
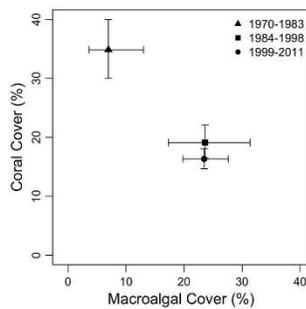
2005). Las corrientes de la costa presentan un flujo predominante hacia el norte (Kjerfve, 1994, Chávez-Hidalgo, 2009), iniciando en los arrecifes de Xcalak y/o Banco Chinchorro para continuar hacia el norte pasando por los arrecifes de la región central hasta Isla Contoy, para después subir a la plataforma yucateca, lo cual favorece una conectividad entre los arrecifes y el intercambio genético, sugiriendo la integración del SAM en México como un solo ecosistema. Esto también asegura un mantenimiento de la complejidad de la estructura comunitaria del arrecife, y por lo tanto la estabilidad del ecosistema arrecifal (Chávez-Hidalgo, 2009).

La salud genética de la población de corales del Caribe Mexicano depende entonces de la conectividad de los hábitats y del patrón hidrodinámico regional. El cual puede afectar y cambiar los niveles de flujo genético entre poblaciones de invertebrados marinos dependiendo de la escala geográfica, aun para aquellas especies con un alto potencial de dispersión (Slatkin 1985; Sheltema, 1986; Benzie & Williams, 1997). Varios estudios han mostrado una separación genética de diferentes especies produciendo larvas entre las cuencas este y oeste del gran Caribe (Baums *et al.*, 2006; Purcell *et al.*, 2009). A pesar de que en la costa de Quintana Roo, Caribe Mexicano, la corriente de Yucatán tiende a ser muy bien definida con velocidades altas de hasta 2 m/s de orientación sur/norte, no obstante, diferentes giros al sur de Banco Chinchorro y en el Canal de Yucatán al norte pueden representar barreras para la dispersión de larvas (Carrillo *et al.*, 2015; Briones *et al.*, 2008; Cetina *et al.*, 2006). Estas barreras y condiciones de complejidad del hábitat pueden explicar las conexiones genéticas pero no demográficas de la estructura de poblaciones de ciertas especies de corales de arrecifes del Caribe y del Golfo de México (Purcell *et al.*, 2009).

Por otra parte, en los últimos 15 años la estructura masiva de los corales que conforman el complejo *Orbicella annularis* han experimentado una rápida degradación en su salud, decremento en abundancia y tamaño, debido a impactos antropogénicos como sobrepoblación, sobrepesca contaminación costera, calentamiento global, y especies invasoras (Jackson, 2014). Como consecuencia en muchos arrecifes del Atlántico occidental estas especies ya no son corales dominantes, y han sido reemplazados por otras especies de corales oportunistas, invertebrados agresivos y macroalgas, aunque la ocurrencia de dichos eventos es variable. La mortalidad generalizada de colonias se ha desencadenado por eventos de blanqueamiento masivo, con enfermedades que se presentan después de que el coral comienza a recuperarse del blanqueamiento, además la predación por peces, competencia con algas, y sobrecrecimiento y bioerosión de esponjas contribuyen a mayores pérdidas. Por lo que las colonias del complejo de especies *O. annularis* han experimentado el nivel más alto de mortalidad parcial y total en comparación con otras especies. Además, en las últimas décadas no se ha registrado un evento de reclutamiento de corales significativo. Y las colonias de gran tamaño que han sobrevivido hasta ahora consisten de pequeños fragmentos de tejido que continúan disminuyendo de tamaño. Esto tiene consecuencias muy negativas para el arrecife ya que el periodo de vida de estos corales es largo, presentan tasas lentas de crecimiento y son menos capaces de recolonizar un arrecife por medio del reclutamiento sexual o fragmentación, presentan madurez sexual tardía, desarrollo de grandes colonias con tasas de mortalidad parcial o total de la colonia, y capacidad de regeneración moderada en comparación con otras especies de corales (Bak & Engel, 1979; Meesters *et al.* 1996; Bruckner, 2012).

Estos efectos se hicieron evidentes en el 2003 cuando salieron a la luz una serie de publicaciones en la revista Science que reportaban una reducción de la cubierta coralina de más de 50% en los años 70s lo cual se hizo aún más drástico en la actualidad, reportando tasas del 10%. Lo cual estuvo seguido por un evento de blanqueamiento masivo en 2005, y posteriormente una alta mortalidad de corales por enfermedades en diferentes sitios. Por lo que los corales saludables se han vuelto cada vez más raros. Por lo que el Global Coral Reef Monitoring Network llevo a cabo una evaluación a largo plazo de 1970-2012 en 90 diferentes arrecifes a lo largo del Caribe para obtener datos de la cubierta coralina cubriendo diferentes ambientes arrecifales como lagunas someras y plataformas combinado con datos de ambientes profundos como el frente arrecifal. Con un rango de profundidad de 1-20m. Ya que antes de esto había muy poca información, lo cual comenzó a cambiar cuando se presentó una mortalidad masiva en 1983-1984 del erizo *Diadema antillarum* un importante herbívoro de arrecifes, que es cuando comenzaron diferentes programas de monitoreo. Por otra parte también se observaron patrones opuestos entre la cubierta de coral y la de macroalgas, lo cual constituye un gran y persistente cambio de fase de dominancia de coral a comunidades de macroalgas el cual ha persistido por 25 años en el Caribe. Dicho patrón estuvo apoyado por análisis ordenados de composición de comunidades bénticas (Jackson, 2014).

Grafica de las estimaciones de la disminución porcentaje anual de cubierta coralina y cambios de dominancia de coral a una comunidad de macroalgas en toda la región del Caribe



Evolución de la cubierta coralina en el Caribe desde el inicio de los 1970s (datos extraídos del reporte técnico CEP para el Caribe)

Recientemente, Suchley & Alvarez Filip (2018), evaluaron 48 sitios en el Caribe Mexicano dentro de siete Áreas Marinas Protegidas (MPAs) cercanas a áreas no protegidas para evaluar los detonadores de la condición de los arrecifes de coral en el Caribe Mexicano. Encontrando que las actividades humanas limitan la efectividad de la protección. Planteando que la cubierta de coral esta relacionada positivamente con características de protección, sin embargo esta disminuye significativamente en sitios con alta actividad humana. Puntualizando que si no se implementa una estrategia de manejo integral de zonas costeras, el creciente desarrollo costero reducirá la cubierta de coral a pesar de la amplia protección a lo largo de una MPA. Con un escenario proyectado a 20 años para la cobertura de coral, la cual se plantea disminuirá bajo las presiones medioambientales, se proponen medidas para mitigar estos efectos. Por otra parte plantean que las autoridades competentes deben reconocer el impacto perjudicial de desarrollo costero descontrolado y aplicar construcciones rigurosas y regulaciones de aguas residuales además de la protección marina.

Los estudios realizados por el Centro Ukana I Akumal (mejor conocido como CEA) han registrado la pérdida de cobertura de estas especies de coral en particular a través de más de 10 años de monitoreo arrecifal en los arrecifes aledaños a Akumal (Figueroa-Zavala y Penié-Rodríguez, 2015). Los datos apuntan a que el ecosistema arrecifal está siendo amenazado por la sobre-explotación turística, identificándose efectos negativos en este tipo de corales, afectando la resiliencia de la comunidad coralina en los arrecifes de Akumal (Gil et al., 2015).

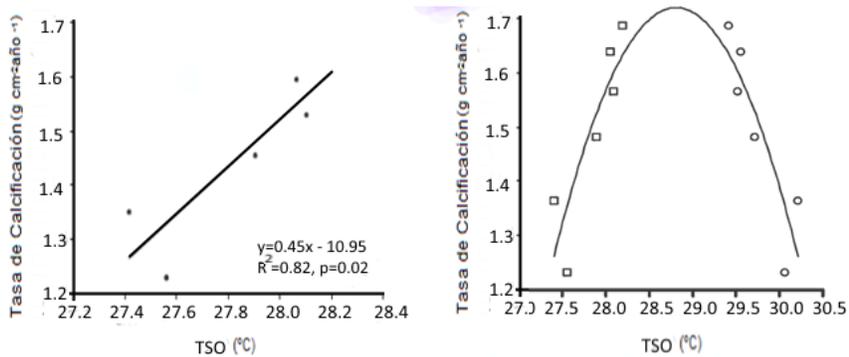
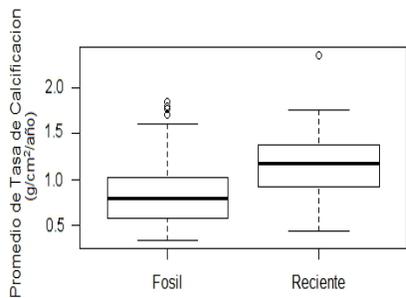
Por otra parte, la utilización de especies de corales masivos como proxys ha tomado importancia en las últimas décadas, ya que estos proporcionan registros climáticos y ambientales tanto de los últimos siglos (a partir de corales vivos) como de periodos de tiempo más largos (a partir de los corales fósiles bien datados y preservados). Los cuales son útiles dado que los registros instrumentales del tiempo y clima son limitados, pues cubren tan solo algunos siglos y ese periodo de tiempo es insuficiente para juzgar si los incrementos en la temperatura global observados recientemente son normales o no y hasta qué grado la emisión continua de los gases de efecto invernadero por la actividad humana tiene influencia. Por lo que es necesario utilizar otras herramientas que proporcionen registros más extensos, pues la predicción de los cambios ambientales y climáticos futuros, depende del conocimiento y comprensión de los fenómenos que han ocurrido en el pasado y presente (Allemand et al. 2004). En este sentido los corales presentan aspectos biológicos únicos que los hacen aptos como registros oceánicos suplementarios, ya que proveen un archivo especialmente útil porque han sobrevivido largos periodos de tiempo geológico, por su amplia distribución, su bandeo temporal y su geoquímica apropiada para registrar información sobre el medio ambiente. Estos aspectos de la biología del coral los convierten en un monitor del cambio climático (Bernal & Carriquiry, 2001).

Por lo que se han realizado estudios por ejemplo de cambios de nivel del mar y temperatura (efecto de calentamientos globales anteriores), utilizando como proxys a los corales escleractínios que vivieron durante el último periodo interglaciar y se han hecho comparaciones con datos obtenidos utilizando corales que viven en el interglaciar actual con influencia antropogénica. Lo cual es útil para poder hacer predicciones sobre los efectos del cambio climático en el ecosistema marino, así como también para tener más información sobre la evolución futura del interglaciar actual y cuando debería comenzar normalmente el próximo periodo glacial. Por ejemplo, se han utilizado estratos de terrazas superpuestas de corales fósiles de muchos metros de espesor, dominados usualmente por arrecifes de alcance que siguieron la fase de aumento del nivel del mar (Gallup et al., 2002), en líneas de costa de regiones estables, como Florida, Bahamas (Jouzel, et al., 1987), y otros lugares (Osmond et al., 1965; Broecker & Thurber, 1965); así como las terrazas arrecifales en costas tectónicamente elevadas de la Península de Huon, Nueva Guinea (Veeh, 1966; Veeh & Chappell, 1970; Bloom et al., 1974; Gallup et al., 1994), y en Xcaret, Quintana Roo en la Península de Yucatán (Blanchon & Shaw, 1995; Hanebuth et al., 2000). Las cuales registran una elevación del mar de hasta +6m durante el Último interglaciar, cuando la temperatura fue más elevada que en el interglaciar actual (de acuerdo a diferentes registros).

Por otra parte, los parámetros de crecimiento, obtenidos utilizando las bandas de densidad, que presentan algunos géneros de corales masivos como *Orbicella* (Weil & Knowlton, 1994; Cairns, 1999), han sido ampliamente utilizadas como proxys de temperatura ya que sus representantes vivos *O. annularis*, *O. faveolata* y *O. franksii*, son considerados uno de los constructores

arrecifales más importantes del Atlántico tropical (Goreau 1959; Weil & Knowlton, 1994); además estas especies sobrevivieron al gran episodio de extinción, por lo que ofrecen grandes y continuas muestras de estudio de fenómenos ocurridos a través del tiempo geológico (Budd & Klaus, 2001). Además presentan dominancia ecológica en muchos arrecifes modernos dentro de la región del Atlántico, desde hace aprox. 2-1.5 Ma. (Knowlton & Budd in press), en donde son simpátricas en términos generales, están distribuidas cercanamente, y se encuentran entre las especies más importantes constructoras de arrecifes (Fukami et al., 2004). Por lo que se han utilizado para estudiar cambios ambientales tanto locales como globales (e.g. Druffel 1982, Dodge & Lang 1983).

Por ejemplo, en un estudio realizado en Quintana Roo por Muñoz (2018), se observó el patrón de crecimiento anual en forma de pares de bandas de alta y baja densidad, de corales masivos de la especie *Orbicella annularis* y *O. faveolata* fósiles de Xcaret que datan del Pleistoceno (Ultimo interglaciario) y modernos de la Bahía de Akumal y Bahía Chac, permitiendo determinar las características de crecimiento anual; densidad (g/cm^3), tasa de extensión lineal ($cm/año^{-1}$) y tasa de calcificación ($g/cm^2/año$). La comparación entre estos parámetros de crecimiento esquelético, indicaron diferencias entre la TSO del presente y el último máximo Interglaciario (gráfica), la cual se supone fue más elevada que la actual. Reflejándose en una disminución de la tasa de calcificación de *Orbicella* fósiles. Lo cual proporciona más información y da más pistas sobre el efecto a futuro que tendrá el rápido incremento de la TSO ocasionado por el Calentamiento Global Antropogénico resultado del aumento de concentraciones de gases de efecto invernadero, sobre las tasas de calcificación de *Orbicella* en esta área de la Península de Yucatán. Las cuales ya se ha observado que junto con las de otras especies de corales masivos de distintos sitios del Caribe han comenzado a disminuir (Carricart-Ganivet (2004).



Gráfica que muestra valores de calcificación promedio menores en los corales *O. faveolata* Fósiles de Xcaret que datan del Ultimo Interglaciario, en comparación con los Recientes de Akumal y Bahía Chac (Muñoz, 2018).

Se muestran los datos de la tasa de calcificación para *O. annularis* y *O. faveolata* obtenidos por Carricart-Ganivet (2004) en diferentes sitios del Caribe, asumiendo que la máxima tasa de calcificación ocurre a 28.8°C (gráfica del lado izquierdo). Sobrepasando este máximo óptimo de temperatura, la calcificación comienza a disminuir (gráfica del lado derecho).

En resumen, dada la degradación y la constante presión sufrida por los arrecifes de coral, hábitats esenciales para los corales como *O. annularis*, los cuales, no están protegidos por la NOM-059-SEMARNAT-2010 y siguen enfrentando grandes retos; Sumado con la baja abundancia que presentan estas especies de corales en la actualidad, estimamos que las poblaciones de *O. annularis* se encuentran bajo presión en Quintana Roo y deberían ser reconocidas como especies amenazadas dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010.

b) Relevancia ecológica, taxonómica, cultural y económica, en su caso.

Los corales constructores de arrecife crean el hábitat marino más diverso del planeta (Fukami et. al. 2004). El complejo de especies *Orbicella annularis* son los corales formadores de arrecife más importantes en el Atlántico occidental. La especie *O. annularis* que forma parte de este complejo forma colonias grandes, que viven por largos periodos de tiempo, los cuales han sido dominante por milenios (Jackson, 1992). Estos juegan un papel crítico en la construcción de arrecifes y la ecología de la comunidad (Goreau 1959; Knowlton, 1992). Hasta hace poco, se pensó que tendrían una capacidad mayor de sobrevivir periodos con condiciones adversas en comparación de las otras especies de coral (Johnson et. al., 1995). Sin embargo, ha ocurrido lo contrario al presentarse una creciente degradación de los arrecifes, la cual frecuentemente viene asociada a un cambio de fase de corales a una proliferación de algas, generalmente macroalgas y “turfs” (Bonaldo et. al., 2014), de las cuales las especies de herbívoros como los peces loro se alimentan regulando sus poblaciones, además estos peces también han disminuido drásticamente. Por lo que en un esfuerzo internacional multi-institucional encabezado por la Iniciativa Internacional de Arrecifes Coralinos (ICRI en inglés), el informe más reciente de la Red Mundial de Monitoreo de Arrecifes de Coral (Global Coral Reef Monitoring Network-GCRMN), y la IUCN, se documenta de manera cuantitativa la tendencia de la salud de los arrecifes de coral tomando datos recolectados los últimos 43 años (Jackson et al., 2014).

Los resultados de este estudio muestran claramente que:

- La salud de los arrecifes coralinos depende de un equilibrio ecológico entre los corales y algas en el que la herbivoría juega un papel fundamental.
- La población de herbívoros como los peces loro son un componente crítico de esta particularmente desde el declive del erizo de mar del género *Diadema* en los años 80: Los cuales también han disminuido por la pesca, la cual se está realizando donde las especies clave como meros y pargos han sufrido una disminución drástica.
- Las actividades humanas descontroladas juegan un papel primordial en la degradación del ecosistema arrecifal.

Estudios prehistóricos e históricos recientes han logrado vincular directamente la acreción de los arrecifes de coral, es decir la construcción y el crecimiento del hábitat, con la abundancia de herbívoros, confirmando que, a través de los siglos, el pez loro ha desempeñado un papel fundamental en mantener los arrecifes dominados por corales y limitar la proliferación de macroalgas (Cramer et al., 2017). Suchley y Álvarez Filip (2017). Recientemente se demostró que además de controlar la proliferación de macroalgas, la herbívora facilita la calcificación de importantes corales constructores de arrecifes como *Orbicella* en Puerto Morelos, Quintana Roo. Por lo que, la comunidad científica internacional y nacional estima que es urgente la protección y restauración de las poblaciones de coral como *O. annularis* y otros organismos asociados de los cuales depende la persistencia de los arrecifes de coral (ICRI, SOMAC 2017) en Quintana Roo.

Los arrecifes de coral están enfrentando graves amenazas por el cambio climático global y la contaminación antropogénica (Hughes et al., 2017) conduciendo a una disminución drástica en su cobertura y una proliferación de macroalgas. Por lo que cada vez toman mayor importancia las estrategias de manejo, que aseguren la permanencia de las funciones en el ecosistema, el crecimiento y sobrevivencia de los corales como *O. annularis* que son uno de los principales formadores de arrecifes y con esto asegurar la sobrevivencia de este ecosistema en México (Suchley & Alvarez Filip, 2017). Adam y colaboradores (2015) estiman que ante el incremento de los eventos perturbadores del cambio climático global, los esfuerzos de manejo enfocados hacia la protección de los herbívoros presenta uno de los mayores impactos.

La alta densidad de grandes colonias de corales del complejo *O. annularis* observada a través del Atlántico occidental sugiere que, al menos hasta hace poco, estas especies eran menos susceptibles a estresores que contribuyeron a la disminución de *Acropora* spp. y otros corales del Caribe (Bythell et. al., 1993). Ya que estos corales son extremadamente robustos y resistentes a los efectos de los más severos huracanes (Woodley et. al., 1981; Bythell et. al. 2000). Las colonias dañadas también exhiben altas tasas de recuperación y sobrevivencia (Bak & Engel. 1979), lo cual puede estar relacionado a su gran tamaño (Bythell et. al., 1993; Meesters et. al. 1996; Bak & Meesters, 1998). Sin embargo desde 1995, el complejo de especies *O. annularis* ha presentado un patrón conspicuo de decremento causado por enfermedades, blanqueamiento, depredación, y aumento de competencia por otros organismos bentónicos (Bruckner & Bruckner, 2003, 2006^{a,b}; Miller et. al., 2006). Estos corales son susceptibles a al menos 5 enfermedades principales (Weil, 2004). También han sido severamente impactados por los recientes eventos de blanqueamiento masivo (1995, 1998, 2005, 2009).

Los diferentes servicios ecosistémicos de los arrecifes sanos son bien conocidos, desde la protección de la costa ante el aumento de la frecuencia y fuerza de las tormentas tropicales, la seguridad alimenticia de las comunidades, nuevos compuestos farmacobiológicos importantes, hasta ser un atractivo turístico de importancia mundial. En efecto, se estima que los arrecifes del mundo gracias a sus aguas claras, playas de arena blanca y belleza escénica generan unos 36 mil millones de dólares americanos a

través del turismo (Spalding *et al.*, 2017). En la isla de Cozumel, se ha estimado que los arrecifes generan unos 5,493 millones de pesos gracias a los casi dos millones de visitantes anuales y que, de seguir degradándose reflejarían una pérdida de 1,500 millones de pesos anuales (Ecovalor, 2017).

c) Factores de riesgo reales y potenciales para la especie o población, así como la evaluación de la importancia relativa de cada uno.

Como se mencionó anteriormente, el principal riesgo enfrentado por *Orbicella annularis* es la destrucción y fragmentación de su hábitat: los arrecifes de coral dominados por escleractinios, los cuales están amenazados y en reducción drástica en los últimos 20 años (Hughes *et al.*, 2017). Sumado a la reducción de las densidades de peces herbívoros como los peces loro en Quintana Roo, (Schmitter-Soto *et al.*, 2017). De la misma manera, la disminución del número de colonias sanas de *O. annularis* representa un riesgo real para la salud de los arrecifes, así mismo la disminución de especies de peces herbívoras de macroalgas y algas endolíticas promueve la competencia con los corales formadores de arrecifes (Mumby, 2016; Adam *et al.*, 2015; Comerros-Raynal *et al.*, 2012). Por lo que la protección de todo el conjunto de especies de las cuales depende la persistencia del ecosistema arrecifal es de suma importancia

d) Análisis pronóstico de la tendencia actualizada de la especie o población referida, de no cambiarse el estado actual de los factores que provocan el riesgo de su desaparición en México, a corto y mediano plazos.

En los últimos 20 años, la cubierta coralina de corales masivos incluyendo a *O. annularis*, en el Caribe se ha visto reducida a un 10% (Jackson, 2014). En el caso del Caribe Mexicano en el estado de Quintana Roo, la mayoría de los arrecifes se consideran en estado de salud mediocre (McField *et al.*, 2018). De seguir sin protección, las poblaciones de corales formadores de arrecife importantes como *O. annularis*, podrían seguir reduciéndose hasta alcanzar niveles ecológicos negativos. De la misma manera, su servicio ambiental principal de formadores de arrecife y de brindar protección a otras especies, se reduciría afectando así la resiliencia de este ecosistema primordial (Mumby, 2014).

e) Consecuencias indirectas de la propuesta. Describa las acciones que debería tomar la autoridad como consecuencia de la propuesta de la especie o población en cuestión.

Las acciones específicas que la autoridad debería de tomar por consecuencia de considerar a *O. annularis* como amenazadas es:

- Aumentar la vigilancia y asegurar la protección de los arrecifes de coral y ecosistemas asociados como los pastos marinos y manglares en Quintana Roo y sus diferentes Áreas Naturales Protegidas.
- Favorecer proyectos integrales de restauración de arrecifes de coral que promuevan la complejidad estructural, de la cual depende el reclutamiento de diversas especies.
- Informar a los prestadores de servicios de turismo la importancia de preservar estas especies; el impacto que causaría su desaparición para el ecosistema arrecifal. Además de las pérdidas económicas que esto traería consigo.
- Colaborar con las otras dependencias de gobierno para seguir aumentando el número de Áreas Marinas Protegidas en Quintana Roo, lo cual, a la par de evitar que se dañe el ecosistema arrecifal directamente, también, favorecería la economía del turismo local. Esto, es parte de los ejes de acción de ONG's como el CEA y Healthy Reefs en Quintana Roo.
- Incidir en la actualización de la NOM-001-ECOL-1996 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas nacionales, para buscar alinearse con los límites establecidos por el protocolo relativo a la contaminación del medio marino (LBS por sus siglas en inglés) de la Convención de Cartagena de las Naciones Unidas, adapto a los ecosistemas del Gran Caribe. La Convención de Cartagena es ratificada por México no obstante el protocolo LBS no ha sido firmado a la fecha (Naciones Unidas, 1999).

f) Análisis de costos. Identifique los costos y los grupos o sectores que incurrirían en dichos costos de ser aprobada la propuesta (por ejemplo costos de capital, costos de operación, costos de transacción, costos de salud, medio ambiente u otros de tipo social); señale su importancia relativa (alta, media, baja) y de ser posible, cuantifíquelo.

En el caso del Caribe Mexicano, los corales como *O. annularis* no son considerados una especie comercial. Por lo cual no se considera un recurso comercial por parte de las comunidades locales ni de sus autoridades y su protección no representaría un costo económico importante ni cultural en Quintana Roo en este sentido. Sin embargo, mantener saludable a los corales de esta especie en el hábitat si traería múltiples beneficios económicos a los pobladores locales que se dedican a prestar servicios turísticos de snorkel y buceo.

g) Análisis de beneficios. Identifique beneficios y los grupos o sectores que recibirían dichos beneficios (consecuencias positivas que ocurrirían) de ser aprobada la propuesta; señale su importancia relativa (alta, media, baja) y de ser posible, cuantifíquelo.

Como ya se mencionó, los beneficios obtenidos por gozar de colonias sanas de corales masivos como *Orbicella annularis* son numerosos y potencialmente altos. Aunque el valor específico de *O. annularis* para la actividad turística no ha sido calculado, en Quintana Roo, las actividades de buceo y snorkel representan ingresos importantes de la industria turística. Los corales masivos como *O. annularis*, a la par con otros corales masivos que forman colonias de gran tamaño, son las especies favoritas para su avistamiento durante estas actividades debido a sus llamativas formas y coloraciones. Por otro lado, se ha calculado que la salud arrecifal genera en Cozumel unos 5,493 millones de pesos anualmente (Ecovalor, 2017). Los arrecifes sanos también proveen protección a la costa, en efecto, durante el huracán Wilma en 2005, quien se estimó generó unos 30 mil millones de pesos de pérdidas, en la porción protegida por la barrera arrecifal en Puerto Morelos, los efectos del oleaje fueron disipados en un 45%, salvaguardando así un invaluable patrimonio (Secaira y Acevedo, 2017).

h) Una propuesta general de medidas de seguimiento de la especie, aplicables para la inclusión, cambio o exclusión que se solicita.

Como medida de seguimiento se recomienda proseguir con la evaluación de la cobertura coralina, estructura de tallas, abundancia y distribución geográfica, observando los métodos descritos por AGRRA (Marks y Lang, 2016) y MBRS (Almada-Villela et al., 2003) para así asegurar la comparación de los datos obtenidos en el tiempo, a lo largo de la costa de Quintana Roo. El éxito de la conservación de esta especie depende de la salud de su hábitat por lo cual se recomienda seguir impulsando su protección y restauración así como prácticas de desarrollo sustentable que aseguren su resiliencia para el futuro.

i) Referencias de los informes y/o estudios publicados que dan fundamento teórico y sustento relativo al planteamiento que se hace sobre la especie o población.

Aronson, R., Bruckner, A., Moore, J., Precht, B. & E. Weil. 2008. "*Montastraea annularis*". The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T133134A3592972. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T133134A3592972.en>

Allemand, D. et. al., 2004. Biomineralisation in reef-building corals: from molecular mechanisms to environmental control. C. R. Palevol 3: 453–467.

Bastidas, C., Croquer, A., Zubillaga, A.L., Ramos R., Kortnik, V., Weinberg, C. y Marquez, L.M. 2005. Coral mass- and split-spawning at a coastal and an offshore Venezuelan reefs, southern Caribbean. Hydrobiologia 541:101-106.

Baker D. M, Rodríguez-Martínez R. E. y M. L. Fogel, 2013. Tourism's nitrogen footprint on a Mesoamerican coral reef. Coral Reefs, vol 32, 691-699.

Benzie, J.A.H. & Williams, S.R. 1997. Genetic structure of giant clam (*Tridacna maxima*) populations in the west Pacific is not consistent with dispersal by present-day ocean currents. Evolution 51:786-783.

Bernal G.R., & Carriquiry J.D. 2001. Stable Isotope Paleoenvironmental Record of a Coral From Cabo Pulmo, Entrance to the Gulf of California, Mexico. Ciencias Marinas 27(2):155-174.

Budd, A.F., & Klaus, J.S. 2001. The origin and early evolution of the *Montastraea* "annularis" species complex (Anthozoa: Scleractinia). J. Paleont., 75(3), 2001, pp. 527–545

Bruckner, 2012 Bruckner, A. W. (2012). Factors contributing to the regional decline of *Montastraea annularis* (complex). Proceedings of the 12th International Coral Reefs Symposium. Cairns, Australia. 9-13 julio.

Carricart-Ganivet., J.P. 2004. Sea surface temperature and the growth of the West Atlantic reef-building coral *Montastraea annularis*. J Exp Mar Biol Ecol 320:249-260

Carrillo L., Johns E.M., Smith R.H., Lamkin J.T. y J.L. Largier, 2015. Pathways and hydrography in the Mesoamerican Barrier Reef System Part I: Circulation. Continental Shelf Research, 109, pp 164-176.

Chávez-Hidalgo, A. 2009. Conectividad de lo Arrecifes Coralinos del Golfo de México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. PP. 167.

Ezer, T., Thattai, D.V., Kjerfve, B. 2005. on the variability of the flow along the Meso-American Barrier Reef system: a numerical model study of the influence of the Caribbean current and eddies. DOI 10.1007/s10236-005-0033-2. Ocean Dynamics (2005) 55: 458–475

Fadlallah, Y.H. 1983. Sexual reproduction, development and larval biology in scleractinian corals. Coral reefs 2:129-150.

- Figuroa-Zavala, B. e I. Penié-Rodríguez. 2015. Reporte Anual de Resultados del Monitoreo Arrecifal en Akumal. Centro Ukana I Akumal, A.C. 40pp.
- Fukami, H., et. al., (2004). Geographic Differences in Species Boundaries Among Members of the *Montastraea Annularis* Complex Based on molecular and Morphological Markers. *Evolution* 58(2), pp 324-337.
- García-Salgado, M. A., Nava-Martínez G., Vasquez M., Jacobs N. D., Majil I., Molina-Ramírez A., Yañez-Rivera B., Cubas A., Dominguez-Calderon J. J., Hadaad W., Madonado M. A. y O. Torres, 2008. Declining trends on the Mesoamerican Reef system marine protected areas. Proc. 11th Int. Coral Reef Symposium, Ft Lauderdale, 7-11 July 2008, Session 18, 883-888.
- Gil, M., B. Renfro, B. Figuroa-Zavala, I. Penié-Rodríguez & K. Dunton. 2015. Rapid tourism growth and declining coral reefs in Akumal, Mexico. *Mar. Biol.* DOI 10.1007/s00227-015-2748-z.
- Green A., Chollett I., Suarez A., Dahlgren C., Cruz S., Zepeda C., Andino J., Robinson J., McField M., Fulton S., Giro A., Reyes H. y J. Bezaury, 2017. Principios biofísicos para el diseño de una red de zonas de recuperación en el Sistema Arrecifal Mesoamericano. Informe Técnico. The Nature Conservancy, Comunidad y Biodiversidad, Smithsonian Institution, PIMS, Centro de Estudios Marinos, Iniciativa Arrecifes Saludables y UABCS, 64pp.
- Goreau, T.F. 1959. The ecology of Jamaica reefs. I Species composition and zonation. *Ecology* 49:67-90.
- Harrison, P.L. y Wallace, C.C. 1990. Coral reproductive biology. In: *Coral Reefs* Cap.7 (ED). Z. Dubinsky. Elsevier Science Publishers, Amsterdam. 133-207, 550 pp.
- Holstein, DM (2015). "Fertile fathoms: deep reproductive refugia for threatened shallow corals". *Scientific Reports*. 5 (12): 407. doi:10.1038/srep12407.
- INEGI, 2010. Marco geostatístico nacional. http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geoestadistica/M_Geoestadistico.aspx
- INEGI, 2015. INEGI. Censos y Conteos de Población y Vivienda.
- Jackson JBC, Donovan M, Cramer K et al (eds) (2014). Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970–2012. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN, Gland Switzerland.
- Kjerfve, B. 1994. Coastal Oceanographic Characteristics: Cancun-Tulum Corridor, Quintana Roo. (Elsevier Oceanography Series 60) Elsevier Science Publishers.
- Knowlton, N., Mate, J.L. Guzman, H.M. Y Rowan, R. 1997. Direct evidence for reproductive isolation among the three species of the *Montastraea annularis* complex in Central America (Panama and Honduras). *Marine Biology* 127:705-711.
- Levitan, D.R., Fukami, H., Jara, J. Kline, D., McGovern, T.M., McGheff, K.E., Swanson, C.A. y Knowlton, N, 2004. Mechanisms of reproductive isolation among sympatric broadcast-spawning corals of the *Montastraea annularis* species complex. *Evolution* 58:308-323.
- McField M., Kramer P., Alvarez Filip L., Drysdale I., Rueda Flores M., Giro A. y M.Soto, 2018. 2018 Mesoamerican Reef Health Report Card. Healthy Reefs Initiative: <http://www.healthyreefs.org/>.
- Merino, 1986, Merino, M. 1986. Aspectos de la circulación costera superficial del Caribe Mexicano con base en observaciones utilizando tarjetas de deriva. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 13 (2): 31–46.
- Merino, M. 1997. Upwelling on the Yucatan Shelf: hydrographic evidence. *Journal of Marine Systems* 13: 101-121.
- Morrison T. H., Palumbi S. R. van Nes E. H. y M. Scheffer, 2017. Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, 82, vol. 546, 82-90.
- Muñoz. A. N. (2018) "Tasas de Extensión Linear y Calcificación en Corales Durante el Último Interglacial" (Tesis de Maestría). UNAM. Pp. 221.
- Muscattine L. 1990. The role of symbiotic algae in carbon and energy flux in reef corals. *Ecosystems of the World. Coral Reefs*, Elsevier, Amsterdam. Vol. 25 (ed. Z. Dubinsky). pp. 75-87.
- Muscattine, L. & V. Weis, 1992. Productivity of zooxanthella and biogeochemical cycles. In: Falkowski P. G., A.D. Woodhead (eds.) Primary productivity and biogeochemical cycles. Plenum, New York, pp 257-271.
- Muscattine L., C. Ferrier-Pagés, A. Blackburn, R. D. Gates, G. Baghdasarian & D. Allemand. 1998. Cell-specific density of symbiotic dinoflagellates in tropical anthozoans. *Coral Reefs* 17: 329-337
- Pratchett, M. S., Hoey A. S. y Wilson S. K., 2014. Reef degradation and the loss of critical ecosystem goods and services provided

by coral reef fishes. *Current Opinion on Environmental Sustainability*, vol 7, 37-43.

Reed, J.K. (1985) *Deepest distribution of Atlantic hermatypic corals discovered in the Bahamas*. Fifth International Coral Reef Congress 6: 249-254. Tahiti.

Richmond, R.H. y Hunter, C.L. 1990. Reproduction and recruitment of corals: comparisons among the Caribbean, the Tropical Pacific, and the Red Sea. *Marine Ecology Progress Series* 60:185-203.

Schmitter-Soto, J. J., Aguilar-Perera A., Cruz-Martinez A., Herrera-Pavon R., Morales-Aranda A. y D. Cobian-Rojas, 2017. Interdecadal trends in composition, density, size, and mean trophic level of fish species and guilds before and after coastal development in the Mexican Caribbean. *Biodivers Conserv* DOI 10.1007/s10531-017-1446-1

Secaira, F. y C. Acevedo, 2017. Importancia de los arrecifes y dunas en la protección de la costa. Serie técnica. El papel de los sistemas naturales en la dinámica costera en el Caribe mexicano y el impacto de las actividades humanas en su condición actual. The Nature Conservancy, México.

Sheltema, R.S. 1986. On dispersal and planktonic larvae of benthic invertebrates: an eclectic overview and summary of problems. *Bulletin of Marine Science* 39:290-322.

Slatkin, M. 1985. Gene flow in natural populations. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 16:393-430.

Sociedad Mexicana de Arrecifes Coralinos, 2017: <http://www.somac.org.mx/noticia/declaratoria-de-chetumal-2017-somac/>

Spalding, M., L. Burke, S.A. Wood, J. Ashpole, J. Hutchison y P. Ermgassen, 2017. Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy*, vol 82, 104-113.

Suchley A. y L. Alvarez Filip, 2017. Herbivory facilitates growth of a key reef building Caribbean coral. *Ecology and Evolution*, pp 1-11.

Szmant, A. M. 1991. Sexual reproduction by the Caribbean reef corals. *Coral Reefs* 5:43-54.

Szmant, A.M., Weil, E., Miller, M.W. y Colon, D.E. 1997. Hybridization within the species complex of the scleractinian coral *Montastraea annularis*. *Marine Biology*. 129:561-572.

Szmant, A.M., Weil, E., Miller, M.W. (en prensa). Settlement preferences and post-settlement mortality of laboratory cultured and settled larvae of the Caribbean hermatypic corals *Montastraea faveolata* and *Acropora palmata* in the Florida Keys, USA. *Proceedings 10th International Coral Reef Symposium*, Okinawa, 2004.

The IUCN Red List of Threatened Species: <http://www.iucnredlist.org/details/133134/0>

Van Veguel M.L.J y Kahmann, M.E.H., 1994. Reproductive characteristics of the polymorphic Caribbean reef building coral *Montastraea annularis*. II Fecundity and colony structure. *Marine Ecology Progress Series* 109:221-227.

Weil, E., & Knowlton, N. 1994. A Multi-Character analysis of the Caribbean coral *Montastraea annularis* (Ellis & Solander, 1786) and its two sibling species, *M. faveolata* (ELLIS AND SOLANDER, 1786) and *M. franksi* (GREGORY, 1895). *Bulletin of Marine Science*. 55(1): 151-175.

World Register of Marine Species (WORMS): <http://www.marinespecies.org/index.php>

Villinski, 2003. Villinski, J. T. (2003). Depth-independent reproductive characteristics for the Caribbean reef-building coral *Montastraea faveolata*. *Marine Biology* 1

<http://coral.aims.gov.au/factsheet.jsp?speciesCode=0588>: Corals of the World.

<http://eol.org/pages/1006567/details> Enciclopedia de la Vida (EOL): *Montastraea annularis*

j) Ficha resumen de la información anterior

Nombre científico: *Orbicella annularis* (Ellis & Solander, 1786)

Categoría propuesta: Especies amenazadas.

Distribución: Sección mexicana del Sistema Arrecifal Mesoamericano (Costa de Quintana Roo)

Diagnóstico: Especie cuya cubierta coralina, abundancia, colonias saludables, tasa de crecimiento y reclutamiento son bajas y muestran una disminución continua en las últimas dos décadas en Quintana Roo. Es altamente dependiente de su hábitat: el arrecife

de coral dominado por escleractínios, los cuales están considerados como en peligro por la IUCN e incluidos en CITES, y cuya cobertura en Quintana Roo se ha reducido drásticamente en los últimos años (más del 50%). El papel ecológico de *O. annularis* como formadora de arrecife es considerado primordial para asegurar la resiliencia de los arrecifes de coral ante los efectos del cambio climático e impactos antropogénicos.

Total MER: 12

Criterio A: 4

Criterio B: 2

Criterio C: 2

Criterio D: 4

Responsables de la propuesta:

Baruch Figueroa Zavala & Nicté ha Muñoz Arroyo, Centro Ukana I Akumal, A.C.

ANEXO NORMATIVO I

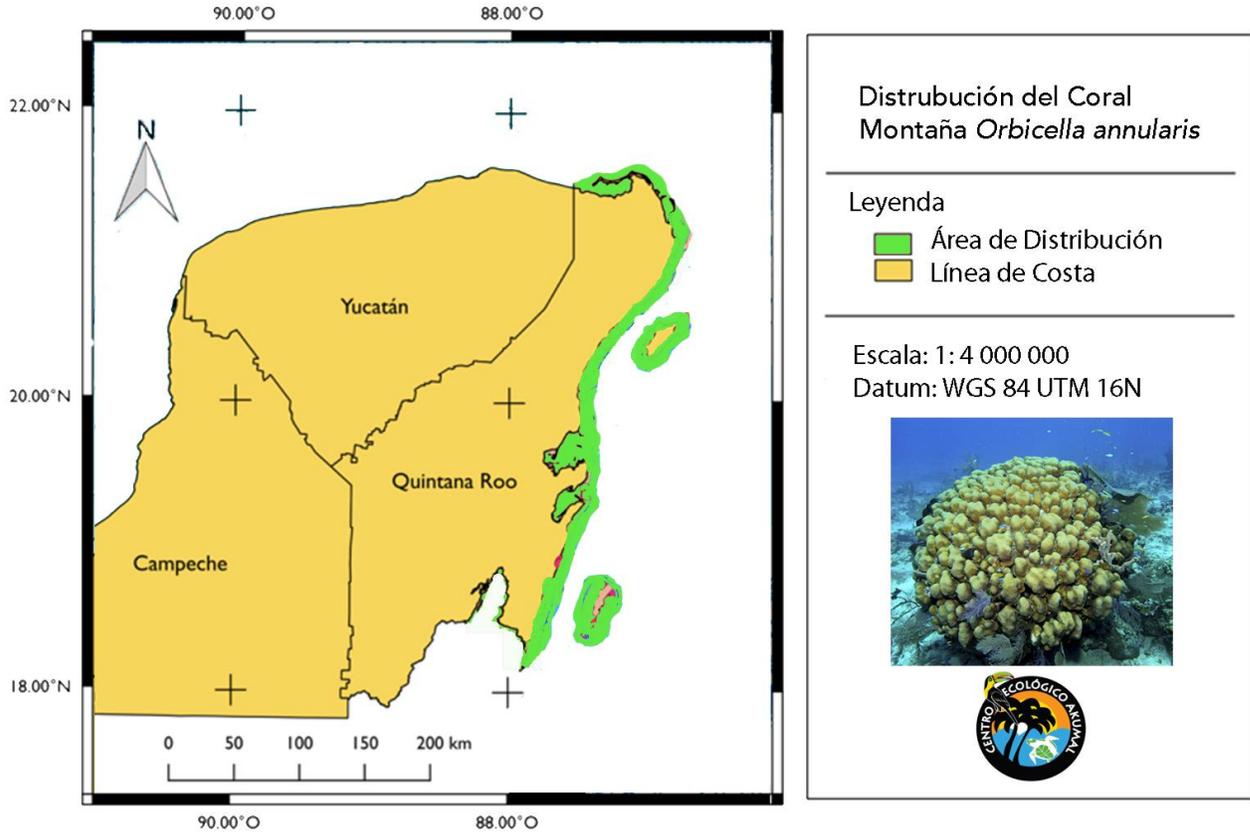
METODO DE EVALUACION DEL RIESGO DE EXTINCION DE LAS ESPECIES SILVESTRES EN MEXICO

Coral estrella rocoso *Orbicella annularis* (Ellis & Solander, 1786)

Criterio A. Amplitud de la distribución del taxón en México.

Orbicella annularis es una especie de coral que se distribuye en los arrecifes de la cuenca del Gran Caribe (Humann, 2014). En México, se reparte en la porción mexicana del sistema arrecifal mesoamericano, en Quintana Roo, así como en la costa del Golfo de México, en franjas arrecifales. El área de distribución de *O. annularis* es entonces de aproximadamente 9,774 km², lo cual representa el 0.3% de la Zona Económica Exclusiva de México quien representa unos 3, 149, 920 km² (INEGI, 2010).

Valor del criterio A= 4.



Criterio B. Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón.

El hábitat de *O. annularis* son los arrecifes de corales, dominados por escleractínios. A lo largo de la costa del Caribe mexicano, el arrecife de coral ha observado unas pérdidas de cobertura drásticas alcanzando en algunos puntos la casi total desaparición de los Acropoides antes dominantes y característicos de los arrecifes caribeños (Wilkinson y Souter, 2008). Se estima que en los últimos 20 años se ha perdido el 50% de la cobertura de coral del Sistema Arrecifal Mesoamericano (Wilkinson y Souter, 2008). La presión antropogénica en la costa de Quintana Roo no ha cesado de incrementar; la actividad turística presentó un aumento poblacional de menos de 100,000 habitantes en 1970 a 1,501,562 en el 2015 (INEGI, 2015), incrementando la destrucción del ecosistema arrecifal, hábitat de manglar y praderas de *T. testudinum*, además de contaminación de las aguas (Baker et al., 2013).

Valor del criterio B: 2.

Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón.

O. annularis es una especie hermafrodita: presentan reproducción sexual (Van Veguel y bak ,1994; Szmant, 19991; Szmant et. al., 19997) y asexual. Su tasa de fertilización suele ser baja y su fecundidad parece depender de la profundidad (Vllinski, 2003). Las especies exhiben principalmente dos modos de desarrollo, una larva planctónica que proviene de la liberación de gametos, y una larva incubada. Estas características permiten un amplio espectro de potenciales de dispersión entre especies de corales (Fadlallah, 1983; Harrison y Wallace, 1990; Richmond y Hunter, 1990) El SAM en México presenta un potencial de alta dispersión de larvas de corales, por ser adyacente a la Corriente de Yucatán (e.g., Merino, 1986, 1997; Sheinbaum et. al., 2002; Chávez et. al., 2003; Ezer et. al., 2005), lo cual favorece una conectividad entre los arrecifes y el intercambio genético, sugiriendo la integración del SAM en México como un solo ecosistema. Esto también asegura un mantenimiento de la complejidad de la estructura comunitaria del arrecife, y por lo tanto la estabilidad del ecosistema arrecifal (Chávez-Hidalgo, 2009). A pesar de que en la costa de Quintana Roo,

Caribe Mexicano, la corriente de Yucatán tiende a ser muy bien definida con velocidades altas de hasta 2 m/s de orientación sur/norte, no obstante, diferentes giros al sur de Banco Chinchorro y en el Canal de Yucatán al norte pueden representar barreras para la dispersión de larvas (Carrillo *et al.*, 2015; Briones *et al.*, 2008; Cetina *et al.*, 2006). Estas barreras y condiciones de complejidad del hábitat pueden explicar las conexiones genéticas pero no demográficas de la estructura de poblaciones de ciertas especies de corales de arrecifes del Caribe y del Golfo de México (Purcell *et al.*, 2009).

Por otra parte, a pesar de que *O. annularis* se encuentran en la mayoría de los arrecifes del Caribe Mexicano. En los últimos 15 años la estructura masiva de los corales que conforman el complejo *Orbicella annularis* han experimentado una rápida degradación en su salud, decremento en la cobertura de coral, mortalidad y bajas tasas de reclutamiento, debido a impactos antropogénicos como sobrepoblación, sobrepesca contaminación costera, calentamiento global, y especies invasoras (Jackson, 2014). Como consecuencia en muchos arrecifes del Atlántico occidental estas especies ya no son corales dominantes, y han sido reemplazados por otras especies de corales oportunistas, invertebrados agresivos y macroalgas. La mortalidad generalizada de colonias se ha desencadenado por eventos de blanqueamiento masivo, con enfermedades que se presentan después de que el coral comienza a recuperarse del blanqueamiento, además la predación por peces, competencia con algas, y sobrecrecimiento y bioerosión de esponjas contribuyen a mayores pérdidas.

Por lo que las colonias del complejo de especies *O. annularis* han experimentado el nivel más alto de mortalidad parcial y total en comparación con otras especies. Además, en las últimas décadas no se ha registrado un evento de reclutamiento de corales significativo. Y las colonias de gran tamaño que han sobrevivido hasta ahora consisten de pequeños fragmentos de tejido que continúan disminuyendo de tamaño. Esto tiene consecuencias muy negativas para el arrecife ya que el periodo de vida de estos corales es largo, presentan tasas lentas de crecimiento y son menos capaces de recolonizar un arrecife por medio del reclutamiento sexual o fragmentación, presentan madurez sexual tardía, desarrollo de grandes colonias con tasas de mortalidad parcial o total de la colonia, y capacidad de regeneración moderada en comparación con otras especies de corales (Bak & Engel, 1979; Meesters *et al.* 1996; Bruckner, 2012).

Valor del criterio C: 2.

Criterio D. Impacto de la actividad humana sobre el taxón.

La actividad humana, a través de la contaminación, los efectos del cambio climático global y la destrucción de los ecosistemas por el desarrollo costero, ha impactado las especies marinas desde hace un poco más de 50 años (Hughes *et al.*, 2017). La especie de coral *O. annularis* depende de la complejidad estructural de los arrecifes, la cual esta provista principalmente por dichas especies de corales escleractínios (Adam *et al.*, 2015). Por otro lado, la disminución de la cubierta coralina representa una amenaza real para el arrecife, ya que se vería comprometida la estructura arrecifal primaria, lo cual afectaría a las demás especies que dependen de este ecosistema, trayendo graves consecuencias para el mantenimiento de la cadena trófica

Valor del criterio D: 4.

Valor total asignado por el método MER: 12

Categoría propuesta: Especies amenazadas