



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

Biología y Conservación de las Tortugas Marinas en Quintana Roo

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE

DOCTOR EN CIENCIAS (BIOLOGÍA)

P R E S E N T A

JULIO CÉSAR ZURITA GUTIÉRREZ

**DIRECTORA DE TESIS: DRA. MIRIAM BENABIB NISENBAUM
FACULTAD DE CIENCIAS**

**COMITÉ TUTOR: DR. OSCAR ALBERTO FLORES VILLELA
FACULTAD DE CIENCIAS**

**DR. DAVID URIEL HERNÁNDEZ BECERRIL
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

MÉXICO, D. F.

FEBRERO, 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

FACULTAD DE CIENCIAS

Biología y Conservación de las Tortugas Marinas en Quintana Roo

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO ACADÉMICO DE

DOCTOR EN CIENCIAS (BIOLOGÍA)

P R E S E N T A

JULIO CÉSAR ZURITA GUTIÉRREZ

**DIRECTORA DE TESIS: DRA. MIRIAM BENABIB NISENBAUM
FACULTAD DE CIENCIAS**

**COMITÉ TUTOR: DR. OSCAR ALBERTO FLORES VILLELA
FACULTAD DE CIENCIAS**

**DR. DAVID URIEL HERNÁNDEZ BECERRIL
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

MÉXICO, D. F.

FEBRERO, 2015

AGRADECIMIENTOS

A la División de Posgrados de la Facultad de Ciencias y al Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), por revisar mi caso y otorgarme las facilidades para la defensa de la tesis.

A mi directora, la Dra. Miriam Benabib Nisenbaum por su apoyo, orientación y paciencia brindada durante este proceso. Asimismo, al Dr. Oscar Flores Villela y al Dr. David Uriel Hernández Becerril por sus aportaciones y sugerencias para la elaboración del documento.

A la Dra. Ma. Concepción Ortiz Hernández. Al Dr. Adrián Nieto Montes Oca, y al Dr. Gerardo Suzan Azpiri por aceptar formar parte del Comité Revisor de esta tesis, por sus comentarios y ayuda.

A los tutores del doctorado, especialmente al Dr. Gordon “Jack” Frazier por el apoyo recibido durante mi paso por las aulas de la UNAM y su orientación en la primera parte de este documento.

Al ex CIQRO (Centro de Investigaciones de Quintana Roo A.C.) y a ECOSUR (El Colegio de la Frontera Sur) por apoyarme en las investigaciones de tortugas marinas.

A Roberto Herrera Pavón por todo el conocimiento transmitido durante la época del CIQRO–ECOSUR, que perdure nuestra amistad. De la misma manera y muy especial para toda su familia por su hospitalidad brindada durante mi estancia en Quintana Roo.

A Benito Prezas, Pedro Viveros¹, Paty Castañeda, José Luis Miranda, Eligio Guzmán y Magda Espinosa, que conformamos un equipo de trabajo y que coordinamos las actividades de campo y el proceso de la información, gracias por su apoyo.

¹ + Finado(a)

A mis colegas y amigos con los que conviví en la playa: Francisco Borges, Don Pablito Góngora⁺, Donaciano Huitzil⁺, José Medina, Edmundo Pech, Roberto Poot, Ciriaco Rodríguez, Adolfo Coutiño, Adolfo Herrera, Ma. Guadalupe Briceño⁺, María Herrera, Manuel Muñoz⁺, Alfonso Herrera⁺ y Audel Gregorio, me enseñaron que la tortuga es el centro de la amistad.

Al personal del centro recreativo Aventuras DIF, por todo el apoyo que brindaron en lo personal y al proyecto.

Al M. en C. Ricardo Sáenz y al Dr. Luis Fernando Carrera por su amistad y a las asesorías en el uso del programa Statistic.

Al Parque Xcaret, especialmente a su director, Arq. Miguel Quintana, por el apoyo recibido y por financiar económicamente el programa del ex CIQRO durante los dos últimos meses de la temporada de anidación de tortugas en 1995.

A FFCM (Flora Fauna y Cultura de México A.C.) y a todos los que participan en el programa de tortugas marinas, especialmente a Alejandro Arenas por su liderazgo. Muchas gracias a Leo, Efraín, Iñiaky, Martín, Rogelio, Rodolfo, Maru, Carolina, Miriam y al resto del equipo por intercambiar comentarios para mejorar nuestras metas en la conservación. Asimismo, a su Directora General, Guadalupe Quintana, por su gran dinamismo en organizar foros para la conservación de tortugas en la región.

A los integrantes de las diferentes instituciones que conforman el Comité de Protección de Cozumel y del Comité Estatal, que sin restricción alguna proporcionaron informes anuales de los proyectos bajo su responsabilidad y por la generosidad con que atendieron las múltiples solicitudes para localizar algunas marcas. También agradezco su valiosa cooperación a todas aquellas personas que de una u otra manera participaron en el envío de las marcas.

A todas las instituciones y personal que han participado durante los 14 años de existencia del Comité de Protección de la Tortuga Marina en Quintana Roo (CPTMQROO), especialmente, a Armando Lorences por el apoyo en proporcionar y revisar los informes anuales de las actividades de protección.

A Margarita Alba y familia por toda la amistad brindada y por emprender las actividades de educación ambiental en la zona de estudio. Asimismo, a todos los integrantes y familiares del Grupo Ecologista del Mayab (GEMA) que participaron en el campamento X'cachel.

A los colegas Carlos, Laura, Ninel y Ana Rebeca por el envío de bibliografía y por el apoyo para los trámites administrativos en la UNAM. Agradezco también al personal del Programa Nacional de Tortugas Marinas de la CONANP en la Ciudad de México por el intercambio de información.

A los maestros, Armando Rincón por sus asesorías sobre vegetación y a Eugenia Hernández y familia, por su apoyo logístico en la Ciudad de México.

A todos los voluntarios y trabajadores de campo por su participación en los patrullajes por las playas en las temporadas de tortugas marinas, sin ellos, no se hubiera logrado la continuidad de los diferentes programas.

A los propietarios y concesionarios de las diferentes playas por su hospitalidad y apoyo brindado cada año; especialmente al Sr. José Luis Martínez y a su esposa que apoyaron incondicionalmente con personal para el cuidado de la playa Kantenah; al Lic. Jorge Portilla y familia en el rancho Tankah; al Sr. Cupertino Jiménez en el rancho Cahpechen; al Sr. Carlos en el rancho San Erick.

Gracias a Fabiola Azpeitia y Hugo Cortes por ayudarme en salir adelante con los ajustes del formato de edición del documento a última hora.

Agradezco a todas aquellas personas que de alguna manera contribuyeron para realizar o mejorar este trabajo y que no he mencionado.

DEDICATORIA

A toda mi familia, Zurita – Gutiérrez (cuñadas, cuñados, sobrinos, sobrinas y descendencia) porque en los momentos difíciles, siempre nos mantuvimos unidos. En memoria de mi madre Hilda⁺ y mi hermana Guadalupe⁺.

A mi padre, Luis, ejemplo de fortaleza y amor.

A Mary Jo y a Ed⁺, por compartir momentos de alegría en casa.

A Mary y a Don Pierre por reintroducirme en el mundo de las tortugas marinas una vez más, sin su apoyo, no pudiera haberme inspirado en terminar este documento.

INDICE

RESUMEN	10
1. INTRODUCCIÓN	13
1.1 JUSTIFICACIÓN	23
2. OBJETIVOS	24
3. ZONA DE ESTUDIO	26
3.1 Clima	26
3.2 Ambiente Marino	27
3.3 Vegetación	28
3.4 Playas de anidación	31
3.5 Corredor Turístico Cancún–Tulum	41
3.5.1 Unidades Territoriales de Gestión Ambiental (UGA)	42
3.5.2 Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio (POET)	46
4. MÉTODOS	52
4.1 Primera Etapa: Período 1987 a 1995	52
4.1.1 Censos	53
4.1.2 Marcado	53
4.1.3 Tamaño y peso corporal de las tortugas	55
4.1.4 Tamaño de la nidada	55
4.1.5 Frecuencia de anidación	56
4.1.6 Intervalos de reanidación	56
4.1.7 Eficiencia en la captura de las tortugas	57
4.1.8 Intervalo de remigración	57
4.1.9 Fidelidad al sitio de anidación	58
4.1.10 Descripción de las actividades con las nidadas trasladadas	58
4.1.11 Actividades con las nidadas <i>in situ</i>	60
4.1.12 Duración del período de incubación	62
4.2 Segunda Etapa: Periodo 1996 a 2012	62
4.3 Tercera Etapa: Recopilación y análisis de información	64
5. RESULTADOS	67
5.1 <i>Caretta caretta</i>	67
5.1.1 Distribución y abundancia de las nidadas	67
5.1.2 Número de tortugas marcadas	68
5.1.3 Número de tortugas con cicatriz	68
5.1.4 Lesiones en el cuerpo y caparazón de las tortugas	68
5.1.5 Tortugas sacrificadas	68
5.1.6 Tamaño y peso corporal de las tortugas	69
5.1.7 Tamaño de la nidada	69
5.1.8 Frecuencia de anidación	70
5.1.9 Intervalos de reanidación	72

5.1.10 Eficiencia en la captura de las tortugas	73
5.1.11 Intervalo de remigración	73
5.1.12 Fidelidad al sitio de anidación	74
5.1.13 Manejo de las nidadas: trasladadas e <i>in situ</i>	75
5.1.14 Período de incubación	76
5.1.15 Temporada de eclosión	76
5.1.16 Porcentaje de emergencia de las crías	76
5.1.17 Producción de crías	79
5.2 <i>Chelonia mydas</i>	79
5.2.1 Distribución y abundancia de las nidadas	79
5.2.2 Número de tortugas marcadas	80
5.2.3 Número de tortugas con cicatriz de marca	80
5.2.4 Lesiones en el cuerpo y caparazón de las tortugas	81
5.2.5 Tortugas sacrificadas	81
5.2.6 Tamaño y peso corporal de las tortugas	81
5.2.7 Tamaño de la nidada	82
5.2.8 Frecuencia de anidación	83
5.2.9 Intervalos de reanidación	83
5.2.10 Eficiencia en la captura de tortugas	84
5.2.11 Intervalo de remigración	85
5.2.12 Fidelidad al sitio de anidación	85
5.2.13 Manejo de las nidadas: trasladadas e <i>in situ</i>	86
5.2.14 Período de incubación	86
5.2.15 Temporada de eclosión	87
5.2.16 Porcentaje de emergencia de las crías	87
5.2.17 Producción de crías	89
5.2.18 Manejo de nidadas de <i>Chelonia mydas</i> en el período 1996 – 2012	89
6. DISCUSIÓN y CONCLUSIONES	92
6.1 Distribución y abundancia	92
6.2 Número de tortugas marcadas	97
6.3 Fibropapiloma	99
6.4 Tortugas Sacrificadas	100
6.5 Tamaño de las hembras anidadoras	101
6.6 Tamaño de la nidada	102
6.7 Frecuencia de anidación	105
6.8 Intervalos de reanidación	108
6.9 Intervalo de remigración	109
6.10 Manejo de las nidadas	113
6.10.1 Nidos inundados	114
6.10.2 Nidos saqueados	116
6.10.3 Nidos depredados	117
6.10.4 Nidos destruidos	118
6.10.5 Nidos no analizados	118
6.10.6 Temporada de eclosión	119
6.10.7 Periodo de incubación	121
6.10.8 Porcentaje de Emergencia	121

6.11 Crías	125
6.12 Protección al hábitat de anidación	128
6.13 Importancia estratégica de los trabajos de conservación con respecto a la condición de conservación de las especies en la región	131
6.13.1 Alternativas para mejorar el programa de conservación de tortugas marinas vigente	133
7. BIBLIOGRAFÍA	137
8. FIGURAS	171
<i>Caretta caretta</i>	172
<i>Chelonia mydas</i>	191
9. CUADROS	211
Cuadros de <i>Caretta caretta</i>	215
Cuadros de <i>Chelonia mydas</i>	228

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localización de la zona de estudio.	172
<i>Caretta caretta</i>	172
Figura 2. Distribución del número de nidadas de <i>Caretta caretta</i> por semana en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995.	173
Figura 3. Fluctuación anual en el número de nidadas de <i>Caretta caretta</i> en la zona de estudio. Temporadas 1987–2012.	173
Figura 4. Distribución de frecuencias del largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de <i>Caretta caretta</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	174
Figura 5. Registro promedio anual del largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de <i>Caretta caretta</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	174
Figura 6. Registro promedio anual del largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de <i>Caretta caretta</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1996-2006.	175
Figura 7. Relación entre el largo estándar curvo del caparazón (LSCC) y el ancho estándar curvo del caparazón (ASCC) de <i>Caretta caretta</i> .	175
Figura 8. Relación entre el peso y el largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de <i>Caretta caretta</i> . Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.	176

Figura 9. Relación entre el peso y el ancho estándar curvo del caparazón (ASCC) de <i>Caretta caretta</i> . Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.	176
Figura 10. Distribución de frecuencias del número de huevos por nido de <i>Caretta caretta</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	177
Figura 11. Promedio anual del tamaño de la nidada de <i>Caretta caretta</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	177
Figura 12. Promedio anual del tamaño de la nidada de <i>Caretta caretta</i> en las playas del litoral central en Quintana Roo. Temporadas 1996-2006.	178
Figura 13. Variación en el tamaño de la nidada dentro de la temporada de anidación de <i>Caretta caretta</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha durante 1987 a 1995.	178
Figura 14. Relación entre el tamaño de la nidada y el largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de <i>Caretta caretta</i> .	179
Figura 15. Relación entre el tamaño de la nidada y el ancho estándar curvo del caparazón (ASCC) de <i>Caretta caretta</i> .	179
Figura 16. Variación anual de la frecuencia promedio de anidación de <i>Caretta caretta</i> neófitas y remigrantes en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	180
Figura 17. Variación anual de la frecuencia promedio de anidación de <i>Caretta caretta</i> neófitas y remigrantes en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha. Temporadas 1996-2006.	180
Figura 18. Variación anual de la frecuencia promedio de anidación de <i>Caretta caretta</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha. Temporadas 1996-2006.	181
Figura 19. Variación en el tamaño de la nidada con el número de anidaciones de <i>Caretta caretta</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	181
Figura 20. Distribución anual de los intervalos de reanidación (días) de <i>Caretta caretta</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	182
Figura 21. Distribución total (1987-1995) de los intervalos de reanidación (días) de <i>Caretta caretta</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha.	182
Figura 22. Variación anual de los intervalos de reanidación (días) de <i>Caretta caretta</i> dentro de la temporada (1987 a 1995) en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel, Chemuyil y Xel-Ha.	183
Figura 23. Relación entre el porcentaje de eficiencia promedio en la captura de las tortugas caguamas y el año de muestreo en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha.	183
Figura 24. Relación entre la frecuencia promedio de anidación observada de <i>Caretta caretta</i> y el porcentaje de eficiencia en la captura de tortugas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	184
Figura 25. Relación entre el porcentaje de <i>Caretta caretta</i> sin éxito de anidación y el porcentaje de eficiencia en la captura de las tortugas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	184
Figura 26. Variación del tamaño de la nidada en los intervalos de remigración de <i>Caretta caretta</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	185
Figura 27. Variación de la frecuencia promedio de anidación en las remigraciones de <i>Caretta caretta</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	185

Figura 28. Variación del tamaño de la nidada de <i>Caretta caretta</i> en el manejo de nidos en las playas del litoral central en Quintana Roo. Temporadas 1996-2006.	186
Figura 29. Variación anual en la duración del periodo de incubación de huevos de <i>Caretta caretta</i> en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995.	186
Figura 30. Distribución del número de nidadas emergidas de <i>Caretta caretta</i> por semana en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995.	187
Figura 31. Variación anual en el porcentaje de emergencia promedio de crías de <i>Caretta caretta</i> en nidadas trasladadas e <i>in situ</i> . Temporadas 1987-1995.	187
Figura 32. Variación anual en el porcentaje de emergencia de crías de <i>Caretta caretta</i> en nidadas <i>in situ</i> con pérdidas. Temporadas 1996-2006.	188
Figura 33. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de <i>Caretta caretta</i> en las nidadas trasladadas e <i>in situ</i> en las playas en la temporada 1987.	188
Figura 34. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de <i>Caretta caretta</i> en las nidadas trasladadas e <i>in situ</i> en las playas en la temporada 1988.	189
Figura 35. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de <i>Caretta caretta</i> en las nidadas trasladadas e <i>in situ</i> en las playas en la temporada 1991.	189
Figura 36. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de <i>Caretta caretta</i> en las nidadas trasladadas e <i>in situ</i> en las playas en la temporada 1995.	190
Figura 37. Número de crías de <i>Caretta caretta</i> protegidas en las nidadas trasladadas e <i>in situ</i> . Temporadas 1987–1995.	190
<i>Chelonia mydas</i>	191
Figura 38. Distribución del número de nidadas de <i>Chelonia mydas</i> por semana en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995.	192
Figura 39. Fluctuación en el número de nidadas de <i>Chelonia mydas</i> en Quintana Roo y en ocho playas índice: Paamul, Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan.	192
Figura 40. Distribución de frecuencias del largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de <i>Chelonia mydas</i> . Temporadas 1987-1995.	193
Figura 41. Registro promedio anual del largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de <i>Chelonia mydas</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	193
Figura 42. Registro promedio anual del largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de <i>Chelonia mydas</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 2002-2005.	194
Figura 43. Relación entre el largo estándar curvo del caparazón (LSCC) y el ancho estándar curvo del caparazón (ASCC) de <i>Chelonia mydas</i> .	194
Figura 44. Relación entre el peso y el largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de <i>Chelonia mydas</i> .	195
Figura 45. Relación entre el peso y el ancho estándar curvo del caparazón (ASCC) de <i>Chelonia mydas</i> .	195
Figura 46. Distribución de frecuencias del número de huevos por nido de <i>Chelonia mydas</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	196

Figura 47. Promedio anual del tamaño de la nidada de <i>Chelonia mydas</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha, temporadas 1987-1995.	196
Figura 48. Variación en el tamaño de la nidada dentro la temporada de anidación de <i>Chelonia mydas</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha desde 1987 a 1995.	197
Figura 49. Relación entre el tamaño de la nidada y el largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de <i>Chelonia mydas</i> .	197
Figura 50. Relación entre el tamaño de la nidada y el ancho estándar curvo del caparazón (ASCC) de <i>Chelonia mydas</i> .	198
Figura 51. Variación anual de la frecuencia promedio de anidación de <i>Chelonia mydas</i> neófitas y remigrantes en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-2000.	198
Figura 52. Variación en el tamaño de la nidada con el número de anidaciones de <i>Chelonia mydas</i> en las playas, Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987- 1995.	199
Figura 53. Distribución anual de los intervalos de reanidación (días) de <i>Chelonia mydas</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	199
Figura 54. Distribución total (1987-1995) de los intervalos de reanidación (días) de <i>Chelonia mydas</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha.	200
Figura 55. Variación de los intervalos de reanidación (días) de <i>Chelonia mydas</i> dentro de la temporada 1987-1995, en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha.	200
Figura 56. Relación entre el porcentaje de eficiencia en la captura de las tortugas blancas y el año de muestreo en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha.	201
Figura 57. Relación entre la frecuencia promedio de anidación observada de <i>Chelonia mydas</i> y el porcentaje de eficiencia en la captura de las tortugas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	201
Figura 58. Relación entre el porcentaje de <i>Chelonia mydas</i> sin éxito de anidación y el porcentaje de eficiencia en la captura de tortugas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987– 1995.	202
Figura 59. Variación del tamaño de la nidada en los intervalos de remigración de <i>Chelonia mydas</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	202
Figura 60. Variación de la frecuencia promedio de anidación en las remigraciones de <i>Chelonia mydas</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.	203
Figura 61. Variación anual en la duración del período de incubación de huevos de <i>Chelonia mydas</i> en las nidadas trasladadas e <i>in situ</i> en el área de estudio. Temporadas 1987-1995.	203
Figura 62. Distribución del número de nidadas emergidas de <i>Chelonia mydas</i> por semana en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995.	204
Figura 63. Variación anual en el porcentaje de emergencia de crías de <i>Chelonia mydas</i> en nidadas trasladadas e <i>in situ</i> . Temporadas 1987-1995.	204
Figura 64. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de <i>Chelonia mydas</i> en las nidadas trasladadas e <i>in situ</i> en las playas en la temporada 1987.	205
Figura 65. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de <i>Chelonia mydas</i> en las nidadas trasladadas e <i>in situ</i> en las playas en la temporada 1991.	205

Figura 66. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de <i>Chelonia mydas</i> en las nidadas trasladadas e <i>in situ</i> en las playas en la temporada 1994.	206
Figura 67. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de <i>Chelonia mydas</i> en las nidadas trasladadas e <i>in situ</i> en las playas en la temporada 1995.	206
Figura 68. Número de crías de <i>Chelonia mydas</i> protegidas en las nidadas trasladadas e <i>in situ</i> . Temporadas 1987–1995.	207
Figura 69. Número de nidos de <i>Chelonia mydas</i> perdidos por inundación, depredados, destruidos por otra tortuga, saqueados o nidos que no tuvieron seguimiento hasta su eclosión en el litoral central. Temporadas 1996-2012.	207
Figura 70. Número de nidos de <i>Chelonia mydas</i> inundados en el litoral central. Temporadas 1996-2012.	208
Figura 71. Número de nidos de <i>Chelonia mydas</i> depredados en el litoral central. Temporadas 1996-2012.	208
Figura 72. Número de nidos de <i>Chelonia mydas</i> destruidos en el litoral central. Temporadas 1996-2012.	209
Figura 73. Número de nidos de <i>Chelonia mydas</i> saqueados en el litoral central. Temporadas 1996-2012.	209
Figura 74. Número de nidos de <i>Chelonia mydas</i> no analizados en el litoral central. Temporadas 1996-2012.	210

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Resumen de las características de las playas de anidación. Temporadas 1987–1995.	212
Cuadro 2. Censos y protección de las nidadas de las tortugas marinas en las playas y temporadas 1987-1995.	213
Cuadro 3. Registro anual de las actividades de patrullaje para la protección de las tortugas marinas. Temporadas 1987–1995.	213
Cuadro 4. Distribución anual del personal técnico y voluntarios en las playas. Temporadas 1987-1995.	214
<i>Caretta caretta</i>	215
Cuadro 5. Número de nidadas de <i>Caretta caretta</i> registradas en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995.	216
Cuadro 6. Número de marcas registradas a las hembras de <i>Caretta caretta</i> en las playas. Temporadas 1987–1995.	216

Cuadro 7. Número de caguamas con cicatriz de marca. Temporadas 1990–1995.	217
Cuadro 8. Número de caguamas con daños en alguna parte del cuerpo. Temporadas 1987–1995.	217
Cuadro 9. Número de caguamas sacrificadas en las playas. Temporadas 1987–1995.	218
Cuadro 10. Número de caguamas sacrificadas en las playas. Temporadas 1996–2006.	218
Cuadro 11. Número de anidaciones de <i>Caretta caretta</i> observadas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel–Ha. Temporadas 1987–1995.	219
Cuadro 12. Número de anidaciones de <i>Caretta caretta</i> observadas en las playas Xpu-Ha, Kantenah, Akumal, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan. Temporadas 1987-1995.	220
Cuadro 13. Número de anidaciones de <i>Caretta caretta</i> observadas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel–Ha. Temporadas 1996–2006.	220
Cuadro 14. Proporción de tortugas <i>Caretta caretta</i> neófitas y remigrantes observadas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel–ha. Temporadas 1996–2006.	221
Cuadro 15. Número de caguamas sin éxito de anidación en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995.	221
Cuadro 16. Remigraciones de <i>Caretta caretta</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel–ha de 1987 a 1995.	222
Cuadro 17. Intervalos de remigración de <i>Caretta caretta</i> en las playas, Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987–1995.	222
Cuadro 18. Intervalos de remigración de <i>Caretta caretta</i> en las playas, Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Temporadas 1996–2006.	223
Cuadro 19. Fidelidad de <i>Caretta caretta</i> al sitio de anidación.	223
Cuadro 20. Análisis de las nidadas de <i>Caretta caretta</i> . Temporadas 1987–1995.	224
Cuadro 21. Registro anual de las nidadas de <i>Caretta caretta</i> perdidas por saqueo, depredación e inundadas en las playas. Temporadas 1987–1995.	225
Cuadro 22. Análisis de las nidadas trasladadas de <i>Caretta caretta</i> : número de huevos, huevos rotos, porcentaje de eclosión y crías muertas.	226
Cuadro 23. Número de huevos, huevos rotos, porcentaje de eclosión y crías muertas de las nidadas <i>in situ</i> de <i>Caretta caretta</i> . Temporadas 1987-1995.	226
Cuadro 24. Porcentaje promedio de emergencia anual de crías de <i>Caretta caretta</i> en nidadas <i>in situ</i> y trasladadas. Temporadas 1987–1995.	227
<i>Chelonia mydas</i>	228
Cuadro 25. Número de nidadas de <i>Chelonia mydas</i> registradas en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995.	229
Cuadro 26. Número de marcas registradas a las hembras de <i>Chelonia mydas</i> en las playas. Temporadas 1987–1995.	229
Cuadro 27. Número de tortugas verdes con cicatriz de marca. Temporadas 1990–1995.	230
Cuadro 28. Número de tortugas verdes con daños en alguna parte del cuerpo. Temporadas 1987–1995.	230

Cuadro 29. Número de tortugas verdes con fibropapiloma. Temporadas 1990–1995.	230
Cuadro 30. Número de tortugas verdes sacrificadas en las playas. Temporadas 1987–1995.	231
Cuadro 31. Número de anidaciones de <i>Chelonia mydas</i> observadas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel–Ha. Temporadas 1987–1995.	231
Cuadro 32. Número de anidaciones de <i>Chelonia mydas</i> observadas en las playas, Xpu-Ha, Kantenah, Akumal, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan. Temporadas 1987–1995.	232
Cuadro 33. Número de tortugas verdes sin éxito de anidación en el litoral central de Quintana Roo. Temporadas 1987–1995.	232
Cuadro 34. Remigraciones de <i>Chelonia mydas</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel–Ha de 1987–1995.	233
Cuadro 35. Intervalos de remigración de <i>Chelonia mydas</i> en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha en Quintana Roo.	233
Cuadro 36. Fidelidad de <i>Chelonia mydas</i> al sitio de anidación.	234
Cuadro 37. Análisis de las nidadas de <i>Chelonia mydas</i> . Temporadas 1987–1995.	234
Cuadro 38. Registro anual de las nidadas de <i>Chelonia mydas</i> perdidas por saqueo, depredación e inundadas en las playas. Temporadas 1987–1995.	235
Cuadro 39. Análisis de las nidadas trasladadas de <i>Chelonia mydas</i> : número de huevos, huevos rotos, porcentaje de eclosión y crías muertas.	236
Cuadro 40. Número de huevos, huevos rotos, porcentaje de eclosión y crías muertas de las nidadas <i>in situ</i> de <i>Chelonia mydas</i> .	236
Cuadro 41. Porcentaje promedio de emergencia anual de crías de <i>Chelonia mydas</i> en nidadas <i>in situ</i> y trasladadas. Temporadas 1987–1995.	237

RESUMEN

Las características demográficas, tales como la fecundidad, intervalos de anidación, proporción de sexos, edad de la madurez sexual y patrones migratorios, son importantes para evaluar la viabilidad a largo plazo de las poblaciones silvestres. El presente estudio se enfoca en caracterizar algunas variables demográficas de las hembras reproductoras de la tortuga caguama *Caretta caretta* y de la tortuga verde *Chelonia mydas*, así como la descripción y evaluación del manejo de los nidos en 15 playas del litoral central de Quintana Roo, durante los períodos de 1987 a 1995 y de 1996 a 2012.

Se utilizó la información generada por el ex Centro de Investigaciones de Quintana Roo en los primeros nueve años de muestreo, así como los estudios del Colegio de la Frontera Sur, Flora Fauna y Cultura de Mexico A.C. y el Comité para la Protección de las Tortugas Marinas en Quintana Roo² (CPTMQROO). Las bases de esta información se encuentran dispersas pero analizadas parcialmente en informes anuales de temporada, presentación en congresos y simposios, lo cual agrupa suficientes datos como para permitir el seguimiento de las poblaciones anidadoras de las dos especies.

La temporada de anidación de las tortugas marinas comienza en abril y termina en octubre, existiendo una sobreposición espacio – temporal en la anidación de las dos especies, con una separación de un mes en los picos de mayor actividad de anidación de cada especie. Con base en las ocho playas índice, el número de nidadas de *Caretta* y *Chelonia* tiene un incremento significativo anual; las playas con mayor actividad de anidación son Aventuras DIF, X´cachel, Chemuyil y Xel-Ha. Las tortugas remigrantes presentaron mayor tamaño de nidada, frecuencia de anidación y fidelidad al sitio de anidación, que las tortugas neófitas. Los datos reproductivos fueron examinados y comparados con otros estudios de acuerdo con

² El nombre legal es Comité Estatal para la Protección, Conservación, Investigación y Manejo de Tortugas Marinas en Quintana Roo; para fines de este documento se utilizarán las siglas CPTMQROO.

la eficiencia en la captura de las tortugas en las playas. El periodo de incubación fue menor en las nidadas trasladadas que en las nidadas *in situ*, lo que trajo como consecuencia una mayor mortandad de crías y quizá un cambio en la proporción de sexos en las poblaciones de tortugas. Las tasas de emergencia en nidadas *in situ* fueron altas, pero al incluir las nidadas perdidas decrecieron significativamente. Las tasas de emergencia en nidadas trasladadas fue menor que las nidadas *in situ* (sin incluir nidadas perdidas). La pérdida de nidadas por saqueo, inundación y depredación influyó en la baja producción de crías.

Las implicaciones demográficas del potencial reproductivo, aparentemente alto en ambas especies, genera un enorme potencial de producción de crías en la región, cuyo reclutamiento constituye una reserva genética significativa de la diversidad total de las poblaciones de estas especies en el Atlántico. Las colonias anidadoras de tortugas en Quintana Roo merecen mejores medidas de conservación y manejo, ya que la pérdida de hábitat de anidación es su principal amenaza.

PALABRAS CLAVE: Características demográficas, *Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, Quintana Roo.

ABSTRACT

Demographic information such as fertility, nesting intervals, sex ratio, age of sexual maturity and migration patterns are important to assess the long-term viability of wild populations. This study focuses on characterizing these variables in breeding female loggerhead turtle *Caretta caretta* and green turtle *Chelonia mydas* along the central coast of Quintana Roo. The management of 15 nesting beaches from 1987-1995 and 1996-2012 is described and evaluated.

The information used was generated by different institutions, whose databases are scattered or partially analyzed; including annual reports, conferences, symposia, etc. These sources provide enough data to monitor nesting populations of the two species.

Based on the eight index beaches, the number of nests of *Caretta* and *Chelonia* has an annual significant increase; the beaches with the highest number of nests are: Adventures DIF, X'Cacl, Chemuyil and Xel-Ha. Remigrants turtles had higher clutch size, and frequency of nesting and nesting site fidelity, compared to neophytes turtles.

Reproductive data related to capture efficiency on nesting beaches, emergency rates in situ nests and relocated and lost nests were examined and compared. The loss of nests by looting, flooding and predation influenced the low production of hatchlings.

The demographic implications of reproductive potential generated great potential for hatchling production in the region. Their recruitment constitutes a significant genetic pool of the total diversity of the populations of these species in the Atlantic. However, the loss of nesting habitat in Quintana Roo is their main threat.

KEY WORDS: Demographic characteristics, *Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, Quintana Roo

1.INTRODUCCIÓN

Durante algunos cientos de miles de años el hombre ha tenido un papel ecológico central en la Tierra. Este papel no es compartido por ninguna otra especie, en el sentido de que nunca antes un grupo taxonómico había incidido tanto en la extinción de otros grupos. La importancia de este hecho ha llevado a desarrollar una rama de la biología, dedicada exclusivamente a la conservación y manejo de especies (Eguiarte y Piñero, 1990).

La conservación es el manejo del ambiente y su gente (es nada menos que política). Los códigos científicos no son relevantes en la política y pueden resultar en un problema terrible cuando las disciplinas son mezcladas. La biología es la ciencia que trata de las cosas vivientes y sus procesos; la “ciencia” es el conocimiento sistematizado en hechos y verdades, los cuales son organizados en teorías. La conservación biológica es una actividad de manejo para garantizar la máxima diversidad de especies y la conservación de la variabilidad genética entre las especies; además, incluye a la biosfera y sus funciones. También adopta el término “uso sostenible” o “sustentable” de recursos producto de la biosfera (Frazier, 1994).

Una biosfera sostenible es aquella en la que reside la diversidad de la vida en la Tierra, en donde se sostiene la actual generación de humanos y se deja una porción equiparable para las generaciones futuras. Este concepto de la equidad entre generaciones es la columna vertebral de la sustentabilidad. La cuestión crítica consiste en si se puede alcanzar el uso sostenible del ambiente en el mercado libre occidental. Nuestro registro en esta área es pobre, pero los datos que tenemos indican que es improbable que alcancemos una biosfera sostenible sin un cambio en la forma que valoramos nuestros recursos naturales (Salazar-Vallejo y González, 1994).

La definición óptima de conservación biológica es la que considera que tanto recursos como gente deben ser considerados igualmente importantes. Si la gente, a diferentes niveles, no se compromete con las actividades de conservación, los programas concebidos, diseñados, ejecutados y dirigidos desde la “cúpula”, no

serán relevantes ni aceptados por la comunidad donde son llevados a cabo. Los usuarios de los recursos deben comprometerse con la conservación de éstos, desde todos los niveles de organización. Hay muchos ejemplos de fracaso en los proyectos de conservación, en los que los usuarios del recurso y las comunidades locales no han sido incluidas en los proyectos (Frazier, 1994).

La diversidad de especies animales y vegetales que México posee es enorme y su herpetofauna es particularmente rica en comparación con la de otros países (Flores – Villela y Gerez, 1994). En el caso de las tortugas marinas, seis de las siete especies que hay en el mundo se localizan en las costas de México: las tortugas golfina, *Lepidochelys olivácea*; lora, *Lepidochelys kempii*; laúd, *Dermochelys coriacea*; carey, *Eretmochelys imbricata*; blanca o verde/negra, *Chelonia mydas* y caguama, *Caretta caretta* (Márquez, 1990; Pritchard, 1996; DEPC, 2011a, b). De estas especies, las últimas cuatro anidan en las costas de Quintana Roo.

Debido a la disminución de las poblaciones de tortugas marinas en México, se tomaron medidas de protección, como el cierre de las pesquerías por especie o región. Debido a esto, desde mediados de los años ochenta todas las especies de tortuga marina han sido permanentemente vedadas en las aguas del Golfo de México y del Mar Caribe (Frazier, 1993a); es más, la tortuga carey está en veda desde 1976 (Márquez, 1976), pero la veda permanente para todas las especies de la República Mexicana se remonta a 1990 (D.O.F., 1990; SEMARNAP, 2000). Además, en 1993 se decretó el uso de excluidores de tortugas marinas en los barcos arrastreros de captura de camarón (Gob. Fed., 1993).

Por la misma razón, también fueron incluidas en el Apéndice I de la Convención sobre Comercio y Tráfico Internacional de Especies de Flora y Fauna en peligro de Extinción (CITES, por sus siglas en inglés) y en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 como especies amenazadas o en peligro de extinción (D.O.F., 2010), en donde permanecen hasta hoy.

A pesar de que los intensos esfuerzos de conservación han llevado a que algunas poblaciones locales de tortugas marinas muestren signos de recuperación, se considera que las poblaciones a nivel mundial están declinando (IUCN, 2006;

Pilcher, 2013). El Grupo de Trabajo de Expertos en Tortugas (TEWG, por sus siglas en inglés) de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, por sus siglas en inglés) identifica el calentamiento global como uno de los cinco principales riesgos para las tortugas marinas a nivel mundial. Sin embargo, existen otras amenazas como la captura incidental por ahogamiento en las redes de los barcos arrastreros de camarón y otras artes de pesca (Magnum *et al.*, 1990; Riskas y Tiwari, 2013; Laporta *et al.*, 2013); la destrucción de las playas de anidación (Raymond, 1984; Witherington, 2003); la recolección de huevos y adultos (Márquez, 1990; Pilcher, 2013; Patino – Martínez, 2013), la contaminación general de los océanos con aceites y plásticos (Fritts y McGehee, 1982; Waldichuk, 1987; Witherington, 2003) y los patógenos que han sido detectados en el grupo en cuestión (GETM, 2004).

En los últimos años las poblaciones de tortugas marinas se han visto seriamente afectadas por la presencia de una enfermedad altamente debilitante y transmisible, que puede llegar a ser letal. Esta enfermedad, diagnosticada como Fibropapilomatosis (FP), genera tumoraciones en la piel y órganos internos; un herpesvirus y un retrovirus son considerados como los posibles agentes etiológicos (Balazs *et al.*, 1997). La incidencia de FP ha aumentado en tortugas verdes en Hawaii, Bahía San Francisco y Florida (Bohelerth, 1990; McDonal y Dutton, 1990). En Quintana Roo, esta enfermedad está detectada en las tortugas verdes anidadoras desde 1984 (Duran, 1986; Herrera *et al.*, 2001).

Si estas amenazas no son controladas, darán como resultado una mayor disminución de las poblaciones, se impedirá la recuperación de las tortugas marinas o se llegará a la extinción de una población local (GETM, 2004). Las autoridades ambientales en México, dispuestas a contrarrestar las declinaciones de las especies que están en la NOM 059, implementaron el Programa de Conservación de Especies en Riesgo (PROCER), la cual derivó en crear Programas de Acciones para la Conservación de las Especies (PACE) y se incluyeron las especies de tortugas marinas (SEMARNAT, 2006).

Con base en la información técnica y científica proporcionada por los líderes de proyectos de tortugas marinas, se crearon el PACE para la tortuga caguama

(DEPC, 2011a) y para la tortuga verde (DEPC, 2011b), donde se incluyen las retrospectivas y perspectivas en los temas de protección, gestión, cultura (educación ambiental), manejo, recuperación e investigación para la especie a lo largo de su distribución en las costas mexicanas. Quintana Roo posee la mayor abundancia de anidación para estas dos especies.

Las tortugas marinas poseen un ciclo de vida prolongado y complejo; a lo largo de las diferentes etapas del mismo se manifiestan características fisiológicas y conductuales muy diversas y particulares que exigen la permanencia prolongada de estos organismos en diferentes tipos de hábitats, de manera que presentan importantes eventos migratorios (Frazier, 1999).

El interés creciente por la investigación y manejo de las poblaciones de tortugas marinas ha estimulado el desarrollo de modelos demográficos (Magnuson *et al.*, 1990). Las características demográficas, tales como la fecundidad, intervalos de anidación, proporción de sexos, edad a la madurez sexual y patrones migratorios que incluyen las variaciones en la fecundidad y sobrevivencia (tablas de vida), pueden ser usadas para predecir cambios en el tamaño de la población de tortugas en función de diversos escenarios (Benabib, 1993; Chaloupka y Musick, 1997; Van Houtan, 2011) y son prioritarias para la conservación (Witzell, 1983; Lande, 1988).

Los investigadores australianos tienen información de parámetros demográficos tomados a lo largo de 30 años sobre abundancia, edad, sexo y clase específica para la tortuga caguama en el sur de la Gran Barrera de Arrecife (Bjorndal *et al.*, 2011), la cual permitió el anuncio de la declinación de la abundancia de tortuga durante las décadas de 1980 y 1990. Se atribuyó la disminución a dos de las muchas amenazas potenciales: la depredación por zorros en las playas de anidación y la captura incidental en las pesquerías de arrastre costeros. Ambas amenazas han sido mitigadas por agencias gubernamentales, resultando en una acción de aparente recuperación de la población (Chaloupka *et al.*, 2008).

Por otro lado, es necesario considerar que existe gran variabilidad en el número de huevos por nido entre especies, entre poblaciones de la misma especie y entre

individuos, pudiendo fluctuar estacionalmente, a lo largo de la vida de un individuo o de una población de tortugas marinas (Frazer y Richardson, 1985a).

Las variables reproductivas han sido examinadas en estos organismos iteróparos. Bjorndal y Carr (1989) señalan que el potencial reproductivo es una función de la biomasa de la nidada, la frecuencia anual de anidación (número de nidadas puestas por una hembra dentro de una temporada), los intervalos de remigración entre temporadas y la duración de su vida reproductiva. Investigaciones sobre variaciones en estos aspectos de la biología reproductiva a largo plazo han sido realizadas por diversos autores. Frazer y Richardson (1985a, b) indican la variación en el tamaño de la nidada y la frecuencia de anidación en la tortuga caguama en Georgia, USA. Bjorndal y Carr (1989) mencionan que, a nivel poblacional, encontraron un incremento significativo en el tamaño de la nidada a través de la temporada, pero a nivel individual no es significativo en la tortuga verde en Tortuguero, Costa Rica. Tucker y Frazer (1991) señalan que no hay diferencias significativas en el promedio del tamaño de la nidada ni en la frecuencia de anidación entre años en la tortuga laúd en Puerto Rico.

Posteriormente, Van Buskirk y Crowder (1994) recopilan y comparan características reproductivas tales como: tamaño de la hembra, tamaño de la nidada, volumen de huevos, sobrevivencia de las crías, tamaño de las crías, frecuencia de anidación, intervalo de remigración y esfuerzo reproductivo de las siete especies en 96 poblaciones. Sin embargo, los estudios de las especies caguama y verde que anidan en el Caribe mexicano, al igual que en muchas otras regiones, presentan información interrumpida en las variables o difieren en los métodos de muestro. La situación actual de las bases de datos de tortugas marinas indica que la información está fragmentada y esto, aunado a la falta de coordinación, son los principales impedimentos para incidir en el adecuado manejo y conservación de las tortugas marinas (<http://www.nap.edu/catalog/12889.html>; NRC, 2010). En Quintana Roo se requiere actualizar la base de datos de las marcas aplicadas a las tortugas y permitir su uso (Mejía, 2014).

El Grupo de Trabajo de Expertos en Tortugas (TEWG, por sus siglas en inglés) indica que el Comité para la Protección de las Tortugas Marinas en Quintana Roo

(CPTMQROO) compartió información sobre algunas características demográficas de la tortuga caguama (tendencia con el número de nidos, talla de las hembras, proporción de tortugas neófitas, frecuencia de anidación, intervalo de remigración y sobrevivencia) para el análisis de las poblaciones identificadas en el Atlántico norte occidental. Con base en el análisis anterior, Richards *et al.* (2011) evaluaron el número de individuos de las poblaciones anidadoras del Atlántico norte occidental y para la población del Atlántico norte occidental en su conjunto. Además, el TEWG (2009) indica que la capacidad para evaluar el estado actual de todos los segmentos de las poblaciones de caguama del Atlántico norte occidental es limitada. En el caso de la población de Florida, las estimaciones de abundancia a largo plazo, sin el acompañamiento de las estimaciones de los parámetros demográficos fundamentales, fueron insuficientes para diagnosticar las causas de la disminución en el número de nidos y diseñar las estrategias adecuadas de mitigación de riesgo o de la recuperación de la población (NRC, 2010).

La identificación de unidades poblacionales es importante al menos por dos razones: la primera es que estas unidades pueden diferir en un número de características demográficas para aquellos que manejan el recurso, la segunda es que algunas de estas poblaciones pueden estar en peligro de extinción y requieren más atención que otras (Smith *et al.*, 1978).

En Quintana Roo fueron identificadas las secuencias génicas de las poblaciones de carey, blanca y caguama por Bass *et al.* (1996) y Encalada *et al.* (1994,1996 y 1998), respectivamente, para cada especie. Encalada *et al.* (1999) indican que estas colonias de tortugas caguamas y verdes contienen altos niveles de diversidad genética, e incluyen un alto grado de endemismo de haplotipos con respecto a las demás poblaciones de tortuga del Atlántico. Posteriormente, Millán-Aguilar (2009) con muestras provenientes de la costa del Golfo de México, identificó cuatro unidades adicionales comprendiendo las colonias que anidan en Tamaulipas-Veracruz, Campeche-Yucatán, Cayo Arcas y Arrecife Alacranes.

Una característica importante que presentan las tortugas marinas es la filopatría a sus playas de anidación. Es decir, las crías regresan a anidar a las mismas playas donde nacieron (Carr, 1975; Carr *et al.*, 1978). Esta hipótesis ha sido comprobada

por Meylan *et al.* (1990) y posteriormente por los estudios de genética realizados por Encalada y colegas citados arriba; también Zurita *et al.* (2005) lo pudieron corroborar con estudios de marcado de autoinjerto en crías de tortuga verde en Quintana Roo. Además de la filopatría, las tortugas adultas también presentan una flexibilidad al sitio de anidación, esto es, que puede darse en un mismo sitio o abarcar varios kilómetros (Carr *et al.*, 1978; Encalada *et al.*, 1999).

Hace más de 50 años que se inició la conservación de las tortugas marinas en el Caribe mexicano; sin embargo, no ha habido una continuidad de estudios a largo plazo en la región. En la década de 1980, una vez que la tortuga marina dejó de ser un recurso pesquero y pasó a ser una especie en veda en la región del Golfo de México y Caribe, ocurrió un desconcierto entre las diferentes instituciones gubernamentales al momento de planear las políticas de vigilancia y protección eficaz para estas especies, pues la abundancia y la situación en las que prevalecía el recurso en las playas de anidación permanecían desconocidas (Zurita y Prado, 2007; DEPC, 2011b).

Durante esa etapa, más instituciones se involucraron en los esfuerzos por conservar a las tortugas marinas. Una de ellas fue el desaparecido Centro de Investigaciones de Quintana Roo (CIQRO), cuyo programa de protección de tortugas marinas funcionó casi sin interrupción desde 1982 hasta 1995. Además de proteger el proceso de anidación de las tortugas marinas, el programa se reestructuró en 1987 para intensificar las actividades de medición y marcado de las hembras anidadoras de la tortuga caguama y tortuga verde, con el fin de evaluar el potencial reproductivo y el reclutamiento (Zurita *et al.*, 1993a).

Actualmente es el CPTMQROO quien está a cargo de recopilar y organizar la información generada en los diferentes campamentos tortugueros de 8 instituciones (González – Baca *et al.*, 2006). El Parque Xcaret tuvo a su cargo el programa de protección de la tortuga marina en el litoral central desde 1996 al 2000 (Torres *et al.*, 2002); posteriormente, conforma una Asociación Civil en el 2001, llamada Flora, Fauna y Cultura de México (FFCM) con el fin de administrar el programa en coordinación con las autoridades ambientales y con el apoyo de ECOSUR (Arenas *et al.*, 2004) que hasta la fecha continua vigente (FFCM, 2013).

En la actualidad, los estudios realizados por el TEWG (2009), consideran que la colonia de tortuga caguama en Quintana Roo es una de las principales poblaciones reproductoras de la especie en el Atlántico occidental, pero que ha decrecido de 1,800 a 800 nidos de 1989 a 2007 en playas índice. Se consideran playas índice aquellas playas que presenten la misma distancia de cobertura de patrullaje en las diferentes temporadas, que hayan sido evaluadas desde el inicio y final de la temporada de anidación, que tengan seguimiento continuo por varios años, que se tenga un registro de la producción de crías y se descartan aquellos valores que se refieren al periodo de trabajo (patrullaje) y no al proceso biológico reproductivo en sí (Zurita, 2007).

Además, TEWG (2009) indica que tanto en la Península de Florida como en Quintana Roo, en las mismas playas índice se ha documentado recientemente una similitud en el comportamiento de la declinación en el número anual de nidos de tortuga caguama (Witherington *et al.*, 2009). En ambos sitios, también se ha documentado un aumento sustancial en el número anual de nidos de tortuga verde.

Las unidades de manejo de la tortuga verde en el Golfo de México y Mar Caribe presentan una tendencia positiva pero aún falta estandarizar el esfuerzo de patrullaje (DEPC, 2011b). La mayor concentración de anidación de la especie se localiza en el estado de Quintana Roo, registrándose hasta el año 1993, entre 481 y 2,296 nidos en toda la costa (Zurita–Gutiérrez *et al.*, 1993); actualmente, el número de nidos de esta especie sobrepasa los 26,000 (CPTMQROO, 2012). Se considera que la colonia de tortuga verde en la Península de Yucatán alberga 1,600 hembras reproductoras y ocupa el decimocuarto lugar mundial en tamaño de las 28 colonias evaluadas (Spotila, 2004).

La importancia de una playa como sitio de anidación para las tortugas marinas está basada, más que en el número de nidos, en el reclutamiento efectivo de crías al mar, ya que durante el período de incubación de los huevos (aproximadamente dos meses), varios factores bióticos y abióticos han demostrado influir en el éxito de la nidada. Entre los factores bióticos se encuentra la depredación por mapache, zorros, perros, cangrejo fantasma y la infestación de bacterias (Wyneken *et al.*, 1988) y hongos (Cornelius, 1986). Se ha registrado que la depredación de las

nidadas por perros alcanza 20% en Isla Cozumel (Espinosa, 1992). Entre los factores abióticos están las mareas, inundaciones (Eckert y Eckert, 1990), erosión (Whitmore y Dutton, 1985) y excesos de lluvias (Kraemer y Bell, 1980). Las mareas e inundación pueden mermar un 80% de las nidadas de tortuga verde y caguama en una temporada en la costa central de Quintana Roo (DEPC, 2011a, b).

Magnum *et al.* (1990) mencionan las causas de la mortalidad de las tortugas marinas asociadas con actividades humanas. Por ejemplo, la erosión puede estar acelerada por la actividad humana a través de los desarrollos y actividades en la costa. El tráfico peatonal y la compactación de la arena (Davis y Whiting, 1977), el ruido y las luces mal reguladas crean disturbios que interrumpen el proceso de anidación y amenazan a las crías (Raymond, 1984). El desarrollo turístico en las playas de Quintana Roo, invade los hábitats de anidación de las tortugas marinas y evitan que las hembras puedan anidar (Zurita *et al.* 1993 a; DEPC, 2011a, b).

Incluso programas del ecoturismo bien intencionados, que tratan de educar a los visitantes en las playas de anidación de las tortugas (Viveros, 1991; Zurita y Miranda, 1993) y que ofrecen una alternativa de empleo para los cazadores de subsistencia de tortugas, tiene un potencial dañino (Dodd, 1997). Recientemente, el Gobierno Federal (2013) establece las especificaciones para la protección, recuperación y manejo de las poblaciones de las tortugas marinas en su hábitat de anidación en la NOM-162-SEMARNAT-2012.

Los factores que disminuyen el porcentaje de emergencia (proporción de crías que emergen del nido con respecto al número de huevos incubados), pueden traer consecuencias negativas sobre la estabilidad de las poblaciones de tortugas marinas. La posición del nido sobre la playa es un factor importante en el éxito de la nidada, por la susceptibilidad de las crías a cambios en la salinidad, temperatura y humedad durante la etapa embrionaria (Mc Geehee, 1979; Whitmore y Dutton, 1985).

El traslado de las nidadas es una de las prácticas más comunes en programas de protección (Ackerman, 1996). Zurita *et al.* (1993b) indican que las evaluaciones del manejo de nidadas se aplican en nidos *in situ* y nidadas trasladadas a corrales.

Actualmente, se utilizan tres técnicas de manejo de nidadas: los nidos dejados *in situ*, los nidos trasladados a corral y los nidos reubicados (que son los nidos que se reubican sin protección de corral) pero en la misma playa porque están en riesgo de inundarse (CEA, 2000; González –Baca *et al.*, 2006; DEPC, 2011a, b). Esta última técnica presenta valores intermedios en la producción de crías de caguama, comparada a los nidos *in situ* y a los trasladados a corrales (González –Baca *et al.*, 2006).

Probablemente la mejor acción de conservación es dejar las nidadas *in situ* y reducir el impacto de los depredadores y los efectos antropogénicos (Miller, 1996), aunque en ciertas circunstancias el mover los huevos para protegerlos de las amenazas puede ser justificado (Pritchard *et al.*, 1983). Sin embargo, un manejo excesivo puede causar un costo en la reducción del éxito de eclosión (Bustard, 1972), un incremento en la ocurrencia de deformaciones de los embriones (Miller, 1985) y cambios en la proporción de sexos con respecto a las condiciones naturales (Yntema y Mrosovsky, 1980, 1982; Mrosovsky, 1982).

Para tener un panorama completo de la mortalidad en las nidadas que se dejan en las playas, debemos evaluar y sumar las que causan el saqueo humano, la depredación por animales y la disminución por agentes físicos. Esto nos dará la pauta para llevar a cabo un mejor manejo de las nidadas en los programas de protección en la península de Yucatán, que tienen como fin generar el mayor número posible de reclutas para aumentar el tamaño de las poblaciones de tortugas marinas (Garduño *et al.*, 1993).

Frazier (1993a, b) recaba información del manejo de nidos de la península de Yucatán y enfatiza las implicaciones de la baja producción de crías debido al mal manejo, recomendando una planificación de los programas a cinco o seis años y la realización de evaluaciones adecuadas periódicamente. Zurita *et al.* (1993b) señalan la necesidad de evaluar los éxitos y fracasos de los diferentes programas en Quintana Roo, documentando cualquier acción de mitigación, porque las tortugas son animales longevos y los resultados de las acciones de conservación y manejo no serán obvios a corto plazo (Benabib, 1992).

1.1 JUSTIFICACIÓN

El presente estudio se enfoca en caracterizar algunas variables demográficas de las hembras reproductoras de *Caretta caretta* y *Chelonia mydas*, así como la descripción y evaluación del manejo de los nidos en las playas del litoral central de Quintana Roo, durante los períodos de 1987 a 1995 y 1996 a 2012. Esta información se encuentra dispersa en los informes anuales hechos por las diferentes instituciones involucradas en la protección de los quelonios, así como en resultados de congresos y simposios, lo cual agrupa suficientes datos como para permitir el seguimiento de las poblaciones anidadoras de las dos especies. Si bien el número de nidadas de tortuga verde va en aumento y el número de nidos de la tortuga caguama decrece (TEWG, 2009), es importante conocer el grado de corresponsabilidad que hay en los programas de protección en las playas y el seguimiento de las características reproductivas de las especies, ya que la conservación de estas poblaciones es clave debido al aporte en la variabilidad genética a las poblaciones de ambas especies del Atlántico (Encalada *et al.*, 1999).

El Caribe pudo haber sido la fuente de recolonización de tortugas caguamas en las playas después del periodo de glaciación del norte (Encalada *et al.*, 1998). De ese modo, la pérdida de estas poblaciones de Quintana Roo afectaría la genética general de la tortuga verde y caguama (Encalada *et al.*, 1999). Además, como sugieren Meylan *et al.* (1990) y Bowen *et al.* (1992), si las tortugas de distintos sitios de anidación son genéticamente distintas, entonces son probablemente poblaciones independientes, por lo tanto, los esfuerzos de protección deberían ser implementados en cada sitio de anidación.

2. OBJETIVOS

I. Caracterizar algunas variables demográficas y aspectos de la biología reproductiva de las hembras de *Caretta caretta* y *Chelonia mydas* en las playas de anidación de Quintana Roo.

Objetivos específicos

1. Determinar la distribución y abundancia de las nidadas de las dos especies en el área de estudio.
2. Determinar la distribución de tallas de las hembras anidadoras de tortuga caguama y tortuga blanca.
3. Determinar la distribución del tamaño de las nidadas de las dos especies.
4. Estudiar la periodicidad de regreso de las hembras anidadoras:
 - 4.1 en la temporada reproductiva (frecuencia de anidación).
 - 4.2 en años sucesivos (remigración o ciclos de anidación).
5. Analizar las fuentes potenciales de variación en el tamaño de la nidada:
 - 5.1 la talla de las hembras.
 - 5.2 el peso corporal de las hembras.
 - 5.3 el número de anidaciones sucesivas en una temporada reproductiva.
 - 5.4 el número de años de anidación observados para cada hembra.
6. Analizar la fidelidad al sitio de anidación de las dos especies, tanto en una sola temporada como entre temporadas de anidación.

II. Analizar la eficacia de las medidas de protección que se aplican en la región.

Objetivos específicos

1. Estimar las pérdidas que se registrarían por saqueo, inundación y depredación si no se emplearan medidas de protección.
2. Comparar el resultado del manejo de las nidadas dejadas *in situ* y trasladadas en las diferentes playas y temporadas de anidación.
3. Cuantificar la producción de crías de las dos especies en la zona de estudio.

III. Resaltar y discutir la importancia estratégica de los trabajos de conservación con respecto a la condición de conservación de las especies en la región.

Objetivos específicos

1. Proponer alternativas para mejorar el programa de conservación de tortugas marinas vigente con base en:
 - 1.1 la investigación sobre tortugas marinas.
 - 1.2 el manejo de las nidadas.
 - 1.3 la protección del hábitat de anidación en la zona de estudio.

3. ZONA DE ESTUDIO

El estado de Quintana Roo se localiza al este de la península de Yucatán (Figura 1). Limita al sur con Belice y al oeste con los estados de Campeche y Yucatán. Los aproximadamente 900 km de litoral incluyen toda la costa del Caribe mexicano y una estrecha franja en el norte, que técnicamente corresponde al inicio del Golfo de México. En toda la costa existen aproximadamente 200 km de playas de anidación de tortugas marinas (Zurita *et al.*, 1993b).

Los rasgos fisiográficos o geomorfológicos de la península de Yucatán se derivan del carácter calcáreo del sustrato. En general, la zona de estudio presenta kárstica avanzada, que es evidente en donde los cordones litorales del Pleistoceno entran en contacto con el ambiente costero (Wilson, 1980). En la zona de mezcla del agua continental con el agua marina se produce una erosión marcada, cuya máxima expresión son las caletas (CIQRO, 1981).

Debido a la conformación geológica y topográfica, el sistema hidrológico presenta una circulación subterránea, no existiendo corrientes superficiales en el estado. Todo el movimiento del agua, producto de la precipitación, ocurre a través de infiltración al subsuelo, a excepción del Río Hondo, que en realidad es una falla geológica inundada que sirve como frontera política con Belice (Wilson, 1980). Este proceso de infiltración es lo que caracteriza la fragilidad de la zona de estudio.

3.1 Clima

Quintana Roo presenta un clima cálido subhúmedo con abundantes lluvias en verano, tipo Aw según el sistema de clasificación climática de Köppen modificado por García en 1988 (UNAM, 1990). La precipitación media anual varió entre 8,001 y 1,200 mm en un estudio de temperatura y precipitación durante el periodo 1961-2000 (Davydova, 2010). Entre mayo y octubre ocurre el 70% al 80% de la precipitación anual y el resto del año se considera como de sequía. Los meses más secos son de enero a abril, cuando llueve alrededor del 10% del total anual. La temperatura media anual es de 26° C, con una máxima de 36.6° C y una mínima de 8° C en mayo y diciembre, respectivamente.

Los vientos alisios predominan de marzo a noviembre y los nortes son los componentes principales durante el resto del año. Un factor de principal importancia es el constituido por los ciclones tropicales o huracanes, ya que el 46% de los que han tocado costa en un periodo de 50 años ha pasado por la península de Yucatán (Jauregui, 1967). Además, frecuentemente los huracanes cruzan completamente la península por ser relativamente plana y estar casi al nivel del mar (Rosengaus, 2010). De junio a octubre es la época de incidencia de huracanes (Morales, 1993).

3.2 Ambiente Marino

En el ambiente marino se observa una barrera de coral que corre de manera discontinua paralela a la línea de costa, formando parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano, el segundo más largo del mundo. Se extiende desde el canal de Yucatán hasta Belice (Jordán, 1993), abarcando una longitud de 350 km en el Caribe mexicano (IUCN, 1988). La presencia de arrecifes coralinos que bordean el litoral, genera condiciones en la dinámica costera que son diferentes a las de litorales que no están protegidos por estas estructuras (Jordán, 1993; Carricart–Ganivet y Horta–Puga, 1993). Tienen importancia ecológica ya que sustentan una gran abundancia y distribución de especies (Knowlton *et al.*, 1992). Tales ecosistemas son altamente productivos y constituyen reservorios importantes de materia orgánica, la cual se deposita principalmente en la fase sedimentaria (Alongi, 1998). Al sur de Playa del Carmen, los cordones litorales se encuentran con la costa y predomina el litoral rocoso, los litorales arenosos se encuentran en el interior de las caletas o ensenadas (Tecnoconsult e Instituto de Ecología, 1990). Los arrecifes de estas zonas se encuentran en el interior de estas caletas o ensenadas y llegan a constituir comunidades bien integradas, especialmente en el área de Akumal. Desde Tankah hasta Cahpechen-Lirios el litoral es básicamente arenoso y la barrera arrecifal continúa hacia el sur del estado. En el Cuadro 1 se indica la distancia que existe entre el arrecife y las playas; varía entre los 25 y los 800 m, donde se extienden las praderas de pastos.

Los pastos son las únicas plantas con flores y frutos que viven en el mar y que, con un buen sistema de anclaje formado por sus raíces, crecen fijos al fondo y crean

extensas comunidades que toman el aspecto de una verde pradera bajo el agua, donde podría pastar cualquier herbívoro (Ibarra y Ríos, 1993). En la zona costera realizan tres funciones básicas: constituyen una fuente de alimentación para vertebrados, influyen en la biomasa relativa de una gran cantidad de organismos y estabilizan los sedimentos (Van Tussenbroek, 1995; Gutiérrez-Aguirre *et al.*, 2000). En el Caribe mexicano existen tres especies de pastos: *Halodule wrightii*, *Thalassia testudinum* (conocida como zacate o hierba de tortuga y ceibadal), *Syringodium filiforme* (hierba de manatí); las dos últimas se consideran entre las plantas más productivas del mundo (Gallegos *et al.*, 1994).

Las comunidades de pastos se cuentan entre los hábitats marinos más cercanos a la costa y, por lo tanto, del hombre. Los contaminantes industriales y aguas negras que aportan los ríos subterráneos a las aguas costeras deben tener un efecto negativo sobre los pastos marinos. Las construcciones costeras en ocasiones invaden el territorio propio de estos pastos marinos y pueden no sólo alterar estos ecosistemas sino reducir su extensión, además de provocar una alteración de las especies dominantes, lo que indudablemente debilita la estabilidad de la comunidad (Herrera *et al.*, 2010; Calva-Benítez y Torres- Alvarado, 2011).

3.3 Vegetación

La vegetación que se distribuye paralelamente a la costa consiste en especies de hábitos herbáceos o rastreros, consideradas vegetación pionera y denominadas así ya que se distribuyen en el rompiente de mareas, ocupando una delgada franja de entre 0 y 50 m; en ocasiones forman franjas de ecotono con el matorral costero a lo largo de la costa. Se caracterizan por ser tolerantes a salinidad e irradiación altas. La altura de estas especies no sobrepasa los 40 cm y la comunidad está dominada por el frijol de playa (*Canavalia rosea*), el pasto halófito o Xbaakel ak' (*Distichlis spicata*), la riñonina (*Ipomea pescaprae*), la margarita de mar (*Ambrosia hispida*), el tronador (*Crotalaria pumila*), el cadillo (*Cenchrus incertus*) y la golondrina (*Chamaesyce densifolia*) (Cabrera–Cano, 1982).

En la duna costera, e inmediatamente después de las especies pioneras, se observan asociaciones vegetales de tipo arbustivo, de entre 2 y 3 m de altura.

Corresponden a especies de tallos y hojas carnosas que requieren de una mayor cantidad de materia orgánica, aunque también se distribuyen sobre suelos arenosos y profundos, en donde la capacidad de retención del agua es mínima (Martínez *et al.*, 1993); además, su sistema radicular ayuda a disminuir la erosión y consolidar el sustrato. Las especies dominantes de esta comunidad son: el siki may (*Tournefortia gnaphalodes*), el pantsil (*Suriana maritima*), el tsiw che (*Pithecellobium keyense*) y el sikil (*Lantana involucrata*). En la zona de rocas, las especies representativas de esta comunidad son: la margarita de mar (*Borrchia arborescens*), el hauay'che (*Ageratum littorale*), el mangle botoncillo (*Conocarpus erecta*), el camalote (*Fimbristylis spadicea*), la margarita de playa (*Ambrosia hispida*), el sulché (*Tephrosia cinerea*) y el pasto halófito (*Distichlis spicata*).

Inmediatamente después de la vegetación de dunas se encuentra la vegetación característica del matorral costero, ocupando una delgada franja de entre 0 y 60 m. La vegetación del matorral costero se distingue del de duna costera porque la mayor parte de sus elementos se componen de especies arbustivas y arbóreas que miden de 8 a 10 m de altura. Se desarrolla sobre suelo arenoso, profundo y con poca acumulación de agua. Entre las especies que dominan el estrato arbóreo se encuentran: la palma ch'iit (*Thrinax radiata*), el kaniste' (*Pouteria campechiana*) y la uva de playa (*Coccoloba uvifera*); en el estrato arbustivo domina el Hoo'loop (*Bravaisia tubiflora*); y el estrato herbáceo se encuentra dominado por la riñonina (*Ipomea pes-caprae*). También se observa vegetación secundaria que incluye a todas aquellas comunidades de plantas naturales que aparecen como producto de la perturbación en la vegetación primaria, debido a actividades antropógenicas. Se observa dominancia de la palma de coco (*Cocos nucifera*), producto de actividades copreras que en el pasado tuvieron una gran importancia económica en la región. En la actualidad, esta actividad no se desarrolla en la zona, habiendo sido sustituida por el turismo, por lo que la importancia de las palmas está asociada con la belleza escénica (Bezaury, 1988). También se observa una gran cantidad de árboles de almendra (*Terminalia cattapa*) y pinos de playa (*Casuarina equisetifolia*). A pesar de no ser nativas, se fomenta su siembra por la sombra que ofrecen en la época de calor.

Inmediatamente después del matorral costero, se encuentra una comunidad de manglar, distribuyéndose de manera irregular, formando manchones entre la vegetación de selva baja y abarcando zonas de 30 a 300 m de ancho. Esta comunidad se distribuye inmediatamente después de la vegetación de cocoteros y se desarrolla principalmente en zonas inundables en diferentes grados, ya sea por agua marina o agua proveniente de la precipitación. Las especies que representan esta comunidad son, principalmente, el mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y el mangle negro (*Avicennia germinans*), con una altura de 7 u 8 m, dependiendo de las condiciones particulares de cada sitio. También se presentan, aunque con menos abundancia, el mangle blanco (*Laguncularia racemosa*) y el mangle botoncillo (*Conocarpus erecta*). Esta vegetación está protegida por la NOM-022-SEMARNAT-2003 que establece las especificaciones para la preservación, conservación y restauración de los humedales costeros (DOF, 2003). Además, la NOM-059-2010 considera a las cuatro especies de mangles como especie amenazadas (DOF, 2010).

Las selvas de la zona se caracterizan por la dominancia de especies caducifolias por lo que, de acuerdo con la clasificación de Miranda (1958), corresponden a la selva baja subcaducifolia y baja caducifolia. Este tipo de vegetación se presenta como una franja de amplitud variable entre 250-600 m, delimitada por el manglar al oriente y por la carretera federal al poniente, abarcando la selva baja subcaducifolia (Tecnoconsul e Instituto de Ecología, 1990).

La selva baja subcaducifolia y caducifolia se caracteriza por la presencia de algunos árboles que pierden sus hojas durante alguna parte del año y que alcanzan una altura entre los 7 y 10 m. Entre otras especies tenemos chicozapote (*Manilkara zapota*), chechem negro (*Metopium brownei*), zak'pah (*Byrsonima bucidaeifolia*), escobillo de monte (*Coccoloba diversifolia*), tsiw che (*Pithecellobium keyense*), akits (*Thevetia gaumeri*), ch'iit (*Thrinax radiata*), xyaat (*Chamaedorea seifrizii*), el jabin (*Piscidia piscipula*) y la chaka (*Bursera simaruba*); raramente se encuentra la palma kuka (*Pseudophoenix sargentii*). El estrato arbustivo está compuesto por xbisil (*Malvaviscus arboreus*), majagua (*Hampea trilobata*) y hoo'loop (*Bravaisia*

tubiflora). Esta limitada distribución comprende una franja de 13 km de largo por 2 km de ancho (Tecnoconsul e Instituto de Ecología, 1990).

La apariencia y estructura de dichas selvas están determinadas por la abundante presencia de dos especies de palmas: kuka y chit, así como nakax (*Coccothrinax readii*); estas especies están catalogadas como especies amenazadas en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994 (Gobierno Federal, 1994) y por la UICN (1988, 1989). Su limitada distribución desde Akumal hasta Xel-Ha coincide con las principales áreas de anidación de tortuga caguama y tortuga verde. Estas playas de anidación están siendo afectadas y la selva fragmentada por el acelerado desarrollo turístico de la franja costera.

3.4 Playas de anidación

El presente estudio comprendió 90 km de costa, con un total de 40 km de playas. Se trabajó en 15 playas ubicadas en la zona central de Quintana Roo (Figura 1). La playa más cercana a Cancún (Punta Venado) se localiza a 85 km (20°32'41"N, 87°08'12"O) y la playa más lejana (San Juan) a 160 km al sur (19°53'N, 87°25'O). Todas las playas están dentro de los límites actuales del Municipio de Tulum, a excepción de Punta Venado que se ubica en el municipio de Solidaridad.

Todas las playas tienen fácil acceso por una terracería de aproximadamente 800 m de longitud que comienza desde la carretera que va de Cancún a Tulum. La terracería atraviesa la vegetación y las zonas de manglar, donde se ha rellenado con roca caliza; además, hay brechas discontinuas que van paralelas a las playas (Zurita *et al.*, 1991). En la actualidad, muchos de estos caminos están asfaltados pero con accesos restringidos, tanto para los visitantes como para el personal que labora en los proyectos de protección de tortugas marinas, porque están dentro de propiedades privadas como hoteles, casas de verano y otros (Torres *et al.*, 2003).

Las playas que están ubicadas dentro de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (RBSK) son Kanzul, Cahpechen-Lirios, Yu-yum y San Juan; tienen acceso por el camino de terracería que va desde 2 km al sur de las ruinas de Tulum hasta Punta Allen (Zurita *et al.*, 1990).

Las playas estudiadas difieren en extensión y amplitud (Cuadro 1), algunas presentan forma de media luna con extremos rocosos o rocas dispersas en la playa, otras presentan forma abierta. La mayoría de las playas presentan pendientes suaves; en las playas con pendientes medianas, el perfil es moderadamente agudo. Las playas arenosas están formadas por granos finos o gruesos y otras presentan pedacería de conchas y algas calcáreas. En el Cuadro 1 se señala la distancia que hay desde la playa hasta la zona de rompiente del arrecife, los tipos de vegetación (rastreras, arbustiva, matorral y cicales) que prevalecen en cada playa y el tipo de depredación que existe con mayor frecuencia. Además, se indica la actividad humana en el periodo 1987 a 1995 en la zona, el tipo de construcción, la construcción de accesos a la playa y la modificación de la duna. También, se señala si hay presencia de turistas en la playa por la noche con el fin de observar el proceso de anidación de las tortugas. Para el periodo 1996 al 2013 se incluyó una reseña de las acciones que afectan a la conservación de las tortugas marinas y su hábitat de anidación.

Las características particulares de cada playa se detallan en las secciones siguientes:

Punta Venado

En 1996 se inició la protección de las tortugas marinas en esta playa (Ríos, 1996). Tiene 2 km de longitud con una pendiente casi nula en época de anidación, lo que la hace bastante susceptible a inundarse; no presenta desarrollo turístico (Torres *et al.*, 2003). Sin embargo, FFCM (2012) indica que presenta escasa infraestructura turística, ya que existe el servicio de restaurante desde hace dos años; se realizan actividades de ecoturismo con recorridos a caballos y motocicletas por el camino de terracería que corre paralelamente a la playa; en el día se pueden ver camastros y vehículos acuáticos (que se rentan) sobre la zona de anidación y presenta bastante saqueo de nidadas por carecer de vigilancia nocturna.

Paamul

Una pequeña caleta de aproximadamente 300 m de playa. Las veredas que comunican a las playas adyacentes (con una longitud de 1.2 km y 0.5 km) además

de ser usadas por los turistas en el día, son usadas por los saqueadores de huevos debido a la falta de vigilancia en la noche (Zurita *et al.*, 1990). Está considerada como playa índice, sus primeros registros de anidaciones datan desde 1989. Las coordenadas geográficas de la playa son 20°31'07"N y 87°10'43"O. En la parte norte de esta playa (denominada Yantén), no existen desarrollos habitacionales ni turísticos, lo que ha favorecido un buen estado de conservación. Sin embargo, hay un camino de terracería paralelo a la playa que permite el acceso a la misma y el cual, debido a la falta de vigilancia, facilita el saqueo de nidadas (FFCM, 2006). En la porción sur se encuentra el desarrollo turístico de Paamul, el cual ha modificado completamente la fisonomía de la playa y de la duna costera. En 2004 se registró extracción de arena de la duna y se colocó una pequeña barda de concreto para delimitar un terreno (FFCM, 2005). En la temporada de 2005, se notó que las tortugas no pudieron anidar en esa zona. La presencia constante de turistas en la playa, así como las actividades recreativas que se llevan a cabo ahí, da como resultado que se compacte la arena y se extravíen las estacas que indican el nido de la tortuga (FFCM, 2010).

Xpu-Ha

Las coordenadas geográficas de la playa son 20°28'43"N y 87°15'39"O, tiene una longitud de 2.2 km. Durante los patrullajes efectuados en las temporadas de 1987 y 1988, esta playa fue regularmente afectada por la presencia de turistas y luces durante julio y agosto, los cuales corresponden a la mayor densidad de anidación (Gil, 1988). En 1990 construyeron tres accesos más hacia la playa y otro en 1994. Actualmente, hacia el sur de la playa se localiza un desarrollo turístico de 150 habitaciones y a lo largo de la playa se localizan varias casas de verano, cuyos propietarios crearon un parque ecológico para actividades de ecoturismo. Desde 1990 no existen censos en la playa, pero ha disminuido considerablemente el número de tortugas, ya que se notan pocos rastros (com. pers. Rosalio Mesa, 1995). Según los datos de Ríos (1996), hubo menos nidadas en 1996 que en años anteriores, pero al año siguiente se perdió la continuidad en el monitoreo de la playa. Además, el Centro Ecológico Akumal (CEA) reportó que no hubo nidadas en la playa en la temporada 1999; posiblemente no hubo patrullaje en la playa. En los

reportes anuales del CPTMQROO, se indica que desde 2000 a 2012 existe un programa de protección a la tortuga, el cual es llevado a cabo por la Fundación Palace. En la actualidad existen 13 accesos a la playa desde la carretera federal, la protección de la tortuga está autorizada por la SEMARNAT a un particular, donde anteriormente colaboraba una ONG. Se registraron 62 nidos de caguama y 215 de tortuga verde en el 2013 (Lorences y Camarena, 2013).

Kantenah

Gil (1988) la describió como una playa amplia de 2.5 km de largo y que no presenta desarrollos turísticos ni urbanos, sus coordenadas geográficas son 20°27'17"N y 87°17'05"O; es una playa aislada donde el tráfico nocturno es casi nulo. En 1989 se modificó la porción norte, donde hay rocas en donde no anidaban las tortugas; se construyó un restaurante, una alberca y se niveló el lomo costero dejando las palmeras para construir, en un futuro, unas villas rústicas con vista hacia el mar. En esta área se registraron anidaciones de tortugas, a diferencia de la porción sur de la playa que fue erosionada por los efectos del huracán "Gilberto" (Zurita *et al.*, 1990). En 1993 se inició la operación de las 50 villas y se continúa la protección de la tortuga marina en toda la playa durante la época de anidación. Adjunto al hotel, se localizan tres propiedades más, en las cuales hay plantíos de coco y se registra la mayor actividad de anidación de tortugas en la playa. En la temporada de 1996 se perdió la continuidad del programa de protección de la playa por la falta de coordinación entre dos instituciones que pretendían trabajar en el mismo sitio, dejando sin protección la playa. En 1998, las luces de las villas llegaban directo a la playa. Hay varias estructuras de concreto en forma de camastros que están dentro del agua, las cuales obstaculizan la salida de las tortugas a esa zona de la playa en temporada de anidación. Existe un programa de protección a la tortuga desde 1997 (CEA, 2000) y según los informes del CPTMQROO para esta playa, continuó la protección hasta el 2009.

Akumal

Es un desarrollo turístico que se extiende sobre 4.5 km de costa, sus coordenadas geográficas son 20°24'25"N y 87°19'24"O; al norte presenta una playa de 800 m,

aproximadamente. La playa tiene forma de media luna con pendiente mediana; la arena es gruesa, con pedacería de conchas y algas calcáreas. Tres cuartas partes de la duna presentan construcciones. El huracán Roxana dejó al descubierto estructuras que eran rellenadas con arena fina y material calcáreo de la zona ubicada enfrente de los condominios. En las noches la playa es iluminada por los carros que circulan por ese tramo de la terracería; además, la playa recibe luz directa de los condominios y casas. En esta playa las tortugas tienen poco éxito para anidar. La otra playa de anidación se localiza al extremo sur de Akumal, entre el hotel y las casas de verano, con 1.8 km de largo y se divide en dos tramos: uno rocoso con arena fina y el otro con arena gruesa y padecería de conchas. En las noches se mantiene oscura y no es frecuentada por los turistas. En la actualidad el programa de protección de la tortuga marina lo realiza el Centro Ecológico Akumal (CEA) con los residentes del área.

Aventuras DIF

Las coordenadas geográficas de la playa son 20°21'48"N y 87°19'29"O, tiene una longitud de 1.3 km, es playa índice y sus registros de anidaciones empezaron desde 1987. En el extremo sur se encuentra el campamento recreativo del DIF (Desarrollo Integral de la Familia). A 200 m al norte de éste se extrajo arena de la duna costera en un área de 8000 m², dejando solamente una pequeña porción de la duna. En el extremo norte se localiza el desarrollo turístico de Aventuras Akumal, que sigue extendiéndose hacia el sur. En la parte central de la zona de anidación se localiza una zona rocosa de 250 m de largo (Zurita *et al.*, 1990). En 1995 las construcciones de casas de verano abarcaron la zona de rocas y se incrementó el número de condominios. En 1998 anunciaron la venta de los terrenos y en 1999 construyeron un hotel de 800 habitaciones, nivelaron la duna, rellenaron parte del manglar y fragmentaron el resto de la vegetación; se observan luces directas a la playa y llevan a los turistas a observar tortugas sin tener un programa específico para esta actividad. Además, se observa compactación de la arena por las actividades de 1,200 turistas diarios, aproximadamente, en un área de 600 metros de playa; además, colocaron el primer geotubo y sombrillas a lo largo de la playa (FFCM, 2005). El primer geotubo fue colocado en esta playa en 1999 y los efectos

observados sobre la anidación incluyen perturbaciones en el proceso y un desplazamiento de tortugas anidantes hacia el norte (com pers. Herrera, 2006).

En 2002-2003, se amplió la playa hacia el sur de las instalaciones del DIF, frente al segundo hotel, utilizando equipo pesado y rellenando con material kárstico y arena el litoral rocoso donde no existe playa arenosa. No existen registros de anidaciones, pero existe la afectación en la línea costera. La mayoría de los turistas optan para ir a la playa original por su acceso. En la actualidad son dos geotubos instalados, existen 3 hoteles con un total de 1,800 habitaciones aproximadamente, y varios condominios y casas de verano.

Chemuyil

Se encuentra adyacente al centro recreativo de Chemuyil, en donde no se habían protegido las tortugas en temporadas anteriores, observándose para la temporada de 1989 una gran cantidad de tortugas. En esta playa se acumula bastante basura dejada por las mareas (Zurita *et al.*, 1990). Es playa índice y las coordenadas geográficas son 20°21'03"N y 87°20'17"O. En 1998 se anunció la venta del predio que está cercado con malla ciclónica y se desconoce el tipo de proyecto turístico autorizado (Preza *et al.*, 2000). En 2006, varios periódicos locales publicaron notas sobre la amenaza de otro intento por desarrollar el área (FFCM, 2006), ya que esta playa carece de desarrollos turísticos (FFCM, 2010). Van más de tres Manifestaciones de Impacto Ambiental (MIA) que han sido presentados por los propietarios de este predio a las autoridades ambientales y todas han sido rechazadas, debido a que parte de este predio se traslapa con el Santuario de la Tortuga Marina Xcacel-Xcacelito.

X'cachel

Presenta dos caletas denominadas X'cachel y X'cachelito, con 1.2 y 1.3 km de playa respectivamente. Es playa índice y las coordenadas geográficas son 20°19'28"N y 87°20'35"O. La playa de X'cachel es de mediana energía, poca pendiente y las dunas alcanzan hasta 2.5 m de altura. X'cachelito es una playa de suave pendiente y poca energía; al extremo sur de la playa se encuentra una zona rocosa que conduce a la playa de Xel-Ha. Rivas (inédito) la describió en 1984: en toda la playa

predomina la arena de grano mediano, habiendo algunos sitios de la zona sur (X'cacelito) en los que, a una profundidad de 45 cm, existe una gran acumulación de restos de conchas, corales y esponjas principalmente.

Existen estudios más detallados sobre la vegetación, fauna, la zona marina y una propuesta de estas playas como reserva natural (GEMA, 1994; Prezas, 1996; Prezas *et al.*, 2000); por su importancia social, el vínculo entre las actividades de educación ambiental y las necesidades de la gente local deberán permanecer en primer lugar (Encalada *et al.*, 1999). X'cacel es un sitio de convivencia familiar y utilizado como un centro de capacitación permanente, a través de la interacción de la comunidad y los recursos naturales, con la participación y colaboración de Organizaciones No Gubernamentales, Centros de Investigación y Escuelas de Educación Superior (Alba, 1993; Zurita *et al.*, 1993a; GEMA, 1994; Rodríguez y Frazer, 1994; Prezas, 1996). Las playas X'cacel–X'cacelito están dentro del Área Natural Protegida con la categoría de Zona Sujeta a Conservación Ecológica: Santuario de la Tortuga Marina (Gob. Est., 1998) y tiene un Programa de Manejo del Santuario decretado el 28 de abril del 2000 (Gob. Est., 2000). Estas playas son de acceso público, por lo que son visitadas todos los días por pobladores locales y por turismo nacional y extranjero (Torres *et al.*, 2003; FFCM, 2012). La Convención sobre los Humedales designó como sitio Ramsar N° 1351 a la Playa Tortuguera X'cacel–X'cacelito el 2 de febrero de 2004.

Xel-Ha

Las coordenadas geográficas son 20°19'07"N y 87°21'08"O. Se ubica a 300 m al norte de la caleta de Xel-Ha y a 500 m al sur de X'cacelito. Tiene 0.3 km de largo con pendiente suave con rocas esparcidas; la arena es gruesa y de poca profundidad, conteniendo pedacería de conchas y algas calcáreas. El acceso por mar es sobre una laja, que dificulta a las tortugas su aproximación a la playa. En el día es visitada por turistas. Presenta la ventaja de no recibir luz artificial durante las noches, favoreciendo la anidación de las tortugas.

FFCM (2012) indica que esta playa colinda con el Santuario de X'cacel-X'cacelito y con el parque turístico privado Xel-Ha, el cual tiene un promedio de 1,000 visitantes

al día durante todo el año. Debido a las condiciones naturales de la playa (rocosa), ésta resulta poco atractiva para su aprovechamiento turístico, por lo que son pocas las personas que visitan la playa y es mínima su afectación. Cabe resaltar que el parque cierra sus puertas antes del anochecer, por lo que durante la noche sólo está en la playa el personal del campamento tortuguero.

Enmascarado

Es una playa rocosa que tiene una extensión de 500 m, de los cuales 100 m son adecuados para la anidación; las coordenadas geográficas son 20°16'09"N y 87°22'45"O. Presenta arena gruesa con rocas esparcidas y, en el límite de la vegetación, la arena es profunda y gruesa con pedacería de conchas y algas calcáreas. El personal que trabajó en 1987 en la protección de tortugas la denominó Punta Cadena. En 1994 se abrió el acceso de 2 km de terracería (ubicado al norte del cenote Manatí) que había sido abandonado y que recorre paralelamente la costa. Se encontraron varios ejemplares de tortugas caguamas y verdes sacrificadas y varios nidos saqueados en la playa.

FFCM (2006) indica que el acceso a la playa de Punta Cadena es público (nótese que utilizan de nuevo el antiguo nombre de la playa), a pesar de que se encuentra rodeada de predios privados. En la parte central y sur de la playa se aprecian los efectos a la zona de anidación, debido a que existen casas de verano construidas sobre la duna; las tortugas en su recorrido encuentran estructuras de concreto y, por consiguiente, abandonan el sitio para anidar. De igual manera, existe material rocoso amontonado por los residentes en diferentes secciones de la playa, el cual dificulta a las crías el recorrido al mar y aumenta su probabilidad de morir (FFCM, 2012).

Tankah

Es un rancho coprero con una longitud de 4 km. Es considerada playa índice y las coordenadas geográficas son 20°13'30"N y 87°23'53"O. Es una playa semisolitaria, sin embargo, su cercanía al pueblo de Tulum la hace ser de mucho interés para la protección de las tortugas y sus huevos (Gil *et al.*, 1988). Una porción de esta playa entra en los límites del Parque Nacional de Tulum (Zurita *et al.*, 1990 y se

incorporaron 500 m más de playa dentro del Área Natural Protegida en 2006 (FFCM, 2006). En 1994, el área adyacente a la caleta fue desforestada por los nuevos propietarios. En esta playa existen tres desarrollos turísticos: uno al norte, que es un hotel Gran Turismo de 431 habitaciones; el segundo, más pequeño, se encuentra a la mitad del recorrido de la playa; el tercer desarrollo es un restaurante que se ubica a 30 m atrás de la duna costera. Al sur de la playa, el dueño de uno de los predios construyó una barda de piedra en la duna costera, donde las tortugas intentan anidar y, como no pueden seguir su camino, se regresan al mar. Asimismo, el camino a la zona se encuentra muy cerca de la playa por lo que existe el riesgo de que la tortuga cruce al otro lado del camino para desovar y que las crías sean atropelladas durante su recorrido hacia el mar (FFCM, 2012). Por ende, no se permite el acceso al público a la caleta ni a la playa.

Las playas que están ubicadas dentro y en el área adyacente de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an son: Kantzul, Cahpechen–Lirios–Balandrín, Yuyum y San Juan. Las primeras dos playas se denominaron por el nombre de las propiedades, donde se colocaron los campamentos tortugueros y se realizaron actividades de protección en cada sección en 1983 (Aviña, 1984). El área desde Kanzul hasta Balandrín constituye una playa continua de arena fina y con una longitud de 13 km.

Kanzul

Anteriormente denominada Ojo de Agua, esta playa tiene 5 km de longitud y una amplitud promedio de 12 m, es considerada índice y sus coordenadas geográficas son 20°07'21"N y 87°26'57"O. Tiene poca pendiente y mediana energía. La duna y vegetación costera llegan hasta 3.5 m de altura en la parte más angosta de la playa (Zurita *et al.*, 1990). Dentro de esta área se localizan seis ranchos, de los cuales cinco presentan cabañas rústicas (Castañeda, 1994). Esta franja cercana al corredor turístico Cancún-Tulum, es la que presenta mayor actividad turística en el área costera de la reserva (Cesar-Dachary y Arnaiz, 1989). En 1992 se realizó la electrificación de la zona comprendida entre el límite sur del Parque Nacional Tulum y el "límite" de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (RBSK).

El límite norte de la RBSK que se localiza en la playa Kanzul, fue reubicado 3 km, aproximadamente, hacia el sur (Ríos, 1996), dejando casi en su totalidad la playa Kanzul fuera del Área Protegida.

Esta reubicación del límite de la RBSK permitió que el camino fuera asfaltado en el 2005-2006 y carece de alumbrado público. Actualmente, existen 40 pequeños hoteles de “bajo impacto”, tiendas comerciales y restaurantes rústicos; cada infraestructura turística genera su propia electricidad. A esta zona se le considera la “Zona Hotelera de Tulum” (com. pers. Gea, 2014). El control nocturno de luces, turistas y perros en la playa es el problema de cada temporada (FFCM, 2012).

Cahpechen-Lirios-Balandrín

Esta playa es considerada índice, tiene 8 km de longitud y una amplitud promedio de 10 m con pendiente poco pronunciada y mediana energía. La duna y vegetación costera llegan hasta 4 m de altura en la parte más angosta de la playa. Estas fueron las playas que tuvieron mayor erosión por efectos del huracán "Gilberto" en 1988. Se localizan dos ranchos habitados por los encargados; esta zona se encuentra dentro del área de amortiguamiento de la reserva, por lo que no ha sido alterada hasta el momento de manera significativa (Zurita *et al.*, 1992b; Castañeda, 1994). Las coordenadas geográficas son 20°03'20"N y 87°27'56"O.

En la actualidad, existe únicamente un campamento del Ejido Pino Suárez, construido con material de la región y que no ha tenido ningún impacto en la anidación de las tortugas en esta playa. Sin embargo, entre Lirios y Balandrín, se están construyendo casas de verano y pequeños hoteles, por lo que existe una leve afectación al ecosistema de la duna costera que pone en riesgo la anidación de las tortugas (FFCM, 2012).

Yu-yum

Es un rancho coprero abandonado, con una longitud de 2 km. Las coordenadas geográficas son 19°58'14"N y 87°28'02"O. Es una playa de baja energía y poca pendiente, con arena fina y cubierta de sargaso la mayor parte de la temporada de anidación; su cercanía con la terracería la deja fácilmente expuesta al saqueo de

huevos (Zurita *et al.*, 1993b). No cuenta con desarrollos de ningún tipo, pero hay gran cantidad de basura acumulada proveniente del mar (FFCM, 2009).

San Juan

Es la última playa índice de anidación del área de estudio y se localiza 15 km antes de Punta Allen; tiene 5.5 km de longitud y una amplitud que varía de 3 a 40 m. Las coordenadas geográficas son 19°53'23"N y 87°26'11"O. Es una playa de mediana energía y poca pendiente. Su cercanía en algunos tramos con la terracería la hace un blanco del saqueo de huevos (Zurita *et al.*, 1990; Prezas, 1991). El problema del saqueo de nidadas continúa (FFCM, 2007).

Castañeda (1994) indica que se requiere mayor vigilancia en las playas Kanzul, Cahpechen y Lirios que están dentro de la RBSK. Además, se requiere un mayor control de los turistas y prevenir la luminosidad en la playa, ya que esta franja cercana al corredor turístico Cancún-Tulum es la que presenta mayor actividad turística en el área costera de la reserva (Cesar y Arnaiz, 1989).

3.5 Corredor Turístico Cancún–Tulum

El primer ordenamiento ecológico aplicado en México fue elaborado para el Corredor Turístico Cancún–Tulum (Gob. Fed., 1991). Se propone que el uso de las playas debe ser regulado para proteger los sitios de desove, sin embargo, después de una década de revisiones y modificaciones al documento por intereses económicos que predominan sobre la protección de los recursos naturales, se concluyó el trabajo. En el decreto de 1994 se tomaron algunos acuerdos entre inversionistas, la sociedad, académicos, gobierno federal, estatal y municipal (Gob. QRoo., 1994); el documento contempla regular la política ecológica del uso de suelo según la vocación del suelo. Luego, se publicó el Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio (POET) de Cancún-Tulum (Gob. Est., 2001) y cinco años después el decreto que establece las reglas aplicadas del POET Cancún-Tulum (Gob. Est., 2006).

3.5.1 Unidades Territoriales de Gestión Ambiental (UGA)

Las UGA y los criterios ecológicos que hacen referencia a las playas de anidación en el decreto de 1994 son los siguientes:

- T-8A Región apta para la protección ecológica. Criterios ecológicos A1, A2, A3, A5, A6 y E5.
- T-9 Conservación apta para turismo de densidad baja (0 a 10 cuartos/hectárea). Criterios ecológicos A5-A, D1, D2, D3, D4, D5, E1-A, E2, E3-A, E4, E5, E6, E7, E8, E9-A, E10, E11, E12, E13, E14, E16, E17, E18, E19, E20, E24, E30, E32, F2, F3 y F4.

Los criterios correspondientes a la UGA T-8A se refieren a la protección de los recursos naturales y de la diversidad ecológica de esta región, donde se ubica la playa X'cacel–X'cacelito. La UGA T-9 contempla la conservación de los recursos bajo un contexto de uso, evitando los impactos biológicos severos.

Descripción de los criterios ecológicos

A5-A: Indica que en las playas arenosas del corredor turístico deberán realizarse estudios ecológicos que permitan instrumentar acciones que garanticen la permanencia de especies de tortuga marina y su hábitat.

D1: No se permitirá la desecación de los cuerpos de agua en general y la obstrucción de escurrimientos pluviales.

D4: Deberán mantenerse y protegerse las áreas de vegetación que permitan la recarga de acuíferos.

D5: El aprovechamiento de los acuíferos deberá estar sustentado en estudios que garanticen la explotación sostenida del recurso.

E1-A: En el desarrollo de proyectos turísticos se deberán mantener los ecosistemas excepcionales tales como arrecifes, selvas perennifolias, manglares, cenotes y caletas, así como las especies de flora y fauna endémicas, amenazadas o en peligro de extinción que se localizan dentro del área de proyectos turísticos.

E2: No deberá permitirse el uso o alteración de cenotes, caletas, cavernas y corrientes subterráneas que sean el soporte de comunidades perennes o promotoras de comunidades estacionales.

E3-A: En caso que las zonas aptas para el turismo colinden con alguna área natural protegida, deberán establecerse zonas de amortiguamiento entre ambas, a partir del límite del área natural protegida hacia la zona de aprovechamiento.

E-8: Deberán evitarse construcciones sobre pantanos y esteros, los humedales no deberán ser desecados y deberán ser integrados al paisaje del área.

E-17: En los desarrollos que posean áreas inundables o parcialmente inundables, los proyectos que propongan la utilización de dichas áreas deberán estar sujetos a estudios ecológicos especiales que fundamenten su aprovechamiento sustentable.

E 24: Deberán llevarse a cabo estudios ecológicos específicos para determinar la viabilidad, modalidad y densidad de uso urbano, turístico y demás actividades productivas.

F2: En las áreas colindantes a zonas de protección de tortuga marina se deberán elaborar estudios ecológicos específicos que determinen los umbrales y gradientes para las intensidades de ocupación y utilización del suelo. Se debe evitar el impacto negativo sobre dichas unidades de protección garantizando la permanencia de las áreas de desove.

La comunidad científica de la Península de Yucatán indicó en el Ordenamiento Ecológico vigente: “en caso de realizar proyectos de desarrollo o aprovechamiento en X'cacel, se presentarían potencialmente las siguientes situaciones de riesgo a la integridad del ecosistema y a las especies en peligro de extinción que ahí viven, así como a las tortugas marinas que dependen de estas playas para su reproducción: a) erosión de la duna, b) perturbación de la vegetación que fija el suelo de la duna, c) perturbación de la vegetación que controla los flujos de agua, d) contaminación y alteración de las características físicas, químicas y biológicas de las playas, e) perturbación de hembras anidadoras y de nidos de tortugas, f) perturbación por la iluminación artificial en la playa y en áreas adyacentes, g) perturbación causada por

ruidos generados por actividades acuáticas humanas y h) perturbaciones en el arrecife y su plataforma, potencialmente capaces de alterar los flujos de agua.

Por ello se concluye que en la franja comprendida entre la isobata de los 60 m hasta la carretera federal Chetumal-Puerto Juárez no debe existir desarrollo alguno, en tanto se concluye el estudio de viabilidad que precise las condicionantes de uso de esta zona.

Adicionalmente, es necesario evaluar la propuesta de incluir la franja costera de X'cacel y de sus selvas asociadas en el Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Finalmente, se solicita que, en caso de ser el área sujeto de venta, se permita prioritariamente el acceso a la compra a grupos conservacionistas que promuevan la protección del área y de las tortugas marinas”.

La venta de la playa

Las áreas de las principales playas de anidación son propiedades del Fideicomiso Caleta de Xel-Ha y del Caribe (FIDECARIBE) del gobierno estatal, que tiene como objetivo promover el desarrollo turístico (Prezas *et al.*, 2000). El Ordenamiento Ecológico de 1994 indica que las 1,800 hectáreas de terrenos de FIDECARIBE, que van desde Akumal hasta Xel-Ha, están sujetas a desarrollo de baja densidad de cero a 10 habitaciones por hectárea (Gob. Est., 1994).

En febrero de 1998, el gobernador del estado anunció la venta de las playas Aventuras DIF, Chemuyil y X'cacel para desarrollos eco-turísticos (Prezas *et al.*, 2000). Inmediatamente surgieron las protestas de la ciudadanía. Sin embargo, para ocultar la transacción ilícita de los terrenos y evadir el Acuerdo del Ordenamiento de 1994, el 20 de febrero de 1998 el Gobierno Estatal decretó Área Natural Protegida con la categoría de Zona Sujeta a Conservación Ecológica: Santuario de la Tortuga Marina a las playas de X'cacel-X'cacelito (Gob. Est., 1998). Esto solamente contempla la protección desde la línea de la isobata de los 60 m hasta 100 m tierra adentro desde la línea de marea alta. Dos años pasaron para tener el Programa de Manejo del Santuario decretado el 28 de abril del 2000 (Gob. Est., 2000). El documento no contempla los puntos solicitados por los ciudadanos, porque el gobierno estatal se adelantó a publicar el decreto antes de la última

revisión y quedaron como recomendaciones “los estudios necesarios para establecer una zona de amortiguamiento para el área natural protegida; mantener funcional la zona que se encuentra desmontada a los costados de las instalaciones ya existentes, para la realización de actividades de campismo controlado, por ser uno de los sitios que un gran sector de la población del estado utiliza para su esparcimiento y recreación; se recomienda sacar del programa de visitas la playa conocida como X’cachelito, con la finalidad de preservarla como un elemento sujeto a conservación, sin tipo de aprovechamiento turístico o recreativo”. Para mayor información sobre la participación de la sociedad civil organizada para proteger la playa se puede consultar la liga <http://pages.cpsc.ucalgary.ca/~robertof/xcachel/>.

Diversos grupos hoteleros adquirieron algunos terrenos (5 predios) ubicados en las playas del santuario de tortugas marinas X’cachel-X’cachelito, área natural protegida de jurisdicción estatal desde febrero de 1998. Por razones legales y conservacionistas, las actividades económicas que se realicen o pretendan llevar a cabo en la zona, deben tener características y restricciones especiales. No obstante lo anterior, se llevaron a cabo actividades de deslinde y desmonte de vegetación legalmente protegida, sin contar con la Autorización que en Materia de Impacto Ambiental se requiere. Tras la resolución favorable, en 2000, por parte del Instituto Nacional de Ecología, miembros de la comunidad de la zona del proyecto, con la asesoría legal del Centro Mexicano de Derecho ambiental (CEMDA) y otros abogados, interpusieron los recursos de revisión correspondientes junto con la participación de otras ONG’s y autoridades locales.

Como consecuencia de la interposición de los diversos recursos de revisión por miembros de la comunidad, en agosto de 2001, el INE decretó la nulidad y revocó la autorización en materia de impacto ambiental del Proyecto de X’cachel–X’cachelito (CEMDA, 2006). Existe un expediente legal sobre el caso desde 1994 hasta el 2013, donde se tiene más de tres MIA presentadas a las autoridades ambientales, en las que se ha querido desvirtuar la fragilidad de los ecosistemas del predio.

3.5.2 Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio (POET)

De las UGA y los criterios ecológicos que hacen referencia a las playas de anidación en el decreto de 1994 mencionados anteriormente, algunos han sido modificados en el vigente POET Cancún–Tulum de 2001 y su respectivas reglas de 2006. Nótese que se incrementaron las densidades del número de cuartos por hectárea para ciertas zonas, además de incorporarse cambios de nomenclatura y contenido.

Por ejemplo, dentro del POET Cancún–Tulum las playas más importantes para las tortugas marinas *Caretta caretta* y *Chelonia mydas*, tales como Aventuras DIF, Chemuyil y X'cacel-X'cacelito, están codificadas con el símbolo CN5 7 (mientras que para Xel-Ha tiene la nomenclatura AN5 5). El número 7 indica a qué UGA pertenece, la cual tiene una política ambiental de conservación, con una fragilidad ambiental con valor máximo de 5 y con uso predominante de Corredor Natural (CN), con usos compatibles de Flora y Fauna (FF) y usos condicionados de infraestructura y turismo. Los usos incompatibles son acuicultura, agricultura, asentamientos humanos, forestal, industria, minería, pecuario y pesca.

Descripción de los criterios ecológicos

C (Construcción): 1, 2, 3, 4, 5, 7, 8,10, 11, 12, 13,14, 15, 16, 17, 18, 19

EI (Equipamiento e Infraestructura): 3, 5, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 16, 17, 18, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 36, 38, 43, 48, 49, 50, 52, 53.

FF (Flora y Fauna): 1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 26, 32, 33, 34.

MAE (Manejo de Ecosistemas): 1, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 17, 18, 21, 23, 24, 25, 26, 27, 29, 30, 31, 32, 33, 45, 47, 48, 49, 52, 53, 54, 55, 59.

TU (Turismo): 3, 10, 11, 12, 15, 17, 18, 21, 22, 23, 24, 34, 40, 43, 44, 45.

Construcción

C. 18: Las cimentaciones no deben interrumpir la circulación del agua subterránea entre el humedal y el mar.

Equipamiento e infraestructura

EI. 26: Se prohíbe la realización de caminos sobre manglares.

EI. 27: Los caminos que se construyan sobre zonas inundables deberán realizarse sobre pilotes o puentes, evitando el uso de alcantarillas, de tal forma que se conserven los flujos hidrodinámicos así como los corredores biológicos.

EI. 35: Sólo se permite la construcción de embarcaderos rústicos de madera, con excepción de las UGA con política de protección, restauración y Áreas Naturales Protegidas en donde no se permite su construcción.

EI. 36: No se permite la construcción de muelles.

Flora y fauna

FF. 2: Los desarrollos turísticos y/o habitacionales deberán minimizar el impacto a las poblaciones de mamíferos, reptiles y aves, en especial el mono araña.

FF. 5: Los usos del suelo en las áreas adyacentes a las playas de anidación de tortugas estarán sujetos a autorización de impacto ambiental que demuestre la no afectación de las nidadas.

FF. 6: En las playas de arribazón de tortugas sólo se permite la instalación de infraestructura fuera del área de influencia marina que será de 50 m después de la línea de marea alta o lo que, en su caso, determinen los estudios ecológicos.

FF. 7: Durante el período de anidación los propietarios del predio deberán coordinarse con la autoridad competente para la protección de las áreas de anidación de tortugas.

FF. 8: La autorización de actividades en sitios de anidación de tortugas estará sujeta al programa de manejo.

FF. 9: Se prohíbe alterar las dunas y playas en áreas de arribazón de tortugas.

FF. 10: En playas de arribazón de tortugas se prohíbe la iluminación directa al mar y la playa.

FF. 11: En las áreas adyacentes a las playas de arribazón de tortugas, de requerirse iluminación artificial, ésta será ámbar, para garantizar la arribazón de las tortugas, debiendo restringirse alturas e inclinación en función de estudios específicos.

FF. 12: Se prohíbe el tránsito de vehículos automotores sobre la playa salvo el necesario para acciones de vigilancia y mantenimiento autorizados.

FF. 13: Se realizará la señalización de las áreas de paso y uso de las tortugas marinas durante la época de anidación y desove de la tortuga marina.

FF. 14: En playas de arribazón de tortugas no se permite el acceso a ganado vacuno, porcino, caballar, ovino o de cualquier otra índole, la introducción de especies exóticas, ni el acceso de perros y gatos, así como la permanencia de residuos fecales de los mismos en la playa.

FF. 19: Se promoverá la instalación de Unidades de Conservación, Manejo y Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMAS) no extractivas.

FF. 21: Se prohíbe el aprovechamiento de las plantas *Thrinax radiata*, *Pseudophoenix sargentii*, *Chamaedorea seifrizii*, *Coccothrinax readii*, *Beaucarnea ameliae* (chit, cuca, xiat, nakás y despeinada o tsipil) y todas las especies de orquídeas, a excepción de las provenientes de Unidades de Conservación, Manejo Aprovechamiento Sustentable de la Vida Silvestre (UMAS).

FF. 25: Se prohíbe la alteración y remoción de pastos del fondo marino.

FF. 26: Se prohíbe el uso de explosivos, dragados y construcciones cercanas a arrecifes y manglares.

FF. 31: Se prohíbe la construcción de estructuras promotoras de playa en forma de espigón.

FF. 32: Se prohíben los dragados, apertura de canales, boca y cualquier obra o acción que afecte a la comunidad coralina y la línea de costa.

FF. 34: En zonas donde exista la presencia de especies incluidas en la NOM ECOL-059-1994, deberán realizarse los estudios necesarios para determinar las

estrategias que permitan minimizar el impacto negativo sobre las poblaciones de las especies aludidas en esta norma.

FF. 35: Se prohíbe la construcción de cualquier tipo de estructura promotora de playa.

FF. 36: Se prohíben los dragados y explosivos en áreas de manglar.

Manejo de ecosistemas

MAE. 1: En las playas sólo se permite la construcción de estructuras temporales como palapas de madera o asoleaderos.

MAE. 2: Las acciones tendientes a establecer medidas para el control de la erosión en la zona costera estarán sujetas a Manifestación de Impacto Ambiental, la que deberá analizar con detalle las implicaciones que éstas generen en los predios colindantes.

MAE. 4: No se permite encender fogatas en las playas.

MAE. 5: Se prohíbe la extracción de arena de playas, dunas y lagunas costeras.

MAE. 9: No deberán realizarse nuevos caminos sobre dunas.

MAE. 10: Sólo se permite la construcción de accesos peatonales elevados y transversales sobre las dunas.

MAE. 11: No se permite la remoción de la vegetación natural en el cordón de las dunas, ni la modificación de éstas.

MAE. 12: La utilización de los humedales estará sujeta a la autorización de impacto ambiental que garantice el mantenimiento de los procesos geohidrológicos, calidad de agua, flujo de nutrientes y diversidad biológica.

MAE. 13: Se prohíbe la desecación, dragado y relleno de cuerpos de agua, cenotes, lagunas, rejolladas y manglar.

MAE. 21: Sólo se permite desmontar hasta el 15% de la cobertura vegetal del predio, con excepción del polígono de la UGA 7 que incluye el área de X'cachel-X'cachelito.

MAE. 30: En zonas inundables no se permite la alteración de los drenajes naturales principales.

MAE. 31: Las obras autorizadas sobre manglares deberán garantizar el flujo y refluo superficial del agua a través de un estudio geohidrológico.

MAE. 32: Se prohíbe la obstrucción y modificación de escurrimientos pluviales.

MAE. 54: Las áreas que se afecten sin autorización, por incendios, movimientos de tierra, productos o actividades que eliminen y/o modifiquen la cobertura vegetal no podrán ser comercializadas o aprovechadas para ningún uso en un plazo de 10 años y deberán ser reforestadas con plantas nativas por sus propietarios, previa notificación al municipio.

MAE. 59: Para la zona comprendida entre la carretera federal y el Área Natural Protegida de X'cachel-X'cachelito sólo se permite desmontar hasta el 10% de la cobertura vegetal del predio.

Turismo

TU. 1: Se podrán llevar a cabo desarrollos turísticos con una densidad neta de hasta 60 cuartos/ha en el área de desmonte permitida.

TU. 2: Se podrán llevar a cabo desarrollos turísticos con una densidad neta de hasta 40 cuartos/ha en el área de desmonte permitida.

TU. 3: Se podrán llevar a cabo desarrollos turísticos con una densidad neta de hasta 30 cuartos/ha en el área de desmonte permitida.

TU. 17: La construcción de hoteles e infraestructura asociada ocupará como máximo el 10% del frente de playa del predio que se pretenda desarrollar.

TU. 18: Las actividades turísticas y/o recreativas estarán sujetas a estudios ecológicos especiales que determinen áreas y horarios de actividades, así como la capacidad de carga de conformidad con la legislación vigente en la materia.

TU. 21: En los casos en que las zonas aptas para el turismo colinden con alguna área natural protegida, deberán establecerse zonas de amortiguamiento entre

ambas, a partir del límite del área natural protegida hacia la zona de aprovechamiento.

TU. 22: En el desarrollo de los proyectos turísticos, se deberán mantener los ecosistemas excepcionales tales como formaciones arrecifales, selvas subperennifolias, manglares, cenotes y caletas, entre otros; así como las poblaciones de flora y fauna incluidas en la NOM 059.

Asimismo, el Gobierno Estatal de Quintana Roo publicó diversos documentos de influencia para la zona costera: el Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio (POET) de la Costa Maya, en 2000 (SEDUMA-QROO, 2008); el POET de la Zona Continental de Isla Mujeres, en 2001 (Gob. Est., 2001a); el Programa de Ordenamiento Ecológico Local (POEL) de la Zona Costera de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (Gob. Est., 2002); el POEL de Isla Cozumel, en 2002 (Gob. Est., 2008); el POEL del Municipio Benito Juárez (Gob. Est., 2005); el POEL de la Región de Laguna de Bacalar (Gob. Fed. 2005); y el POEL del Municipio de Solidaridad, en 2005 (Gob. Est., 2009).

4. MÉTODOS

Para el presente estudio se dividió el procesamiento y análisis de la información en tres etapas.

4.1 Primera Etapa: Período 1987 a 1995

En la primera etapa se utilizó la información generada por investigadores del desaparecido Centro de Investigaciones de Quintana Roo (CIQRO), que tuvo un programa de conservación de tortugas marinas de 1982 a 1985. El programa se interrumpió en 1986 y se reestructuró en 1987, para continuar con el seguimiento de las poblaciones de tortuga caguama y tortuga verde que anidan en el litoral central de Quintana Roo. Por lo tanto, se analizó también la información generada en las playas de anidación desde 1987 hasta 1995.

Para procesar la información del programa del CIQRO se consideraron los siguientes aspectos:

- a) Se revisaron los formatos de campo y tabulares empleados en la captura de la información generados en las playas durante el período 1987–1995.
- b) Se estandarizaron los términos usados en los formatos e informes anuales para describir las técnicas utilizadas durante el programa de conservación de 1987–1995.
- c) No se incluyeron en el análisis los resultados de las playas de Puerto Aventuras y Capitán Lafitte, por no tener las libretas de campo originales.
- d) Se analizó la base de datos generada en las playas de Kanzul, Cahpechen y Lirios, en las temporadas 1991 y 1992 por Castañeda (1994), y se anexó a la base de datos del CIQRO. Se consideró a las playas Cahpechen-Lirios como una sola playa con el fin de estandarizar la presentación de los resultados anuales.
- e) Se utilizó la guía de marcas aplicadas a las tortugas marinas en Quintana Roo realizada por Zurita *et al.* (1997), la cual consiste en una recopilación de 30 años de datos sobre las actividades de marcado por diferentes instituciones.

A continuación se presenta una descripción general de las actividades realizadas para el proyecto, durante el periodo de 1987 a 1995.

4.1.1 Censos

Las playas de anidación fueron recorridas desde mayo hasta octubre de cada año, con excepción de la temporada de 1988, cuando se suspendieron las actividades de protección a partir del 19 de septiembre debido al paso del huracán Gilberto (Zurita *et al.*, 1990). El 17 de septiembre de 1995 se suspendió definitivamente el proyecto de conservación de tortugas marinas del CIQRO. Sin embargo, los ex-trabajadores del CIQRO continuaron recabando voluntariamente la información hasta el final de la temporada.

Las fechas de los censos y actividades de protección realizadas en las diferentes playas y temporadas se presentan en el Cuadro 2. El número de playas revisadas varía durante los nueve años de estudio. Sin embargo, para el análisis de las tendencias de anidación, se consideraron solamente las siete playas: Kantenah, Aventuras, X'cacel-X'cacelito, Tankah, Kanzul, Cahpechen-Lirios y San Juan, en las que los censos se realizaron ininterrumpidamente de 1987 a 1995. Estas playas fueron las primeras en considerarse como índice en el Caribe mexicano, pero debido a la discontinuidad en el monitoreo de la playa Kantenah en 1996, se tuvo que ajustar la evaluación de las playas posteriormente. Actualmente, se han definido ocho playas índice: Paamul, Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel-X'cacelito, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan, las cuales tienen continuidad en el monitoreo desde 1989. Estas playas equivalen al 10% de cobertura del total de playas de anidación y constituyen las áreas con el 65% de las nidadas protegidas para todo el estado (TEWG, 2009).

4.1.2 Mercado

Las actividades de patrullaje y marcaje se realizaron en diferentes playas y temporadas (Cuadro 3). En 1987 y 1988 se distribuyeron marcas en todos los campamentos. Desde 1989, el número de marcas que proporcionó el Instituto Nacional de Pesca (INP) disminuyó de 1,000 a 400 y luego a 300 marcas por año; las marcas fueron entregadas en lotes de 100 o 200 en mayo. Por el escaso

número de marcas en 1991 se dio prioridad al marcaje en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha por registrar mayor actividad de anidación.

Las playas fueron recorridas a pie cada noche (20:00 a 04:00 h) por los trabajadores de campo que fueron apoyados por estudiantes y voluntarios en julio y agosto (Cuadro 4). Algunos residentes de las playas proporcionaron información sobre los avistamientos de las tortugas. Elementos de la Secretaría de Marina apoyaron la vigilancia de los campamentos en las temporadas de 1987 y 1988.

Las tortugas fueron marcadas una vez que habían completado la ovoposición y que las aletas de la tortuga se mantenían quietas. Sin embargo, muchas tortugas fueron marcadas en el camino de regreso al mar sin que hubieran anidado. Una marca de acero monel grabada por un lado con un número de serie y por el otro con la leyenda: "PREMIO DEVOLVER SECRETARIA DE PESCA/CRIP -Manzanillo, Col. 28200", era colocada en el borde de la aleta anterior izquierda. Se revisó cada tortuga encontrada para saber si ya estaba marcada y con qué número de marca.

Gil (1988) encontró tortugas marcadas con otra serie (USNPS y CIQRO con tres dígitos) en la temporada de 1987. Desde entonces, se notó que se carecía de un control adecuado de marcas aplicadas a las tortugas en Quintana Roo. El único estudio de marcas aplicadas a las tortugas fue el de Vargas (1973) quien enlistó las marcas aplicadas desde 1966 a 1970. Posteriormente, Zurita *et al.* (1997) recopilaron la lista de marcas aplicadas en varios programas hasta la temporada 1995.

Las tortugas marcadas con series diferentes a las utilizadas en la zona de estudio, durante 1987 a 1995, también fueron registradas para el control de las tortugas anidadoras. Las tortugas con la serie CIQRO y USNPS marcadas en años anteriores en el área de estudio, pero que se desconoce la fecha y sitio exacto de marcado, se consideraron como tortugas remigrantes.

En 1990 se inició el registro de la presencia o ausencia de cicatriz de marca en la aleta; se consideró la cicatriz como un pequeño orificio o un desgarre entre las escamas grandes de la aleta anterior derecha o izquierda. Desde 1987 se registraron los daños externos de las hembras anidadoras; se revisaron las aletas,

cuello y caparazón. En 1990 se comenzó a verificar la presencia de lesiones en forma de verrugas consideradas como fibropapilomas.

Por último, se contó el número de tortugas sacrificadas en las diferentes playas de anidación durante el período de estudio. En algunos casos, se consideró que algunas tortugas fueron robadas y sacrificadas en otro sitio fuera de la playa, ya que se encontraron las huellas dejadas por la tortuga al salir del mar pero no se observaron las huellas de regreso.

4.1.3 Tamaño y peso corporal de las tortugas

A las hembras reproductoras se les tomaron las siguientes medidas morfométricas: el largo estándar curvo del caparazón (LSCC) y el ancho curvo del caparazón (ACC); para ello se utilizó una cinta métrica. El LSCC se define como la máxima distancia entre el margen anterior pre-central y el margen posterior del escudo post-central a través de los escudos centrales. El ACC es la distancia a través de la parte más ancha del caparazón, perpendicular al eje longitudinal del LSCC.

En el presente trabajo se analizó el tamaño de las hembras anidadoras marcadas por primera vez en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha, debido a que en ellas hubo un mayor número de avistamientos de tortugas, lo cual permitió constatar las mediciones en cada salida. Los datos obtenidos anualmente se compararon con un análisis de varianza de una vía.

En 1989 y 1990, 27 ejemplares de tortuga caguama y 11 ejemplares de tortuga blanca se pesaron con una balanza "Chantillon" con capacidad de 500 libras y con precisión de 5 libras y los datos se convirtieron a kilogramos.

4.1.4 Tamaño de la nidada

Los datos del tamaño de la nidada o número de huevos provinieron exclusivamente de las tortugas avistadas durante los recorridos nocturnos. Posteriormente, se analizó la variación del tamaño de las nidadas de las tortugas marcadas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha, a través de los nueve años de estudio.

Se analizó la variación del tamaño de la nidada a través de la temporada reproductiva de las tortugas marcadas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha, utilizando el método de Frazer y Richardson (1985a), dividiendo a la temporada de anidación en intervalos de 15 días. Los datos del tamaño de la nidada de las tortugas identificadas fueron agrupados dentro de cada intervalo. Se analizaron por año y, posteriormente, todas las anidaciones de las diferentes temporadas en conjunto. También se comparó el tamaño de la nidada de las tortugas neófitas (definidas para el propósito de este trabajo como aquellas tortugas anidadoras que se marcaron por primera vez) con las de las tortugas remigrantes (tortugas que fueron marcadas en temporadas anteriores). Se compararon los valores de cada intervalo por medio de un análisis de varianza de dos vías para conocer si hay diferencia entre el tamaño de la nidada de las tortugas neófitas y las remigrantes, y entre los intervalos.

4.1.5 Frecuencia de anidación

La frecuencia de anidación fue determinada para cada tortuga que se observó anidar más de una vez dentro de una temporada determinada. Aunque los análisis fueron confinados a las tortugas que anidaron en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha, también se incluyeron en el análisis los registros de estas tortugas y sus recapturas en otras playas y en Isla Cozumel. Además, se obtuvo el número de anidaciones de las tortugas neófitas y las tortugas remigrantes de cada temporada, se compararon a través de un análisis de varianza de dos vías para conocer la variación en la frecuencia de anidación entre grupos de tortugas y entre temporadas. El mismo procedimiento se utilizó para conocer la variación del tamaño de la nidada a través de las distintas anidaciones que realizaron las tortugas neófitas y las tortugas remigrantes; se aplicó un análisis de varianza de dos vías, con los siguientes factores: tamaño de la nidada entre grupos de tortugas y entre número de anidaciones.

4.1.6 Intervalos de reanidación

El intervalo de reanidación fue determinado por la fecha de la primera anidación y por el número de días que transcurrieron para la siguiente anidación. Los datos se

analizaron en conjunto y luego por temporadas, para las tortugas marcadas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha. Se aplicó un análisis de varianza de una vía para conocer si hubo diferencias significativas en el número de días que transcurrieron entre las reanidaciones en las distintas temporadas.

4.1.7 Eficiencia en la captura de las tortugas

La eficiencia de un programa de marcaje dentro de una playa de anidación está directamente relacionada con la proporción de nidos con huevos que pueden ser asignados a tortugas hembras observadas en el área de anidación (Hopkins y Richardson, 1984). Se obtuvo la eficiencia en la captura de las tortugas anidadoras o eficiencia de cobertura de playa en: Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha, para conocer la relación con el número de anidaciones realizadas por cada hembra.

4.1.8 Intervalo de remigración

El intervalo de remigración se definió como el período (en años) entre una temporada de anidación y la siguiente, en el cual una hembra particular fue encontrada en la playa de anidación. Los individuos que fueron detectados e identificados durante más de una temporada reproductiva fueron considerados remigrantes. Para determinar el porcentaje de recaptura de ejemplares en las playas, se utilizaron solamente los datos de los ejemplares marcados en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha, durante el periodo 1987 a 1995. Además, se determinó el número de tortugas que presentaron un patrón en su retorno a las playas.

Se agrupó por temporadas la información del tamaño de la nidada de cada individuo y se comparó el tamaño promedio de la nidada de los individuos que efectuaron remigraciones. Los datos del tamaño de la nidada de las tortugas remigrantes fueron agrupados dentro del intervalo de remigración. En otras palabras, se trató de conocer la variación del tamaño de la nidada con la "edad" de las tortugas. Además, se siguió el método aplicado por Bjordnal y Carr (1989) para las tortugas blancas en Tortuguero, Costa Rica, en donde compararon los registros del tamaño de la nidada inicial de las tortugas con el tamaño de la nidada final de

cada ejemplar remigrante mediante una prueba de “t”. Un análisis similar se efectuó con el tamaño del largo estándar curvo del caparazón en el primer registro de anidación contra la medida del largo en el registro final de anidación de las tortugas.

4.1.9 Fidelidad al sitio de anidación

Para conocer la fidelidad al sitio de anidación se analizó el registro de todas las tortugas que anidaron y que se marcaron en las diferentes playas y temporadas en el área de estudio. Para todas las tortugas, el primer encuentro fue considerado como la playa donde anidó y se marcó por primera vez. Se obtuvo la proporción de tortugas que regresaron a la misma playa durante sus regresos múltiples y la proporción de tortugas que por lo menos en uno de sus regresos anidaron en otro sitio durante la temporada. Primero se analizaron los datos por temporada y luego en conjunto para todos los años.

4.1.10 Descripción de las actividades con las nidadas trasladadas

Las nidadas trasladadas a los corrales de protección fueron colectadas en el momento de la ovoposición de las hembras o posteriormente en el nido; para su transportación se utilizaron bolsas de polietileno o tela, así como cubetas de plástico. El tiempo transcurrido entre la colecta y el traslado de los huevos a una zona protegida fue de menos de 4 h después de la ovoposición (Gil, 1988; Zurita *et al.*, 1990; Zurita *et al.*, 1993a).

Las áreas escogidas para la protección de las nidadas de tortuga caguama y tortuga blanca en las temporadas 1987 y 1988, difirieron en la ubicación con respecto a las demás temporadas, debido a los efectos del huracán Gilberto en 1988 y por razones de apoyo logístico en cada playa (Viveros, 1991; Prezas, 1991).

Los corrales estuvieron sin sombra y libres de vegetación. La mayoría de las nidadas encontradas en Chemuyil fueron trasladadas a la playa Aventuras DIF y muchas nidadas encontradas en Xel-Ha fueron llevadas al corral de X´cácel. El corral en Aventuras DIF estuvo en la playa, dentro del área de las instalaciones del centro recreativo. Esta zona de playa fue reconstruida en 1988 después del

huracán Gilberto, donde se acarreó arena del mar y se niveló la superficie de la playa (Zurita *et al.*, 1990).

Para la instalación de los corrales de protección, se utilizó tela metálica recubierta de plástico. Los corrales tenían forma rectangular con diferentes dimensiones de área en cada playa y con 110 cm de alto (Cuadro 2), dejando descubierto arriba. Las paredes del encierro se enterraron 15 cm aproximadamente en la arena. Los lados fueron sostenidos con postes de madera y sujetos con alambre recocado. Los postes se colocaron a dos metros de distancia uno de otro.

Los corrales fueron utilizados cada año durante toda la temporada de anidación y, debido a que no eran muy grandes, se utilizaron los espacios de los nidos más de una vez. Cuando se iba a usar un sitio por segunda vez se removían todos los residuos de la nidada anterior y se dejaban abiertos de uno a dos días. Posteriormente, se llenaban de arena hasta que se utilizaban otra vez.

Los nidos en el corral se asemejaron a un nido *in situ*, en cuanto a forma y profundidad. Los nidos estuvieron separados entre sí 1 m aproximadamente y se utilizaron estacas de madera o botes pequeños de plástico numerados para su identificación. Esta información se registró en los formatos de campo y hojas tabulares para su seguimiento.

De 1987 a 1989 algunas nidadas fueron trasladadas a unos cuantos metros del lugar de la puesta, ya que estaban cerca de la línea de marea. Desde 1990 se inició el desmantelamiento de los campamentos de protección debido a la disminución del presupuesto económico para el proyecto. La cantidad de nidadas dejadas *in situ* se incrementó, pero sin una protección por parte del personal en las playas. En esas playas, se trasladaron solamente aquellas nidadas que fueron avistadas con la hembra y que estuvieran en peligro de ser inundadas por la marea.

Desde el inicio de la temporada de eclosión de las crías, los corrales eran revisados cada noche. Después de la eclosión de las crías, los nidos eran revisados para registrar y contar las crías vivas, las crías muertas y los huevos inviábiles. Después de contar las crías, eran liberadas en la playa durante la misma

noche en la que salieron del nido, dejando que se arrastraran a través de la zona intermareal hasta las olas. Las crías que se encontraban en la mañana en el corral, o durante la limpieza del nido, y que presentaban absorción incompleta del vitelo, eran colectadas y puestas en palanganas con arena, dejándolas en un lugar oscuro y fresco para su posterior liberación.

4.1.11 Actividades con las nidadas *in situ*

En las nidadas que se dejaron *in situ* se colocaron estacas de madera para su identificación; además, se cubrieron con una malla de plástico, sujeta con la misma arena y palos. Este método se utilizó en la temporada de 1987 (Gil, 1988). Posteriormente, se dejaron las nidadas *in situ* señaladas con una estaca numerada a un metro de distancia, aproximadamente, en dirección a la duna (Viveros, 1991; Prezas, 1991).

En las playas donde no había campamentos los recorridos se realizaron una vez por semana, para contar los nidos nuevos y revisarlos todos una vez que emergieran las crías a la superficie de la playa. Se colocó una estaca con la fecha en que se había encontrado el nido con huevos durante los recorridos; la estaca se mantuvo hasta la eclosión de las crías. Se registraron los nidos saqueados, depredados por animales e inundados por mareas.

Para estimar el número de huevos y de crías en los nidos *in situ*, se consideró la información generada al revisar el nido después de la eclosión: conteo de cascarones, crías muertas y huevos sin eclosionar en cada nido. El conteo de cascarones tiene errores debido al diferente grado de fragmentación (Eckert y Eckert, 1990; Zurita *et al.*, 1993a). Se consideraron los pedazos grandes de los cascarones como un huevo, en muchas ocasiones dos fracciones de tamaño mediano completaron una unidad y los restos pequeños regularmente no fueron incluidos en el conteo. Esta actividad fue coordinada por cinco personas en todos los recorridos semanales en las playas, de 1990 a 1995.

En cada playa se registró el número de nidadas. La categoría de nidadas perdidas incluye: por depredación, destruidas, inundadas y saqueadas. La pérdida de información correspondió a nidadas en las que se extravió la estaca que

previamente fue puesta para señalar el nido o la información obtenida de la nidada no tuvo un adecuado seguimiento para su análisis. Hay pocos datos de 1990 debido a los efectos ocasionados por el paso de la tormenta tropical Diana, ya que tanto los vientos como las olas del mar inundaron algunos corrales. Las estacas numeradas fueron removidas y se afectó el seguimiento de cada nido en las playas de Aventuras DIF, Chemuyil, Tankah y Kanzul. Las estacas colocadas en los nidos de los corrales de X'cachel y en las nidadas trasladadas de la playa de Xel-Ha fueron removidas por dos tortugas que traspasaron la defensa del corral e intentaron anidar en la noche que azotó la tormenta. En 1990, se analizó la información de 634 nidadas, incluyendo el número de huevos totales incubados y crías totales emergidas en cada corral (Zurita *et al.*, 1991a, 1993a).

Para el análisis de la información de las nidadas, se determinó el porcentaje de emergencia, que es el número de tortugas vivas emergidas del nido con respecto al número de huevos incubados. A diferencia de las nidadas *in situ*, en las nidadas trasladadas muchas de las crías fueron ayudadas a salir del nido. Además, se incluyó el porcentaje de eclosión, que es la proporción de huevos incubados que producen crías, independientemente de si sobreviven a la salida del nido o no. La diferencia entre el porcentaje de emergencia y el porcentaje de eclosión nos da el porcentaje de crías muertas en el nido.

Se procesaron los datos del porcentaje de emergencia de crías en las nidadas *in situ* de dos maneras: con y sin incluir las nidadas perdidas. El primer análisis consistió en asignar un valor de cero a cada nidada que se dañó en cada playa y temporada, en el porcentaje de emergencia de crías que sobrevivieron en las nidadas incubadas en condición natural; en el segundo, no se incluyeron las nidadas perdidas en el porcentaje de las nidadas que sobrevivieron.

El porcentaje de emergencia de las crías en las nidadas trasladadas e *in situ*, con y sin incluir las nidadas perdidas, se analizó y se comparó por playa y año. Se hizo la comparación a través de un análisis de varianza de dos vías, para conocer la variación entre el porcentaje de emergencia de crías en las nidadas trasladadas e *in situ*, con y sin incluir las nidadas perdidas entre temporadas. Además, para cada

temporada se analizó el comportamiento de los valores de porcentaje de emergencia de crías en el manejo de las nidadas en las playas.

4.1.12 Duración del período de incubación

La duración del período de incubación de los huevos se consideró como los días que transcurrieron desde la ovoposición hasta la emergencia de las crías a la superficie de la playa. Los períodos de incubación promedio en las nidadas *in situ* y las nidadas trasladadas fueron comparados y analizados por años, por medio de un análisis de varianza de una vía, juntando la información pertinente de todas las playas y, después, reuniendo la información de todos los años.

Los datos fueron compilados y analizados para *Caretta caretta* y *Chelonia mydas* con los programas Quattro Pro y Statistic. Se dividieron los meses en semanas consecutivas a lo largo de la temporada de anidación (desde el 10 de abril hasta el 30 de octubre), con el fin de uniformizar el análisis de los efectos temporales, como la distribución y abundancia de los nidos y la temporada de eclosión de las crías.

Los datos del tamaño de la nidada, el ancho y largo estándar curvo del caparazón, frecuencia de anidación, intervalo de reanidación, intervalo de remigración y porcentaje de emergencia de crías fueron procesados por especie y temporada mediante estadística básica, para la obtención de los valores promedios, error estándar y desviación estándar (Scheffler, 1981). Se realizaron regresiones simples y correlaciones entre los principales factores. Se aplicaron pruebas de análisis de varianza (ANOVA) con $p < 0.05$ en un diseño de un factor y dos factores fijos, y la prueba de Tukey para la comparación múltiple entre los promedios (Sokal y Rohlf, 1980; Daniel, 1987). El tamaño de las muestras varió en los diferentes análisis, dependiendo de la disponibilidad de los datos.

4.2 Segunda Etapa: Periodo 1996 a 2012

La segunda etapa es la información que proviene de la continuidad del programa de protección a las tortugas marinas en el litoral central, llevado a cabo por el Parque Xcaret (1996-1999) y FFCM (2001-2012). Para procesar la información del programa se consideraron los siguientes puntos:

1) Se revisaron los informes finales de cada temporada de anidación. Estos informes varían en contenido y en formato, por lo cual:

a) se estandarizaron los términos usados en los informes anuales para describir las técnicas usadas durante el programa de conservación de 1996–2012 con los informes emitidos por el personal del CIQRO durante 1987–1995. Por ejemplo, en los informes de FFCM se consideran tres métodos de manejo de las nidadas: nidos *in situ*, nidos en corral y nidos reubicados.

b) aunque en los informes viene la definición del porcentaje promedio de eclosión, porcentaje promedio de emergencia y el porcentaje promedio de sobrevivencia, la definición del porcentaje de sobrevivencia equivale al porcentaje de emergencia en el presente trabajo, es decir, es la proporción de crías que emergen del nido con respecto al número de huevos incubados. Esta definición coincide con la que viene en la NOM-162-SEMARNAT-2012.

c) al analizar los datos del número de nidadas de las dos especies, fue necesario actualizarlos porque se encontraron diferencias en el reporte de las instituciones sobre el número de nidos con los resultados presentados en los congresos, debido a que estos últimos ya habían sido revisados. Por ello, se consideró que los datos de los nidos que se registraron no eran coincidentes en cuanto al número de nidos protegidos (trasladados a corral), reubicados, dejados *in situ*, transportados en cajas de poliuretano, o los que fueron saqueados, destruidos, depredados e inundados. Entonces, se procedió a realizar revisiones con los líderes de los proyectos.

2) Este programa de protección a las hembras anidadoras, huevos y crías de tortugas marinas, apoyó en el seguimiento de las tortugas anidadoras a través de las actividades de marcado. Hay que resaltar que el FFCM, además de recibir marcas del INP, mandó a hacer sus propias marcas. Estas marcas tienen las leyendas INFORMAR INST. NAL. DE PESCA. MANZANILLO-COLIMA, MÉXICO o INFORMAR A XCARET, PLAYA DEL CARMEN QUINTANA ROO MEXICO (Arenas *et al.*, 2004). Se considera que se siguieron los mismos protocolos para marcar a las tortugas que el CIQRO. En la tortuga verde se aplicó doble marca, una

en cada aleta delantera. La lista de marcas aplicadas a las tortugas se entregó a ECOSUR para la actualización del Catálogo de Marcas. Este Catálogo es el control de las marcas aplicadas a las tortugas marinas en Quintana Roo, cuya información está resguardada por la Mesa de Trabajo: Investigación (ECOSUR) dentro del CPTMQROO desde el 2001.

3) Se consideraron como punto de apoyo las fotografías de los informes finales de temporada, cuyas imágenes son sobre la infraestructura turística, construcciones, rellenos y otras amenazas a las tortugas. Además, se añadió una breve descripción sobre las modificaciones al entorno del hábitat de anidación, especificando playa y temporada.

4) Torres y colegas, en 2001, indican que “se realizaron prospecciones cada quince días en las playas de Punta Venado, Paamul, Punta Cadena, Tankah, Yu-yum y San Juan con la finalidad de realizar los censos de las nidadas. Se escarbó en cada rastro que se encontró para ubicar la nidada, misma que se marcó a un metro de distancia con una estaca, indicando su número de serie y fecha probable de puesta. Los datos se registraron en el formato correspondiente, se procedió a borrar el rastro dejado por la tortuga para evitar su saqueo y fue analizado posteriormente cuando las crías eclosionaron”.

4.3 Tercera Etapa: Recopilación y análisis de información

La última fase consistió en la forma que se recopiló y se analizó la información de las instituciones. Se utilizó la información generada por el ex Centro de Investigaciones de Quintana Roo en los primeros nueve años de muestreo, así como los estudios del Colegio de la Frontera Sur, Flora Fauna y Cultura de México y el Comité para la Protección de las Tortugas Marinas en Quintana Roo descritos anteriormente, cuyas bases se encuentran dispersas pero analizadas parcialmente en informes anuales de temporada, resultados de congresos, simposios y en reuniones de expertos. Así, agrupa suficientes datos como para permitir el seguimiento de las poblaciones anidadoras de las dos especies.

Por ejemplo, para conocer y comparar el número de nidadas de las dos especies en todo el estado con respecto a las playas índice, se utilizaron los estudios

realizados por Zurita-Gutiérrez *et al.* (1993), Zurita *et al.* (2003b), Zurita (2007), Iturbe (2007), DEPC (2011a, b) y se recurrió a la base de datos del CPTMQROO. La segunda denominación de las ocho playas índice fue sugerida y analizada cuando se compararon los datos de la población de caguama de Quintana Roo con el resto de las poblaciones de la especie del Atlántico occidental (Zurita, 2007; TEWG, 2009; NMFS-SEFSC, 2009). En el presente estudio se incluyen las mismas playas índice para evaluar la tendencia en la tortuga verde durante el periodo 1989 a 2012, ya que existe una sobreposición espacio-temporal en la anidación de las dos especies (Zurita *et al.*, 1993).

Para conocer las características biológicas de la población anidadora de la tortuga caguama, tal como la frecuencia de anidación, intervalo de reemigración, fecundidad y sobrevivencia, se conjuntaron las bases de datos del CIQRO-ECOSUR (1987-1995), PX-FFCM (1996-2006) y CPTMQROO (2001-2006). Este esfuerzo colectivo para unificar bases de datos en Quintana Roo quedó asentado en los estudios del TEWG (2009), NMFS- SEFSC (2009) y en la evaluación de las poblaciones anidadoras de caguamas del Atlántico realizada por Richard *et al.* (2011), donde se incluye los datos del número de nidadas registradas desde el 2001 al 2010, con el apoyo del Programa Nacional de Tortugas Marinas de la SEMARNAT.

Para las características biológicas de la población anidadora de la tortuga verde, tal como la frecuencia de anidación e intervalo de remigración, se utilizó el estudio de Zurita *et al.* (2003a, b), donde se unificaron las bases de datos CIQRO-ECOSUR y Parque Xcaret. Sin embargo, sólo se consideran datos desde 1987 al 2000, ya que en la actualidad no se tiene acceso a la base de datos de FFCM. Para determinar la talla de las hembras anidadoras se utilizó un estudio reciente de Meylan *et al.* (2014), cuyo análisis proviene directamente de la base de datos CIQRO-ECOSUR (1987-1995) y PX-FFCM (2005-2012).

Para la descripción y evaluación del manejo de los nidos de tortuga caguama en las 12 a 15 playas del litoral central de Quintana Roo, durante los periodos de 1987 a 1995, se utilizó la base de CIQRO-ECOSUR y se hizo uso de los estudios recientes de TEWG (2009) y NMFS- SEFSC (2009) para obtener la sobrevivencia

en la etapa de huevo a crías; en esta última etapa se aplicó el valor cero de los nidos perdidos a los nidos *in situ* directamente al porcentaje de emergencia. Para la tortuga verde, se utilizó la base de datos de CIQRO-ECOSUR; mientras para el segundo periodo, los datos fueron compilados en EXCEL de los informes anuales de FFCM; muchos de éstos carecen de las estadísticas básicas e incluyen número de nidos totales registrados, donde se obtuvo la proporción de nidos saqueados, inundados, depredados, destruidos y nidos perdidos para cada temporada (1996 a 2012). Además, se utilizaron los porcentajes promedios de emergencia de crías y se realizaron regresiones simples y correlaciones entre los principales factores. Por consiguiente, en la presentación de los resultados generados que proviene directamente o indirectamente de las bases de datos de las diferentes instituciones, se colocó la fuente de información.

5. RESULTADOS

5.1 *Caretta caretta*

5.1.1 Distribución y abundancia de las nidadas

La temporada de anidación de tortuga caguama generalmente comienza en mayo, aunque en ocasiones en abril, como en 1987, 1988, 1992 y 1995, y termina en la segunda semana de septiembre. De 1987 a 1995, la mayor frecuencia de anidaciones se registró del 26 de junio al 9 julio (Figura 2). En las temporadas 1988, 1989 y 1992 se registró el mayor número de nidadas desde el 12 hasta el 25 de junio.

De 1987 a 1995, el número de playas revisadas cada año varió (Cuadro 5) y sólo en siete playas se trabajó continuamente: Kantenah, Aventuras DIF, X'cacel, Tankah, Kanzul, Cahpechen-Lirios y San Juan. Las principales playas de anidación de la tortuga caguama fueron Aventuras DIF, X'cacel y Kanzul, que contribuyeron con el 16.02%, 23.08% y 16.22% de las nidadas, respectivamente. Además, por el número de nidadas y la longitud de las playas, resaltan X'cacel, Aventuras DIF y Chemuyil (5.9%).

Debido a que se dejó de monitorear la playa Kantenah en 1996, se reestructuró el número de playas para evaluar la tendencia de las anidaciones de *Caretta caretta*. Fueron ocho playas índice para el periodo 1989 a 2012, incluyendo las mencionadas anteriormente más las playas Paamul y Chemuyil, que tuvieron registros desde 1989.

El número de nidadas registradas fluctuó entre 826 y 2,227 (Figura 3), con un notable incremento del 53% desde 1989 hasta 2006; luego, el número de nidadas decreció 34.76% de 1996 a 2006; posteriormente, se notó otro incremento del 57.34% (4.34% más que el registro de 1995), con 949 nidos en el 2007 hasta 2,227 nidos en el 2012. En suma, hubo un incremento promedio del 3.92% anual. El aumento del número de nidadas fue estadísticamente significativo ($r^2= 0.72$). El número de nidos de tortuga caguama en las playas índice equivalió a entre el

59.8% y 69.2% del total de los nidos registrados para la especie en Quintana Roo, con 1,193 nidos en 1989 y 3,723 nidos en el 2012.

5.1.2 Número de tortugas marcadas

Se marcaron 2,311 tortugas en las playas durante el período de 1987 a 1995. Además, se registraron 98 ejemplares marcados en años anteriores pero se desconoce la fecha en que fueron marcados. El número de marcas aplicadas a las tortugas fue mayor en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha, que en las playas Xpu-Ha, Kantenah, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan, a excepción del primer año de estudio (Cuadro 6). El número de tortugas marcadas previamente y que se observaron al regresar a anidar a las principales playas fue de 280 en 1994 y 350 tortugas en 1995.

5.1.3 Número de tortugas con cicatriz

De las 1,336 tortugas marcadas durante el período 1990 a 1995, 71 ejemplares presentaron cicatriz de marca, que representó 5.31% del total, con un mínimo de 1.39% en 1990 y un máximo de 8.66% en 1993 (Cuadro 7). La cicatriz de marca en las tortugas indicó solamente que estuvieron marcadas aunque fue imposible conocer en qué fecha y el sitio del marcaje.

5.1.4 Lesiones en el cuerpo y caparazón de las tortugas

Se revisaron 2,409 tortugas en el período 1987 a 1995, de las cuales 41 ejemplares tuvieron lesiones en alguna parte del cuerpo (7.22%). De estos ejemplares, 43% presentó daño en el caparazón, 28.7% en las aletas traseras y 18.8% en las aletas delanteras (Cuadro 8).

Además, en la revisión de los 2,409 ejemplares, se encontró una tortuga con fibropapiloma en la playa de X'cachel en 1990.

5.1.5 Tortugas sacrificadas

Se encontró un total de 36 tortugas hembras y dos subadultos sacrificados en las playas durante las temporadas 1987 a 1995, con un máximo anual de nueve ejemplares muertos en 1995. Las playas de la Reserva de Sian Ka'an y la playa Enmascarado (Punta Cadena) fueron las de mayor incidencia de tortugas muertas

(Cuadro 9). No se contó con datos para saber si hubo tortugas sacrificadas en 1988. El número de tortugas hembras sacrificadas en el periodo 1996 a 2005 fue de 12 animales (Cuadro 10). En suma, un total de 48 tortugas hembras fueron sacrificadas en las playas en 18 años de muestreo.

5.1.6 Tamaño y peso corporal de las tortugas

El largo promedio estándar curvo del caparazón de 1,264 tortugas fue de 99.6 cm, con una desviación estándar de 4.8 cm. La talla mínima registrada fue 81 cm y la máxima 119 cm (Figura 4). No se encontraron diferencias significativas en el tamaño de los caparazones de las tortugas medidas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha durante el período 1987 a 1995 (ANOVA; F8, 1255 = 1.25; $p < 0.22$; Figura 5). La talla promedio de las 378 hembras anidadoras durante el periodo 1996 a 2006, fue 98.8 cm, con una desviación estándar de 4.9 cm. La talla mínima registrada fue 80.5 cm y la máxima 115 cm; tampoco se encontraron diferencias significativas en el tamaño de los caparazones de las tortugas medidas en ese periodo (ANOVA; F10, 367 = 0.14; $p < 0.14$, prueba Tukey; Figura 6).

El largo estándar curvo del caparazón de las tortugas estuvo fuertemente correlacionado con el ancho del caparazón ($r = 0.75$; $p < 0.0001$, $n = 518$; Figura 7). También se encontró una correlación positiva entre el peso de las tortugas y el largo estándar curvo del caparazón ($r = 0.73$, $p < 0.001$, $n = 27$; Figura 8), expresada en la siguiente ecuación logarítmica: $\text{Log Peso} = -4.50 + 2.4 \text{ Log (longitud)}$. Además, se encontró una correlación positiva entre el peso de la tortuga y el ancho estándar curvo del caparazón ($r = 0.72$, $p < 0.001$, $n = 27$; Figura 9), expresada en la ecuación: $\text{Log peso} = -2.86 + 2.4 \text{ Log (ancho)}$. El peso promedio de 27 tortugas fue 124 kg.

5.1.7 Tamaño de la nidada

De las 3,304 nidadas de tortuga caguama registradas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha, el número promedio de huevos fue de 112 ± 23 por nidada, con un intervalo de 3 a 189 huevos (Figura 10); el tamaño de la nidada durante el período 1987 a 1990 fue significativamente menor (F8, 3295 = 6.37; $p < 0.0001$) que el de las nidadas registradas en las subsecuentes temporadas (prueba

de Tukey, Figura 11). En la Figura 12 se muestra que el número promedio de huevos en las playas del litoral central, durante el periodo 1996 a 2006, fue 112 ± 23 por nidada, con un intervalo 103 a 117 huevos. El tamaño de la nidada en la temporada 2005 fue significativamente menor ($F_{10, 3924} = 4.82$; $p < 0.00001$) que el de las nidadas registradas en las otras temporadas (prueba de Tukey).

Se encontró que el tamaño de la nidada de la población de tortuga caguama varió a lo largo de la temporada de anidación ($F_7, 3283 = 7.8$; $p < 0.0001$). El tamaño de la nidada de las tortugas fue menor a partir del 22 de julio (prueba de Tukey, Figura 13). También se encontró que el número de huevos depositados por las tortugas neófitas fue significativamente menor ($F_1, 3283 = 4.89$; $p < 0.02$) que el de las tortugas remigrantes (prueba de Tukey). No se detectaron diferencias en la interacción de los dos factores: intervalos y tortugas neófitas y remigrantes (ANOVA, $F_7, 3283 = 1.98$; $p < 0.05$).

Este comportamiento del tamaño de la nidada a través de la temporada coincidió en 1993 y 1995. Sin embargo, en 1992 y 1994 no hubo diferencias significativas en el tamaño de la nidada a través de la temporada ($F_6, 404 = 1.61$; $p < 0.14$) y ($F_6, 460 = 0.30$), respectivamente. El número de huevos depositados por las tortugas remigrantes también fue mayor que el de las tortugas neófitas como en 1993 y 1995. No se encontró diferencia en el tamaño de la nidada a través de la temporada y entre las tortugas en los años de 1987 a 1990, quizá debido a la baja eficiencia en la captura de las tortugas.

Hubo una correlación positiva entre el largo estándar curvo del caparazón y el tamaño de la nidada de cada individuo que anidó más de dos veces ($r = 0.48$; $p < 0.0001$; $n = 518$; Figura 14). También se halló una correlación positiva entre el ancho estándar curvo del caparazón y el tamaño de la nidada ($r = 0.44$; $p < 0.001$; $n = 518$; Figura 15).

5.1.8 Frecuencia de anidación

Las tortugas regresaron a anidar en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha de 1 a 7 veces por temporada (Cuadro 11). Se registró un total de 1,818 anidaciones en esas playas durante 1987 a 1995, de las cuales un ejemplar lo hizo

siete veces y representó el 0.05% del total de las anidaciones, 11 tortugas anidaron durante seis veces (0.61%), 46 cinco veces (2.53%), 113 cuatro veces (6.22%), 240 lo hicieron tres veces (13.20%), 434 dos veces (23.87%) y 973 ejemplares en una ocasión (53.52%). En comparación con los valores obtenidos en las playas Xpu-Ha, Kantenah, Akumal, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan (Cuadro 12), estas playas tuvieron menos registros de avistamientos de tortugas debido a los escasos recorridos nocturnos.

En el Cuadro 13 se indica la distribución del número de anidaciones en el periodo 1996 a 2006, donde se observa un mayor número en registros y anidaciones que en los registros del período 1987 a 1995 (1,818 anidaciones). De los 2,135 ejemplares de tortugas neófitas y remigrantes observadas en las playas, se calculó la proporción del número de tortugas neófitas y tortugas remigrantes que anidaron en el mismo periodo (Cuadro 14); se nota que en 1996 aun había mayor número de tortugas neófitas, mismo año en que se intensificaba la eficiencia en captura de animales en la playa. Al año siguiente, y durante siete años, la proporción de tortugas remigrantes fue mayor que las tortugas neófitas (hasta 2003). En 2004 se nota un cruzamiento en la proporción de individuos, se estima que el 57% de las tortugas son neófitas. Este hallazgo apunta a un incremento de individuos a la población anidadora.

La frecuencia promedio de anidación de las tortugas neófitas y tortugas remigrantes, durante los primeros tres años de muestreo, fueron significativamente menores que en las temporadas 1990 a 1995 ($F_{8, 1818} = 7.30$; $p < 0.0001$; Figura 16). Además, se encontró que la frecuencia de anidación de las tortugas neófitas fue significativamente menor que la de las tortugas remigrantes ($F_{1, 1818} = 19.34$; $p < 0.0001$). No se encontraron diferencias significativas entre las frecuencias de anidación promedio de las tortugas neófitas y las tortugas remigrantes y los años de muestreo (ANOVA, $F_{8, 1818} = 1.50$; $p < 0.15$).

Con los datos de 1996 a 2006 se encontró que el número de anidaciones por temporada de las tortugas neófitas ($x = 2.21 \pm 1.58$, $n = 1317$) fue significativamente menor que la de las tortugas remigrantes ($x = 2.68 \pm 1.46$, $n =$

1231). En los años 1996, 1997 y 2006 no hubo diferencias significativas ($F_{21, 2526} = 7.06$; $p < 0.0001$; prueba de Tukey; Figura 17).

El número promedio de anidaciones en una temporada de la tortuga caguama durante el periodo 1996 a 2006 fue de 2.45 anidaciones, con una desviación estándar de 1.58. El número promedio mínimo registrado en una temporada de anidación (1997) fue de 2.07 y la máxima de 2.62 en 2003. El número de anidaciones varió a través de las temporadas ($F_{10, 2537} = 8.26$; $p < 0.0001$. Figura 18); se encontró que fue significativamente menor en las primeras tres temporadas (1996–1998) que en el resto de los años de muestreo (prueba de Tukey).

Se encontró que el tamaño de la nidada de las tortugas neófitas y remigrantes varió con el número de anidaciones ($F_{5, 3271} = 2.75$; $p < 0.01$). En estas dos categorías de tortugas el tamaño de la nidada fue mayor en la segunda anidación; en las tortugas remigrantes fue un promedio de 120 huevos y en las tortugas neófitas fue un promedio de 110 huevos por nido (prueba de Tukey; Figura 19). También se encontró que el número de huevos depositados por las tortugas neófitas fue significativamente menor que el de las tortugas remigrantes ($F_{1, 3271} = 54.69$; $p < 0.0001$; prueba de Tukey). No se detectó diferencia significativa entre la interacción de los dos factores: número de anidaciones y tortugas neófitas y remigrantes (ANOVA, $F_{7, 3271} = 0.88$; $p < 0.49$).

5.1.9 Intervalos de reanidación

De los 1,492 intervalos de reanidación de *Caretta caretta* registrados durante 1987 a 1995 (Figura 20) el período de reanidación más frecuente fue de 12 días, con un mínimo de un día y un máximo de 69 días (Figura 21). Nótese el grupo de datos entre 21 a 27 días, 30 a 39 días y 44 a 51 días; los picos de mayor frecuencia coinciden en que son aproximadamente múltiplos de 12 días. Cinco tortugas fueron las que presentaron un intervalo de anidación de un día.

El análisis de varianza reveló diferencias significativas en el promedio de los intervalos de reanidación a nivel individual por un período de nueve años ($F_{39, 1452} = 1.69$, $p < 0.001$; Figura 22). Se encontró que el tercer y cuarto intervalo de reanidación, con promedios de 12 días en las temporadas 1994 y 1995, fue

significativamente menor que los demás intervalos de reanidación (prueba de Tukey). En estos años también se obtuvo mayor eficiencia en la captura de tortugas en la playa.

5.1.10 Eficiencia en la captura de las tortugas

Hubo una relación positiva entre la eficiencia en la captura de las tortugas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha, y el avance de los nueve años de muestreo ($r = 0.72$, $p = 0.02$; Figura 23). El porcentaje de eficiencia de cobertura de playa fue menor de 56% en los dos primeros años de muestreo, mientras que los subsecuentes años varió desde 62% hasta 76%. En 1994 se registró el mayor esfuerzo para capturar a las tortugas. También se encontró una correlación positiva entre la frecuencia promedio de anidación y el porcentaje de eficiencia en la captura de las tortugas ($r = 0.86$, $p < 0.000$; Figura 24).

De los 2,135 ejemplares de tortugas neófitas y remigrantes observadas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, Xcacel y Xel-Ha durante las temporadas 1987 a 1995 (Cuadro 15) 317 hembras no anidaron, lo cual equivale al 14.84% del total. Además, el número de tortugas sin anidar fue mayor en las demás playas: Xpu-Ha, Kantenah, Akumal, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan, debido a que muchas de ellas solamente se observaron en sus intentos de anidar. Además, se encontró una relación negativa entre el porcentaje de hembras sin éxito de anidación y el porcentaje en la eficiencia en la captura de las tortugas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, Xcacel y Xel-Ha ($r = -0.89$, $p < 0.001$; Figura 25).

En el periodo de 1996 a 2000 la eficiencia de cobertura en estas cuatro playas fue 79, 75, 81, y 87% respectivamente; posteriormente, se ha mantenido con más del 90%.

5.1.11 Intervalo de remigración

La acumulación de datos que documentan el regreso de las tortugas en cada temporada estuvo sustentado por los individuos marcados en años anteriores. Se marcaron 1,417 tortugas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha durante el período 1987 a 1994. De éstas, 373 ejemplares remigraron (26.6% de la recaptura total), con un máximo de 38% y un mínimo de 2.7% de recaptura para las

tortugas que fueron marcadas en 1994 (Cuadro 16). Los intervalos de remigración más frecuentes de las tortugas fueron de 2 y 3 años tanto para el período 1987 a 1995 (Cuadro 17) como para el periodo 1996 a 2006; este último con valores de 43% para el intervalo de dos años y 23% para el tercer año (Cuadro 18), con un promedio de 2.63 años.

Se comparó el tamaño de la nidada a través de los intervalos de remigración que presentaron las tortugas caguamas. Se encontraron diferencias significativas en el tamaño de la nidada (ANOVA, F5, 1023 = 2.42; $p < 0.02$; Figura 26); sin embargo, la prueba de Tukey no detectó la diferencia, por lo que se consideró un artificio estadístico, ya que al eliminar los datos del intervalo de seis años aparecen las diferencias en los demás intervalos. En otro análisis, al parear los registros del tamaño de la nidada inicial con el tamaño de la nidada final de 299 tortugas, se encontraron diferencias significativas ($t = -4.06$; $p < 0.0001$). La media del tamaño de las primeras nidadas fue de 111 ± 23 huevos y la media del tamaño de la nidada final fue de 118 ± 18.60 huevos.

Se efectuó un análisis similar al parear los registros del tamaño inicial del caparazón con el tamaño final de 299 tortugas y no se encontraron diferencias significativas ($t = -1.91$; $p < 0.05$). El promedio del largo estándar curvo del caparazón fue de 100.39 ± 4.27 cm en el primer registro de anidación contra 101.06 ± 4.30 cm en el último registro.

Se encontró que la frecuencia de anidación varió a través de los intervalos de remigración de las tortugas (F5, 494 = 2.87; $p < 0.01$). Las tortugas con intervalos de más de cuatro años de remigración tuvieron, en promedio, mayor frecuencia de anidación (prueba de Tukey; Figura 27).

5.1.12 Fidelidad al sitio de anidación

De un total de 916 tortugas que reanidaron entre 1987 y 1995, únicamente 437 hembras (47.67%) regresaron a la misma playa (Cuadro 19). Las otras 479 hembras (52.29%) anidaron al menos una vez en otra playa. Esta playa fue casi siempre la playa adyacente. El máximo desplazamiento de una tortuga entre una

anidación y la siguiente se registró desde Aventuras a San Juan (60 km) y desde X´cachel a Isla Cozumel (40 km aproximadamente).

5.1.13 Manejo de las nidadas: trasladadas e *in situ*

Se registraron 11,220 nidadas desde 1987 hasta 1995, de las cuales se analizaron 7,770 nidadas (2,220 *in situ* y 5,507 trasladadas) representando un 68.99% del total (Cuadro 20). Además, se registraron 919 nidadas inundadas (8.19% del total de nidadas), 273 nidadas depredadas (2.4%), 475 nidos saqueados (4.23%) y la información de 1,826 nidadas no tuvo un seguimiento adecuado (16.27%). El número de nidadas que se mermaron en cada playa, durante 1987 a 1995, se indica en el Cuadro 21. Nótese que la suma total de las nidadas perdidas en las playas Kanzul, Cahpechen, Yuyum y San Juan representó el 57.04%. Además, se registró un mayor número de nidadas saqueadas a partir de 1991 debido a la escasa vigilancia en las playas.

Se registró un total de 614,571 huevos en las 5,507 nidadas trasladadas en las playas, entre 1987 y 1995 (Cuadro 22). Se rompieron 1,350 huevos, lo que representó 0.21% del total. La ruptura de los huevos se debió a la manipulación durante el traslado. La nidada promedio fue de 112 huevos, con una tasa de eclosión promedio de 76.14% y 3.5% de crías muertas en los nidos. En las nidadas *in situ* se registró un total de 129,377 huevos en las 2,220 nidadas dejadas en las playas (Cuadro 23). Solamente se registraron 7 huevos rotos, lo que representó un 0.003% del total. La nidada promedio fue de 110 huevos, con una tasa de eclosión promedio de 83.91% y se registró un 2.03% de crías muertas en los nidos.

Se encontró que el número de huevos promedio por nidada varió con respecto al manejo de los nidos durante 1996 a 2006. En los corrales se obtuvo un promedio de 115 huevos, con una desviación estándar de 22.59, $n = 7,082$ nidos. En los 3,936 nidos que se dejaron *in situ* el promedio fue de 112 ± 24.58 huevos y en los 828 nidos reubicados el promedio fue de 116 ± 25.66 huevos (Figura 28). El tamaño de la nidada promedio en nidos *in situ* fue significativamente menor que las nidadas en corral y reubicadas en las playas (ANOVA; $F_2, 11832 = 25.93$; $p < 0.01$, prueba

de Tukey), debido a que el conteo de cascarones tiene errores por la diferencia de grados de fragmentación.

5.1.14 Período de incubación

El período promedio de incubación total de las nidadas trasladadas fue 53.34 ± 3 días y en las nidadas *in situ* fue 55.89 ± 5 días, durante las temporadas 1987 a 1995. En los dos grupos de nidadas se encontró que la duración promedio del periodo de incubación de los huevos varió a través de las temporadas de anidación ($F_{8, 5565} = 29.54$; $p < 0.0001$; Figura 29) y fue significativamente menor la duración de la incubación en las nidadas trasladadas (prueba de Tukey).

5.1.15 Temporada de eclosión

La temporada de emergencia de las crías de tortuga caguama comienza en la segunda semana de junio y termina en la última semana de octubre. La mayor frecuencia de emergencia de crías se registró del 7 al 20 de agosto en el período 1987 a 1995 (Figura 30), con excepción de las temporadas de 1987, 1991 y 1994, que registraron mayor actividad de emergencia una semana antes o después de ese intervalo.

5.1.16 Porcentaje de emergencia de las crías

Se encontró que el porcentaje promedio de emergencia de las crías en las nidadas varió a través de las temporadas de anidación (ANOVA, $F_{8, 11587} = 43.17$; $p < 0.001$; Figura 31). El análisis de varianza también indicó diferencias en las tasas promedio de emergencia en nidadas trasladadas y las nidadas *in situ*, con y sin incluir las nidadas perdidas ($F_{2, 11587} = 664.29$; $p < 0.001$). El porcentaje promedio anual de emergencia de crías en nidadas trasladadas fluctuó entre 49.61% y 79.56%, con un promedio general para todos los años de 72.79 ± 26.29 . En el caso de las nidadas *in situ*, los promedios anuales variaron desde 74.53% a 86.40%, con un promedio general de $81.98 \pm 16.94\%$. Sin embargo, al incluir las nidadas mermadas en el análisis de las nidadas *in situ*, los promedios anuales de emergencia de crías decrecieron significativamente sobre un intervalo más amplio, desde 5.17% a 63%, con un promedio general de 46.82 ± 42.55 . Esta diferencia en la interacción entre el porcentaje promedio de emergencia de las crías en las

nidadas trasladadas e *in situ* y los años de muestreo fue estadísticamente significativa (ANOVA, $F_{16, 11587} = 47.76$; $p < 0.001$; prueba de Tukey).

El porcentaje promedio anual de emergencia de crías en nidadas *in situ*, que incluye el valor cero por la pérdida de nidos para las temporadas 1996 a 2006, fluctuó entre 17.51% a 71.25%, con un promedio general para todos los años de 54.16 ± 43.6 (Figura 32). El valor más bajo corresponde a la temporada 2005, debido a los efectos que causaron los huracanes “Wilma” y “Emily” al inundar los nidos en las playas.

Se comparó el porcentaje promedio de emergencia de crías, tanto de las nidadas trasladadas como de las nidadas *in situ*, con y sin incluir las nidadas perdidas para cada playa y año (Cuadro 24). En 1987 se encontraron diferencias significativas en el porcentaje de emergencia de las nidadas trasladadas ($F_{22, 954} = 26.19$; $p < 0.001$; Figura 33), siendo significativamente mayor en las playas Aventuras DIF, Kanzul y Cahpechen, y menor en X’cachel y San Juan (prueba de Tukey). En las nidadas *in situ* no se encontraron diferencias significativas en el porcentaje de emergencia de las crías entre las playas (prueba de Tukey). En cambio, en las nidadas *in situ* que incluyeron las nidadas perdidas, las tasas de emergencia de crías fueron significativamente menores (prueba de Tukey).

En el análisis de la temporada 1988 se detectó una diferencia significativa en la tasa de emergencia de las crías en las nidadas trasladadas ($F_{22, 954} = 26.19$; $p = 0.001$; prueba de Tukey; Figura 34). Aun con la instalación de los corrales, se registró el menor éxito de emergencia de todos los años; los pocos nidos que sobrevivieron antes o después de los efectos del huracán Gilberto en cinco playas de las 13 que se protegieron, presentaron porcentajes entre 25% a 38% y en un corral fue de 52%; la mayoría de las nidadas *in situ* se perdieron.

En 1989 se encontraron diferencias significativas en las tasas promedio de emergencia de crías en las nidadas ($F_{17, 955} = 10.39$; $p < 0.0001$; prueba de Tukey), que van desde 61.72% a 80.54% en las nidadas trasladadas (Cuadro 24); el porcentaje de emergencia fue significativamente mayor en las escasas nidadas dejadas *in situ*.

Los promedios del porcentaje de emergencia de las crías en las nidadas trasladadas e *in situ* en las playas, en 1990, varió dentro de un intervalo de 72.65% a 76.86% (ver Cuadro 24). Sin embargo, el análisis de varianza no reveló diferencias significativas en el porcentaje de emergencia de las crías en las nidadas ($F_{7, 168} = 0.30$; $p < 0.9$; prueba de Tukey).

En 1991 los promedios de emergencia de las nidadas trasladadas e *in situ*, con o sin incluir las nidadas perdidas, presentaron diferencias significativas en las playas ($F_{24, 1185} = 36.31$; $p < 0.001$; Figura 35). El porcentaje de emergencia de crías fue significativamente menor en las nidadas trasladadas en la playa X'cachel (prueba de Tukey). No se encontraron diferencias significativas entre el promedio de las tasas de emergencia en las nidadas *in situ* sin incluir las nidadas perdidas (prueba de Tukey). Sin embargo, nótese la gran diferencia en las tasas de emergencia en las nidadas *in situ* con nidadas perdidas.

Los promedios de emergencia de las crías en nidadas trasladadas e *in situ*, con o sin incluir nidadas perdidas en las playas, presentaron diferencias significativas en las temporadas 1992 ($F_{23, 1285} = 56.03$; $p < 0.001$; prueba de Tukey), 1993 ($F_{29, 1287} = 31.93$; $p < 0.01$; prueba de Tukey) y 1994 ($F_{22, 1372} = 205.67$; $p < 0.01$; prueba de Tukey). En estos años no se encontraron diferencias entre los promedios de las tasas de emergencia de las crías en las nidadas *in situ* sin incluir las nidadas perdidas (prueba de Tukey). Las tasas de emergencias de crías con valores bajos en las nidadas trasladadas, se observaron en las siguientes playas: Pamul en 1992, Kantenah en 1993, X'cachel y Xel-Ha en 1994 (ver Cuadro 24). En X'cachel se debió a la depredación de algunas nidadas por mapache dentro del corral.

En 1995 se revisó el mayor número de nidadas *in situ* y trasladadas. El análisis de varianza reveló diferencias significativas entre los promedios de porcentaje de emergencia de crías de las nidadas en las playas ($F_{29, 3334} = 19.61$; $p < 0.001$; prueba de Tukey; Figura 36). Nótese el valor bajo en el porcentaje de emergencia de crías en las nidadas trasladadas en X'cachel y Xel-Ha, debido a que se incluyeron en el análisis las nidadas depredadas por mapache dentro del corral al principio de la temporada. Los promedios del porcentaje de emergencia de las

nidadas *in situ* sin incluir las nidadas perdidas, fueron significativamente mayores desde la playa Enmascarado hasta San Juan. En el análisis con las nidadas destruidas *in situ*, los porcentajes de emergencia de crías decrecieron significativamente en esas playas (prueba de Tukey).

5.1.17 Producción de crías

La producción de crías en el manejo de las nidadas trasladadas e *in situ* de *Caretta caretta*, durante el período 1987 a 1995, dio como resultado que 647,625 crías iniciaran su recorrido al mar. De éstas, 200,255 crías nacieron en las nidadas *in situ* y 447,370 crías se obtuvieron de las nidadas trasladadas (Figura 37). La playa X'cacel produjo un promedio de 28% del total de crías reclutadas en los años de muestreo.

5.2 *Chelonia mydas*

5.2.1 Distribución y abundancia de las nidadas

La temporada de anidación de tortuga verde comienza regularmente en junio, ocasionalmente en mayo como en las temporadas 1987 y 1992, y termina en la última semana de septiembre. La mayor frecuencia de anidación se registró del 10 al 17 de julio para el período 1987 a 1995 (Figura 38). En las temporadas de 1988, 1989 y 1991 se registró el mayor número de nidadas desde el 9 al 16 de junio.

El número de playas revisadas varió durante 1987 a 1995 (Cuadro 25). Sólo en siete playas se trabajó continuamente: Kantenah, Aventuras, X'cacel, Tankah, Kanzul, Cahpechen-Lirios y San Juan. Las principales playas de la tortuga blanca fueron Aventuras DIF, X'cacel y Kanzul, que contribuyeron con 8.72%, 26.38% y 22.90% de las nidadas, respectivamente. Además, por el número de nidadas y la longitud de las playas, resaltan X'cacel, Aventuras DIF y Chemuyil (4.4%).

Debido a que se dejó de monitorear la playa Kantenah en 1996, se reestructuró el número de playas para evaluar la tendencia. Actualmente son ocho playas índice, las mencionadas anteriormente y se añadieron las playas Paamul y Chemuyil que tienen seguimiento de registros desde 1989.

De acuerdo con el muestreo, en las ocho playas índice durante los 25 años se notó una fluctuación bianual en el número de nidadas (Figura 39). En los años impares (1989 a 2001) fluctuó entre 183 y 332 nidos; en el 2003 se incrementó en un 30% (1117 nidos); posteriormente se encontró que hay una marcada tendencia a incrementar el número de anidaciones hasta el 2011, donde se registraron 6,767 nidos. Mientras en los años pares (1990–2000) el número de anidaciones fue mayor, fluctuó entre 496 a 2,037 nidadas. Posteriormente, se notó un incremento gradual en el número de nidos que osciló de 2,787 a 10,848 durante 2002 al 2012. El incremento promedio fue de 3.39% anual en 25 años; el incremento de las nidadas en general fue significativo ($r^2 = 0.86$, $p < 0.01$, $n = 4$; Figura 39). El número de nidos de tortuga verde en playas índice equivale a entre el 40.86% y 68.38% del total de nidos registrados para la especie en Quintana Roo, con 408 nidos en 1989 y 26,549 nidos en 2012.

5.2.2 Número de tortugas marcadas

Se marcaron 1,050 hembras de tortuga blanca en las playas de anidación durante el período 1987 a 1995 (Cuadro 26). Además, se registraron 16 ejemplares marcados en años anteriores pero se desconoce la fecha en la que fueron marcados. El número de marcas aplicadas a las tortugas fue mayor en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha, que en las playas Xpu-Ha, Kantenah, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan, a excepción de los primeros tres años de estudio, pero esto fue porque la institución a la cual le correspondía proporcionar las marcas metálicas nunca lo hizo a tiempo ni fueron suficientes.

5.2.3 Número de tortugas con cicatriz de marca

De las 709 tortugas marcadas durante el período 1990 a 1995, 39 ejemplares presentaron cicatriz de marca, lo cual representó 5.50% del total (Cuadro 27), con un máximo anual de 8% en 1995; no se encontraron tortugas con cicatriz en 1993 y 1994. La cicatriz de marca en las tortugas solamente indicó que los ejemplares fueron marcados previamente pero fue imposible conocer en qué playa y la fecha.

5.2.4 Lesiones en el cuerpo y caparazón de las tortugas

De un total de 1,066 tortugas verdes revisadas durante 1987 a 1995, 41 ejemplares presentaron lesiones en alguna parte del cuerpo (3.84%). De éstos, 31.70% presentaron daño en el caparazón, 39.02% lesiones en las aletas traseras y 12.19% en las aletas delanteras (Cuadro 28).

De las 880 tortugas revisadas entre 1990 a 1995, se encontraron 14 tortugas con fibropapiloma (1.59%). La mayor proporción de tortugas infectadas fue 7.69% en 1993 (Cuadro 29).

5.2.5 Tortugas sacrificadas

Se encontró un total de 18 tortugas hembras y un subadulto sacrificados en las playas durante las temporadas 1987 a 1995, con un máximo de 6 ejemplares muertos en 1987 y 1989. Las playas de la Reserva de Sian Ka'an y la playa Enmascarado fueron las de mayor incidencia de tortugas sacrificadas (Cuadro 30). No se contó con datos para saber si hubo tortugas sacrificadas en 1988; tampoco para el periodo 1996 a 2012.

5.2.6 Tamaño y peso corporal de las tortugas

El largo promedio estándar curvo del caparazón de 482 tortugas fue de 106.95 cm, con una desviación estándar de 5.25 cm; la talla mínima registrada fue 89 cm y la máxima 125 cm (Figura 40). No se encontraron diferencias significativas en el tamaño del caparazón de las tortugas medidas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha durante el período 1987 a 1995 (ANOVA; $F_{8, 475} = 1.68$; $p < 0.09$; Figura 41). Datos más recientes (2002–2005) sobre la talla promedio de las tortugas, indican 104.49 cm de LSCC, con una desviación estándar de 5.28 cm; la talla mínima registrada fue de 93.93 cm y la máxima 115.06 cm; tampoco se encontraron diferencias significativas en el tamaño del caparazón de las tortugas con el año (ANOVA; $F_3, 676 = 3.51$; $p < 0.01$; Figura 42).

El largo estándar curvo del caparazón estuvo fuertemente correlacionado con el ancho del caparazón ($r = 0.76$; $p < 0.0001$, $n = 240$; Figura 43). También se encontró una correlación positiva entre el peso de las tortugas y el largo estándar curvo del caparazón ($r = 0.67$, $p < 0.02$, $g.l. = 11$; Figura 44), expresada en la

ecuación logarítmica $\text{Log}(\text{peso}) = -5.99 + 2.36 \text{Log}(\text{longitud})$. Además, hubo una correlación entre el peso de las tortugas y el ancho estándar curvo del caparazón ($r = 0.73$, $p < 0.001$, $n = 11$; Figura 45), expresada en la ecuación $\text{Log}(\text{peso}) = -2.86 + 1.7 \text{Log}(\text{ancho})$.

5.2.7 Tamaño de la nidada

De las 1,378 nidadas de tortuga verde registradas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha, de 1987 a 1995, el número de huevos promedio fue 122.73 ± 26.66 por nidada con un intervalo de 2 a 204 huevos (Figura 46). El tamaño de las nidadas en los primeros tres años fueron significativamente menores ($F_8, 1362 = 4.17$; $p < 0.0001$) que las nidadas registradas en 1990, 1994 y 1995 (prueba de Tukey; Figura 47).

El tamaño de la nidada de la población de tortuga verde varió a través de la temporada de anidación ($F_7, 1362 = 3.95$; $p < 0.0001$). El tamaño de las nidadas fueron mayores a partir del 22 de julio (prueba de Tukey; Figura 48). No se encontraron diferencias significativas en el número de huevos depositados por las tortugas neófitas y las tortugas remigrantes ($F_1, 1362 = 1.87$; $p < 0.17$). El análisis de varianza indicó diferencias entre la interacción de los dos factores, intervalos y tortugas neófitas y remigrantes (ANOVA, $F_7, 1362 = 2.4$; $p < 0.01$), debido a la diferencia del tamaño de las nidadas depositadas antes del 21 de julio.

Este comportamiento del tamaño de la nidada de la población, a través de la temporada, coincidió en las temporadas 1990, 1994 y 1995. Sin embargo, en 1992 se encontró que el tamaño de la nidada no varió a través de la temporada ($F_5, 331 = 2.06$; $p < 0.06$). El número de huevos depositados por las tortugas remigrantes fue mayor que por las tortugas neófitas ($F_1, 331 = 10.62$; $p < 0.001$). Además, se encontró que no hubo diferencias tanto en el tamaño de la nidada a través de la temporada ni entre las tortugas en los años de 1987 a 1989. Quizá se debió al bajo porcentaje de eficiencia en la captura de las tortugas.

Hubo una correlación positiva entre el largo estándar curvo del caparazón y el tamaño de la nidada de cada individuo que anidó ($r = 0.28$; $p < 0.0001$; $n = 242$; Figura 49). También se encontró una correlación positiva entre el ancho estándar

curvo del caparazón y el tamaño de la nidada ($r = 0.35$; $p < 0.001$; $n = 242$; Figura 50).

5.2.8 Frecuencia de anidación

Se registró un total de 613 anidaciones en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha durante 1987 a 1995. Las tortugas regresan a anidar a estas playas de 1 a 8 veces por temporada (Cuadro 31). En cambio, los valores obtenidos en las playas Xpu-Ha, Kantenah, Akumal, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan (Cuadro 32), muestran que estas playas tuvieron menos registros de avistamientos de tortugas debido a los escasos recorridos en las playas.

Con el seguimiento de las anidaciones de la tortuga verde, durante el periodo de 1987 a 2000, se obtuvo un valor promedio de 2.61 ± 1.58 anidaciones por temporada ($n = 1070$) con un intervalo de 1 a 8 anidaciones, con una eficiencia en la captura de tortugas de 89% a 95% (en las temporadas 1994, 1996–2000). El número de anidaciones promedio de las tortugas neófitas y tortugas remigrantes durante los primeros cuatro años de muestreo fueron significativamente menores que en las temporadas 1991 a 1995 ($F_{13, 1420} = 2.9$; $p < 0.0001$; prueba de Tukey; Figura 51). Además, se encontró que la frecuencia de anidación de las tortugas neófitas fue significativamente menor que de las tortugas remigrantes en 1997 ($F_1, 1420 = 22.42$; $p < 0.0001$; prueba de Tukey). No se halló interacción significativa entre la frecuencia de anidación de las tortugas neófitas y remigrantes y los años de muestreo (ANOVA, $F_{13, 1420} = 1.13$; $p < 0.32$).

Se encontró que el tamaño de la nidada de las tortugas neófitas y remigrantes durante 1987 a 1995 varió con el número de anidaciones ($F_6, 1338 = 7.82$; $p < 0.0001$, Figura 52). En estas dos categorías de tortugas, el tamaño de la nidada fue mayor desde la tercera a la quinta anidación (prueba de Tukey). No se detectaron diferencias significativas en el número de huevos depositados por las tortugas neófitas y las tortugas remigrantes ($F_1, 1339 = 0.12$; $p < 0.72$).

5.2.9 Intervalos de reanidación

De los 787 intervalos de reanidación registrados durante 1987 a 1995 (Figura 53), el período de reanidación más frecuente fue de 10 días, con un mínimo de un día y

un máximo de 63 días (valor que no está representado en la Figura 54). Nótese el grupo de datos entre 17 a 26 días y 28 a 36 días: los picos de mayor frecuencia ocurren cada 10 días. Seis tortugas fueron las que presentaron un intervalo de anidación de un día.

En el análisis de varianza reveló diferencias significativas en el promedio de los intervalos de reanidación por un período de nueve años ($F_{39, 744} = 2.27$, $p < 0.001$; Figura 55). Se encontró que el segundo y tercer intervalo de reanidación de las temporadas 1992, 1993 y 1994 fueron significativamente menores a los demás intervalos (prueba de Tukey). Estos años de muestreos coinciden con el mayor esfuerzo para capturar tortugas en las playas.

5.2.10 Eficiencia en la captura de tortugas

Se encontró una relación positiva en la eficiencia en la captura de las tortugas en las principales playas y los años de muestreo 1987 a 1995 ($r = 0.78$, $p = 0.01$; Figura 56). La eficiencia en la captura de las tortugas en las playas fue menor de 56% en los dos primeros años de muestreo, mientras los siguientes años varió desde 62% hasta 89%.

También, se encontró una correlación entre la frecuencia promedio de anidación y el porcentaje de eficiencia en la captura ($r = 0.90$, $p < 0.001$; Figura 57) para el periodo 1987 a 1995.

De los 738 ejemplares de tortugas neófitas y remigrantes que se observaron en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha durante las temporadas 1987 a 1995 (Cuadro 33), 122 hembras no tuvieron éxito de anidación, lo cual representó el 16.50% del total. El número de tortugas sin anidar fue mayor en las demás playas Xpu-Ha, Kantenah, Akumal, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan, debido al escaso patrullaje y a que muchas de ellas solamente se observaron en sus intentos de anidar. Se encontró una correlación negativa entre el porcentaje de hembras sin éxito de anidar y la eficiencia en la captura de las tortugas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha ($r = -0.87$, $p < 0.001$; Figura 58).

5.2.11 Intervalo de remigración

Se marcaron 574 tortugas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha durante el período 1987 a 1994. De ellas, 112 ejemplares remigraron (19% de la recaptura total), con un máximo de 50% y un mínimo de 0% de la recaptura para las tortugas que se marcaron en 1994 (Cuadro 34). Los intervalos de remigración más frecuentes de las tortugas fueron de 2 y 3 años (Cuadro 35).

Se comparó el tamaño de la nidada a través de los intervalos de remigración que presentaron las tortugas blancas. No se encontraron diferencias significativas en el tamaño de la nidada y la edad relativa de las tortugas (ANOVA, $F_{5, 343} = 2.42$; $p < 0.07$; Figura 59). En otro análisis, al parear los registros del tamaño de la nidada inicial con el tamaño de la nidada final de 99 tortugas, se encontraron diferencias significativas ($t = -2.39$; $p < 0.01$). La media del tamaño de la nidada inicial fue 118.03 ± 24.51 huevos y la media del tamaño de la nidada final fue 126.48 ± 23.85 huevos.

Un análisis similar se efectuó con el tamaño del caparazón de las 99 tortugas y no se encontró diferencia significativa ($t = -1.42$; $p < 0.15$). El promedio del largo estándar curvo del caparazón fue de 106.11 ± 10.97 cm en el primer registro de anidación, contra 107.87 ± 4.72 cm en el registro final.

Se encontró que la frecuencia de anidación varió a través de los intervalos de remigración ($F_{5, 111} = 2.88$; $p < 0.01$; Figura 60). La prueba de Tukey no detectó la diferencia, pero se encontró una desproporción en el número de datos en los primeros dos intervalos (prueba LSD).

5.2.12 Fidelidad al sitio de anidación

De un total de 410 tortugas que reanidaron entre 1987 y 1995, 290 tortugas (70.73%) regresaron a la misma playa (Cuadro 36). Las otras 120 tortugas (29.27%) anidaron en otra playa al menos una vez. Esta playa fue casi siempre la adyacente. El máximo desplazamiento de una tortuga entre una anidación y la siguiente, se registró desde X'cacel a Isla Mujeres (125 km) y otro ejemplar lo hizo desde Tankah a Paamul (50 km).

5.2.13 Manejo de las nidadas: trasladadas e *in situ*

Se registraron 4,632 nidadas desde 1987 hasta 1995, de las cuales se analizaron 2,595 nidadas (672 *in situ* y 1,923 trasladadas) que representaron 56.02% del total (Cuadro 37). Además, se registraron 638 nidadas inundadas que correspondieron a 13.77% del total, 95 nidadas depredadas (2.4%), 177 nidos saqueados (3.83%) y la información de 1,127 nidadas no tuvo un seguimiento adecuado (24.33%).

El número de nidadas que se perdieron en cada playa, desde 1987 a 1995, se indican en el Cuadro 38; nótese que la suma total de las nidadas perdidas en las playas Kanzul, Cahpechen, Yuyum y San Juan representó el 62.85%. Desde 1991, el número de nidadas saqueadas aumentaron en las playas por la falta de vigilancia.

Se registró un total de 227,870 huevos en las 1,923 nidadas trasladadas en las playas entre 1987 y 1995 (Cuadro 39), de las cuales se rompieron 275 huevos representando el 0.12% del total. La ruptura de los huevos se debió a la manipulación durante el traslado. La nidada promedio fue de 119, con una tasa de eclosión promedio de 73.69% y 3.53% de crías muertas en los nidos. En las nidadas *in situ*, se registró un total de 79,417 huevos en las 672 nidadas dejadas en las playas (Cuadro 40), de las cuales solamente se registraron 5 huevos rotos que representaron un 0.007% del total. La nidada promedio fue de 118 huevos con una tasa de eclosión promedio de 85.85% y un 3.19% de crías muertas en los nidos.

5.2.14 Período de incubación

El período de incubación promedio de las nidadas trasladadas fue de 51.85 ± 3.5 días y en las nidadas *in situ* fue de 55.89 ± 6.97 días, durante las temporadas 1987 a 1995. En las dos técnicas se encontró que la duración promedio del período de incubación de los huevos varió a través de los años de muestreo ($F_{13, 1775} = 22.08$; $p < 0.01$; Figura 61) y fue significativamente menor la duración de la incubación en las nidadas trasladadas en 1994 y 1995 (prueba de Tukey). Los escasos datos de las nidadas *in situ* no revelaron diferencias significativas entre los promedios anuales del periodo de incubación de las nidadas en las playas.

Además, el periodo de incubación de 1992 fue significativamente mayor en las nidadas *in situ* que las nidadas trasladadas en el mismo año y en 1994. No hubo diferencias significativas en el período de incubación en las nidadas *in situ* y trasladadas en 1995.

5.2.15 Temporada de eclosión

La temporada de eclosión de las crías de tortuga blanca comenzó la segunda semana de julio y terminó en la última semana de octubre (en ocasiones en la primera semana de noviembre). La mayor frecuencia de eclosión se registró del 28 de agosto al 17 de septiembre (Figura 62).

5.2.16 Porcentaje de emergencia de las crías

Se encontró que el porcentaje promedio de emergencia de las crías en las nidadas varía a través de las temporadas de anidación (ANOVA $F_{24, 4152} = 118.98$, $p < 0.001$; Figura 63). El porcentaje promedio anual de emergencia de crías en nidadas trasladadas fluctuó entre 56.59% y 84.25%, con un promedio general para todos los años de 70.16 ± 26.81 . El análisis de varianza reveló diferencias significativas menores para los primeros años de muestreo (prueba de Tukey). En el caso de las nidadas *in situ*, los promedios anuales variaron significativamente desde 0% a 85.50%, con un promedio general de $82.66\% \pm 15.56$, siendo menor en 1988 y 1994, y mayor en 1992 (prueba de Tukey). Sin embargo, al incluir las nidadas perdidas en el análisis de las nidadas *in situ*, los promedios anuales de emergencia de crías decrecieron significativamente sobre un intervalo, desde 0% a 75.38%, con un promedio general de $35.11\% \pm 42.55$ (prueba de Tukey).

Se comparó el porcentaje el porcentaje promedio de emergencia de crías, tanto de las nidadas trasladadas como las nidadas *in situ*, con y sin incluir las nidadas perdidas para cada playa y año (Cuadro 41). En 1987 se encontraron diferencias significativas en el porcentaje de emergencia de las nidadas ($F_{14, 255} = 11.95$; $p < 0.0001$; Figura 64). En las nidadas trasladadas, cinco de los siete sitios tuvieron promedios de emergencia menores del 60% estadísticamente significativo (prueba de Tukey). Para las pocas nidadas dejadas *in situ* no se encontraron diferencias significativas en el porcentaje de emergencia de crías en las playas (prueba de

Tukey). En cambio, en las nidadas *in situ* con nidadas destruidas la tasa de emergencia de crías fue significativamente menor que en las demás nidadas (prueba de Tukey).

En la temporada 1988, todas las nidadas que se dejaron *in situ* se perdieron debido a los efectos del huracán Gilberto. Además, se perdieron la mayoría de las nidadas trasladadas.

En 1989 se encontraron diferencias significativas en las tasas promedio de emergencia de crías en las nidadas trasladadas ($F_{14, 255} = 11.95$; $p < 0.0001$; prueba de Tukey), que varió desde 56.04% a 81.48% (sin incluir una nidada de Xpu-Ha de 93.24%). El número de nidadas *in situ* fue escaso, solamente tuvieron seguimiento cuatro nidadas en la playa San Juan con un promedio de $87.37 \pm 3.4\%$ (ver Cuadro 41).

En 1990, los promedios del porcentaje de emergencia de las crías de las nidadas trasladadas en las playas variaron dentro de un intervalo de 1.76% a 92.46%. Los escasos datos analizados difieren significativamente ($F_{3, 49} = 33.76$; $p < 0.01$; prueba de Tukey). No hubo datos disponibles para las nidadas *in situ* debido a que los nidos de esta temporada fueron afectados por la tormenta tropical Diana.

En 1991 los promedios de emergencia de las nidadas trasladadas presentaron diferencias significativas con las nidadas *in situ*, con o sin pérdidas de nidadas ($F_{16, 183} = 7.63$; $p < 0.0001$; Figura 65), pero no se encontraron diferencias significativas entre los promedios de emergencia de crías en las nidadas *in situ* entre las playas. Nótese que el porcentaje de emergencia en las nidadas trasladadas en las playas Tankah y Kanzul fue menor del 65%.

Los promedios de emergencia de las nidadas trasladadas e *in situ* que incluyen nidadas perdidas, presentaron diferencias significativas en las temporadas 1992 ($F_{22, 1086} = 19.27$; $p < 0.0001$; prueba de Tukey) y 1993 ($F_{18, 196} = 6.28$; $p < 0.0001$; prueba de Tukey; ver Cuadro 41). Tampoco se encontró diferencia entre los promedios de las tasas de emergencia en las nidadas *in situ* sin incluir las nidadas perdidas en las playas en 1993.

En 1994 se analizó el mayor número de nidadas *in situ* y trasladadas. El análisis de varianza reveló diferencias significativas entre los porcentajes de emergencia de las crías ($F_{20, 1330} = 52.13$; $p < 0.01$; prueba de Tukey; Figura 66). Las playas de X'cacel y Xel-Ha registraron promedios menores del 55% de emergencia de crías en las nidadas trasladadas, debido a que se incluyeron en el análisis las nidadas depredadas por mapaches dentro del corral. Nótese la diferencia en los promedios de las nidadas *in situ*, con y sin incluir las nidadas perdidas en las playas.

Se detectaron diferencias significativas en las tasas de emergencia de las crías en las nidadas trasladadas e *in situ* en 1995 ($F_{22, 373} = 15.44$; $p < 0.001$; prueba de Tukey; Figura 67). También el análisis de varianza reveló que no hubo diferencias significativas en las tasas de emergencia de las nidadas trasladadas (prueba de Tukey), que varió desde un intervalo de 63.67% a 73.304%. Nótese la gran diferencia en los promedios de las nidadas *in situ*, con y sin incluir las nidadas perdidas en las playas.

5.2.17 Producción de crías

La producción de crías en el manejo de las nidadas trasladadas e *in situ* de *Chelonia mydas*, durante el período 1987 a 1995, dio como resultado que 225,383 crías iniciaran su recorrido al mar. De éstas, 65,951 crías nacieron en las nidadas *in situ* y 159,432 crías se obtuvieron de las nidadas trasladadas (Figura 68). La playa X'cacel produjo un promedio de 30% del total de las crías reclutadas en los años de muestreo.

5.2.18 Manejo de nidadas de *Chelonia mydas* en el período 1996–2012

Se registró un total de 65,054 nidadas de *Chelonia mydas* desde 1996 a 2012, de las cuales se perdieron 18,607 nidos por diferentes causas y representaron el 28.60% de las nidadas registradas (al 71.40% de las nidadas se le dio seguimiento hasta la emergencia de las crías).

El porcentaje anual de nidadas perdidas varió desde 8.05% a 74.69% (Figura 69). No hay relación significativa con los años de muestreo ($r = 0.25$, $p < 0.25$). Sin embargo, sí existe una relación significativa positiva con el número de nidadas que se pierden y el año ($r = 0.62$, $p < 0.001$). Se nota el mayor número de nidos

mermados con 2,333, 4,210 y 4,966 en los años 2005, 2007 y 2012, respectivamente. Uno de los factores que influye es el incremento en el número de anidaciones de esta especie en la región.

Esta variación en el porcentaje anual de pérdida de nidadas se nota claramente con cada factor que influyó en los años. El porcentaje de nidos inundados presenta un rango amplio, de 0% a 70.30% a través de los años, pero su relación no es estadísticamente significativa ($r = 0.24$, $p < 0.24$; Figura 70). Tampoco existe una relación entre el número de nidos inundados y el año de muestreo ($r = 0.41$, $p < 0.09$); las temporadas con el mayor número de nidos inundados fueron en el 2005, 2007, 2012. Cabe señalar que coincide con los efectos que ocasionaron algunos huracanes por su travesía en la región.

El porcentaje anual de nidos depredados oscila entre el 0.77% al 9.79% (Figura 71). La relación en el porcentaje de nidos depredados y los años de muestreo no es significativa ($r = 0.14$, $p < 0.56$). En cambio, el número de nidos depredados tiene una relación positiva con los años ($r = 0.73$, $p < 0.001$). El número de nidos depredados oscila entre 7 a 417 en una temporada; nótese que el número de nidos depredados entre el 2010 al 2012 fue 313, 327 y 365 nidos, respectivamente, para cada año.

El porcentaje de nidos destruidos por otra tortuga fluctuó entre 0% a 0.79% y el número de nidos destruidos osciló entre 0 a 66 por año (Figura 72). Aunque ambos valores son pequeños, las relaciones son significativamente positivas con los años de muestreo ($r = 0.75$, $p < 0.005$ y $r = 0.78$, $p < 0.001$, respectivamente). Nótese que estos valores son anuales y provienen de todas las playas. Muchas de ellas son de alta densidad de anidaciones, por lo cual estos valores son de interés para ser analizados en las estrategias que buscan dejar mayor proporción de nidos *in situ* en las playas.

Los valores del porcentaje de nidos saqueados decrecen con los años de muestreo. Los valores van desde 5.79% en 1996 a 0.84% en 2012, con un valor mínimo de 0.45% en 2005. Esta relación es estadísticamente significativa ($r = -0.73$, $p < 0.0001$. Figura 73). En cambio, no se encontró relación significativa para el

número de nidos saqueados con los años de muestreo ($r = 0.29$, $p < 0.24$). La suma total fue de 547 nidos saqueados en 17 años.

La información de nidos de *Chelonia mydas* no analizados durante 1996 a 2012 muestra que se incrementa a través de los años de muestreo. Esta relación es significativa entre el número de nidos y año ($r = 0.70$; $p < 0.001$; Figura 74); nótese el número de nidos en los tres últimos años de muestreo (829, 756 y 1,465). En cambio, no hay una relación del porcentaje de nidos que no se analizan con los años de muestreo ($r = 0.08$; $p < 0.05$).

6. DISCUSIÓN y CONCLUSIONES

6.1 Distribución y abundancia

En la zona de estudio solamente se tienen registradas anidaciones de tortuga caguama, tortuga verde y, ocasionalmente, tortuga laúd (Gil *et al.*, 1988; Zurita *et al.*, 1993). En 2005 se registró por primera vez la anidación de una tortuga carey en playa Kanzul (FFCM, 2006) y cinco anidaciones en 2012 (FFCM, 2013).

La temporada de anidación de la caguama y tortuga verde en el litoral central de Quintana Roo comienza en abril y termina en septiembre, últimamente las anidaciones de *Chelonia* se han extendido hasta octubre (FFCM, 2009). En varias áreas de anidación existe una sobreposición espacio-temporal, que influye en las actividades de anidación de las especies. En el caso de *Caretta* y *Chelonia* en la zona de estudio, los picos de mayor actividad de anidación están separados por un mes. Esta evaluación debe considerarse con precaución para aquellos que realizan programas de conservación de tortugas marinas en las playas de Quintana Roo. Las diferencias en los tiempos de anidación están determinadas por factores climáticos, además de la distribución de las especies y las diferencias intraespecíficas en las historias de vida de las poblaciones e individuos en los sitios de anidación.

Por ejemplo, hay diferencia en la temporada de anidación para la tortuga verde entre las playas del hemisferio norte y las playas del hemisferio sur citados por Hirth (1971) y Dodd (1997); la tortuga caguama en Brasil anida de septiembre a marzo (Batistotte *et al.*, 2003; Almeida y Mendes, 2007). Además, la temporada de anidación puede diferir en tiempo y duración entre los sitios de la misma región (Pritchard, 1980); los datos citados por Vázquez (1993) para la temporada de anidación de *Chelonia* en El Cuyo, Yucatán difiere con los obtenidos en la costa central de Quintana Roo en el periodo 1987 a 1995. En la zona de estudio se observaron casi siempre las primeras y últimas anidaciones de cada especie en las principales playas de anidación, con una o dos semanas de diferencia con respecto a las otras playas (Gil, 1988; Zurita *et*

al., 1990, 1991a, 1991b), Isla Cozumel (Zurita y Miranda, 1993) y en la RBSK (Golubov, 1994).

La sobreposición espacio-temporal entre las especies de tortugas que anidan en la Península de Yucatán, tiene una particularidad en cada sitio debido a la distribución y abundancia de las anidaciones de las especies. Varios autores han señalado este comportamiento. Gil *et al.* (1993) muestran la interacción de las anidaciones de carey y verde en isla Holbox, donde la primera anida desde abril a agosto, mientras la segunda inicia en julio y termina en septiembre. Asimismo, las anidaciones de la verde y carey en Yucatán son señaladas por Carrasco *et al.* (1993) en Coloradas; Barrios y Canul (1993) en Chenkán, Campeche; y Escanero *et al.* (1993) en Isla Aguada, Campeche. Martínez-Lorenzo (1991) indica que la mayor actividad de anidación de las tortugas carey, caguama y verde están separadas casi por un mes en la zona sur de Quintana Roo. Recientemente, Herrera *et al.* (2013) confirmaron este lapso de tiempo en las anidaciones de la tortuga caguama y tortuga verde en la temporada 2013.

En los 3,200 km de litorales del Golfo de México y Caribe mexicano se tiene información de que las anidaciones de caguama están confinadas a las costas de Quintana Roo; las playas X'cacel, Aventuras DIF, Chemuyil y Xel-Ha son las de mayor densidad de anidaciones de las tortugas caguama y verde en México. Además, se recomendaron acciones legales para su protección integral debido a sus características biológicas, su importancia biogeográfica, su estado de conservación y por las amenazas que prevalecen dentro del corredor turístico Cancún-Tulum (Aviña, 1984; Zurita-Gutiérrez *et al.*, 1993; SEMARNAP, 2000; Namnum, 2006; TEWG, 2009).

Las evaluaciones realizadas en las ocho playas índice para ambas especies en Quintana Roo indican que para la tortuga caguama existe un incremento significativo en el número de nidos; a diferencia de las evaluaciones realizadas para las principales subpoblaciones reproductoras de la especie en el Atlántico Occidental por TEWG (2009) un lustro atrás, donde se indica que la subpoblación de Quintana Roo decrece 5% anual en el número de nidos y la subpoblación de Florida en un 4%. El comportamiento de la tendencia en el número anual de nidos

con incrementos y decrementos en Quintana Roo ha sido similar a la de Península de Florida; esta última reportó un incremento de nidos en el 2008 (NMFS-SEFSC, 2009; TEWG, 2009).

Aunque la población de Florida representa la mayor agregación de anidación de tortuga caguama en el océano Atlántico, representa cerca del 80% del total de las anidaciones y produce el 90% de todas las crías (TEWG, 2009). NMFS- SEFSC (2009) indican que existen cinco subpoblaciones de tortugas anidadoras en el Atlántico (las de Florida, Quintana Roo, Brasil y Cabo Verde) y dos en el Mediterráneo (Grecia, Turquía) que producen más de 1,000 nidos por año. Otras de áreas de interés se localizan en Dry Tortugas, Cuba, Georgia, Carolina del Sur y Carolina del Norte (Bowen, 2000).

Richards *et al.* (2011) indican que los nidos contabilizados del Caribe, fuera de Cuba y Quintana Roo, son actualmente sólo el 8.3% del total de nidos. Un conteo de nidos adicional de sitios fuera de Estados Unidos puede sólo añadir un pequeño porcentaje a la cuenta total para el Atlántico norte occidental. Sin embargo, incluso algunos nidos adicionales podrían ser un aumento sustancial para el Gran Caribe. Esto es especialmente importante debido a la alta diversidad genética de la tortuga caguama en el ensamblaje de anidación en Quintana Roo (Encalada *et al.*, 1999; Shamblin *et al.*, 2012).

En el número de anidaciones de la tortuga verde, se encontró que hay una marcada tendencia a incrementar (con datos hasta el 2012), con un promedio de 3.39% anual en playas índice. DEPC (2011b) indica que las poblaciones del Golfo de México y Mar Caribe presentan una tendencia positiva, sin embargo, a partir de finales de los 90's la población de Quintana Roo presenta un incremento mayor. Si comparamos los datos de Quintana Roo del 2005–2007, esto representa entre el 50% y 75% más con respecto al número de nidadas que se registran en Tamaulipas-Veracruz y Campeche-Yucatán. También, Márquez (2004) notó una tendencia positiva en *Caretta* y *Chelonia*, pero se tiene que estandarizar el esfuerzo de patrullaje para cada Unidad de Manejo (DEPC, 2011b) porque se basa en número de nidos de las temporadas sin especificar la cobertura de playa.

Estas evaluaciones confirman la importancia de los sitios de anidación para estas especies en México. *Caretta* generalmente evita anidar en las playas de Centro América, norte de Sudamérica y Europa (Magnuson *et al.*, 1990). Existen muchos sitios de anidación para esta especie pero sólo unos pocos resaltan por su abundancia, por ejemplo, la del sureste de Florida y las agregaciones en las Islas Masirah y Muria en Oman, en el Océano Indico (Dodd, 1988). Las principales colonias de anidación de *Chelonia mydas* en el mundo ocurren en Tortuguero (Costa Rica), Isla Ascensión, Isla Aves (Venezuela) y Surinam en el Atlántico (Hirth, 1971; Dodd, 1997). La especie *Chelonia mydas* está considerada En Peligro en todo su rango de distribución por la UICN, registrándose una disminución global de más del 50% en menos de tres generaciones (Seminoff, 2004; DEPC, 2011b).

Aunque existen evidencias de que las tortugas caguama que anidan en el área de estudio han sido capturadas en aguas de Cuba, Honduras y Madeiras (DEPC, 2011b), no se tiene ningún informe de que aniden fuera de Quintana Roo (TEWG, 2009). En el caso de la tortuga verde, últimamente existen registros de las tortugas hembras marcadas en Quintana Roo que se han observado anidando en Campeche, Yucatán y en Cuba (Herrera com. pers.). Por lo tanto, se requiere realizar un análisis más detallado de las anidaciones de esas tortugas encontradas y su posible traslape dentro de las Unidades de Manejo de esta especie en la Península de Yucatán, debido al incremento de anidaciones en la región.

En la revisión de las hipótesis para encontrar los factores del decrecimiento de las anidaciones de la tortuga caguama del Atlántico, aunque TEWG (2009) reseñan por qué otras especies en las mismas playas están aumentando en número de nidadas (por ejemplo, de la tortuga verde), no podríamos atribuir el descenso de la tortuga caguama a la pérdida o degradación del hábitat de anidación (al menos en Florida y Quintana Roo). Sin embargo, Witherington (2003) resume la problemática de las tortugas caguamas en las playas de anidación en un futuro no muy lejano, debido a la probabilidad del aumento del nivel del mar, donde el humano construye en la actualidad infraestructuras en la playa para retener arena. Asimismo, enfatiza que ha habido muchas fluctuaciones en las elevaciones en el nivel del mar desde un millón de años atrás, al igual las tortugas han persistido para anidar. Pero en un

futuro, es incierto que la tortuga encuentre playa, debido a las modificaciones actuales al hábitat de anidación. Existe un acervo de estudios sobre las modificaciones y sus efectos, así como planes de recuperación para las tortugas marinas, que se pueden consultar en NMFS-USFWS (2008) y en los PACES de caguama y verde que anidan en México (DEPC, 2011,a,b).

Se observó una variación en el número de anidaciones de las dos especies en las diferentes playas de la zona de estudio (ver Cuadros 5 y 25), lo que sugiere que varios factores bióticos y abióticos influyeron en el proceso de anidación. Estas variaciones, junto con las múltiples nidadas de las tortugas marinas que generalmente depositan en una temporada, dan lugar a una variación significativa en la proporción de sexos de las nidadas dentro de la playa (Fuentes *et al.*, 2009). Otro factor son las características físicas que tienen las principales playas y su estado de conservación; las áreas de mayor anidación de tortuga caguama generalmente están asociadas a las playas con pendientes altas y un cambio gradual en la profundidad del mar (Dodd, 1988). En la playa Aventuras, que tenía una pendiente alta antes de la modificación de la duna e instalación de los geotubos, las anidaciones de caguama ya no son tan abundantes, mientras que X'cacel se ha mantenido casi intacta y sigue siendo la principal playa de anidación para las dos especies.

Los censos continuos por 24 años permitieron determinar las fluctuaciones de abundancia de las especies en la zona de estudio. Sin embargo, deberán considerarse con precaución. Meylan (1981) señala que los esfuerzos para estimar la población de tortugas marinas están limitados a pequeñas porciones del ciclo de vida. Los censos de las poblaciones anidadoras pueden solamente reflejar los números de las hembras reproductivas activas. Hembras y machos no reproductivos pueden o no estar siguiendo la misma tendencia (Ross, 1996). Además, el desconocer la proporción natural de sexos y la estructura de edades no nos permite extrapolar los datos obtenidos de los censos en las playas al total de la población (Meylan, 1981). En una revisión reciente de la situación de la anidación de la población de caguama a lo largo de la costa Atlántica de Estados Unidos, TEWG (2009) reconoció claramente esa limitación: "nuestra capacidad para

evaluar el estado actual de todos los segmentos de las subpoblaciones de caguama en el Atlántico norte occidental es limitada. Nosotros tenemos fragmentos de la información pero carecemos de los datos del censo y de la mortalidad específicas, necesarias para caracterizar y monitorear las tendencias para estas poblaciones". En este caso, las estimaciones de abundancia a largo plazo sin el acompañamiento de las estimaciones de los parámetros demográficos fundamentales no fueron suficientes para diagnosticar las causas de la disminución en el número de nidos y diseñar las estrategias adecuadas de mitigación del riesgo o de la recuperación de la población (NRC, 2010).

Ross (1996) analiza las tendencias en el incremento de nidadas de *L. kempii* durante registros de 30 años en Rancho Nuevo, Tamaulipas. Modestamente señala que no existen las evidencias que apoyen una continua disminución en las poblaciones, pero se requiere una serie cronológica más larga antes que la variación en estos grupos pueda ser estimada adecuadamente. Richards *et al.* (2011) recomiendan que contabilizar el número de nidadas anual para todas las subpoblaciones de tortuga caguama, en un periodo de 15 a 20 años, combinado con la estimación de la frecuencia de anidación y la proporción de hembras anidadoras para cada subpoblación en cada año, pudiera proveer los datos mínimos necesarios para determinar una tendencia poblacional anual.

Tomando estas opiniones en cuenta, podríamos concluir que, en la zona de estudio, desconocemos la situación de las tortugas anidadoras de las dos especies, más allá de los registros. Que el número de nidadas que se registran actualmente sea relativamente alto para la tortuga verde y moderado para la tortuga caguama, puede deberse a las medidas de protección aplicadas en las últimas cuatro décadas en la región: tallas de captura, cuotas de capturas, vedas parciales, veda permanente, áreas naturales protegidas, instalación de campamentos e implementación de programas de educación ambiental.

6.2 Número de tortugas marcadas

El número de hembras de *Caretta caretta* y *Chelonia mydas*, marcadas en las principales playas de anidación y en las playas adyacentes, varió en cada

temporada debido a la eficiencia de capturar tortugas en las playas y por la limitación de marcas al inicio del programa.

Para conocer un cálculo correcto del número de tortugas anidadoras a lo largo de la costa, se requiere de un análisis cuidadoso para cada una de las playas, saturar el programa de marcado, aumentar la eficiencia en los recorridos por la playa, considerar el número de tortugas con cicatriz, detallar el número de anidaciones de las tortugas tanto neófitas como remigrantes, conocer los intervalos de remigración, el número total de nidadas, fecundidad y sobrevivencia (Nelson, 1988; NMFS-SEFSC, 2009; TEWG, 2009). Richards *et al.* (2011) indican que en la evaluación del número de hembras anidadoras de caguama de las subpoblaciones del Atlántico, se incluye a la de Quintana Roo dentro del Gran Caribe.

Para tener un programa de marcado saturado y poder evaluar y desarrollar modelos de dinámica de poblaciones de las hembras anidadoras se requiere una continuidad de 6 años o alrededor de 10 años de seguimiento, debido a la pérdida de marcas, discontinuidad en el seguimiento y a la dispersión de las anidaciones (Hopkins y Richardson, 1984). En las evaluaciones hechas por TEWG (2009) muchas de las subpoblaciones de las hembras anidadoras analizadas tenían más de tres décadas con programas de marcado, incluyendo la de Quintana Roo, pero muy pocas complementaron las características biológicas. En un reciente informe del Consejo Nacional de investigación (NRC por sus siglas en inglés) se llegó a una de las muchas conclusiones que los datos de los resultados de los proyectos han variado en integridad, accesibilidad y corresponsabilidad, por lo que afectan las evaluaciones. Por lo tanto, se requiere para el área de estudio, mantener la eficiencia de marcar a las tortugas y mejorar la coordinación de intercambio de información de marcas recuperadas con los datos biológicos de las tortugas (Zurita *et al.*, 1997).

En las revisiones de las tortugas durante 1987 a 1995, menos del 6% de los ejemplares presentaron cicatriz de marcas en las aletas; aunque esto sugiere que las tortugas habían sido previamente marcadas, no se puede deducir la fecha y la playa en que esto sucedió. Golubov (1994) menciona que encontró tortugas caguamas con cicatriz de marcas en Punta Pájaros en la RBSK, sitio donde no se

había efectuado marcado de ejemplares. También Tucker (1989) indica que algunas tortugas laúd tenían cicatriz pero no hubo posibilidad de identificar el origen de la marca en Puerto Rico.

6.3 Fibropapiloma

El fibropapiloma está diagnosticado principalmente en la tortuga verde, pero también ha sido documentado en caguama, golfinia, carey, laúd y *Natator depressus* (Herbst, 1994; Chaves *et al.*, 1998; Vasconcelos *et al.*, 1998). La incidencia de fibropapiloma en una tortuga caguama en la zona de estudio se registró por primera vez en 1990. La incidencia de tumores en las dos especies fue escasa durante 1987 a 1995, pero deberá evaluarse continuamente en la zona por la amenaza que representa. En el área de estudio se han realizado talleres para estandarizar el método de muestreo y detectar la enfermedad, sin embargo, se desconocen los resultados. Durán (1986) indica por primera vez la incidencia de esta enfermedad en las tortugas verdes que anidaron en Isla Contoy en 1984. Morris y Balazs (1994) indican que la presencia de esta enfermedad en las tortugas verdes en Hawái data desde 1958. En la actualidad, se encuentran infectadas entre 50–90% de las tortugas inmaduras y maduras capturadas en la Bahía Kaneohe dentro de la isla Oahu en Hawái.

En las revisiones de las tortugas se encontró que la mayoría de las muescas registradas fueron de heridas de tiburón, por la forma y tamaño, además de la mutilación de un miembro. La mayoría de las tortugas estaban mutiladas en las aletas traseras y les afectó en el proceso de anidación. Las muescas en el caparazón quizá son provocadas por las colisiones con el arrecife (Hugues, 1974), pero existe la posibilidad que algunas de estas muescas sean de las marcas (incisiones) que se implementaron en los escudos marginales de las crías de tortugas (Aviña, 1984). Debido a que esta técnica en las crías ya tiene resultados positivos al ser recapturadas en edad adulta, Baldwin *et al.* (2003) indican que se han recuperado 101 tortugas caguama anidadoras en Tongaland desde 1988-1989 y sugiere que la edad promedio que alcanzan las tortugas en su primera anidación fue 19.5 años, con un mínimo de 10 años y un máximo de 29 años. Mientras que

en Quintana Roo se tienen registros de tortugas verdes anidando, que fueron marcadas en etapa de crías con la técnica de marca viviente (Zurita *et al.*, 2005); la edad que alcanzan en la primera anidación va de 12 a 20 años (Zurita *et al.*, 2011).

6.4 Tortugas Sacrificadas

Aunque el recurso tortuga marina está en veda desde 1981 en el Caribe mexicano (Zurita, 1985) y desde 1990 en todo el país (D.O.F., 1990), se registró el sacrificio de tortugas adultas y juveniles, y el saqueo de huevos en la zona de estudio. La tortuga representa una fuente de alimento y un recurso económico para los habitantes de la región (Ramos, 1974; Miller, 1982; Zurita *et al.*, 1992a; Azpeitia-Sandoval, 2010; Herrera-Pavón, 2011), sin embargo, una “veda permanente” e inmutable no necesariamente evita la explotación irracional del recurso. De hecho, la explotación de tortugas y la venta abierta de sus productos continuaron como prácticas comunes hasta el inicio de la década de los 90’s en todo el país (Frazier, 1993) y en muchas partes aún permanecen (DEPC, 2011a, b). En el presente estudio, la mayoría de los sacrificios y saqueos de nidos fueron realizados en las playas de Tankah y en la RBSK (Gil, 1988; Zurita *et al.*, 1990; FFCM, 2011). Se debe considerar que la captura dirigida de individuos de la población con el mayor valor reproductivo, tales como los adultos viejos y jóvenes, tiene un efecto mucho mayor en el crecimiento de la población en comparación con la colecta de huevos, que tienen un valor reproductivo relativamente bajo (Crouse *et al.*, 1987).

Por otro lado, también es necesario registrar el número de tortugas muertas por otros animales; se tiene un caso de perros que atacaron a una tortuga verde en Punta Cadena (FFCM, 2012). Herrera *et al.* (2013) registraron y documentaron con fotografías 16 animales muertos por jaguares, de los cuales 15 eran tortugas verdes y una tortuga caguama, en las playas del sur de Quintana Roo en la temporada 2013.

El sacrificio de tortugas marinas no es exclusivamente de las playas de anidación en Quintana Roo, sino también se efectúa en el mar (Zurita *et al.*, 1990; Zurita y Miranda, 1992, 1993). A través de programas educativos muchos de los impactos en las playas pueden ser eliminados o disminuidos (Carr, 1986). En Quintana Roo se

han implementado varios programas de educación ambiental, cuyos objetivos han sido sensibilizar sobre la problemática de la tortuga marina y los recursos de la región (Espinosa, 1992; Zurita y Miranda, 1992; Alba, 1993; Castro y Bayona, 1993; Ecociencia, 2000; Arenas *et al.*, 2002, Torres *et al.*, 2003; FFCM, 2005). Estos autores observaron una disminución en el saqueo del recurso tortuga marina debido a las acciones implementadas en los programas de educación ambiental, pero enfatizan la pérdida de hábitat de muchas especies. Recientemente, DEPC (2011a, b) sintetizan las acciones de los programas educativos en Quintana Roo y reconocen la amenaza de la captura ilegal de tortugas para las dos especies.

6.5 Tamaño de las hembras anidadoras

Los valores del tamaño y peso de *Caretta caretta* y *Chelonia mydas*, en la zona de estudio, estuvieron dentro de los intervalos morfométricos de estas especies para los diferentes sitios de anidación proporcionados por Hirt (1971), Dodd (1988), Dodd (1997) y Buskirk y Crowder (1994). Por ejemplo, las tortugas caguama en Merrit Island miden desde 99 a 104 cm y pesan 115 kg, aproximadamente (Ehrhart y Yoder, 1978). Ehrhart (1980) indicó que el promedio de 15 tortugas verde fue 136.1 kg, con un rango de 104.3 a 176.8 kg, pesadas entre 1976 a 1978 en el Centro Espacial Kennedy, FL.

Estudios recientes sobre la talla promedio (LSCC) de la tortuga caguama anidadora en Quintana Roo (98.7 ± 4.7 cm), muestran una similitud con las subpoblaciones de caguama de Florida (97 ± 5.5 cm) y noreste de Estados Unidos (98.4 ± 5.99) (TEWG, 2009). Meylan *et al.* (2014) indicaron las tallas de las tortugas verde en Quintana Roo, con datos del 2002-2005 convertidos de LSCC a largo estándar recto del caparazón (LSRC); se tuvo un promedio de 97.1 ± 4.9 cm con un mínimo de 82.8 cm y un máximo de 109.6 cm, mientras el promedio del LSRC de la tortuga verde en Costa Rica fue 98.1 ± 4.3 con un rango de 83.6 a 114.3 cm en el periodo 2009–2012.

Existe una estrecha relación entre el LSCC y peso de las tortugas caguama en Florida (Wiese *et al.*, 1989) y para las tortugas verdes en Tortuguero, Costa Rica (Bjorndal y Carr, 1989). La relación entre el LSCC y el peso de las tortugas que

anidaron en la zona de estudio durante 1987 a 1995, queda entre los valores citados por Dodd (1988) para las tortugas de Florida (peso = 2.34 [largo] – 2.61, n = 33) y para las tortugas en Sudáfrica (peso = 1,64 [largo] – 1,23, n = 33).

Según Carr y Goodman (1970) las tortugas verdes que anidan en el Atlántico sur son notablemente más largas que las tortugas que anidan en el Caribe. Posteriormente, Van Buskirk y Crowder (1994) mencionan lo contrario, que las poblaciones de tortugas en el Caribe son más largas. Estos autores sugieren que la diferencia en el tamaño corporal en las poblaciones puede deberse a diferencias nutritivas e indican que las tasas de crecimiento de *Chelonia mydas* juveniles son altas en el área del Caribe. Sin embargo, no siempre coinciden las altas áreas productivas en el océano con las tortugas grandes, por lo que deben considerarse otros factores.

6.6 Tamaño de la nidada

El tamaño promedio de la nidada fue de 112 huevos (rango: 103–117) para la población de tortuga caguama en Quintana Roo. NMFS-SEFSC (2009) incluye este valor promedio para el Gran Caribe con las demás subpoblaciones de tortugas evaluadas: norte de Estados Unidos con un promedio de 119 huevos (107–125), Península de Florida con 112 huevos (95-117), norte del Golfo de México con 100 huevos (89-112), Dry tortugas 102 (96-105) y Atlántico norte occidental con un promedio de 109 huevos, con un mínimo de 89 huevos y un máximo de 125 huevos por nido, coincidiendo con los datos recopilados en la región por Zurita *et al.* (1993b) García *et al.* (1991) y García y Golubob (1992) en Punta Pájaros en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. Estos valores están dentro del intervalo de promedios (100 a 149 huevos por nido) citado por Dodd (1988) para las poblaciones de *Caretta* del Atlántico. Aunque Batistotte *et al.* (2003) indican que en Brasil obtuvieron un promedio de 120 huevos por nido, con un rango de 50 a 214 huevos, ellos excluyeron los nidos con menos de 50 huevos.

El promedio del tamaño de la nidada fue de 120 huevos por nido de tortuga verde en la zona de estudio durante 1987 a 1995; este valor es intermedio entre los promedios de 98 a 158 huevos por nido en la Península de Yucatán citados por

Frazier (1993a) y de 65 a 138 huevos en diferentes sitios en el mundo citados por Dodd (1998). El máximo número de huevos en un nido fue de 204 en la zona de estudio, sobrepasando a los 184 huevos por nido registrado en Tortuguero, Costa Rica (Bjorndal y Carr, 1989).

La variación anual en el tamaño de la nidada de la tortuga caguama es de 114 huevos promedio por nido en años bajos y un promedio de 128 huevos en años altos, en un estudio de 19 años en Little Cumberland Island, Georgia (Frazer y Richardson, 1985a). En la zona de estudio, el promedio de huevos en años bajos fue de 107 y en años altos fue de 115 huevos por nido de tortuga caguama durante el periodo 1987 a 1995. Bjorndal y Carr (1989) obtienen diferencias significativas entre el tamaño promedio de la nidada de *Chelonia mydas* en 13 años de estudio en Tortuguero, Costa Rica. En el presente estudio, el tamaño de la nidada de la tortuga verde en los primeros tres años de muestreo (1987 a 1989) fue significativamente menor que en los sucesivos años. Además, el valor máximo en el tamaño de la nidada coincidió con el incremento en el número de nidadas en la temporada de 1990.

El tamaño de la nidada de tortuga caguama no varió significativamente a través de la temporada de anidación, aunque en la última nidada fue significativamente más pequeña que la primera (Frazer y Richardson, 1985a). Los resultados en el presente estudio (1987–1995) confirmaron lo anterior para la temporada 1993 y 1995, cuyos valores del tamaño de las nidadas decrecieron en el intervalo del 22 de julio. Sin embargo, para la temporada 1992 y 1994 no se encontró variación, quizá debido a la eficiencia en la captura de las tortugas, o nos indica que las nidadas fueron independientes de cada evento reproductivo a escala poblacional.

Bjorndal y Carr (1989) indican que las nidadas de tortuga verde depositadas durante los dos primeros intervalos (24 de junio a 24 de julio) son significativamente más pequeñas que las depositadas en el último intervalo. Los resultados para las temporadas 1994 y 1995 en las principales playas de Quintana Roo, coincidieron con el comportamiento en la disminución del tamaño de nidada en Costa Rica, pero difiere con el intervalo. Esto quizá se deba a que difieran en los meses que alcanzan la mayor actividad de anidación para cada colonia de tortugas. Además,

el tamaño de la nidada de las tortugas neófitas fue menor que las depositadas por las tortugas remigrantes en la zona de estudio, coincidiendo con lo citado por Bjorndal y Carr (1989) para la colonia de tortugas que anida en Tortuguero, Costa Rica.

Las determinantes en el tamaño de las nidadas son muchas y complejas, y nuestro entendimiento de los factores involucrados ha mejorado poco desde que Carr (1967) enumeró los factores que pudieran actuar para incrementar o decrecer el tamaño de la nidada sobre el tiempo evolutivo (Bjorndal y Carr, 1989). El tamaño de la nidada debe estar limitado por la capacidad de la cavidad del cuerpo de la hembra o por el volumen de la cavidad del nido, éste en cambio está determinado por el tamaño de las aletas posteriores (Carr *et al.*, 1978; Bjorndal y Carr, 1989). Entre otros factores, deben influir los costos de nutrición, el tiempo de incubación y el tiempo entre nidadas depositadas. Tiene que haber un límite mínimo y óptimo en el tamaño de la nidada, dado que una hembra de tortuga marina encuentra un riesgo en el recorrido del mar al nido (Stancyk, 1982); la selección natural debería favorecer nidadas grandes para que el número de viajes sea minimizado (Frazer y Richardson, 1985a; Bjorndal y Carr, 1989). Sin embargo, cada nidada tiene la probabilidad de ser destruida por depredadores o factores abióticos (Whitmore y Dutton, 1985; Eckert y Eckert, 1990); la selección podría favorecer a individuos que no depositan todos sus huevos en una nidada grande, debido a que existe la probabilidad de que la capacidad reproductiva de una temporada completa sea destruida por un evento (Frazer y Richardson, 1986).

El número de huevos por nido y el tamaño corporal de la tortuga caguama y tortuga verde tienen valores intermedios, comparado con las demás especies de tortugas marinas (Van Buskirk y Crowder, 1994). Frazer y Richardson (1985b) encuentran una baja correlación entre la longitud de las hembras de *Caretta caretta* y el tamaño de la nidada en Little Cumberland Island, Georgia. También, Bjorndal y Carr (1989) indican una correlación pero explican que es una pequeña porción de la variabilidad del tamaño de la nidada por la longitud de la tortuga verde en Tortuguero, Costa Rica. Para *Caretta* y *Chelonia* que anidan en la zona de estudio, las tortugas más largas depositaron nidadas ligeramente más grandes. Los datos revisados por Buskirk y Crowder (1994) confirman la relación entre el largo del

caparazón y el tamaño de la nidada para todas las especies de tortuga marina. Además, sugieren una explicación alternativa: las tortugas del área han tenido mayor experiencia con la depredación de huevos, entonces la respuesta a tal presión de depredación fue favorecer a hembras grandes que puedan depositar un mayor número de huevos.

6.7 Frecuencia de anidación

Para *Caretta caretta* se obtuvo un promedio de 2.45 anidaciones por tortuga en las principales playas durante 1996 a 2006, con un promedio mínimo de 2.07 y un máximo de 2.61 anidaciones; esto con una eficiencia en la captura de tortugas de 75% a 87% hasta 1999 y más del 90% en 2000 (Zurita, 2007). Frazer y Richardson (1985b) encontraron diferencias significativas entre la frecuencia de anidación promedio anual de *Caretta*, desde 2.7 a 3.42 en un estudio de 19 años en Little Cumberland Island, Georgia. Los mismos autores en otro documento (1986) señalan que interceptaron a las tortugas anidando para identificar el 90% de todas las nidadas en la isla. Van Buskirk y Crowder (1994) enlistan cuatro sitios con valores promedio desde 2.9 nidadas en Little Cumberland Island, Georgia y un máximo de 3.98 nidadas por tortuga en Tongaland, Sudáfrica. Schroeder *et al.* (2003) enlistan 11 estudios de frecuencia de anidación con valores promedios de 1.10 a 4.21 nidos. El uso de tecnología satelital para rastrear tortugas indica una frecuencia promedio de 4.5 a 5.3 nidos por tortuga caguama (Tucker, 2010; Richards *et al.*, 2011).

El número de anidaciones de *Chelonia mydas* fue de 1 a 8 veces dentro de una temporada reproductiva en este estudio, coincidiendo con lo registrado por Dodd (1997) para esta especie en el Atlántico. Hendrickson (1958) registró una tortuga verde que anidó 11 veces en una temporada en Malasia.

En el periodo de 1987 a 2000, se obtuvo un intervalo de 1 a 8 anidaciones (n=1070) de tortuga verde; con una eficiencia en la captura de tortugas de 89% a 95% se registró un valor promedio de 2.61 ± 1.58 anidaciones.

Este registro es menor al valor de la población de tortuga verde que anida en Tortuguero, Costa Rica (Bjorndal y Carr, 1989). Van Buskirk y Crowder (1994)

indican valores promedio de 1.8 anidaciones por hembra en Hawái (Balazs, 1980) a 4.5 en Heron Island, Australia. También, Shultz (1975) señala 2.9 anidaciones promedio de la tortuga verde en Surinam. Sin embargo, estos autores no indican la eficiencia en la captura de tortugas en la playa.

Turker (1989) señala un notable contraste en la frecuencia de anidación de la tortuga laúd en las temporadas, con diferentes grados de captura de tortugas en Puerto Rico. Este contraste en los valores de la frecuencia de anidación y la captura de tortugas *Caretta* y *Chelonia* se notó a través de los años de muestreo en el área de estudio. Por lo cual sólo se consideraron los valores con mayor eficiencia en la captura de los ejemplares en la playa.

La frecuencia de anidación de las tortugas marinas en las diferentes temporadas pudiera estar subestimada, debido a la disparidad metodológica, influyendo si: a) la tortuga anidó antes o después de que los vigilantes hicieron el recorrido de la playa; b) la tortuga no fue observada por el equipo de marcado en la noche; c) la tortuga anidó en otra playa que no estaba patrullada; d) las tortugas fueron capturadas fuera de la costa de Quintana Roo (Zurita *et al.*, 1994b); e) las tortugas fueron capturas y retenidas, como lo realizado por el personal del CRIP en Isla Mujeres. Este programa consiste en capturar hembras grávidas y colocarlas en corrales especiales a la orilla del mar; las tortugas desovan en una playa artificial (Zurita, 1985; Fernández–Marthen *et al.*, 2000). Sin embargo, algunas de estas tortugas habían sido marcadas previamente en las playas del área de estudio; f) la pérdida de marca es enorme (Hughe, 1981); y g) hay falta de control de las marcas e intercambio de información entre los diferentes programas de marcado en la región (Zurita *et al.*, 1997).

En varios estudios sobre anidaciones se ha observado que muchas tortugas anidan solamente una vez. En las principales playas de anidación de Quintana Roo, se encontró que el 53.5% de *Caretta caretta* y 43.9% de *Chelonia mydas* del total de hembras registradas en todos los años anidaron una vez, aunque este valor varió por temporadas porque el esfuerzo en patrullaje no fue consistente en todos los años. En las otras playas de la zona de estudio, la cantidad de tortugas que aparentemente anidan una sola vez, fue mayor debido a los escasos recorridos

realizados. Mortimer y Carr (1987) indican que más de la mitad de las tortugas verdes anidaron en una ocasión en isla Ascensión; 28% en isla Aves, Venezuela (Solé y Medina, 1989); 20% en Tortuguero, Costa Rica (Carr *et al.*, 1978); 15% en 1991 y 34% en 1992 en Melborn Beach, Fl. (Johnson, 1994). Cook (1994) indica que 53% de las tortugas caguamas anidan una sola vez en Bald Head Island, Carolina del Norte. Estos estudios no presentan datos de la eficiencia en la captura de las tortugas en las playas.

En este estudio se encontró que 14.4% de *Caretta caretta* y 16.5% de *Chelonia mydas* que subieron a la playa no anidaron. Estos valores decrecen en los años que se obtuvo mayor eficiencia en la captura de tortugas. Prezas (1991) indica que las tortugas caguama hicieron una salida a la playa antes que tuvieran éxito al anidar, en el área de estudio durante las temporadas 1987 y 1988. La mayoría de las tortugas que no tienen éxito al anidar en su salida regresan en la misma noche, o noches posteriores, para realizar otro intento, ya sea en la misma playa o en otra (Dodd, 1988 y 1997).

Richardson (1982) indicó que hay diferencias demográficas entre las tortugas caguamas neófitas y las tortugas remigrantes. En el área de estudio se encontró que existen diferencias significativas en la frecuencia de anidación promedio de *Caretta caretta*, 2.68 anidaciones por temporada para las tortugas remigrantes y 2.21 anidaciones para las tortugas neófitas. Las tortugas neófitas registraron pocas nidadas o menor frecuencia de anidación que las tortugas remigrantes. Tucker (1989) señaló que las tortugas remigrantes son más fáciles de evaluar debido a que tienen una alta fidelidad al sitio de anidación y regresan con mayor frecuencia para anidar que las tortugas neófitas. Además, lo importante es señalar que las remigrantes debieron ser clasificadas como neófitas si anidaron en las playas que no habían sido patrulladas.

Tucker (1989) registra una correlación positiva entre el tamaño de las hembras y la frecuencia de anidación de la tortuga laúd en Puerto Rico; sin embargo, los resultados en esta investigación no soportaron esta correlación para *Chelonia mydas* y *Caretta caretta*, ya que no hay incremento significativo en el tamaño de las hembras (prueba de t). Frazer y Richardson (1986) mencionan que la frecuencia de

anidación no está correlacionada con el tamaño corporal de *Caretta* en isla Little Cumberland, Georgia, porque la frecuencia de anidación puede variar debido a la disponibilidad de los recursos y la adquisición de energía.

El tamaño de la nidada varió en los individuos de *Caretta* y *Chelonia* durante la temporada de anidación en la zona de estudio. Para ambas especies el tamaño de la nidada fue ligeramente mayor después de la segunda anidación. Este comportamiento coincide con el de las tortugas verdes en isla de Ascensión (Mortimer y Carr, 1987) y con las tortugas verdes en Tortuguero, Costa Rica (Bjorndal y Carr, 1989). Tucker (1989) señala la declinación en el tamaño de la nidada después de la sexta anidación en la tortuga laúd.

6.8 Intervalos de reanidación

El intervalo más frecuente entre una anidación y la siguiente para la tortuga caguama fue 13 días en la zona de estudio, durante 1987 a 1995, coincidiendo con lo registrado por Frazer y Richardson (1985b) en Cumberland Island. Para *Chelonia mydas* se encontró un intervalo común de 10 días en este estudio, que coincide con el intervalo de 10 a 15 días en diferentes sitios de anidación citado por Hirth (1971, 1980). Además, Solé y Medina (1989) indican un intervalo de 11 días para la tortuga verde en Isla Aves, Venezuela. Johnson (1994) señala que los intervalos de las tortugas verdes van desde 2 a 57 días, la frecuencia que domina está entre 10 a 17 días con un promedio de 13 días en Melbour Beach, Florida.

En ambas especies se encontraron ejemplares que anidaron dos veces en una noche o que regresaron a la noche siguiente en la zona de estudio; quizá fueron perturbadas en su proceso de anidación, ya que todas regresaron a la siguiente anidación en el tiempo estimado de intervalos de anidación. También se encontraron grupos de intervalo entre 24 y 35 días aproximadamente; quizá representen eventos de la primera o segunda anidación de las tortugas que no se observaron.

Tucker (1989) indica una tendencia negativa en el número de días entre una anidación y la siguiente en la tortuga laúd en Puerto Rico. En *Caretta caretta* y *Chelonia mydas* no se encontró esta tendencia en la zona de estudio. La diferencia

en el intervalo de días de anidación en las temporadas, se debió probablemente a la discrepancia en la captura de tortugas en la playa por temporada, ya que los intervalos que predominan fueron los de las temporadas con mayor porcentaje de eficiencia en la captura de tortugas.

Tucker (1989) y Johnson (1994) indican que los individuos de laúd y tortuga verde, respectivamente, no siguen una regular calendarización entre nidadas, pero que varía el intervalo. Tucker (1989) menciona que el decrecimiento en el número de días está relacionado con el incremento en la temperatura del agua. La heterogeneidad de los individuos de tortuga laúd es expresada en algunas hembras que tuvieron intervalos de anidación más prolongados que otras tortugas. Este tipo de análisis debe incluirse para *Caretta* y *Chelonia* para futuros estudios en la zona, debido a la diferencia de intervalo de días que se registran en las temporadas, considerando que la eficiencia en captura de animales en la playa es alta. Según Fuentes *et al.* (2011), el incremento de la temperatura del mar tendrá repercusiones en el comportamiento de las tortugas anidadoras.

Potkin *et al.* (1997) indica que el tiempo relativo de ovulación a ovoposición es similar para la tortuga golfina y verde, pero la golfina anida cada 28 días y la verde cada 14 días; la diferencia es que la tortuga golfina puede retener más tiempo los huevos en el oviducto. Los mismos autores observaron que esta especie postergó la ovoposición hasta por 63 días en respuesta a un periodo de fuertes lluvias en la playa de Nancite, Costa Rica.

6.9 Intervalo de remigración

El intervalo promedio de remigración de la tortuga caguama fue 2.65 años y para la tortuga verde fue de 2.67 en el área de estudio. NMFS-SEFSC (2009) enlistan cinco sitios (incluyendo Quintana Roo) con los intervalos de remigración de las tortugas caguamas: en la Península de Florida (2.70), Little Cumberland (2.70), Nassaw (2.85) y Carolina del Norte (2.82). El intervalo más común para estos sitios fue de 2 a 3 años. Además, Shroeder *et al.* (2003) enlistan otros cinco estudios, donde varía el intervalo promedio de remigración desde 2.54 a 3.69, con rangos desde 1 a 15 años. Bjorndal (1980) indicó que el porcentaje de remigrantes de

tortuga verde encontradas cada año varió desde 10% a 37.5% en un estudio efectuado desde 1967 a 1978 en Tortuguero, Costa Rica.

El intervalo más común en la remigración de *Caretta caretta* y *Chelonia mydas* fue 2 y 3 años en las principales playas de anidación en Quintana Roo. Estos resultados coinciden con los citados por Dodd (1988) para las tortugas caguama que anidan en Florida, Georgia (USA) y Queensland (Australia). Además, coinciden con los valores reportados para las tortugas verdes en Surinam, Melbourne Beach, Hawái (Buskirk y Crowder, 1994) y en Isla Aves (Solé y Medina, 1989). Aunque un registro histórico de marcado durante cuatro años es suficiente para cuantificar niveles absolutos de reclutamiento de las tortugas neófitas y el potencial reproductivo de *Chelonia mydas* (Wood y Wood, 1980; Bjorndal y Carr, 1989), Limpus *et al.* (1994) indican que las remigraciones de la tortuga verde en la Isla Heron en Australia, pueden prolongarse por más de cinco años. Tanto *Caretta* y *Chelonia* regresaron a anidar en años consecutivos en la zona de estudio. Este comportamiento en el regreso de las tortugas se ha encontrado en Surinam (Shulz, 1975) y Tortuguero, Costa Rica (Carr *et al.*, 1978). Pero en isla Ascensión ninguna tortuga anida en años consecutivos (Mortimer y Carr, 1987).

La “modulación” en el modelo reproductivo entre las tortugas es atribuida a las variaciones de las condiciones ecológicas dentro del área de alimentación de las tortugas verdes (Carr y Carr, 1970; Bjorndal y Carr, 1989). En condiciones ideales, uno debería esperar que los animales se reprodujeran regularmente (Bjorndal, 1982). En años en los que las condiciones no son favorables, los individuos no tienen la posibilidad de acumular suficiente energía necesaria para producir huevos y, principalmente, posponer la migración por uno o dos años. Como resultado de una dieta herbívora, las tortugas verdes que se alimentan en el Caribe están limitadas con un esfuerzo reproductivo anual relativamente bajo (Bjorndal, 1982; Bjorndal y Carr, 1989). Recientemente, los procesos climáticos han demostrado influir en intervalos de retorno de anidación de tortugas marinas (Solow *et al.*, 2002; Saba *et al.*, 2007; Mazaris *et al.*, 2009).

Intervalos de retorno a las playas de anidación pueden variar dentro y entre poblaciones, y puedan estar vinculados al éxito de forrajeo. En caguamas, los

intervalos de retorno son más cortos para los individuos alimentándose en hábitats neríticos que en ambientes oceánicos, probablemente reflejando la mayor disponibilidad de presas en hábitats neríticos (Hatase y Tsukamoto, 2008). En Tortuguero, Costa Rica, las tortugas verdes muestran intervalos más cortos del retorno de otras poblaciones, lo que podría reflejar mayores oportunidades de forrajeo, distancias más cortas entre áreas de anidación y zonas de alimentación, o las condiciones ambientales más favorables (Troëng y Chaloupka, 2007).

Se encontraron diferencias en el tamaño de la nidada de *Caretta caretta* y *Chelonia mydas*, a través de los intervalos de remigración. Los datos para la tortuga verde coinciden con lo citado por Bjorndal y Carr (1989) para esta especie en Tortuguero, Costa Rica, ya que este aumento en el potencial reproductivo resulta más por el incremento en la frecuencia de anidación que por un incremento en el tamaño de la nidada.

Las tortugas caguamas y tortugas verdes presentan una alta fidelidad al sitio de anidación (Miller, 1996; Miller *et al.*, 2003). Las tortugas marinas presentaron una gran fidelidad en la zona de estudio. El 47.67% de las tortugas caguama y 70.23% de las tortugas verdes regresaron a anidar a la misma playa donde fueron marcadas en el periodo 1987 a 1995. Mientras que el resto de las tortugas, por lo menos en uno de sus regresos, utilizó otra playa, regularmente fue la playa colindante. Las playas están separadas desde 500 m hasta varios kilómetros, pero también difieren en extensión de 100 m a 5.5 km, por lo cual el regreso de la tortuga entre una anidación a la siguiente puede diferir en algunos metros en la misma playa o, en su caso, la dispersión puede ser a lo largo de la costa (por ejemplo, Isla Cozumel a 50 km). Por lo tanto, las medidas de conservación deben aplicarse para cada playa, pero también deben integrarse a un solo plan de recuperación para las tortugas y su hábitat de anidación en el estado, debido a la amenaza que representa la expansión de la industria del turismo en toda la costa de Quintana Roo (Zurita *et al.*, 1993b).

Talbert *et al.* (1994) indican que *Caretta* en Carolina del Sur puede anidar en playas separadas entre sí hasta por 5 km durante la temporada. Schroeder *et al.*, (2003) enlistan la distancia promedio entre los sitios de anidación de la tortuga caguama a

nivel individual en cinco sitios en el mundo, tanto entre temporadas como en una temporada, que van de 0.38 km a 17.48 km promedio, con un mínimo de 0 km y un máximo de 95.2 km. Hopkins y Richardson (1984) indican que las tortugas caguama en Florida restringen sus actividades de anidación a unos pocos kilómetros dentro de la playa de anidación de las tortugas verdes. En Australia las tortugas verdes pueden utilizar otra playa que esté a 60 km de distancia en temporadas diferentes (Limpus *et al.*, 1994).

Varios autores han evaluado la fidelidad al sitio de anidación de la tortuga verde, pero difieren en las características geográficas: cuando el sitio consiste en una isla solitaria en el océano, la remigración de la tortuga resulta una obligación; en esa situación aislada, por ejemplo, la tortuga verde demuestra una afinidad a una sección de la playa en Isla Ascensión (Mortimer y Portier, 1989). Cuando una colonia de tortugas anida en un archipiélago, éstas anidan en la misma isla utilizada en años anteriores o en la misma temporada (Balzs, 1983). En el caso de un área lineal de anidación, las tortugas anidan dentro y entre temporadas a zonas no distantes previamente registradas (Carr *et al.*, 1978; Hopkins y Richardson, 1984).

Los desplazamientos de *Caretta caretta* y *Chelonia mydas* que anidan en Quintana Roo han sido documentados por Zurita *et al.* (1994b) y Encalada *et al.* (1999), basándose en los estudios de captura y recaptura de tortugas con marcas convencionales y marcadores genéticos. Con marcadores genéticos de estas colonias de caguama han sido encontrados en la costa noreste de Estados Unidos 16%-18% (Bowen, 2000), Azores y Maderas 3% y 5%, respectivamente (Bolten *et al.*, 1998) y en el Mediterráneo, sur de Italia 1% (Maffucci *et al.*, 2006). Además, las marcas convencionales de acero monel han permitido identificar a las tortugas en áreas de alimentación en las costas de Cuba y Honduras (Zurita *et al.*, 1994b; Moncada *et al.*, 2006; Moncada *et al.*, 2010). Ejemplares de *Chelonia* se han identificado con marcadores moleculares en las costas del este de Estados Unidos y en Barbados (Luke *et al.* 2004). Las marcas metálicas han permitido identificar a tortugas juveniles y subadultos en Cuba, Guatemala, Honduras, Nicaragua y Panamá (DEPC, 2010b).

Estas evidencias demuestran, claramente, que las poblaciones de tortugas marinas que anidan en Quintana Roo contribuyen al ecosistema marino a través de las aguas europeas y del Atlántico norte. Desde esta perspectiva, debemos implementar planes en el ámbito internacional, sin perder de vista que la pérdida de hábitat de anidación para estas especies en Quintana Roo podría traer repercusiones a gran escala geográfica (Encalada *et al.* 1999).

6.10 Manejo de las nidadas

A falta de estudios para apreciar los hábitats que ocupan las tortugas marinas en las diferentes etapas de su ciclo de vida, debemos mejorar las prácticas de conservación, protegiendo a las hembras anidadoras, sus huevos e incrementando las tasas de producción de crías en las playas. No obstante que la Península de Yucatán se caracteriza como una región en la que ha habido muchos programas de conservación de tortugas marinas, Frazier (1993a) evaluó el manejo de nidos y en varios casos cuestiona si el trabajo de los campamentos está realmente ayudando a las tortugas o perjudicándolas, a costa de mantener símbolos de conservacionistas e instituciones.

En la zona de estudio se protegió el 68.99% de las nidadas de tortuga caguama durante el periodo 1987 a 1995 y 71.40% durante el periodo 1996 a 2012. Para el resto de los nidos, al 31% y 28.60% respectivamente para cada periodo, no se le pudo dar seguimiento hasta la emergencia de las crías, debido a que se registraron nidos saqueados, inundados, depredados, destruidos por otra tortuga y nidos con información no analizada. En el caso de *Chelonia*, se protegieron 56.62% de los nidos en el primer periodo y para el segundo periodo (1996 a 2012) varió el porcentaje promedio de nidos perdidos desde 8.05% a 74.69%, aunque en este periodo no hubo relación del porcentaje de nidadas perdidas con los años, pero sí con el número de nidos y los años. Posiblemente, esto se deba al incremento de anidaciones para la especie en la región. Además, esta variación en el porcentaje anual de pérdida de nidadas se nota claramente con cada factor que influyó en cada temporada, debido a que durante el período de incubación varios factores

bióticos y abióticos influyen en el éxito de eclosión de los huevos en la zona de estudio.

6.10.1 Nidos inundados

Las mareas extraordinarias tienen un impacto adverso en la producción de crías durante la temporada de anidación, ya que erosionan las playas de anidación (Whitmore y Dutton, 1985). Milton *et al.* (1994) indican que falta tomar datos sobre los efectos inmediatos que ocasionan los huracanes sobre los adultos y las playas de anidación; la mortandad de huevos puede llegar hasta 100%. Ross (2005) indica que en 1977 en la isla de Masirah, Oman se perdió 43% de los nidos de caguama al paso de un huracán que representa 276 toneladas métricas de huevos aproximadamente.

Las mareas, inundación, erosión y excesos de lluvias ocasionaron la pérdida total de 8.19% de las nidadas de *Caretta caretta* y 13.77% de las nidadas de *Chelonia mydas* en la zona de estudio durante 1987-1995. La pérdida de nidadas por inundación alcanzó los valores más altos (26.99% y 81.36 %, respectivamente para *Caretta* y *Chelonia*) en una temporada reproductiva, debido a los efectos del huracán Gilberto en 1988 en la costa de Quintana Roo. Además, se perdieron 53 nidadas de tortuga verde (16% del total de nidadas) y 37 nidadas de caguama (1.6%) por los efectos de los huracanes Paulina y Roxana en 1995. Zurita y Miranda (1993) indican que la depresión Diana ocasionó pérdidas de 10% de nidadas de tortuga verde y 9% de nidadas de caguama en la Isla Cozumel en 1990. Los cambios en las playas por marea, viento y lluvias causaron la pérdida del 6.15% en Punta Pájaros en la RBSK en la temporada 1992 (García y Golubov, 1992).

En el periodo 1996 a 2012, el porcentaje promedio de nidos inundados de tortugas verdes presenta un rango amplio de 0% a 70.30% a través de los años, pero su relación no es estadísticamente significativa. Tampoco existe una relación con el número de nidos inundados y el año de muestreo; las temporadas con mayor proporción de nidos inundados fueron en 2005 con 46%, 2007 con 70.3% (DEPC, 2011b) y 2012 con 25.2%. Cabe señalar que esto coincide con los efectos que ocasionaron algunos huracanes por su travesía en la región. La pérdida de nidadas

de tortuga caguama por inundación llegó al 72.32% (635 nidos) en el litoral central por los efectos de los huracanes Wilma y Emily en el 2005, el huracán Dean destruyó 456 nidos (39.24% del total de nidadas) en el año 2007 (DEPC, 2010a) y Ernesto en el 2012 (FFCM, 2013). Los eventos ambientales deben acumular una pérdida significativa en el esfuerzo reproductivo de las tortugas en una temporada pero no limita la producción de crías (Shultz, 1975).

Si comparamos el número de nidos totales inundados en los dos periodos, en el primero fue un total de 919 nidos y en el segundo más de 10,000 nidos inundados. Podría decirse que los impactos del cambio climático a las tortugas marinas son más perceptibles durante su fase reproductiva terrestre (puesta de huevos, incubación de los huevos y éxito de eclosión) porque existen evidencias relativamente claras en los efectos por el aumento de la temperatura, nivel de mar y el incremento de las actividades ciclónicas en sitios de anidación y reproducción (Fuentes *et al.*, 2011, 2012).

Simulaciones de la vulnerabilidad de la zona costera en el Caribe mexicano ante el cambio climático, son descritas por Caetano *et al.* (2010) por el aumento del nivel de mar, mayor impacto para la zona de Punta Allen. Marquez y Jimenez (2010) enlista una serie de posibles impactos a las tortugas marinas en la región.

La erosión de las playas puede limitar la disponibilidad de áreas para la anidación y puede destruir completamente las nidadas. Los cambios en la morfología de las playas de anidación en Isla Contoy han sido señalados por Duran (1986) y González-Malpica y Pérez-Vázquez (1995), y los cambios de pendiente en la playa de Punta Pájaros en la RBSK en la temporada de 1992 por Golubov (1994). Castañeda (1994) reporta la erosión de las playas en Kantzul, Cahpechen y Lirios por zonas, cuyos sitios inundados están relacionados con la pendiente baja. La erosión puede estar acelerada por la actividad humana a través de los desarrollos y actividades en la costa (Magnuson *et al.*, 1990). Tal como se observa en las playas de Cancún y Playa del Carmen, en ocasiones el agua de mar llega a los hoteles; Márquez- García *et al.* (2006) notaron un incremento en la erosión en las playas del municipio de Solidaridad. Zurita *et al.* (1993b) indican que los efectos

meteorológicos no se comparan con la presión ejercida sobre el hábitat de las tortugas por la actividad turística en Quintana Roo.

6.10.2 Nidos saqueados

El mayor número de nidadas saqueadas de tortuga caguama y verde en la zona de estudio se encontraron en las playas de la RBSK (Gil, 1988, 1991; Viveros, 1991; Prezas, 1991; Castañeda, 1994, Ríos, 1996, Arenas *et al.*, 2002, Torres *et al.*, 2003; FFCM, 2010). Golubov (1994) indica que la depredación de las nidadas representó el 18% del total en Punta Pájaros en la RBSK en 1991; también existe saqueo en la zona sur de la RBSK (Espinosa, 1990; Barrios, 1991, 1992; Zurita *et al.*, 1991c). Uno de los principales problemas en la RBSK es el poco personal de vigilancia para su gran extensión (Salazar y González, 1992). Zurita *et al.* (1990) y FFCM (2011) indican saqueo en la playa Tankah, límite del Parque Nacional Tulum; además, hay saqueo de nidadas y tortugas destazadas en las playas de la reserva ecológica de Isla Cozumel (Espinosa, 1992; Zurita y Miranda, 1993). En Isla Holbox, Gil *et al.* (1993) señalan saqueo de nidadas de carey y ejemplares juveniles.

Una de las maneras de mejorar la conservación de las tortugas marinas es involucrar a la comunidad, residentes de la zona costera y autoridades de los tres niveles de gobierno (municipal, estatal y federal) para comprometerse en el cuidado del recurso. Por ejemplo, en Isla Cozumel se creó un Comité de Protección a la Tortuga (Zurita y Miranda, 1993). Los mismos autores, en 1992, analizan los resultados tanto del programa de protección como el de educación ambiental. Los primeros resultados contribuyeron a la disminución del sacrificio de hembras y del saqueo de las nidadas pero con baja producción de crías por el traslado de las nidadas. En la siguiente temporada, Espinosa (1992) indica mayor pérdida de nidadas por depredación y se incrementa el extravío de estacas enumeradas en las nidadas por la actividad turística en la playa. Actualmente, la organización del Comité prosigue y deja mayor número de nidadas *in situ* para incrementar el reclutamiento de crías.

El CPTMQROO tiene 14 años que se fundó, sus integrantes se reúnen periódicamente durante la temporada de anidación para detectar las anomalías en la

conservación de tortugas marinas. Recientemente, DEPC (2011a, b) sintetizan las acciones de los programas educativos en Quintana Roo y reconocen la amenaza de esta captura ilegal de tortugas y el saqueo de nidadas para las dos especies. En el presente estudio, se muestra que los valores del porcentaje de nidos saqueados de tortuga verde decrecen con los años de muestreo. Los valores van desde 5.79% en 1996 a 0.84% en el 2012, con un valor mínimo de 0.45% en el 2005. Esta relación es estadísticamente significativa. En cambio, no se encontró relación significativa entre el número de nidos saqueados con los años de muestreo (considerando que existe un incremento anual en las anidaciones de la especie). La suma total de nidos saqueados fue de 547 en 17 años de protección. Por esto, podemos indicar que tanto los programas de protección como de educación ambiental que se llevan a cabo en el litoral central, están dando resultados positivos para disminuir el saqueo de huevos.

6.10.3 Nidos depredados

Otro factor biótico que influyó en la incubación de los huevos en la zona de estudio fue la depredación por animales, la cual ocasionó pérdidas totales de 2.4% para las nidadas de tortuga caguama y 2.04% para las nidadas de tortuga verde durante 1987 a 1995. Además, 3.30% (2,149 nidos) para la tortuga verde en el periodo 1996 a 2012, donde se encontró que hay una relación positiva con el número de nidos depredados con los años. Esta depredación fue hecha principalmente por perros y mapaches (*Procyon lotor*) pero difiere en temporadas y playas (Gil, 1988; Zurita *et al.* 1992a, 1993a). FFCM (2011) indica que se perdieron 188 nidos en el Santuario de la Tortuga Marina X'cacel-X'cacelito, principalmente por mapaches. Espinosa (1992) señala que el 20% de las nidadas se perdieron por depredación por perros en Isla Cozumel. Posteriormente, realizaron una campaña para erradicar perros que afectan a las tortugas y a la fauna de la reserva (Espinosa, 1992; Zurita y Miranda, 1993). Este tipo de campañas debe implementarse en el litoral central y un programa para regular la población de mapaches en X'cacel. George *et al.* (1994) registraron 65% de depredación por mapaches y 10% por cerdos abandonados que depredaron los nidos de tortuga caguama en Cabo Cañaveral, Florida en 1985. Otro depredador de huevos de tortuga es el cangrejo fantasma *Ocypodes quadrata* en las playas de la costa central de Quintana Roo (Gil *et al.*, 1988). Aunque no se ha evaluado la

destrucción de huevos por este crustáceo, en ocasiones invaden los corrales de incubación, ya que la mayor concentración de cangrejos se presenta en julio y agosto (Zurita *et al.*, 1990). Will y Green (1971) señalan que los cangrejos destruyeron 12% de los huevos por nido en Florida.

6.10.4 Nidos destruidos

La destrucción de las nidadas por otras tortugas es mínima en áreas de alta densidad de anidación (Bustard y Tognetti, 1969; Cornelius, 1986). Durante 1987–1995, cinco tortugas caguamas y cuatro tortugas verdes destruyeron nidadas que previamente habían sido depositadas por otras tortugas. Eligio Guzmán, com. pers. (1995) estimó una merma de 3% de las nidadas de tortuga caguama y 2% de la tortuga verde en la playa X'cacel, al dejar una estaca numerada en las nidadas recolectadas y observó la anidación de otra tortuga en los sitios previamente estacados. Esta destrucción fue mayor en nidadas de tortuga caguama por ser la más abundante; ya que la tortuga verde acostumbra realizar varias excavaciones antes de poder encontrar el sitio adecuado para anidar tiene posibilidades de destruir otras nidadas (Prezas, 1991; Viveros, 1991). En el periodo 1996 a 2012 se registró un total de 255 nidos destruidos por otra tortuga, que representa 0.39% del total de nidadas. El porcentaje promedio de nidos destruidos por otra tortuga fluctuó entre 0% a 0.79% y el número de nidos destruidos osciló entre 0 a 66 por año. Aunque ambos valores son pequeños, las relaciones son significativamente positivas con los años de muestreo. Nótese que estos valores son anuales y provienen de todas las playas. Muchas de las playas son de alta densidad de anidaciones, por lo cual estos valores son de interés para analizarlos en las estrategias de dejar una mayor proporción de nidos *in situ* en las playas.

6.10.5 Nidos no analizados

La información perdida sobre el seguimiento del nido hasta la emergencia de las crías varió para cada periodo en la zona de estudio. Para el primer periodo no se analizaron 1,826 nidos (16.27%) de tortuga caguama y 1,127 nidos de tortuga verde (24.33%). En el segundo periodo no se le dio seguimiento a la emergencia de las crías de tortuga verde en 5,229 nidos (8.04%); se incrementa la pérdida de

datos del nido a través de los años pero no existe relación entre la proporción de nidos no analizados con los años. En ambos periodos no se analizaron algunos nidos en las principales playas de anidación en algunas temporadas; esto repercute en los análisis para el seguimiento de las poblaciones anidadoras de *Caretta caretta* y *Chelonia mydas*, con el fin de evaluar el potencial reproductivo y el reclutamiento de las crías.

La información de nidos de *Caretta caretta* y *Chelonia mydas* no analizada, se debe a diferentes causas que consideran la remoción de la estaca en la playa por ocurrencia de turistas o factores ambientales como las mareas, además de la falta de personal (nótese que la temporada de anidación y de emergencia de crías son de mayor extensión). La pérdida de información se puede reducir con apoyo de más personal, tanto de campo como de escritorio, programas de voluntariado, cursos de capacitación, esquematizando la ubicación del nido *in situ* y colocando mejores señalamientos en la playa. Esta pérdida de información complica los registros de la baja producción de crías, por lo cual varios autores recomiendan evaluaciones periódicas a los programas de protección. Se requiere más apoyo económico para mejorar los programas de conservación (Gil, 1993; Rodríguez *et al.*, 1993; Frazier, 1993b).

6.10.6 Temporada de eclosión

La temporada de eclosión de tortuga caguama comienza en la segunda semana de junio y termina en la última semana de octubre en la zona de estudio. La mayor frecuencia de emergencia de crías se registró en agosto, lo cual coincide con la mayor frecuencia de huracanes. Por otro lado, la temporada de eclosión de crías de tortuga verde comienza en la segunda semana de julio y terminó en la última semana de octubre (posiblemente hasta diciembre por la amplitud de la temporada de anidación). La mayor frecuencia de eclosión se registró a finales de agosto (Prezas, 1990, Viveros 1991). Nótese que la temporada de anidación es de mayor extensión, por lo que deducimos que en la actualidad la temporada de eclosión también, pero son escasos los reportes que proporcionan esta información y menos recientemente. Por eso, se recomienda incluir esta información en las evaluaciones de los programas, porque es de interés para comprender la dinámica de la

abundancia y distribución de las anidaciones, además de permitir planificar mejor las actividades de protección.

Las evaluaciones sobre las técnicas de manejo en la península realizadas en 1993 dejaron un precedente para minimizar la manipulación necesaria con las nidadas en las playas. Las evaluaciones de las técnicas de manejo en la península de Yucatán se realizaron con nidos *in situ* y nidadas trasladadas (sin separar si los nidos que se reubicaban en la misma playa o se trasladaban a corrales). Posteriormente, en la reunión de homogenización de datos para las tortugas marinas en Quintana Roo en 2000, ECOSUR propuso el análisis de esas técnicas de manejo de nidadas para todo el Estado (CEA, 2000). En 2006, González-Baca y colegas evaluaron el manejo de las nidadas de tortuga caguama en 35 playas de Quintana Roo, donde encontraron que de los 1,489 nidos analizados el 51% se dejaron *in situ*, 17% fueron reubicados y 32% de las nidadas fueron trasladadas a corrales; en playa Aventura más del 90% de sus nidos fueron trasladados a corrales.

El mover los huevos de tortugas a los corrales de protección reduce el éxito de eclosión por el manejo inadecuado (movimiento excesivo) y la demora de traslado (Limpus *et al.*, 1979). En el área de estudio se encontró una pequeña fracción de huevos rotos, que representa el 0.21% del total de huevos de tortuga caguama y el 0.13% de huevos de tortuga verde, durante el primer periodo. Ehrhart y Whitherington (1987) indican que los huevos rotos pueden ser por las raíces de las plantas en las nidadas *in situ*. Miller (1985) indica que algunos de los cascarones son frágiles por lo que pueden romperse. Talavera (2010) indica que en la evaluación de metales pesados en hembras y crías de tortuga verde, en la playa X'cachel, encontró que los niveles fueron bajos y que en más del 50% de las muestra fueron no detectados pero que sí existe transferencia hacia los huevos y crías. Por esto, se deduce que ese mínimo de huevos rotos se deba más a la manipulación de los huevos trasladados a otro sitio dentro de la misma playa que por efecto de algún contaminante.

6.10.7 Periodo de incubación

Los tiempos promedios de incubación variaron anualmente en la zona de estudio, desde 53 a 60 días en las nidadas de caguama y desde 51 a 58 días para las nidadas de tortuga verde. Las variaciones del tiempo de incubación son ocasionadas por cambios en la temperatura ambiental en las temporadas o por las condiciones de las playas dentro del mismo año de muestreo. Por ejemplo, Miranda y Frazier (1994) indican que la temperatura de los nidos de carey disminuyó durante la temporada de anidación en Isla Holbox, lo cual tiene implicaciones en la proporción de sexos en las crías de la temporada. El sexo de las tortugas está determinado por la temperatura durante el segundo tercio de desarrollo embrionario, produciendo machos a bajas temperaturas (27 °C promedio) y hembras a altas temperaturas (30 °C promedio, Yntema y Mrosovsky, 1982; Merchant, 2000).

Para las dos especies, el periodo de incubación de las nidadas fue significativamente mayor en las nidadas *in situ* que las trasladadas en la zona de estudio. Esta diferencia en las nidadas trasladadas provocó que un mayor número de crías no cerraran adecuadamente el vientre al incorporar el vitelo o que se encontrara mayor número de crías muertas en los nidos de los corrales (Vivero, 1991). Rivas (inédito) en 1984 reporta diferencias en la temperatura del nido con respecto a su ubicación en la playa X´cachel.

También la sombra de los condominios tiene un impacto potencial en la proporción de sexo de los neonatos de tortuga caguama en los nidos ubicados en Boca Ratón, Florida (Mrosovsky *et al.*, 1994). Esto deberá considerarse en los permisos de construcción a lo largo de la costa. En muchas ocasiones construyeron sobre la duna y con tres o más niveles de altura. Por ejemplo, Akumal, Aventuras DIF, Puerto Aventuras, Playa del Carmen y la zona hotelera de Cancún.

6.10.8 Porcentaje de Emergencia

Los valores promedio generales del porcentaje de emergencia de crías de tortugas *Caretta* y *Chelonia*, fueron significativamente mayores en nidadas *in situ* (82% en *Caretta* y 83% en *Chelonia*) que las nidadas trasladadas (70% en *Caretta* y 73% en

Chelonia) en el periodo 1987-1995. Sin embargo, al incluir el valor cero de las nidadas perdidas en el análisis de las nidadas *in situ*, el porcentaje de emergencia disminuyó a 35% y 45.82%, respectivamente, para cada especie. Zurita y Miranda (1992) obtienen 70.3% y 73.4% de emergencia de crías de caguama y verde en el corral de Isla Cozumel; 90% de emergencia en nidadas *in situ* para las dos especies y valores de 55.2% y 30.2% de emergencia *in situ* con nidadas perdidas respectivamente para cada especie en 1991.

Recientemente, el porcentaje de emergencia de crías de tortuga caguama en Quintana Roo fue de 54% (rango 18%-71%) en condiciones naturales. NMFS-SEFSC (2009) incluyen este valor promedio de emergencia para el Gran Caribe con las demás subpoblaciones de tortugas enlistadas: norte de Estados Unidos 71% (47%-80%), Península de Florida con 53% (42%-67%), norte del Golfo de México 50% (11%-70%), Dry Tortugas 54% (27%-69%) y Atlántico norte occidental con promedio de 53% de emergencia, con un mínimo de 11% y un máximo de 80%. Estos valores demográficos de sobrevivencia de la fase de huevo a crías se incluyeron para evaluar las subpoblación de hembras anidadoras del Atlántico.

Esta discrepancia en los valores en el manejo de las nidadas *in situ* en la zona de estudio se puede reducir al eliminar la pérdida de nidadas por saqueo, depredación y reducir la pérdida de nidadas por inundación, con mayor personal y realizar más recorridos en las playas.

González–Baca *et al.* (2006), obtuvieron porcentajes de eclosión (no emergencia) para la tortuga caguama en 35 playas en Quintana Roo; encontraron una diferencia significativa para cada técnica utilizada: en nidadas *in situ* (87%) el porcentaje fue mayor que las nidadas reubicadas (84%) y en corrales (80%) en Quintana Roo. Almeida (2007) indica que utilizó las tres técnicas de manejo en Ipiranga, Brasil, donde el porcentaje de emergencia en nidos *in situ* de tortuga caguama fue de 72.56%, en nidos trasladados a corral 67.27% y en nidos reubicados 60.23%; considera que esa discrepancia significativa en las proporciones de emergencia (más del 10%) pueda considerarse en los planes de recuperación de la población. Sin embargo, en ambos estudios no se incluyeron el número de nidadas perdidas.

Los valores promedio del porcentaje de emergencia de las nidadas *in situ* (sin incluir nidadas perdidas) fueron significativamente mayores que las nidadas trasladadas en la zona de estudio, en el periodo 1987 a 1995. Esta diferencia de 9% a 12.5% de emergencia en las técnicas de manejo de nidadas debe considerarse con precaución, porque existe una mayor diferencia todavía en los corrales de las distintas playas y temporadas. Aviña (1984) indica esta gran diferencia en la tortuga verde en la zona de estudio, registrando valores de emergencia de 86.11% en nidadas *in situ* y 59.22% en nidadas en corrales. Zurita y Miranda (1993) indican 53% de emergencia en 162 nidadas trasladadas y 85.4% en seis nidadas *in situ* en Isla Cozumel.

Los valores bajos en el porcentaje de emergencia de crías en las nidadas trasladadas en la zona de estudio se debieron, quizá, a la instalación de corrales con dimensiones reducidas en los primeros años de muestreo, con resultados no muy alentadores para continuar esa práctica. Los corrales nunca tuvieron estructura por arriba para prever la entrada de fauna (Zurita *et al.*, 1994a).

Hay que enfatizar que en este estudio, en el periodo 1987 a 1995, el trasladar nidadas no significó llevar todas las nidadas a un corral, ya que se trasladaron porque la nidada estaba cerca de la línea de mareas y las playas presentan poca amplitud o porque no tienen protección contra los depredadores y el saqueo (ver Cuadro 1). Sin embargo, hay que considerar que el traslado afectó la producción de crías. Zurita *et al.* (1990) estimaron que menos del 10% de las nidadas en X'cachel estuvieron cerca de la línea de marea en la temporada de 1989. En Akumal, el porcentaje de emergencia de crías en las nidadas *in situ* fue el más bajo de todas las playas en 1995. Quizá el bajo valor se debió al exceso de lluvia o a que las condiciones para la incubación de los huevos en las secciones de la playa de la Media Luna en Akumal no fueron las adecuadas: se registra mayor número de huellas que nidos con huevos.

Otros estudios en el manejo de nidos en la península de Yucatán no incluyen la pérdida de nidadas en el porcentaje de emergencia de crías en las nidadas *in situ*, por lo cual los valores presentados para *Chelonia mydas* en la península en la temporada de 1990 son altos y muy cercanos a los mencionados en este estudio.

Barrios y Canul (1993) registran 81.67% de emergencia de crías en 11 nidos en corral y 87.29% en 9 nidos *in situ* en Chenkan, Campeche. Garduño *et al.* (1993) obtuvieron valores de 97.29% en 74 nidadas dentro del corral en Coloradas-Cuyo, Yucatán. Mientras Carrasco *et al.* (1993) registran 61.4% en 181 nidadas trasladadas a corral, Garduño *et al.* (1993) señalan que 35 nidadas trasladadas y 11 nidadas dejadas *in situ* registraron 62.53% y 88%, respectivamente. Zurita y Miranda (1993) indican que de las 549 nidadas trasladadas a los corrales, obtuvieron 53% de emergencia y en las 6 nidadas *in situ* un 77.9% en Isla Cozumel. Quizá los valores bajos se deban a los efectos de la tormenta tropical Diana. Atencio (1994) obtiene valores de 52.6 % y 52.3% de emergencia de crías de caguama en las temporadas de 1988 y 1992 respectivamente, debido a los efectos de las tormentas que azotaron en la base aérea militar de Englin en Florida.

Otros datos de las poblaciones de Florida, sobre el porcentaje de emergencia de crías de *Caretta caretta* y *Chelonia mydas* citados por Owens (1992) y Johnson (1994) en Melbourne, y Woody *et al.* (1994) en Patrick, consideran intervalos promedio de emergencia de crías en nidadas *in situ*, que van desde 41% a 74.8% para la tortuga verde, y 58.7% a 89% para la caguama. Además, Don (1994) registra 89% de emergencia de crías de verde en Cabo Cañaveral.

Los datos del porcentaje de emergencia de crías de *Caretta caretta* y *Chelonia mydas* en condiciones *in situ* en varios sitios de Florida, van desde 58.7% a 89% para la caguama, y 41% a 89% para la tortuga verde (Owens, 1992; Jonson, 1994, Woody *et al.*, 1994; Don, 1994).

El punto de mayor divergencia en el manejo de las nidadas en la zona de estudio fue la mortandad de crías en los nidos de *Caretta* y *Chelonia* en los corrales. Las nidadas trasladadas de caguama tuvieron una pérdida de 3.5% de crías y 1.8% en los nidos dejados *in situ*. Las nidadas de tortuga verde trasladadas presentaron una pérdida de 4.3% en crías, contra 3.2% en nidos *in situ*. Por lo tanto, estos índices deberán decrecer para tener mayor reclutamiento de crías sanas.

Los huevos de la tortuga caguama y de la tortuga verde que no eclosionaron no fueron examinados en este estudio, debido al gran número de nidadas y de playas

distribuidas a lo largo de la costa. Se requiere de mayor número de personas capaces de identificar minuciosamente las diferencias en los huevos no eclosionados y determinar en qué estadio se detuvo el desarrollo embrionario o la tasa de fertilidad (Miller, 1985). Gil *et al.* (1993) señala que 1.1% fueron huevos que no presentaron signos de desarrollo de embrión en la temporada 1987.

6.11 Crías

Los porcentajes de emergencia de crías son altos en las nidadas *in situ* en las diferentes playas en la zona de estudio. Asimismo, Frazier (1993) indicó este comportamiento para las playas de la Península de Yucatán. Además, los principales sitios de anidación X'cacel y Aventuras DIF producen el mayor número de crías con respecto a las demás playas (Gil, 1988; Zurita *et al.*, 1990, 1991a, 1992a, 1993b, 1994a; Ríos, 1996; Arenas *et al.*, 2002). Pero el manejo de las nidadas, la falta de vigilancia, modificaciones al hábitat de anidación (instalación de los geotubos en Aventuras) y las variaciones ambientales, restringen la producción de crías en las diferentes playas y temporadas en Quintana Roo. Es por esto que deberán mejorar las estrategias del programa de conservación en las playas. Si comparamos datos de la temporada 1998, la producción de crías de caguama en X'cacel, produjo el 35% de todas las crías de tortuga caguama en las costas mexicanas del Caribe y Golfo de México según los datos de Arenas *et al.* (2002) y SEMARNAP (2000).

Otro problema que tienen que esquivar las crías para llegar al mar en la zona de estudio, es la basura acumulada en las playas de Xel-Ha y las playas localizadas en la RBSK (Viveros, 1991; Castañeda, 1994; FFCM, 2010) y en la playa Enmascarado (Punta Cadena) por material calcáreo dejado en la playa (FFCM, 2007). La basura es transportada por las corrientes del océano y depositadas en las playas por las mareas altas. Las playas donde hay actividades turísticas son limpiadas manualmente todos los días. Se debe continuar con las campañas de recolecta de basura al inicio y durante la temporada de anidación en todas las playas (FFCM, 2010).

Será posible evaluar en futuras temporadas los efectos de la luz en las crías de tortugas marinas en las playas, porque las crías de tortuga se orientan por una reacción fototáctica a la luz (Raymond, 1984). Las luces artificiales provenientes de las construcciones, andadores y otras fuentes directas a la playa, han sido documentadas como causas de la desorientación de los neonatos de tortuga (Magnasun *et al.*, 1992; Salmon, 2003). El personal del programa de conservación de tortugas marinas del CIQRO y muchos residentes de las playas han encontrado la presencia de tortugas desorientadas en las siguientes playas: en la zona hotelera de Cancún, Capitán Lafitte, Aventuras DIF, Akumal, Kantenah, Pto. Aventuras, Chemuyil y en la playa de X'cacel (luces provenientes del restaurante y el baño). En un estudio reciente sobre efectos de las luces en X'cacel, Magyar (2008) indica que aun apagando las luces del campamento tortuguero existe una leve contaminación luminosa proveniente del resplandor del área de Xel-Ha y del alumbrado público del puente que cruza la carretera federal. La desorientación de las crías puede ocasionar que queden atrapadas en la vegetación al deambular hacia las luces o a lo largo de la playa. Generalmente, tal desorientación resulta en un aumento de la mortandad por deshidratación y un debilitamiento de aquellos neonatos que alcanzan el mar (Raymond, 1984).

Para resolver o minimizar el problema de la desorientación de los neonatos provocada por la luz artificial en las playas, debe considerarse en la legislación. Sin embargo, no todas las regulaciones implementadas en la región a través de los ordenamientos ecológicos, prevén esta problemática. Raymond (1984) recomienda realizar una campaña de difusión con anticipación y permanente, acerca de los problemas que ocasionan las luces directas a la playa que frecuentemente son innecesarias. Esto también pudiera ser promovido por el beneficio económico de los usuarios que pagarían menos por la energía eléctrica. En la reciente "Zona Hotelera de Tulum" se promueve la disminución de las luces en la playa antes del inicio de la temporada (Gea com. pers., 2014). Sin embargo, FFCM (2009-2010) describen el problema que ocasiona a las tortugas y crías las infraestructuras rústicas de bajo impacto en la playa Kanzul, las luces de algunos hoteles y la cantidad de visitantes que caminan con lámparas de mano por la playa.

Además, si los residentes de la costa no son bien informados acerca de los efectos de la iluminación sobre los neonatos, es difícil que se produzca una significativa reducción de luz. En la zona de estudio, la cantidad de luces y la intensidad no solamente es en las playas de anidación. Magyar (2008) analiza con imágenes satelitales la intensidad luminosa de la costa, donde resalta la intensidad en el corredor turístico Cancún–Tulum, Isla Mujeres y la costa de Isla Cozumel.

Se han sugerido una serie de estrategias para reducir por lo menos algunos de los efectos perjudiciales de iluminación artificial en las playas de anidación. Usar luz de longitud de onda específica (Witherington, 1991 y 1992), controlar los encendidos y apagar las luces y eliminar las luminarias innecesarias, así como restaurar dunas (Tuxbury y Salmon, 2005), junto con la sugerencia de mitigar las luces instaladas en las carreteras (Bertolotti y Salomón, 2005). Sin embargo, la efectividad de las diferentes estrategias requiere un estudio cuidadoso para elegir la mejor tecnología disponible para reducir el impacto (Witherington y Martin, 2003).

El problema de las luces en la playa no está restringido a las crías. Raymond (1984), indica algunas evidencias de que las tortugas marinas evitan áreas luminosas en las playas de anidación. Las tortugas que anidan en Akumal prefieren los sitios solitarios y oscuros (Ortiz, 1996; Ortiz *et al.*, 2000). En Cozumel, algunas tortugas son perturbadas en el proceso de anidación por las luces de los vehículos que transitan por la carretera perimetral en la noche (Zurita y Miranda, 1993). El incremento de la presencia humana en las playas es la amenaza más seria causada a las tortugas anidadoras. La euforia de los turistas que por primera vez ven una tortuga provoca que fallen en su intento al anidar, al ser molestadas por las personas que iluminan al animal en las playas de Quintana Roo (Viveros, 1991). Desde el 2012 se tienen mecanismos para regular las actividades en los campamentos tortugueros, con la publicación de la NOM-162-SEMARNAT-2012.

La fase terrestre del ciclo de vida de las tortugas marinas termina cuando las crías entran al mar; al hacer contacto con éste se reduce la opción del manejo (Hopkins y Richardson, 1984).

6.12 Protección al hábitat de anidación

El hábitat de las tortugas marinas, tales como las playas, praderas de pastos, arrecifes de coral, las comunidades bentónicas submareales y de aguas profundas y la zona pelágica, se proyectan para ser alteradas por el cambio climático (Poloczanska *et al.*, 2009; Hamann *et al.*, 2010). Sumado a lo anterior, está el desarrollo económico en esta zona costera que no tiene paralelo en México, junto con el deterioro por la inadecuada planificación, está ocasionando cambios de gran magnitud, aunque todavía no son evidentes todos sus efectos (Salazar-Vallejo *et al.*, 1993). Para las tortugas marinas es inminente la amenaza por el incremento de los desarrollos turísticos y habitacionales que están afectando las áreas de anidación (Zurita *et al.*, 1993b).

Detalles de los cambios en la fisonomía de las playas por el desarrollo turístico fueron proporcionados en este estudio para los dos periodos (ver sección de playas de anidación en Zona de Estudio). Un ejemplo importante son las playas Chanyuyu y Fátima en el complejo turístico de Puerto Aventuras, donde nivelaron la duna y mezclaron arena de la playa con material calcáreo, construyeron una escollera y se aprecia el efecto de la iluminación artificial de los hoteles (Zurita *et al.*, 1993b; DEPC, 2011a, 2011b). La mezcla de arena de la playa con material calcáreo de la región es utilizada erróneamente con el fin de evitar la erosión de la duna o para dar la apariencia de la pendiente de la duna, como se hace, por ejemplo, en el hotel Conrad de Cancún. También se utiliza dentro de las instalaciones de los hoteles para dar la apariencia de playa, tal como se observó en la modificación de la duna en Puerto Aventuras, Kantenah, Akumal y Mahahual. Esta práctica debe prohibirse, ya que se deben considerar los efectos de la dispersión del material y la disponibilidad de la humedad en el sustrato que rodea la nidada (Bustard y Greenham, 1968; McGehee, 1979), el intercambio gaseoso (Ackerman, 1980, 1981), el tamaño del grano de la arena (Stancyk y Ross, 1978) y el contenido de sal (Mortimer, 1990).

Otros efectos antropogénicos sobre las tortugas fueron observados en la segunda playa de mayor importancia: Aventuras DIF, donde extrajeron arena en 1989 y

dejaron solamente una porción de la duna (Zurita *et al.*, 1990, 1993b). En la parte removida, siete tortugas subieron a la duna y se cayeron al hueco durante 1989 a 1995. De estas tortugas, una caguama murió por deshidratación al ser encontrada atrapada en el manglar, las otras siete fueron rescatadas para regresarlas al mar. En la actualidad, con la construcción del hotel y el número de turistas en la playa, ya se notan las repercusiones por la disminución de la calidad del ambiente al no mantener las condiciones adecuadas para las anidaciones de las tortugas marinas y la cantidad de nidos trasladados a corral (Baca–Gonzales *et al.*, 2006).

La protección del hábitat que utilizan las tortugas debe ser llevado a cabo a través de la creación de áreas de acceso limitado tales como parques nacionales u otras áreas de protección (Ackeman, 1996). Zurita *et al.* (1993b) indican que 62 km de playas de anidación están protegidos por decreto, lo que representa un 34.5% del total. En la actualidad aumentaron el número de estas áreas, las cuales incluyen sitios de anidación y/o alimentación para las tortugas marinas: Yum–balam, que comprende parte de la franja costera de la isla Holbox, y la recién creada para el Tiburón Ballena, Parque Nacional de isla Contoy, Parque Natural de Punta Cancún-Isla Mujeres, Xel-Ha, Santuario de la Tortuga Marina X'cacel–X'cacelito. En Cozumel: el parque marino y las playas de anidación, reserva occidental, parque Chancanab, Laguna de Colombia, Arrecifes de Cozumel. Además, el Parque Nacional de Tulum, franja costera de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Arrecifes de Sian Ka'an, Banco Chinchorro, Arrecifes de Xcalak y Reserva del Manatí en la Bahía de Chetumal (Salazar–Vallejo *et al.*, 1993; Zurita *et al.*, 1993b; Gob Est., 1998; Prezas *et al.*, 2000; Daltabuit *et al.*, 2006; Prado-Lallande *et al.*, 2007; <http://sig.conanp.gob.mx/website/anpsig/viewer.htm>).

En este caso, X'cacel se convirtió en el Santuario de tortugas más pequeño en el mundo, con una longitud de 2.5 km de largo por 100 m de ancho. Esto representa 2% del corredor turístico Cancún-Tulum. Sin embargo, es la playa con mayor producción de crías, pero por las dimensiones no es práctica para una reserva y es altamente vulnerable ecológicamente. En otros sitios, como es el caso de la costa de Turquía en el Mar Mediterráneo, 17 playas de anidación están amenazadas por la expansión de la industria turística; como acciones para mitigar el impacto

negativo de este desarrollo, se identificaron tres zonas para santuario de tortugas marinas, las cuales tienen una extensión de 3-5 km de playa por 500 m de ancho atrás de la línea de marea (Whitmore, 1994).

El manejo de las áreas protegidas debería hacerse en función de la sobrecarga turística y de decidir su potencial como sitios turísticos. El ecoturismo, en su interpretación más amplia, es destructivo excepto donde se toman previsiones para evitarlo. Por fortuna, existen mecanismos para atenuar el impacto; dos de los más usados son el cálculo en la capacidad de carga turística, que es el número máximo de visitantes que un sitio puede recibir sin que se modifiquen marcadamente los valores naturales y sin que se reduzca la calidad de los servicios de un sitio. El otro es el límite de cambio admisible que enfatiza más la transformación del paisaje que el número de visitantes como tal, ya que el impacto por visitante es variado. En cualquier caso, es importante definir los objetivos de manejo de cada sitio y su relación con el impacto permisible por el turismo (Salazar–Vallejo *et al.*, 1997).

La amenaza de las áreas costeras protegidas es el uso intensivo que se le está dando a la zona costera, donde la fragilidad del sistema hidrológico de la parte continental está interrelacionado con los ecosistemas costeros.

También existen campamentos de protección para las tortugas marinas a lo largo de la costa de Quintana Roo. Zurita *et al.* (1993b), indican que unos 45 km de playas de anidación (24% del total) carecen de vigilancia. CPTMQROO (2009–20012), indican el número de playas protegidas en cada temporada, pero se requiere hacer un análisis más detallado con los informes de cada institución para conocer el esfuerzo de patrullaje y cobertura de playa. Por ejemplo, Herrera y colaboradores, en 2013, monitorearon las playas del sur de Quintana Roo después de una década en la que se desconocía la situación de las nidaciones en esa zona, pero aún no se puede conocer el total de playas protegidas para esa temporada porque aún no se reúne el CPTMQROO para conocer los resultados de los programas.

Por otro lado, se ha propuesto unificar los intereses de la conservación y el desarrollo económico buscando agruparlos. Los primeros, trabajando en los

campamentos de protección a la tortuga y los segundos aportando dinero para esa tarea. Sin embargo, no es un buen esquema para la protección: los campamentos de nada sirven si destruimos el hábitat de las tortugas. La protección no se hace generando más campamentos sino evitando la destrucción del hábitat (la duna, playa y los demás ecosistemas asociados e interdependientes, como arrecifes, manglares, selva y otros) (Zurita, 1999). Es importante conservar los sistemas aledaños a la zona de anidación para garantizar la continuidad de las anidaciones y considerar la interrelación entre los distintos ecosistemas de la franja costera; de esta manera se puede asegurar una mayor heterogeneidad ambiental protegida en donde los procesos naturales fuesen conservados (Salazar Vallejo *et al.*, 1993).

Meylan *et al.* (1989), indicaron que el manejo o plan de recuperación debería ser implementado en cada sitio de anidación. Para que sea biológicamente efectivo, los programas de conservación deben estar firmemente sustentados en el conocimiento de cómo y en qué medida los seres humanos están comprometidos en la supervivencia de la tortuga. Para que ambos sean políticos y prácticamente válidos, los programas de conservación deben también reconocer las fuerzas económicas que están atrás y que influyen en el desequilibrio. Éstos serán diferentes en distintos países e iguales en diferentes regiones, de modo que las soluciones implementadas serán complejas. Sin embargo, la acción es urgente para detener la declinación y cambiar la situación. De lo contrario, la extinción de poblaciones locales e incluso de una cierta especie es inevitable (Lutcavage *et al.*, 1997).

6.13 Importancia estratégica de los trabajos de conservación con respecto a la condición de conservación de las especies en la región

Las autoridades ambientales de México realizaron un gran esfuerzo para reunir a los líderes de proyectos de protección y conservación de tortugas marinas en la región del Caribe (DEPC, 2011a y b), donde se localizan las principales áreas de anidación para la tortuga *Caretta caretta* y *Chelonia mydas*, con el fin de participar en la elaboración de estrategias de conservación para estas especies de tortuga

marina, a través del CPTMQROO. En el estudio de Herrera y Pavón (2001) donde enlistaron 170 trabajos realizados sobre tortugas marinas en Quintana Roo, con una diversidad de temas (protección, conservación, dinámica poblacional, pesquerías, genética y otros), predominan los informes finales de los programas de protección de las tortugas marinas. Unificado a los pocos trabajos publicados en revistas científicas nacionales e internacionales, todo este esfuerzo ha sido trascendental para comprender la importancia de las poblaciones de *Caretta* y *Chelonia* en el contexto regional.

Los informes de las instituciones han permitido contribuir en el conocimiento de las tendencias de las poblaciones anidadoras de las dos especies. Zurita y colaboradores en 1997 recabaron 30 años de información generada por los programas de marcado en Quintana Roo, a través de un Catálogo de marcas aplicadas a las tortugas marinas, que está asociado a los objetivos de un programa de investigación vigente para describir la biología reproductiva y la demografía de las poblaciones anidadoras de las especies, con énfasis en el potencial reproductivo y el reclutamiento de crías. Si no fuera por la creación del CPTMQROO, que tiene la finalidad de ser el órgano intermediario que facilite la conjunción y revisión de la información de cada temporada generada por los diferentes programas, incluyendo la actualización de los datos de marcaje, no se podría avanzar en el conocimiento de la biología de estas especies.

Por ejemplo, TEWG (2000) indica que al analizar los datos para la tortuga lora en Rancho Nuevo, Tamaulipas, fue necesario actualizarlos porque se encontraron diferencias en el reporte de dos instituciones sobre el número de nidos, debido a un traslape en la cobertura de playa y al número de campamentos existentes en la misma. Por ello, consideraron que los datos de los nidos que se registraron no eran coincidentes en cuanto al número de nidos protegidos (trasladados a corral), reubicados, dejados *in situ*, transportados en cajas de poliuretano, o los que fueron saqueados, depredados e inundados. Asimismo, esta revisión exhaustiva es considerada necesaria por el TEWG al hacer comparaciones en diferentes playas para conocer la situación de la tortuga caguama del Atlántico (TEWG, 2009).

Dentro del CPTMQROO se recopilaron los informes de las temporadas para verificar la calidad de datos para participar en la evaluación de la tortuga caguama.

Por lo anterior, se recomienda la continuidad del CPTMQROO y dar seguimiento a las poblaciones anidadoras de *Caretta* y *Chelonia* por su importancia ecológica regional, expuesta en el presente estudio. En Quintana Roo, en primer lugar, se tienen los antecedentes de la formación del primer Comité de Protección de Tortugas Marinas a nivel municipal en 1988 (Zurita y Miranda, 1993) el cual dejó precedentes favorables dentro de su organización (Frazier, 1993). La consolidación formal del CPTMQROO tomó más de una década. Como segundo punto, en dicho Comité siempre han participado los centros de investigación o escuelas de nivel superior, quienes han desarrollado programas de investigación sobre tortugas marinas. En tercer lugar, aunque la academia no es considerada la cabeza del Comité y constituye un importante componente, al igual que los otros sectores a través de las diferentes Mesas de Trabajo, la Mesa de Investigación es el grupo al que le corresponde señalar la situación de conservación de tortugas marinas de la región (Zurita y Prado, 2007). Por último, falta establecer las condiciones de administración y financiamiento que garanticen alcanzar los objetivos del Comité; para eso, se requiere también establecer un Programa Estatal de Conservación de Tortugas Marinas con acuerdos de corresponsabilidad entre instituciones y con todos los participantes.

6.13.1 Alternativas para mejorar el programa de conservación de tortugas marinas vigente

6.13.1.1 Con base en la investigación sobre tortugas marinas

En las reuniones del CTMQROO se discutieron las alternativas para promover y agilizar publicaciones científicas, que en muchas ocasiones no se logra por diversos aspectos que limitan el acceso a la información, como son: las bases de datos de tortugas están dispersas, algunas están sesgadas o no están depuradas, existe rotación del personal encargado de las bases y otros. Por ejemplo, en el listado de Herrera y Pavón (2001) se encuentran varios estudios que se elaboraron con colaboradores de diferentes instituciones del CPTMQROO y fueron expuestos

en foros nacionales e internacionales, información que tiene calidad para ser publicada, sin embargo, no se le dio seguimiento o alguno de los colaboradores dejó de laborar con tortugas marinas y la base de datos se quedó en su institución. Todas las instituciones tienen bases de datos, una base de datos sin objetivos no es una base. Una base sin publicarse no sirve para nada.

Una prioridad fundamental es que se agilice el procesamiento de datos de los aspectos biológicos de las dos especies para publicar en una revista científica. La propuesta para el manejo de bases de datos compartibles puede ir acompañada con una carta compromiso de corresponsabilidad entre los colaboradores del manuscrito. Las publicaciones traerán mayor beneficio tanto a las tortugas como a los programas de conservación, ya que serán evaluadas por la comunidad científica especializada y tendrán una cobertura de mayor espectro.

Esta información se encuentra dispersa en informes de las instituciones, pero para hacer un análisis estadístico confiable y con periodos de tiempo más recientes, se tienen que actualizar y unificar las bases generadas por las instituciones, ya que se trabaja con las mismas poblaciones de cada especie.

6.13.1.2 Con base el manejo de las nidadas

En el estudio de Baca–González *et al.* (2006) sobre el manejo de nidadas de tortuga caguama con las tres técnicas: nidos *in situ*, nidos reubicados y nidos trasladados a corral, participaron 8 instituciones y se evaluaron 35 playas. Los resultados obtenidos para las técnicas utilizadas en una temporada de anidación deberán incluir el número de nidadas perdidas en el análisis. Los datos proporcionados para esa evaluación están resguardados dentro del Comité, pues fue el inicio de fomentar una base de datos estatal para el manejo de nidadas, pero tampoco se le dio seguimiento a la propuesta. Por lo tanto, se requiere fomentar este tipo de evaluaciones en conjunto, anualmente y mantener el monitoreo de los porcentajes de sobrevivencia de crías, diferenciando por técnica de manejo de las nidadas de tortuga caguama y tortuga verde en Quintana Roo.

Sin embargo, hay que considerar las indicaciones de la Norma Oficial Mexicana NOM-162-SEMARNAT-2012 que indica lo siguiente: la incubación en las playas de

anidación, debe darse de manera natural (*in situ*) y sólo por excepción (depredación, saqueo, inundación fuera de control) se realizará la reubicación de nidadas en vivero o corral. En caso de riesgo inminente (eventos meteorológicos extraordinarios y contaminación), se aplicará lo previsto en las medidas de contingencia del Plan de Manejo (SEMARNAT, 2013). En otras palabras, la técnica de reubicación de nidadas utilizada en Quintana Roo no está definida dentro la NOM para reubicar los nidos a otro sitio dentro de la misma playa.

Asimismo, los diferentes programas de protección deberían realizar evaluaciones de sus programas, pues se carece de información de la situación de los mismos. Estas recomendaciones han sido propuestas desde hace más de dos décadas por Frazier (1993) y Zurita–Gutiérrez *et al.* (1993).

Para lo anterior, se necesita realizar cursos de capacitación continuos sobre la temática del manejo de nidadas, para fomentar la aplicación de las estadísticas básicas en los informes, así como la evaluación integral de los programas de protección en cada sitio y sus respectivas zonas.

Estas playas ofrecen una variedad de microhábitats, como zonas con y sin vegetación, variación en la altura y ancho de la duna, contenido de humedad, color y textura de la arena (Fuentes, 2009). La selección del sitio de anidación ha recibido mayor atención en la investigación en la última década y existe una variación inter-interespecífica significativa debido a la fidelidad a una sola playa y a secciones específicas de una playa (Hannan *et al.*, 2007). Por lo tanto, entender el papel de la playa de anidación y la fidelidad al sitio de anidación fue identificado como una prioridad de investigación (Hamann *et al.*, 2010) para permitir el manejo adaptativo, aumentar o mantener la resiliencia en las poblaciones de tortugas marinas en respuesta al aumento de las temperaturas.

Colateralmente, se requiere establecer un programa de monitoreo de temperatura de incubación y condiciones ambientales en playas índice en el Caribe mexicano, previniendo un posible impacto causado por el cambio climático.

6.13.1.3 Con base en la protección del hábitat de anidación en la zona de estudio

En el presente trabajo, en la sección de área de estudio (playas de anidación), así como en la sección 6.12., se describen ampliamente las características de las playas de anidación y su situación, así como las modificaciones al hábitat de anidación, producto de las actividades antropogénicas y ambientales. Asimismo, se proporcionó una serie de ordenamientos que establecen las unidades territoriales, mismas que fueron definidas al tomar en cuenta la estructura y función de los ecosistemas y asignarles una de las cuatro políticas ecológicas que define la legislación. Daltabuit *et al.* (2006) indican que el gran reto es lograrlo, ponerlos en marcha, tarea difícil conociendo las condiciones en que estos mecanismos de regulación se construyeron, es decir, sin una base de apoyo de las comunidades que son ordenadas en su territorio y recursos. Por lo cual, se requiere fomentar la correcta aplicación del marco jurídico que justifica las acciones de protección y conservación de la tortuga marina y sus hábitats en la costa (DEPC, 2010a, b).

Por ejemplo, hay que incluir y ampliar los límites actuales del Santuario de la Tortuga Marina en X'cacel-X'cacelito, al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas (DEPC, 2012a, b).

Por otro lado, es necesario fomentar la eliminación de los geotubos instalados en playa Aventuras DIF y que obstaculizan el paso de las tortugas, tanto dentro del medio marino como en la playa.

Finalmente, falta actualizar y analizar la situación de conservación de las tortugas marinas en las áreas naturales protegidas de Quintana Roo.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Ackerman, R. A. 1996. The nest environment and the embryonic development of sea turtle. En: P. L. Lutz y J. A. Musik. (eds.). *The Biology of Sea Turtles*. CRC Marine Science Series. Boca Raton. Pp. 83-106.
- Ackerman, R. A. 1980. Oxygen consumption by sea turtle eggs during development. *Physiol. Zool.*, 54: 316-324.
- Ackerman, R. A. 1981. Growth and gas exchange of embryonic sea turtles (*Chelonia*, *Caretta*), *Copeia*: 757-765.
- Alba, M. 1993. Quintana Roo recibe y protege a las tortugas marinas. Pp 181-187. En: J. Frazier (ed.). *Memorias del IV Taller Regional de Tortugas Marinas sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán*. UADY. Mérida, Yuc., México.
- Arenas, A. 2002. Programa de Protección de Tortugas Marinas. Informe final: temporadas 1998-2001. Reporte técnico. Parque Xcaret. Playa del Carmen, Quintana Roo. 73 p.
- Arenas A., R. Herrera, I. Iturbe, L. Gómez y C. Calderón. 2004. Reporte del Programa de Protección y Conservación de Tortugas Marinas del Litoral Central del Estado de Quintana Roo. Temporada 2003. Flora, Fauna y Cultura de México, A. C. Playa del Carmen, Quintana Roo. 52 pp.
- Atencio, D. E. 1994. Marine turtle nesting activity on Eglin AFB, Florida, 1987-1992. Pp 201–204. En: B. A. Schoeder y B. E. Witherington (comps.). *Proceedings of the Thirteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA-TM-NMFS-SEFSC-341.
- Aviña, C. R. 1984. Conservación de dos especies de tortugas marinas, *Caretta caretta* y *Chelonia mydas* en la costa central de Quintana Roo en la temporada de 1984. CIQRO, A. C. 59 p.

- Azpeitia-Sandoval, F. 2010. Reevaluación histórica de las poblaciones de manatí y de tortuga en el Caribe mexicano con objetivos de restauración. Tesis de maestría, UNAM. 95 p.
- Balazs, G. H., A. Aguirre y S. Murakawa. 1997. Incidencia de fibropapilomas orales en la tortuga verde hawaiana: manifestación diferencial de la enfermedad. *Noticiero de Tortugas Marinas* 76:1-2.
- Barrios, M. R. C. 1991. Prospección de tortugas marinas en la zona sur de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. Informe técnico. Amigos de Sian Ka'an, A. C. Cancún, Quintana Roo, México. 10 p.
- Barrios, M. R. C. 1992. Prospección de tortugas marinas en la zona sur de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. Informe técnico. Amigos de Sian Ka'an, A. C. Cancún, Quintana Roo, México. 16 p.
- Barrios, S. R. y J. M. Canul. 1993. Manejo de la zona de refugio de las tortugas marinas en Chenkán, municipio de Champotón, Campeche. Pp. 91-98. En: J. Frazier (ed.). *Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán*. UADY. Mérida, Yuc., México.
- Bass, A. L., D. A. Good, K. A. Bjorndal, J. L. Richardson, Z. Hillis, J. A. Horrocks y B. W. Bowen. 1996. Testing models of female reproductive migratory behavior and population structure in the Caribbean hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, with mtDNA sequences. *Molec. Ecol.* 5:321–328.
- Benabib, M. 1992. Posibles líneas de investigación sobre tortugas marinas en México. *Memorias del VI Encuentro Interuniversitario de tortugas marinas*. *Publ. Soc. Herpetol. Mex.* 1:51-81.
- Benabib, M. 1993. Los vertebrados y las historias de vida. *Ciencias*. No. especial 7, 23-31.
- Bezaury, C. J. 1988. ¿Qué es una reserva de la Biosfera? *Amigos de Sian Ka'an*. *Bol.* 2 jun., 1988. Pp. 5-7.

- Bjorndal, K. A y A. Carr. 1989. Variation in clutch size and egg size in the green turtle nesting population at Tortuguero, Costa Rica. *Herpetological* 45(2):181-189.
- Bjorndal, K. A. 1980. Demography of the breeding population of the green turtle, *Chelonia mydas*, at Tortuguero, Costa Rica. *Copeia* 1980: 525-530.
- Bjorndal, K. A. 1982. The consequences of K herbivory for the life history pattern of the Caribbean green turtle, *Chelonia mydas*. En: K. A. Bjorndal (ed.). *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Smithsonian Inst. Press, Washington, D.C. Pp 111–116.
- Bjorndal, K. A., B. W. Bowen, M. Chaloupka, L. B. Crowder, S. S. Heppell, C. M. Jones, M. E. Lutcavage, D. Policansky, A. R. Solow, B. E. Witherington. 2011. Better science needed for restoration in the Gulf of Mexico. *Science* 331(6017):537-538. www.sciencemag.org/cgi/content/full/331/6017/537/DC1
- Bohelerth, G. W. 1990. Aumenta la incidencia de tortugas con tumores. *Noticiero de Tortugas Marinas* 51:8-9.
- Bolten, A .B., K. A. Bjorndal, H. R. Martins, T. Dellinger, M. J. Biscoito, S. E. Encalada y B. W. Bowen. 1998. Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. *Ecological Applications* 8:1-7.
- Bowen, B. W., A. B. Meylan, J. P. Ross, C. J. Limpus, G. H. Balazs y J. C. Avise. 1992. Global population structure and natural history of the green turtle (*Chelonia mydas*) in terms of matriarchal phylogeny. *Evolution* 46(4): 865-881.
- Bowen, B. W. 2000. What is a loggerhead turtle? The genetic perspective. En: A. B. Bolten y B. Witherington (eds). *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Institution. 319 pp.
- Bustard, H. B y Greenham, P. 1968. Physical and chemical factors affecting hatching in the green sea turtle *Chelonia mydas* (L.) *Ecology* 49(2): 269-276.

- Bustard, H. R. 1972. Sea turtles. Taplinger Publishing. New York. 220 p.
- Bustard, H, B. y T. Tognetti. 1969. Green sea turtles: a discrete simulation of density dependent population regulation. *Science* 163:939–941.
- Cabrera-Cano, E., M. Sousa-Sánchez y O. Téllez-Valdéz. 1982. Imágenes de la flora quintanarroense. CIQRO. Puerto Morelos, Quintana Roo, México. 224 p.
- Caetano, E., V. Innocentini, V. Magaña, S. Martins y B. Méndez. 2010. Cambio climático y el aumento del nivel del mar. En: Botello, A. V., S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez y J. L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático. SEMARNAT-INE, UNAM-ICMYL, Universidad Autónoma de Campeche. Pp. 283-304.
- Calva-Benítez, L. G. y R. Torres-Alvarado. 2011. Organic carbon and textural characteristics of sediments in areas with turtlegrass *Thalassia testudinum* in coastal ecosystems of the southeastern Gulf of Mexico. *Universidad y Ciencia. Trópico Húmedo*. 27(2):133-144.
- Carr, A. F. y M. H. Carr. 1970. Modulated reproductive periodicity in *Chelonia*. *Ecology* 51:335–337.
- Carr, A. 1975. The Ascension Island green turtle colony. *Copeia*: 1975:547-555.
- Carr, A., M. H. Carr y A. B. Meylan. 1978. The ecology and migrations of the sea turtles. 7. The West Caribbean green colony. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* 162(1):1-46.
- Carr, A. 1986. Rips, FADS, and little loggerheads. *BioScience* 36:92-100.
- Carrasco, M. A., P. Castañeda T., M. Garduño, A., R. M. Lope y R. Márquez. 1993. Informe final del programa de tortuga marina en la localidad de Las Coloradas, Yucatán. En: J. Frazier (ed.). Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán. UADY. Mérida, Yuc., México. Pp 117-124.

- Carricart-Ganivet, J. P. y G. Horta-Puga. 1993. Arrecifes de coral en México. En Salazar-Vallejo, S. I. y N. E. González (eds). Biodiversidad Marina y Costera de México. Com. Nat. Biodiversidad y CIQRO. México. Pp 81-92.
- Castañeda, P. 1994. Evaluación de la técnica de manejo de nidos de las tortugas marinas en la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo. Tesis Profesional. UAM-Xochimilco. México. 50 p.
- Castro A. y A. Bayona. 1993. Programa de educación ecología y ambiental. En: J. Frazier (ed.). Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán. UADY. Mérida, Yuc., México. Pp. 197-198.
- CEMDA. 2006 <http://www.cemda.org.mx>
- Centro Ecológico Akumal (CEA). 2000. Minuta del taller de homologación de metodología y base de datos en la protección de las tortugas marinas en Quintana Roo. Centro Ecológico Akumal, Akumal, Quintana Roo. México. 7 p.
- Cesar-Dachary, A. y S. M. Arnaiz. 1989. Sian Ka'an: el Hombre y su economía. CIQRO. Chetumal, México. 144 p.
- Chaloupka, M. Y. y J. A. Musick. 1997. Age, growth and population dynamics. En: P. L. Lutz y J. A. Musick (eds.). The biology of sea turtles. CRC Press. Boca Raton. Pp. 233-276.
- Chaloupka, M., N. Kamezaki, C. Limpus. 2008. Is climate change affecting the population dynamics of the endangered Pacific loggerhead sea turtle? J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 356:136–143.
- Chaves, A., L. du Toit y G. Marin. 1998. Fibropapilloma in the ostional olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) population. 18th International Sea Turtle Symposium. Pp. 40-41.

- Crouse, D. T., L. B. Crowder y H. Caswell. 1987. A stage-based population model loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* 68:1412-1423.
- Daltabuit, M., L. M. Vázquez, H. Cisneros y G. A. Ruiz. 2006. El Turismo costero en la ecoregión del Sistema Arrecifal Mesoamericano. UNAM. Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias. Washington. WWF. 384 p.
- Daniel, W. 1987. Bioestadística. Editorial Limusa. 3a. edición. México, D. F. 666 p.
- Davis, G. E. y M. C. Whiting. 1977. Loggerhead sea turtle nesting in Everglades National Park, Florida, USA. *Herpetological* 33:18–28.
- Davydova, V. 2010. Variabilidad climática y sus efectos sobre las cuencas de México. *Las Cuencas Hidrográficas de México*. SEMARNAT. México, D.F. Pp. 28-31
- Diario Oficial de la Federación (D. O. F.). 1990. Acuerdo por el que se establece veda total para todas las especies y subespecies de tortugas marinas en aguas de jurisdicción nacional de los litorales del Océano Pacífico, Golfo de México y Mar Caribe. *Diario Oficial de la Federación*. México. 31 de mayo. Pp. 21–22.
- Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación (DEPC). 2011a. Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Tortuga Caguama (*Caretta caretta*). Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. DEPC-PNTM. CONANP. Mexico. DF. 44 pp.
- Dirección de Especies Prioritarias para la Conservación (DEPC). 2011b. Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Tortuga verde/negra *Chelonia mydas*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. DEPC-CONANP. México, DF. 53 p.
- Dodd, C. K. Jr. 1988. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). USFWS. *Biol. Rep.* 88(14):1-110.

- Dodd, C. K. Jr. 1997. Synopsis of the biological data on the green sea turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758). USFWS. Biol. Rep. 97(1):1-120.
- Durán, N. J. J. 1986. Aspectos biológicos de la anidación y protección de la tortuga blanca *Chelonia mydas* (Linn. 1758) en Isla Contoy, Quintana Roo. Tesis profesional, Facultad de Ciencias, UNAM. 80 p.
- Eckert, K. L. y S. A. Eckert. 1990. Embryo mortality and hatching success in *in situ* and translocated leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* eggs. *Biological Conservation* 53:37-46.
- Ecociencia A. C. 2000. Salvemos a las tortugas marinas: una propuesta educativa para su conservación. En: Abreu-Grobois, F. A., R. Briceño-Dueñas, R. Márquez-Millán y L. Sarti-Martínez (comps.). Proceedings of the Eighteenth International Sea Turtle Symposium. NOAA TM- NMFS-SEFSC-436: 92-94.
- Eguiarte, L y D. Piñero. 1990. Genética de la conservación: leones vemos, genes no sabemos. *Ciencias* (4):34-55.
- Ehrhart, L. M. 1980. Marine turtle nesting in north Brevard County, Florida, in 1979. *Fla. Sci.* 43:27.
- Ehrhart, L. M. y B. E. Whitherington. 1987. Human and natural causes of marine turtle nest and hatchling mortality and their relationship to hatchling production on an important Florida nesting beach. *Fla. Game Fresh Water Fish Comm. Nongame Wildl. Prog., Tech. Rep. No 1.* 141 p.
- Ehrhart, L. M. y R. G. Yoder. 1978. Marine turtles of Merritt Island National Wildlife Refuge, Kennedy Space Center, Florida. *Fla. Mar. Res. Publ.* 33:25-30.
- Encalada, S. E., P. N. Lahamas, K. A. Bjorndal, A. B. Bolten, M. M. Miyamoto y B. W. Bowen. 1996. Phylogeography and population structure of the green turtle (*Chelonia mydas*) in the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea: as inferred from mitochondrial DNA control region assessments. *Molecular Ecology* 5:473-484.

- Encalada, S. E., K. A. Bjorndal, A. B. Bolten, J. C. Zurita, B. Schroeder, E. Possardt, C. J. Sears y B. W. Bowen . 1998. Population structure of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting colonies in the Atlantic and Mediterranean as inferred from mitochondrial DNA control region sequences. *Marine Biology* 130:567-575.
- Encalada, S. E., J. C. Zurita y B. W. Bowen. 1999. Genetic consequences of coastal development: the sea turtle rookeries at X'cacel, Mexico. *Marine Turtle Newsletter* 83:8-10.
- Escanero F., A. G. S. Vigilante y C. R. Gómez G. 1993. Informe anual del programa de protección y estudio de las tortugas marinas en isla Aguada-Sabancuy, Campeche, temporada 1990. pp. 77-90. En: J. Frazier (ed.). *Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán*. UADY. Mérida, Yuc., México.
- Espinosa, M. D. 1992. Anidación de las tortugas caguamas (*Caretta caretta*) Linn.(1758) y blanca (*Chelonia mydas*) Linn.(1758) en la Isla Cozumel, Quintana Roo, México. Tesis Profesional, Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. 48 p.
- Fernández-Marthen F., R. Figueroa, F. Figueroa-Paz, G. Chale-Velázquez, C. Aguilar-Cardozo, J. Martínez-Aguilar, M. Coba-Rios, G. Escobedo y B. Delgado-Gómez. 2000. Temporal captivity of sea turtles in reproduction period in marine corrals in Isla Mujeres, Mexico. Pp 266. En Abreu-Grobois, F. A., R. Briceño-Dueñas, R. Márquez-Millan y L. Sarti-Martínez (comps.). *Proceedings of the Eighteenth International Sea Turtle Symposium*. NOAA - TM-NMFS-SEFSC-436 p.
- Flora, Fauna y Cultura de México (FFCM). 2005. Reporte del Programa de Protección y Conservación de Tortugas Marinas en el Litoral Central del Estado de Quintana Roo. Temporada 2004. Flora, Fauna y Cultura de México, A. C. Playa del Carmen, Quintana Roo. 63 p.
- Flora, Fauna y Cultura de México (FFCM). 2006. Reporte del Programa de Protección y Conservación de Tortugas Marinas en el Litoral Central del

- Estado de Quintana Roo. Temporada 2005. Flora, Fauna y Cultura de México, A. C. Playa del Carmen, Quintana Roo. 62 p.
- Flora, Fauna y Cultura de México (FFCM). 2007. Reporte del Programa de Protección y Conservación de Tortugas Marinas en el Litoral Central del Estado de Quintana Roo. Temporada 2006. Flora, Fauna y Cultura de México, A. C. Playa del Carmen, Quintana Roo. 60 p.
- Flora, Fauna y Cultura de México (FFCM). 2008. Reporte del Programa de Protección y Conservación de Tortugas Marinas en el Litoral Central del Estado de Quintana Roo. Temporada 2007. Flora, Fauna y Cultura de México, A. C. Playa del Carmen, Quintana Roo. 55 p.
- Flora, Fauna y Cultura de México (FFCM). 2009. Reporte del Programa de Conservación de Tortugas Marinas en la Riviera Maya–Tulum, Quintana Roo, México. Temporada 2008. Flora, Fauna y Cultura de México, A. C. Playa del Carmen, Quintana Roo. 57 p.
- Flora, Fauna y Cultura de México (FFCM). 2010. Reporte del Programa de Conservación de Tortugas Marinas en la Riviera Maya–Tulum, Quintana Roo, México. Temporada 2009. Flora, Fauna y Cultura de México, A. C. Playa del Carmen, Quintana Roo. 57 p.
- Flora, Fauna y Cultura de México (FFCM). 2011. Reporte del Programa de Conservación de Tortugas Marinas en la Riviera Maya–Tulum, Quintana Roo, México. Temporada 2010. Flora, Fauna y Cultura de México, A. C. Playa del Carmen, Quintana Roo. 72 p.
- Flora, Fauna y Cultura de México (FFCM). 2012. Reporte del Programa de Conservación de Tortugas Marinas en la Riviera Maya–Tulum, Quintana Roo, México. Temporada 2011. Flora, Fauna y Cultura de México, A. C. Playa del Carmen, Quintana Roo. 69 p.
- Flora, Fauna y Cultura de México (FFCM). 2013. Reporte del Programa de Conservación de Tortugas Marinas en la Riviera Maya–Tulum, Quintana

- Roo, México. Temporada 2012. Flora, Fauna y Cultura de México, A. C. Playa del Carmen, Quintana Roo. 96 p.
- Flores, R. 2001. X'cachel: an endangered sea turtle nesting site in Mexico. En línea <http://pages.cpsc.ucalgary.ca/~robertof/xcachel/>
- Flores-Villela, O y P. Gerez. 1994. Biodiversidad y Conservación en México: síntesis sobre vertebrados terrestres, vegetación y uso del suelo. CONABIO, UNAM. México. 434 p.
- Frazer, N. B. y J. I. Richardson. 1985a. Seasonal variation in clutch size for loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, nesting on Little Cumberland Island, Georgia, USA. *Copeia* 1985:1083 -1085.
- Frazer, N. B., y J. I. Richardson. 1985b. Annual variation in clutch size and frequency for loggerhead turtles, *Caretta caretta*, nesting on Little Cumberland Island, Georgia, USA. *Herpetologica* 41: 246-251.
- Frazer, N. B., y J. I. Richardson. 1986. The relationship of clutch size and frequency to body size in loggerhead turtles, *Caretta caretta*. *J. Herpetol.* 20: 81-84.
- Frazier, J. 1993a. Una evaluación del manejo de nidos de tortuga marina en la Península de Yucatán. pp 37-57. En: J. Frazier (ed.). *Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán*. UADY. Mérida, Yuc., México.
- Frazier, J. 1993b. Evaluación del IV taller regional sobre programas de conservación de tortugas marinas. En: J. Frazier (ed.). *Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán*. UADY. Mérida, Yuc., México. Pp. 201 - 204.
- Frazier, J. 1994. Conserving sea turtles and other natural resources: What Ferdinand Marcos and Noriega can teach us. En: B. A. Schoeder y B. E. Witherington (comps.). *Proceedings of the Thirteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA-TM-NMFS-SEFSC-341. Pp 60–63.

- Frazier, J. 1999. Generalidades de la historia de vida de las tortugas marinas. En: K. L. Eckert y F. A. Abreu-Grobois (eds). Conservación de Tortugas Marinas en la Región del Gran Caribe. Un Diálogo para el Manejo Regional Efectivo. WIDECAS/IUCN/SSC/MTSG/WWF/PNUMA. Santo Domingo. Pp. 3-18.
- Frazier, J. y E. Rodríguez. 1992. The marine turtle situation in the Yucatan Peninsula: the need for a regional action plan. En Salmon, M. y J. Wyneken (comps.). Proceedings of the Eleventh Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA-TM-NMFS-SEFSC-302. Pp 45-48.
- Fritts, T. H. y M. A. McGehee. 1982. Effects of petroleum on the development and survival of marine turtle embryos. USFWS Biological Services Program. 41 p.
- Gallegos, M. E., M. Merino, A. Rodríguez, N. Marba y C. M. Duarte. 1994. Growth patterns and demography of pioneer Caribbean seagrasses *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*. Mar. Eco!. Prog. Ser. 109: 99-104.
- García, N. T., L. Sarti, L. Vázquez y C. López. 1991. Tortugas marinas en la costa central de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. Amigos de Sian Ka'an, Facultad de Ciencias, UNAM. 26 p.
- García, T. N. y J. Golubov. 1992. Tortugas marinas en la porción central de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. Facultad de Ciencias, UNAM, Amigos de Sian Ka'an. 47 p.
- Garduño, M. A., R. Márquez M., I. Andrade., A. Moreno., J. Vasconcelos y R. Lope. 1993. Comparación del avivamiento en nidos *in situ* y trasplantados de tortuga blanca, *Chelonia mydas*, en el campamento de Las Coloradas, Yucatán, 1990. En: J. Frazier (ed.). Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán. UADY. Mérida, Yuc., México. Pp. 125-130.
- George, D. H., A. L. Leach y M. A. Mercadante. 1994. Cape Canaveral Air force Station sea turtle preservation program. En K. A. Bjorndal, A.B. Bolten, D.A. Johnson y P.J. Eliazar (comps.). Proceedings of the Fourteenth Annual

Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA-TM-NMFS-SEFSC-351. Pp. 225–228.

Gil, H. R. 1988. Biología y conservación de las tortugas marinas en el litoral del estado de Quintana Roo. Reporte Final temporada 1987. CIQRO. 57 p.

Gil, R., E. Miranda y R. Vázquez. 1993. Protección e investigación de la tortuga Carey, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766), en isla Holbox, Q.Roo, Temporada 1990. En: J. Frazier (ed.). Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán. UADY. Mérida, Yucatán., México. Pp 143 -157.

Gobierno del Estado de Quintana Roo. 1994. Acuerdo de coordinación para el ordenamiento ecológico de la región denominada Corredor Cancún-Tulum. Periódico Oficial del Gobierno de Quintana Roo. 9 de junio de 1994.

Gobierno del Estado de Quintana Roo. 1998. Decreto por el que se declara área natural protegida con la categoría de zona sujeta a conservación ecológica “Santuario de la Tortuga Marina X’cachel–X’cachelito. Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Quintana Roo. 21 de febrero de 1998.

Gobierno del Estado de Quintana Roo. 2000. Decreto por el que se establece el Programa de Manejo de la zona sujeta a conservación ecológica “Santuario de la Tortuga Marina, X’cachel–X’cachelito” Ubicada en el Municipio de Solidaridad, Estado de Quintana Roo. Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Quintana Roo. 28 de abril de 2000.

Gobierno del Estado de Quintana Roo. 2001. Decreto por el que se expide el Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial de la región denominada Corredor Cancún-Tulum. Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Quintana Roo. Tomo II, número 10 extraordinario. 16 de noviembre de 2001. 8 p.

Gobierno del Estado de Quintana Roo. 2001. Decreto por el que se expide el Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial de la zona continental del

municipio de Isla Mujeres, Quintana Roo, México. Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Quintana Roo. 14 de mayo de 2001.

Gobierno del Estado de Quintana Roo. 2002a. Decreto por el cual se establece el Programa de Ordenamiento Ecológico de la zona costera de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an. Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Quintana Roo. 14 de mayo de 2002.

Gobierno del Estado de Quintana Roo. 2002b. Decreto por el cual se Establece el Programa de Ordenamiento Ecológico de la Isla de Cozumel y su área marina de influencia. Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Quintana Roo. 21 de mayo de 2002.

Gobierno del Estado de Quintana Roo. 2005a. Programa de Ordenamiento Ecológico Local del Municipio Benito Juárez, Quintana Roo. SEMARNAT, Gobierno del Estado de Quintana Roo, H. Ayuntamiento Benito Juárez. 90 p.

Gobierno del Estado de Quintana Roo. 2005b. Decreto por el cual se Establece el Programa de Ordenamiento Ecológico de la región de la laguna Bacalar, Quintana Roo, México. Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Quintana Roo. 124p.

Gobierno del Estado de Quintana Roo. 2006. Decreto mediante el cual se establecen las reglas de aplicación del Programa de Ordenamiento Ecológico de la región denominada Corredor Cancún-Tulum. Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Quintana Roo. 19 de diciembre de 2006.

Gobierno Federal 2000. Anexo por el que se acuerda la Carta Nacional Pesquera, publicado el 17 de agosto de 2000. Diario Oficial de la Federación, segunda sección. 28 de agosto de 2000.

Gobierno Federal. 1981. Decreto por el que, por causa de utilidad pública se declara parque nacional con el nombre de Tulum, una superficie de 664-32-13 Has., ubicada en el Municipio de Felipe Carrillo Puerto, Q. Roo. Diario Oficial de la Federación. 23 abril 1981. Pp. 11-13.

- Gobierno Federal. 1990. Acuerdo por el que se establece veda para las especies y subespecies de tortuga marina, en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe, así como en las del Océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California. Diario Oficial de la Federación. 31 de mayo de 1990. Pp. 21-22.
- Gobierno Federal. 1993. NORMA oficial mexicana de Emergencia 002-PESC-1993, por la que se establece el uso obligatorio de excluidores de tortugas marinas en el Golfo de México y Mar Caribe mexicanos. Diario Oficial de la Federación. 24 febrero 1993. 33 p.
- Gobierno Federal. 1994. NORMA oficial mexicana NOM-059–Ecol-1994, que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas y en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial, y que establece especificaciones para su protección. Diario Oficial de la Federación. Tomo CDLXXXVIII No. 10. 16 de mayo de 1994. México, D. F. 60 p.
- Gobierno Federal. 2013. NORMA Oficial Mexicana NOM-162-SEMARNAT-2012, Que establece las especificaciones para la protección, recuperación y manejo de las poblaciones de las tortugas marinas en su hábitat de anidación. Diario Oficial de la Federación. 1 de febrero de 2013. México, D. F.
- Golubov, J. y N. Garcia. 1994. A new area for marine turtle research in Quintana Roo, Mexico. En: B. Schroeder y B. Witherington. Proceeding of the Thirteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA -TM -NMFS-SEFSC-341. Pp. 232-233.
- Golubov. F. J. K.1994. Descripción de la zona de anidación y algunas características de la historia de vida de dos especies de tortugas marinas *Chelonia mydas* y *Caretta caretta* en la porción central de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo. México. Tesis, Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. 71 p.

- González - Malpica C. y Pérez-Vázquez J. C. 1995. Tortugas marinas en Isla Contoy. Temporada 1994. Informe final Amigos de Sian ka'an. Cancún, Quintana Roo. México. 37 p.
- Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas (GETM). 2004. Global status assessment green turtle *Chelonia mydas*. Marine Turtle Specialist Group Review. IUCN. USA. 69 p.
- Grupo Ecologista del Mayab (GEMA). 1994. Propuesta para incorporar "Playa Xcacel" al sistema nacional de áreas protegidas como reserva ecológica. Grupo Ecologista del Mayab Cancún, Quintana Roo, México. 50 p.
- Gutiérrez-Aguirre, M. A., M. G. de la Fuente-Betancourt y A. Cervantes. 2000. Biomasa y densidad de dos especies de pastos marinos en el sur de Quintana Roo, México. *Rev. Biol. Trop.* 48(2/3):313-316.
- Hamann, M., M. H. Dogfre y J. A. Seminoff. 2010. Global research priorities for sea turtles: Informing management and conservation in the 21st century. *Endangered Species Research* 11:245–269.
- Hannan, L. B., J. D. Roth, L. M. Ehrhart y J. F. Weishampel. 2007. Dune vegetation fertilization by nesting sea turtles. *Ecology* 88:1053–1058.
- Hatase, H. y K. Tsukamoto. 2008. Smaller longer, larger shorter: energy budget calculations explain intrapopulation variation in remigration intervals for loggerhead turtles. *Canadian Journal of Zoology* 86:595–600.
- Hays, G. C. 2000. The implications of variable remigration intervals for the assessment of population size in marine turtles. *J. Theor. Biol.* 206:221–227.
- Hendrickson, J. R. 1958. The green sea turtle, *Chelonia mydas* (Linn.) in Malaya and Sarawak. *Proc. Zool. Soc. London* 130:455-535.
- Herbst, L. H. 1994. Fibropapillomatosis of marine turtles. *Annu. Rev. Fish Dis.* 4:389-425.
- Herrera, J., A. S. Cebrian, J. Hauxwell, J. R. Ramírez y P. Ralph. 2010. Evidence of negative impacts of ecological tourism on turtlegrass (*Thalassia testudinum*)

beds in a marine protected area of the Mexican Caribbean. *Aquatic Ecology* 44:23-31.

Herrera, R. y. M. Pavón. 2001. Bibliografía sobre tortugas marinas en Quintana Roo. En: R. Villavicencio y M. Acevez (Compiladores). *Memorias del XI taller regional sobre programas de conservación de tortugas marinas en la península de Yucatán, Playa del Carmen, Quintana Roo*. Pp. 121-123.

Herrera, R. J. C. Zurita y B. Prezas. 2001. Incidencia de fibropapilomas en tortugas marinas en Quintana Roo. En: R. Villavicencio y M. Acevez (Compiladores). *Memorias del XI taller regional sobre programas de conservación de tortugas marinas en la península de Yucatán, Playa del Carmen, Quintana Roo*. Pp. 124- 125.

Herrera, R. y J.C. Zurita. 2005. La protección de las tortugas marinas y el desarrollo turístico en la Riviera Maya, Quintana Roo, México. *Revista de medio ambiente, turismo y sustentabilidad*. 1(1):35-38.

Herrera-Pavón R. L. 2011. La tortuga marina, omnipresente en la cultura maya. En: C. Pozo, N. A. Canto y S. Calme. *Riqueza Biológica del Estado de Quintana Roo: un análisis para su conservación tomo 1*. El Colegio de la frontera Sur (ECOSUR), Comisión Nacional Para el conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Gobierno del estado de Quintana Roo y El Programa de Pequeñas Donaciones (PDD). México, DF. 344:241-247 pp.

Herrera, R. L. R. Castellanos, S. Luna, S. Netahly y R. Ruiz. 2013. Monitoreo de las anidaciones de tortuga marinas en la zona sur de Quintana Roo. Temporada 2013. Informe final. ECOSUR-Diamonds International. Chetumal, Quintana Roo. 21 p.

Hirth, H. 1971. Synopsis of biological data on green turtle *Chelonia mydas* (Linn. 1758). *FAO. Fish. Synop.* 85:1.1-8.19.

Hirth, H. F. 1980. Some aspects of the nesting behavior and reproductive biology of sea turtles. *Amer. Zool.* 20(3):507-523.

- Hopkins, S. R. y J. T. Richardson. 1984. A recovery plan for marine turtles. U.S. Natl. Mar. Fish. Serv. 335 p.
- Hugues, G. R. 1974. The sea turtles of South- east Africa II. The biology of togoland loggerhead turtle *Caretta caretta* L. comments on the leatherback turtle *Dermochelys coriacea* L. and the green turtle *Chelonia mydas* L. in the study region. Ocean. Inst. Inv. Rep. 35. South Africa Ass. Marine Biol. Res. Durban, South Africa. 96 p.
- Ibarra, S. E y R. Ríos. Ecosistemas de fanerógamas marinas. En: S. I. Salazar-Vallejo y N. E. González (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México. Com. Nal. Biodiversidad y CIQRO. México. Pp 54–65.
- Iturbe, I. 2007. Situación de la tortuga verde en el Golfo de México y el Mar Caribe. En: CONANP-SEMARNAT. Memorias de la reunión nacional sobre conservación de tortugas marinas. Veracruz, Ver. Pp. 55- 58.
- Jauregui, E. 1967. Las ondas del este y los ciclones tropicales en México. Ingeniería Hidráulica en México. Vol. XXI, num. 3. Pp. 197-208.
- Johnson, S. A. 1994. Reproductive ecology of Florida green turtle (*Chelonia mydas*). Tesis de maestría. University of Central Florida. Orlando, Florida. 108 p.
- Jordán, D. E. 1993. Atlas de los arrecifes coralinos del Caribe mexicano: Parte I, El sistema continental. Ins. C. Mar. Lim. UNAM, CIQRO. México. 110 p.
- Knowlton, N., E. Weil, L. A. Weigt, H. M. Guzmán. 1992. Sibling species in *Montastrea annularis*, coral bleaching, and the coral climate record. *Science* 255:330-333.
- Kraemer, J. E. y R. Bell. 1980. Rain-induced mortality of eggs and hatchling of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) on the Georgia Coast. *Herpetológica* 36(1):72-77.
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241:1455-1460.

- Laporta, M., P. Miller y A. Domingo. 2013. Captura incidental de tortugas marinas en la pesquería de arrastre uruguayo. En: Zaldúa-Mendizabal, N. y A. Egaña-Callejo (eds). Marine turtles of the North East Atlantic. Contributions for the First Regional Conference. Munibe Monographs. Nature Series 1. Aranzadi Society of Sciences. San Sebastian. Pp. 43-50.
- Limpus, C. J., P. Reed y J. D. Miller. 1979. Movement induced mortality of loggerhead eggs. *Herpetological* 35(4):335–338.
- Limpus, C. J., P. Egger y J. D. Miller. 1994. Longer interval remigration in Eastern Australian Chelonia. En: B. A. Schoeder y B. E. Witherington (comps.). Proceedings of the thirteenth annual symposium on sea turtle biology and conservation. NOAA-TM-NMFS-SEFSC-341. Pp 85–88.
- Lorences, A. y G. Camarena. 2013. Informe de actividades de protección, conservación e investigación de las tortugas marinas en la playa de Xpu-Ha, Quintana Roo. Temporada 2013. SGPA/DGVS/02440/13. 12 pp.
- Lutcavage, M. E, P. Plotkin, B. Witherington y P. L. Lutz .1997. Human impacts on sea turtle survival. En: P. L. Lutz y J. A. Musick (eds.). The biology of sea turtles. CRC Press. Boca Raton. Pp. 387–409.
- Maffucci, F., W.H.C.F. Kooistra, F. Bentivegna. 2006. Natal origin of loggerhead turtles, *Caretta caretta* in the neritic habitat of the Italian coasts, Central Mediterranean. *Biological Conservation* 127: 183-189.
- Magnuson, J.J. et al. (+ 10). 1990. Decline of the sea turtles: causes and prevention. *Natl. Acad. Sci., Washington*. 259 p.
- Magyar, T. 2008. The impact of artificial lights and anthropogenic noise on Loggerheads (*Caretta caretta*) and green turtles (*Chelonia mydas*), assessed at index nesting beaches in Turkey and Mexico. Tesis doctoral. The University of Bonn. 215 p.
- Márquez, R. M 1990. Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of the sea turtle species known to date. *FAO Species Catalogue*. Vol. 11. *FAO United Nations*. 81 p.

- Márquez, R. M. 2004. Las tortugas marinas del Golfo de México, abundancia, distribución y protección. En: Caso, M., I. Pisanty y E. Ezcurra (Eds). Diagnóstico ambiental del Golfo de México. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. Pp. 175–197.
- Márquez, R.M 1976. Reservas naturales para la conservación de las tortugas marinas de México. Ser. Inform., I.N.P./S.I. 83:1-22.
- Márquez, R., y M. C. Jiménez. 2010. El posible efecto del cambio climático en las tortugas marinas. En: A. V. Botello, S. Villanueva-Fragoso, J. Gutiérrez y J. L. Rojas Galaviz (eds.). Vulnerabilidad de las zonas costeras mexicanas ante el cambio climático. SEMARNAT-INE, UNAM-ICMYL. Universidad Autónoma de Campeche. Pp. 97-112.
- Márquez-García, E., S. Flores-Erazo, A. Márquez-García y V. Pérez Aguilar. 2006. Cambios por erosión y acreción de las playas del municipio de Solidaridad. En: M.J. Bello, G. De la Lanza-Espino y G. Pérez de la Fuente (eds.). Comunidad arrecifal de las playas en la Riviera Maya. Revista del Medio Ambiente, Turismo y Sustentabilidad. Vol. 2, núm. 1. Universidad del Caribe. Pp. 45-57.
- Martínez, M. L., P. Moreno-Casasola y S. Castillo. 1993. Biodiversidad costera: playas y dunas. En: S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México. Com. Nal. Biodiversidad, CIQRO. México. Pp. 160-181.
- Martínez-Lorenzo, J. L. 1991. Campamentos de protección a la tortuga marina en la costa sur de Quintana Roo, México. *AvaCient* 2:6-9.
- Mazaris, A. D., A. S. Kallimanis, J. Tzanopoulos, S. P. Sgardelis y J. D. Pantis. 2009. Sea surface temperature variations in core foraging grounds drive nesting trends and phenology of loggerhead turtles in the Mediterranean Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 379: 23–27.
- McDonald, D. y P. Dutton. 1990. Fibropapilomas en tortugas marinas en la Bahía de San Diego, California. *Noticiero de Tortugas Marinas* 51: 10-11.

- McGehee, M. A. 1979. Effects of moisture on eggs and hatching of loggerhead sea turtle eggs (*Caretta caretta*). *Herpetologica* 46:251–258.
- Mejía, D. E. 2014. Anidación, protección y manejo de la tortuga caguama *Caretta caretta* en la playa X'cacel–X'cacelito, Quintana Roo, México en la temporada 2011. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, UNAM. México, DF. 58 p.
- Merchant, H. 2000. Determinación del Sexo en crías. En: K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois y M. Donnelly (eds). *Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas*. UICN/CSE Grupo Especialista en Tortugas Marinas. Publicación No. 4. Pp. 150-155.
- Meylan, A. 1981. Estimation of population size in sea turtle. En: K. A. Bjorndal (ed.). *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. Pp 135-138.
- Meylan, A. B., B. W. Bowen y J. C. Avise. 1990. A genetic test of the natal homing versus social facilitation models for green turtle migration. *Science* 248:724-727.
- Meylan, A. B. y M. Donnelly. 1999. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as critically endangered on the 1996. IUCN Red List of Threatened Animals. *Chelonian Conserv. Biol.* 3(2):200–224.
- Meylan, A. B., A. Arenas, J. Zurita, E. Harrison, J. Gray y P. Meylan. 2014. Green turtle with living tag captured in the southern Bahamas. *Marine Turtle Newsletter* 141:15-17.
- Millán-Aguilar, O. G. 2009. Estructura genética poblacional de la tortuga verde, *Chelonia mydas* en el Golfo de México determinada por análisis de secuencias del ADN mitocondrial. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. UNAM
- Miller, D.L. 1982. Mexico's and Caribbean fishery: recent change and current issue. Tesis Doctoral. Milwaukee 250 pp.

- Miller, J.D. 1985. Embriology of marine turtles. En: C. Gans, F. Billet y P. F. A. Maderson (eds.). *Biology of the Reptilia*. Vol. 14. Academic Press. New York. Pp. 269-328
- Miller, J. 1996. Reproduction in Sea Turtles. En: P. L. Lutz y J. A. Musick (eds.). *The biology of sea turtles*. CRC Press. Boca Raton. Pp. 52-81.
- Miller, J. D., C. J. Limpus, M. H. Godley. 2003. Nest site selection, oviposition, eggs, development, hatching, and emergence of loggerhead turtles. En: A. B. Bolten y B. E. Witherington (eds). *Biology of loggerhead sea turtles*. Smithsonian Books. Washington, DC. Pp. 125–143.
- Milton, S. L., S. Leone Kabler, A. A. Schulman y P. L. Lutz. 1994. Effects of Hurricane Andrew on the sea turtle nesting beaches of South Florida. *Bulletin of Marine Sciences* 54(3):978-981.
- Miranda, R. E. y J. Fraizer. 1994: Isla Holbox, México: an analysis of five nesting seasons of major Hawksbill nesting beach. En: A. K. Bjorndal, A. B. Bolten, D. A. Johnson, P. J. Eliazar (comps.). *Proceedings of the Fourteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA - TM -NMFS-SEFSC-351.
- Moncada, F., F.A. Abreu-Grobois, A. Muhlia-Melo, C. Bell, S. Troëng, K.A. Bjorndal, A.B. Bolten, A.B. Meylan, J. Zurita, G. Espinosa, G. Nodarse, R. Márquez-Millán, A. Foley, and L. Ehrhart. 2006. Movement patterns of green turtles (*Chelonia mydas*) in Cuba and adjacent Caribbean waters inferred from flipper tag recaptures. *Journal of Herpetology* 40:22–34
- Moncada, F., F.A. Abreu-Grobois, D. Bagley, K.A. Bjorndal, A.B. Bolten, J.A. Camiñas, L. Ehrhart, A. Muhlia-Melo, G. Nodarse, B.A. Schroeder, J. Zurita, and L.A. Hawkes. 2010. Movement patterns of loggerhead turtles *Caretta caretta* in Cuban waters inferred from flipper tag recaptures. *Endangered Species Research* 11: 61–68.
- Morales, J. J. 1993. Los huracanes en la Península de Yucatán. CALICA. Mérida. 111 p.

- Morris, R.A. y G.H. Balazs. 1994. Experimental use of cryosurgery to treat fibropapillomas in the green turtles, *Chelonia mydas*. En: B.A Schoeder y B.E. Witherington (comps). Proceedings of the Thirteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. National Marine Fisheries Service NOAA - TM-NMFS-SEFSC- 341. Pp 111-114.
- Mortimer, J. A. y A. Carr. 1987. Reproduction and migrations of the Ascension Island green turtle (*Chelonia mydas*). *Copeia* 1989:102–113.
- Mortimer, J. A., y K. M. Portier. 1989. Reproductive homing and inter nesting behavior of the green turtle (*Chelonia mydas*) at Ascension Island, South Atlantic Ocean. *Copeia*. 962-977.
- Mortimer, J. A. 1990. The influence of beach sand characteristics on the nesting behavior and clutch survival of green turtles *Chelonia mydas*. *Copeia* 3:802–817.
- Mrosovsky, N. 1982. Sex ratio bias in hatchling sea turtles from artificially incubated eggs. *Biological Conservation*. 23:309-314.
- Mrosovsky, N. 1994. Sex ratios on sea turtles. *J. Exp. Zool.*, 270, 16-27.
- Namnum, S. 2006. La convención interamericana para la protección y conservación de las tortugas marinas y su implementación en el derecho mexicano. En: Frazier, J. (ed.). Instrumentos internacionales y la conservación de las tortugas marinas. Ediciones Abya-Yala. Quito, Ecuador. Pp. 123–142.
- National Marine Fisheries Service and U.S. Fish and Wildlife Service. 2008. Recovery Plan for the Northwest Atlantic Populations of the Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*). National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD. Team: A.B. Bolten (team leader), L.B. Crowder, M.G. Dodd, S.L. MacPherson, J.A. Musick, B.A. Schroeder, and B.E. Witherington. 323 pages.
- National Research Council (NRC). 2010. Assessment of sea turtle status and trends: integrating demography and abundance. National Academies Press, Washington, DC. 174 p.

- Nelson, D. A. 1988. Life history and environmental requirements of loggerhead turtles. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 88:1-23.
- Ortiz M., J. Rosiles y V. Sarabia. 2000. Temporal and spatial distribution of the nesting activity of *Caretta caretta* and *Chelonia mydas* in Akumal Quintana Roo. En: F. A. Abreu-Grobois, R. Briceño-Dueñas, R. Márquez-Millan y L. Sarti-Martínez (comps.). Proceedings of the Eighteenth International Sea Turtle Symposium. NOAA -TM-NMFS-SEFSC- 436.
- Ortiz, L. M. 1996. Akumal: The place of the turtle. Newsletter Centro Ecológico Akumal. Centro Ukana. Akumal. Quintana Roo, México. 7p.
- Patino - Martínez, J. 2013. Las tortugas marinas y el cambio global. En: N. Zaldua-Mendizabal y A. Egaña-Callejo (eds). Marine turtles of the North East Atlantic. Contributions for the First Regional Conference. Munibe Monographs. Nature Series 1. Aranzadi Society of Sciences. San Sebastián. Pp. 99-105.
- Pilcher, N. 2013. Succeeding in sea turtle conservation: not just counting the decline. En: N. Zaldua-Mendizabal y A. Egaña-Callejo (eds). Marine turtles of the North East Atlantic. Contributions for the First Regional Conference. Munibe Monographs. Nature Series 1. Aranzadi Society of Sciences. San Sebastián. Pp. 89-98.
- Plotkin, P. T., D. C. Rostal, R. A. Byles, y D. W. Owens. 1997. Reproductive and developmental synchrony in female *Lepidochelys olivacea*. Journal of Herpetology 3:17-22.
- Poloczanska, E. S., C. J. Limpus y G. C. Hays. 2009. Vulnerability of marine turtles to climate change. En: D. W. Sims (Ed). Advances in Marine Biology. Vol. 56. Burlington: Academic Press. Pp. 151-211.
- Prado-Lallande, M. R. Herrera y J. C. Zurita. 2007. The Conservation of Sea Turtles in Protected Areas of Quintana Roo, Mexico. 27th International Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Myrtle Beach, South Carolina USA.

- Prezas, B. H. 1991. Aspectos de la anidación de la tortuga caguama *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) en la costa central de Quintana Roo, México. Tesis Profesional, Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. 65 p.
- Prezas, B. H. 1996. X'cachel: Propuesta para el establecimiento y manejo de una área protegida. Tesis de maestría, El Colegio de la Frontera Sur. Chetumal, Quintana Roo. 90 p.
- Prezas, B. H., R. Herrera y J. Zurita. 2000. X'cachel. Proposal for the establishment and management of a protected area. En: F. A. Abreu-Grobois, R. Briceño-Dueñas, R. Márquez-Millán y L. Sarti-Martínez (comps.). Proceedings of the Eighteenth International Sea Turtle Symposium. NOAA -TM-NMFS-SEFSC-436. Pp 142-144.
- Pritchard, P. 1989. A Summary of the distribution and biology of sea turtles in the Western Atlantic. En: L. Ogren (ed.). Proc. 2nd Western Atlant. Turtle Symp. U.S. Dep. Comm., NOAA, NMFS. Ciudad de Panamá. Pp. 17-32.
- Pritchard, P. H. 1996. Evolution, Phylogeny, and Current Status. En: P. L. Lutz y J. A. Musik. (eds.). The Biology of Sea Turtles. CRC Marine Science Series. Boca Raton. Pp. 1-28.
- Pritchard, P.; P. Bacon; F. Berry; A. Carr; J. Fletmeyer; R. Gallagher; S. Hopkins; R. Lankford; R. Márquez; L. Ogren; W. Preingle, J.,; H. Reichart y R. Witman. 1983. En: K. A. Bjorndal y G. H. Balazs. Manual sobre técnicas de investigación y conservación de las tortugas marinas. Segunda Edición. Center of Environmental Education, Washington, D.C. 121 p.
- Programa de Ordenamiento Ecológico del Territorio (POET) de la Costa Maya, en 2000 (SEDUMA-QROO, 2008). Pp 1 – 28.
- Ramos, R. 1974. Generalidades de la pesquería de tortugas marinas en Isla Mujeres, Quintana Roo, México. Inst. Nal. Pesq. Serie Divulgación 7:1-9.
- Raymond, P. W. 1984. Desorientación de los neonatos de tortuga marina y la iluminación artificial de las playas. Informe Centro de Educacion Ambiental. Washington. 68 p.

- Richards PM, S.P Epperly, S.S. Heppell, R.T. King, C.R. Sasso, F. Moncada, G. Nodarse, D.J.Shaver, Y. Medina, and J. Zurita. 2011. Sea turtle population estimates incorporating uncertainty: a new approach applied to western North Atlantic loggerheads *Caretta caretta*. *Endangered Species Research*, 15:151-158.
- Ríos, E. 1996. Avances en materia de protección y conservación de tortugas marinas en el litoral central de Quintana Roo. Resultados de campamentos tortugeros, temporada 1996. Acuario-Parque Ecoarqueológico Xcaret, Quintana Roo. 12 p.
- Rivas, N. R. 1984. Influencia de la temperatura, humedad y distancia del nido al mar en el porcentaje de aviamiento de *Caretta caretta* (L) en X'cacel, Quintana Roo. Temporada 1984. 35 p.
- Richardson, J. I. 1982 A population model for adult female loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) nesting in Georgia. Ph.D. dissertation, University of Georgia, Athens, GA.
- Rosengaus, M. 2010. Impacto de los ciclones tropicales. Las Cuencas Hidrográficas de México. SEMARNAT. México, D.F. Pp. 32-37.
- Ross, J. P. 1996. Caution urged in the interpretation of trends at nesting beaches. *Marine Turtle Newsletter* 74:9-10.
- Ross, J. P. 2005. Hurricane effects on nesting *Caretta caretta*. *Marine Turtle Newsletter* 108:13–14.
- Saba, V. S., P. Santidrián-Tomillo, R. D. Reina et al. 2007. The effect of the El Niño Southern Oscillation on the reproductive frequency of eastern Pacific leatherback turtles. *Journal of Applied Ecology* 44:395–404.
- Salazar-Vallejo, S. I, N. E. González y G. de la Cruz. 1992. La zona costera: ecología, conservación y turismo. En: A. César-Dachary, D. Navarro y S. M. Arnaiz (eds.). Quintana Roo: Los retos del fin del siglo. CIQRO y Fund. Siglo XXI, Chetumal. Pp. 53-73.

- Salazar-Vallejo, S. I., J. C. Zurita, N. E. González, F. Pérez y H. C. Gamboa. 1993. Áreas costeras protegidas de Quintana Roo, México. En: S. I. Salazar-Vallejo y N. E. González (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México. Com. Nal. Biodiversidad y CIQRO, México. Pp. 687-807.
- Salazar-Vallejo, S. I., y N. E. González. 1994. Sostenibilidad científicos vs políticos. *AvaCient.* 9:3-10.
- Salazar-Vallejo, S.I., J.C. Zurita, y N.E. González. 1997. Ecoturismo costero en el Gran Caribe. *AvaCient.* 20:3-7.
- Salmon, M. 2003. Artificial night lighting and sea turtles. *Biologist* 50:163–168.
- Scheffler, W. 1981. Bioestadística. Fondo Educativo Interamericano. EUA. 267 p.
- Schroeder, B. A., A. M. Foley y D. A. Bagley. 2003. Nesting patterns, reproductive migrations and adult foraging areas of loggerhead turtles. En: A. B. Bolten y B. E. Witherington (eds). *Loggerhead Sea Turtles*. Smithsonian Books. Washington, DC. Pp 114–124.
- Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP). 2000. Programa Nacional de Protección, Conservación, Investigación y Manejo de Tortugas Marinas. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Instituto Nacional de Ecología. México DF. 125 p.
- Seminoff, J. A. 2004. 2004 Red list: Global assessment green turtle (*Chelonia mydas*). Gland (Switzerland): Marine Turtle Specialist Group. The World Conservation Union IUCN. 71 p.
- Shamblin, B.M., A.B. Bolten, K.A. Bjorndal, P.H. Dutton, J.T. Nielsen, F.A. Abreu-Grobois, K.J. Reich, B.E. Witherington, D.A. Bagley, L.M. Ehrhart, A.D. Tucker, D.S. Addison, A. Arenas, C. Johnson, R.R. Carthy, M.M. Lamont, M.G. Dodd, M.S. Gaines, E. LaCasella, C.J. Nairn. 2012. Expanded mitochondrial control region sequences increase resolution of stock structure among north Atlantic loggerhead turtle rookeries. *Marine Ecology Progress Series* 469:145-160.

- Shultz, J. P. 1975. Sea turtles nesting in Surinam. *Zoologische Verhandelingen*. 143:1-143.
- Sokal, R. y J. Rohlf. 1980. *Introducción a la bioestadística*. Editorial Reverté, México, DF., 362 p.
- Solé, G. y G. Medina. 1989. The green turtles of Ave Island. En: S. A. Eckert, K. L. Eckert y T. H. Richardson (comps.) *Proceedings of the Ninth Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology*. NOAA -TM-NMFS-SEFSC-232. Pp 171 – 173
- Solow, A. R., K. A. Bjorndal y A. B. Bolten. 2002. Annual variation in nesting numbers of marine turtles: the effect of sea surface temperature on re-migration intervals. *Ecology Letters* 5:742-746.
- National Marine Fisheries Service - Southeast Fisheries Science Center (NMFS - SEFSC). 2009. An assessment of loggerhead sea turtles to estimate impacts of mortality reductions on population dynamics. NMFS SEFSC. 46p.
- Spotila, J. R. 2004. *Sea Turtles: a complete guide to their biology, behavior, and conservation*. The Johns Hopkins University Press and Oakwood Arts. 227 p.
- Stancyk, S. E. 1982. No-human predator of sea turtles and their control. En: K. A. Bjorndal (ed.). *Biology and Conservation of Sea Turtles*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. Pp 139-152.
- Stancyk, S. E. y J. P. Ross. 1978. An analysis of sand from green turtle nesting beaches on Ascension Island. *Copeia* 1:93-99.
- Talavera – Saenz, A. L. 2010. Evaluación de metales pesados en hembras y crías de tortuga blanca *Chelonia mydas* (Reptilia, Cheloniidae) de las costas de Quintana Roo, México. Tesis de maestría. El Colegio de la frontera Sur (ECOSUR). Unidad Chetumal. México. 83 pp.
- Tecnoconsult e Instituto de Ecología. 1990. Estudios de ecología costera y determinación de zonas de preservación ecológica del corredor turístico Cancún-Tulum. Publ. Priv. México. 149 p.

- Torres, M. E., A. Arenas, R. Herrera y C. Calderón. 2003. Reporte del Programa de Protección y Conservación de Tortugas Marinas en el litoral central del estado de Quintana Roo. Temporada 2002. Flora, Fauna y Cultura de México, A. C. Playa del Carmen, Quintana Roo. 52 p.
- Troëng, S. y Chaloupka, M. 2007. Variation in adult annual survival probability and remigration intervals of sea turtles. *Marine Biology* 151:1721–1730.
- Tucker, A. D. 1989. The influences of reproductive variation and spatial distribution on nest for leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*). Tesis de maestría. University of Georgia, Athens, GA. 122 pp.
- Tucker, A. D. y N. B. Frazer. 1991. Reproductive variation in leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, at Culebra National Wildlife Refuge. Puerto Rico. *Herpetologica* 47:115-124.
- Tucker, D. 2010. Nest site fidelity and clutch frequency of loggerhead turtles are better elucidated by satellite telemetry than by nocturnal tagging efforts: implications for stock estimation. *J exp Mar Biol ecol* 383:48–55.
- Turtle Expert Working Group (TEWG). 2000. Assessment update for the kemp's ridley and loggerhead sea turtle populations in the Western North Atlantic. U.S. Dep. Commer. NOAA. Tech. Mem. NMFS-SEFSC-444. 115 p.
- Turtle Expert Working Group (TEWG). 2007. An assessment of the leatherback turtle population in the Atlantic Ocean. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-555. 116 p.
- Turtle Expert Working Group (TEWG). 2009. An assessment of the loggerhead turtle population in the western North Atlantic Ocean. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-575. 142 p.
- Tussenbroek, von, B. I. 1995. *Thalassia testudinum* leaf dynamics in a Mexican Caribbean coral reef lagoon. *Mar. Bio!*. 122: 33-40.

- Tuxbury, S. M. y M. Salmon. 2005. Competitive interactions between artificial lighting and natural cues during seafinding by hatchling marine turtles. *Biological Conservation* 21:311-316.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (IUCN). 1988a. Rare and threatened palms of the new world. Botanic Gardens Conservation Secretariat. 44 p.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (IUCN). 1988b. Red list of threatened animals. The IUCN Conservation Monitoring Center. Cambridge. 154 p.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. (IUCN). 1989. Rare and threatened palms of Central America Botanic Gardens Conservation Secretariat. 44 pp.
- Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). 1990. Mapa de Clima. Atlas Nacional de México. Vol. II Cap. IV 3.1.
- Van Buskirk, J., L. B. Crowder. 1994. Life-history variation in marine turtles. *Copeia* 1994:66–81.
- Van Houtan, K. S., y J. M. Halley. 2011. Long-term climate forcing in loggerhead sea turtle nesting. *PLoS ONE* 6(4):e19043.
- Vargas, M. 1973. Resultados preliminares del mercado de tortugas marinas (1966-1970). Serie Información. Instituto Nacional de Pesca, INS/SI. Pp. 1-12.
- Vasconcelos, J., E. Albavera y E. López. 1998. First assessment of tumor incidence in olive ridley sea turtles nesting at La Escobilla Beach, Oaxaca, Mexico. 105 p.
- Vázquez, R. 1993. Protección y vigilancia de las playas de anidación de la tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*) y la tortuga blanca (*Chelonia mydas*) en El Cuyo, Yucatán. En: J. Frazier (ed.). *Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán*. UADY. Mérida, Yuc., México. Pp. 126-130.

- Viveros, L. P. 1991. Manejo y protección de las tortugas marinas en Quintana Roo, México. Tesis profesional, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, UNAM. 57 p.
- Waldichuk, M., 1987. Sea turtles-Endangered species. *Marine Pollution* 18: 623-627.
- Witherington, B. E. 1991. Orientation in hatchling loggerhead turtles at sea off artificially lighted and dark beaches. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 149:1-11.
- Witherington, B. W. 1992. Behavioral responses of nesting sea turtles to artificial lighting. *Herpetologica* 48:31–39.
- Witherington, B. E. y R. E. Martin. 2003. Understanding, assessing, and resolving light-pollution problems on sea turtle nesting beaches. Florida Marine Research Institute. Technical Reports. Num. 2. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. 73 p.
- Witherington, B. E. 2003. Biological conservation of loggerheads: Challenges and opportunities. En: A. B. Bolten y B. E. Witherington (eds). *Biology of loggerhead sea turtles*. Smithsonian Books. Washington, DC. Pp. 295–311.
- Witherington, B., P. Kubilis, B. Brost y A. Meylan. 2009. Decreasing annual nest counts in a globally important loggerhead sea turtle population. *Ecol. Appl.* 19(1):30-54.
- Whitmore, C. P. y P. H. Dutton. 1985. Infertility, embryonic mortality and nest-site selection in leatherback and green sea turtles in Surinam. *Biol. Cons.* 34:251–272.
- Wilson, E. M. 1980. Physical geography of Yucatan peninsula. En: E. Moseley y E. Terry (eds.). *Yucatan: a world apart*. Univ. Alabama, Tuscaloosa. Pp. 5-40
- Witzell, W. N. 1983. Synopsis of biological data on the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). *FAO Fish. Synop.* (137):78 p.

- Wood, J. R. y F. E. Wood. 1980. Reproductive biology of captive green sea turtles *Chelonia mydas*. *Amer. Zool.* 20:499-503.
- Woody, M. K., J. L. Prusak, R. D. Qwen, S. A. Johnson, W. E. Redfoot y L. M. Ehart. 1994. Marine turtle nesting at Patrick Air Force Base, Florida in Florida. En: B. A. Schoeder y B. E. Witherington (comps.). *Proceedings of the Thirteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA-TM-NMFS-SEFSC-341. Pp 269-272.
- Wyneken, J., T. J. Burker, M. Salmon y D. K. Pedersen. 1988. Egg failure in natural and recolated sea turtle nests. *J. Herpetol.* 22:88-96.
- Yntema, C.L. y N. Mrosovsky. 1980. Temperature dependence of sexual differentiation in sea turtles: Implication for conservation practices. *Biological Conservation* 18:271–280.
- Yntema, C. L. y N. Mrovsovky. 1982. Critical periods and pivotal temperatures for sexual differentiation in loggerhead sea turtles. *Can. J. Zool.* 60:1012-1016.
- Zurita, J. C. 1985. Aspectos biológicos y pesqueros de las tortugas marinas del Caribe mexicano. Tesis Profesional, Facultad de Ciencias, UNAM. México. 83 p.
- Zurita, J. C., B. Prezas y P. Viveros. 1990. Biología y conservación de las tortugas marinas en el litoral central del estado de Quintana Roo. Informe Final, temporada 1989. CIQRO. 57 p.
- Zurita, J. C., R. Herrera y B. Prezas. 1991a. Biología y conservación de las tortugas marinas en el litoral central de Quintana Roo. Informe Final, temporada 1988. CIQRO, 33 pp.
- Zurita, J. C., B. Prezas y R. Herrera. 1991b. Biología y conservación de las tortugas marinas en el litoral central de Quintana Roo. Informe Final, temporada 1990. CIQRO. 36 p.
- Zurita, J. C., R. Herrera P., M. Espinosa y B. Prezas. 1991c. Tortugas marinas. En: T. Camarena-Luhrs y S. Salazar-Vallejo (eds.). *Estudios ecológicos*

- preliminares de la zona sur de Quintana Roo. CIQRO, Chetumal. Pp. 167-171.
- Zurita, J. C., A. Cesar-Dachary y E. Suárez. 1992a. Aspectos históricos de la pesquería de tortugas marinas en las costas del mar caribe mexicano. Mem. VI Encuentro Interuniversitario de Tortugas Marinas. Publ. Soc. Herp. Mex. 1:75-81.
- Zurita, J. C., B. Prezas y R. Herrera. 1992b. Biología y conservación de las tortugas marinas en el litoral central de Quintana Roo. Informe Final, temporada 1991. CIQRO. 36 p.
- Zurita, J. C. y J. L. Miranda. 1992. Comité de protección de las tortugas marinas en la Isla de Cozumel. Informe Final, temporada 1991. CIQRO. 53 p.
- Zurita – Gutiérrez J. C., R. Herrera y B. Prezas. 1993. Tortugas marinas del Caribe. En: S. I. Salazar-Vallejo y N. E. González (eds.). Biodiversidad Marina y Costera de México. Com. Nal. Biodiversidad y CIQRO, México. Pp. 735 – 751.
- Zurita J. C., R. Herrera y B. Prezas, 1993a. Biología y conservación de las tortugas marinas en el litoral central de Quintana Roo, temporada 1990. En: J. Frazier (ed.). Memoria IV Taller Regional de Tortugas Mar., Península de Yucatán. UADY., Mérida, Yuc., México. pp 169-179.
- Zurita, J. C., B. Prezas y R. Herrera. 1993b. Biología y conservación de las tortugas marinas en el litoral central de Quintana Roo. Informe Final, temporada 1992. CIQRO. 43 p.
- Zurita, J. C. y J. L. Miranda. 1993. Comité de protección de las tortugas marinas en isla Cozumel, Q. Roo. En: J. Frazier (ed.). Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán. UADY. Mérida, Yuc., México. Pp. 159-168.
- Zurita, J. C., B. Prezas, R. Herrera y P. Castañeda. 1994a. Biología y conservación de las tortugas marinas en el litoral central de Quintana Roo. Informe Final, temporada 1993. CIQRO. 48 p.

- Zurita, J. C., B. Prezas, R. Herrera y J. L. Miranda. 1994b. Sea turtle tagging program in Quintana Roo, Mexico. En: K. A. Bjorndal, A.B. Bolten, D.A. Johnson y P.J. Eliazar (comps). Proceedings of the fourteen annual symposium on sea turtle biology and conservation. NOAA-TM-NMFS-SEFSC-351. Pp. 300-303.
- Zurita, J. C., R. Herrera y B. Prezas. 1997. Catálogo de marcas aplicadas a las tortugas marinas en Quintana Roo (1965-1995). El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). Chetumal, Quintana Roo. 121 p.
- Zurita, J.C 1999. La preservación de las tortugas marinas en X'cacel, La Jornada Ecológica 17 de julio 1999. México DF.
- Zurita, J. C., R. Herrera, A. Arenas, M. E. Torres y C. Calderón. 2003a. Clutch frequency in loggerhead and green sea turtles in Quintana Roo, Mexico. En: J.A. Seminorff (ed.) Proceeding of the Twenty Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. National Marine Fisheries Service NOAA - TM-NMFS-SEFSC- 503. Pp 128-130.
- Zurita, J. C., R. Herrera, A. Arenas, M. E. Torres, J. C. Alvarado y R. Villavicencio. 2003b. Nesting loggerhead and green sea turtles in Quintana Roo, Mexico. En: J.A. Seminorff (ed.) Proceeding of the Twenty Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. National Marine Fisheries Service NOAA - TM-NMFS-SEFSC- 503. Pp 125-127.
- Zurita J. C., R. Herrera, A. Arenas, I. Iturbe, A. Negrete y L. Gómez 2005. Anidación de una tortuga blanca con autoinjerto en Xcacel, Quintana Roo. Revista de medio ambiente, turismo y sustentabilidad. México. Universidad del Caribe 1(2):129-134.
- Zurita J. C y M. Prado. 2007. La conservación de las tortugas marinas en Veracruz México. CONCENZU, Consultores en Formación SA de CV. México D. F. 95 p.

Zurita, J. 2007. La tortuga caguama en el Golfo de México y el Mar Caribe. En: CONANP-SEMARNAT. Memorias de la reunión nacional sobre conservación de tortugas marinas. Veracruz, Ver. Pp. 59-62.

Zurita, J.C., R. Herrera R., A. Arenas., A. Negrete., L. Gomez., B. Prezas., y C. Sasso. 2011. Age first of Green turtles in the Mexican Caribbean. En: T.T. Jones y B.P. Wallace (comps.). Proceeding of the Thirty – First Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. National Marine Fisheries Service NOAA - TM-NMFS-SEFSC- 631. Pp 75.

8. FIGURAS

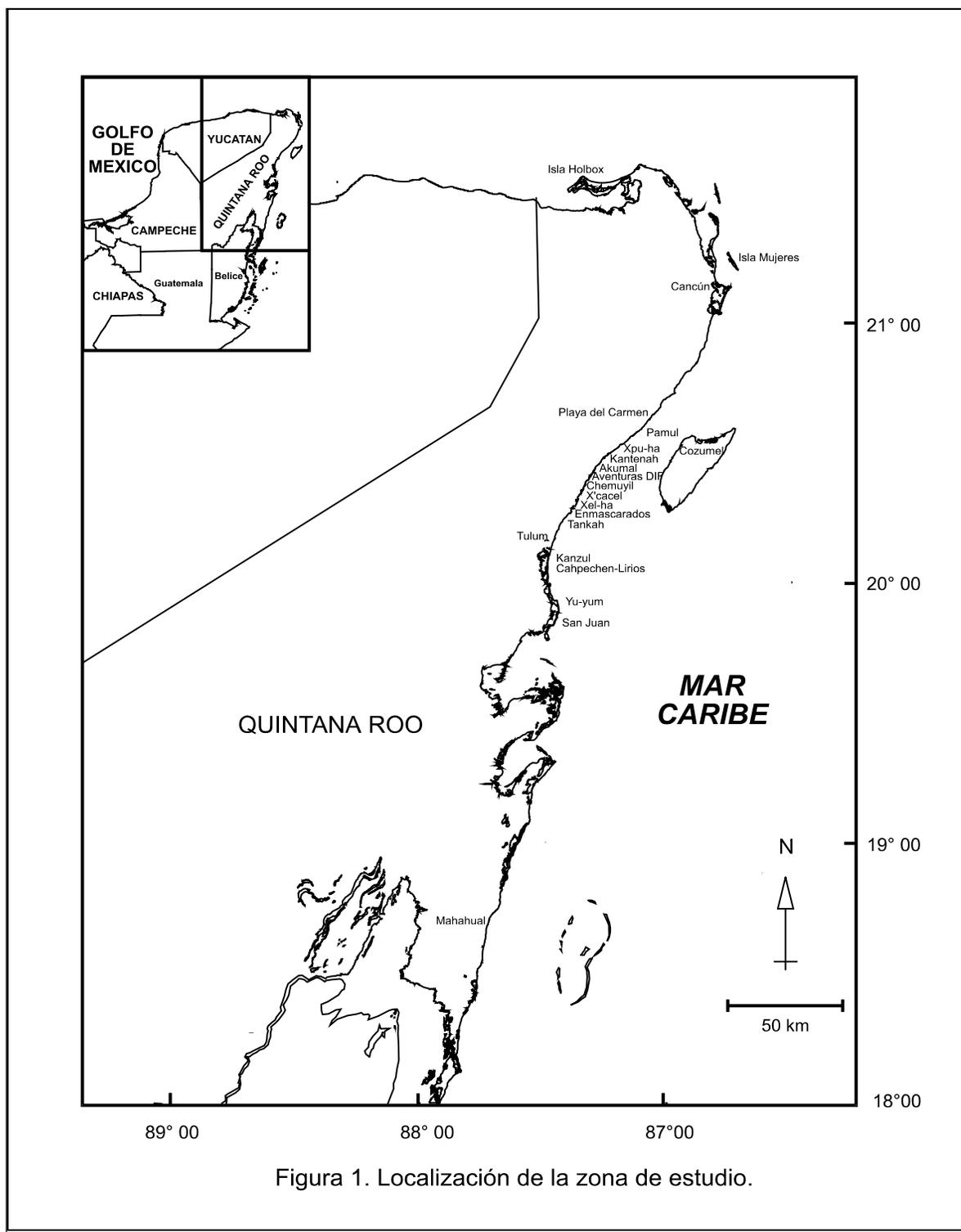


Figura 1. Localización de la zona de estudio.

Caretta caretta

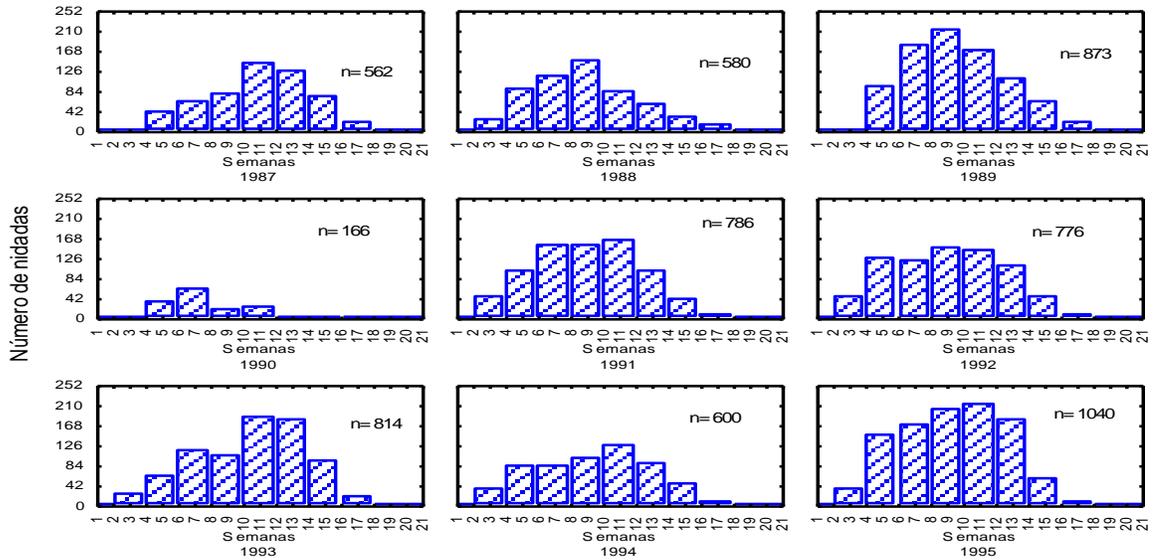
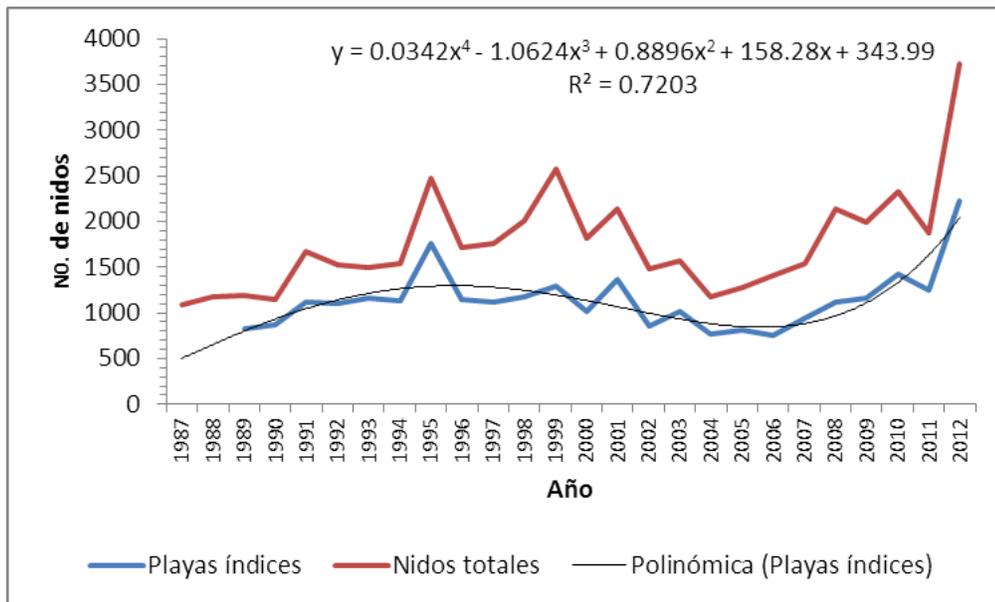


Figura 2. Distribución del número de nidadas de *Caretta caretta* por semana en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995. Semana 1 = anidaciones antes del 30 de abril. Semana 2 a partir del 1 de mayo y la última semana (21) termina el 3 de septiembre.



Fuente: CIQRO-ECOSUR, Rios (1996), Zurita *et al.* (2002), DEPC (2011^a) – CONANP, Arenas *et al.* (2002), Torres *et al.* (2003), FFCM (2004-2013), TEWG (2009).

Figura 3. Fluctuación anual en el número de nidadas de *Caretta caretta* en la zona de estudio. Temporadas 1987–2012. Ocho playas índice: Paamul, Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan.

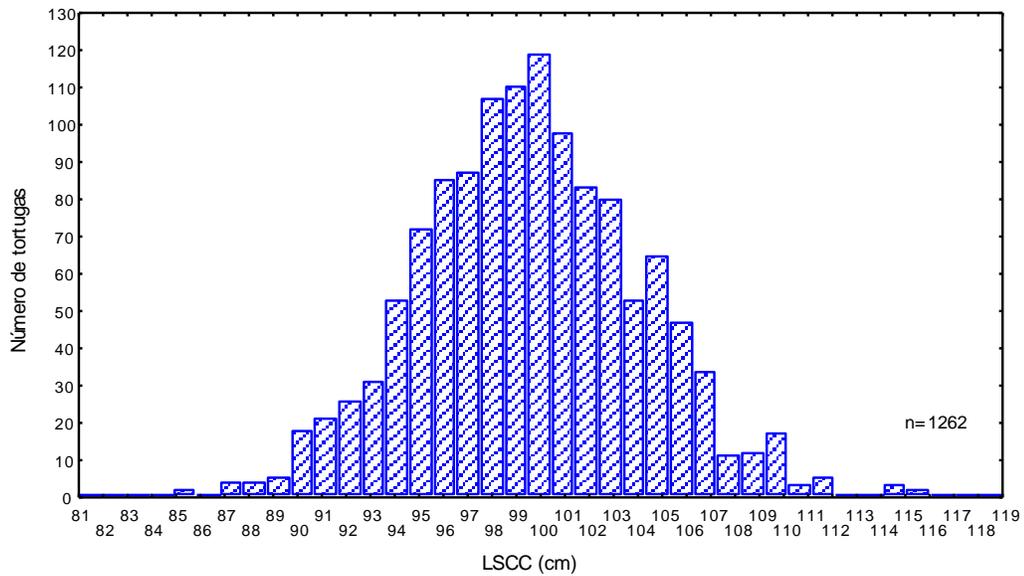


Figura 4. Distribución de frecuencias del largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de *Caretta caretta* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.

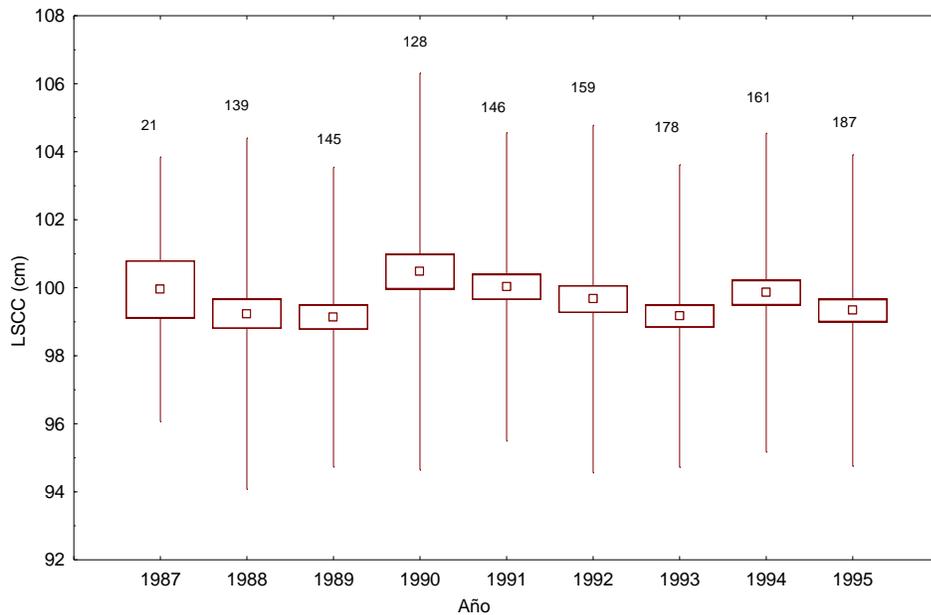
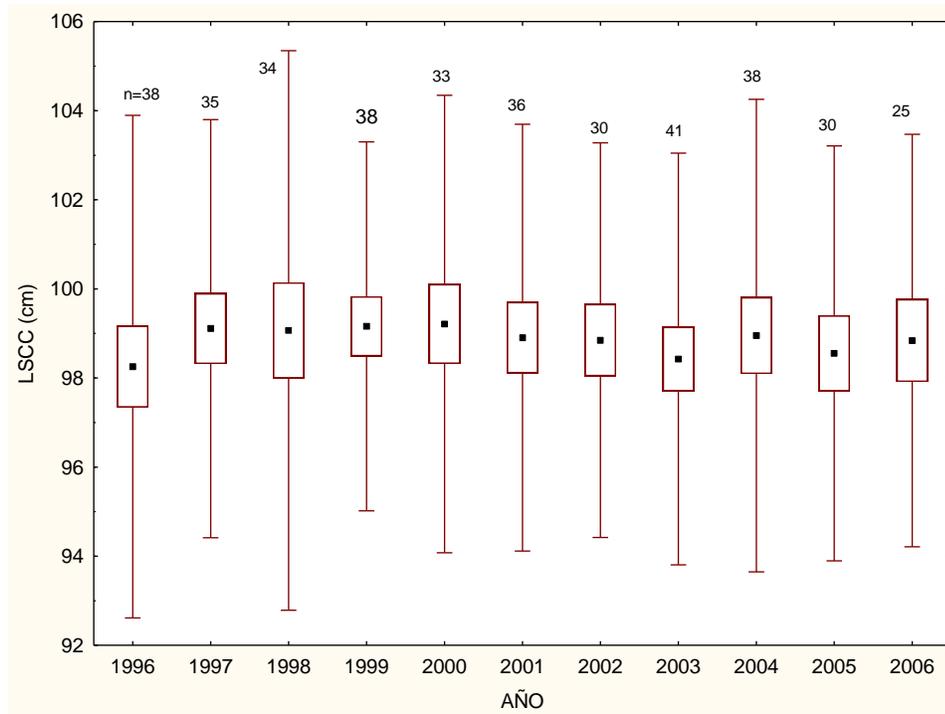


Figura 5. Registro promedio anual del largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de *Caretta caretta* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.



Fuente: Datos procesados para TWEW (2009), con información proporcionada por CIQRO-ECOSUR, FFCM, y CPTMQROO.

Figura 6. Registro promedio anual del largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de *Caretta caretta* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha. Temporadas 1996-2006. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

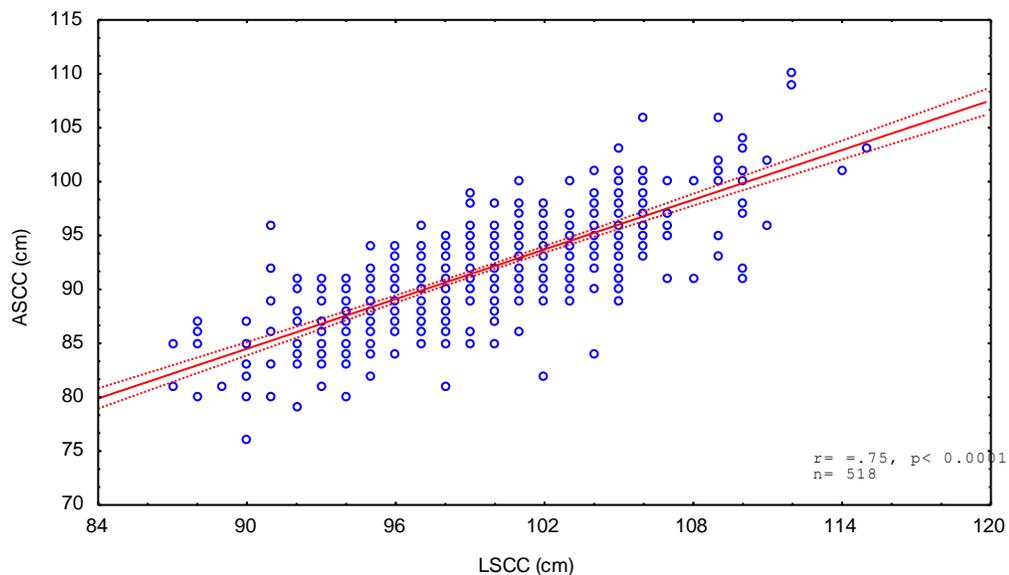


Figura 7. Relación entre el largo estándar curvo del caparazón (LSCC) y el ancho estándar curvo del caparazón (ASCC) de *Caretta caretta*. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

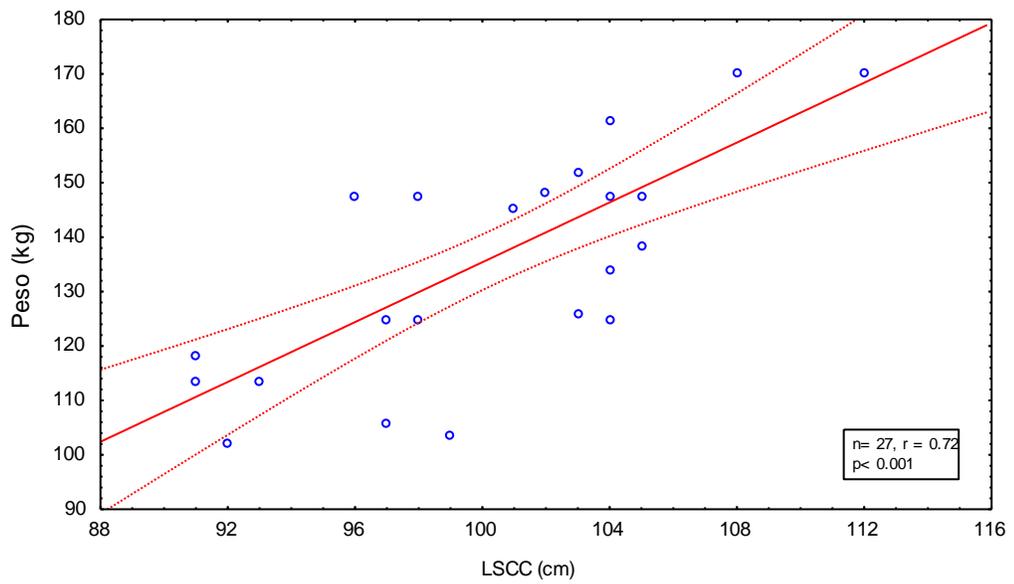


Figura 8. Relación entre el peso y el largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de *Caretta caretta*. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

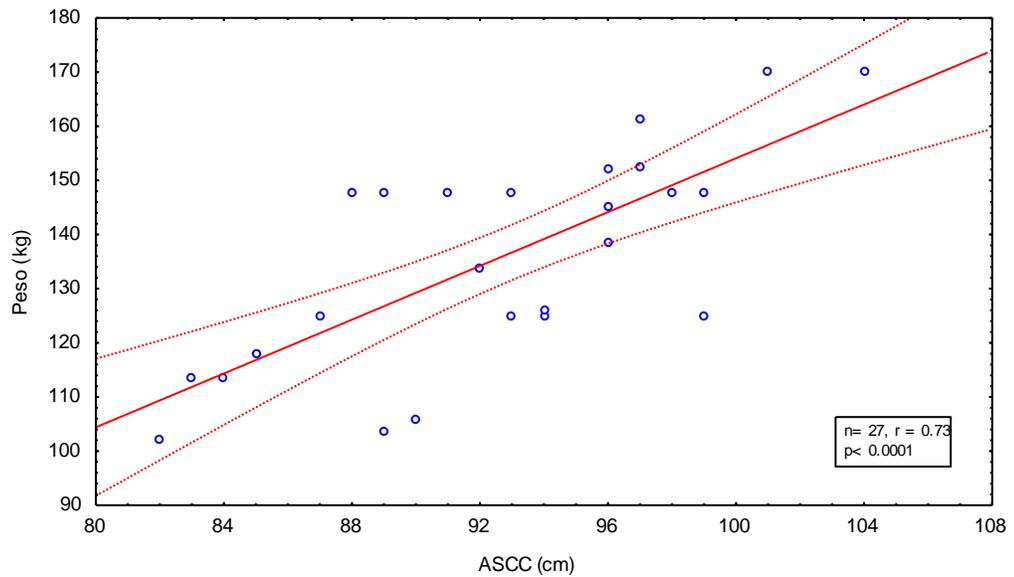


Figura 9. Relación entre el peso y el ancho estándar curvo del caparazón (ASCC) de *Caretta caretta*. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

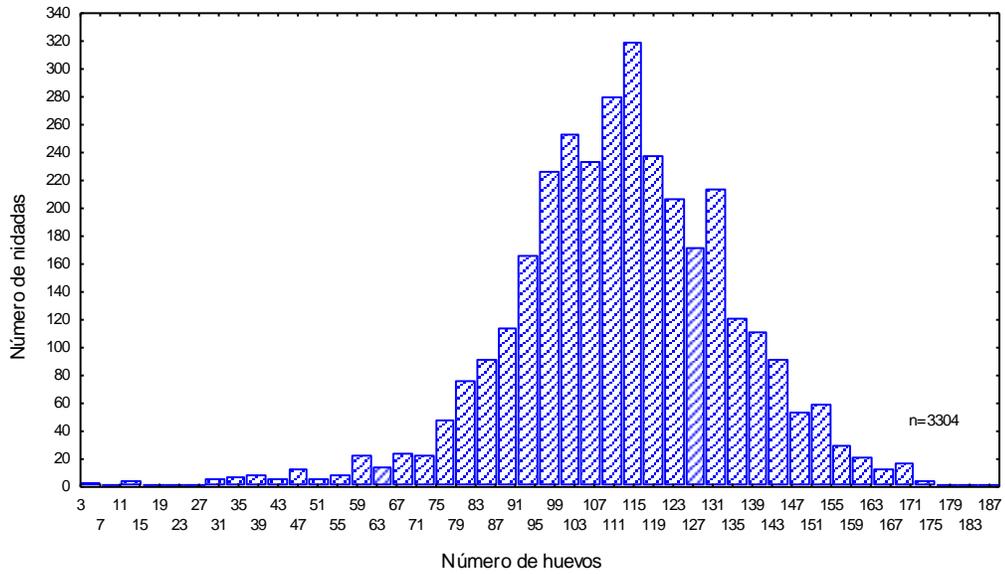


Figura 10. Distribución de frecuencias del número de huevos por nido de *Caretta caretta* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.

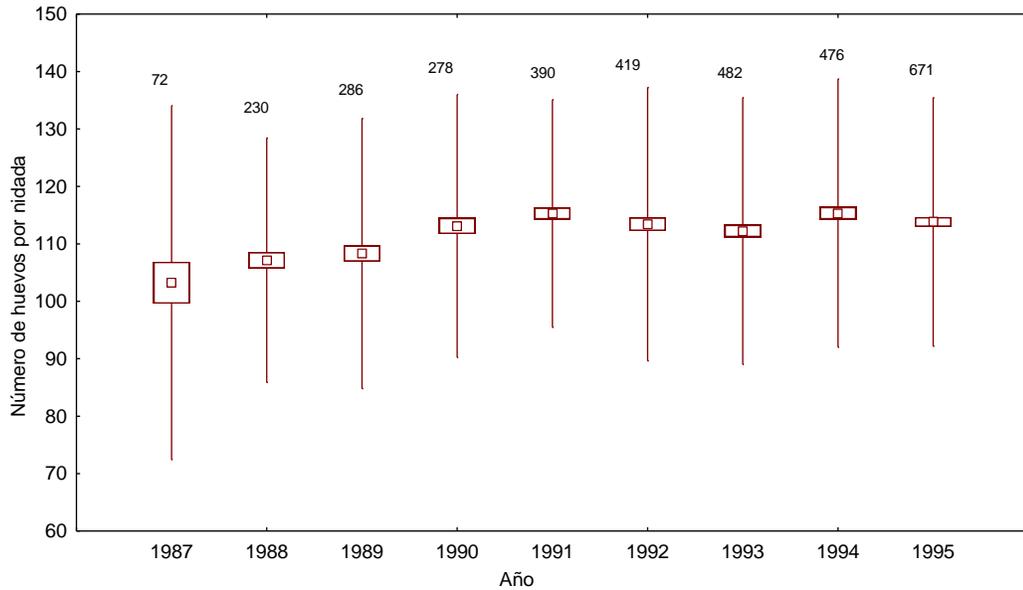
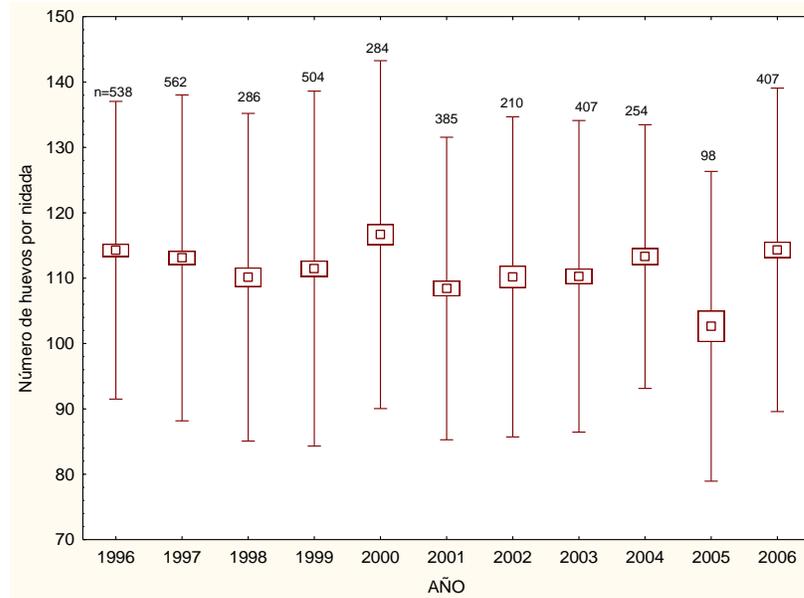


Figura 11. Promedio anual del tamaño de la nidada de *Caretta caretta* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.



Fuente: Datos procesados para TWEW (2009), con información proporcionada por CIQRO-ECOSUR, FFCM y CPTMQROO.

Figura 12. Promedio anual del tamaño de la nidada de *Caretta caretta* en las playas del litoral central en Quintana Roo. Temporadas 1996-2006. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

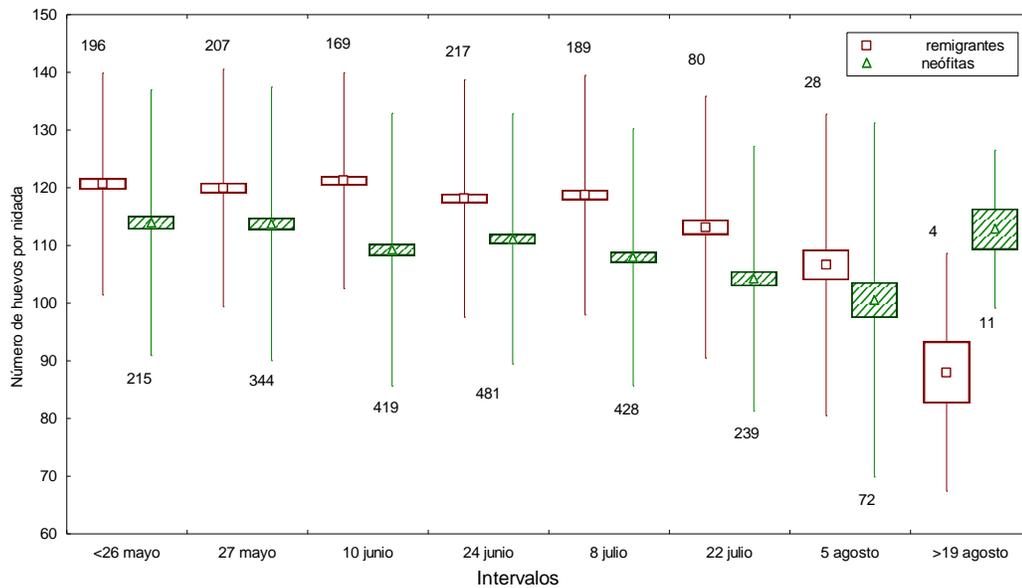


Figura 13. Variación en el tamaño de la nidada dentro de la temporada de anidación de *Caretta caretta* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha durante 1987 a 1995. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

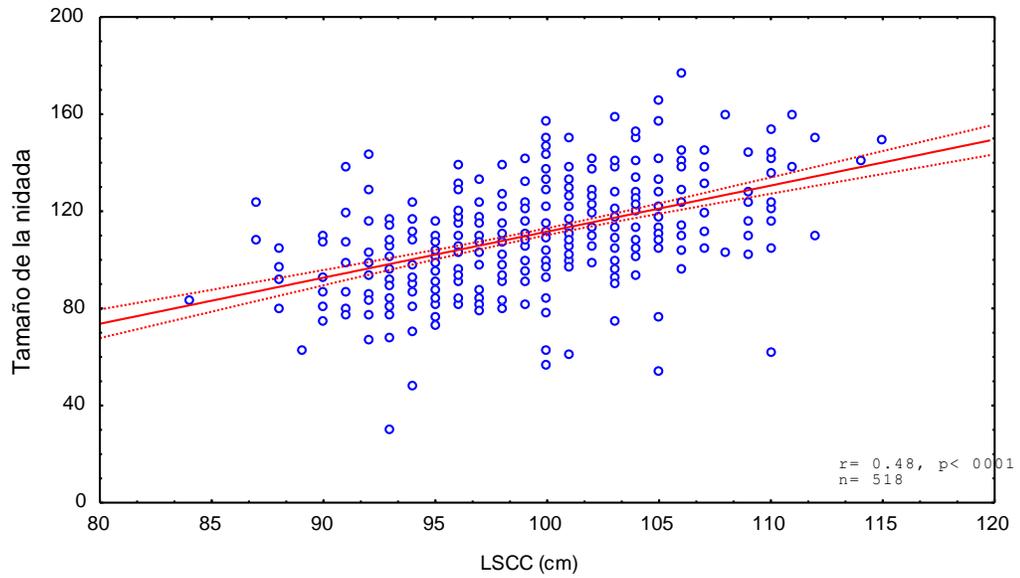


Figura 14. Relación entre el tamaño de la nidada y el largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de *Caretta caretta*. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

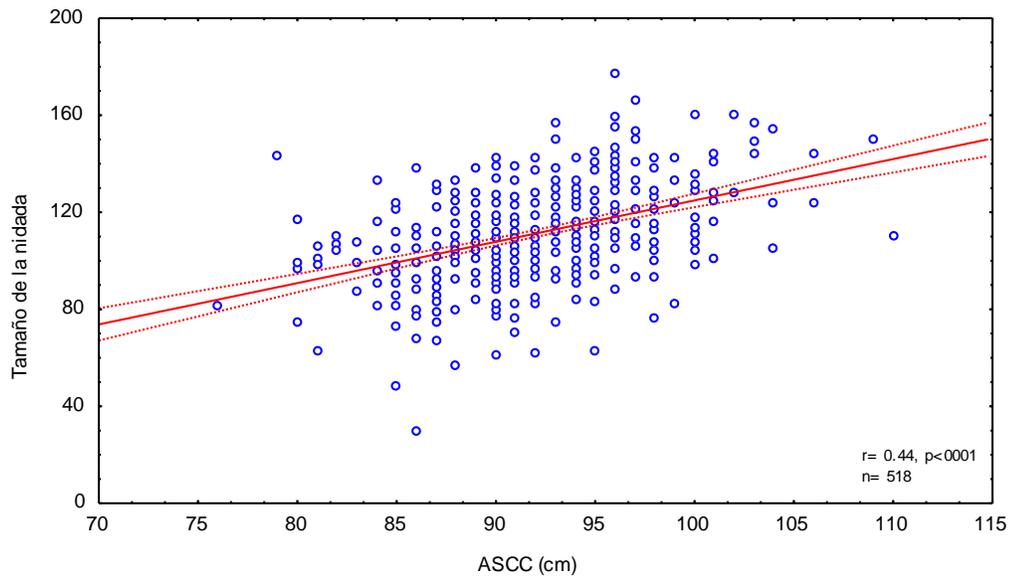


Figura 15. Relación entre el tamaño de la nidada y el ancho estándar curvo del caparazón (ASCC) de *Caretta caretta*. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

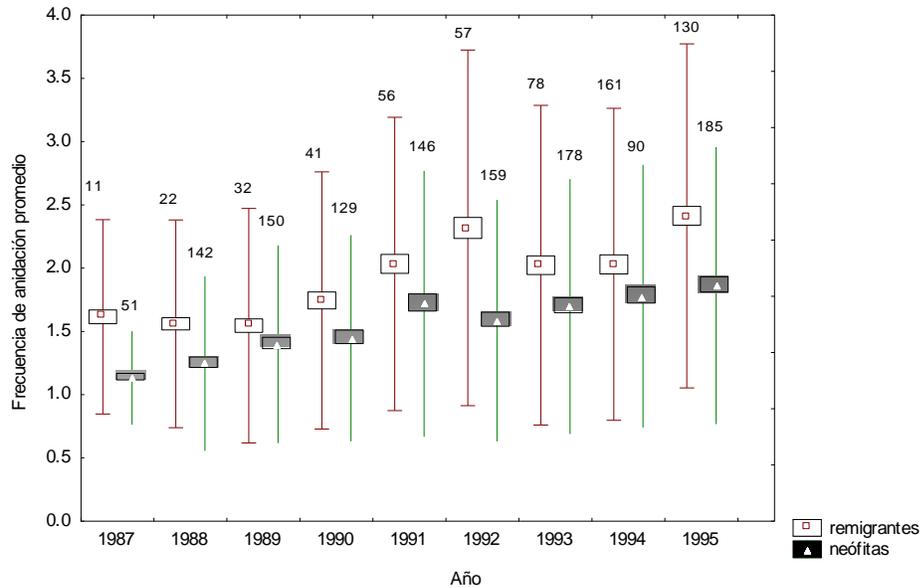
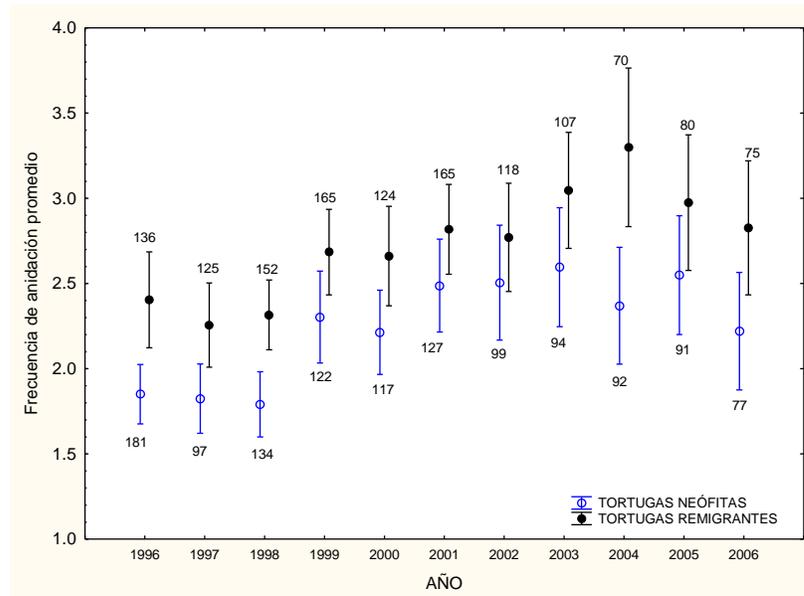
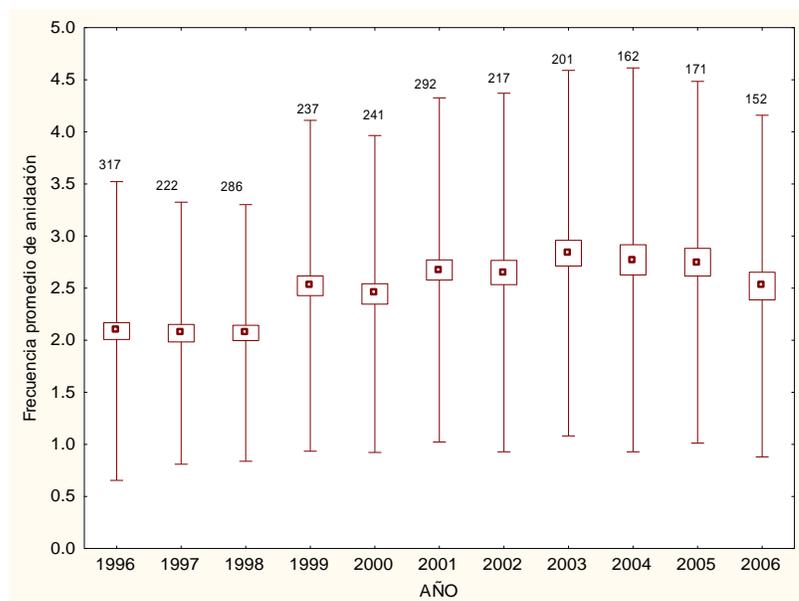


Figura 16. Variación anual de la frecuencia promedio de anidación de *Caretta caretta* neófitas y remigrantes en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995. El cuadrado y el triángulo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.



Fuente: Datos procesados para TWEW (2009), con información proporcionada por CIQRO-ECOSUR, FFCM, y CPTMQROO.

Figura 17. Variación anual de la frecuencia promedio de anidación de *Caretta caretta* neófitas y remigrantes en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1996-2006. El cuadrado y el triángulo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.



Fuente: Datos procesados para TWEW (2009), con información proporcionada por CIQRO-ECOSUR, FFCM, y CPTMQROO.

Figura 18. Variación anual de la frecuencia promedio de anidación de *Caretta caretta* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Temporadas 1996-2006. El punto central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

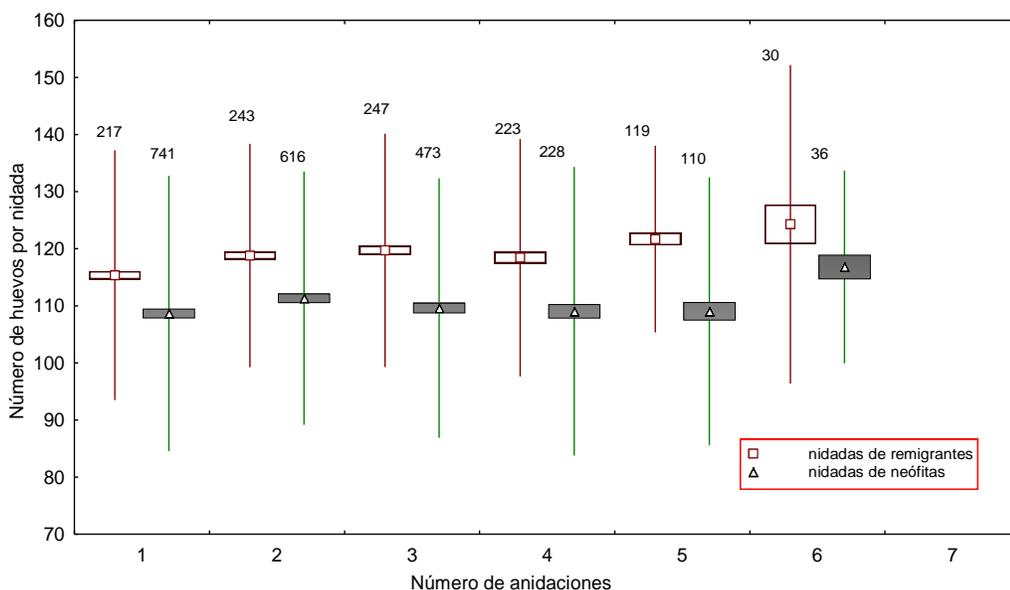


Figura 19. Variación en el tamaño de la nidada con el número de anidaciones de *Caretta caretta* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995. El cuadrado y el triángulo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

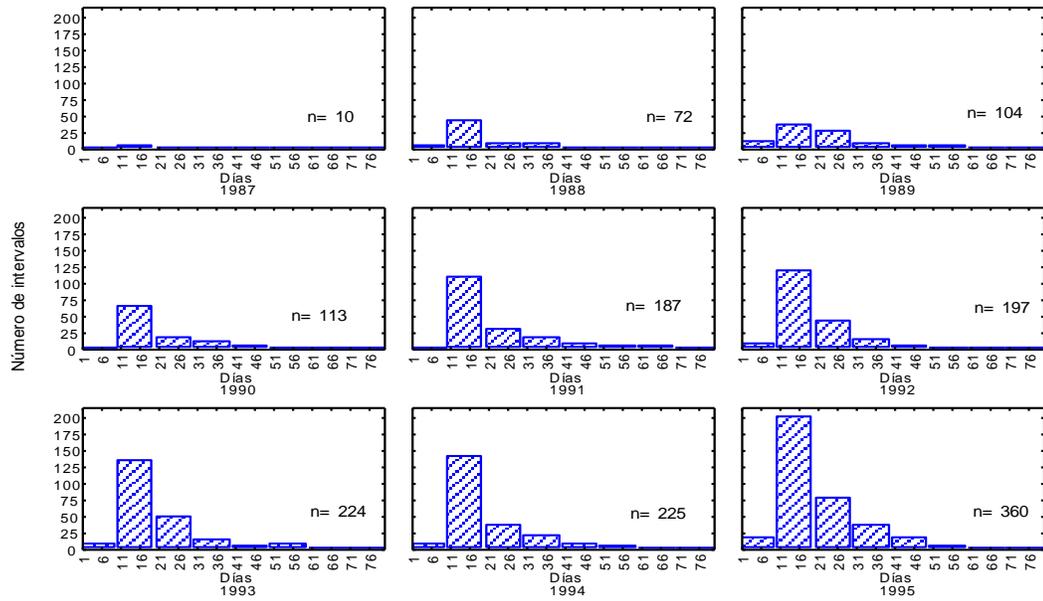


Figura 20. Distribución anual de los intervalos de reanidación (días) de *Caretta caretta* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.

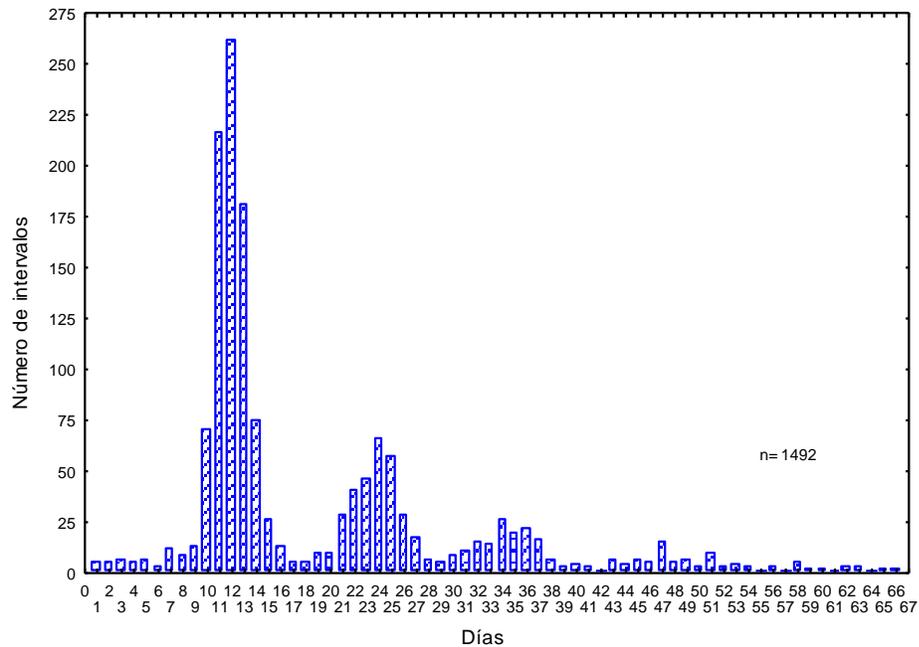


Figura 21. Distribución total (1987-1995) de los intervalos de reanidación (días) de *Caretta caretta* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha.

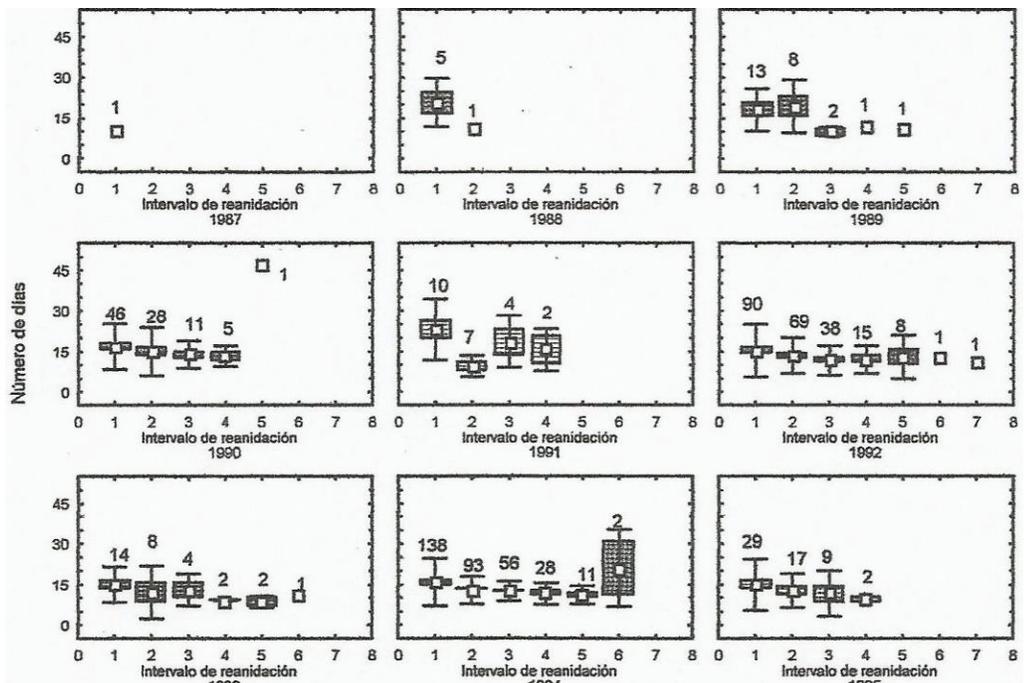


Figura 22. Variación anual de los intervalos de reanidación (días) de *Caretta caretta* dentro de la temporada (1987 a 1995) en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel, Chemuyil y Xel-Ha. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

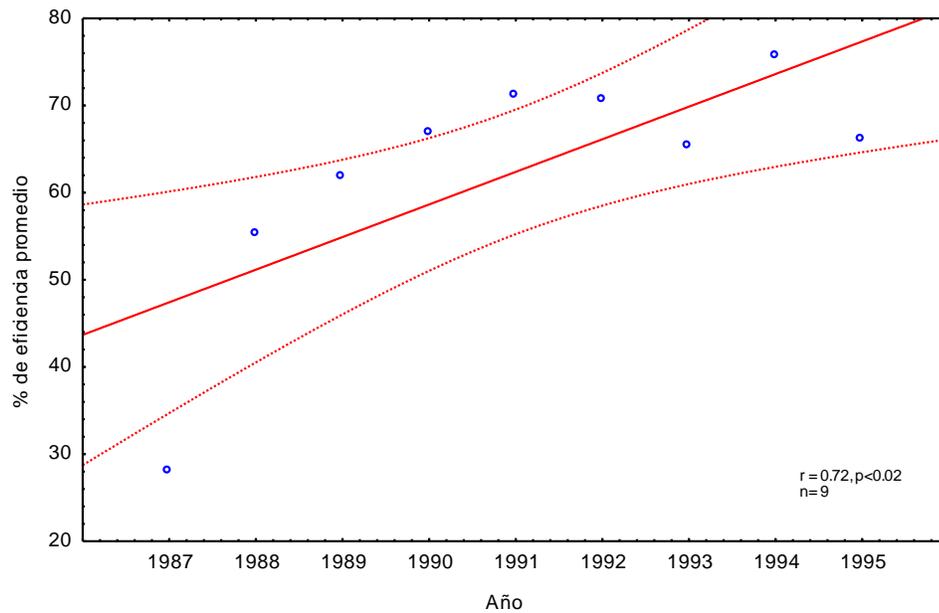


Figura 23. Relación entre el porcentaje de eficiencia promedio en la captura de las tortugas caguamas y el año de muestreo en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

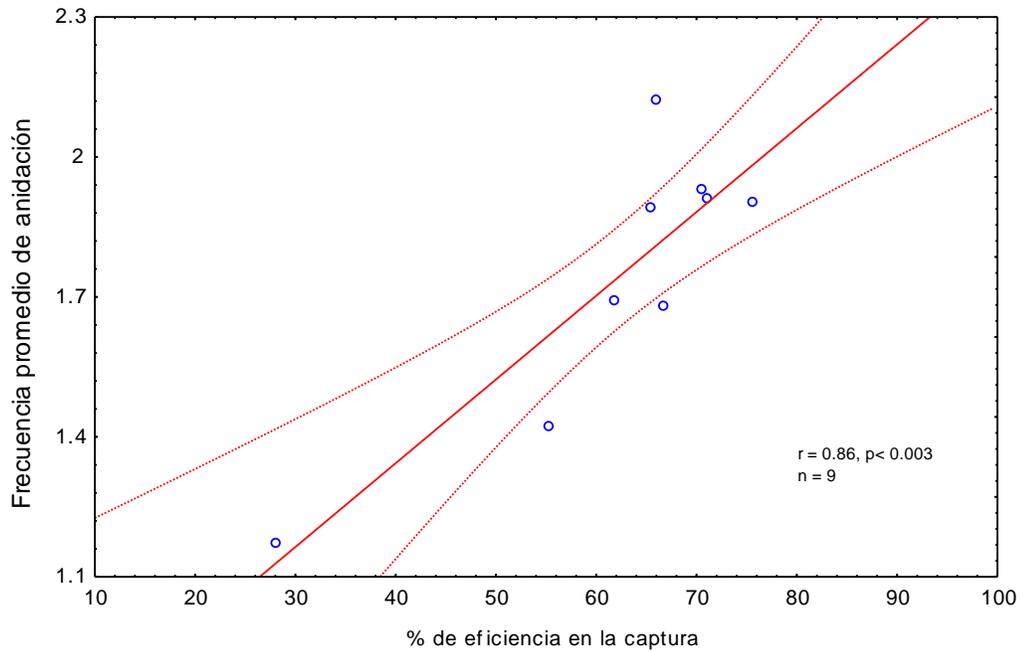


Figura 24. Relación entre la frecuencia promedio de anidación observada de *Caretta caretta* y el porcentaje de eficiencia en la captura de tortugas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

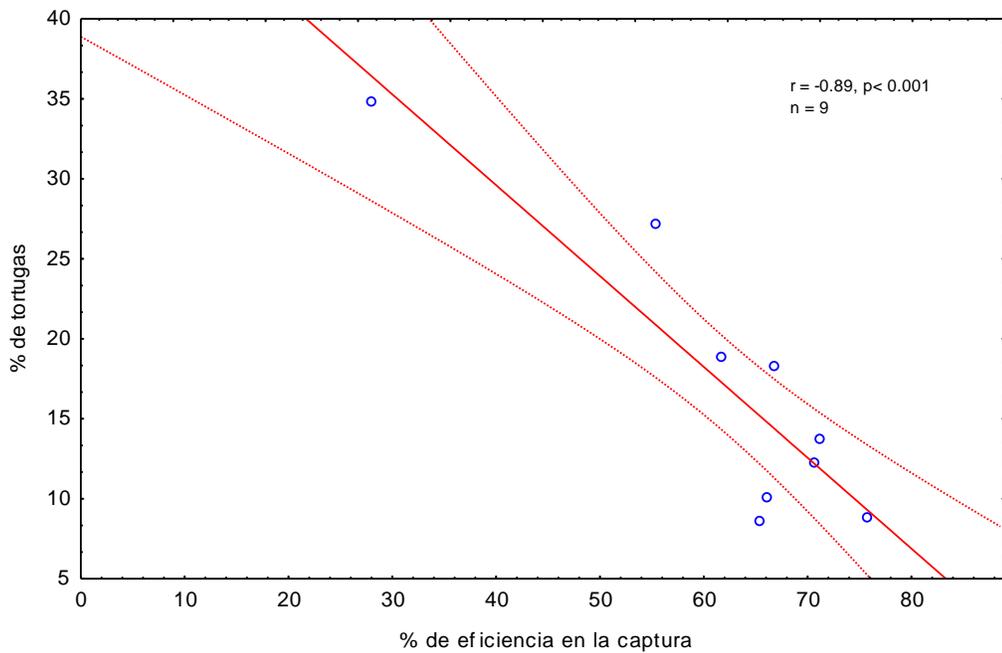


Figura 25. Relación entre el porcentaje de *Caretta caretta* sin éxito de anidación y el porcentaje de eficiencia en la captura de las tortugas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

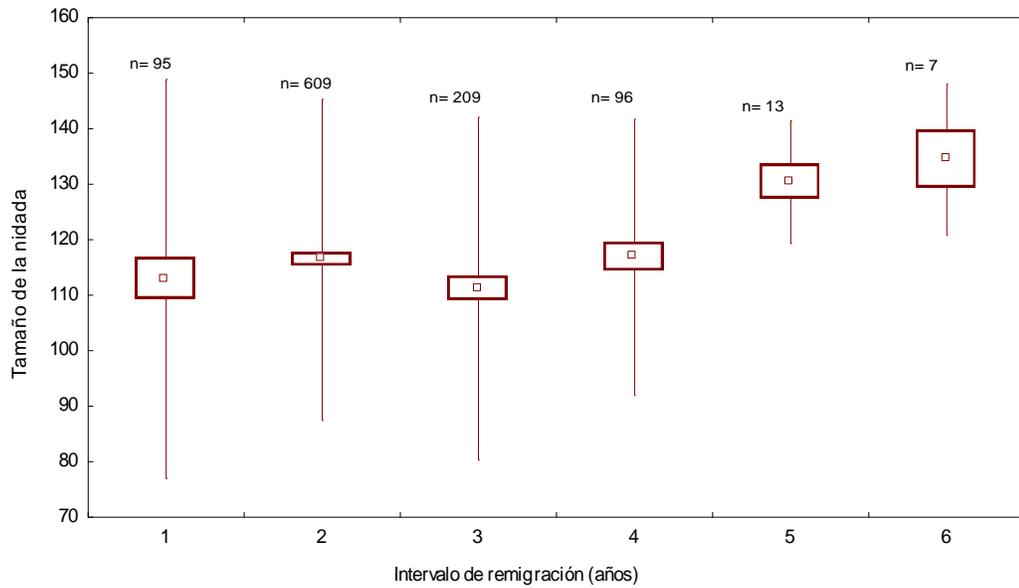


Figura 26. Variación del tamaño de la nidada en los intervalos de remigración de *Caretta caretta* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

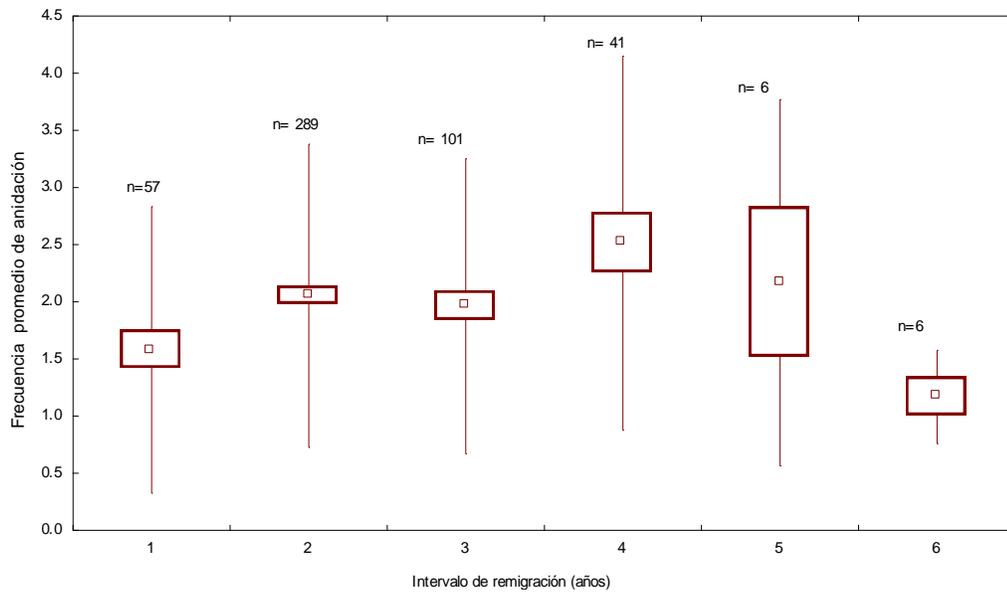
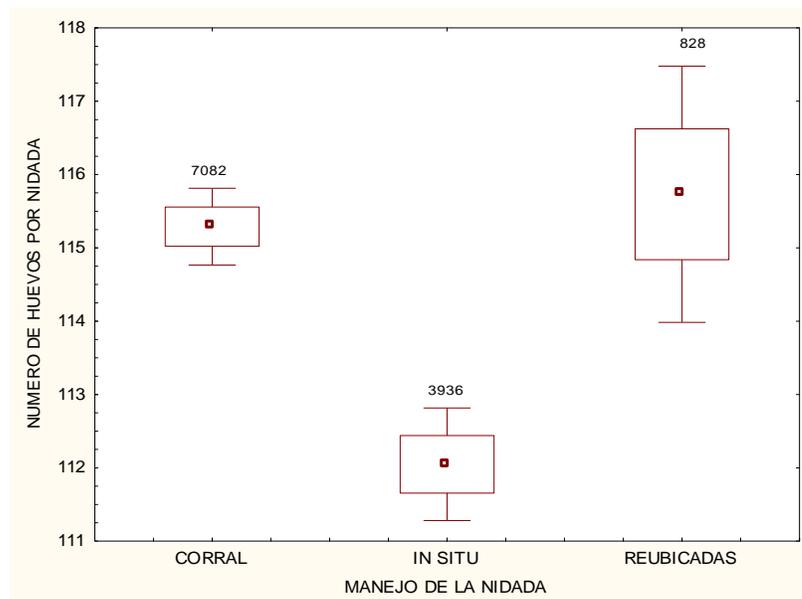


Figura 27. Variación de la frecuencia promedio de anidación en las remigraciones de *Caretta caretta* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.



Fuente: Datos procesados para TWEW (2009), con información proporcionada por FFCM - CPTMQROO.

Figura 28. Variación del tamaño de la nidada de *Caretta caretta* en el manejo de nidos en las playas del litoral central en Quintana Roo. Temporadas 1996-2006. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

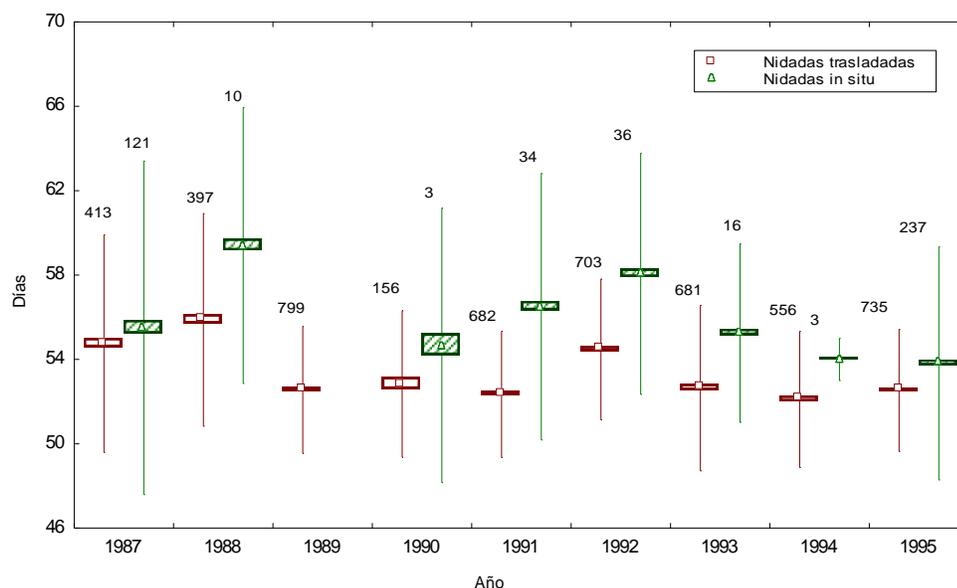


Figura 29. Variación anual en la duración del periodo de incubación de huevos de *Caretta caretta* en la zona de estudio. Temporadas 1987-1995. El cuadrado y el triángulo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

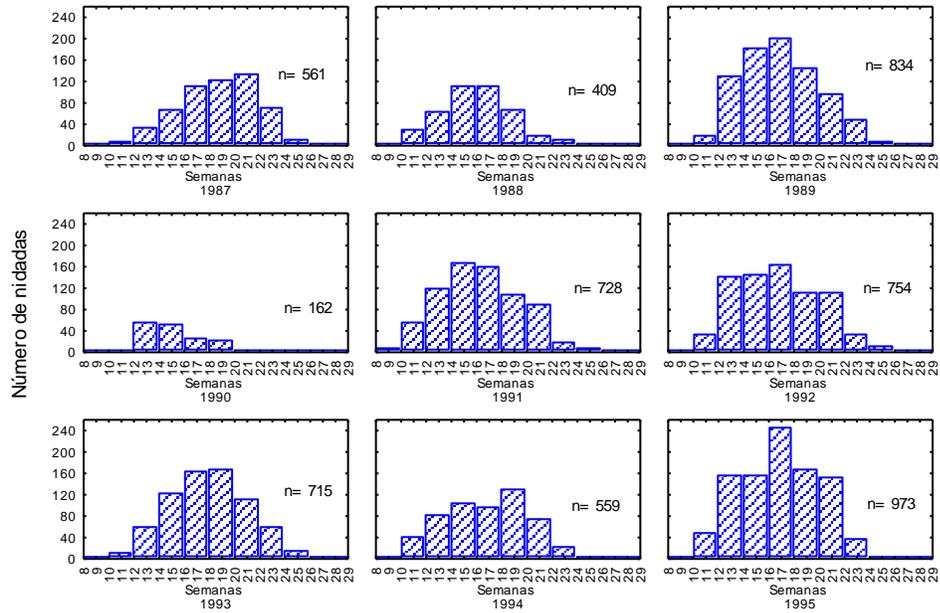


Figura 30. Distribución del número de nidadas emergidas de *Caretta caretta* por semana en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995. Semana 8, emergencia de crías del 12 al 18 de junio y la última semana (28) del 30 de octubre al 5 de noviembre.

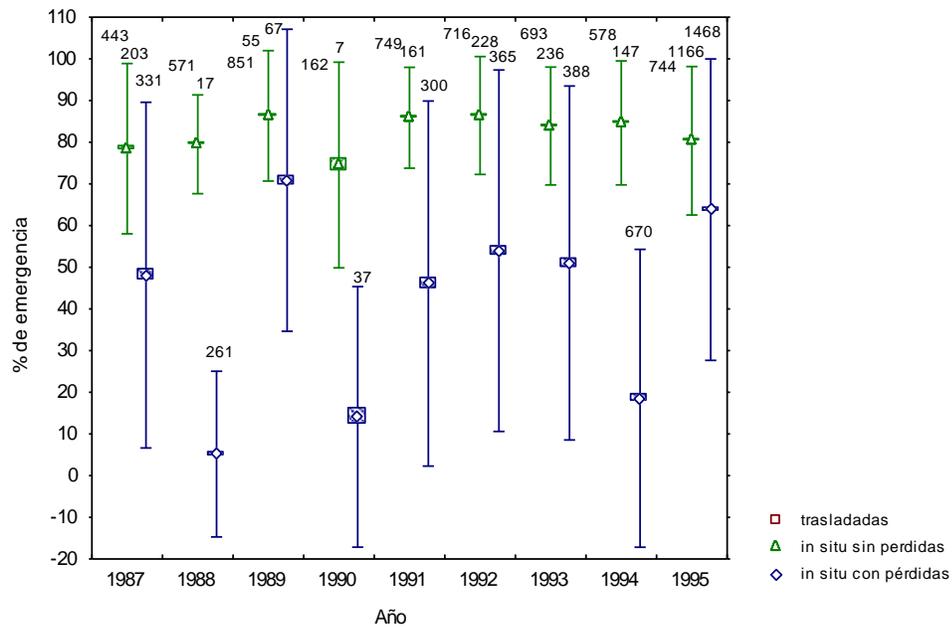
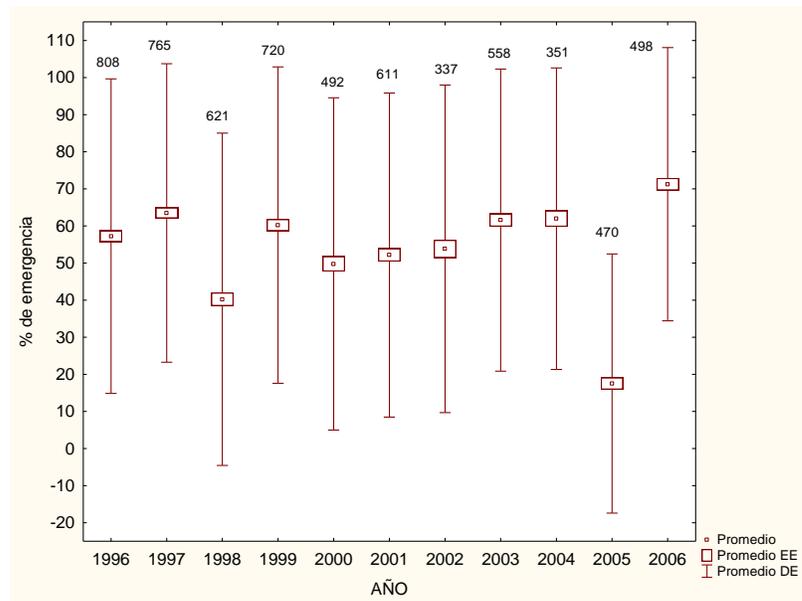


Figura 31. Variación anual en el porcentaje de emergencia promedio de crías de *Caretta caretta* en nidadas trasladadas e *in situ*. Temporadas 1987-1995. El cuadrado y el triángulo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.



Fuente: Datos procesados para TWEW (2009), con información proporcionada por CIQRO-ECOSUR, FFCM, y CPTMQROO.

Figura 32. Variación anual en el porcentaje de emergencia de crías de *Caretta caretta* en nidadas *in situ* con pérdidas. Temporadas 1996-2006. El cuadrado central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

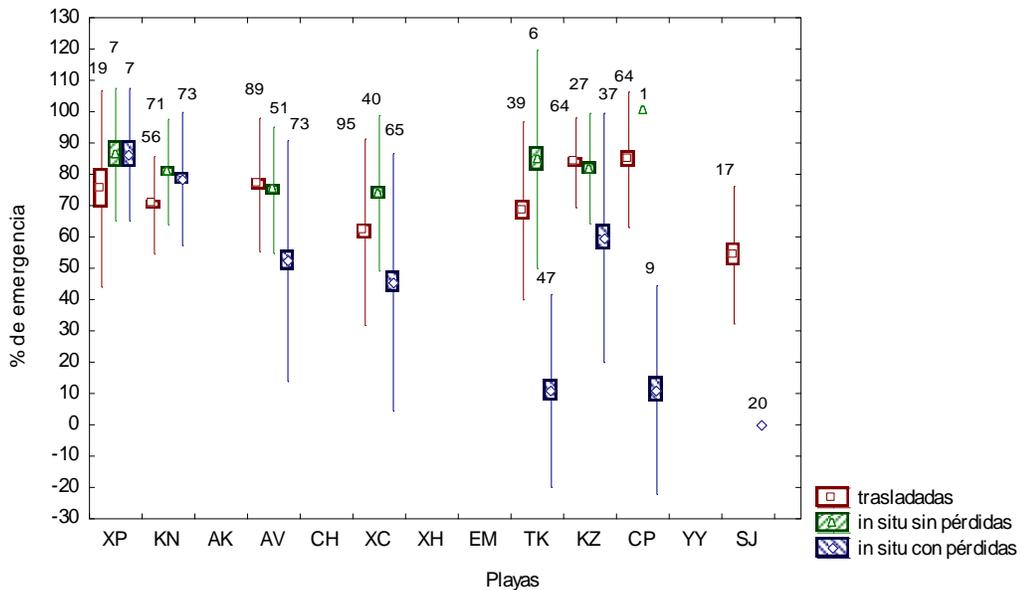


Figura 33. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de *Caretta caretta* en las nidadas trasladadas e *in situ* en las playas en la temporada 1987. XP= Xpu-Ha, KN= Kantena, AK= Akumal, AV= Aventuras, CH= Chemuyil, XC= X'acel, XH= Xel-Ha, EM= Enmascarado, TK= Tankah, KZ= Kanzul, CA= Cahpechen, YY= Yuyum y SJ= San Juan. El cuadrado, el triángulo y el rombo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

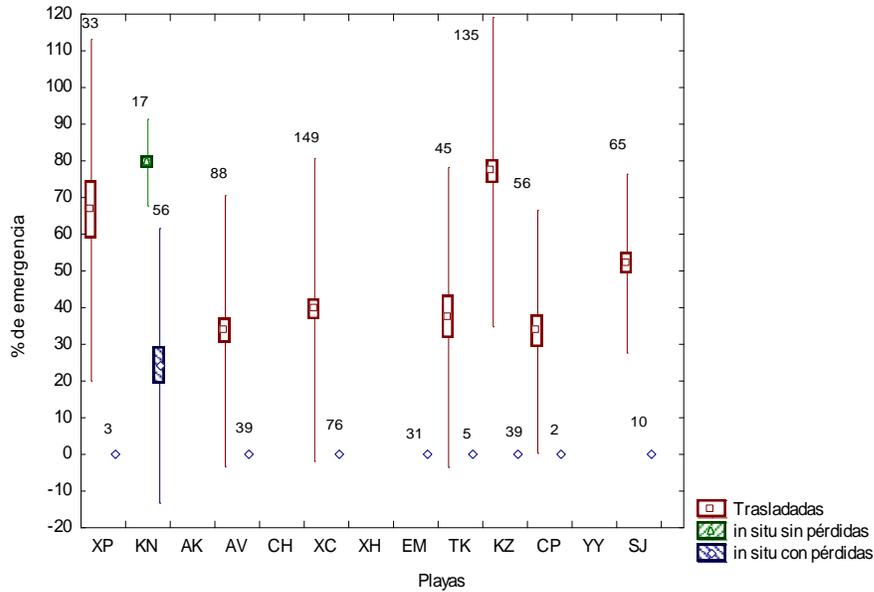


Figura 34. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de *Caretta caretta* en las nidadas trasladadas e *in situ* en las playas en la temporada 1988. XP= Xpu-Ha, KN= Kantena, AK= Akumal, AV= Aventuras, CH= Chemuyil, XC= X'cacel, XH= Xel-Ha, EM= Enmascarado, TK= Tankah, KZ= Kanzul, CA= Cahpechen, YY= Yuyum y SJ= San Juan. El cuadrado, el triángulo y el rombo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

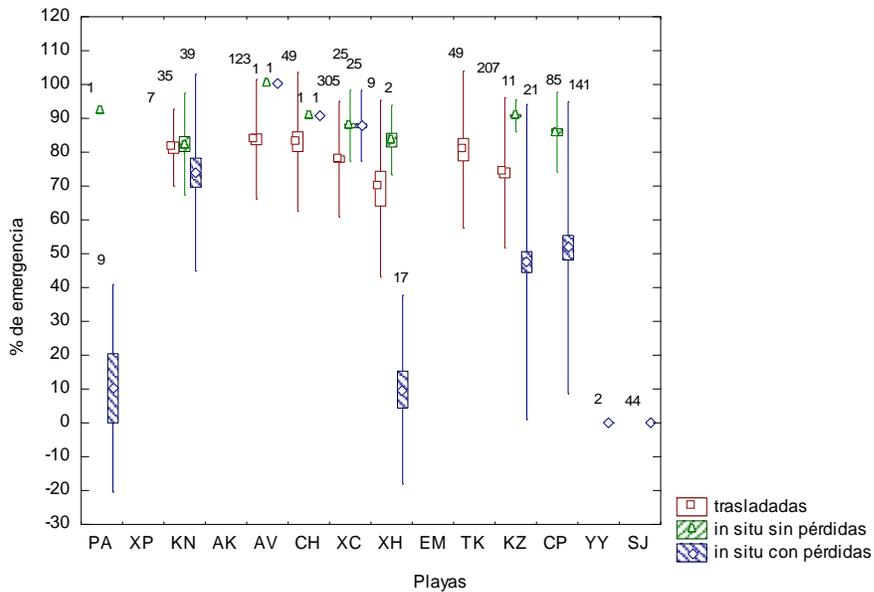


Figura 35. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de *Caretta caretta* en las nidadas trasladadas e *in situ* en las playas en la temporada 1991. XP= Xpu-Ha, KN= Kantena, AK= Akumal, AV= Aventuras, CH= Chemuyil, XC= X'cacel, XH= Xel-Ha, EM= Enmascarado, TK= Tankah, KZ= Kanzul, CA= Cahpechen, YY= Yuyum y SJ= San Juan. El cuadrado, el triángulo y el rombo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

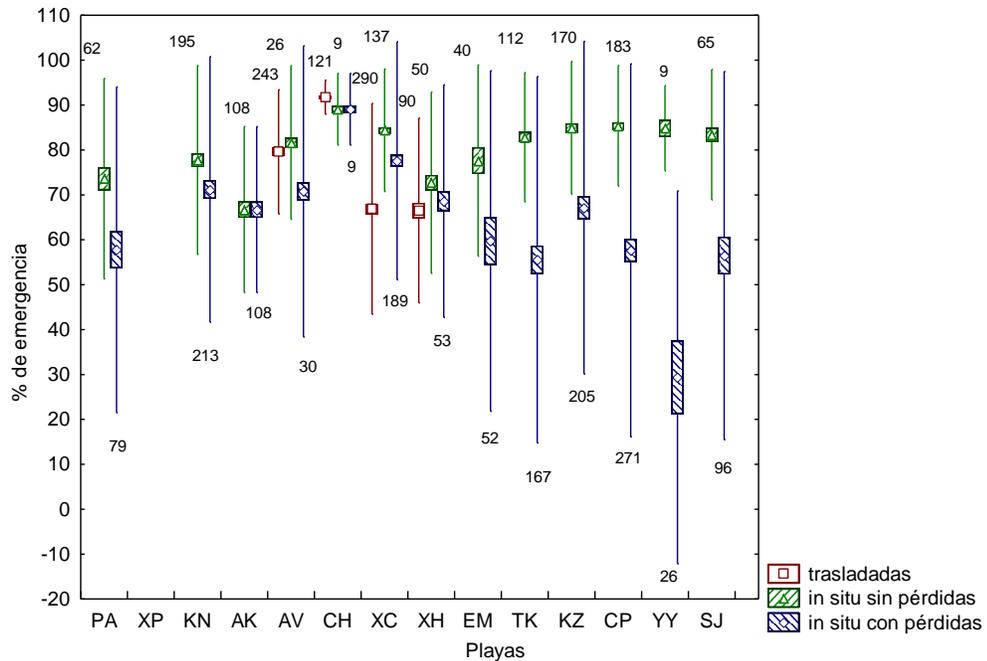


Figura 36. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de *Caretta caretta* en las nidadas trasladadas e *in situ* en las playas en la temporada 1995. XP= Xpu-Ha, KN= Kantena, AK= Akumal, AV= Aventuras, CH= Chemuyil, XC= X'cacel, XH= Xel-Ha, EM= Enmascarado, TK= Tankah, KZ= Kanzul, CA= Cahpechen, YY= Yuyum y SJ= San Juan. El cuadrado, el triángulo y el rombo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

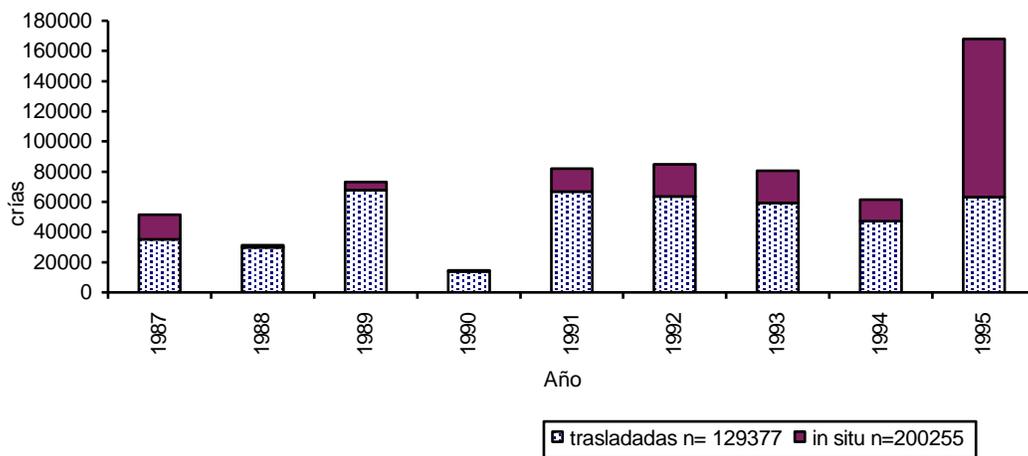


Figura 37. Número de crías de *Caretta caretta* protegidas en las nidadas trasladadas e *in situ*. Temporadas 1987–1995.

Chelonia mydas

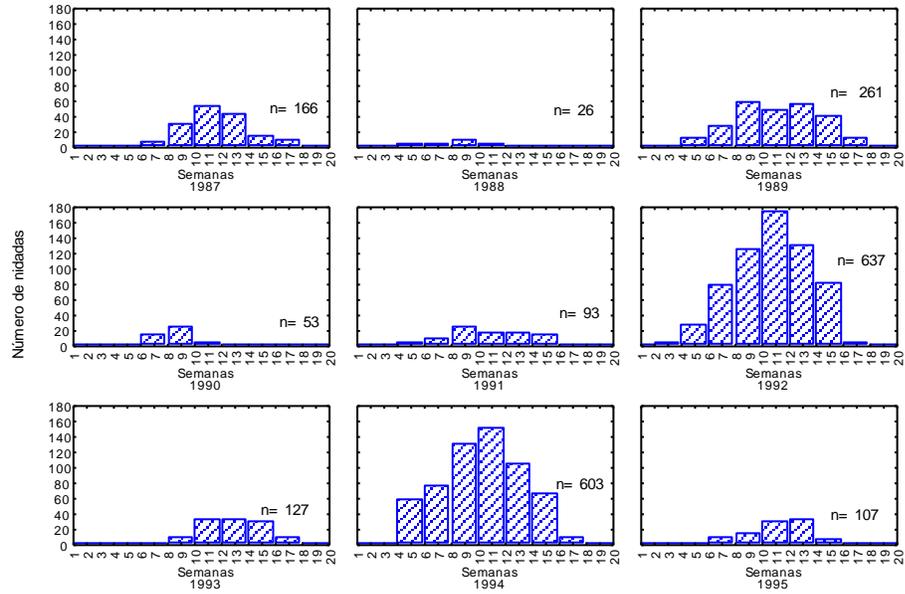
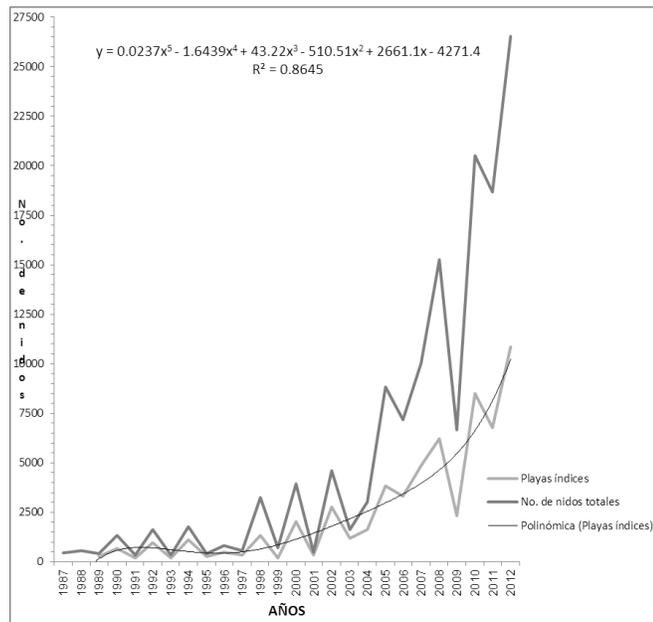


Figura 38. Distribución del número de nidadas de *Chelonia mydas* por semana en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995. Semana 1, anidaciones del 15 al 21 de mayo. Semana 2, a partir del 22 de mayo y la última semana (19) termina el 14 de septiembre.



Fuente: CIQRO-ECOSUR-CPTMQROO, Zurita *et al.* (2002), DEPC (2011b) – CONANP, Arenas *et al.* (2002), Torres *et al.* (2003), FFCM (2004-2013).

Figura 39. Fluctuación en el número de nidadas de *Chelonia mydas* en Quintana Roo y en ocho playas índice: Paamul, Aventuras DIF, Chemuyil, X’cabel, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan.

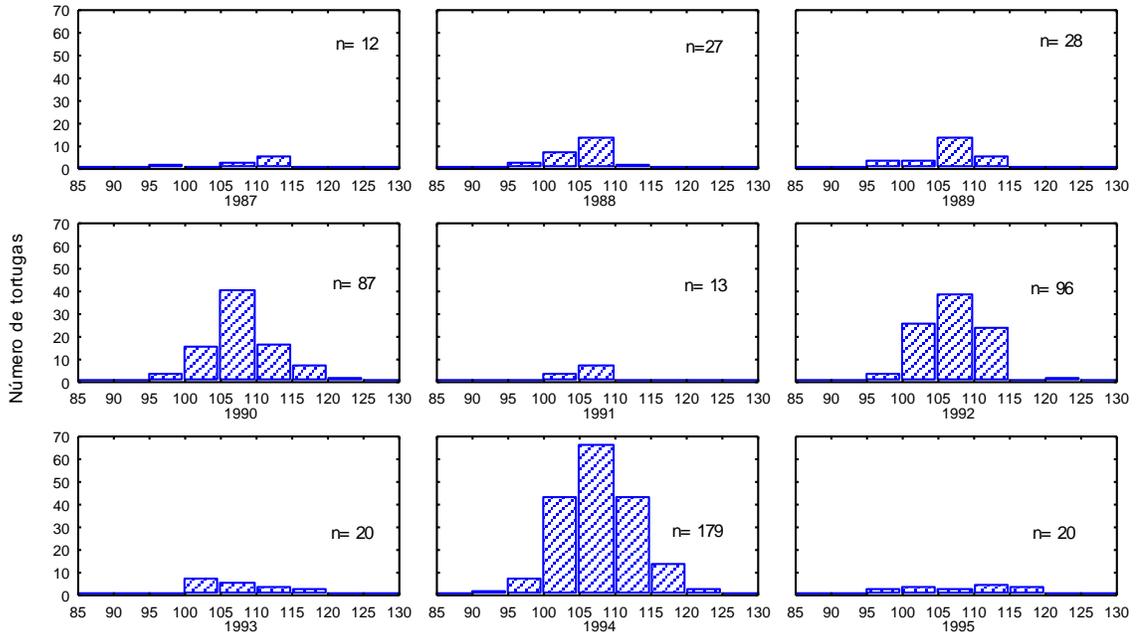


Figura 40. Distribución de frecuencias del largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de *Chelonia mydas*. Temporadas 1987-1995.

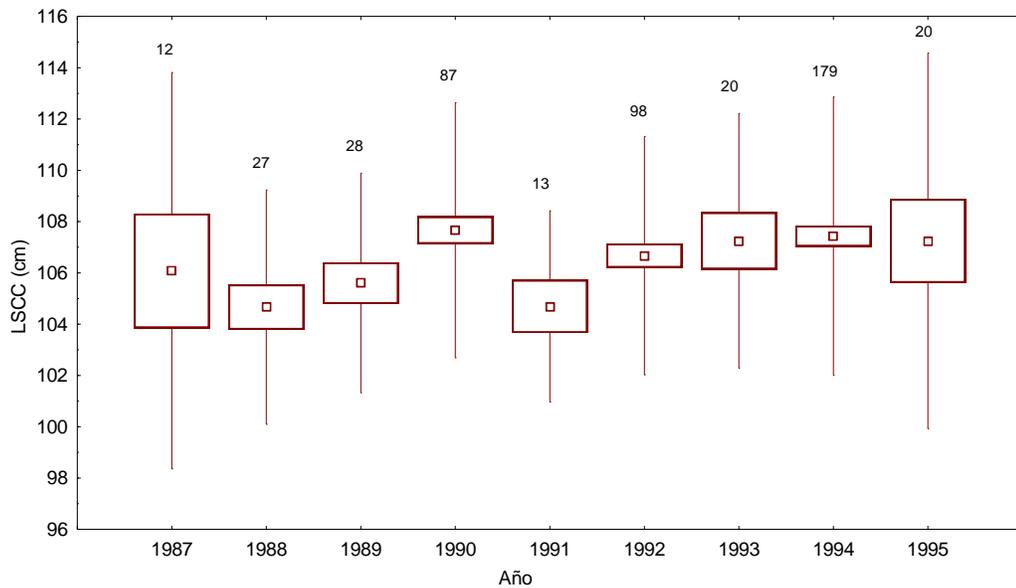
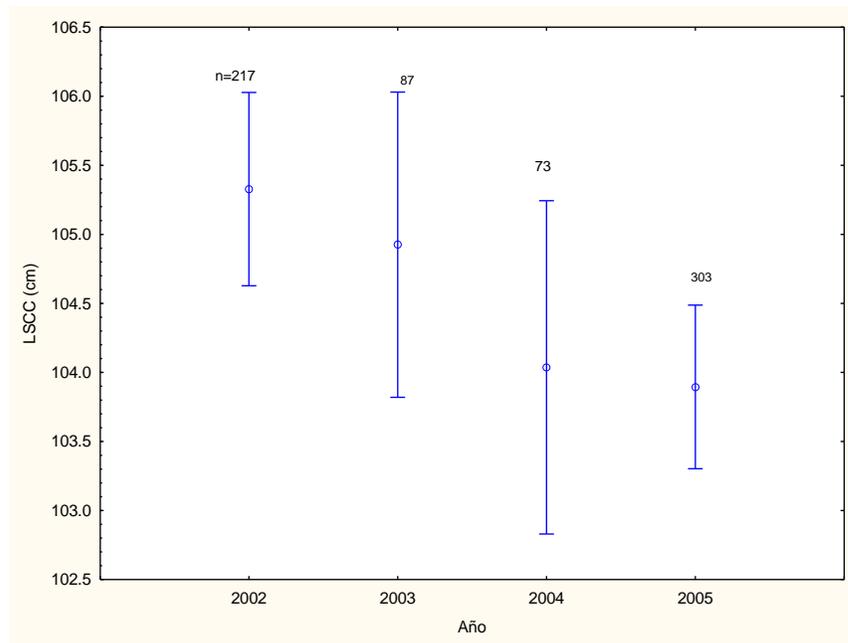


Figura 41. Registro promedio anual del largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de *Chelonia mydas* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.



Fuente: Datos procesados para incluirlos en Meylan *et al.* (2014), con información proporcionada por CIQRO-ECOSUR, FFCM y CPTMQROO.

Figura 42. Registro promedio anual del largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de *Chelonia mydas* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cabel y Xel-Ha. Temporadas 2002-2005. El cuadrado central representa el promedio; las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

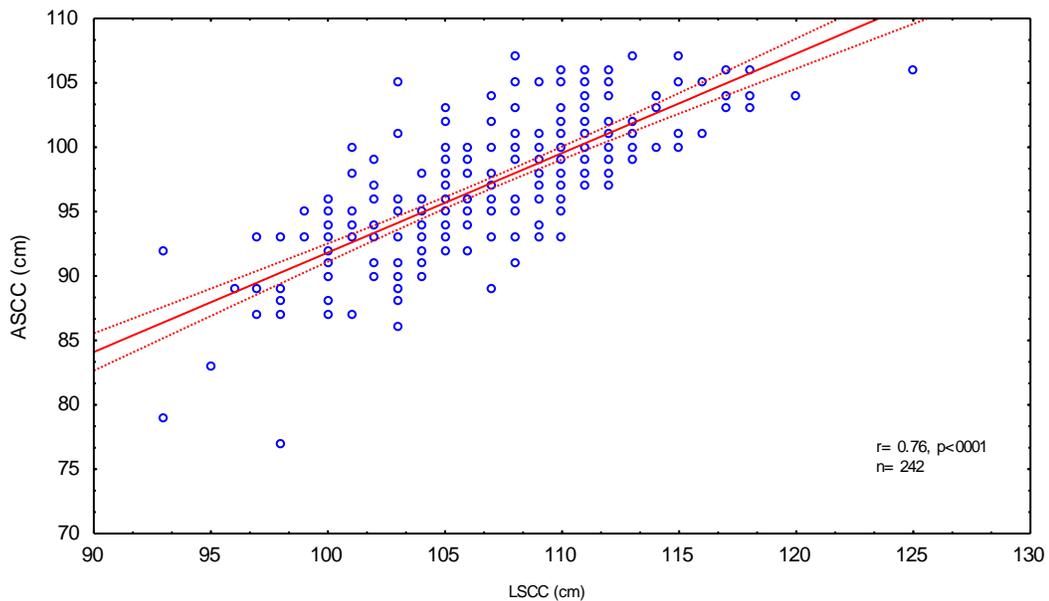


Figura 43. Relación entre el largo estándar curvo del caparazón (LSCC) y el ancho estándar curvo del caparazón (ASCC) de *Chelonia mydas*. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

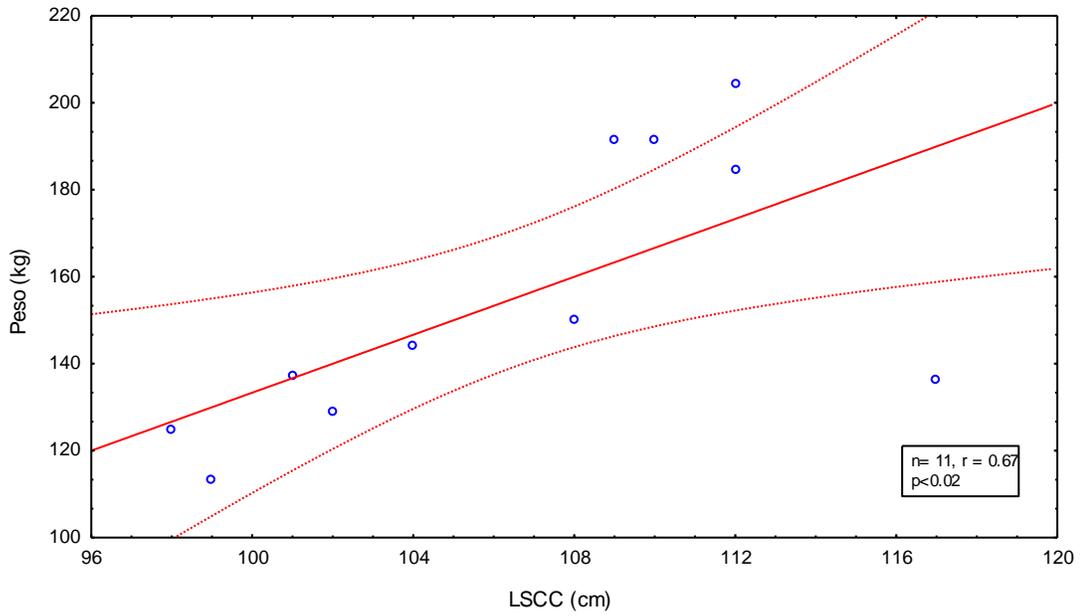


Figura 44. Relación entre el peso y el largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de *Chelonia mydas*. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

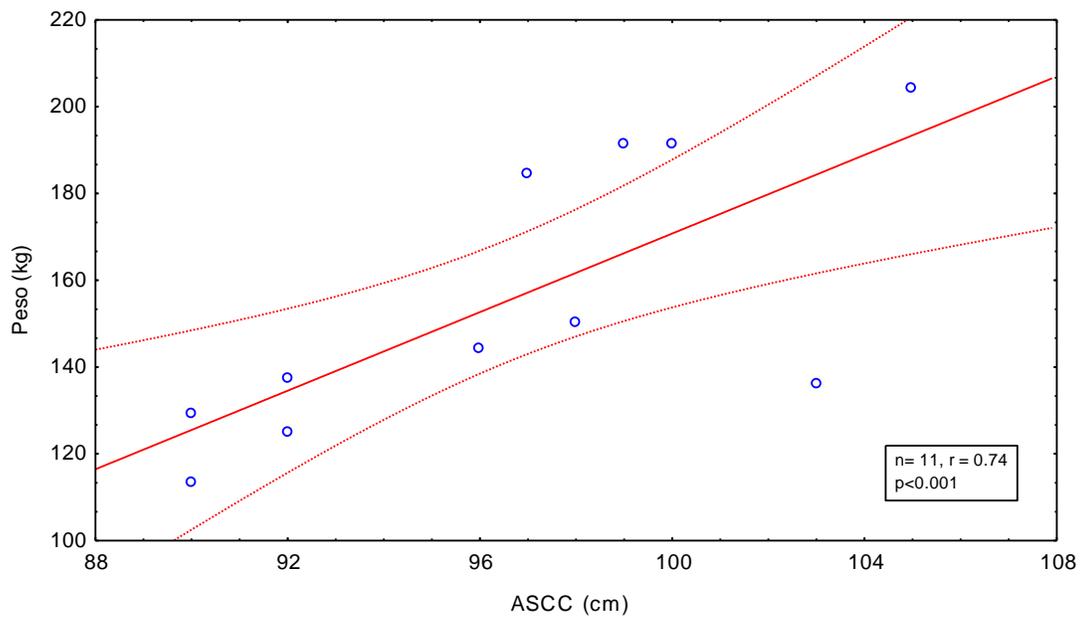


Figura 45. Relación entre el peso y el ancho estándar curvo del caparazón (ASCC) de *Chelonia mydas*. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

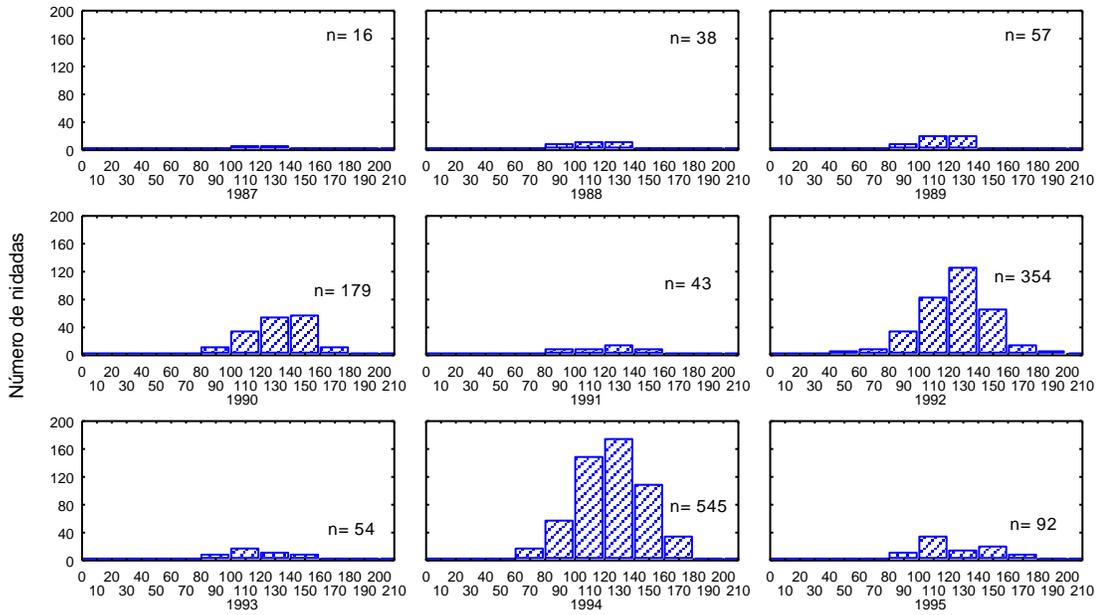


Figura 46. Distribución de frecuencias del número de huevos por nido de *Chelonia mydas* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.

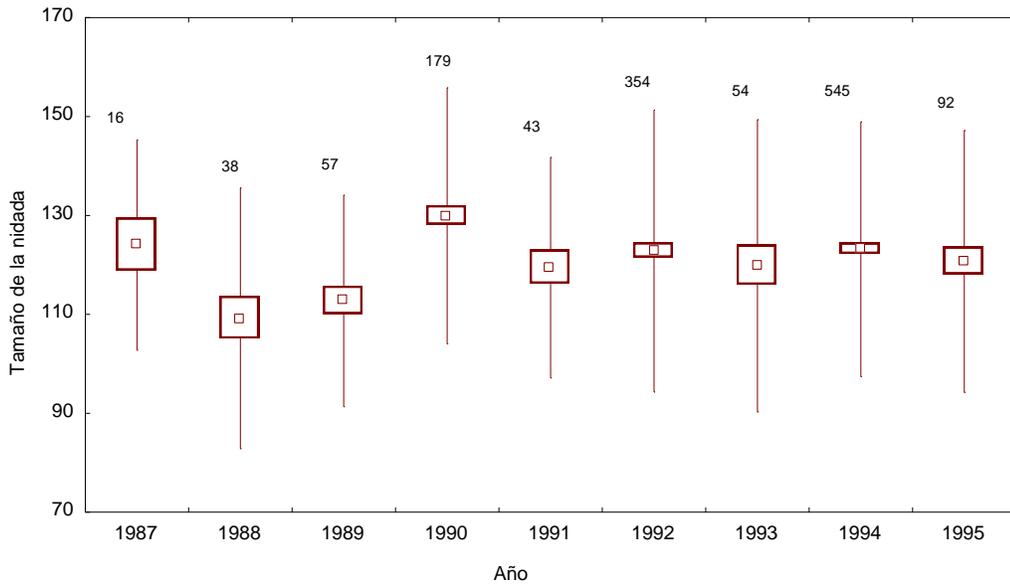


Figura 47. Promedio anual del tamaño de la nidada de *Chelonia mydas* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha, temporadas 1987-1995. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

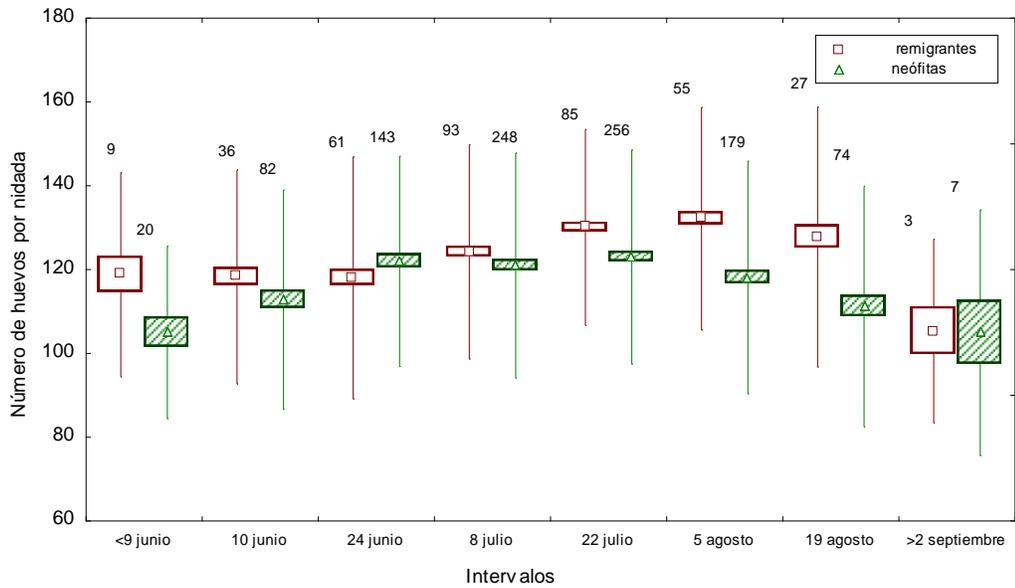


Figura 48. Variación en el tamaño de la nidada dentro la temporada de anidación de *Chelonia mydas* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha desde 1987 a 1995. El cuadrado y el triángulo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

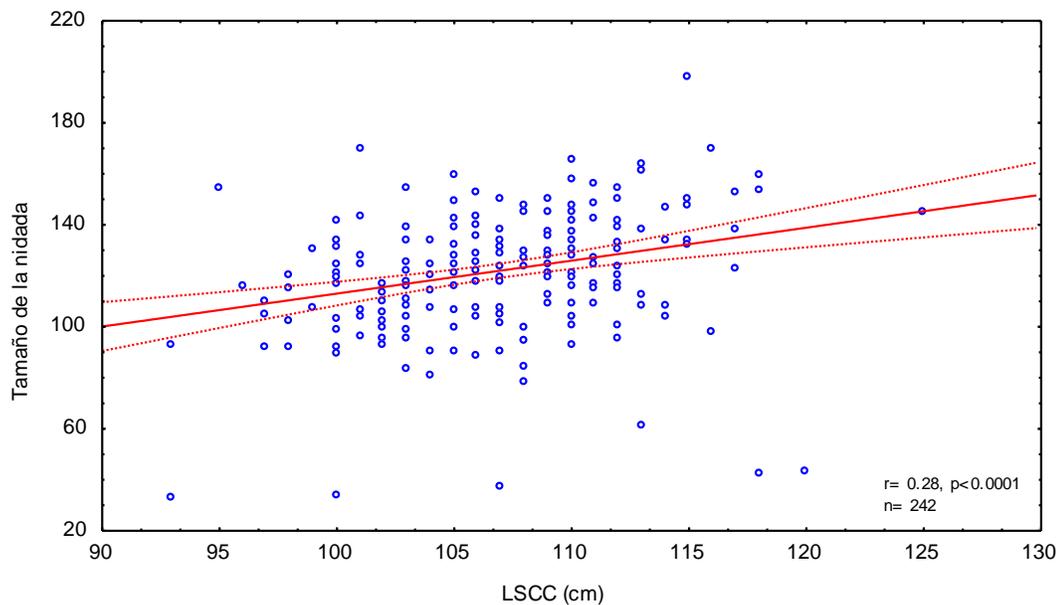


Figura 49. Relación entre el tamaño de la nidada y el largo estándar curvo del caparazón (LSCC) de *Chelonia mydas*. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

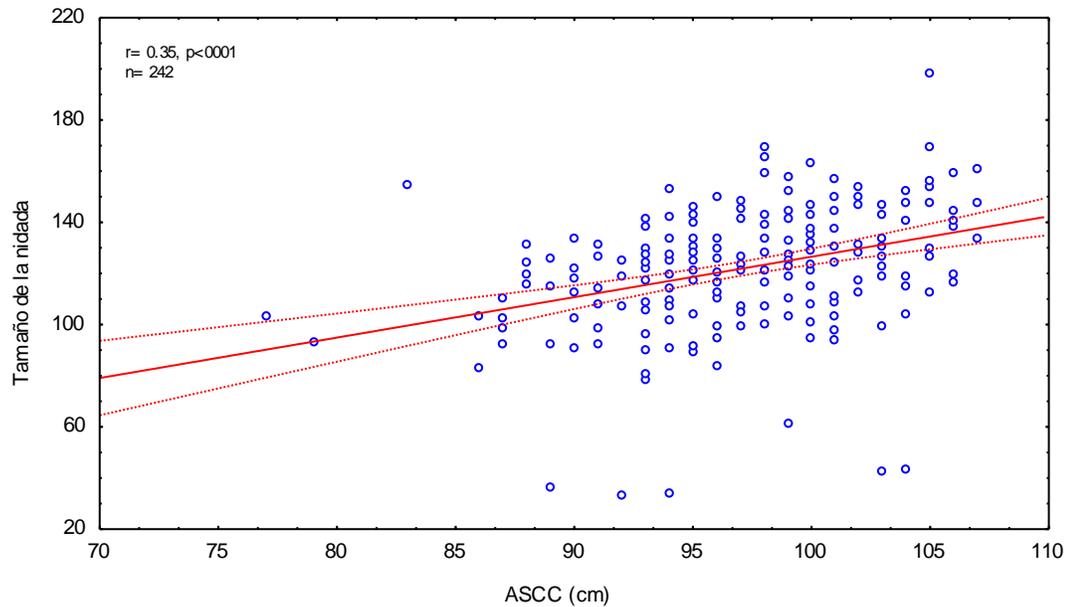
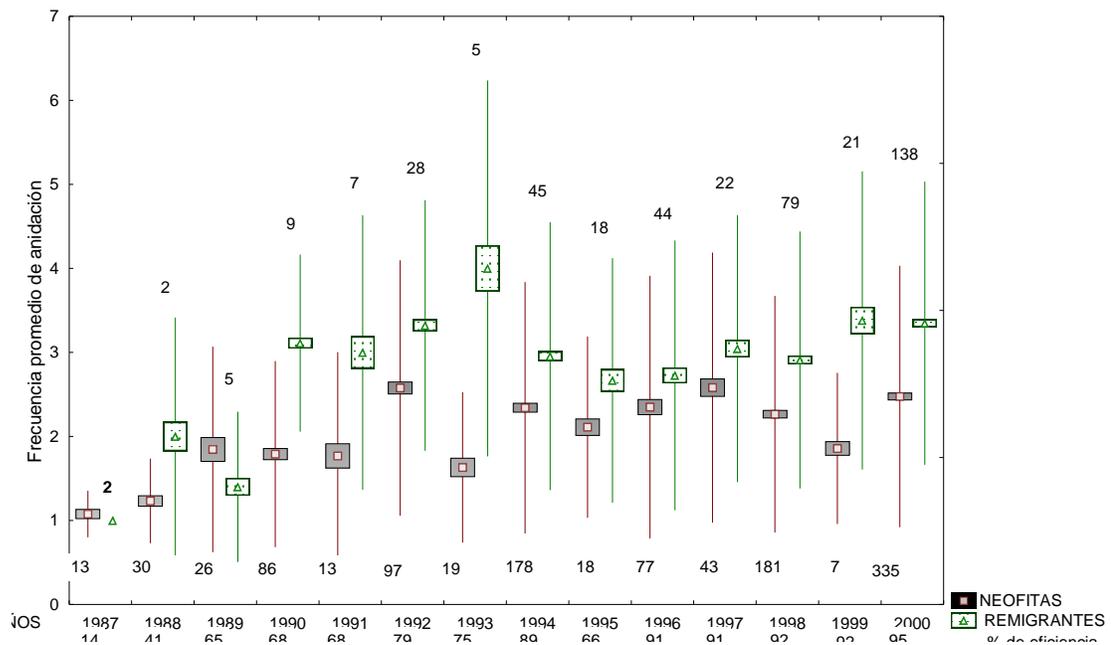


Figura 50. Relación entre el tamaño de la nidada y el ancho estándar curvo del caparazón (ASCC) de *Chelonia mydas*. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.



Fuente: Zurita *et al.* (2002b).

Figura 51. Variación anual de la frecuencia promedio de anidación de *Chelonia mydas* neófitas y remigrantes en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cácel y Xel-Ha. Temporadas 1987-2000. El cuadrado y el triángulo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra. Los números de abajo son el valor de la eficiencia en capturar tortugas en la playa.

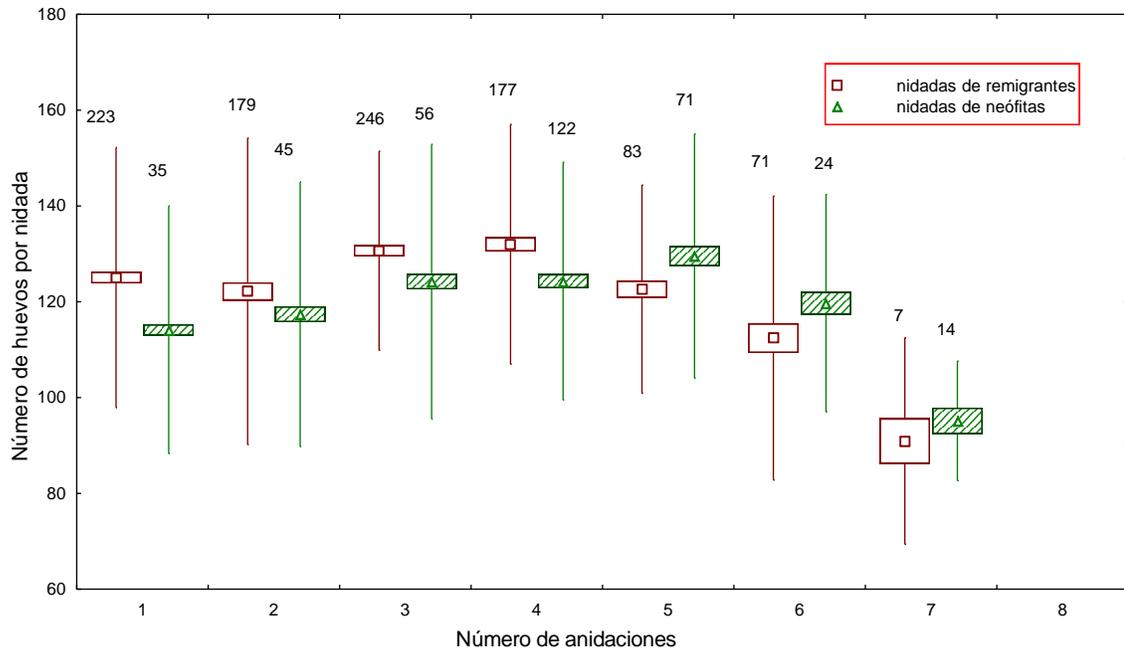


Figura 52. Variación en el tamaño de la nidada con el número de anidaciones de *Chelonia mydas* en las playas, Aventuras DIF, Chemuyil, X'cácel y Xel-Ha. Temporadas 1987- 1995. El cuadrado y el triángulo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

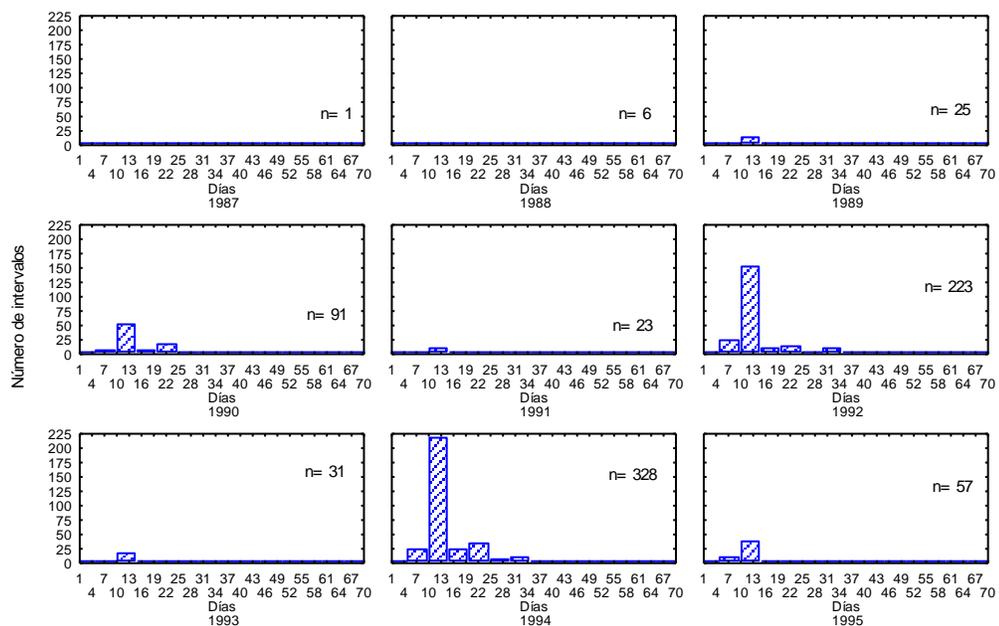


Figura 53. Distribución anual de los intervalos de reanidación (días) de *Chelonia mydas* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cácel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995.

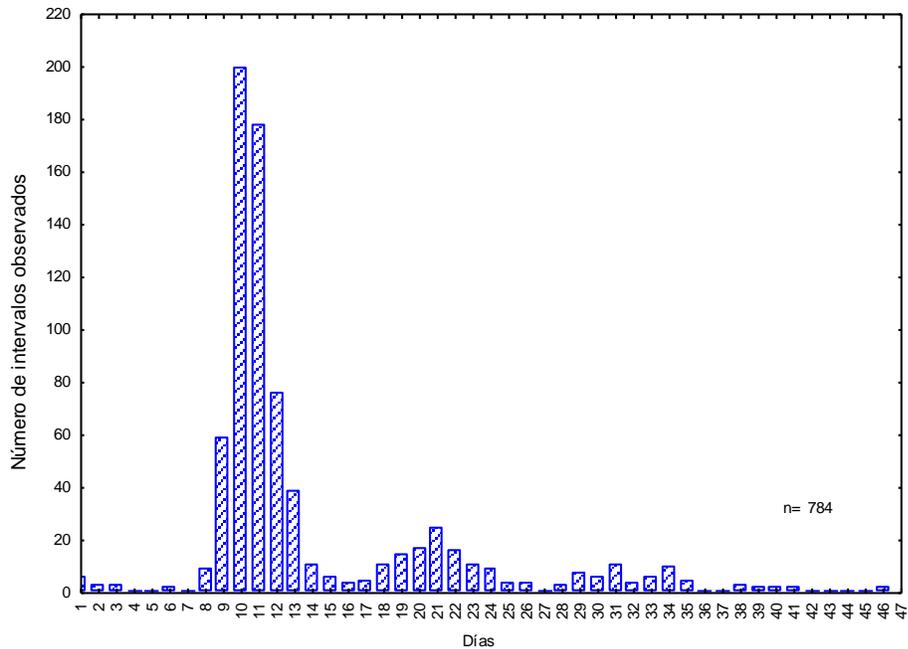


Figura 54. Distribución total (1987-1995) de los intervalos de reanidación (días) de *Chelonia mydas* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha.

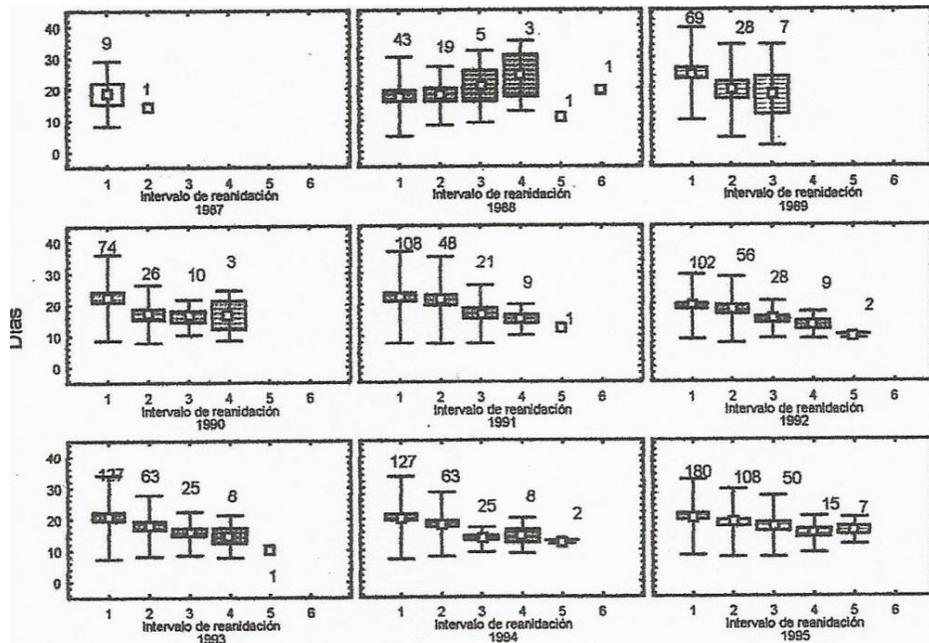


Figura 55. Variación de los intervalos de reanidación (días) de *Chelonia mydas* dentro de la temporada 1987-1995, en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

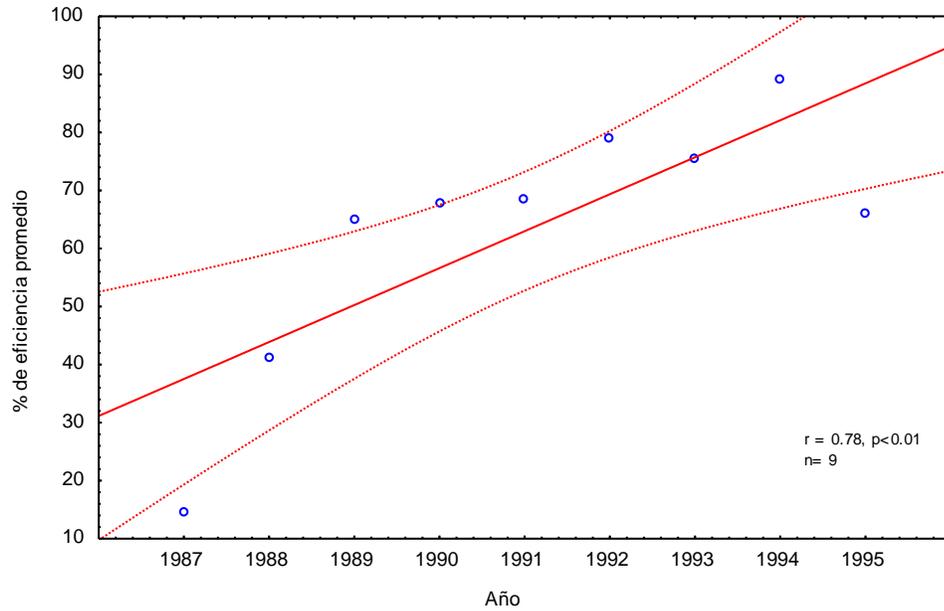


Figura 56. Relación entre el porcentaje de eficiencia en la captura de las tortugas blancas y el año de muestreo en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

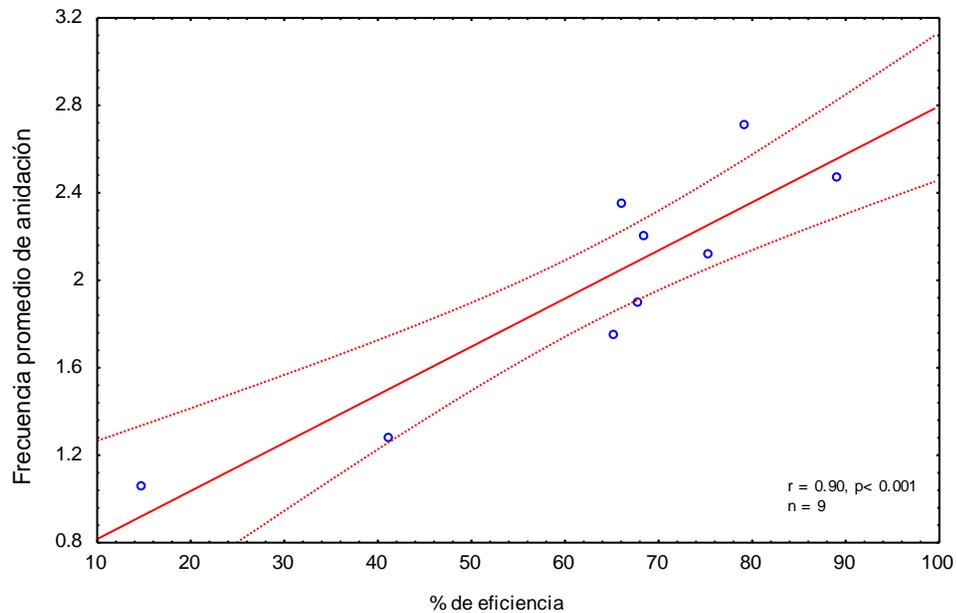


Figura 57. Relación entre la frecuencia promedio de anidación observada de *Chelonia mydas* y el porcentaje de eficiencia en la captura de las tortugas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

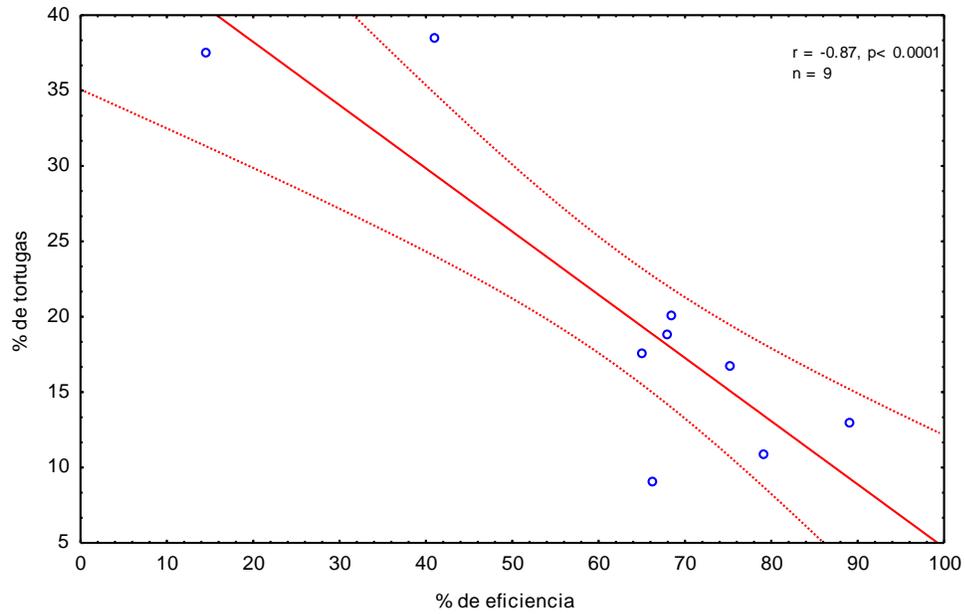


Figura 58. Relación entre el porcentaje de *Chelonia mydas* sin éxito de anidación y el porcentaje de eficiencia en la captura de tortugas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987– 1995. Las curvas significan ± 1 de la desviación estándar.

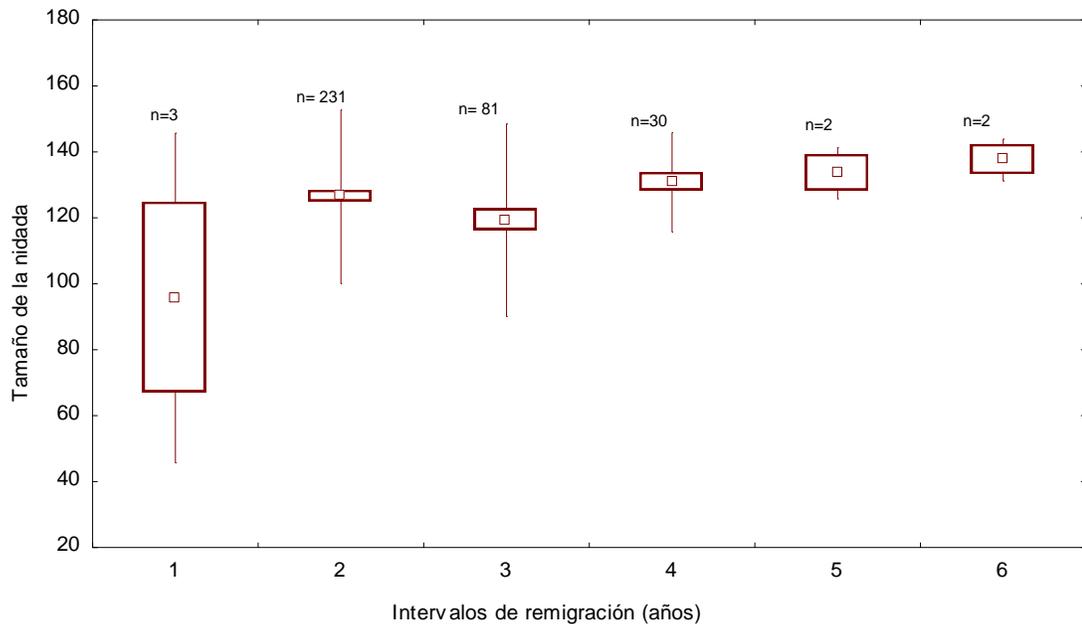


Figura 59. Variación del tamaño de la nidada en los intervalos de remigración de *Chelonia mydas* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X´cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

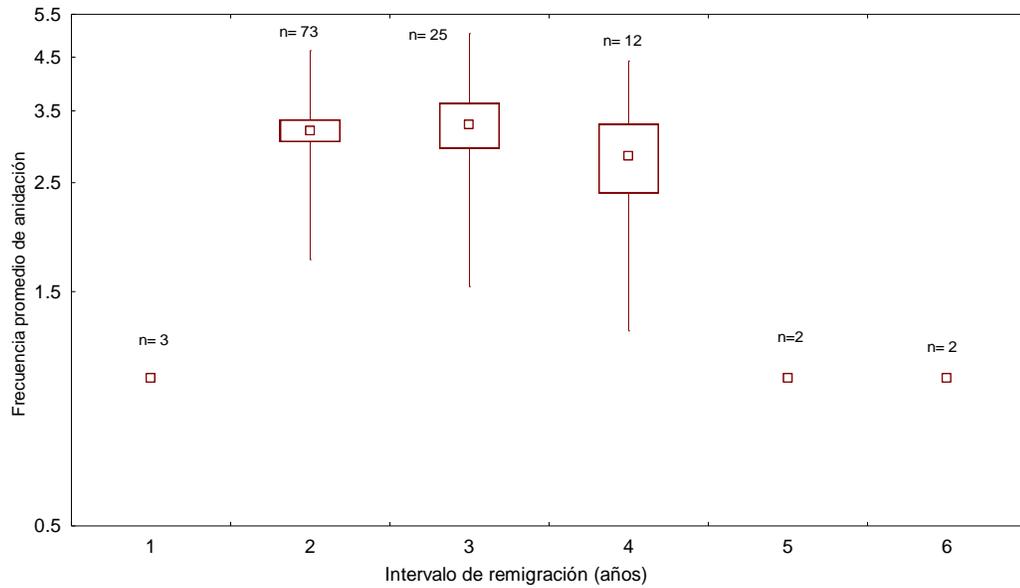


Figura 60. Variación de la frecuencia promedio de anidación en las remigraciones de *Chelonia mydas* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cácel y Xel-Ha. Temporadas 1987-1995. El cuadrado central representa el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

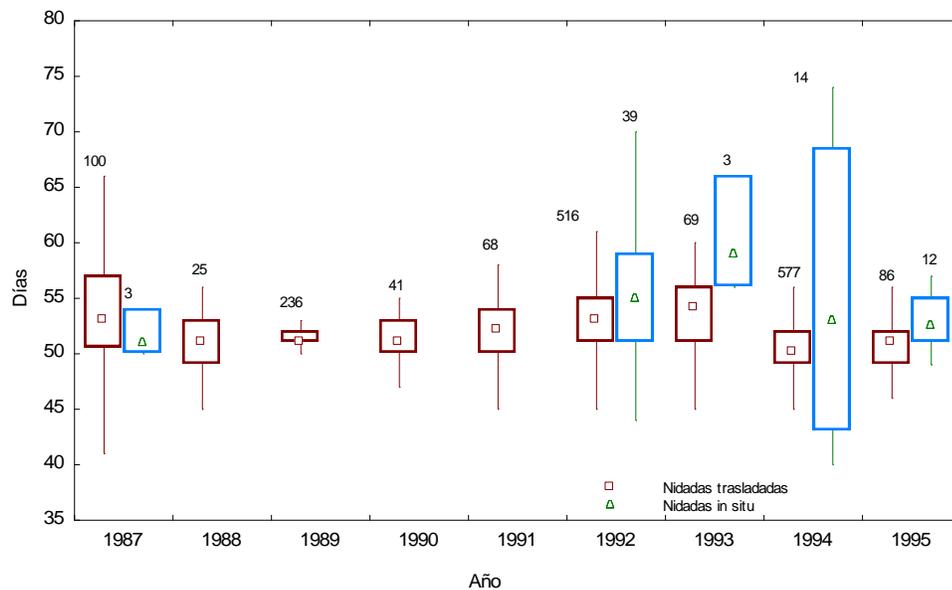


Figura 61. Variación anual en la duración del período de incubación de huevos de *Chelonia mydas* en las nidadas trasladadas e *in situ* en el área de estudio. Temporadas 1987-1995. El cuadrado y el triángulo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

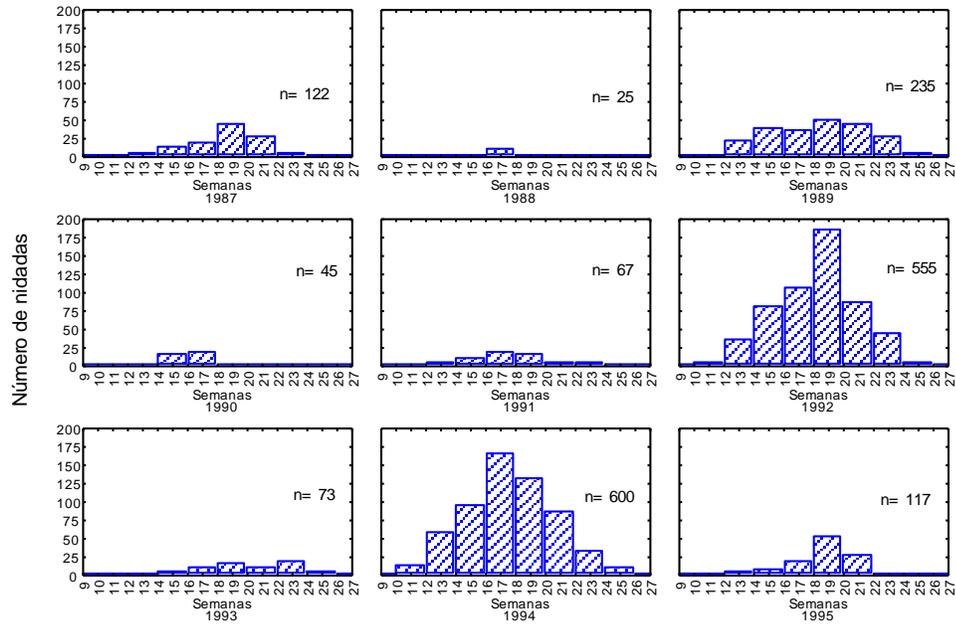


Figura 62. Distribución del número de nidadas emergidas de *Chelonia mydas* por semana en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995. Semana 9, emergencia de crías del 10 al 16 de julio y la última semana (27) del 13 al 19 de noviembre.

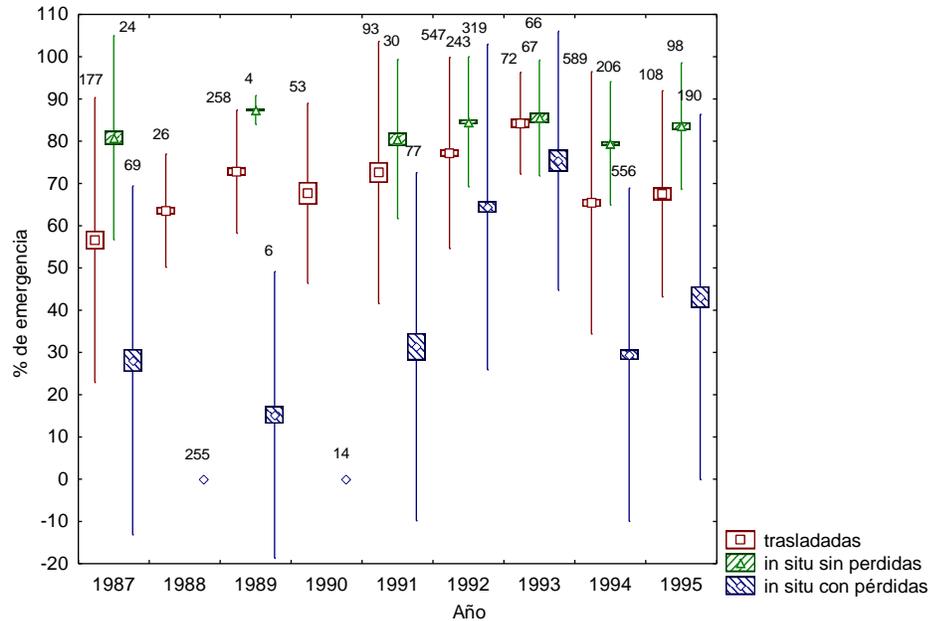


Figura 63. Variación anual en el porcentaje de emergencia de crías de *Chelonia mydas* en nidadas trasladadas e *in situ*. Temporadas 1987-1995. El cuadrado, el triángulo y el rombo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

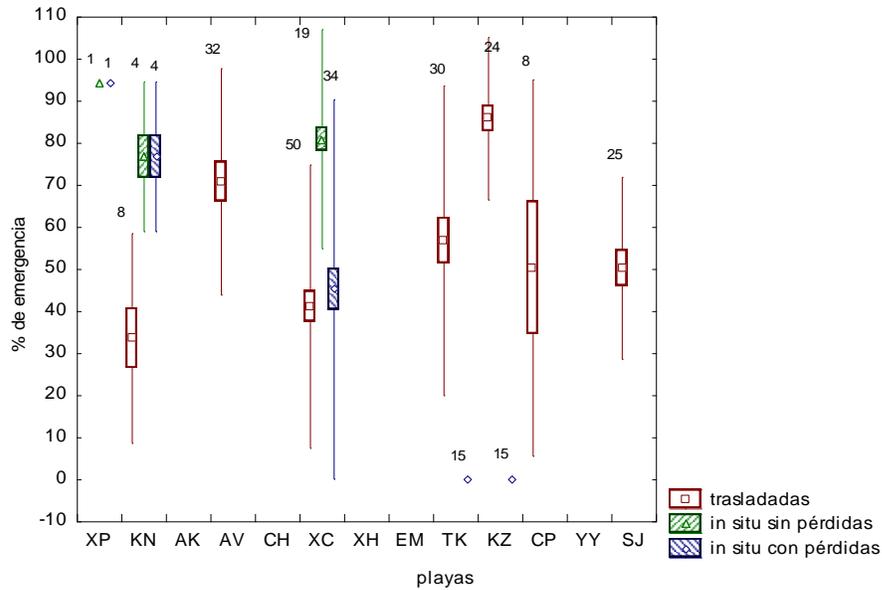


Figura 64. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de *Chelonia mydas* en las nidadas trasladadas e *in situ* en las playas en la temporada 1987. XP= Xpu-Ha, KN= Kantena, AK= Akumal, AV= Aventuras, CH= Chemuyil, XC= X'cacel, XH= Xel-Ha, EM= Enmascarado, TK= Tankah, KZ= Kanzul, CA= Cahpechen, YY= Yuyum y SJ= San Juan. El cuadrado, el triángulo y el rombo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

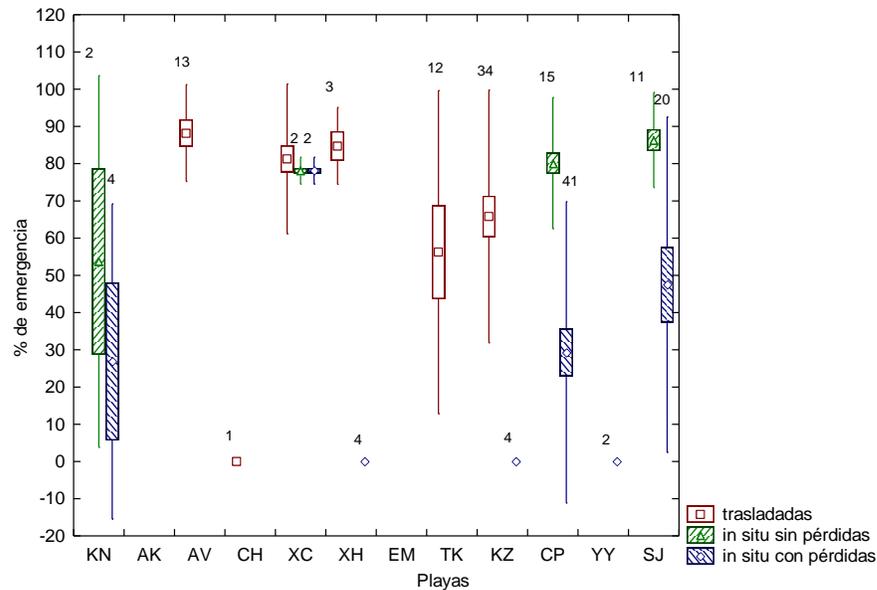


Figura 65. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de *Chelonia mydas* en las nidadas trasladadas e *in situ* en las playas en la temporada 1991. XP= Xpu-Ha, KN= Kantena, AK= Akumal, AV= Aventuras, CH= Chemuyil, XC= X'cacel, XH= Xel-Ha, EM= Enmascarado, TK= Tankah, KZ= Kanzul, CA= Cahpechen, YY= Yuyum y SJ= San Juan. El cuadrado, el triángulo y el rombo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

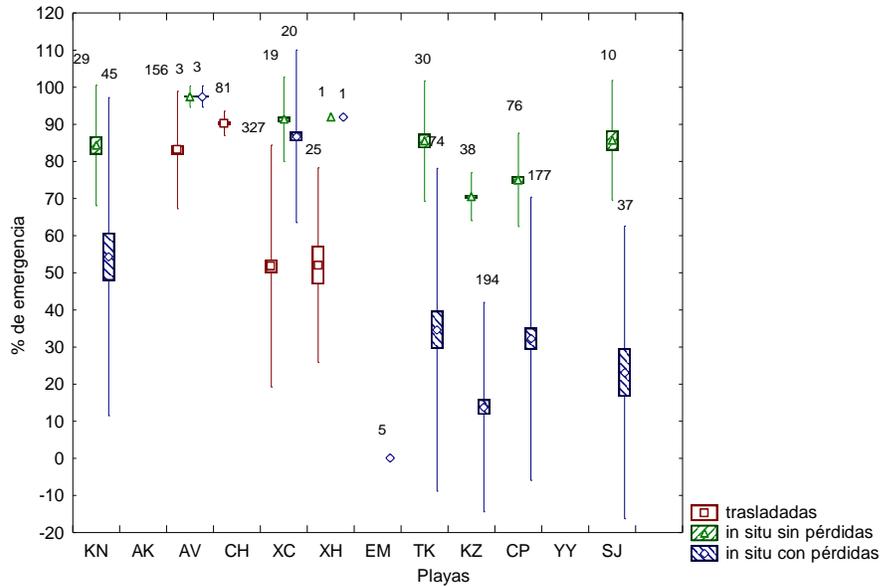


Figura 66. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de *Chelonia mydas* en las nidadas trasladadas e *in situ* en las playas en la temporada 1994. XP= Xpu-Ha, KN= Kantena, AK= Akumal, AV= Aventuras, CH= Chemuyil, XC= X'cacel, XH= Xel-Ha, EM= Enmascarado, TK= Tankah, KZ= Kanzul, CA= Cahpechen, YY= Yuyum y SJ= San Juan. El cuadrado, el triángulo y el rombo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

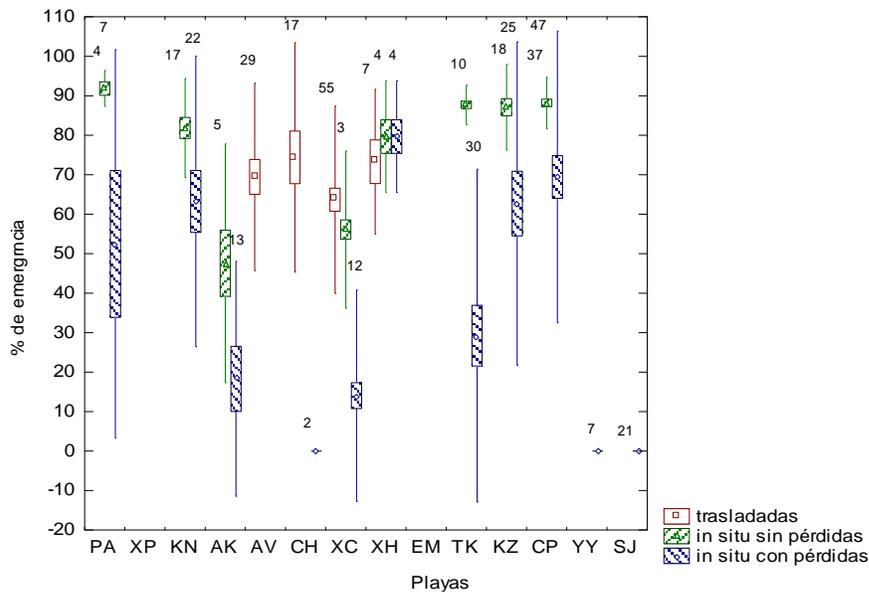


Figura 67. Variación en el porcentaje de emergencia de crías de *Chelonia mydas* en las nidadas trasladadas e *in situ* en las playas en la temporada 1995. XP= Xpu-Ha, KN= Kantena, AK= Akumal, AV= Aventuras, CH= Chemuyil, XC= X'cacel, XH= Xel-Ha, EM= Enmascarado, TK= Tankah, KZ= Kanzul, CA= Cahpechen, YY= Yuyum y SJ= San Juan. El cuadrado, el triángulo y el rombo central representan el promedio; la caja indica el promedio \pm el error estándar (EE); las barras indican el promedio \pm la desviación estándar (DE). El número indica el tamaño de la muestra.

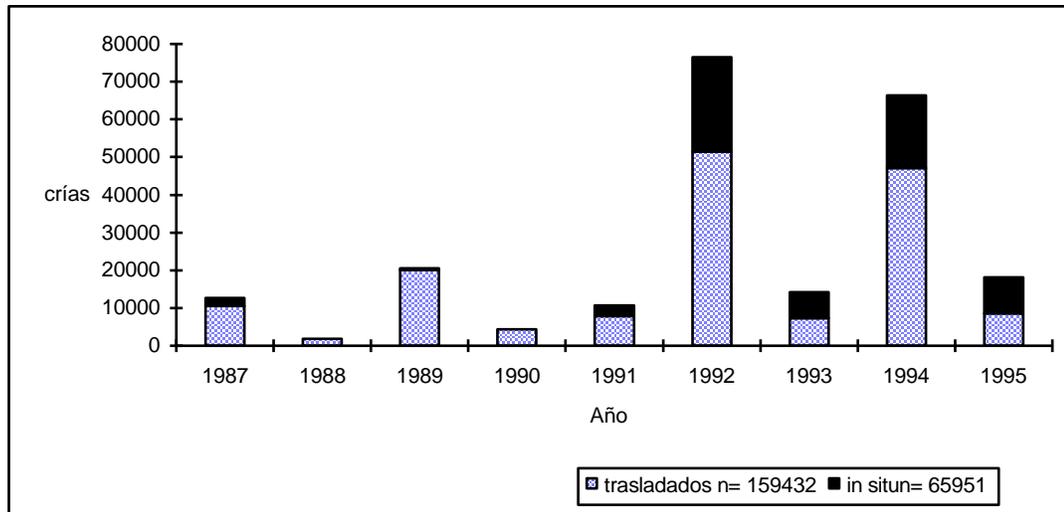
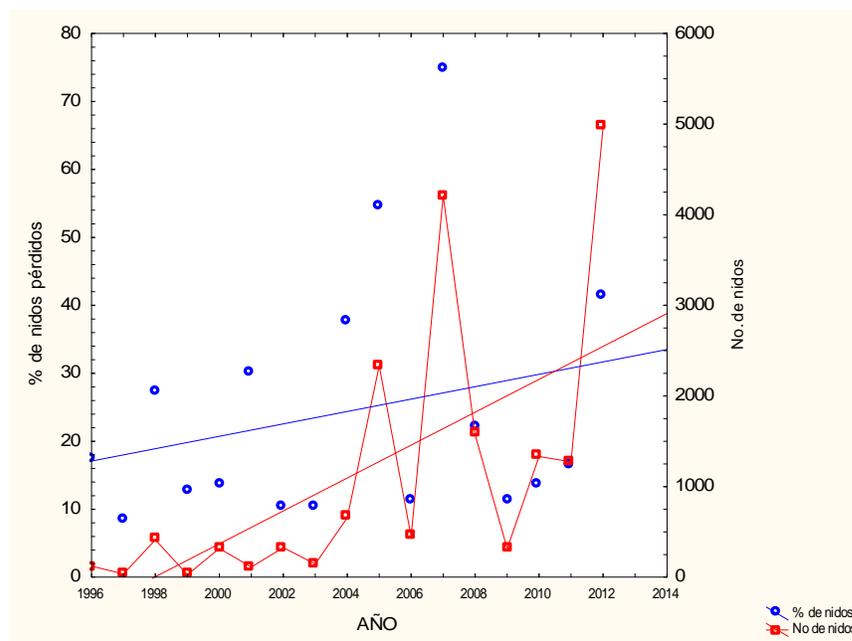
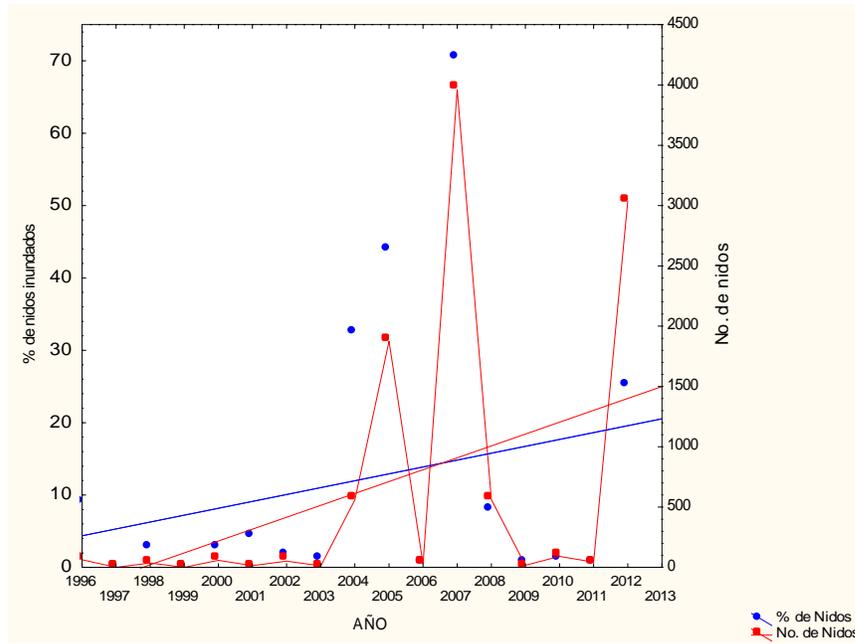


Figura 68. Número de crías de *Chelonia mydas* protegidas en las nidadas trasladadas e *in situ*. Temporadas 1987–1995.



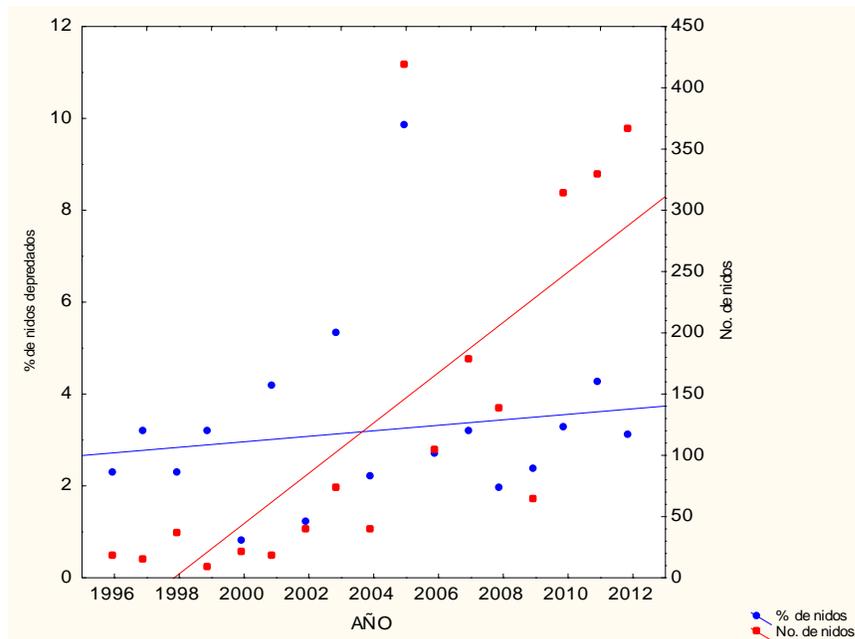
Fuente: Ríos (1996), Zurita *et al.* (2002), DEPC (2011b), Arenas *et al.* (2002), Torres *et al.* (2003) y FFCM (2004-2013).

Figura 69. Número de nidos de *Chelonia mydas* perdidos por inundación, depredados, destruidos por otra tortuga, saqueados o nidos que no tuvieron seguimiento hasta su eclosión en el litoral central. Temporadas 1996-2012.



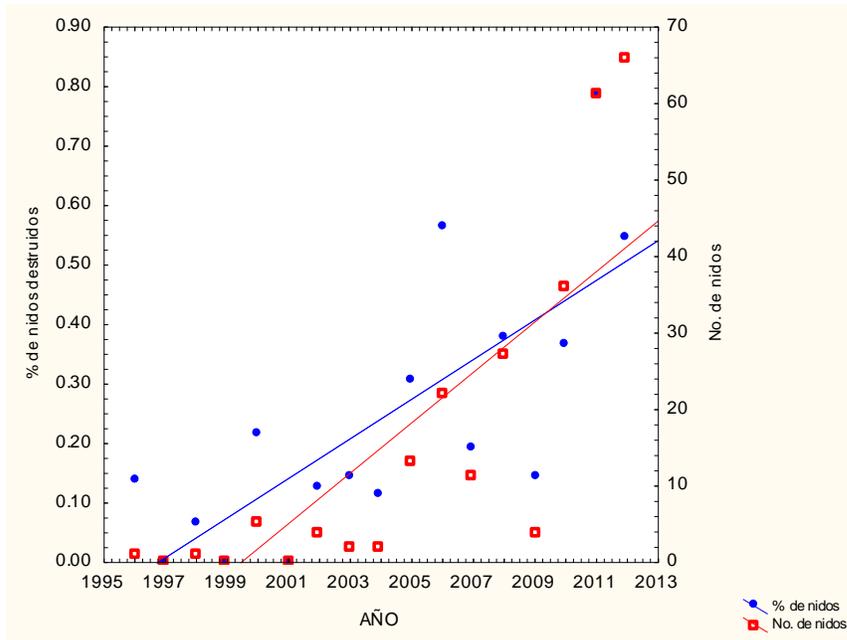
Fuente: Ríos (1996), Zurita *et al.* (2002), DEPC (2011b), Arenas *et al.* (2002), Torres *et al.* (2003) y FFCM (2004-2013).

Figura 70. Número de nidos de *Chelonia mydas* inundados en el litoral central. Temporadas 1996-2012.



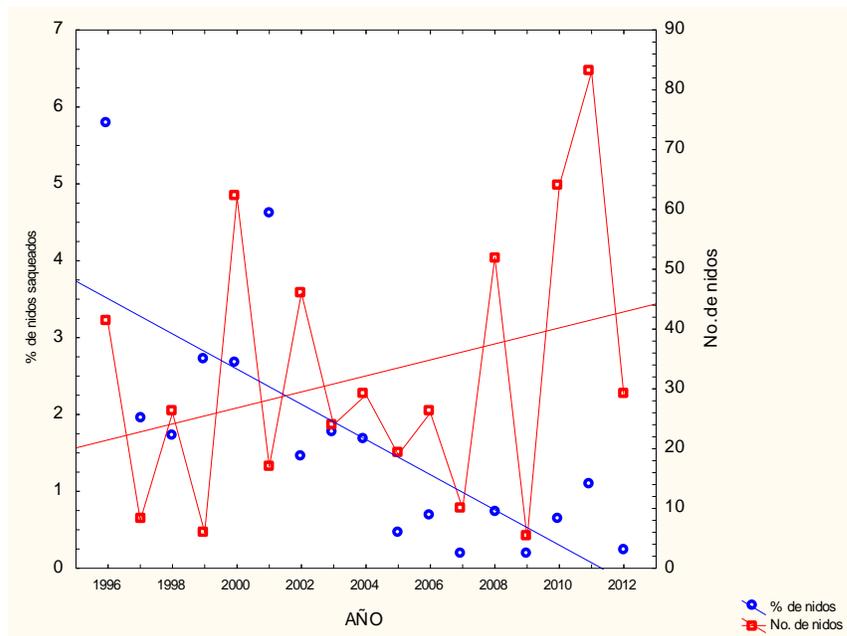
Fuente: Ríos (1996), Zurita *et al.* (2002), DEPC (2011b), Arenas *et al.* (2002), Torres *et al.* (2003) y FFCM (2004-2013).

Figura 71. Número de nidos de *Chelonia mydas* depredados en el litoral central. Temporadas 1996-2012.



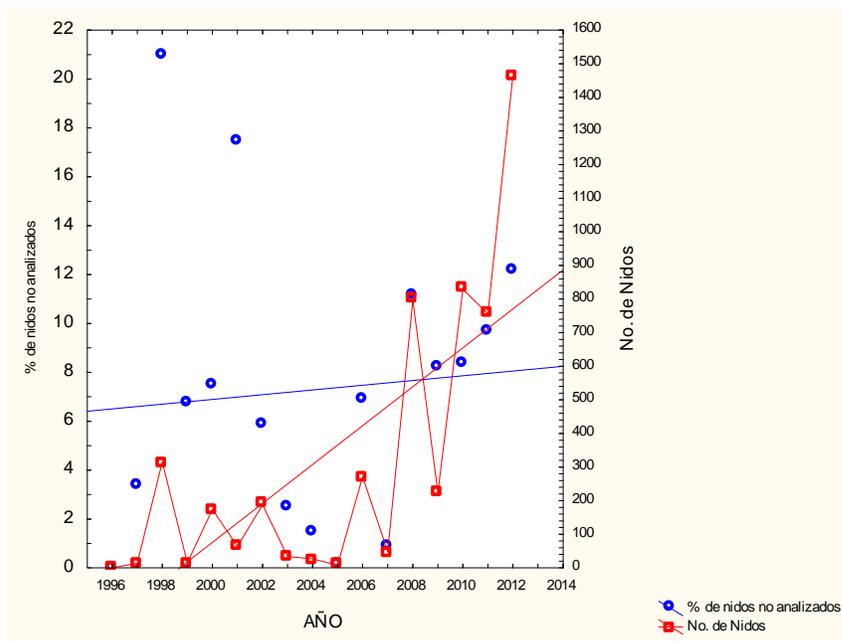
Fuente: Ríos (1996), Zurita *et al.* (2002), DEPC (2011b), Arenas *et al.* (2002), Torres *et al.* (2003) y FFCM (2004-2013).

Figura 72. Número de nidos de *Chelonia mydas* destruidos en el litoral central. Temporadas 1996-2012.



Fuente: Ríos (1996), Zurita *et al.* (2002), DEPC (2011b), Arenas *et al.* (2002), Torres *et al.* (2003) y FFCM (2004-2013).

Figura 73. Número de nidos de *Chelonia mydas* saqueados en el litoral central. Temporadas 1996-2012.



Fuente: Ríos (1996), Zurita *et al.* (2002), DEPC (2011b), Arenas *et al.* (2002), Torres *et al.* (2003) y FFCM (2004-2013).

Figura 74. Número de nidos de *Chelonia mydas* no analizados en el litoral central. Temporadas 1996-2012.

9. CUADROS

Cuadro 1. Resumen de las características de las playas de anidación. Temporadas 1987–1995.

PLAYAS	Longitud (km)	Amplitud (m)	Tipo de arena	Tipo de playa	Zona de rocas	Distancia al arrecife (m)	Tipo de pendiente	Tipo de vegetación	Depredación	Perturbación									
										Temporadas									
										1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	
Paamul	1.8	2 - 5	gf, Pd,	caleta	extremos	50 - 200	suave	rastrera arbustiva	h, f, p			t,H,R, cv	t,H,R, cv	t, H, R, cv	t,H R, cv	t,H, R, cv	t,H,R, cv		
Xpu-Ha	2.5	5 - 10	gf	abierta	extremos	800	suave	rastrera matorral palmeras	h	sd, cp,t	sd,cp, t	sd,cp, t	idt, ap	ap,cp	ap,cp cv	ap, cv H	ap, cv H,t	ap, cv H,t	
Kantenah	2.5	2 - 8	gf	abierta	dispersa	800	suave	rastrera matorral cocales	h	sd	sd	idt, cp R	cp R	cv, cp R	cp,cv, R	H, R	R, H,t	R,H,t	
Akumal	1.3	2 - 8	Pd	caleta	dispersa	200	suave	rastrera arbustiva	h	DT	DT	DT	DT	DT	DT	DT	DT	DT	
Aventuras DIF	1.3	2 - 7	gf	caleta	dispersa	25 - 600	mediana	rastrera	f, p	H, cv, t	H,cv,t	ea,t	H, cv,t	H, cv, t	H, cv,t	H, cv,t	H, cv, t	H,cv,t	
Chemuyil	0.1	2 - 6	gf, Pd	caleta	dispersa		suave	rastrera arbustiva	h			sd,t	sd	sd	sd,t	sd	sd	sd	
X'cacel	2.5	2 - 15	gf, Pd	caleta	dispersa	50 - 700	mediana	rastrera arbustiva matorral palmeras	f	R, t	R, t	R, t	R, t	R, t	R, t	R, t	R, t	R, t	
Xel-Ha	0.1	2 - 6	gg, Pd	caleta	dispersa		suave	arbustiva matorral	h			sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	
Enmascarado	0.3	2 - 6	gg, Pd	abierto	dispersa		suave	arbustiva rastrera	h	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	ap	ap
Tankah	4.0	8	gf	abierta	extremos	800	suave	rastrera arbustiva palmeras	h	cp	cp	cp	cp	cp	cp	cp	cp	cp	dsm en la zona sur
Kanzul	4.5	5 - 15	gf	abierta	extremo norte	800	suave	rastrera arbustiva palmeras	h,f	cv,pa	cv, pa	h,cv, pa	h, cv, pa	h,cv, pa	h,cv pa	cv, pa	h,c pa	cv, pa	
Cahpechen	4.5	4 - 15	gf	abierta	ninguna	800	suave	rastrera palmeras	h,f	pa	pa, ta	pa	pa	pa	pa	pa	pa	pa	
Yuyum	0.5	2 - 6	gf, gg	abierta	extremos	500	suave	rastrera cocales	h				sd	sd	sd	sd	sd	sd	
San Juan	5.5	2 - 40	gf	abierta	extremos	800	Mediana Suave	rastrera arbustiva	h,f	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	sd	

gf = grano fino
gg= grano grueso
Pd = pedacería

f = fauna p = perros h = humana
sd = sin desarrollo, idt = inicio del desarrollo, DT = desarrollo turístico, cv = casa de verano, cp= casa particular, H = hotel, t = turismo
dsm = desmonte, ap = acceso a la playa. Pa= palapa. R=restaurant.

Cuadro 2. Censos y protección de las nidadas de las tortugas marinas en las playas y temporadas 1987-1995.

PLAYAS	Año del censo	Instalación de los corrales (año)	Dimensión del corral (m)
Paamul	1989 - 1995		
Xpu-Ha	1987 - 1989	1987- 1989	5 x 6
Kantenah	1987 - 1995	1987 - 1990	5 x 5
Akumal	1990 - 1995		
Aventuras DIF	1987 - 1995	1987 - 1995	8 x 15
Chemuyil	1989 - 1995	1989 - 1995	
X'cacel	1987 - 1995	1987 - 1995	6 x 15
Xel-Ha	1991 - 1995	1990 - 1995	
Enmascarado	1988,1994,1995		
Tankah	1987 - 1995	1987 - 1990	5 x 6
Kanzul	1987 - 1995	1987 - 1992	6 x 20
Cahpechen - Lirios	1987 - 1995	1987 - 1990	5 x 8
Yuyum	1990 - 1993, 1995		
San Juan	1987 - 1995	1987 - 1990	5 x 10

Cuadro 3. Registro anual de las actividades de patrullaje para la protección de las tortugas marinas. Temporadas 1987–1995.

PLAYAS	TEMPORADAS								
	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Pamul	-	-	J-A, s	J-A, s	s	s	s	s	s
Xpu-Ha	P	P	P	-	-	-	-	-	-
Kantenah	P	P	P	P	J-A,s	J-A,s	J-A,s	J-A,s	J-A,s
Akumal	-	-	-	-	-	-	s	-	P
Aventuras DIF	P	P	P	P	P	P	P	P	P
Chemuyil			P	P	P	P	P	P	P
X'cacel	P	P	P	P	P	P	P	P	P
Xel-Ha					P	P	P	P	P
Enmascarado		s			s				
Tankah	P	P	P	P	J-A,s	J-A,s	s	s	s
Kanzul	P	P	P	P			J-A,s	J-A,s	s
Cahpechen - Lirios	P	P	P						
Yuyum			s						s
San Juan	P	P	P	s	s	s	s	s	s

P= Patrullaje nocturno en toda la temporada

s= recorridos diurnos semanales

J-A= patrullaje nocturno en los meses de julio y agosto

Cuadro 4. Distribución anual del personal técnico y voluntarios en las playas. Temporadas 1987-1995.

PLAYAS	Temporada	Número de trabajadores	Número de estudiantes	Otros
Pamul	1989 - 1990		3	Residentes
Xpu-Ha	1987 - 1990	2		
Kantenah	1987 - 1989 1990 - 1995	2	2	Residentes
Akumal				Residentes Voluntarios
Aventuras DIF	1987 - 1988 1989 - 1995	3 2	2	Voluntarios Residentes
Chemuyil	1989 - 1995	2	2	
X'cachel	1987 - 1988 1989 - 1995	8 4	2	Voluntarios
Xel-Ha	1990 - 1995	1	2	Voluntarios
Enmascarado	1988,1994, 1995	2		Voluntarios
Tankah	1987 - 1989 1990 - 1991	3 2	2 2	
Kanzul	1987 - 1989 1990 - 1993	2 2	2	
Cahpechen	1987 - 1989 1990 - 1995	3 1	4	
Yuyum	1990 -1993, 1995	1		Voluntarios
San Juan	1987 - 1988 1989	4 2	2	

Caretta caretta

Cuadro 5. Número de nidadas de *Caretta caretta* registradas en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995.

PLAYAS	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	Σ
Paamul*			7	6	10	26	46	43	79	217
Xpu-Ha	40	36	45							121
Kantenah	129	56	53	13	84	112	151	123	213	934
Akumal							31		108	139
Aventuras*	167	184	224	160	124	155	250	243	273	1780
Chemuyil*			44	38	50	89	93	106	130	550
X'cacel*	186	240	220	233	345	324	345	232	465	2590
Xel-Ha					30	36	48	63	145	322
Enmascarado		31			3			31	52	117
Tankah*	119	50	62	26	59	61	88	111	168	744
Kanzul*	124	174	112	257	305	245	163	226	215	1821
Cahp-Lirios*	73	58	50	35	161	143	127	141	271	1059
Yu-yum				11	13	5	26		60	115
San Juan*	65	75	107	119	57	55	56	25	152	711
ΣTotal	903	904	924	898	1241	1251	1424	1344	2331	11220

Playas índice*. Los cuadros en blanco indican que no hubo censo.

Cuadro 6. Número de marcas registradas a las hembras de *Caretta caretta* en las playas. Temporadas 1987–1995.

Año	Número total de marcas registradas				Número de marcas registradas			
	Aplicadas	CIQRO	USNPS	Σ total	en las principales playas		en otras playas	
1987	276	21	2	299	76 (19)	Xc, Av	200 (4)	Xp, Kn, Tk, Kz, Cp, SJ
1988	360	25	7	392	195 (24)	Xc, Av	165 (8)	Xp, Kn, Tk, Kz, Cp, SJ
1989	339	19	1	359	186 (15)	Xc, Ch, Av	153 (5)	Xp, Kn, Tk, Kz, Cp, SJ
1990	215	8	1	224	163 (8)	Xc, Ch, Av	52 (1)	Kn, Tk, Kz, Cp
1991	212	7		219	168 (7)	Xc, Ch, Av, Xh	44	Kn, Tk, Kz, Cp
1992	257	1		258	179 (1)	Xc, Ch, Av, Xh	78	Kn, Tk, Kz, Cp
1993	244	2		246	194 (2)	Xc, Ch, Av, Xh	50	Kn, Tk, Kz, Cp
1994	185	2		187	178 (2)	Xc, Ch, Av, Xh	7	Kz
1995	223	2		225	206 (2)	Xc, Ch, Av, Xh	17	Ak
Σ total	2311	87	11	2409	1545 (80)	Xc, Ch, Av, Xh	766 (18)	

Xp = Xpu-Ha, Kn = Kantenah, Ak = Akumal, Av = Aventuras DIF, Ch = Chemuyil, Xc = X'cacel, Xh = Xel-Ha, Tk = Tankah, Kz = Kanzul, Ca = Cahpechen, Sj = San Juan
El valor dentro del paréntesis indica el número de marcas con la serie CIQRO o USNPS encontradas en la temporada.

Cuadro 7. Número de caguamas con cicatriz de marca. Temporadas 1990–1995.

Año	Número de ♀ con marcas aplicadas	Número de ♀ con cicatriz	% de ♀ con cicatriz
1990	215	3	1.39
1991	212	16 (1)	7.40
1992	257	18	7.00
1993	244	21	8.60
1994	185	8	4.32
1995	223	5	2.24
Σ total	1336	71	5.31

El valor dentro del paréntesis indica el número de tortugas con cicatriz reciente de la misma temporada.

Cuadro 8. Número de caguamas con daños en alguna parte del cuerpo. Temporadas 1987–1995.

Lesión	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	Σ	%
Aleta delantera (AD)	1		1		6	7	8	6	2	31	18.8
Aleta trasera (AT)	4	1	4	4	9	6	7	8	7	50	28.7
Caparazón (C)											
C. deforme (Cd)					1	1				2	1.1
C. con muesca (Cm)	1			4	17	12	13	6	16	69	39.6
C. con perforación					1	1			1	3	1.7
c. golpeado	1								1	2	1.1
Cm y AD	1									1	0.5
Cm y AT				3	1		2	1	4	11	6.3
Cabeza golpeada						1				1	0.5
Parpados inflamados								1		1	0.5
Infección en el cuello									3	3	1.7
Σ total de ♀	8	1	5	11	35	28	30	22	34	174	
Número de tortugas ♀ revisadas	299	392	359	224	219	258	246	187	225	2409	
% del total de ♀	2.67	0.2	1.39	4.91	15.98	10.85	12.19	11.76	15.11	7.22	

Cuadro 9. Número de caguamas sacrificadas en las playas. Temporadas 1987–1995.

PLAYAS	TEMPORADAS								
	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Pamul			0	0	0	0	0	0	0
Xpu-Ha			0	0	NPP	NPP	NPP	1	0
Kantenah			1	0	0	1	0	0	0
Akumal			0	0	0	0	0	0	1
Aventuras DIF			0	0	0	0	1	0	0
Chemuyil			1	0	0	0	0	0	0
X'cacel			0	0	0	0	0	0	0
Xel-Ha			0	0	3	0	0	2	0
Enmascarado			0	0	2	0	0	3	5
Tankah			1	0	0	1	0	0	0
Kanzul			2	0	1	0	0	0	0
Cahpechen - Lirios			2	0	0	0	0	0	1
Yuyum			0	0	0	0	0	0	0
San Juan			1	0	0	1	0	2+	2
Σ total	3*	**	8	0	6	3	1	8	9

* Gil et al. (1988) indican 3 ejemplares sin especificar en qué playa.

** No se tiene informe del número de tortugas sacrificadas. NPP= no se implemento el programa de protección.

+ Incluyen dos subadultos.

Cuadro 10. Número de caguamas sacrificadas en las playas. Temporadas 1996–2006.

AÑO	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	TOTAL
No. de tortugas	2	2	4	0	0	1	0	1	1	1	12

Fuente: Comunicación personal con los responsable de los programas (E. Ríos, Martin Sánchez, L. Gómez). Información procesada para la presentación con el TWEG en el 2006.

Cuadro 11. Número de anidaciones de *Caretta caretta* observadas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987–1995.

Año	Tortugas	Número de nidadas								Playas
		1	2	3	4	5	6	7	Σ	
1987	neófitas	46	5	0	0	0	0	0	51	Av,Xc
	remigrantes	6	4	1	0	0	0	0	11	
1988	neófitas	106	23	10	0	2	0	1	142	Av,Xc
	remigrantes	13	4	5	0	0	0	0	22	
1989	neófitas	93	33	18	6	0	0	0	150	Av,Ch Xc
	remigrantes	22	5	3	3	2	0	0	32	
1990	neófitas	77	33	13	4	2	0	0	129	Av,Ch Xc
	remigrantes	20	13	3	4	1	0	0	41	
1991	neófitas	72	42	19	7	5	1	0	146	Av,Ch Xc,Xh
	remigrantes	22	19	7	5	3	0	0	56	
1992	neófitas	88	38	18	12	3	0	0	159	Av,Ch Xc,Xh
	remigrantes	20	15	8	7	6	1	0	57	
1993	neófitas	91	51	22	9	4	1	0	178	Av,Ch Xc,Xh
	remigrantes	36	16	15	6	4	1	0	78	
1994	neófitas	85	38	26	9	2	1	0	161	Av,Ch Xc,Xh
	remigrantes	40	24	11	10	4	1	0	90	
1995	neófitas	92	46	31	10	4	2	0	185	Av,Ch Xc,Xh
	remigrantes	44	25	30	22	6	3	0	130	
Σ	neófitas	750	309	157	57	22	5	1	1301	
Σ	remigrantes	223	125	83	56	24	6	0	517	
Σtotal		973	434	240	113	46	11	1	1818	
%		53.52	23.87	13.20	6.22	2.53	0.61	0.05	100	

Av =Aventuras DIF, Ch = Chemuyil, Xc = X'cachel y Xh = Xel-Ha.

Cuadro 12. Número de anidaciones de *Caretta caretta* observadas en las playas Xpu-Ha, Kantenah, Akumal, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan. Temporadas 1987-1995.

Año	Tortugas	Número de anidaciones							Playas
		1	2	3	4	5	6	Σ	
1987	neófitas	120	16	2	0	0	0	138	Xp,Kn Tk,Kz, Cp, Sj
	remigrantes	1	0	1	0	0	0	2	
1988	neófitas	113	6	1	0	0	0	120	Xp,Kn Tk,Kz, Cp, Sj
	remigrantes	3	0	0	0	0	0	3	
1989	neófitas	100	8	2	0	0	1	111	Xp,Kn Tk,Kz, Cp, Sj
	remigrantes	8	2	1	1	0	0	12	
1990	neófitas	48	1	0	0	0	0	49	Kn,Tk, Kz,Cp
	remigrantes	7	3	0	0	0	0	10	
1991	neófitas	32	2	1	0	0	0	35	Kn,Tk, Kz,Cp
	remigrantes	2	1	0	0	0	0	3	
1992	neófitas	55	5	1	0	0	0	61	Kn,Tk, Kz,Cp
	remigrantes	5	3	0	1	0	0	9	
1993	neófitas	28	2	0	0	0	0	30	Kn, Tk,Kz,Cp
	remigrantes	6	0	1	0	0	0	7	
1994	neófitas	6	0	0	0	0	0	6	Kz
	remigrantes	5	2	1	0	0	0	9	
1995	neófitas	11	3	2	0	0	0	16	Ak
	remigrantes	4	0	0	0	0	0	4	
Σ	neófitas	513	43	9	0	0	1	566	
Σ	remigrantes	41	12	4	2	0	0	59	
Σtotal		554	55	13	2	0	1	625	
%		88.64	8.8	2.08	0.32	0	0.16	100	

Xp = Xpu-Ha, Kn = Kantenah, Tk = Tankah, Kz = Kanzul, Ca = Cahpechen,
Sj = San Juan, Ak = Akumal.

Cuadro 13. Número de anidaciones de *Caretta caretta* observadas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha. Temporadas 1996-2006.

No. de anidaciones	No. de Tortugas	%
1	997	39.13
2	546	21.43
3	370	14.52
4	291	11.42
5	214	8.40
6	99	3.89
7	27	1.06
8	2	0.08
10	1	0.04
12	1	0.04
Σ total	2548	100

Fuente: Datos procesados para TWEW (2009), con información proporcionada por CIQRO-ECOSUR, FFCM - CPTMQROO.

Cuadro 14. Proporción de tortugas *Caretta caretta* neófitas y remigrantes observadas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-ha. Temporadas 1996–2006.

Temporada	% neófitas	% remigrantes
1996	57.10	42.90
1997	43.69	56.31
1998	46.85	53.15
1999	42.51	57.49
2000	48.55	51.45
2001	43.49	56.51
2002	45.62	54.38
2003	46.77	53.23
2004	56.79	43.21
2005	53.22	46.78
2006	50.66	49.34

Datos procesados para TWEW (2009), con información proporcionada por CIQRO-ECOSUR, FFCM - CPTMQROO y Zurita *et al.* (2002b)

Cuadro 15. Número de caguamas sin éxito de anidación en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995.

Año	Tortugas	Principales playas				Otras playas			
		Σ total de ♀ observadas	No. de ♀ sin éxito	Σ total de ♀ sin éxito	% total de ♀ sin éxito	Σ total de ♀ observadas	No. de E sin éxito	Σ total de ♀ sin éxito	% total de ♀ sin éxito
1987	neófitas	95	25	33	34.73	204	62	64	31.37
	remigrantes		8				2		
1988	neófitas	225	53	65	27.11	173	45	50	28.90
	remigrantes		8				5		
1989	neófitas	224	36	44	18.75	170	42	47	27.64
	remigrantes		6				5		
1990	neófitas	208	34	38	18.26	62	3	3	4.8
	remigrantes		4				0		
1991	neófitas	234	22	32	13.67	50	9	12	24.00
	remigrantes		10				3		
1992	neófitas	246	20	28	12.19	90	17	20	22.22
	remigrantes		8				3		
1993	neófitas	280	16	24	8.57	59	20	22	37.28
	remigrantes		8				2		
1994	neófitas	275	17	24	8.72	18	1	3	16.66
	remigrantes		7				2		
1995	neófitas	350	21	35	10.0	24	1	4	16.66
	remigrantes		14				3		
	neófitas	2135	244	317	14.84	850	200	225	26.47
	remigrantes		73				25		

Cuadro 16. Remigraciones de *Caretta caretta* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-ha de 1987 a 1995.

Año	No. total de tortugas observadas	Año de remigración								Σ total	% de recaptura
		1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995		
1987	95	7	19 (1)	7	3 (10)	0 (4)	(9)	0 (2)	1 (5)	37 (31)	38.9
1988	219		4	18 (1)	12 (11)	5 (12)	1 (13)	11 (4)	0 (6)	61 (47)	27.8
1989	201			5	22	12 (3)	8 (8)	3 (2)	1 (6)	51 (19)	25.3
1990	171				2	27	10 (1)	7 (10)	3 (12)	49 (23)	28.6
1991	175					1	33	10 (3)	14 (15)	58 (18)	33.1
1992	180						1	38	25 (3)	64 (3)	35.5
1993	196							5	43 (1)	48 (1)	24.4
1994	180								5	5	2.7
Σ total	1 417									373 (142)	26.6

El valor dentro del paréntesis indica el número tortugas que remigraron en más de dos ocasiones.

Cuadro 17. Intervalos de remigración de *Caretta caretta* en las playas, Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha. Temporadas 1987–1995.

No. total de tortugas	Intrevalo de remigración (años)								Total de recaptura
	1	2	3	4	5	6	7	8	
1417	57	300	101	42	7	7	0	1	515
%	11.06	58.25	19.61	8.15	1.35	1.35	0	0.19	

Cuadro 18. Intervalos de remigración de *Caretta caretta* en las playas, Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha. Temporadas 1996–2006.

Intervalos de remigración (años)	No. de tortugas	% de recaptura
1	115	8.86
2	558	42.99
3	338	26.04
4	145	11.17
5	63	4.85
6	38	2.93
7	16	1.23
8	17	1.31
9	5	0.39
10	3	0.23
Σ	1298	100.00

Fuente: Datos procesados para TWEW (2009), con información proporcionada por CIQRO-ECOSUR, FFCM y CPTMQROO.

Cuadro 19. Fidelidad de *Caretta caretta* al sitio de anidación.

Año	Σ total de tortugas	No. de tortugas que anidan en la misma playa	%	No. de tortugas que anidan en otra playa	%	Playas	Máxima distancia de recaptura en las playas
1987	28	19	67.85	9	32.14	Kn, Av, Xc, Tk, Kz, Sj	Pto.A- Av; Tk-Cp; Kn-Xp; Av- Sj;
1988	52	31	59.61	21	40.38	Xp, Kn, Av, Xc, Cp, Sj	Xc-Pto.A; Av-Pto.A; Xc-Kn
1989	85	40	47.05	45	52.94	Kn, Av, Ch, Xc, Tk, Kz, Sj	Xc-Kn; Xc-Sj
1990	77	21	27.27	56	72.72	Av, Ch, Xc, Kz	Xc-Kz; Xc-Cz
1991	114	50	43.85	64	56.14	Av, Ch, Xc, Xh, kz	Av-Kz
1992	118	68	57.62	44	37.28	Av, Ch, Xc, Xh, Kz, Cp	Av-Kn; Xc-Kn; kz-Sj
1993	129	70	54.26	59	45.73	Av, Ch, Xc, Xh, Kz, Cp	Av-Cp; Xc-Ch
1994	129	63	48.83	66	51.16	Av, Ch, Xc, Xh, Kz, Cp	Kn-Av; Xc-Av
1995	184	75	40.76	109	59.23	Ak, Av, Ch, Xc, Xh, Kz, Cp	Xc-Av; Av-Xh
Σ	916	437	47.67	479	52.29		

Xp = Xpu-Ha, Kn = Kantenah, Ak = Akumal, Av =Aventuras DIF, Ch = Chemuyil, Xc = X'cacel, Xh = Xel-Ha, Tk = Tankah, Kz = Kanzul, Cp = Cahpechen, Sj = San Juan, Cz= Cozumel, Pto.A = Puerto Aventuras.

Cuadro 20. Análisis de las nidadas de *Caretta caretta*. Temporadas 1987–1995.

Año	Σ total de nidadas	Nidadas					Información procesada				Nidadas sin seguimiento	
		Saqueadas	Depredadas	Inundadas	Σ	%	No. de nidadas trasladadas	%	No. de nidadas <i>in situ</i>	%	No. de nidadas	%
1987	903	77	22	29	128	14.17	443	49.05	203	22.48	129	14.28
1988	904	0	0	244	244	26.99	571	63.10	17	1.88	72	7.96
1989	924	0	0	12	12	1.29	851	92.09	55	5.95	6	0.64
1990	898	27	3	0	30	3.34	162	18.04	7	0.77	699*	77.83
1991	1241	85	26	28	139	11.20	749	60.35	161	21.49	192	15.47
1992	1251	35	24	78	137	10.95	716	57.23	228	18.22	170	13.58
1993	1424	51	44	57	152	10.67	693	48.66	236	16.57	343	24.08
1994	1344	89	50	384	523	38.91	578	43.00	147	10.93	96	7.14
1995	2331	111	104	87	302	12.95	744	31.91	1166	10.39	119	5.10
Σ total	11220	475	273	919	1667	13.64	5507	49.08	2220	19.78	1826	16.27
% total		4.23	2.43	8.19								

* Los huevos de 532 nidadas fueron analizadas en conjunto.

Cuadro 21. Registro anual de las nidadas de *Caretta caretta* perdidas por saqueo, depredación e inundadas en las playas. Temporadas 1987–1995.

Año	Playas														Σ total	
	PA	XP	KN	AK	AV	CH	XC	XH	EM	TK	KZ	CAH	YY	SJ		Σ total
	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	
1987		0-0-0	2-0-0		0-22-0		25-0-0				40-0-1	10-0-0	0-0-8		0-0-20	77-22-29
1988		0-0-3	0-0-39		0-0-39		0-0-76		0-0-31	0-0-5	0-0-39	0-0-2		0-0-10	0-0-244	
1989	0-0-4	0-0-0	0-0-0		0-0-0	0-0-0	0-0-0			0-0-0	0-0-0	0-0-3		0-0-5	0-0-12	
1990	2-0-0		0-0-0		0-0-0	0-0-0	0-0-0			0-3-0	0-0-0	6-0-0	5-0-0	14-0-0	27-3-0	
1991	1-6-1		4-0-0		0-0-0	0-0-0	0-0-0	15-0-0		0-0-0	10-0-0	41-14-1	1-1-0	13-5-26	85-26-28	
1992	4-10-1		0-0-3		0-0-0	0-0-0	0-0-0	1-2-1		5-3-0	11-1-4	12-0-52	1-0-0	1-8-17	35-24-78	
1993	3-28-2		1-3-1	0-0-2	0-0-0	0-0-0	0-3-0	0-1-0		14-8-0	16-0-19	7-0-0	0-0-0	10-1-33	51-44-57	
1994	15-16-2		12-0-0		0-0-0	0-0-0	0-1-0	0-0-0	9-11-0	12-10-84	32-12-160	2-0-133	0-0-0	7-0-5	89-50-384	
1995	8-7-2		5-3-10	0-0-0	0-0-4	0-0-0	0-5-7	1-1-1	12-0-0	24-22-9	22-18-5	24-41-23	7-4-6	8-3-20	111-104-87	
Σ	33-67-12	0-0-3	24-6-53	0-0-2	0-22-43	0-0-0	25-9-83	17-4-2	21-11-31	95-46-99	101-31-227	92-55-222	14-5-6	53-17-136	475-273-919	
Σ total	115	3	83	2	65	0	117	23	63	240	359	222	25	206	1667	
%total	6.89	0.17	4.97	0.11	3.89	0	7.01	1.37	3.77	14.39	21.53	22.13	1.49	12.35	28.5 - 16,4 - 55.1	

S= saqueadas, D= depredadas, I= inundadas.

PA= Pamul, XP= Xpu-Ha, KN= Kantena, AK= Akumal, AV= Aventuras, CH= Chemuyil, XC= X'cacel, CH= Chemuyil, XH= Xel-Ha, EM= Emascarado, TK= Tankah, KZ= Kanzul, CAH= Cahpechen, YY= Yuyum y SJ= San Juan.

Cuadro 24. Porcentaje promedio de emergencia anual de crías de *Caretta caretta* en nidadas *in situ* y trasladadas. Temporadas 1987–1995.

Año		PA	XP	KN	AK	AV	CH	XC	XH	EM	TK	KZ	CP	YY	SJ	Σ
1987	n		19	56		89		95			39	64	64		17	443
	T X	-	75.35	70.12	-	76.25	-	61.49	-	-	68.35	83.66	84.65	-	53.20	73.80
1987	IS n		7	71		51		40			6	27	1			207
	X	-	86.24	80.68	-	74.88	-	73.93	-	-	84.76	81.82	99.89	-		78.45
1988	T n		33			88		149			45	135	56		65	571
	X	-	66.54		-	33.55	-	39.37	-		37.31	76.93	33.40	-	51.99	49.61
1988	IS n			17												17
	X	-		79.50	-		-		-					-		79.50
1989	T n		44	53		196	44	214			62	112	47		79	851
	X		61.72	63.73	-	80.54	78.59	72.33	-	-	62.93	73.85	72.81		73.87	73.15
1989	IS n	3				28		1							23	55
	X	73.0			-	94.08		92.50	-	-					78.37	86.33
1990	T n					35	7	110			10					162
	X				-	76.85	72.65	75.44	-		75.82					75.65
1990	IS n					2		5								7
	X				-	85.73		70.04	-							74.53
1991	T n			7		123	49	305	9		49	207				749
	X			81.31		83.78	83.07	77.94	69.22		80.75	73.88				78.22
1991	IS n	1		35		1	1	25	2			11	85			161
	X	92.0		82.38		100.0	90.62	87.77	83.54			90.73	85.86			85.86
1992	T n	7				137	85	300				187				716
	X	58.16			-	83.51	88.83	79.82				72.85				79.56
1992	IS n			109		17	4	9	20		24	32	13			228
	X			84.09	-	94.01	89.79	91.56	85.76		87.22	88.32	85.93			86.40
1993	T n			11		229	83	315	22			17	16			693
	X			48.96		80.84	85.94	71.46	67.99			71.52	82.85			76.09
1993	IS n	13		22	5	16	10	25	17			41	66	10	11	236
	X	84.69		83.89	91.64	89.26	86.15	86.59	77.62			78.34	83.92	88.33	89.47	83.89
1994	T n					223	100	206	49							578
	X				-	82.24	89.78	53.23	66.67							71.89
1994	IS n			63		17	6	19	14	11	5				12	147
	X			84.93	-	88.09	92.63	84.64	77.10	84.69	78.03				85.51	84.62
1995	T n					243	121	290	90							744
	X					79.58	91.76	66.88	66.50							75.03
1995	IS n	62		195	108	26	9	137	50	40	112	170	183	9	65	1166
	X	73.59		77.77	66.72	81.65	89.08	84.39	72.72	77.63	82.84	84.92	85.35	84.91	83.41	80.34

Nidadas *in situ* = IS; Nidadas trasladadas = T; n= número de datos; X= promedio. Los cuadros en blanco indican que no hubo datos. Playas: PA= Paamul, XP= Xpu-Ha, KN= Kantena, AK= Akumal, AV= Aventuras, CH= Chemuyil, XC= X'cacel, XH= Xel-Ha, EM= Emascarado, TK= Tankah, KZ= Kanzul, CA= Cahpechen - Lirios, YY= Yuyum y SJ= San Juan.

Cuadro 22. Análisis de las nidadas trasladadas de *Caretta caretta*: número de huevos, huevos rotos, porcentaje de eclosión y crías muertas.

	Año									Σ total
	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	
No. de nidadas	443	571	851	162	749	716	693	578	744	5507
Σ huevos	48212	59736	93222	18634	85244	79601	78394	66665	84863	614571
Σ huevos rotos	61	294	273	16	125	53	329	63	136	1350
% huevos rotos	0.12	0.49	0.29	0.08	0.08	0.06	0.41	0.09	0.16	0.21
Promedio de huevos	109	105	110	115	114	111	113	115	114	112
% promedio de eclosión	75.10 ± 24.59	50.55 ± 42.61	76.29 ± 22.97	81.50 ± 17.32	81.95 ± 19.29	82.34 ± 20.21	79.51 ± 21.29	76.58 ± 26.81	79.75 ± 19.20	76.14 ± 26.34
% de crías muertas	1.42	0.94	3.14	5.85	3.73	2.78	3.42	4.69	4.72	3.25

± desviación estándar

Cuadro 23. Número de huevos, huevos rotos, porcentaje de eclosión y crías muertas de las nidadas *in situ* de *Caretta caretta*. Temporadas 1987-1995.

	Año									Σ total
	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	
No. de nidadas	203	17	55	7	161	228	236	147	1166	2220
Σ huevos	20869	1630	6053	858	17851	24574	25231	16789	129370	129377
Σ huevos rotos	0	0	0	0	0	2	5	0	0	7
% huevos rotos	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.008	0.01	0.0	0.0	0.003
Promedio de huevos	103	96	110	123	111	108	107	115	111	110
% promedio de eclosión	81.46 ± 18.87	81.33 ± 11.56	89.92 ± 14.95	76.97 ± 23.73	87.94 ± 10.59	87.41 ± 13.87	86.06 ± 12.95	87.98 ± 14.97	81.94 ± 17.25	83.91 ± 16.94
% crías muertas	3.01	1.83	3.59	2.14	2.08	1.01	2.17	3.86	1.60	2.03

± desviación estándar

Chelonia mydas

Cuadro 25. Número de nidadas de *Chelonia mydas* registradas en la zona de estudio. Temporadas 1987–1995.

PLAYAS	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	Σ
Paamul*			0	4	0	36	4	8	7	59
Xpu-Ha	1	0	6							7
Kantenah	12	17	1	0	13	42	12	63	22	182
Akumal							1		19	20
Aventuras*	32	19	31	46	14	66	7	160	29	404
Chemuyil*			7	7	1	66	11	81	19	192
X'cachel*	84	76	48	221	38	287	49	348	71	1222
Xel-Ha					7	22	2	29	11	71
Enmascarado		11			0			47	1	59
Tankah*	45	50	23	50	16	90	21	79	30	404
Kanzul*	42	125	153	229	38	212	43	194	25	1061
Cahp-Lirios*	8	17	7	47	49	157	48	177	47	557
Yu-yum				6	6	9	0		18	39
San Juan*	25	23	10	71	27	75	33	58	33	355
ΣTOTAL	249	338	286	681	209	1062	231	1244	332	4632

Playas índice*. Los cuadros en blanco indican que no hubo censo

Cuadro 26. Número de marcas registradas a las hembras de *Chelonia mydas* en las playas. Temporadas 1987–1995.

Año	Número total de marcas registradas				Número de marcas registradas			
	Aplicadas	CIQRO	USNPS	Σ total	en las principales playas		en otras playas	
1987	92	7		99	21 (3)	Xc, Av	71 (4)	Xp, Kn, Tk, Kz, Cp, SJ
1988	153	1		154	48 (1)	Xc, Av	105	Xp, Kn, Tk, Kz, Cp, SJ
1989	96	3		99	34 (2)	Xc, Ch, Av	62 (1)	Xp, Kn., Tk, Kz, Cp, SJ
1990	169	4		173	110 (1)	Xc, Ch, Av	59 (3)	Kn, Tk, Kz, Cp,
1991	31			31	18	Xc, Ch, Av, Xh	13	Kn, Tk, Kz, Cp
1992	205	1		206	109	Xc, Ch, Av, Xh	96 (1)	Kn, Tk, Kz, Cp
1993	41			41	23	Xc, Ch, Av, Xh	18	Kn, Tk, Kz, Cp
1994	238			238	204	Xc, Ch, Av, Xh	34	Kz
1995	25			25	21	Xc, Ch, Av, Xh	4	Ak
Σ total	1050	16		1066	588 (7)	Xc, Ch, Av, Xh	462 (9)	

Xp = Xpu-Ha, Kn = Kantenah, Ak = Akumal, Av = Aventuras DIF, Ch = Chemuyil, Xc = X'cachel, Xh = Xel-Ha, Tk = Tankah, Kz = Kanzul, Ca = Cahpechen, Sj = San Juan

El valor dentro del paréntesis indica el número de marcas con la serie CIQRO y USNPS encontradas en la temporada.

Cuadro 27. Número de tortugas verdes con cicatriz de marca. Temporadas 1990–1995.

Año	Número de ♀ con marcas aplicadas	Número de ♀ con cicatriz	% de ♀ con cicatriz
1990	169	4 (2)	2.36
1991	31	0	0
1992	205	15 (1)	7.31
1993	41	0	0
1994	238	18	7.56
1995	25	2	8.0
Σtotal	709	39	5.50

El valor dentro del paréntesis indica el número de tortugas registradas con cicatriz reciente de la misma temporada.

Cuadro 28. Número de tortugas verdes con daños en alguna parte del cuerpo. Temporadas 1987–1995.

Lesión	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	Σ	%
Aleta delantera (AD)					1	3		1		5	12.19
Aleta trasera (AT)	1					5	1	5	4	16	39.02
Caparazón (C)											
C. deforme (Cd)											
C. con muesca (Cm)						5		8		13	31.70
C. con perforación											
C. golpeado											
Cm y AD											
Cm y AT		1		1		2		1		5	12.19
Cabeza golpeada											
Párpados inflamados											
Infección en el cuello											
sin cola								1		1	2.43
Paralítica				1						1	2.43
Σ total ♀	1	1		2	1	15	1	16	4	41	
Número de tortugas ♀ revisadas	99	154	99	173	31	206	41	238	25	1066	
% del total de ♀	1.01	0.54	0.0	1.15	3.22	7.28	2.43	6.72	16.0	3.84	

Cuadro 29. Número de tortugas verdes con fibropapiloma. Temporadas 1990–1995.

Año	Número de ♀ revisadas	Σ total de ♀ con fibropapiloma	% de ♀ con fibropapiloma
1990	187	1	0.53
1991	39	1	2.56
1992	257	4	1.55
1993	52	4	7.69
1994	298	4	1.34
1995	47	0	0
Σtotal	880	14	1.59

Cuadro 30. Número de tortugas verdes sacrificadas en las playas. Temporadas 1987–1995.

PLAYAS	TEMPORADAS								
	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Pamul	-		0	0	0	0	0	0	0
Xpu-Ha			0	0	0	0	0	0	0
Kantenah			0	0	0	1	0	0	0
Akumal	-								
Aventuras DIF			0	0	0	1	0	0	0
Chemuyil	-		0	0	0	0	0	0	0
X'cachel			0	0	0	0	0	0	0
Xel-Ha	-				0	0	0	0	0
Enmascarado						-	-	1	0
Tankah			2	0	0	0	0	0	0
Kanzul			2	1	0	0	1	0	0
Cahpechen - Lirios			1	0	0	0	0	0	0
Yuyum			0	0	0	0	0	0	0
San Juan			1	0	0	1			2+
Σ total	6*	**	6	1	0	3	0	1	2

* Gil *et al.* (1988) indican 6 carapachos sin especificar las playas.

** No se tiene informes del número de tortugas sacrificadas.

+ incluye un subadulto.

Cuadro 31. Número de anidaciones de *Chelonia mydas* observadas en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cachel y Xel-Ha. Temporadas 1987–1995.

Año	tortugas	Número de nidadas									Playas
		1	2	3	4	5	6	7	8	Σ	
1987	neófitas	12	1	0	0	0	0	0	0	13	Av,Xc
	remigrantes	2	0	0	0	0	0	0	0	2	
1988	neófitas	24	5	1	0	0	0	0	0	30	Av,Xc
	remigrantes	1	0	1	0	0	0	0	0	2	
1989	neófitas	16	6	4	1	0	1	0	0	28	Av,Ch Xc
	remigrantes	3	1	1	0	0	0	0	0	5	
1990	neófitas	49	19	12	6	1	1	0	0	88	Av,Ch Xc
	remigrantes	1	4	3	2	1	0	0	0	11	
1991	neófitas	8	2	2	0	1	0	0	0	13	Av,Ch Xc,Xh
	remigrantes	1	3	0	1	2	0	0	0	7	
1992	neófitas	33	16	25	15	4	4	0	1	98	Av,Ch Xc,Xh
	remigrantes	8	6	2	13	2	2	0	0	33	
1993	neófitas	10	6	2	1	0	0	0	0	19	Av,Ch Xc,Xh
	remigrantes	2	0	1	1	1	0	1	0	6	
1994	neófitas	71	35	32	19	10	6	1	0	174	Av,Ch Xc,Xh
	remigrantes	10	9	6	10	7	2	1	0	45	
1995	neófitas	7	5	6	2	0	0	0	0	20	Av,Ch Xc,Xh
	remigrantes	7	2	4	4	2	0	0	0	19	
Σ	neófitas	230	95	84	44	16	12	1	1	483	Av,Ch
Σ	remigrantes	35	25	18	31	15	4	2	0	130	Xc,Xh
Σ total		265	120	102	75	31	16	3	1	613	
%		43.33	19.57	16.63	12.23	5.05	2.61	0.48	0.16	100	

Av =Aventuras DIF, Ch = Chemuyil, Xc = X'cachel y Xh = Xel-Ha.

Cuadro 32. Número de anidaciones de *Chelonia mydas* observadas en las playas, Xpu-Ha, Kantenah, Akumal, Tankah, Kanzul, Cahpechen y San Juan. Temporadas 1987–1995.

Año	tortugas	Número de anidaciones				Playas
		1	2	3	Σ	
1987	neófitas	42	4	0	46	Xp,Kn,Tk,Kz,Cp Sj
	remigrantes	2	1	0	3	
1988	neófitas	81	6	0	88	Xp,Kn,Tk,Kz,Cp Sj
	remigrantes	1	0	0	1	
1989	neófitas	44	3	0	47	Xp,Kn,Tk,Kz,Cp Sj
	remigrantes	2	1	0	3	
1990	neófitas	47	4	0	51	Kn,Tk,Kz,Cp
	remigrantes	5	0	0	5	
1991	neófitas	10	1	0	11	Kn, Tk,Kz,Cp
	remigrantes	1	0	0	1	
1992	neófitas	46	13	8	67	Kn, Tk,Kz,Cp
	remigrantes	3	5	5	13	
1993	neófitas	7	5	1	13	Kn,Tk,Kz,Cp
	remigrantes	1	2	0	3	
1994	neófitas	23	2	0	25	kz
	remigrantes	6	1	0	7	
1995	neófitas	2	0	0	2	Ak
	remigrantes	0	0	0	0	
Σ	neófitas	302	38	9	349	
Σ	remigrantes	21	10	5	36	
Σtotal		323	48	14	385	
%		83.89	12.45	3.88	100	

Xp = Xpu-Ha, Kn = Kantenah, Ak = Akumal, Tk = Tankah, Kz = Kanzul, Ca = Cahpechen, Sj = San Juan.

Cuadro 33. Número de tortugas verdes sin éxito de anidación en el litoral central de Quintana Roo. Temporadas 1987–1995.

Año	Tortugas	Principales playas				Otras playas			
		Σ total de ♀ observadas	No. de ♀ sin éxito	Σ total de ♀ sin éxito	% total de ♀ sin éxito	Σ total de ♀ observadas	No. de ♀ sin éxito	Σ total de ♀ sin éxito	% total de ♀ sin éxito
1987	neófitas	24	8	9	37.5	75	25	26	34.66
	remigrantes		1				1		
1988	neófitas	52	18	20	38.46	107	17	18	16.82
	remigrantes		2				1		
1989	neófitas	40	6	7	17.5	66	15	16	24.24
	remigrantes		1				1		
1990	neófitas	122	22	23	18.85	65	8	9	13.84
	remigrantes		1				1		
1991	neófitas	25	5	5	20.00	114	2	2	1.75
	remigrantes		0				0		
1992	neófitas	147	11	16	10.88	110	29	30	27.27
	remigrantes		5				1		
1993	neófitas	30	4	5	16.66	22	5	6	27.27
	remigrantes		1				1		
1994	neófitas	255	27	33	12.94	43	9	11	25.50
	remigrantes		6				2		
1995	neófitas	43	1	4	9.3	4	2	2	50.50
	remigrantes		3				0		
	neófitas	738	102	122	16.50	506	112	120	23.71
	remigrantes		20				8		

Cuadro 34. Remigraciones de *Chelonia mydas* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha de 1987-1995.

Año	No. total de tortugas observadas	Año de remigración								Σ total	% de recaptura
		1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995		
1987	24	1	1	5	1	(2)	0	0	0	8 (2)	33.33
1988	49		2	3	3	(3)	0	1	0	9 (3)	18.36
1989	36			0	3	4	(1)	0	1(1)	8 (2)	22.22
1990	111				0	24	1	11 (8)	2	38 (8)	34.27
1991	18					1	4	4	(1)	9 (1)	50.00
1992	109						1	23	9 (2)	33 (2)	30.28
1993	23							1	6	7	30.43
1994	204								0	0	0
Σ	574									112 (18)	19.51

El valor dentro del paréntesis indica el número de tortugas que remigraron en más de dos ocasiones.

Cuadro 35. Intervalos de remigración de *Chelonia mydas* en las playas Aventuras DIF, Chemuyil, X'cacel y Xel-Ha en Quintana Roo.

No. total de tortugas	Intervalos de remigración (años)								Total de recaptura
	1	2	3	4	5	6	7	8	
574	6	80	27	13	2	2	0	0	130
%	4.62	61.54	20.77	10.00	1.54	1.54			

Cuadro 36. Fidelidad de *Chelonia mydas* al sitio de anidación.

Año	Σ total de tortugas	No. de tortugas que anidan en la misma playa	%	No. de tortugas que anidan en otra playa	%	Playas	Máxima distancia de recaptura en la playas
1987	6	5	83.3	1	16.66	Kn, Xc, Tk, Sj	Cp-Sj
1988	13	10	76.9	3	23.07	Kn, Av, Xc, Cp, Sj	Xc-Av
1989	18	12	66.66	6	33.33	Av, Ch, Xc, Tk, Kz, Sj	Tk-Pa; Kz-Sj
1990	53	47	88.67	6	11.32	Av, Ch, Xc, Kz	Xc-Sj, Xc-Tk Xc-Tk
1991	12	7	58.33	5	41.66	Av, Ch, Xc, Xh, kz	Av-Ch; Xc-Av
1992	121	86	71.07	35	28.92	Av, Ch, Xc, Xh, Kz. Cp	IM-Xc, Xc-Cp; IM - Cp
1993	21	14	66.66	7	33.33	Av, Ch, Xc, Xh, Kz. Cp	Xc-Kz
1994	141	95	67.37	46	32.62	Av, Ch, Xc, Xh, Kz. Cp	Xc-Av
1995	25	14	56	11	44.0	Ak, Av, Ch, Xc, Xh, Kz. Cp	Av - Ak; Ch- Xh
Σ	410	290	70.73	120	29.26		

Pa = Pamul, Xp = Xpu-Ha, Kn = Kantenah, Ak = Akumal, Av = Aventuras DIF, Ch = Chemuyil, Xc = X'cachel, Xh = Xel-Ha, Tk = Tankah, Kz = Kanzul, Ca = Cahpechen, Sj = San Juan, IM = Isla Mujeres.

Cuadro 37. Análisis de las nidadas de *Chelonia mydas*. Temporadas 1987–1995.

Año	Σ total de nidadas	Nidadas					Información procesada				Nidadas sin seguimiento	
		Saqueadas	Depredadas	Inundadas	Σ	%	No. de nidadas trasladadas	%	No. de nidadas <i>in situ</i>	%	No. de nidadas	%
1987	249	45	0	0	45	18.07	177	71.08	24	9.63	3	1.20
1988	338	0	0	275	275	81.36	26	7.69	0	0	37	10.94
1989	286	2	0	0	2	0.69	258	90.20	4	1.39	22	7.69
1990	681	13	1	0	14	2.0	53	7.78	0	0	614*	90.16
1991	209	30	10	7	47	22.48	93	44.49	30	14.35	39	18.66
1992	1062	16	33	27	76	7.17	547	51.50	243	22.82	196	10.45
1993	231	1	5	3	9	3.89	72	31.16	67	29.0	83	35.93
1994	1244	62	44	244	350	28.13	589	47.34	206	16.55	99	7.95
1995	322	8	2	82	92	20.57	108	33.54	98	30.43	34	10.55
Σ total	4632	177	95	638	910	19.64	1923	41.51	672	14.50	1127	24.33
%Total		3.82	2.05	13.77								

* Los huevos de 437 nidadas fueron analizadas en conjunto.

Cuadro 38. Registro anual de las nidadas de *Chelonia mydas* perdidas por saqueo, depredación e inundadas en las playas. Temporadas 1987–1995.

Año	Playas														Σ
	PA	XP	KN	AK	AV	CH	XC	XH	EM	TK	KZ	CA	YY	SJ	
	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I	S-D-I
1987		0-0-0	0-0-0		0-0-0		15-0-0			15-0-0	15-0-0	0-0-0		0-0-0	45-0-0
1988		0-0-0	0-0-17		0-0-19		0-0-47		0-0-11	0-0-37	0-0-125	0-0-10		0-0-9	0-0-275
1989	0-0-0	0-0-0	0-0-0		0-0-0	0-0-0	0-0-0			2-0-0	0-0-0	0-0-0		0-0-0	2-0-0
1990	0-0-0		0-0-0		0-0-0	0-0-0	0-1-0			1-0-0	0-0-0	9-0-0	0-0-0	3-0-0	13-1-0
1991	0-0-0		0-2-0		0-0-0	0-0-0	0-0-0	3-1-0		0-0-0	4-0-0	20-6-0	1-1-0	2-0-7	30-10-7
1992	3-24-0		1-1-5		0-0-0	0-0-0	0-0-1	1-0-1		8-4-1	0-4-4	0-0-0	0-0-0	3-0-15	16-33-27
1993	1-1-0		0-0-0	0-0-0	0-0-0	0-0-0	0-0-0	0-0-0		0-2-0	0-0-0	0-0-0	0-0-0	0-2-3	1-5-3
1994	0-0-0		6-1-9		0-0-0	0-0-0	0-1-0	0-0-0	2-3-0	11-23-10	33-15-108	1-0-100	0-0-0	9-1-17	62-44-244
1995	0-0-3		0-0-5	0-0-8	0-0-0	0-0-2	0-0-9	0-0-0	0-0-0	5-0-15	0-0-7	0-0-10	1-0-6	2-2-17	8-2-82
Σ	4-25-3	0-0-0	7-4-36	0-0-8	0-0-19	0-0-2	15-2-57	4-1-1	2-3-11	42-29-63	52-19-244	30-6-120	2-1-6	19-5-68	177-95-638
ΣΣ	32	0	47	8	19	2	74	6	16	134	315	156	9	92	910
Σ%	3.5	0	5.16	0.8	2.08	0.01	8.13	0.6	1.75	14.72	34.61	17.14	0.98	10.10	19.4 – 10.4 – 70.1

S= saqueadas, D= depredados, I= inundados.

PA= Pamul, XP= Xpu-Ha, KN= Kantena, AK= Akumal, AV= Aventuras, CH= Chemuyil, XC= X'cachel, XH= Xel-Ha, EM= Emascarado, TK= Tankah, KZ = Kanzul, CA= Cahpechen, YY= Yuyum y SJ= Sanjuán.

Cuadro 39. Análisis de las nidadas trasladadas de *Chelonia mydas*: número de huevos, huevos rotos, porcentaje de eclosión y crías muertas.

	Año									Σ total
	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	
No. de nidadas	177	26	258	53	93	547	72	589	108	1923
Σ huevos	18993	3017	27755	6611	10979	66444	8652	72747	12705	227870
Σ huevos rotos		21	56	16	21	82	14	50	15	275
% huevos rotos		0.69	0.20	0.30	0.22	0.12	0.16	0.06	0.11	0.12
No, promedio de huevos	107	116	107	125		121	120	123	118	119
% promedio de eclosión	58.37 ± 24.73	67.11 ± 13.13	73.69 ± 14.87	72.91 ± 21.02	74.07 ± 30.85	80.43 ± 22.43	86.42 ± 1205	71.23 ± 30.81	71.29 ± 24.67	73.69 ± 26.81
% de crías muertas	1.78	3.55	0.88	5.24	1.76	3.20	2.16	5.83	3.75	3.53

± desviación estándar

Cuadro 40. Número de huevos, huevos rotos, porcentaje de eclosión y crías muertas de las nidadas *in situ* de *Chelonia mydas*.

	Año									Σ total
	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	
No. de nidadas	24	0	4	0	30	243	67	206	98	672
Σ huevos	2559		481		3394	29567	7967	24092	11360	79417
Σ huevos rotos			0		0	5	0	0	0	5
% huevos rotos						0.01				0.007
Promedio de huevos	107		120		113	122	119	117	116	118
% de eclosión promedio	85.31 ± 21.84		90.78 ± 2.3		82.50 ± 18.91	85.86 ± 14.73	87.63 ± 13.37	86.10 ± 10.71	85.05 ± 13.79	85.85 ± 13.66
Crías muertas	4.48		3.41		1.91	1.27	2.12	6.63	1.47	3.19

± desviación estándar

Cuadro 41. Porcentaje promedio de emergencia anual de crías de *Chelonia mydas* en nidadas *in situ* y trasladadas. Temporadas 1987–1995.

Año		PA	XP	KN	AK	AV	CH	XC	XH	EM	TK	KZ	CP	YY	SJ	Σ
1987	T n	-		8		32		50	-	-	30	24	8	-	25	177
	X			33.59		70.83		41.15			56.81	85.84	50.34		50.28	56.59
1987	IS n	-	1	4	-		-	19	-	-				-		24
	X		94.38	76.78				80.97								80.83
1988	T n	-			-		-	5	-				7	-	14	26
	X							76.38					64.57		58.48	63.56
1988	IS n	-			-		-		-	-				-		0
	X															
1989	T n		6	1	-	24	7	33	-	-	21	153	7	-	6	258
	X		56.04	93.24		73.06	82.32	69.75			73.07	73.15	72.52		81.48	72.81
1989	IS n				-				-	-					4	4
	X														87.37	87.37
1990	T n	4	-		-	3		33	-	-	13					53
	X	92.46				89.79		61.75			71.42					67.66
1990	IS n				-				-	-						0
	X															
1991	T n		-			13	1	30	3	-	12	34				93
	X					88.22	0.00	81.27	84.76		56.22	65.83				72.60
1991	IS n		-	2				2				15		11	30	30
	X			53.71				78.10				80.11		86.35	80.51	80.51
1992	T n		-		-	66	65	260				141	15			547
	X					83.67	87.32	74.71				72.67	91.26			77.27
1992	IS n	3	-	28	-			3	20		58	49	39	9	34	243
	X	95.18		72.48				95.42	83.40		85.63	87.87	92.79	92.75	75.25	84.58
1993	T n		-			7	11	35	2			12	3			72
	X					81.77	83.97	88.61	78.95			78.84	75.97			84.25
1993	IS n		-		1			7			2	25	25		7	67
	X				99.28			88.44			88.44	79.88	88.35		89.73	85.50
1994	T n		-		-	156	81	327	25							589
	X					83.09	90.28	51.81	52.06							65.40
1994	IS n		-	29	-	3		19	1		30	38	76		10	206
	X			84.33		97.49		91.34	91.96		85.48	70.53	75.05		85.68	79.47
1995	T n		-			29	17	55	7							108
	X					69.44	74.40	63.67	73.30							67.54
1995	IS n	4	-	17	5			3	4		10	18	37			98
	X	91.44		81.84	47.56			56.11	79.65		87.70	87.07	88.19			83.58

Nidadas *in situ* = IS; Nidadas trasladadas = T; n= número de datos; X= promedio. Los cuadros en blanco indican que no hubo datos. Playas: PA= Pamul, XP= Xpu-Ha, KN= Kantena, AK= Akumal, AV= Aventuras, CH= Chemuyil, XC= X'cacel, XH= Xel-Ha, EM= Emascarado, TK= Tankah, Kz= Kanzul, CA= Cahpechen - Lirios, YY= Yuyum y SJ= San Juan.