Plan Binacional para la Recuperación de la Tortuga Lora

(*Lepidochelys kempii*)

SEGUNDA REVISIÓN

Secretaría de Medio Ambiente
y Recursos Naturales
MEXICO

Comisión Nacional de
Áreas Naturales Protegidas
MEXICO

Procuraduría Federal de
Protección al Ambiente
MEXICO

U.S. Department of Commerce
National Oceanic and Atmospheric Administration
NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE

U.S. Department of Interior
U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE

Créditos Fotografías de Portada:

Superior—Wendy Teas, NOAA
Inferior Izquierda—NOAA
Inferior Derecha—Toni Torres, Gladys Porter Zoo: Junio 5, 2011 *arribada* en Rancho Nuevo, Mexico

Plan Binacional para la Recuperación de la Tortuga Lora (*Lepidochelys kempii*)

Originalmente Aprobado: Septiembre 19, 1984
Primera Revisión Aprobada: Agosto 21, 1992

Aprobado por:_____Fecha:_____
Eric C. Schwaab
Administrador Asistente de Pesquerías
National Oceanic and Atmospheric Administration
Silver Spring, Maryland

Aprobado por:_____ Fecha:_____
Benjamin Tuggle
Director de la Región 2,
U.S. Fish and Wildlife Service
Albuquerque, New Mexico

Aprobado por:_____ Fecha: _____
Luis Fueyo Mac Donald
Comisionado Nacional de Áreas Naturales Protegidas
México

Aprobado por:_____ Fecha: _____
Hernando Guerrero Cázares
Procurador Federal de Protección al Ambiente
México

Página Dejada En Blanco De Manera Intencional

ÍNDICE

ÍNDICE i
DESCARGO DE RESPONSABILIDAD iii
EQUIPO DE RECUPERACIÓN iv
RECONOCIMIENTOS v
RESUMEN EJECUTIVO vi
LISTA DE ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS xii
PREFACIO xiv
SECCIÓN I: ANTECEDENTES I-1
A. CATEGORÍA DE RIESGO I-1
B. TAXONOMÍA I-2
C. DESCRIPCIÓN DE LA ESPECIE I-4
D. DISTRIBUCIÓN Y TENDENCIAS POBLACIONALES I-5
E. HISTORIA DE VIDA/ECOLOGÍA I-10
E.1. Zona Terrestre: Hembra anidadora/Huevo/Etapa de cría I-10
E.2. Zona Nerítica: Etapa transicional nerítica temprana para las crías/post crías I-11
E.3. Zona Oceánica: Etapa juvenil I-12
E.4. Zona Nerítica: Etapa Juvenil I-13
E.5.Zona Nerítica: Etapa adulta I-17
F. DEMOGRAFÍA I-18
F.1. Edad y crecimiento I-18
F.2. Reproducción I-19
F.3. Tasas de sobrevivencia I-20
F.4. Parametrización del modelo de población, análisis y proyección I-21
G. LOGROS EN LA CONSERVACIÓN I-24
G.1. Mecanismos actuales de regulación I-24
G.2. Protección en playas I-25
G.3. Protección marina I-28
G.4. Esfuerzos en investigación I-30
G.5 Varamientos de tortugas marinas y redes de salvamento I-39
G.6. Esfuerzos educativos I-40
H. AMENAZAS I-43
H.1. Zona terrestre (Playas de anidación) I-44
H.1.1. Uso de recursos I-44
H.1.2. Construcción I-46
H.1.3. Alteraciones en el ecosistema I-48
H.1.4. Contaminación I-49
H.1.5. Interacciones entre especies I-51
H.1.6. Otros factores I-53
H.2. Medio Marino: Zona nerítica y oceánica I-56
H.2.1. Uso de recursos: captura incidental en pesquerías I-56
H.2.2. Uso del recurso: No pesquerías I-68
H.2.3. Construcción I-69
H.2.4. Alteraciones de los ecosistemas I-72
H.2.5. Contaminación I-75

H.2.6. Interacciones entre especies I-79
H.2.7 Otros factores I-81
SECCIÓN II: PROGRAMA DE RECUPERACIÓN II-1
A. ESTRATEGIA DE RECUPERACIÓN II-1
B. META DE RECUPERACIÓN II-2
C. CRITERIOS DE RECUPERACIÓN OBJETIVOS Y MEDIBLES II-2
C.1. Criterios para reclasificar a la especie como amenazada II-2
C.1.1. Criterios demográficos II-2
C.1.2. Criterios para enlistar a una especie II-2
C.2. Criterios para eliminación de la lista II-3
C.2.1. Criterios demográficos II-3
C.2.2. Criterios de los factores del enlistado II-4
D. RESUMEN Y NARRATIVA DE LOS PASOS A SEGUIR II-5
SECCIÓN III: CALENDARIO DE EJECUCIÓN III-1
LITERATURA CITADA IV-1
APÉNDICE: ANÁLISIS DE LAS AMENAZAS CONTRA LA TORTUGA LORA IV-37

DESCARGO DE RESPONSABILIDAD

Los planes de recuperación marcan medidas razonables que son necesarias para recuperar y/o proteger aquellas especies consideradas en la lista de especies en peligro de extinción, medidas que deben sustentarse en el mejor conocimiento científico con el que se cuente en ese momento. Dichos planes los publica el Servicio de Pesca y Vida Silvestre del Departamento del Interior de los EE.UU. (FWS, por sus siglas en inglés) y el Servicio Nacional de Pesca Marina de los EE.UU (NMFS, por sus siglas en inglés) (las cuales, al mencionarse juntas, se presentan como "Los Servicios"); algunas veces se preparan con el apoyo de equipos de recuperación, de contratistas, de agencias estatales, entre otros. El plan de recuperación de la tortuga lora es un proyecto binacional aprobado por Los Servicios y por la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México (SEMARNAT). Ningún aspecto de este plan debe ser interpretado como un compromiso o una exigencia que comprometiera a alguna agencia Federal o le requiriera fondos económicos, lo que constituiría una violación al reglamento Anti-Deficiency Act. 31 U.S.C. 1341, o a cualquier otra ley o regulación. Los planes de recuperación no necesariamente representan los puntos de vista, posturas o aprobaciones de individuos o de agencias que tengan que ver con el proyecto al ser formulado, y sólo conciernen a Los Servicios y a la SEMARNAT. Los planes representarán la postura oficial de Los Servicios y de la SEMARNAT sólo después de haber sido firmados por SEMARNAT, por el director regional FWS, y/o por el administrador asistente del NMFS. Los planes de recuperación aprobados están sujetos a ser modificados según lo requieran los nuevos hallazgos que se obtengan, las variaciones en el estatus de las especies, y las medidas que conlleven al cumplimiento de las acciones de recuperación.

LAS CITAS LITERARIAS QUE SE FORMULEN DEBEN PRESENTARSE COMO SIGUE:

National Marine Fisheries Service, U.S. Fish and Wildlife Service, y SEMARNAT. 2011. Plan Binacional de Recuperación de la Tortuga Marina Lora (*Lepidochelys kempii*), segunda revisión. National Marine Fisheries Service. Silver Spring, Maryland 156 pp. + apéndices.

PUEDEN OBTENERSE COPIAS ADICIONALES DE:
U.S. National Marine Fisheries Service's Office of Protected Resources, sitio en red:
http://www.nmfs.noaa.gov/pr/recovery/plans.htm#turtles

U.S. Fish and Wildlife Service
http://www.fws.gov/kempsridley/

México CONANP
http://www.conanp.gob.mx/procer

EQUIPO DE RECUPERACIÓN

Los Servicios de Parques Nacionales y de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos (en adelante "los Servicios") y la SEMARNAT reconocen y agradecen el compromiso demostrado y el esfuerzo realizado por los miembros del Equipo de Recuperación de la tortuga lora (de aquí en adelante citado como "el Equipo") al desarrollar las acciones requeridas para la revisión del plan de recuperación.

Alberto Abreu-Grobois, Ph.D.
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología
Universidad Nacional Autónoma de México

Patrick M. Burchfield, Ph.D.
Gladys Porter Zoo

Therese Conant
National Marine Fisheries Service

Sheryan Epperly
National Marine Fisheries Service

Luis Fueyo
Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Les Hodgson
National Fisheries Institute

María del Carmen Jiménez-Quiroz, Ph.D.
Instituto Nacional de la Pesca

Patricia Luévano
Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología

David W. Owens, Ph.D.
College of Charleston

Earl Possardt
(Co-Director del Equipo)
U.S. Fish and Wildlife Service

Michael Ray
Texas Parks and Wildlife Department

Oscar Ramírez
(Co director del Equipo)
Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Donna J. Shaver, Ph.D.
Padre Island National Seashore
National Park Service

Tom Shearer
U.S. Fish and Wildlife Service

Kristy J. Long
(Asistente del Equipo)
National Marine Fisheries Service

Sonia Ortiz
(Traductora para el Equipo)
Aventur

RECONOCIMIENTOS

El Equipo, Los Servicios, y la SEMARNAT reconocen y agradecen a los participantes que con tanto cuidado analizaron el proyecto y la información clave, y que participaron en las dinámicas discusiones que se suscitaron durante la revisión del plan de recuperación:

Alan B. Bolten, Ph.D.	University of Florida
Charles W. Caillouet, Jr., Ph.D.	Retirado, NMFS Galveston Laboratory—Revisor
Antonio Fuentes	Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, México
Selina Heppell, Ph.D.	Oregon State University
Andre M. Landry, Jr., Ph.D.	Texas A&M University at Galveston—Revisor
Stephen J. Morreale, Ph.D.	Cornell University
Jeffrey R. Schmid, Ph.D.	Environmental Science Conservancy of Southwest Florida—Revisor
Thane Wibbels, Ph.D.	University of Alabama at Birmingham
Georgita Ruiz	Grupo Tortuguero

Se agradece también la participación de las siguientes personas que apoyaron el Plan de Recuperación con su asistencia técnica:

Bryan Arroyo	U.S. Fish and Wildlife Service
Jen Bachus	National Marine Fisheries Service
Lisa Belskis	National Marine Fisheries Service
Robyn Cobb	U.S. Fish and Wildlife Service
Lilia Estrada	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales México
Rafael Bravo Gamboa	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales México
Sandy MacPherson	U.S. Fish and Wildlife Service
Kimberly Murray	National Marine Fisheries Service
Jaime Peña	Gladys Porter Zoo
Susan Pultz	National Marine Fisheries Service
Jose María Reyes	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales México
Laura Sarti	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México
Ana Rebeca Barragán	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México
Gloria Tavera Alonso	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México
Barbara Schroeder	National Marine Fisheries Service
Wendy Teas	National Marine Fisheries Service
Jack Woody	U.S. Fish and Wildlife Service, Retired

El Equipo también desea agradecer a aquellas personas que participaron en las tres reuniones de apoyo que tuvieron lugar en Ciudad Victoria México, en el año de 2004, y en Houston, Texas, en 2004 y 2006.

RESUMEN EJECUTIVO

ESTADO ACTUAL: La población anidadora de la tortuga lora está aumentando exponencialmente, lo que puede indicar un incremento similar en la población total. En 1947, se descubrieron agregados de nidos en Rancho Nuevo, Tamaulipas, México. El doctor Henry Hildebrand utilizó filmaciones, tomadas por Andrés Herrera en 1947, para llegar a una estimación de más de 40,000 hembras anidadoras (Carr 1963, Hildebrand 1963). Sin embargo, en la primera mitad de los años 80, la población decreció drásticamente a menos de 800 nidos, lo que representa aproximadamente 300 hembras anidadoras en esa temporada (si se estima un promedio de 2.5 nidos por hembra en cada temporada). Desde mediados de los años 80, el número de nidos aumentó. De 1988-2003, el número de nidos observados en Rancho Nuevo, y en playas adyacentes aumentó un 15% al año (Heppell et al.2005). En 2009, el número total de nidos registrado en Rancho Nuevo y playas adyacentes excedió de 20,000, lo que representa cerca de 8,000 hembras anidadoras durante la temporada de anidación. Para Texas, de 2002-2010, un total de 911 nidos de la tortuga lora se documentaron en la costa de Texas. Esta cantidad representa más de once veces los 81 nidos registrados en los 54 años previos, de 1948 a 2001 (Shaver and Caillouet 1988, Shaver 2005a). Un modelo actualizado de población predice que la población crecerá un 18% al año, de 2010 a 2020, si se da por hecho que las tasas de sobrevivencia dentro de cada estado de vida permanecerán constantes. En una temporada, para el año de 2011, la población podría alcanzar por lo menos 10,000 hembras anidadoras (un criterio que debe considerarse para la reclasificación de la especie). El rápido crecimiento en la tasa de población que se predijo en los modelos, está supeditado a una tasa alta de sobrevivencia de huevos. A corto plazo, esta tasa sólo puede ser lograda a través de la reubicación de 14,500+ nidos a corrales, en los que los huevos se encuentren protegidos de la depredación. Al mismo tiempo que la población aumenta, la proporción de nidos protegidos disminuirá. La reducción de la supervivencia de los huevos, dentro de una densidad ambiental en aumento, causará que decaiga la tasa de crecimiento que se predijo (Heppell et al., 2005). Los datos recabados, respecto a la anidación y al reclutamiento de crías, son por demás alentadores e indican que las medidas de conservación anteriores y actuales han sido, y son, muy eficaces. El Equipo se muestra optimista, aunque cauto, al considerar que la población se encuentra ya en camino a la recuperación y apunta que la continua protección de hembras anidadoras y de nidos es indispensable en las principales playas de anidación en las que, históricamente, esta especie ha hecho sus nidos. Para poder asegurar la recuperación de esta especie, es necesaria la protección en todas sus etapas de vida, en las aguas adyacentes de México y en el desarrollo de su hábitat a través del Golfo de México y del Atlántico en EE.UU.

METAS DE RECUPERACIÓN: Conservar y proteger a la tortuga marina lora, de manera que ya no sea necesario ampararla bajo el Acta de Especies en Peligro de Extinción y que la especie pueda ser retirada de la Lista de Fauna Silvestre Amenazada y en Peligro de Extinción.

ESTRATEGIA DE RECUPERACIÓN: Las más importantes prioridades para la recuperación de la tortuga lora se refieren a mantener y a fortalecer los esfuerzos de conservación que han probado ser eficaces en las playas de anidación, que se incremente el esfuerzo de protección al hábitat, al resguardo de las hembras anidadoras y sus nidos, y que se mantengan, y hasta se eleven, los niveles de producción de crías. En el agua, los esfuerzos exitosos de conservación incluyen que se mantenga en la pesca el uso de dispositivos excluidores de tortugas (TEDs, por

sus siglas en inglés), en donde ya se ha implementado su uso, y que éste se amplíe a todos los núcleos de pesca de arrastre que resulten preocupantes, y se logre la reducción de mortalidad debido a la pesca con redes agalleras. El refuerzo adecuado, tanto en ambientes terrestres como marinos, resulta esencial para alcanzar las metas de recuperación.

Para lograr la recuperación de la tortuga lora, no es suficiente sólo mantener los esfuerzos que actualmente se realizan. En México, se deben desarrollar programas socioeconómicos comunitarios dirigidos al sector pesquero, para reducir la captura incidental de esta tortuga durante la pesca. Todos los grupos pesqueros estadounidenses regularizados ante el gobierno que capturan tortuga lora, son responsables ante la Sección 7 del Acta de Especies Amenazadas de 1973, enmendada para minimizar el impacto de la captura donde ya existan medidas razonables para hacerlo. Se requiere de investigación adicional y de monitoreo para lograr identificar importantes hábitats marinos de alimentación, de crianza y de interanidación; para determinar rutas de migración dentro de zonas de alimentación, y entre éstas y las playas de anidación; y para recolectar información respecto a interacciones entre la tortuga lora y la pesca comercial y recreativa, especialmente en lo que se refiere a la pesquería mexicana del tiburón. Las agencias deben tener sumo cuidado para monitorear aquellos problemas actuales, y emergentes, que afecten a la población, con el objeto de asegurar que continúe el aumento poblacional que se ha observado.

Finalmente, para poder asegurar una protección a largo plazo y una recuperación importante de la tortuga lora, aún después de ser retirada de la lista de especies en peligro de extinción, se deben identificar, sustentar, y aumentar las fuentes de recursos destinados a la conservación, así como llevar a cabo programas educativos y de colaboración con entidades locales, estatales, federales, privadas, e internacionales, sustentándolas y reforzándolas.

CRITERIOS DE RECUPERACIÓN:

Criterios para la reclasificación de la especie a especie amenazada

Criterios demográficos

1. Se alcance una población de al menos 10,000 hembras anidadoras en una temporada (medidas basadas en la frecuencia de anidación por hembra y por temporada), distribuida en las principales playas de anidación (Rancho Nuevo, Tepehuajes, y Playa Dos), en México. Ya se han desarrollado metodologías y aptitudes para implementar y asegurar conteos correctos de hembras anidadoras.

2. Reclutamiento de al menos 300,000 crías al medio marino por temporada, en las tres principales playas de anidación (Rancho Nuevo, Tepehuajes, y Playa Dos) en México, con el objeto de asegurar un nivel mínimo de producción conocida a través de incubación *in situ*, incubación en corrales, o en la combinación de ambas.

Criterios para los factores de enlistado

Factor A: Destrucción real o amenaza de destrucción, modificación, o reducción de su hábitat o de su área de distribución.

1. La protección a largo plazo de las dos playas de anidación principales se mantienen en México (Rancho Nuevo, Tepehuajes) como áreas protegidas federales, estatales, municipales, o como áreas naturales protegidas bajo designaciones o mecanismos legales similares. La protección a largo plazo ya se ha iniciado en el hábitat de la playa de anidación en Playa Dos, al establecerla como área natural protegida, o bajo designación o mecanismo legal similar.

Factor B: Sobre-explotación con propósitos comerciales, recreativos, científicos o educativos.

2. Las iniciativas sociales y/o económicas que sean compatibles con los programas de conservación de la tortuga lora ya se han iniciado y/o desarrollado, junto con el programa de conservación de la tortuga lora en Rancho Nuevo y en al menos dos otras comunidades adyacentes a los campamentos de la tortuga marina lora. La Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) determinará si estas iniciativas son suficientes, con base en las necesidades comunitarias y en los beneficios potenciales de conservación.

Factor C: Enfermedad o depredación

3. La depredación de nidos se reduce mediante medidas protectoras implementadas para lograr el Criterio Demográfico número 2**.**

Factor D: Deficiencia en los mecanismos regulatorios existentes

4. La reglamentación del TED, o de cualquier otra medida igualmente protectora, se mantiene y se refuerza en la pesca por arrastre realizada en Estados Unidos y en México (p.ej., camarón, lenguado y caracol), que es bien sabido tienen un impacto adverso sobre la tortuga lora en el Golfo de México y en el Atlántico de los EE.UU.

Factor E: Otros factores naturales o humanos que afectan la continuidad de su existencia

5. Se ha convocado con éxito a un subgrupo del Equipo y a otros expertos técnicos para realizar la identificación y revisar la información actual respecto a las principales áreas de alimentación (especialmente para juveniles), del hábitat de interanidación, de áreas de apareamiento, y de rutas de migración de adultos tanto en aguas de México como de los Estados Unidos, para que provean información que lleve a asegurar la recuperación.

Criterios para dar de baja de la lista de especies amenazadas

Criterios demográficos

1. Se alcanza un porcentaje de población de por lo menos 40,000 hembras anidadoras por temporada (tasa obtenida al considerar la frecuencia de anidación por hembra, por temporada), en un periodo de 6 años, distribuido entre las playas de anidación en México y en Estados Unidos. Se han desarrollado e implementado los métodos y la capacidad para realizar un conteo preciso de hembras anidadoras.

2. Asegurar que, en un período de 6 años, el reclutamiento anual al medio marino de crías nacidas tanto en nidos *in situ* como en corrales, es suficiente para mantener una población de por lo menos 40,000 hembras anidadoras por temporada, distribuidas entre las playas de anidación en México y en los Estados Unidos. Este criterio puede basarse en los eventos de anidación masiva y sincrónica (arribadas) que saturarían a los depredadores, además de contar con protección adicional en los corrales e instalaciones.

Criterios en factores de enlistado

Factor A: Destrucción real o amenaza de destrucción, modificación, o reducción de su hábitat o de su radio de acción.

1. Se mantiene a largo plazo la protección del hábitat en las playas de anidación de Tamaulipas (Rancho Nuevo, Tepehuajes, Playa Dos), Veracruz (Lechuguillas y Tecolutla), y en Texas (secciones con manejo federal de la Isla del Padre Norte (PAIS), Isla del Padre Sur, y Playa Boca Chica) como áreas federales, estatales, municipales, o como áreas naturales protegidas o bajo designación o mecanismo legal similar.

Factor B: Sobre-explotación con propósitos comerciales, recreativos, científicos o educativos.

2. Las iniciativas socioeconómicas comunitarias que se iniciaron en conjunto con los programas de conservación de la tortuga lora, en Rancho Nuevo, Tepehuajes, y La Pesca, se mantienen y expanden a otras áreas como La Pesca-Costa Lora, San Vicente, Buena Vista, Barra del Tordo y Barra Morón – Playa Dos, Rancho Nuevo, zonas de México en donde se presenta una actividad de anidación importante. La CONANP determinará si estas iniciativas son suficientes o no, basándose en las necesidades de la comunidad y en los beneficios potenciales de conservación.

Factor C: Enfermedad o depredación

3. La depredación de nidos se reduce a través del aumento de acciones de protección, con el fin de lograr el Criterio Demográfico número 2.

Factor D: Deficiencia en los mecanismos regulatorios existentes

4. Se desarrollan, promulgan, implementan, y refuerzan leyes y reglamentos específicos y exhaustivos, tanto federales, estatales, como locales, para asegurar la protección de la tortuga lora y de sus hábitats terrestres y marinos, y en su caso, para protegerla después de haber sido removida de la lista. Estas acciones solucionarían el gran impacto para la tortuga lora en actividades tales como la pesca de arrastre, con redes agalleras, anzuelo y línea, y de trampas/nasas, incluyendo la pesca del tiburón en México. México y Estados Unidos continúan llevando a cabo esfuerzos de colaboración bajo los auspicios de la Convención Inter-Americana para la Protección y la Conservación de las Tortugas Marinas, para asegurar la protección de la tortuga lora y de sus hábitats terrestre y marino, tras su remoción de la lista de especies en peligro de extinción.

Factor E: Otros factores naturales o humanos que afectan la continuidad de su existencia

5. Se establece una red de trabajo en las aguas del Golfo de México y del Atlántico de los EE.UU. para monitorear las poblaciones (p. ej. su demografía y su abundancia) y se implementan censos (desarrollados a cargo del sub-grupo convocado bajo los criterios para reclasificar a la especie como amenazada).

6. Se han iniciado programas de monitoreo en los grupos de pesca comercial y recreativa que son objeto de preocupación, tanto en México como en los Estados Unidos, con el objeto de monitorear la captura incidental de la tortuga lora. Las medidas necesarias para minimizar la mortalidad dentro de la pesca comercial y recreativa se han implementado lo suficiente para asegurar un reclutamiento al medio marino que permita mantener el nivel de población dentro del Criterio Demográfico número 1, después de haber sido retirada de la lista de especies en peligro de extinción.

7. Todas las demás causas de mortalidad de la tortuga lora provocadas por fuentes humanas han sido atendidas adecuadamente, a través de la implementación de medidas para minimizar la mortalidad y asegurar el reclutamiento con el fin de mantener el nivel de población en el Criterio Demográfico 1, después de que la especie haya sido retirada de la lista de especies en peligro de extinción.

8. La investigación y la recopilación de datos realizada por la Red de Salvamento de Tortugas Marinas Varadas (*Sea Turtle Stranding and Salvage Network*) continuarán con el objeto de monitorear la eficacia de actividades de protección y de restauración destinadas a la tortuga lora en los Estados Unidos y en México.

ACCIONES NECESARIAS:

- Proteger y manejar hábitats marinos y de anidación.
- Proteger y manejar las poblaciones en playas de anidación y en medio ambientes marinos.
- Mantener una red de monitoreo de las tortugas varadas.
- Manejar poblaciones en cautiverio.
- Educar al público.

- Desarrollar alianzas con las comunidades.
- Mantener y desarrollar alianzas con gobiernos locales, estatales y nacionales.
- Mantener y promover el conocimiento de las leyes y ampliar la legislación, tanto de Estados Unidos como de México,
- Implementar acuerdos internacionales.
- Hacer valer las leyes referentes al medio ambiente marino y terrestre y en el mercado.

FECHA DE RECUPERACIÓN:
Para la temporada del año 2011, anticipamos que la tortuga lora obtendrá el criterio de reclasificación con 10,000 hembras anidadoras. Si nos basamos en una tasa de 19% al año en el crecimiento poblacional, podemos anticipar que la tortuga lora podría cubrir el criterio de remoción de 40,000 hembras anidadoras promedio por temporada en un período de 6 años, para el año 2024.

LISTA DE ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

Las siguientes abreviaturas se usan como norma para las unidades de medida y otros acrónimos científicos, técnicos, e institucionales, y términos que se citan en el contenido de este documento.

ACOE	Cuerpo de ingenieros de la Armada de los EE.UU. (*U.S. Army Corps of Engineers*)
ARK	Asociación "Cuidado de la Rehabilitación Animal" (*Animal Rehabilitation Keep*)
APEDS	Agencia para el Desarrollo Sustentable, México
BOEMRE	Buró de la Administración, Regulación y Sanción de la Energía Oceánica de los EE.UU. (*Bureau of Ocean Energy Management, Regulation and Enforcement*; nota: antes *Mineral Management Service*)
CBTA	Centro de Bachillerato Tecnológico Agropecuario, México
CITES	Convención Internacional para el Comercio de Especies en Peligro de Extinción de la Flora y Fauna Silvestre (*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora*)
CRIP	Centro Regional de Investigaciones Pesqueras, México
CCL	Largo del carapacho en línea curva (*curved carapace length*)
CONAFOR	Comisión Nacional Forestal, México
CONANP	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, México
CONAPESCA	Comisión Nacional de Pesca, México
DDE	1,1-bicloro-2, 2-bis (p-clorofenil) etileno
DOF	Diario Oficial de la Federación
ESA	Acta de Especies en Peligro de Extinción, 1973 (*U.S. Endangered Species Act of 1973*)
FWS	Servicio de Pesca y Vida Silvestre del Departamento del Interior de los EE.UU. (*U.S. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior*)
GPZ	Zoológico Gladys Porter (*Gladys Porter Zoo*)
HABs	Afloramientos dañinos de algas (*harmful algal blooms*)
HEART	Asociación "Ayuda a la Tortuga Lora, un animal en peligro de extinción" (*Help Endangered Animals—Ridley Turtles*)
INP	Instituto Nacional de la Pesca, México
KRWG	Grupo de trabajo de la tortuga lora (*Kemp's Ridley Working Group*)
MARPOL	Acta de Control de la Contaminación Marina (*Marine Pollution Control Act*)
MIH	Hormonas inhibidoras mullerianas (*Mullerian Inhibiting Hormone*)
MMS	Servicio de Administración Minera (*Mineral Management Service;* nota: transformado en BOEMRE en 2010)
NGO	Organización no-gubernamental (*non-governmental organization*)
NMFS	Servicio Nacional de Pesca Marina de los EE.UU. (*National Marine Fisheries Service, U.S. Department of Commerce*)
NOM	Norma Oficial Mexicana
NPS	Servicio Nacional de Parques de los EE.UU. (*National Park Service, U.S. Department of the Interior*)

PAIS	Playas nacionales de la Isla del Padre (*Padre Island National Seashore, U.S. Department of the Interior*)
PCBs	Bifenil-policlorado
PIT	Transmisor pasivo integrado (*Passive Integrated Transponder*)
PROCODES	Programa de Conservación para el Desarrollo Sustentable, México
PROFEPA	Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, México
RAMSAR	Convención sobre Humedales de Importancia Internacional (*Convention on Wetlands of International Importance*)
RV	Valor reproductivo (*Reproductive Value*)
RRV	Valor reproductivo relativo (*Relative Reproductive Value*)
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México
SCL	Largo del carapacho en línea recta (*Straight Carapace Length*)
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México
SEDUE	Secretaría de Desarrollo Urbano, México
SEPESCA	Secretaría de Pesca, México
STSSN	Red de Salvamento de Tortugas Marinas Varadas (*Sea Turtle Stranding and Salvage Network*)
TAMU	Texas A&M University at Galveston
TED	Dispositivo Excluidor de Tortugas (*Turtle Excluder Device*)
TEWG	Grupo de Trabajo de Expertos en Tortugas (*Turtle Expert Working Group*)
TPWD	Departamento de Parques y Vida Silvestre del Estado de Texas (*Texas Parks and Wildlife Department*)
TTS	Mar Territorial del Estado de Texas (*Texas Territorial Sea*)
UAB	Universidad de Alabama en Birmington (*University of Alabama at Birmington*)
US	(EE.UU.) Estados Unidos (*United States of America*)
USCG	Guardia Costera de los EE.UU. (*U.S. Coast Guard, Department of Homeland Security*)

PREFACIO

La presente revisión del Plan de Recuperación de la Tortuga Marina Lora de 1992, agrega y afina las actividades que ya se llevaban a cabo, respecto al programa de recuperación. El Plan de Recuperación se compone de cuatro secciones principales.

1.- Antecedentes: esta sección familiariza al lector con la tortuga marina lora, su estado actual con los esfuerzos realizados tanto en el pasado como en el presente, y las amenazas que afronta. También sirve como revisión de la literatura biológica para la especie.

2.- Estrategia de Recuperación: Esta sección describe la estrategia de recuperación en general; la meta del plan; los criterios de reclasificación a especie amenazada o de retiro de la lista de especies en peligro de extinción, que se basan en los cinco factores de enlistado y los puntos de referencia poblacional, para ayudar a evaluar el estado de la especie y las acciones requeridas para lograr la recuperación. Las acciones de recuperación se presentan en forma de esquema narrativo, organizado mediante cuatro objetivos principales (1) Protección y manejo del hábitat; (2) Protección y manejo de la población; (3) Programas de conservación sostenida; y (4) Marco legal.

3.- Calendario de Implementación: esta sección presenta las acciones de recuperación del esquema narrativo en formato de tabla; asigna prioridades a las acciones de recuperación; calcula el tiempo necesario para llevar a término las acciones de recuperación; identifica los grupos que denotan autoridad, responsabilidad, o que expresen interés en la implementación de las acciones de recuperación; y hace un estimado del costo de las acciones de recuperación y del programa de recuperación.

4.- Apéndices: esta sección presenta información adicional utilizada por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los EE. UU. (FWS), el Servicio Nacional de Pesca Marina de los EE.UU. (NMFS), la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales de México (SEMARNAT), y por el Equipo, para delinear la presente revisión.

SECCIÓN I: ANTECEDENTES

A. CATEGORÍA DE RIESGO

En los Estados Unidos de América, el Acta de Especies en Peligro de Extinción de 1973 (*Endangered Species Act*), según enmienda (16 USC. 1531 *et seq*.) (ESA), establece políticas y procedimientos para identificar, enlistar, y proteger las especias de la vida silvestre que se encuentran en peligro o bajo amenaza de extinción. Los propósitos de la ESA son "proporcionar un medio para que los ecosistemas, de los que dependen las especies en peligro de extinción y las especies amenazadas, puedan ser conservados debidamente, (y) proporcionar un programa para la conservación de tales especies en peligro o especies bajo amenaza de extinción…". La ESA define a una "especie en peligro de extinción" como "cualquier especie que se encuentre en peligro de desaparecer ya sea en la totalidad o en una parte significativa de su ámbito". Una "especie amenazada" se define como "cualquier especie que pueda llegar a ser una especie en peligro de extinción en un futuro previsible, en la totalidad o en una parte significativa de su ámbito". La tortuga marina lora (*Lepidochelys kempii*) se enlistó en peligro de extinción en la totalidad de su ámbito el 2 de diciembre de 1970 (FWS 1970), y ha recibido protección Federal bajo la ESA desde ese momento. La tortuga lora se enlistó en el Apéndice I bajo la Convención Internacional para el Comercio de Especies en Peligro de Extinción de la Flora y Fauna Silvestres (CITES) el 1 de julio de 1975, con la prohibición de todo comercio internacional. La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza *(International Union for the Conservation of Nature*) enlista a la tortuga lora como en "Peligro Crítico".

Las Secretarías del Departamento del Interior y el Departamento de Comercio de los EE.UU. son responsables de hacer cumplir las disposiciones de la ESA. La autoridad competente respecto a las especies amenazadas y en peligro de extinción bajo la jurisdicción de cada departamento, ha sido delegada al Servicio de Pesca y Vida Silvestre del Departamento del Interior de los EE.UU. (FWS) y al Servicio Nacional de Pesca Marina de los EE.UU. (NMFS). Tanto el FWS como el NMFS comparten la jurisdicción Federal sobre las tortugas marinas, con FWS teniendo la responsabilidad principal sobre las playas de anidación y el NMFS en relación con el medio marino.

Para ayudar a identificar y guiar las necesidades de recuperación de las especies, la sección 4(f), de la ESA marca pautas al Secretario en el desarrollo e implementación de planes para las especies enlistadas o sus poblaciones. Tales planes deben incluir: (1) una descripción de tantas acciones de manejo a desarrollar dentro del sitio específico como sean necesarias para lograr las metas de conservación y sobrevivencia de la especie; (2) criterios objetivos y cuantificables que, al lograrse, resulte en la determinación de que la especie sea retirada de la lista de especies amenazadas y en peligro de extinción de acuerdo a lo previsto en la Sección 4 de la ESA y sus reglamentos; y (3) cálculos estimados respecto a la duración y a los fondos requeridos para concretar las metas del plan, y los pasos que se deben dar para lograrlo. La sección 4 de la ESA y reglamentos (50 CFR Part 424), promulgados para implementar disposiciones para el enlistado, también establecen los procedimientos para reclasificar o retirar a las especies de las listas federales. Una especie puede darse de baja de la lista si la Secretaría del Interior y/o la Secretaría de Comercio determinan que tal especie ya no cumple con la condición de estar en peligro de extinción o amenazada con base en los cinco factores mencionados en la Sección 4(a)(1) de la ESA:

(A) Destrucción real o amenaza de destrucción, modificación, o reducción de su hábitat o de su área de distribución;
(B) Sobre-explotación con propósitos comerciales, recreativos, científicos o educativos;
(C) Enfermedad o depredación;
(D) Mecanismos reguladores actuales inadecuados; y
(E) Otros factores naturales o humanos que afectan la continuidad de su existencia.

Una especie puede ser retirada de la lista de especies en peligro de extinción, de acuerdo al 50 CFR Part 424.11 (d), si se obtiene la más certera información científica y comercial que indique que la especie o la población ya no se considera en peligro de extinción o amenazada, por una de las siguientes razones: (1) extinción, (2) recuperación, (3) que los datos originales para la clasificación de la especie fueran equivocados.

En los Estados Unidos Mexicanos, la Dirección General de Vida Silvestre, de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) se encarga de aplicar las políticas que hacen posible la conservación y la protección de las especies de tortugas marinas, en coordinación con la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) y la Comisión Nacional de Pesca de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). La situación legal de la tortuga marina se determina mediante la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección del Medio Ambiente, la Ley General de Vida Silvestre, y la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2001 publicadas en el Diario Oficial de la Federación (DOF 2002a). Este último documento enlista todas las especies de tortuga marina como “en peligro de extinción”.

El NMFS aprobó el plan inicial de recuperación para la tortuga marina lora, el 19 de septiembre de 1984. Este plan inicial fue un plan multi específico para las seis especies de tortuga marina que se encuentran en los Estados Unidos. El 21 de agosto de 1992, el FWS, el NMFS y SEMARNAT iniciaron el proceso de revisión del plan para una segunda etapa, pero esta vez como un plan binacional de recuperación que realmente reflejara la alianza histórica y esencial entre nuestros países e instituciones para alcanzar la completa recuperación de esta especie.

Desde que se aprobara la primera revisión del plan en 1992, se han logrado significativas investigaciones y se han llevado a cabo importantes actividades de conservación y de recuperación. El resultado es que ahora contamos con un mayor conocimiento, tanto de la especie como de su estado actual. Esta segunda revisión del Plan Binacional de Recuperación de la Tortuga Marina Lora (que de aquí en adelante citaremos como “El Plan”) atiende lo que en este momento constituyen sus amenazas y sus necesidades, pone en relieve los logros de conservación que se han llevado a cabo desde que la especie se incluyó en el listado, perfecciona los criterios de recuperación para considerar la reclasificación de la especie, identifica los criterios que llevan a retirar a la especie de dicha lista, y atiende específicamente a los requisitos de planificación de la ESA.

B. TAXONOMÍA

Samuel Garman fue el primero en describir a la tortuga lora, como *Thalassochelys kempii* (o *Colpochelys kempii*) (Garman, 1880). La tortuga lora obtuvo su nombre (en inglés) de Richard M. Kemp, un pescador interesado en la historia natural, quien envió el espécimen tipo desde Key West, Florida. Baur (1890) asignó *kempii* al género *Lepidochelys*, Fitzinger (1843), cuando se

concluyó que la tortuga lora y la tortuga golfina, *Lepidochelys olivacea*, pertenecían al mismo género, pero esta designación no obtuvo respaldo hasta que Carr (1942) revisó los géneros de las tortugas quelónidas (Fam. Cheloniidae). En el inter, algunos autores dieron a *Colpochelys* una denominación genérica y utilizaron el nombre de la especie *kempi* en lugar de *kempii* (Hay, 1908; Schmidt y Dunn, 1917; Deraniyagala, 1939). También se ha suscitado un intenso debate respecto a la forma correcta de escribir los nombres de especies que terminan en *–i* y en *–ii* (refiérase a la revisión de Pritchard, 1996). Carr (1942, 1952) inicialmente utilizó el nombre específico de *kempii*, aunque cambió a *kempi* en publicaciones posteriores (Carr 1957, 1963, Cart y Caldwell, 1956, 1958; Carr y Goin, 1959). En la reunión de 1990 de la Comisión Internacional de Nomenclatura Zoológica (Comisión), se aceptó la propuesta que determinaba que ambas formas de ortografía eran correctas, sin tener en cuenta su forma original. Sin embargo, la Comisión más tarde reglamentó que los nombres de especies terminados en *–i* y en *–ii* resultan homónimos cuando la clasificación que se designa se encuentra incluida en el mismo género, y cuando dos o más nombres son homónimos, sólo el más antiguo puede ser utilizado como el nombre válido. Por lo tanto, la forma *kempii* (Garman, 1880) es la apropiada como nombre específico para la tortuga lora (J. Savage, Universidad de Miami, comunicación personal, como se refiere en Schmid y Barichivich, 2006).

Aunque hay quien ha considerado a *L. kempii* como una subespecie de *L. olivacea*, actualmente se reconoce a la primera como una especie aparte, claramente distinta de la *L. olivacea* (Bowen et al., 1991). Esta última especie se encuentra distribuida predominantemente en los océanos Pacífico e Índico y al sur del Océano Atlántico. Aunque algunos individuos ocasionalmente alcanzan el noroeste Atlántico (Stokes y Epperly, 2006), a la golfina no se le considera simpátrica con la *L. kempii*, una especie de más al norte del Atlántico. Una revisión taxonómica del género, que incluye una detallada descripción morfológica de las dos especies, estableció que éstas muestran suficientes diferencias morfológicas como para justificar su designación como dos especies completamente separadas (Pritchard, 1969, 1989). Esta designación es ampliamente aceptada (Márquez, 1970, 1990, Brongersma, 1972, Márquez *et al.*, 1976, 1982, Smith y Smith, 1979; Frair, 1982; Pritchard y Trebbau, 1984; Márquez y Bauhot, 1987, Bowen *et al.*, 1991). Estudios genéticos examinaron sitios de restricción mitocondrial (DNAmt) y se encontró que la tortuga lora es diferente de la tortuga golfina en filogenia matriarcal, y que las dos especies son taxa hermanas con respecto a otras tortugas marinas (Bowen *et al*.,. 1991). Durante comparaciones posteriores de las secuencias de regiones control del DNAmt, Bowen *et al.*, (1998) confirmaron una separación fundamental entre las dos especies.

Pocas tortugas que presentan fenotipos parecidos a híbridos entre la tortuga lora y la tortuga caguama, y de la tortuga lora y la tortuga verde, han sido observadas anidando en Tamaulipas, México (J. Pena, Gladys Porter Zoo (GPZ), comunicación personal 2006). Un híbrido de una hembra de tortuga lora y una tortuga caguama macho, se descubrió en la Bahía de Chesapeake, Virginia, en 1992, y se documentó con técnicas moleculares (Bowen y Karl, 1997). Un posible híbrido se identificó fenotípicamente durante un evento muy sobresaliente en Massachusetts, en 2002 (Varamiento de la tortuga marina y la red de salvamento-- *Sea Turtle Stranding and Salvage Network, sin fecha de publicación*). La información del genotipo nuclear de tres crías que se tomaron de Rancho Nuevo en Tamaulipas, México, en 1999, demostró que eran una descendencia híbrida entre una hembra de la tortuga lora y una tortuga caguama macho (Barber *et al.*, 2003).

Kichler (1996a, 1996b) y Kichler *et al*, (1999) encontraron anidaciones poliandrógenas de tortugas lora en Rancho Nuevo, en muchos casos que se examinaron con hasta cuatro padres en

el apareamiento y tres padres en 14 de los apareamientos (n=211). Un macho siempre resultaba muy dominante en el número de descendientes, y los otros machos tenían un número mucho menor de crías. Kichler (1996a) encontró *heterocigosis* en alelos de unos cuantos loci, y concluyó que no existía mucha diferencia entre la *L. olivacea* y la *L. kempii*, en este aspecto, y que "la disminución en la población de la tortuga lora no parecía ser lo suficientemente grave para afectar su salud genética". Sin embargo, Stephens (2003) concluyó que los resultados de tres acercamientos analíticos con microsatélites (cambio temporal en la frecuencia de alelos, un exceso de heterocigotos en la progenie, y proporción promedio del número de alelos contra la gama de tamaños de los alelos) sugerían que la tortuga lora sustentaba una pérdida mensurable de variación genética, debido al cuello de botella demográfico. Sin embargo, Kichler (1996a) demostró que la variabilidad genética medida por heterocigosis en loci de microsatélites, era alta (H=0.60), lo que indica que el cuello de botella demográfico ocurrió demasiado rápido como para ser detectado aún con marcadores altamente variables. Si esta conclusión se sustenta, el rápido aumento poblacional en la tortuga lora durante una o dos generaciones, podría prevenir cualquier consecuencia negativa en la variabilidad genética de la especie.

Dutton *et al.*, (2006) examinaron las secuencias de regiones controladoras en el DNA mitocondrial de 42 hembras de tortuga lora que anidaron en las playas protegidas de la Isla del Padre (PAIS) entre 2002 y 2004 y compararon las frecuencias haplotípicas con aquellas de la población de Rancho Nuevo, con el objeto de comprobar un cambio en las frecuencias haplotípicas que pudiera indicar un posible descubrimiento importante. Ellos identificaron un total de seis diferentes haplotipos, con uno de alta frecuencia encontrado tanto en PAIS como en Rancho Nuevo. No había una diferencia significativa en la frecuencia haplotípica que indicara homogeneidad genética entre ambas poblaciones. Frey *et al.*, (2008) describieron el uso de marcadores microsatelitales para asignar a hembras anidadoras de nidos desconocidos en la costa de Texas. El objetivo de este estudio aún en marcha es el de ampliar el conocimiento acerca del número anual de hembras anidadoras, intervalos de interanidaciones, intervalos entre migraciones, fidelidad al lugar, y proceso de impronta y programas de iniciación en Texas (ver G.4.2, Impronta e Iniciación).

C. DESCRIPCIÓN DE LA ESPECIE

La tortuga lora y su congénere, la tortuga golfina, son las más pequeñas de todas las tortugas marinas que existen. La tortuga lora divergió de la golfina hace aproximadamente 2.5-3.5 millones de años (Bowen *et al.*, 1991). El peso de un adulto se encuentra generalmente entre los 32-49 kg, y el largo en línea recta del caparazón es de alrededor de 60-65 cm. (Heppell *et al.*, 2005). La concha de una tortuga lora adulta es casi tan ancha como larga. La coloración cambia significativamente durante el desarrollo, de un dorso y plastrón gris negruzco en los neonatos, a un dorso gris-negruzco y un plastrón en blanco-amarillento en los juveniles post pelágicos, y luego a un caparazón gris-olivo más claro y una concha inferior blanco-cremosa en los adultos. Cuenta con dos pares de escamas frontales sobre la cabeza, cinco escudos vertebrales, generalmente cinco pares de escudos costales y usualmente 12 pares de escudos marginales sobre el carapacho.

En cada puente que junta la concha inferior al carapacho, hay cuatro escudos, cada uno perforado por un poro. Éste es la abertura externa de la glándula de Rathke, que segrega una sustancia de función aún desconocida (posiblemente hormonal). Los machos no están tan bien descritos, pero se parecen a las hembras en el tamaño y en la coloración. Las características sexuales secundarias típicas presentes en las tortugas marinas macho son: cola más larga, un respiradero

más distante, garras curvadas, y que la parte central de la concha inferior, o plastrón, se suaviza durante la reproducción. Los huevos tienen un diámetro de entre 34-45 mm y un peso entre 24-40 g. La medida de las crías generalmente va de 42-48 mm en la línea recta del caparazón, de 32-44 mm de anchura, y un peso de 15-20 g (Chávez *et al.*,. 1967; Márquez 1972, 1990; Pritchard y Márquez, 1973).

D. DISTRIBUCIÓN Y TENDENCIAS POBLACIONALES

La tortuga lora cuenta con una distribución restringida. La anidación se encuentra esencialmente limitada a las playas del oeste del Golfo de México, principalmente en el Estado mexicano de Tamaulipas (Figura 1). La anidación también ocurre en Veracruz, México, y existen algunos registros históricos para Campeche, México (Márquez, 1994). La anidación también tiene lugar, regularmente, en Texas y es muy poco frecuente en algunos otros Estados de la Unión Americana. Sin embargo, los registros históricos existentes de anidaciones en los Estados Unidos, se limitan al sur de Texas (Werter, 1951; Carr, 1961; Hilderbrand, 1963).

La mayoría de los nidos de la tortuga lora localizados en Estados Unidos se han encontrado en el sur de Texas, especialmente en La Isla del Padre (Shaver y Caillouet, 1998; Shaver, 2002b, 2005a). Hay anidaciones registradas en otros lugares texanos (Shaver, 2005a, 2006b, 2006c, 2007, 2008), y en La Florida (Johnson *et al.*, 1999; Foote y Mueller, 2001), Hegna *et al.*, 2006), Alabama (J. Phillips, FWS, comunicación personal 2007; J. Isaacs, FWS, comunicación personal 2008), Georgia (Williams *et al.*, 2006), Carolina del Sur (anónimo, 1992), y Carolina del Norte (Márquez *et al.*, 1996), pero estos eventos son mucho menos frecuentes (Figura 1). Las tortugas lora son habitantes costeros a través del Golfo de México y del noroeste del Océano Atlántico, tan al norte como Grand Banks (Watson *et al.*, 2004) y Nueva Escocia (Bleakney, 1955). Ocasionalmente habitan cerca de las Azores y en el noreste del Atlántico (Deraniyagala, 1938; Brongersma 1972, Fontaine *et al.*, 1989a; Bolten y Martins, 1990) y en el Mediterráneo (Pritchard y Márquez, 1973; Brongersma y Carr, 1983; Tomas y Raga, 2007, Insacco y Spadola, 2010).

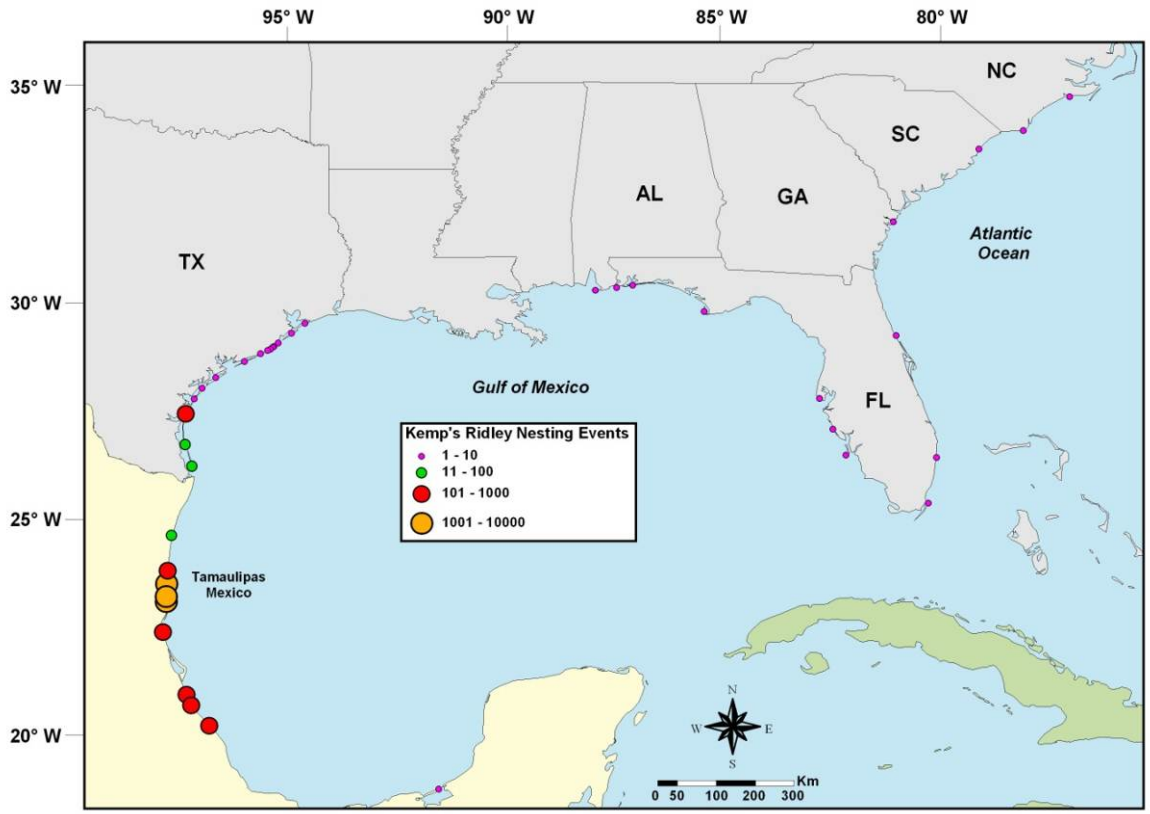


Figura 1.- La mayoría de las playas de anidación en el Estado de Tamaulipas, México, y la proporción total de nidos documentados para cada playa en 2009 (Fuente: J. Pena, GPZ), y la ubicación de nidos registrados en Estados Unidos (Fuente: *Padre Island National Seashore, FWS. Florida Marine Research Institute, Georgia Department of Natural Resources, South Carolina Department of Natural Resources, and North Carolina Wildlife Resources Commission*).

En Rancho Nuevo se descubrieron anidaciones en 1947, y la población adulta de hembras se calculó que era de más de 40,000 individuos, con base en la filmación de Andrés Herrera (Hildebrand, 1963; Carr 1963)[1]. La población había decaído a 924 nidos, en aproximadamente tres décadas, y alcanzó el conteo más bajo registrado de 702 nidos en 1985. Las hembras ponen aproximadamente 2.5 nidos en cada temporada (ver Sección F. Demografía), por lo que 702 nidos representan menos de 300 hembras anidadoras por temporada. Desde mediados de 1980, el

[1] Dickerson y Dickerson (2006) digitalizaron el filme original de 16mm Kodachrome de Herrera, y pidieron a voluntarios, quienes tenían o no conocimiento de la historia del filme, que contaran el número de tortugas en la foto y adivinaran la longitud de la playa. A los voluntarios se les facilitó una versión impresa (N=41) o computarizada (N=35) de la fotografía digital. A aquellos que contaron con la versión computarizada se les animó a usar algún medio de mejoramiento de la imagen. Los resultados fueron un promedio de 503 (DE=89.82, Var=8,068) tortugas y un valor agrupado promedio de 700 metros de longitud de playa. Usando estos valores, ellos estimaron 5,746 tortugas presentes en el filme de Herrera al momento en que la fotografía fue tomada. Esta estimación específica es sustancialmente menor a las estimaciones de Hildebrand (1963) y Carr (1963). Sin embargo, estas estimaciones publicadas reflejan la proyección numérica total para la arribada completa que ocurrió en 1947. La estimación de Dickerson y Dickerson (2006) se basa en estimaciones agrupadas de respondientes con niveles desconocidos de experiencia y métodos diferentes que pudieron ser usados para contar a las tortugas. El Equipo cree que la mejor estimación disponible está basada en Hildebrand (1963) y Carr (1963), dados los posibles sesgos introducidos en la estimación de Dickerson y Dickerson (2006).

número de nidos, observado en Rancho Nuevo y en playas cercanas, ha aumentado un 15% por año (Heppell *et al.*, 2005), lo que permite cierto optimismo respecto a que la población se encuentra camino a la recuperación. En los años recientes, el número total de nidos registrados anualmente tanto en Rancho Nuevo como en campamentos adyacentes ha excedido los 10,000 (Figura 2). Más de 20,000 nidos fueron registrados en 2009 en Rancho Nuevo y en campamentos adyacentes, pero sólo 13,302 se registraron en 2010 (J. Peña, GPZ, comunicación personal 2010) Para la costa texana, de 2002-2010, se ha documentado un total de 911 nidos de tortugas lora (Figura 3). Esto representa más de once veces los 81 nidos registrados en los 54 años previos, de 1948-2001 (Shaver y Callouet, 1998; Shaver, 2005a), lo que indica un aumento en la población anidadora en Texas. De 2005 a 2010, el número de nidos en todas las playas monitoreadas indica aproximadamente que 5,500 hembras se encuentran anidando en cada temporada en el Golfo de México.

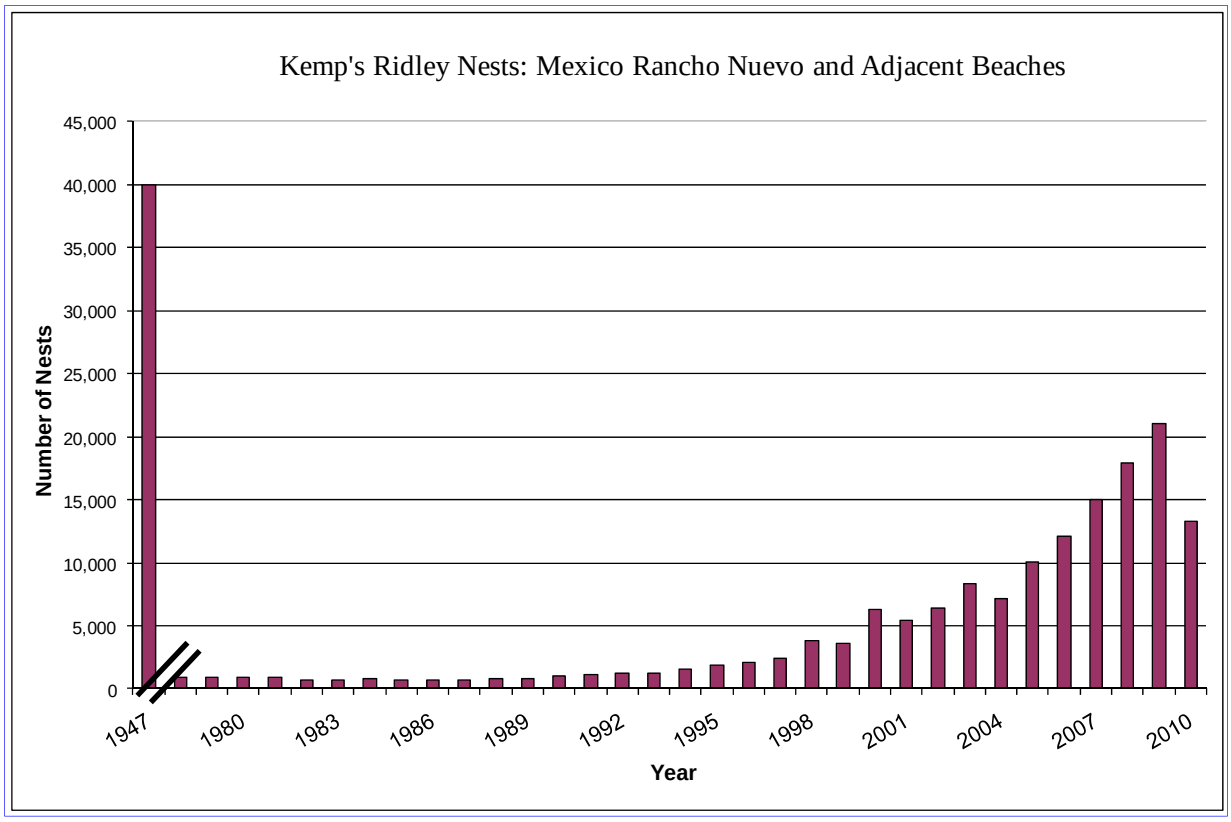


Figura 2.Número de nidos registrados durante censos en playas de anidación en Tamaulipas y en Veracruz, México (Fuente: Instituto Nacional de Pesca, México (INP), GPZ, y *U.S. Fish and Wildlife Service*). Notas: El número de 1947 derivó de una filmación del aficionado Andrés Herrera y representa la única referencia que muestra a hembras anidadoras en un solo día. El total de nidos considerados en todas las anidaciones en la temporada de 1947, se cree que pudiera ser mucho mayor. Se iniciaron censos sistemáticos en la playa Rancho Nuevo en 1966 y se ampliaron a otras playas en 1990.

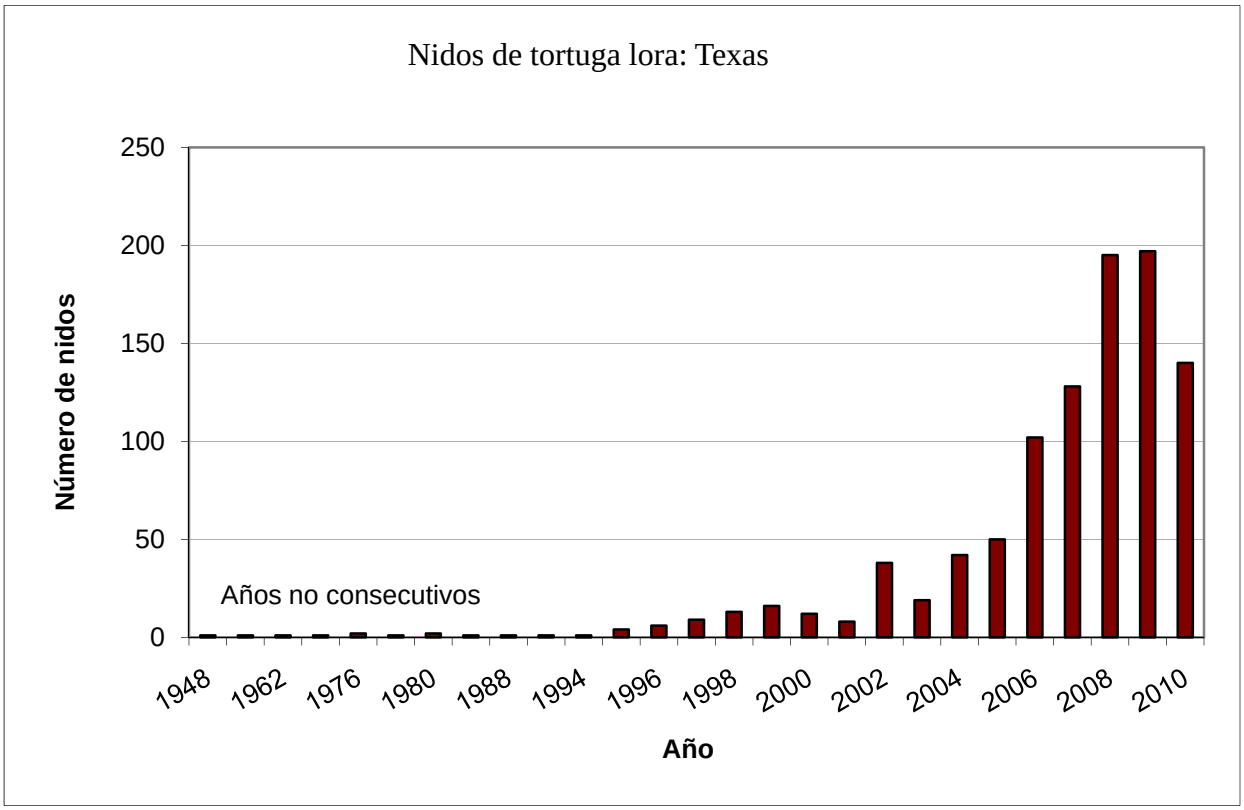


Figura 3. Número de nidos registrados en playas de anidación en Texas, Estados Unidos (Fuente: Shaver y Caillouet, 1998; Shaver 2004,2005a, 2005b, 2006b, 2006c, 2007; D. Shaver, PAIS, comunicación personal 2008, 2010). Notas: Los nidos se reportaron en forma oportunista por el público o a través de censos sistemáticos, y se registraron tras la confirmación de la presencia de huevos. Los censos sistemáticos en la playa de anidación de PAIS no empezaron sino hasta 1986, pero fueron mínimas durante la primera década, y los censos se extendieron a otras playas en Texas, empezando en el año de 1999.

Los modelos de población predicen que ésta crecerá al menos de 12-16% por año, (ó 19%, basados en un modelo actual dentro de este plan), para el futuro próximo, dando por hecho que las tasas actuales de sobrevivencia, dentro de cada etapa de vida, permanecerán constantes (Heppell *et al.*, 2005) (Figura 4). La población podría alcanzar al menos 10,000 hembras anidadoras en una temporada en las principales playas en México en esta década [para 2015 (Heppell *et al.*, 2005); para 2011(modelo a la fecha dentro de este Plan)]. Este criterio no está en pugna con el contenido del Plan de Recuperación de 1992 (FWS y NMFS, 1992), el cual especifica al menos 10,000 hembras anidadoras en una temporada, pero no identifica en qué playas debe considerarse. El Plan de Recuperación de 1992, hace notar que casi la población total de hembras adultas anida a lo largo de 60 km. de playa en la costa este de México (Rancho Nuevo).Por lo tanto, el criterio estaría basado en lo que se tiene documentado en esa localidad. Nosotros conservamos la idea dentro de este Plan e identificamos a Rancho Nuevo, Tepehuajes, y Playa Dos, como las principales playas de anidación. Se hace notar que la tasa de crecimiento de la población puede decrecer un poco después de que dicho criterio se alcance, como resultado de una disminución de la tasa de sobrevivencia en el nido debido a un aumento en el número de

nidos que se dejaron *in situ* (Heppell *et al.*, 2005). El rápido aumento en la tasa de crecimiento que se predijo en los modelos está condicionado a una alta tasa de sobrevivencia del huevo. A corto plazo, esta tasa puede alcanzarse únicamente a través de la reubicación de un número importante de nidos en corrales, en donde los huevos estén protegidos de depredadores, cosecha, e inundaciones. A medida que la población aumente, la proporción de nidos protegidos va a decrecer. La reducción de sobrevivencia del huevo en un ambiente que aumenta en densidad, hará que disminuya la tasa de crecimiento que se predijo (Heppell *et al.*, 2005).

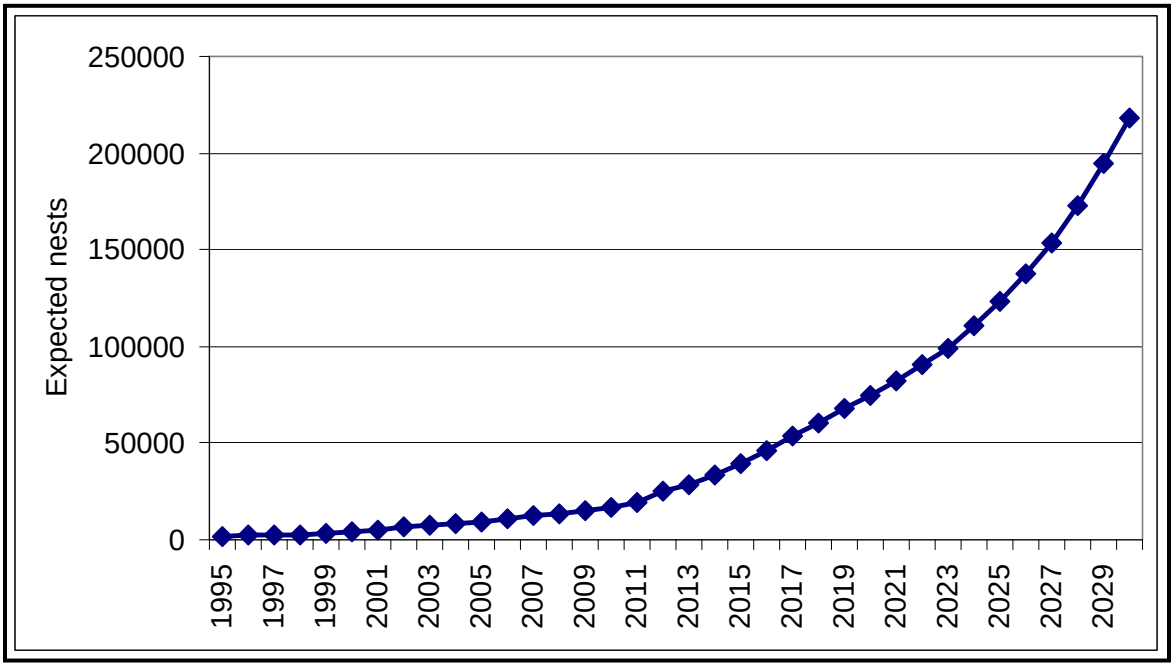


Figura 4.- El número esperado de nidos que se predijo en el modelo, tanto para años pasados como futuros, se basó en el supuesto de que continúen altas las tasas de sobrevivencia de los huevos. Los períodos de operación del modelo a la fecha se basaron en la información que se presenta en la sección F, Demografía, y en la actividad de anidación a través del año de 2009. Asumimos que 14,500 huevos serán colocados en corrales para su protección, lo que representa el 50% de los nidos al momento del desenlistado. Mientras más nidos se dejen *in situ*, el total de sobrevivencia de los huevos va a decrecer, y con un retraso igual a la edad de madurez, la tasa de crecimiento poblacional se reflejará en la actividad de anidaciones subsiguientes.

Muchos factores afectan las tasas de crecimiento poblacional y, dada la longevidad de esta especie, rezagos prolongados, y las múltiples acciones preventivas realizadas al respecto, nos impiden atribuir directamente a una causa en particular cualquier aumento o disminución que se pudiera observar. El reciente aumento en la anidación de la tortuga lora podría ser atribuido a una combinación del manejo de medidas, que incluyen la eliminación de captura directa, protección de nidos, el uso de TEDs, los esfuerzos para reducir el arrastre, tanto en México como en los Estados Unidos, y posiblemente otros cambios en la tasa vital (Turtle Expert Working Group (TEWG) 2998, 2000). Aunque los esfuerzos para proteger los huevos se iniciaron en los años sesentas, no se registraron aumentos anuales sostenidos respecto a las anidaciones sino hasta finales de 1980 y el principios de 1990.

E. HISTORIA DE VIDA/ECOLOGÍA

La tortuga lora comparte un patrón en su historia de vida general, similar a otras tortugas marinas, como la caguama (*Caretta caretta*) (Bolten, 2003). Las hembras desovan en las playas costeras, en donde los huevos se incuban en nidos en la arena. Después de 45-58 días de desarrollo embrionario, las crías emergen del nido al mismo tiempo, y nadan al océano para alejarse de la playa, cada vez hacia aguas más profundas, en donde se alimentan y crecen, para entonces regresar de un tamaño mayor a hábitats cercanos a la costa. Este patrón de historia de vida se caracteriza por tener lugar en tres zonas básicas del ecosistema: (1) **Zona terrestre** (supra litoral) – la playa de anidación en donde ocurre desove y el desarrollo embrionario; (2) **Zona nerítica** – que se encuentra cercana a la playa (incluyendo bahías y aguas poco profundas), medio ambiente marino (de la superficie al fondo marino) en donde la profundidad no exceda 200 metros, incluyendo la plataforma continental; y (3) **Zona oceánica** – el medio ambiente en mar abierto (de la superficie al fondo del mar) en donde la profundidad del agua es de más de 200 metros.

E.1. Zona Terrestre: Hembra anidadora/Huevo/Etapa de cría

La tortuga lora anida en playas marinas. La playa de Rancho Nuevo (en donde ocurre la mayoría de las anidaciones y se considera como característica de playas de anidación en México) está formada por dunas bajas, aisladas en las zonas terrestres por lagunas costeras poco profundas, con algunos cortes que se abren durante la época de lluvias para formar estuarios o barras de arena temporales (Márquez, 1994). La playa típicamente se encuentra formada por dos bermas, que varían en su anchura de 15 m a 45 m. La arena contiene una alta proporción de granos finos. Las dunas varían en altura y se estabilizan mediante vegetación costera, tal como la avena de mar (U*niola sp.)* y pasto encordado (*Spartina sp.*). Se considera a Rancho Nuevo como una playa de gran energía con bancos de arena que corren paralelos y adyacentes a la playa, constituyendo barreras en forma de arrecifes (Márquez, 1994).

La playa en la costa texana varía geográficamente, con algunas áreas generalmente similares a Rancho Nuevo y otras que difieren. Antes de iniciar el programa binacional para establecer una colonia de anidación secundaria en PAIS, el perfil de la playa y las características de la arena de Rancho Nuevo y de PAIS se compararon y se consideraron relativamente similares. Sin embargo, no está muy claro qué área de PAIS fue motivo de estudio. La playa no es homogénea en PAIS. En algunas áreas, en donde convergen las corrientes marinas, la playa consiste más de fragmentos de concha, y a menudo de bermas más pronunciadas. Hay ciertas áreas en PAIS en donde las dunas son muy altas, pero en la parte alta de la costa de Texas casi no existe una línea de dunas, y la playa es muy erosiva y se mantiene a base de renovar su arena.

El anidación tiene lugar de abril a julio, principalmente. Ésta a menudo ocurre en emergencias sincronizadas que se denominan “arribadas” o “arribazones”, que pueden ser provocadas por la alta velocidad del viento, especialmente el viento del norte, y por cambios en la presión barométrica (Jiménez *et al.*, 2005). Primordialmente, la anidación se desarrolla en horas de luz del día, aunque, en años recientes, se han registrado algunas anidaciones por la noche, en México y en Texas (P. Burchfield; GPZ, comunicación personal 2007; D. Shaver, PAIS, comunicación personal 2009).

Las crías emergen usualmente de noche o muy temprano en la mañana, después de 45-58 días, dependiendo de las condiciones de incubación, en particular respecto a la temperatura. Ver

Pritchard y Márquez (1973) para una descripción completa del proceso de anidación. Ver F.2. Reproducción, en este documento para un examen adicional de los aspectos demográficos de la anidación.

E.2. Zona Nerítica: Etapa transicional nerítica temprana para las crías/post crías

El estado transicional nerítico temprano de la tortuga lora no se conoce del todo (ver Collard y Ogren, 1990), pero puede ser similar al modelo de la tortuga caguama (Bolten, 2003). Por lo tanto, el término "transicional nerítico temprano" se refiere al período posterior en que la cría de la tortuga lora deja el nido, nada lejos de la costa, y se asocia con corrientes limítrofes, antes de que sea transportada en corrientes pelágicas dentro del mar abierto.

Al salir del nido, los neonatos de la tortuga marina entran en las olas y nadan lejos de la orilla por aproximadamente 20-30 horas (Carr y Ogren 1960, Carr 1962,1982, Wyneken y Salmon 1992, Witherington 1995). Las crías empiezan a nadar tan pronto como son levantadas por las olas de la playa. Su patrón de natación consiste en movimientos de remo fuertes y alternados, bajo la superficie, y breves pataleos "de perrito", con respiraciones sobre la superficie (Salmon y Wyneken, 1987; Witherington 1995). Como ocurre en las crías de la tortuga verde (Carr, 1962), las crías de la tortuga lora probablemente bucean cuando se acerca un rompimiento de ola para no ser barridas hacia el mar por el movimiento del oleaje, hacia el fondo.

Lohmann *et al.,* (1997) pusieron a discusión las señales de orientación que utilizan las crías mientras se arrastran sobre la playa, nadan a través de las olas, se alejan de la orilla, y navegan dentro de los océanos. Las crías entran en el oleaje y se orientan alejándose y nadando entre las olas rompientes. Son capaces de sentir el aumento de movimiento y el movimiento orbital del agua, asociado con las olas, para guiarse hacia el mar (Wyneken *et al.,* 1990), Lohman *et al.,* 1995, Wang *et al.,* 1998). Estas señales pueden haberse desarrollado como un mecanismo para asegurar el movimiento preciso para alejarse de la playa, ya que las olas que llegan a aguas no profundas se mueven directamente hacia la orilla. El mecanismo se encuentra tan fuertemente inducido en las crías que éstas se orientan dentro del oleaje que rompe aunque éste las coloque muy cerca de la costa (Lohmann y Lohmann, 1992). Existe evidencia que sugiere que la orientación necesaria dentro del oleaje es una experiencia de poca duración, y que otras señales son las dominantes en tanto las crías se alejan de la orilla, en donde la dirección del oleaje resulta un indicador menos fiable del rumbo que se debe tomar para retirarse de la costa (Witherington, 1995). Más alejadas de la playa, es posible que las crías dependan de una brújula magnética similar a la de los pájaros (Lohmann, 1991; Light *et* l., 1993; Lohmann y Lohmann, 1994).

Dado que su principal área de anidación se encuentra en el estado mexicano de Tamaulipas, la transportación de las crías de la tortuga lora se encuentra controlada por las corrientes oceánicas del oeste del Golfo de México. Los neonatos cruzan la angosta plataforma continental al alejarse de Tamaulipas para eventualmente ser arrastrados dentro de la corriente anticiclónica mexicana. La estrecha plataforma al dejar Rancho Nuevo puede aumentar la posibilidad para que las crías, en un corto período de tiempo, alcancen una corriente en el límite occidental, probablemente en menos de 24 horas (Collard y Ogren, 1990). Este período es de unos cuatro días, por lo que resulta difícil que la energía requerida se obtenga sólo de la reserva de nutrientes que la cría almacena del rico saco vitelino (Kraemer y Bennett, 1981). Las condiciones de circulación oceánica, lejos de las playas de anidación en Tamaulipas y Veracruz, también puede que faciliten la transportación de las crías hacia el medio ambiente pelágico, en esos 4 días, así como la migración subsecuente hacia zonas de nutrición, en un lapso de 2 años (Putman *et al.,* 2010).

E.3. Zona Oceánica: Etapa juvenil

Al entrar en la corriente limítrofe, las crías en post-transición probablemente disminuyen su actividad natatoria para convertirse en migrantes pasivos dentro de las corrientes oceánicas. Sus hábitos nutricionales pueden ser similares a los de las crías de la tortuga caguama que han migrado lejos de tierra y que se encuentran en la Corriente del Golfo, alejadas de Florida (Witherington, 2002). Se ha sugerido que tanto los juveniles de la tortuga caguama como de la tortuga verde utilizan la comunidad del Mar de los Sargazos en el noroeste del Atlántico (Carr 1986). Shaver (1991) hizo notar que dos juveniles (<20 cm en línea recta de largo del caparazón (SCL)) de tortuga lora, varadas al sur de Texas, habían ingerido sargazo y algunos invertebrados asociados con esta macroalga café, lo que apoya la idea de que estas especies también hacen uso de la comunidad del Mar de los Sargazos como un hábitat de desarrollo epipelágico. La mayoría de las post crías de tortuga lora, quizás permanecen dentro del Golfo de México. Otras son transportadas hacia el norte del Golfo de México y luego hacia el este, con otras continuando hacia el sur dentro de la Corriente de Lazo, luego hacia el este, en la Corriente de Florida dentro de la Corriente del Golfo (Collard y Ogren, 1990; Putman *et al.*, 2010).

La etapa juvenil oceánica puede dividirse en dos grupos diferentes, uno que permanece en el sistema de corrientes del norte y del oeste del Golfo de México, y otra que es transportada hacia la Corriente del Golfo del Atlántico Norte. En cualquier caso, es más factible que la retención predominante sea en el Golfo de México y no a lo largo de la costa norteamericana del Atlántico (Collard y Ogren, 1990; Putman *et al.*, 2010). Algunos individuos son transportados hacia el este del Atlántico, incluyendo el Mar Mediterráneo (Brogersma, 1982). La tortuga lora, en su etapa juvenil, pasa un promedio de dos años en la zona oceánica (NMFS / SEFSC análisis preliminar aún sin publicar, julio de 2004), tal vez viviendo y nutriéndose entre las comunidades de algas flotantes. Se reclutan hacia la zona nerítica en donde se nutren de la fauna bentónica por aproximadamente dos años (Orgen, 1989), aunque el tiempo que pasan en la zona oceánica puede variar de 1 a 4 años, o quizás más (Baker y Higgins, 2003; Dodger *et al.*, 2003; TEWG, 2000).

El cambio ontogenético del hábitat oceánico hacia el bentónico ha sido documentado mediante la esqueletocronología (Snover, 2002). Durante el crecimiento la formación de hueso cesa o se hace más lenta, seguida por un rápido crecimiento. Este patrón se repite cada año y se hace evidente por la marca de crecimiento descrita como la aparición de una línea o *annulus*. Para la tortuga lora, durante su fase pelágica juvenil en el noroeste del Atlántico, la marca de crecimiento en el primer año es indistinta, lo que puede indicar tasas de crecimiento muy rápido y la ausencia de la cesación total del crecimiento de los huesos (Snover, 2002). La marca de crecimiento se torna muy bien definida para el segundo año, y las diferencias de relación isotópica entre el carbono y el nitrógeno, antes y después de la marca de crecimiento, indican una dieta en niveles más altos del trópico (Snover, 2002). Esto confirma el cambio de nutrientes de presas de invertebrados pelágicos a especies bentónicas costeras, como los cangrejos. Se encontraron tortugas lora, en edades comprendidas entre 1 a 3 años (marcadas con marca de alambre codificada, en la etapa de crías), varadas durante el temporal de frío en Cabo Cod, Massachusetts (Dodge *et al.*, 2003, Snover *et al.*, 2005). El promedio de largo de caparazón de las tortugas varadas en Cabo Cod fue de 28 cm. SCL, lo que se encuentra dentro del tamaño promedio de las tortugas lora que se vararon de 1999-2003, lo que indica un reclutamiento en aguas costeras en un lapso de varios años (Dodge *et al.*, 2003). El desplazamiento de las tortugas lora juveniles dentro de las aguas costeras marca el principio de una nueva etapa de vida: la etapa de desarrollo juvenil nerítico.

E.4. Zona Nerítica: Etapa juvenil

Tras una existencia pelágica, las tortugas lora juveniles se establecen en áreas costeras dentro del Golfo de México y al noroeste del Atlántico. Las tortugas lora que permanecieron en el Golfo de México durante sus etapas oceánicas tempranas, aparentemente se mueven dentro de las aguas costeras, principalmente a lo largo del norte y al este de la línea de costa del Golfo (Landry y Seney, 2008). Las juveniles en el noroeste del Atlántico transitan hacia hábitats de aguas costeras poco profundas a lo largo del este de los Estados Unidos, extendiéndose desde Florida a Nueva Inglaterra (Morreale y Standora, 1999, Morreale *et al.*, 2007). Tanto la transición inicial como los desplazamientos subsiguientes de las tortugas lora juveniles, hacia y desde estos hábitats de aguas costeras poco profundas, parecen ser estacionales.

Las características principales que definen las áreas habitadas durante la etapa de desarrollo juvenil son, hasta cierto punto, aguas templadas, protegidas, de menos de 50 m. Una buena proporción de las tortugas lora juveniles se ubican en aguas con temperaturas con variaciones estacionales.

Existen muchas interpretaciones que describen el hábitat característico asociado con importantes zonas de alimentación, de las tortugas lora juveniles en la etapa nerítica. Carr (1942) primero sugirió el uso de áreas en los manglares de la costa del sur de la Florida, particularmente en la Bahía de Florida. Desde entonces, se ha mencionado una amplia variedad de comunidades bentónicas y de sustratos como hábitats de alimentación, incluyendo las camas de pasto marino (Carr y Caldwell, 1956; Byles, 1988; Danton y Prescott, 1988; Schmid, 1998; y Barichivich, 2005, 2006), arrecifes de ostras (Schmid, 1998), fondos arenosos (Morreale y Standora, 1992), fondos lodosos (Ogren, 1989; Schmid 1998), o una combinación de comunidades y de sustratos (Ogren, 1989; Rudloe *et al.*, 1991). Sin embargo, en ninguno de estos estudios se ha descrito el tiempo que las tortugas pasan utilizando estos hábitats, ni determinan todos los hábitats accesibles para las tortugas dentro de las áreas de estudio respectivas. Para la comprobación respecto a las preferencias de hábitats, resulta indispensable hacer una estimación del uso de recursos y de su disponibilidad (Schmid 2000; Schmid *et al.*, 2003) y, subsecuentemente, identificar los hábitats costeros de alimentación para lograr la recuperación de la especie (Thompson *et al.*, 1990; FWS y NMFS, 1992). La vida en el fondo marino (invertebrados sésiles fijados a la dura base del sustrato) se ha documentado como hábitat predilecto de las juveniles neríticas en las aguas costeras del oeste de la Florida, hecho que no ha sido identificado en ninguna interpretación previa, en referencia al uso de hábitat bentónico (Schmid 2000; Schmid *et al.*, 2003, Schmid y Bartichivich, 2006). La preferencia de los hábitats costeros bentónicos con vida tiene consecuencias importantes para el uso de hábitat invernal en mar adentro por los juveniles y adultos neríticos (Schmid and Witzell 2006).

Se considera que la tortuga lora come cangrejos, alimentándose principalmente de crustáceos decápodos (Hildebrand, 1982; Shaver, 1991; Burke *et al.*, 1993b, 1994; Márquez, 1994; Seney y Musick, 2005). Ogren (1989) sugirió que las áreas en donde habitan los juveniles neríticos se traslapa con la distribución de cangrejos portúnidos, ya que éstos han sido identificados como un componente importante en su dieta, pero los estudios llevados a cabo desde entonces indican que existe una preferencia dietética mucho más amplia y diversa. Shaver (1991) sugirió que la distribución de tortugas lora alimentándose se relaciona con la distribución y la disponibilidad de todas las principales especies de cangrejo que se consumen. Existen estudios que también demuestran que sus dietas incluyen diversas fuentes, tales como moluscos, desechos naturales y sintéticos, caballos marinos, y tunicados (Shaver, 1991; Burke *et al.*, 1993 a, 1993 b, 1994;

Werner, 1994; Witzell y Schmid (2005). Sin embargo, en los estudios de contenido estomacal y materia fecal de las muestras examinadas hasta la fecha de tortugas lora procedentes de los hábitats del Atlántico norteamericano y de los hábitats costeros del Golfo de México, se han encontrado cangrejos. Por lo tanto, los cangrejos constituyen la mayor parte de su dieta (Lutcavage y Musick, 1985; Bellmund *et al.*, 1987; Shaver 1991; Burke *et al.*, 1993 a, 1994; Schmid, 1998; Seney y Musick, 2005).

E.4.1 Golfo de México

Los juveniles neríticos de la tortuga lora ocupan las aguas costeras poco profundas en el norte del Golfo de México (Carr y Caldwell, 1956; Ogren, 1989; Rudloe *et al.*, 1991; Schmid, 1998; Schmid, 2000; Witzell y Schmid, 2004), pero no existen reportes de su existencia al sur del Golfo de México (Carr, 1967). Las áreas de alimentación conocidas y frecuentadas por los juveniles neríticos se extienden desde el sur de Texas al sudoeste de Florida. Los ejemplos principales de las áreas de alimentación costeras incluyen: Sabina Pass, Texas; Bahía Callou y Calcasieu Pass, Luisiana (Landry *et al.*, 1995, 2005); Big Gulley, Alabama, Charlotte Harbor, Apalchicola, Apalacee, Deadman, Waccasassa, y Gullivan Bays, Florida (Schmid y Barichivich, 2005, 2006; Witzell, 2007).

Ejemplares de la tortuga lora fueron capturados en la histórica pesquería de tortugas del oeste de Florida, que tenía lugar desde abril hasta noviembre (Carr y Caldwell, 1956; Carr, 1980). Estudios más recientes con marcaje a juveniles neríticos, han confirmado que este patrón de ocurrencia se presenta en forma estacional en aguas poco profundas de las costas, y han determinado que las tortugas se encuentran allí cuando la temperatura del agua es de más de 20 grados centígrados (Schmid, 1998; Schmid y Barichivich, 2005, 2006). Un hecho estacional similar ha sido descrito tras realizar estudios por marcaje en Texas y Luisana (Landry et l.2005). Los datos resultantes de los estudios de captura de individuos marcados en el norte del Golfo de México, indican que las tortugas se alejan de las áreas costeras de alimentación durante el otoño, y que presumiblemente se dirigen a hábitats de invierno más adecuados en aguas más profundas o más hacia el sur, y regresan a las zonas costeras para alimentarse durante la siguiente primavera (Ogren, 1989; Schmid, 1998). Sin embargo, también se han reportado avistamientos y capturas en la Florida durante diciembre y marzo, en períodos de temperaturas cálidas fuera de temporada (Schmid y Barichivich, 2005, 2006). Algunas tortugas fueron avistadas o capturadas en las aguas costeras del suroeste de la Florida durante todos los meses del año, pero el número decreció durante los meses de invierno (diciembre-febrero) y no se observaron tortugas durante algunos de los inviernos más fríos (Witzell y Schmid, 2004). Se han observado tortugas en temperaturas de 17.3 grados centígrados, en diciembre, al sur de la Bahía Gullivan en el suroeste de la Florida (Witzell, 2007). De las tortugas marcadas y recapturadas se deduce que algunos individuos regresan a las mismas áreas de alimentación en años subsiguientes (Schmid, 1998; Witzell y Schmid, 2004).

Se ha utilizado telemetría satelital para documentar la migración invernal sur/suroeste de la tortuga lora en el noroeste del Golfo de México, una migración del oeste al este, en el norte del Golfo, y hacia el sur, en la migración invernal en el este del Golfo (Renaud y Williams, 2005). El paso de los frentes fríos en otoño, reduce las temperaturas del agua en aguas costeras, y las tortugas reaccionan moviéndose a aguas más lejanas de la costa. Recientes esfuerzos, llevados a cabo en el oeste de la Florida, confirman que los juveniles neríticos de la tortuga lora emigran de las zonas de alimentación costeras en la Bahía de Waccassasa/Cayos Cedar durante noviembre, como respuesta a la rápida disminución de la temperatura del agua (Schmid y Witzell, 2006). Las

tortugas emigran hacia el suroeste durante todo diciembre, pero algunas se mueven a aguas más profundas, frente a los Cabos Anclote (a 120 km de Cabos Cedar) y otras continúan en aguas poco profunda más al sur, hasta la Isla Sanibel (a 296 km de Cabos Cedar). A pesar de estas diferencias en latitudes y en la distribución en mar adentro, la tortuga lora alcanza su máxima migración hacia el sur para finales de enero, e inicia su desplazamiento al norte hacia aguas menos profundas de febrero a marzo. Todas las tortugas eventualmente vuelven a las áreas de la Bahía Waccasassa/Cayos Cedar, a finales del mes de marzo. Cinco de las seis tortugas ocuparon áreas de alimentación relativamente confinadas (4-48 km^2) en los Cayos Cedar durante todo agosto, y tres de éstas volvieron al punto en donde fueran capturadas (Schmid y Witzell, 2006). De acuerdo a lo propuesto por Schmid *et al.*, (2003), esta última observación sustenta la evidencia de que las tortugas lora regresan a los hábitats de alimentación previamente utilizados, y lo anterior sugiere que las tortugas pueden restablecerse dentro de los límites de las áreas de nutrición, entre temporadas. Dada la numerosa captura anual en esta zona (Schmid, 1998), los juveniles neríticos pueden continuar este patrón de migración estacional y de fidelidad respecto al área de alimentación elegida por un cierto número de años. Por lo tanto, para la etapa nerítica de la tortuga lora, no sólo son importantes las zonas de alimentación cercanas a la playa en el Golfo, sino que también las áreas lejanas a la costa durante los meses de invierno, en el Golfo, son fundamentales para su conservación y recuperación.

E.4.2 Atlántico

En el noroeste del Atlántico, las áreas de nutrición para las juveniles neríticas de la tortuga lora se encuentran en aguas costeras poco profundas, principalmente en los grandes sistemas estuarinos, a lo largo del este de los Estados Unidos, extendiéndose desde Florida hasta Nueva Inglaterra. Los hábitats principales para el desarrollo, en donde la actividad y la alimentación de los juveniles de la tortuga lora han sido estudiados, se encuentran en las áreas vecinas de la Sonda de Pamlico, Carolina del Norte, la Bahía de Chesapeake, Virginia, y la Sonda de Long Island, Nueva York. Otras áreas de alimentación pudieran incluir el puerto de Charleston, Carolina del Sur, y la Bahía de Delaware, Nueva Jersey. La actividad en los hábitats de alimentación es por temporada, de tal manera que abarca los meses más cálidos (Bleakney, 1965; Lutcavage y Musick, 1985; Keinath *et al.*, 1987; Shoop y Keney, 1992 Keinath *et al.*, 1994, Burke *et al.*, 1994; Musick *et al.*, 1994; Epperly *et al.*, 1995a; Morreale y Burke, 1997; Morreale y Standora, 1998; Mansfield y Musick, 2005). Se ha sugerido que el promedio del tamaño de la tortuga lora que se nutre a lo largo de la costa atlántica norteamericana, aumenta gradualmente del norte al sur (Carr, 1980; Henwood y Ogren, 1987). Este patrón clinal resulta evidente cuando se compara el promedio del tamaño de las tortugas de los estados de Nueva Inglaterra, con los de los estados del Atlántico central; sin embargo, no destaca ningún grado de aumento importante en tamaño, o en composición de clase de tamaño, cuando se compara a tortugas capturadas en Virginia, Carolina del Sur/Georgia, y en el este central de Florida (Schmid, 2000; Schmid y Barichivich, 2006). Estas comparaciones espaciales resultan complicadas debido a que los individuos se mueven entre estas áreas por temporadas. El mayor tamaño de las tortugas en el sur puede ser resultado de una alza en las tasas de crecimiento debido a cambios en las condiciones del hábitat, o a que simplemente se trate de tortugas más viejas (Snover, 2002).

Las tortugas lora a lo largo de la costa del este emigran alejándose de las áreas costeras de alimentación hacia lugares más adecuados para pasar el invierno, debido a las abruptas bajas de temperatura que se presentan cada año. El tiempo de migración varía por latitud, con migraciones más tempranas en las aguas más al norte. El resultado es un pulso de tortugas, de especies entremezcladas, que parten simultáneamente de la costa Atlántica cada año en el otoño

tardío, dejando atrás los hábitats costeros de desarrollo (ver Morreale y Standora, 2005, para revisión). A lo largo de su camino, es probable que a las tortugas de más al norte se les unan otras que emigran hacia el sur desde las aguas costeras de Nueva Jersey y Delaware. Para principios de noviembre, las tortugas que se dirigen al sur pasan los límites de Virginia, en donde quizás se unan a la procesión de migrantes que salen de la Bahía de Chesapeake (Lutcavage y Musick, 1985; Byles, 1988; Keinath, 1993; Renaud, 1995) y las aguas costeras de Carolina del Norte (Epperly *et al.*, 1885 b, c). Este grupo de migrantes que viene del norte y se une a la corriente de tortugas migratorias provenientes de las costas del Atlántico central, significa que cada diciembre se presenta una confluencia bastante significativa de tortugas marinas en esa región, y que muchas de ellas continúan su camino hacia el sur. Ciertamente, estos grandes conjuntos de tortugas han sido reportados dentro de estudios derivados de observaciones independientes durante los meses de invierno en las aguas de Carolina del Norte (Musick *et al.*, 1994, Epperly *et al.*, 1995 a, b). También es posible que esta relativamente gran proporción de juveniles neríticos de la tortuga lora en el Atlántico, sea parte de tales agregados que se suceden anualmente.

Después de que las juveniles neríticas de tortuga lora emigran al sur desde Cabo Hatteras, Carolina del Norte, se suscitan diferentes patrones de comportamiento. Algunos individuos continúan nadando hacia el sur, tan lejos como Cabo Cañaveral, Florida (Keinth, 1993; Renaud, 1995; Gitschlag, 1996). Las aguas costeras al sur de Cabo Cañaveral han sido identificadas como un área importante para que las migrantes estacionales a lo largo de la costa Atlántica de los Estados Unidos pasen el invierno (Henwood y Ogren, 1987; Schmid, 1995). Existen resultados de telemetría que sugieren que hay tortugas que habitan áreas constituidas por fondos de sustrato duro y fondos ricos en vida, en la costa al este de Cabo Cañaveral, en la Florida (Gitschlag, 1996; Schmid y Witzell, 2006). Las tortugas lora viajaron hacia el sur desde las aguas costeras de Georgia y el norte de Florida durante octubre y noviembre, permanecieron en aguas costeras al sur de Cabo Cañaveral desde diciembre hasta febrero, moviéndose hacia el norte en marzo y en abril, y residieron en la costa de Carolina del Sur todo julio (Renaud, 1995; Gitschlag, 1996). Sin embargo, un individuo cesó su desplazamiento hacia el sur en la Bahía de Onlow, Carolina del Norte, en donde permaneció en la vecindad hasta principios de enero, cuando temperaturas más frías la instaron a un segundo desplazamiento costero, hacia los remolinos de la cercana Corriente del Golfo (Renaud, 1995). Este comportamiento invernal refleja casi exactamente la localización de la estancia invernal temprana de dos grandes tortugas caguamas a las que se les dio seguimiento desde Virginia en 1991 (Keinath, 1993), y de cuatro jóvenes tortugas caguama que emigraban desde Nueva York en 1994 y 1995 (Morreale y Standora, 1999). Por lo tanto, otra importante área potencial para invernar puede ser la costa de Carolina del Norte (Morreale y Standora, 1999). La sección de la línea de costa entre Cabo Hatteras y Frying Pan Shoals, incluyendo la Bahía Onslow y la Bahía Raleigh, Carolina del Norte, resulta más cálida debido a la cercanía de la Corriente del Golfo.

En la primavera, las tortugas lora que residen en aguas del este central de la Florida emigran hacia el norte (Heenwood y Ogren, 1987; Schmid, 1995). Al mismo tiempo, se observan tortugas jóvenes más al norte, desde Georgia hasta Carolina del Norte (Musick *et al.*, 1994, Epperly *et al.*, 1995 a, b). En mayo, mientras que las temperaturas del agua continúan ascendiendo aún más en el norte, la tortuga lora y la tortuga caguama empiezan a aparecer en Virginia (Lutcavage y Musick, 1985; Keinath *et al.*, 1987, Keinath *et al.*, 1994), y para junio, los juveniles comienzan a arribar a Nueva York (Burke *et al.*, 1994; Morreale y Burke, 1997) y a Nueva Inglaterra (Bleakney 1965; Shoop y Kenney, 1992). Las juveniles neríticas, marcadas a lo largo de la costa atlántica norteamericana han sido observadas anidando en Rancho Nuevo (Schmid, 1995;

Chaloupka y Zug, 1997; Schmid y Witzell, 1997; Witzell, 1998; Schmid y Woodhead, 2000), lo que indica que su transición a la etapa adulta tendría lugar en el Golfo de México. De 1994 a 2009, seis tortugas lora, originalmente marcadas en el Atlántico (tamaño 26-3-54.8 cm, SCL), fueron recapturadas anidando en Rancho Nuevo y en playas adyacentes (L. Belskis, NMFS / SEFSC, comunicación personal 2009). Una de estas tortugas, originalmente marcada en la Bahía de Chesapeake, Maryland, ha sido recapturada en Rancho Nuevo dos veces mientras anidaba –3 años después- (L. Belskis, NMFS, comunicación personal 2009). Sin embargo, juveniles neríticas, marcadas en el Atlántico no han sido documentadas anidando en Texas (D. Shaver, PAIS, comunicación personal 2009).

E.5. Zona nerítica: Etapa adulta

Los individuos adultos de las tortugas lora se encuentran principalmente en el Golfo de México, pero ocasionalmente se las puede encontrar en las costas del Atlántico norteamericano (FWS y NMFS, 1992). Las aguas cercanas a la orilla, de 37 m. o menos de profundidad, la proveen del primer hábitat marino, aunque no es poco común que los adultos se aventuren más lejos de la playa, en donde las aguas son más profundas (Byles, 1989; Mysing y Vanselous, 1989; Renaud *et al.*, 1996; Shaver *et al.*,. 2005 b, Shaver y Wibbels, 2007; Shaver y Rubio, 2008). Las tortugas lora adultas, en gran medida, se alimentan de cangrejos, con preferencia hacia los cangrejos portúnidos. Según los resultados de estudios del contenido estomacal en tortugas varadas muertas, los adultos parecen ser bentónicos y nutrirse en aguas poco profundas, consumiendo principalmente cangrejos y, ocasionalmente, almejas, camarones, vegetación, pescado, y desechos marinos (Márquez, 1970; Pritchard y Márquez, 1972; Hildebrand, 1982; Shaver, 1991).

No se conocen bien las principales áreas de cortejo y apareamiento. Alguna información anecdótica, obtenida de pescadores, revela que el apareamiento presumiblemente ocurre durante o antes de la temporada de anidación en los alrededores de la playa de anidación (Pritchard, 1969; Márquez, 1970, 1990). Shaver (1992) reportó un apareamiento de una pareja de tortugas lora en el Canal de Mansfield, Texas, en la frontera sur de PAIS. El apareamiento puede tener lugar unos 30 días antes de que se presente el primer desove de la temporada (Rostal, 1991; Rostal *et al.*, 1998).

En Rancho Nuevo, las recapturas de hembras anidadoras marcadas indican que existe migración hacia el norte, después de la anidación, hacia áreas fuera de las playas de Texas y Luisiana, o hacia el sur a la Bahía de Campeche en los estados Mexicanos de Campeche y Tabasco (Chávez, 1969; Márquez, 1970, 1990, 1994, Pritchard y Márquez, 1973). Los estudios de telemetría satelital han demostrado que las hembras adultas de la tortuga lora típicamente emigra entre áreas de anidación y de alimentación y que en principio son habitantes de aguas costeras someras, capaces de nadar distancias más o menos largas de manera dirigida (Byles, 1989; Mysing y Vanselous, 1989; Renaud *et al.*, 1996; Shaver, 1998 a, 1999 b, 2000, 2001 a, 2001 b, 2002 a, 2004, 2005 b, 2006 b, 2006 c, 2007; Landry y Seney, 2006; Morreale *et al.*, 2007, Shaver y Rubio, 2008). Las aguas del oeste y del norte de la Península de Yucatán y las del norte del Golfo de México, desde el sur de Texas hasta el oeste de la Florida, son importantes áreas de alimentación en donde la residencia de las hembras adultas se establece temporalmente (Byles, 1989; Márquez, 1990; Shaver, 1991, l998 b, 2005 a; Shaver y Rubio, 2008). El conocimiento respecto al desplazamiento y al hábitat de los machos adultos es más limitado. Se utilizó telemetría satelital para monitorear los desplazamientos de machos adultos capturados cerca de Rancho Nuevo y de Texas (Shaver 1006 a, 2007, Shaver *et al.*, 2005 b) encontrándose que la mayoría permanece dentro de aguas costeras (ver G.4. Esfuerzos de Investigación).

F. DEMOGRAFÍA

F.1. Edad y crecimiento

Los estudios de recapturas de marcas han demostrado evidencias de variaciones geográficas, ontogenéticas y estacionales en las tasas de crecimiento de la tortuga lora, pero estos estimados pueden ser inexactos debido al pequeño tamaño de la muestra y por la extrapolación resultante de las recapturas de corto plazo. Schmid y Woodhead (2000) analizaron la base de datos del Programa Cooperativo de Marcado de la Tortuga Marina (*Cooperative Marine Turtle Tagging Program*) del NMFS y determinaron que la tasa de crecimiento principal de la tortuga lora marcada en el Golfo de México (7.5 ± 6.2 cms / año) era significativamente mayor que la de las tortugas marcadas en el Atlántico (5.5 ± 6.2 cm / año). Fontaine *et al.*, (1989a) compararon las tasas de crecimiento de las tortugas del programa de iniciación y también encontraron altas tasas en tortugas recapturadas en el Golfo. Asimismo, se han calculado tasas de crecimiento relativamente altas para las tortugas lora capturadas en la costa de Texas / Luisiana (7.3 cm / año, Landry *et al.*, 2005) y al suroeste de la Florida (6.5 ± 3.0 cm / año, Witzell y Schmid, 2004) comparadas con las de Nueva York (4.9 ± 3.8 cm / año. Morreale y Standora, 1998). Sin embargo, Schmid y Barichivich (2006) compararon estudios de marcaje en Florida y no detectaron una diferencia significativa cuando compararon las tasas de crecimiento de la tortuga lora de las costas del Golfo (Bahía Deadman – 4.1 ± 2.3 cm / año, Bahía Waccassasa/ Cayos Cedar – 5.4 ± 3.3 cm / año) con las de la costa atlántica de los Estados Unidos (Cabo Cañaveral – 7.6 más o menos 9.2 cm / año). Esta última localidad mostró algunas tasas de crecimiento excepcionalmente altas, que tuvieron como resultado una sobreestimación del crecimiento, así como una variabilidad asociada a la estimación.

La variabilidad estacional y ontogenética en las tasas de crecimiento tiende a confundir las comparaciones geográficas del crecimiento. La tasa de crecimiento más importante de las de tortugas lora recapturadas en la Bahía de Waccassasa/Cayos Cedar dentro de la temporada (7.7 ± 3.6 cm / año) fue significativamente mayor que aquella de las tortugas recapturadas entre temporadas (3.3 ± 1.1 cm / año) (Schmid, 1998). Las tasas de crecimiento anual calculadas con base en recapturas en temporada, podrían estar sobre-estimadas debido a la extrapolación de cortos períodos de tiempo (<180 días) de alto crecimiento a períodos de tiempo más amplios (anuales). Aparentemente, el crecimiento se torna lento durante la migración hacia y desde regímenes termales más favorables. Chaloupka y Zug (1997) propusieron un modelo de crecimiento polifásico para las tortugas lora y las tasas de crecimiento resultantes de estudios de marcaje, están en concordancia con los ciclos de crecimiento en el modelo polifásico. La primera fase de crecimiento coincide con la etapa juvenil oceánica, y el crecimiento se reduce tras el cambio de hábitats a zonas costeras bentónicas, que tiene lugar en la etapa nerítica juvenil. Las tasas de crecimiento de las tortugas lora en aguas de Nueva York aumenta de 2.2 ± 1.6 cm / año para las tortugas con tallas de 20 -30 cm a 4.5 ± cm /año para las tortugas con tallas de 30.40 cm (Morreale y Standora, 1998). En forma similar, se ha observado un crecimiento más lento para las tortugas con tallas de 20.30 cm, que habitan al oeste de Florida (Schmid y Barichivich, 2006). Durante la segunda fase de crecimiento, Chaloupka y Zug (1997) atribuyen la aceleración del crecimiento a 46 cm SCL, a un posible cambio, anterior a la maduración sexual, en el hábitat de desarrollo. El tamaño para este cambio propuesto corresponde con una disminución en la frecuencia de tortugas >40 cm SCL en la Bahía Deadman, que se ha caracterizado como un hábitat de pastos marinos, y a su frecuencia, que aumenta en la Bahía Waccassasa/Cayos Cedar, en donde se ha documentado una preferencia por hábitat bentónico con vida exuberante (Schmid

y Barichivich, 2005, 2006). Además del cambio de hábitat ontogénico, se sugirió que el pico de la fase de crecimiento, puede coincidir con el inicio de la pubertad en las tallas de 40 – 50 cm (Gregory y Schmid, 2001). Sin embargo, Witzell y Schmid (2004) también sugirieron que la tortuga lora mostraba preferencia por los hábitats bentónicos vivos en la Bahía Gulliven/Islas Ten Thousand, y que la principal tasa de crecimiento para esas tortugas < 40 cm (8.0 ± 3.0 cm / año era significativamente mayor que en tortugas > 40 cm (5.6 ± 2.6 cm/ año). No se observó diferencia temporal en las tasas de crecimiento en este último estudio, y las altas tasas de crecimiento se pueden atribuir a una temporada de maduración más larga en el suroeste de la Florida, y posiblemente un poco a la migración de invierno.

Una variedad de estudios, incluidos aquellos de tortugas en cautiverio, tortugas recapturadas de edad conocida, datos de marcaje en recapturadas, y esqueletocronología, han estimado una tasa general de edad promedio para la etapa de madurez en la tortuga lora. Las estimaciones de maduración para las tortugas lora silvestres han estado entre 10 y 16 años (Chaloupka y Zug, 1997; Schmid y Witzell, 1997; Zug *et al.*,. 1997; Achmid y Woodhead, 2000). Márquez (1972) calculó la edad de madurez basado en el crecimiento en cautiverio, en la información por marcaje en tortugas recapturadas, y en un tamaño mínimo al anidar, en 5-7 años. Snover *et al*., (2007) estimaron la madurez sexual entre 9.9 a 16.7 años, basándose en esqueletocronología. Estas estimaciones son consistentes con la edad de tortugas iniciadas que se registraron durante la anidación, con tallas de 58.1-65.8 cm SCL cuando se detectaron por primera vez en anidación, a los 10-20 años de edad (Shaver, 2005 a; D. Shaver, PAIS, comunicación personal 2008; Shaver y Wibbels, 2007). No es común que la mayoría de los adultos crezcan mucho después de la etapa de madurez. Tras poner en discusión la información que se tiene, el Equipo determinó que el mejor punto con que se cuenta para estimar la edad de la maduración es de 12 años, basados principalmente en la esqueletocronología.

F.2. Reproducción

Las hembras ponen un promedio de 2.5 de nidadas (un rango de 1.8 – 3.075; ver TEWG 2000) dentro de una temporada (TEWG 1998) y el intervalo de interanidación generalmente varía de 14 a 28 días (Miller, 1997; Donna Shaver, PAIS, comunicación personal 2007). El Equipo eligió 2.5 nidadas por hembra, por temporada, como representativas de las múltiples estimaciones. El principal intervalo, para la remigración de las hembras adultas es de 2 años, aunque no son poco comunes los intervalos de 1 a 3 años (Márquez *et al.*,. 1982, TEWG 1998, 2000). Los machos no pueden ser reproductivamente activos sobre una base anual (Wibbels *et al.*, 1991). El promedio anual de huevos por nido para 1966-1992 fue de 100 (Márquez, 1994) y de 97 huevos por nido durante 1993-2003 (María del Carmen Jiménez, datos sin publicar, con base en el Instituto Nacional de Pesca, México, reportes anuales 1966-1998 e informes anuales GPZ 1992-2005).

El sexo es determinado por la temperatura durante la incubación de los huevos (Mrosovsky, 1994; Wibbels, 2003). Se predijo de antemano que la proporción de sexos de los huevos de tortuga lora que fueron reubicados en corrales desde 1998 hasta 2000, contaría con un fuerte sesgo femenino, posiblemente del 80-90% o aún mayor (Geis *et al.*, 2005). Se hizo un análisis en los nidos de corral de los años 1998-2006, el cual presenta un estimado de 76% de hembras (T. Wibbels, Universidad de Alabama en Birmingham (UAB), datos no publicados, citados en NMFS y FWS, 2007). Aunque los individuos en etapa juvenil exhibieron el mismo sesgo femenino, éste es significativamente menor que los promedios de sexo que se encontraron en las crías (Gregory y Schmid 2001; Witzell *et al.*, 2005; Coyne y Landry, 2007). Ver Wibbels (2003, 2007) para una revisión de la determinación de sexos en la población de tortugas marinas.

F.3. Tasas de sobrevivencia

Con excepción de la sobrevivencia de huevos a crías, las tasas de sobrevivencia para las diferentes etapas de la vida se han generado como valores ajustados dentro de modelos demográficos y no mediante una estimación directa. A menudo se utilizan análisis de curvas de captura (*catch curve analysis*) para realizar estos modelos. Para preparar una curva de captura es necesario estimar las edades de los individuos, y las curvas de crecimiento, al igual que en las curvas de von Bertalanffy, las cuales estiman la edad a partir del tamaño. Esto nos puede llevar a errores, ya que se desconoce la verdadera relación entre tamaño y edad en las tortugas marinas, y es muy probable que exista una gran variabilidad entre edad y tamaño.

Recientes estimaciones respecto a la supervivencia de los huevos y el surgimiento de crías, en Rancho Nuevo 1992-2003, refieren ser de 0.678 (C. Jiménez, datos no publicados, basados en los informes anuales GPZ 1992-2005). Debido a que todos los animales de los corrales se liberan directamente en el agua, la supervivencia en el agua es del 100%. En contraste, la sobrevivencia de las crías que emergieron de nidos *in situ* es menor. Una arribada durante la temporada de anidación de 2007 resultó en un número mayor de nidos que permanecieron *in situ.* Se monitorearon más de 3,000 nidos *in situ* para tener una eclosión exitosa, que se calculó en 80.1% (J. Peña, GPZ, comunicación personal 2007). De los nidos monitoreados *in situ,* se monitorearon las crías de 163 nidos y se determinó que el 66.4% de las crías lograron alcanzar el agua (T. Wibbels, UAB, datos no publicados, comunicación personal 2007).

Las tasas de sobrevivencia para todas las etapas de vida, exceptuando la de huevos a crías, resultan difíciles de estimar, debido al amplio rango de distribución y a los hábitos de migración de las especies. Previos modelos demográficos de la tortuga lora han utilizado una gran variedad de estimaciones de las tasas de sobrevivencia, basados en las tasas de la teoría de historia de vida (los individuos más grandes de una especie deben experimentar tasas de supervivencia natural más altas que los más pequeños) de tortugas caguama de tallas similares, análisis de curvas de captura a partir de distribuciones de edades predichas con base en datos de varamientos y en técnicas de ajuste a modelos (TEWG 2000, Heppell *et al.*,2007).

Se utilizó el análisis de la curva de captura para estimar la sobrevivencia de edades entre 2-5 años, que se explica al detalle en TEWG 2000 y en Heppell *et al.,* (2005). Para las crías pequeñas e inmaduras de tortugas lora en el ambiente nerítico (2.5 años = a las pequeñas inmaduras bentónicas de Heppell *et al.,* 2005), se estimó una tasa de mortalidad inmediata (Z) utilizando el análisis de la curva de captura de tortugas varadas, como la pendiente de una línea trazada utilizando el logaritmo transformado de la estimación de la abundancia de tortugas en cada clase de edad. Varias pendientes de la curva de captura convergen cerca de Z =0.5, lo que se traduce en una Tasa de supervivencia anual (S) de 0.61. Con tortugas más grandes, la capacidad para estimar la pendiente de la función de mortalidad se deteriora, posiblemente porque las tortugas más grandes experimentan tasas de crecimiento con mayor variación o diferente probabilidad de captura.

Heppell *et al.,* (2005) dedujeron las tasas anuales de supervivencia para el resto de las etapas de vida (pelágica inmadura, grandes neríticos juveniles y adultos) con base en un modelo de edades ajustado con el número de nidos observados de 1978-2003, en Rancho Nuevo, Tepehuajes, y Playa Dos, México. El modelo incluía un parámetro que afectó las tasas de sobrevivencia de las tortugas neríticas (juveniles y adultos) después de 1990, para permitir un ajuste que coincidiera

con el aumento de nidos. Las tasas de mortalidad inmediata se estimaron al ajustar el modelo para el cálculo de los mínimos cuadrados de los nidos esperados *versus* los nidos observados. La estimación del parámetro mejor ajustado para la tasa de sobrevivencia anual fue de 0.31 para las pelágicas inmaduras y de 0.91 para las inmaduras bentónicas grandes y adultas (Heppell *et al.*, 2005). Estas estimaciones se basaron en el incremento observado de los nidos, asumiendo que la edad de la madurez (edad en la primera anidación) es de 10 años, y utilizando la tasa de mortalidad inmediata de pequeñas bentónicas (Z) de 0.05 y el multiplicador calculado de la mortalidad, para los años posteriores a 1990.

F.4. Parametrización del modelo de población, análisis y proyección

El modelo determinista por estructura de edad realizado por Heppell *et al.*, (2005) fue actualizado con nueva información contenida en el informe quinquenal del estado de la tortuga lora (*Kemp's Ridley Five-Year Status Review, NMFS y FWS, 2007*) y el presente Plan. Los parámetros actualizados, las tasas ajustadas de sobrevivencia, y los multiplicadores mejor ajustados para la reducción de mortalidad, que resultaron de la implementación de dispositivos de exclusión TEDs, se exhiben en la Tabla 1. Se asume que las hembras maduran a la edad de 12 años, pero sólo la mitad de hembras se reproduce cada año (en intervalos de remigraciones de dos años); siguiendo el modelo original (TEWG 2000), esta frecuencia reproductiva se aplica a las de 12 años y a hembras de mayor edad, y por lo tanto, el promedio de edad de madurez se eleva ligeramente. Cabe destacar que la única alza en la tasa de sobrevivencia para edades 2-5, se refiere al valor original calculado en la curva de captura que se describe arriba. El modelo se ajustó utilizando el cálculo de mínimos cuadrados para el número de nidos entre 1978-2009, y se usó el número conocido de crías liberadas en Rancho Nuevo, Tepehuajes (Campo Norte) y Barra del Tordo (Campo Sur) de 1966-2009. La distribución inicial de las edades asume una población sólo de adultos y 6000 nidos en 1966 (Heppell *et al.*, 2005).

Cuando se aplicó un único multiplicador posterior a 1990, a las tasas de mortalidad determinadas para las tortugas neríticas, el modelo ajustado al número de nidos desde 1978 resultó en general pobre, con un claro patrón de residuales sesgados, sin tomar en cuenta en qué año se aplicó el multiplicador (1985-2000). Un examen más profundo sobre el número de nidos en el tiempo y de los residuos del ajuste del modelo, sugieren claramente una aceleración en la tasa de incremento del número de nidos en la segunda mitad de 1990. Esta aceleración no podría ser tomada en cuenta en este modelo con el sólo aumento del número de crías. El mejor modelo de ajuste, basado en residuales y en la suma de errores cuadrados para 1978-2009, tuvo dos diferentes multiplicadores que disminuyeron las tasas de mortalidad inmediata en 1988 y 1997. Al agregar una segunda y más importante reducción en las tasas de mortalidad, se mejoró la suma de cuadrados del modelo en un 60% y se redujo el sesgo en los residuales (Figura 5).

Para proyectar el modelo a futuro, se requirieron parámetros adicionales para relacionar las hembras y nidos esperados con la producción de crías esperadas. La capacidad de corral máxima se calculó en 14,500 nidos y la supervivencia de nidos *in situ* se consideró de manera conservadora en 50% (nótese que ésta es más baja que la reciente producción de crías *in situ*, para considerar los nidos que no son detectados o que no son examinados antes de que sean depredados, o que se pierdan de alguna otra forma). La proporción de sexos de las crías en los corrales y en los nidos *in situ* produjeron crías como las registradas en años recientes por Wibbels and Geis (2003).

Para calcular valores reproductivos y equivalencias para adultos de la población actual, que se incrementa con rapidez, se produjo un modelo de matriz utilizando las tasas de sobrevivencia predichas por el ajuste del modelo y la proporción de nidos en corral: *in situ* de 1:2 (en una población creciente, el número calculado de nidos en corral se hace menor así como también una proporción menor de nidos totales en el tiempo, 50% en corrales es un cálculo conservador para una población que alcanza los niveles requeridos para ser reclasificada en la lista de especies amenazadas, pero ese porcentaje bajaría si la población continuara incrementándose rápidamente). Los valores reproductivos resultantes se utilizaron en los análisis de amenazas (ver Apéndice 1, el cual también cubre supuestos y limitaciones respecto al modelo actualizado).

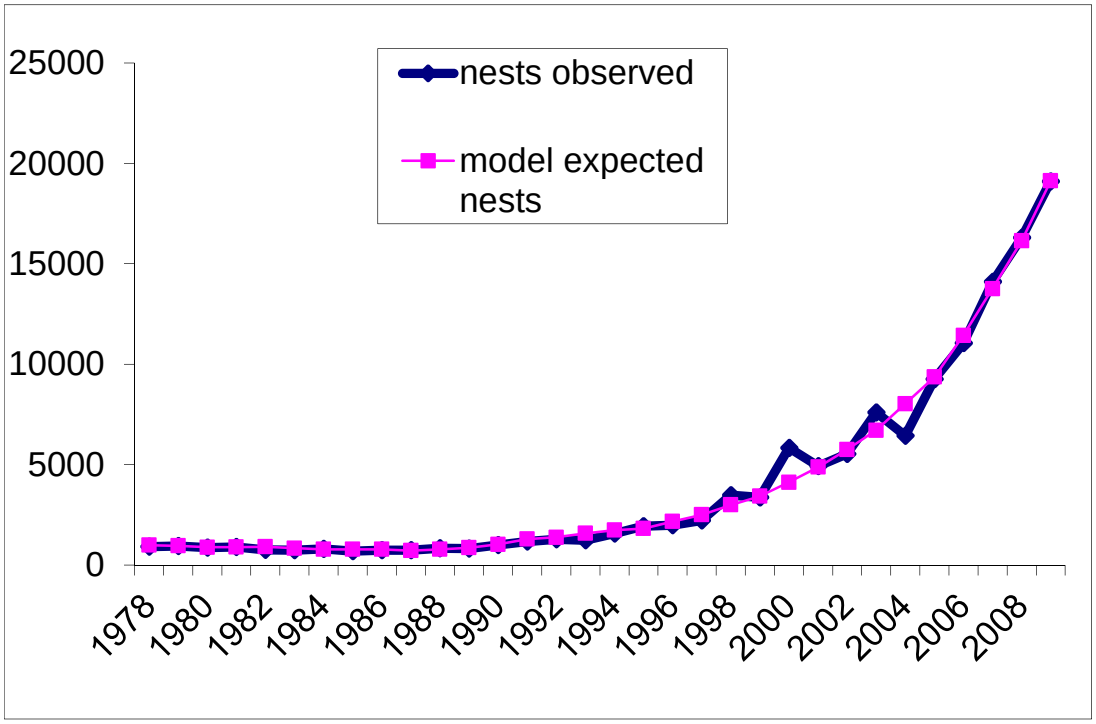
El Equipo también utilizó el modelo poblacional actual para calcular el número de crías que se necesita para sustentar el tamaño de la población adulta, que se identifican en los criterios para la reclasificación de la especie (ver Sección II). Las estimaciones se basan en la producción de crías requeridas para una población estable, si es que la población continúa experimentando las altas tasas de sobrevivencia que se predicen en el modelo de ajuste, y si es estable respecto a la distribución de edad. Se asume que la dependencia de la densidad sólo afecta a la fertilidad, por lo que este valor es la producción de crías estimada (0 años de edad) para una población estable, suponiendo que no existen cambios en la edad de madurez, sobrevivencia de cría a adultez o sobrevivencia anual en la edad adulta.

Tabla 1. Parámetros de entrada para el modelo actualizado basado en edades, de Heppell *et al*. (2005) ajustado para el incremento observado de nidos.

Parámetros actualizados para el ajuste del modelo	**Valores**
Edad de madurez	12.00
Intervalo de remigración promedio	2.00
Número promedio de nidos por hembra por temporada de anidación	2.50
Número promedio de huevos por nido	97.00
Sobrevivencia de la etapa de huevo a cría en corral	0.678
Proporción de sexos en crías liberadas (proporción de hembras)	0.760

Las tasas de sobrevivencia siguientes se obtuvieron al minimizar la suma de errores cuadrados para el número de nidos de 1978-2009 y multiplicando las tasas de mortalidad inmediata de juveniles pequeños y grandes y adultos por 0.67 para los años 1988-1996 y 0.41 para los años 1997-2009.

	Pre-1988	**1988-1996**	**Post-1996**
Tasa de sobrevivencia de crías y etapa pelágica	0.318	0.318	0.318
Tasa de sobrevivencia de juveniles pequeños, edad 2-5 años (nota: este fue un parámetro de entrada y fue estimado a través de la curva de captura original)	0.607	0.713	0.815
Tasa de sobrevivencia de juveniles grandes, edad 6-11 años	0.850	0.896	0.935
Tasa de sobrevivencia de adultos, edad 12+ años	0.850	0.896	0.935
Parámetros adicionales para las proyecciones del modelo			
Proporción de sexos de las crías en nidos *in situ* (proporción de hembras)	0.64		
Sobrevivencia de la etapa de huevo a cría en nidos *in situ* (asumiendo que es cero antes de 2004) – proyectado para 2010 en adelante	0.5		
Número máximo de nidos en corral	14,500		



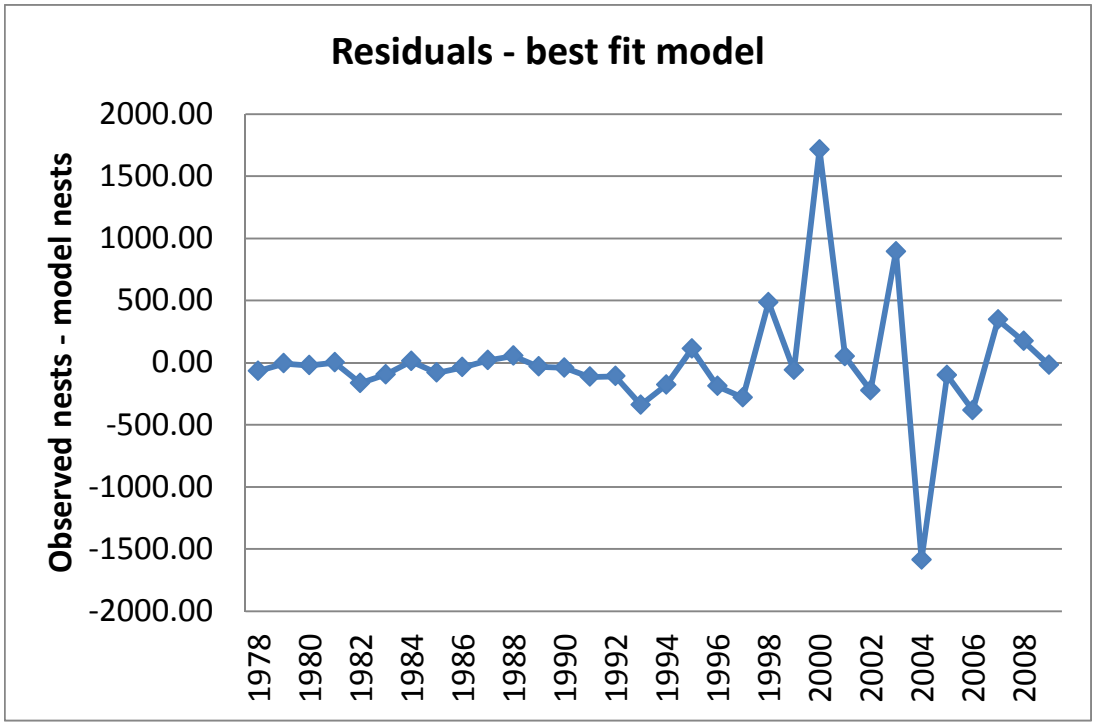


Figura 5. Modelo de ajuste para los nidos observados y residuales del modelo actualizado de la estructura de edad, utilizado para la proyección poblacional. El modelo tiene tasas de sobrevivencia determinísticas pero utiliza el número conocido de crías liberadas en Rancho Nuevo, Tepehuajes y Barra del Tordo. El conteo de nidos también se basa sólo en estas tres localidades, según TEWG (2000). A) modelo y nidos observados, 1978-2009. B) residuales.

G. LOGROS EN LA CONSERVACIÓN

G.1. Mecanismos actuales de regulación

G.1.1. México

En México, los esfuerzos para proteger la anidación de la tortuga lora y de sus playas de anidación han estado activos desde el año de 1960 (Márquez, 1994). Se promulgaron ordenamientos legales que prohibían la captura de ciertas especies de tortugas marinas en temporadas de mayo a agosto, en el Golfo de México, en 1973 (DOF, 1973); y de todas las especies de tortugas marinas presentes a lo largo del Pacífico y del Golfo de México durante todo el año, en 1978 (Márquez *et al.,* 1989). En 1990, la captura de toda especie de tortuga marina se prohibió por decreto presidencial (DOF, 1990). También en 1990, la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (SEDUE) y la Secretaría de Pesca (SEPESCA) publicaron el "Programa Nacional de Protección y Conservación de Tortugas Marinas (Propuesta)". Este documento fue el origen del Programa Nacional de Protección, Conservación, Investigación y Manejo de Tortugas Marinas, que fuera implementado en el año 2000, y en el que se propusieron estrategias y acciones para la protección, conservación, y recuperación de las poblaciones de tortugas marinas que anidan en México. Rancho Nuevo fue declarado Reserva Natural en 1977 (DOF, 1977) y se añadieron otras medidas de protección en 1986 (DOF 1986, Márquez *et al.,* 1989). Rancho Nuevo fue declarado Santuario en 2002 (DOF, 2002 b). En 2004, se le incluyó en la lista de Humedales de Importancia Internacional (*Wetlands of International Importance*) bajo la Convención sobre Humedales (RAMSAR), firmada en Ramsar, Irán, en 1971.

En 1993, México dictaminó como obligatorio el uso de TEDs en el Golfo de México y en el Caribe, a través de su publicación en las Normas Oficiales Mexicanas NOM-002-PESC-1993 (DOF, 1993). En 1997, la NOM se modificó al requerir el uso de TEDs rígidas a lo largo de zonas costeras del Pacífico, el Golfo de México, y el Caribe (DOF, 1997). Las TEDs rígidas o duras son similares a las utilizadas en los Estados Unidos, que consisten de una reja metálica instalada al frente y una escotilla de escape, ya sea arriba o debajo de la red. Existe un número de factores responsables del aumento en las tasas de supervivencia a partir de 1990 (protección de nidos, TEDs, disminución de la pesca camaronera), que han contribuido al incremento en reproducción documentada en playas de anidación (TEWG 1998, Heppell *et al.,* 2005).

G.1.2. Estados Unidos

La tortuga lora ha estado protegida bajo las leyes norteamericanas desde que se incluyó en la lista de especies amenazadas, el 2 de diciembre de 1970. El ESA prohíbe "la captura" de especies incluidas en la lista bajo su autoridad. Tomar o capturar se define como "acosar, dañar (a las especies o a su hábitat), perseguir, cazar, disparar, herir, matar, entrampar, capturar, o recolectar, o el intento de realizar cualesquiera de esas conductas." Pueden concederse excepciones a tales prohibiciones, bajo la ESA, para investigación, experimentación sobre población, y captura incidental y para otras actividades legales similares, siempre y cuando la captura no ponga en peligro la existencia continua de las especies, o que modifique en forma adversa el hábitat crítico de dichas especies. El ESA también insta a realizar planes de recuperación, tal como el que aquí se presenta, para ayudar a guiar la recuperación de las especies. La protección del comercio internacional es regulada por la CITES, bajo la cual la tortuga lora se encuentra enlistada en el Apéndice 1.

G.2. Protección en playas

G.2.1. México

En 1966, México envió un equipo de biólogos que incluía a Humberto Chávez, Martín Contreras, y, en 1967, a René Márquez, a Rancho Nuevo, Tamaulipas, para realizar inspecciones de la población de la tortuga lora en Rancho Nuevo, Tamaulipas, y para establecer un esfuerzo relacionado con la conservación de esta especie en decadencia (Chávez *et al.*, 1967). El objetivo de este esfuerzo en México fue proteger a las hembras anidadoras, a sus huevos y a sus crías, en contra de los depredadores humanos y animales, para así eliminar la mortalidad originada en tierra y excluirla de su ciclo de vida.

De 1966 a 1987, el programa de conservación se enfocó en el área de Rancho Nuevo, con el campamento localizado, primero, en Barra Calabazas, y luego en Barra Coma, en donde aún existe. En 1977, el Servicio de Pesca y Vida Silvestre (FWS), el Servicio Nacional de Parques (NPS), (NMFS), y el Departamento de Parques y Vida Silvestre del Estado de Texas (TPWD) de los EE.UU., se unieron a los esfuerzos de conservación con el Instituto Nacional de Pesca (INP) en Rancho Nuevo (Manzella *et al.*, 1988, Woody, 1989). En 1988, el Programa (actualmente binacional), se expandió hacia el sur de Barra del Tordo con un campamento en Playa Dos. En 1989, un tercer campamento se estableció al norte de Barra Ostionales, en el rancho Los Pericos. Por razones logísticas, la locación del campamento se movió 10 km al norte de su ubicación original, cerca del pueblo de Tepehuajes, en 1996. También en 1996, en coordinación con SEMARNAP y con el Gobierno Estatal de Tamaulipas, se estableció un campamento en La Pesca. Bajo la supervisión de la SEMARNAP, el zoológico Gladys Porter (GPZ), la Asociación Portuaria Industrial de Altamira (API) y la Universidad del Noreste (México) expandieron el proyecto para incluir las playas de Tampico y de Altamira. En Veracruz, el campamento El Raudal se instaló en 1994, pero más tarde se trasfirió a Lechuguillas, municipio de Vega de Alatorre. En 1997, este campamento se incorporó al programa binacional.

En la temporada del 2002, dos corrales auxiliares se construyeron en la playa de Rancho Nuevo. Uno se localizó al norte, en Barra Carrizo, y el otro se construyó al sur. Los corrales se instalaron para proteger a los nidos de la depredación, para disminuir la distancia del traslado de huevos, y para proveer espacio adicional al corral principal en Rancho Nuevo.

Las actividades generales de monitoreo y de protección, consisten en patrullaje de playa, realizada por un equipo que busca hembras anidadoras y que protege a nidos observados. Cuando en un viaje se contabilizan varias hembras, el equipo de monitoreo alerta a los campamentos sobre un posible evento de arribada. Durante las arribadas, varios equipos patrullan la playa en vehículos todo-terreno, recolectando información biológica de las hembras y reubicando nidos en corrales protegidos. Los nidos son recolectados y transportados a los corrales tan pronto como es posible, con las precauciones necesarias para evitar una mortalidad temprana debida al manejo. Cada nido se vuelve a enterrar en una cavidad de tamaño y profundidad similar, como las del nido *in situ*, y se marca para su monitoreo a través de todo el periodo de incubación. Después de que emergen las crías de sus nidos, se cuentan, se recogen, y se liberan en grupos grandes, en diversos lugares de la playa. El contenido del nido se excava después de que las crías son liberadas, con el objeto de determinar el éxito de la eclosión.

G.2.2.Estados Unidos

Durante los últimos 50 años, han sido localizados más nidos de tortuga lora confirmados en PAIS, al sur de Texas que en ninguna otra localidad de los EE.UU. (Shaver y Caillouet, 1998; Shaver, 2005 a). El primer registro documentado respecto a la anidación de la tortuga lora, en las costas texanas, se realizó en 1948 (Carr, 1967), en la localidad que después fue designada como PAIS. PAIS se considera como una colonia secundaria de anidación (Shaver, 1998 a; Shaver, 1999a). También se han descubierto nidos en otras partes al sureste de los Estados Unidos, junto con reportes de monitoreos del público y durante los monitoreos llevados a cabo durante la actividad de anidación de la tortuga caguama (Anónimo, 1992; Márquez *et al.,* 1966; Johnson *et al.,* 1999; Foote y Mueller, 2002; Williams *et al.,* 2006).

Desde 1986, el personal de la NPS y grupos voluntarios han llevado a cabo patrullajes en la Isla del Padre Norte, para detectar nidos protegidos de tortugas lora y de sus huevos, con resultados determinantes para el experimento de impronta y programas de iniciación (ver G.4.2. Impronta y Programas de iniciación), y para reunir información biológica (Shaver, 1990, 2005 a). Se llevaron a cabo patrullajes a lo largo de los 128 km de playa de la Isla del Padre Norte, correspondiente a la costa del Golfo de México, incluyendo 104 km de PAIS y 24 km al norte del límite norte de PAIS. Los esfuerzos de patrullaje se incrementaron en el tiempo (Shaver, 2004, 2005a). De 1986-1994, el área de patrullaje completa, de la Isla del Padre Norte, fue cubierta durante 2-5 días, de cada semana. De 1995-1997, toda el área se cubrió 7 días a la semana, y al iniciar 1998, la totalidad de la zona fue recorrida repetidamente, todos los días, con el objetivo de incrementar la posibilidad de observar hembras anidadoras y de localizar sus huevos.

De 1986-1998, la Isla del Padre Norte fue el único sitio en la costa de Texas específicamente patrullada para detectar nidos de tortuga marina. A principios del año 1999, diferentes entidades en otros lugares de Texas desarrollaron programas sistemáticos de patrullaje. El personal del NPS en PAIS apoyó con el desarrollo de muchos de estos proyectos de patrullaje de nidos proveyendo entrenamiento, asistencia técnica, y algo de equipo. A principios del año 1999, el FWS, Sea Turtle, Inc., y GPZ (durante algunos años), encabezaron un programa de repetidos patrullajes diarios por parte del personal de voluntarios, y de internos, en el km. 11 de la playa Boca Chica y, al inicio del año 2000, en los 51 km más al norte de la Isla del Padre Sur. Se llevaron a cabo patrullajes adicionales a pie en la zona desarrollada en South Padre Island, a inicios de 2006. El personal del FWS y naturalistas voluntarios con estudios de Maestría, iniciaron patrullajes a lo largo de 45 km de la Isla Matagorda, en 2003, y más tarde expandieron este programa para incluir más días por semana, realizar repetidos patrullajes diarios, y abarcar por completo la temporada de anidación. El personal y los voluntarios con el *Animal Rehabilitation Keep* (ARK) y el Instituto de Ciencias Marinas de la Universidad de Texas en Port Aransas, llevaron a cabo varios patrullajes de anidación en 30 km de la Isla de Mustang, durante la temporada de anidación de 2004. El programa se reinstituyó y se expandió para abarcar por lo menos un patrullaje diario, durante la mayor parte de los días de la temporada de anidación en 2006, y todos los días de la temporada de anidación a principios de 2007. La Isla San José ha sido patrullada cada ocho días desde mediados de 1990. En 2005, voluntarios de ayuda a animales en peligro (HEART) y del Proyecto de Recuperación de la Tortuga Marina (*Sea Turtle Restoration Project*) realizaron patrullajes intermitentemente durante la temporada de anidación en varios segmentos de los 230 km de costa entre Paso Sabine y la Península Matagorda. Este esfuerzo continuado, si bien iniciado en 2006 por el FWS, llevó a la implementación de patrullajes intermitentes por parte del personal y voluntarios, en el extremo

norte de la Península Matagorda. La Universidad de Texas A&M en Galveston (TAMU), llevó a cabo patrullajes en la isla de Galveston a partir de 2007, y en la Península de Bolívar, a inicios de 2008.

Desde mediados de 1980 se han implementado programas educativos, a cargo de diversos grupos en PAIS, los cuales alertan a los usuarios de las playas para que reporten los nidos de la tortuga lora, éstos se han expandido a lo ancho de toda la zona costera (Shaver, 1990, 2004, 2005 a, 2006 b, 2006 c; Shaver y Miller, 1999). Los reportes de los usuarios de la playa han sido investigados, teniéndose la documentación de hasta la mitad de nidos de tortuga lora encontrados en Texas como resultado de estas acciones, cada año, desde mediados del 2000. Sin embargo, de 2006 a 2010, los asistentes a las playas sólo encontraron un 14-21% del número anual de nidos documentados en Texas, tal vez debido a que se realizaron programas de patrullaje más exhaustivos, que abarcaron todo lo ancho del Estado durante este periodo.

De 1978 a 1999, los huevos de los nidos encontrados por patrulleros y por el público en general, a lo largo de todas las costas de Texas, fueron transportados a instalaciones de incubación en PAIS, para su cuidado y protección. Después de 2000, los huevos de la mayoría de los nidos localizados en la Isla del Padre Norte y hacia el norte de la costa texana, se transfirieron a estas instalaciones. Las primeras dos instalaciones de incubación en PAIS consistían en estructuras cerradas por tela de alambre, adjuntas a los edificios. La primera funcionó de 1978 a 1982, la segunda operó de 1983 a 2005, y ambas se utilizaron para atender más de 22,000 huevos en incubación, recibidos de México durante la parte experimental del proyecto de impronta y programas de iniciación de 1978-1988 (ver G.4.2. Impronta y Programas de Iniciación).

Al inicio de 2006, se utilizó un edificio más grande de paredes sólidas. Más información respecto a las instalaciones para la incubación y los procedimientos para el cuidado de huevos, puede encontrarse en Shaver (1989, 1990, 1994, 1997 a, 1997 b, 1998 a, 1999 b, 2000, 2001 a, 2002 a, 2004, 2005 a, 2005 b, 2006 b, 2006 c), y Shaver *et al.* (1988). Casi todas las tortugas que eclosionaron en las instalaciones de incubación fueron liberadas durante la primera fase del atardecer, la noche, o la mañana, en la zona del extremo norte de PAIS, cerca de las instalaciones de incubación, aunque unas pocas también se liberaron en otras partes de la playa. La mayoría de las crías saludables se liberaron, y se les permitió alejarse, excepto las crías de un nido que se encontró en Texas. Sin embargo, las crías del nido en Texas se transfirieron al Laboratorio del NMFS en Galveston, para programas de iniciación, ya que fueron la mayoría de las crías que eclosionaron de huevos que formaron parte del esfuerzo de impronta experimental de 1978-1988. (Ver G.4.2. Impronta y Programas de Iniciación).

Al iniciarse 2008, algunos nidos encontrados al extremo sur de PAIS fueron incubados en un corral localizado en el campamento base de patrullaje de tortugas, cerca del marcador PAIS 64-km. Las crías de estos nidos se liberaron al extremo sur de PAIS (D. Shaver, PAIS, comunicación personal 2009).

En 2000 y 2001, los huevos que se encontraron en la playa Boca Chica y en la Isla del Padre Sur se transfirieron a un corral en la playa Boca Chica. En 2002, los huevos encontrados en la playa Boca Chica se llevaron a un corral en ese punto, y en la Isla del Padre Sur se transfirieron a un corral de ahí. Al inicio de 2003, los huevos de nidos, tanto de la Isla del Padre Sur como de la playa Boca Chica, se incubaron en un corral de la Isla del Padre Sur. Las crías se liberaron en las instalaciones de las que eclosionaron tanto en la playa Boca Chica como en la Isla del Padre Sur.

G.3. Protección marina

G.3.1. México

México ha implementado varias medidas de protección para las tortugas dentro del medio ambiente marino. Se prohibió la navegación y la pesca dentro de los 6.44 km de playa en Rancho Nuevo, a través del decreto de Rancho Nuevo como Reserva Nacional en 1986, y en el decreto de 2002, que la proclama como Santuario. Además, desde 1993, se requiere el uso obligatorio de TEDs, según la ley en vigor para la pesca del camarón, en el Golfo de México y el Caribe.

La Norma Oficial Mexicana NOM 029 (DOF 2006) prohíbe las pesquerías de tiburón con palangre, en una zona de amortiguamiento de 5 km frente a seis playas de Tamaulipas, de marzo hasta junio, y de cinco playas de Veracruz, de marzo a agosto, que coincidan con el periodo de anidación de la tortuga lora. La NOM también ordenó la eliminación de anzuelos de las tortugas capturadas en forma incidental y permitió el uso de palangres en zonas marinas alejadas de la franja costera 18.53 km, empezando desde la línea base desde la cual se mide el Mar Territorial. (DOF 2007).

G.3.2. Estados Unidos

El desarrollo de TEDs se inició a finales de los años setentas, para reducir la captura incidental de tortugas marinas durante la pesca del camarón (Henwood *et al.*, 1992). Las TEDs consisten de un aditamento que impide que la tortuga quede atrapada en la red y le ofrece una salida de escape que le permita huir.

Los TEDs fueron obligatorios primero con base en la ley estatal de Florida, en 1987, para ser utilizados por grandes embarcaciones que operan a lo largo de la costa este de la Florida, entre las latitudes 28° y 29° N. De 1987 a 1990, el uso por temporada, en la pesca del camarón se expandió hasta incluir todas las aguas del océano al sur de la frontera de Carolina del Norte / Virginia, a través de Texas. Al inicio de 1992, los TEDs fueron obligatorios en la pesca veraniega de lenguado, operando en aguas desde Carolina del Norte a través del sur de Virginia; al mismo tiempo, las reglas que rigen para la pesca del camarón se expandieron hasta obligar el uso de TEDs, tanto en aguas costeras, como oceánicas, durante toda época del año. El Consejo Nacional de Investigación de los EE.UU. (National Research Council; Magnuson *et al.*, 1990) revisó numerosos estudios e información y determinó que existía importante evidencia de que el arrastre de camarón era la principal causa de mortalidad para la tortuga marina, en el sureste de los Estados Unidos. Se estimó que la pesca de arrastre de camarón causaba el 86% de la mortandad de tortugas juveniles y adultas, causada por el ser humano. El uso consistente y correcto del TED ha reducido la mortalidad resultante de la pesca del camarón, y ha contribuido a que la población de la tortuga lora aumente. También puede ser que la disminución en las actividades relativas a la pesca del camarón, en la parte norte del Golfo de México, desde principios de 1990, haya reducido la mortandad de las tortugas marinas, relacionada con la pesca de arrastre. (Caillouet *et al.*, 2008, Nance *et al., in press*, NMFS, 2007a). Desde 1990, correspondiendo con un uso más amplio del TED en los Estados Unidos, la tasa de mortalidad inmediata entre las tortugas neríticas marinas (todas las especies observadas que interactúan con la pesca del camarón) se ha reducido en un 44%-50% (TEWG, 2000). El rango entre la reducción de mortalidad anual representa, a partir de 1990, el multiplicador de la mortalidad necesario para que sea incluido dentro del modelo para obtener la tasa observada del incremento

de la población de la tortuga lora. Después de los años 90, los modelos basados en edad, indican un aumento en la sobrevivencia de las bentónicas grandes y las adultas (Heppell *et al.*, 2005).

Además del uso de TEDs, se han establecido vedas y restricciones de pesca en áreas para mejorar la pesca del camarón. La legislatura texana impuso una veda para este Estado (*Texas Closure*) a través del Acta de Conservación del Camarón (*Shrimp Conservation Act*) de 1959. La veda se implementó con el fin de retrasar la cosecha del camarón café en el mar territorial de Texas (TTS, por sus siglas en inglés) hasta que este alcanza una mayor talla, de más valor, y para minimizar el desperdicio causado al desechar a los camarones más pequeños, durante la cosecha en el Golfo (Fuls, 2002). El tiempo de veda puede ser cambiado por Texas, pero generalmente se extiende desde mediados de mayo hasta mediados de julio, lo cual coincide con el pico de la temporada de anidación de la tortuga lora. Además, el Plan de Manejo para la Pesquería del Camarón del Consejo de Administración de la Pesca en el Golfo de México (*Gulf of Mexico Fishery Management Council Shrimp Fishery Management Plan*) implementa el cierre de las aguas territoriales frente a Texas para complementar la veda tradicional de Texas (*Texas Closure*). A principios de los años 2000, se adoptaron varias regulaciones, por parte de la Comisión de Parques y Vida Silvestre del Estado de Texas (*Texas Parks and Wildlife Commission)* para reducir la explotación pesquera de las poblaciones de camarón, y se le otorgó una protección adicional a las tortugas marinas, particularmente en las inmediaciones del Golfo (Osoburn *et al*., 2003). El reglamento de conservación de la tortuga lora más significativo en Texas, fue la veda estacional de la pesca de camarón desde Pass Fish de Corpus Christi hasta la frontera Texas-México (177 km lineales), incluyendo todo PAIS desde la playa hasta las 5 millas náuticas mar adentro, desde el 1° de diciembre, hasta la apertura de la temporada de verano del Golfo, la cual comienza el 15 de julio. Históricamente, el 68% de los varamientos de tortugas y menos del 3% del peso total del camarón de Texas desembarcado, se produce en esta área durante este marco de tiempo. Sin embargo, a pesar de las regulaciones respecto al TED y a las reducciones en el esfuerzo pesquero, siguen existiendo correlaciones significativas entre las tasas de tortugas varadas y la intensidad de la pesca camaronera por arrastre, en la parte noroeste del Golfo de México, al menos a través de todo el año de 1993 (Caillouet *et al.*, 1996).

Existen otras regulaciones en los artes de pesca que también pueden proteger a la tortuga lora. Algunos estados, incluyendo Virginia, Maryland, Delaware, New Hampshire y Florida, mantienen áreas de alta mar permanentemente cerradas a la pesca de arrastre.
El Estado de Georgia obliga al uso del TED en todas las aguas Estatales en donde opere la pesca de arrastre. Carolina del Sur utiliza como parámetro de referencia la temperatura del agua para garantizar que la pesca de caracol con redes de arrastre, se lleve a solamente acabo cuando las tortugas marinas son menos abundantes. Muchos estados (Carolina del Sur, Georgia, Florida, Luisiana, y Texas) ya han prohibido las redes agalleras, pero la pesquería permanece activa en otros estados y en aguas federales. Algunos reglamentos han sido implementados para proteger a las tortugas marinas, incluyendo a la tortuga lora. Desde 2001, las restricciones en contra de redes agalleras se han incrementado en la Sonda de Pamlico, en Carolina del Norte, y en aguas lejanas de la costa de la zona económica exclusiva (EEZ, por sus siglas en inglés), para reducir las interacciones con tortugas marinas. En 2002, el NMFS prohibió en ciertas áreas de la bahía Chesapeake, Virginia y en ciertas temporadas el uso de almadrabas con guías que tengan tamaño de malla igual o superior a 30.5 cm y guías con largueros.

La Ley de Contaminación Marina se promulgó durante la convención internacional para la prevención de la contaminación proveniente de barcos, y bajo reglamentaciones subsecuentes, dictadas por la Guardia Costera de los EE.UU. (USCG), con el objeto de restringir la descarga de

plásticos y de establecer normas para evitar el vertimiento de desechos sólidos dentro del medio ambiente marino (Shaver y Plotkin, 1998). Una gran porción de los desechos que son arrojados a la costa en playas de anidación, y que se encuentran flotando en el hábitat de pelágicos neonatos / juveniles, es basura arrojada desde los barcos y desde plataformas petroleras. Más del 90% de la basura se compone de material inorgánico, en su mayoría plásticos (Sarti *et al*., 1996). Las regulaciones prohíben la eliminación de todo plástico, papel, harapos, vidrio, metal, botellas, vajilla, y desechos similares provenientes de barcos y de plataformas marinas.
Las actividades de exploración de petróleo y gas requieren medidas para mitigar y minimizar los impactos en las playas de anidación de las tortugas lora, así como en su medio ambiente marino. Diversas entidades federales, estatales, y locales, han desarrollado planes de contingencia por derrames que se actualizan anualmente. Estas entidades formaron equipos de respuesta a emergencias para reducir los impactos potenciales de tales derrames. La exploración petrolera y de gas tiene lugar en PAIS. El NPS regula de manera estricta estas actividades a través del uso de regulaciones del NPS en evaluaciones ambientales de aguas profundas, bajo el Acta de Política Ambiental Nacional, consultas con agencias de recursos y con una cercana coordinación con los propietarios del mineral y desarrolladores. El NPS y el FWS trabajan para asegurar que las condiciones bajo las que se otorgan los permisos de perforación constituyan una protección garantizada para no poner en riesgo los recursos de la zona, especialmente en lo referente a la tortuga lora. Se han desarrollado medidas para proteger a las tortugas lora, y los planes que permiten perforaciones de nuevos pozos se tienen que someter a estas estrictas normas. Se realizan patrullajes en PAIS para localizar y retirar los huevos hacia áreas de incubación protegida, por lo tanto así se limita la amenaza de las actividades petroleras y de gas, así como de otras amenazas naturales, en contra de los huevos y sus crías. Los patrullajes en playas también se dedican a la localización y protección de los nidos y de tortugas varadas vivas, aunque algunos visitantes a la playa a veces lo hacen antes de la llegada de los patrulleros. El desarrollo petrolero y gasero y la exploración en otras áreas de las costas texanas, en playas de anidación documentadas para la tortuga lora, se encuentran reguladas por leyes diversas, tanto locales, estatales como federales.

G.4. Esfuerzos en investigación

G.4.1. Desplazamientos y utilización del hábitat

Se ha obtenido información detallada acerca de las migraciones de las tortugas marinas, patrones de buceo y utilización del hábitat, con la ayuda de telemetría satelital, telemetría radial y sónica, marca con transmisor pasivo integrado (Marca PIT), marcas de aleta, y estudios de capturas dentro del agua. Las hembras anidadoras marcadas en Rancho Nuevo mostraron una migración postanidatoria hacia el norte y hacia el sur, fuera de las aguas costeras en los estados norteamericanos y mexicanos (Chávez, 1969; Pritchard y Márquez, 1973; Márquez, 1990, 1994). Los estudios de telemetría satelital han indicado que las hembras adultas de la tortuga lora habitan las zonas cercanas a la costa, en aguas poco profundas y que son capaces de nadar largas distancias durante las migraciones (Byles, 1989; Mysing y Vanselous 1989; Byles y Plotkin, 1994, Renaud *et al.*, 1996; Shaver, 2001 b; Shaver y Rubio, 2008). Los machos adultos de la tortuga lora pueden sentar su residencia cerca de las playas de anidación (Shaver *et al.*, 2005 b, 2007). Las tortugas juveniles llevan a cabo migraciones estacionales a áreas de alimentación importantes en el Golfo de México y en la costa norte del Atlántico de EE.UU. hacia Nueva Inglaterra (Keinath *et al.*, 1987, 1994; Byles, 1988; Gitschlag, 1996; Morreale y Standora 1998; Mansfield y Musick, 2005; Schmid y Witzell 2006 ver sección E.4.2 Atlántico). La tortuga lora presenta patrones consistentes, con migraciones costeras estacionales y desplazamientos de hasta

202 km (Gitschlag, 1996), y sus movimientos están significativamente correlacionados con la dirección del flujo de las mareas (Schmid *et al*. 2002).

Shaver *et al.* (2005 b) utilizaron la telemetría satelital para medir los desplazamientos de once adultos machos de la tortuga de la lora cerca de Rancho Nuevo y postularon que podría tratarse de residentes permanentes de las aguas costeras de la playa de anidación. En un estudio subsiguiente, utilizando telemetría satelital, entre los años 2003 y 2005, se monitorearon los desplazamientos de catorce machos adultos de las tortugas lora capturadas por pescadores locales, cerca de Rancho Nuevo, fuera de la temporada de anidación (Shaver, 2006a). Trece de las catorce tortugas adultas, macho, permanecieron dentro de las aguas de Tamaulipas. La otra tortuga viajó hacia el sur, fuera de la costa de Veracruz, México, durante el período de observación, pero regresó a aguas costeras de Tamaulipas. Durante ambos estudios, la mayoría de los desplazamientos tuvieron lugar dentro de aguas cercanas a la costa, de una profundidad de 50 m o menos. Con base en estos resultados, una proporción significativa de machos adultos de la población de la tortuga lora pudo haber permanecido en la vecindad de las playas de anidación de Tamaulipas, durante todo el año. Sin embargo, la mayoría de los machos adultos en estos estudios, no fue marcada durante la temporada de anidación, y los machos en edad reproductiva bien pudieron haber emigrado. Sin embargo, una población residente de machos adultos pone en relieve la necesidad de protección del hábitat marino adyacente a las costas de Tamaulipas, durante todo el año. Shaver (2007) también siguió los desplazamientos de un macho adulto de la tortuga lora, que fue localizado varado en la Isla del Padre Norte, en abril de 2006. Esta tortuga pronto viajó a aguas costeras de la parte superior de Texas y costas al oeste de Luisiana, y permaneció ahí todo lo que quedaba del período de trece meses de monitoreo.

Byles (1989) y Mysing y Vanselous (1989) estudiaron los desplazamientos de hembras adultas después de la anidación en Rancho Nuevo, y encontraron que eran principalmente migratorias. Mysing y Vanselous (1989) colocaron transmisores satelitales a dos hembras anidadoras y monitorearon sus desplazamientos. El transmisor de una de ellas se encontró sobre la playa, aproximadamente a 40 km al sur de Tampico, México, catorce días después de su colocación. La segunda tortuga marcada fue liberada el 10 de junio de 1985, y capturada por pescadores de camarón en Freeport, Texas, el 19 de julio de 1985. Byles (1989) equipó con transmisores a 18 hembras, tras desovar, en mayo de 1987, y en abril y en junio de 1988. Se obtuvieron catorce seguimientos de tortugas, en un periodo de 127 días. Se encontró que estas tortugas habitaban aguas poco profundas de 50 m. o menos, y que realizaban desplazamientos cercanos a la costa, viajando distancias variables. La transmisión de la información de tres de estas tortugas cesó antes de que se alejaran de Rancho Nuevo. Cuatro tortugas nadaron hacia el norte desde la playa de anidación. Dos de las tortugas que se dirigieron al norte, se pudieron seguir hasta Corpus Christi, Texas, y una de ellas mostró señales de haber sido puesta a bordo de una embarcación. Las siete restantes emigraron hacia el sur, a Veracruz, Campeche y Yucatán, México. Las dos migraciones que más duraron fueron al extremo norte de la Península de Yucatán, México, la cual cubrió un desplazamiento de más de 1,500 km.

También se ha utilizado la telemetría satelital para obtener información acerca de la preferencia de hábitats y de los patrones de desplazamiento de las hembras de la tortuga lora después de la anidación, en las costas al sur de Texas. Esta información se ha utilizado también para ayudar a localizar a tortugas lora durante anidaciones sucesivas y por lo tanto, para mejorar la documentación referente a la reproducción, estudio, y protección, de las tortugas anidadoras y sus huevos, y a la evaluación del proyecto de impronta y de iniciación (ver abajo, G.4.2 Impronta e Iniciación). Entre los años de 1997 y 2007, se desplegaron cuarenta transmisores para

monitorear los desplazamientos de hembras adultas de tortugas lora tanto iniciadas como silvestres, después de la anidación en las islas del Padre Norte y Mustang, Texas (Shaver, 1998 a, 1999 b, 2000, 2001 a, 2001 b, 2002 a, 2004, 2005 b, 2006 b, 2006 c, 2007; Shaver y Wibbels, 2007; D. Shaver, PAIS, comunicación personal 2008; Shaver y Rubio, 2008), n=9-841 días.

Se monitorearon once tortugas iniciadas y 21 tortugas silvestres. Los 11 individuos iniciados tenían entre 12 y 19 años de edad cuando fueron monitoreados; 10 habían sido liberados casi al año de edad y uno casi a los 3 años de edad (el cual fue categorizado como un súper iniciado, debido al prolongado periodo en cautiverio).

La mayoría de las tortugas monitoreadas, dejaron el sur de Texas y viajaron hacia el norte, en forma paralela a la línea costera, después de haberse completado la temporada de anidación, siendo su última localidad identificada al norte o al este del Golfo de México. Sin embargo, cuatro viajaron brevemente hacia el sur, a aguas lejanas de las costas de México, y después se desplazaron al norte. Tres tortugas permanecieron en aguas del sur de Texas por todo el periodo de monitoreo, aunque dichos periodos, de estas tres tortugas, se catalogaron como los más cortos registrados. Muchas de las ubicaciones identificadas se encontraban en aguas de una profundidad de 35,6 m o menos. Los desplazamientos de las tortugas silvestres y de las iniciadas, y los desplazamientos individuales durante y después de diferentes temporadas de anidación, fueron generalmente similares. A pesar del extenso periodo en cautiverio, la tortuga iniciada anidó en forma normal aunque, desafortunadamente, su seguimiento sólo duró 18 días, impidiendo una comparación detallada con otras tortugas iniciadas y silvestres.

Para las tortugas rastreadas entre 1999 y 2001, aproximadamente el 40% de sus ubicaciones reconocidas en las aguas del Golfo, frente a la costa del sur de Texas, fueron localizadas en aguas con una profundidad de 18.3 m o menos, dentro de una zona de alrededor de 7.4 km de la costa, y aproximadamente el 80% de sus ubicaciones reconocidas en aguas del Golfo, frente a la costa sur de Texas, se localizaron en profundidades de 35.6 m o menos, dentro de una zona de 27.4 km contados desde la costa (Shaver, 2002 b). Los desplazamientos de diez tortugas que anidaron o que llegaron a la parte superior de las costas de Texas, en 2005, 2006, y 2007, fueron monitoreados utilizando telemetría satelital (Landry y Seney, 2006). Siete eran tortugas iniciadas y tres eran silvestres. Las tortugas iniciadas tenían entre 12-18 años de edad cuando se les dio seguimiento. Durante 2005, 2006, y 2007, el rastreo se extendió de 1-24 meses, y al final del periodo de monitoreo, las tortugas se encontraban ya sea en aguas en la costa superior de Texas, en la costa de Luisiana, o iban rumbo hacia la Florida. Como en el caso de las tortugas rastreadas después de anidar en el sur de Texas, la mayoría de las ubicaciones reconocidas estaban a una profundidad de 35.6 m, o menos, y los desplazamientos, tanto de las silvestres como de las iniciadas fueron en general similares (Landry y Seney, 2006; A. Landry y E. Seney, TAMU, comunicación personal 2009).

Se han utilizado marcas sónicas y de radio, y telemetría satelital para el estudio de los hábitos de comportamiento de sumersión. Durante los meses de verano y de otoño, las tortugas lora juveniles (n= 27) ubicadas en aguas de Nueva York, pasaron sumergidas la mayor parte de las horas de luz (Morreale y Standora, 1998). En aguas poco profundas, estas tortugas pasaron la mayor parte de su tiempo alimentándose en el fondo. Sin embargo, conforme se desplazaron hacia aguas más profundas, la profundidad de inmersión registrada se redujo a menos de 25 m, sin importar cuál fuera la profundidad del fondo, sugiriendo que se encontraban transitando y no alimentándose (Morreale y Standora, 1998). La información obtenida relativa a 105 tortugas lora, entre 1988 y 1996, demostró un tiempo de inmersión importante de más de 30 minutos,

durante el invierno, y de menos de 15 minutos en otras estaciones. El porcentaje de tiempo de inmersión osciló entre 69-96%, con un promedio de 92% (Renaud y Williams, 2005) con una cantidad de tiempo de inmersión significativamente mayor durante la noche (Renaud, 1995; Gritschlag, 1996). En Florida, nueve de las tortugas lora monitoreadas con radio y con telemetría sónica mostraron una tasa de desplazamiento de 0.44 ± 0.33 km/h, una permanencia en superficie de 18 segundos (S.D. ± 15s) y tiempos de inmersión importantes, de 8.4 minutos (S.D. ± 6.4 minutos) (Schmid *et al*., 2002). La tasa de desplazamiento tuvo una correlación negativa con las de permanencia en superficie y tiempo de inmersión, y una correlación positiva con el número de salidas a la superficie. Además, las tasas de desplazamiento fueron mayores y los tiempos, tanto en superficie como de inmersión, fueron más cortos durante el día (Schmid *et al*., 2002). Mansfield y Musick (2005) rastrearon a cinco tortugas lora en la Bahía de Chesapeake, Virginia, y encontraron que el principal factor de tiempo en la superficie, durante el día, fue de entre 30-32.9%, en primavera y al principio del verano. Deben continuarse los estudios con rastreo satelital, ya que estos estudios contribuyen considerablemente a la comprensión del uso de hábitats de la tortuga lora y sus necesidades y -por lo tanto- nuestra capacidad para proteger sus hábitats de alimentación y migración.

Los estudios dentro de agua han proporcionado información sobre la utilización del hábitat, factores que influyen en la abundancia y en la distribución, y en las tasas de crecimiento (Ogren, 1989; Landry *et al*., 1995; Morreale y Standora, 1998; Schmid, 1998; Schmid, 2000; Witzell y Schmid, 2004; Witzell, 2007). Ver Sección E – Historia de Vida / Ecología, para información adicional.

G.4.2. Impronta e iniciación

Se utiliza el término “Iniciación” para describir el proceso en donde las tortugas marinas se mantienen en cautiverio durante un período después de su eclosión, con lo que presumiblemente la alta mortandad neonatal puede ser contenida (Caillouet, 2000). Los animales son liberados cuando se considera que han crecido lo suficiente como para superar la amenaza de muchas especies depredadoras. Las tortugas empleadas en el experimento de iniciación para la tortuga lora fueron incubadas en PAIS o en Rancho Nuevo (Shaver y Wibbels, 2007). Un total de 22,057 huevos fueron enviados a PAIS entre 1978 y 1988, en un intento de formar una segunda colonia incubadora, como garantía en contra de la extinción de la especie (Shaver, 2005a); recolectándose los huevos en bolsas de plástico al momento de la puesta -para evitar que tocaran la arena de Rancho Nuevo- y fueron colocados en cajas de espuma de poliestireno con arena de PAIS, antes de ser enviados a tal locación (Manzella *et al*. 1988). La tasa general de nacimientos durante esos once años fue de 77.1%, lo que resultó en 17, 358 crías. Se dejó que las crías se arrastraran por la arena hasta el mar y nadaran entre cinco y diez metros -con el fin de permitir que se iniciara el proceso de “impronta”- para luego ser capturados con redes de acuario. De 1978 a 1988, 15,875 tortugas neonatas fueron “improntadas” y llevadas al laboratorio del Servicio Nacional de Pesca Marina de los EEUU (NMFS, por sus siglas en inglés) con sede en Galveston, para pasar un año en la iniciación, durante el cual, el índice de supervivencia fue del 90% -o mayor- mientras que se cree que la sobrevivencia en libertad es menor al 1% (Fontaine *et al*. 1989a; Heppell *et al.*, 2005). De esta manera, un total de 13, 275 tortugas de un año de edad fueron liberadas en el Golfo de México, siendo la mayoría de ellas “improntadas” experimentalmente en PAIS, y puestas en libertad en las playas de la Isla Mustang y de la Isla del Padre Norte, en Texas, a orillas del Golfo de México, con el objetivo de reforzar cualquier “impronta” en la Isla del Padre Norte. Algunas otras tortugas iniciadas fueron liberadas en las playas de Galveston, Texas, en sistemas de bahías seleccionadas para tal efecto en la costa baja

de este Estado, y en Cayo West y Homasassa, en la Florida. La información recolectada tras su liberación (desplazamientos, crecimiento, dieta y anidación) indicó una buena adaptación de las tortugas al ambiente del Golfo de México (Shaver y Wibbels, 2007).

Adicionalmente 10,198 "tortugas iniciadas", obtenidas de Rancho Nuevo como crías (después de nacer en el corral, arrastrarse por la playa hasta el mar, entrar en la rompiente y ser recuperadas) en 1978, 1979, 1980, 1983 y 1989-2000, fueron liberadas después de 9-33 meses de iniciación (Caillouet, 1995; Caillouet *et al*., 1995b*;* Fontaine y Shaver, 2005*;* Shaver, 2005a*;* B. Higgins, NMFS, comunicación personal, 2006). Las típicas tortugas lora iniciadas tenían entre 7 y 15 meses de edad al momento de su liberación. Las liberadas después de períodos más largos de crianza en cautiverio, se consideraron sobre acondicionadas a la crianza en cautiverio, y por lo tanto se consideraron atípicas. A este tipo de tortugas se les denominó "súper iniciadas", a falta de un término mejor (Caillouet *et al.* 1995b). La sobrevivencia de estas tortugas que, fueron obtenidas directamente desde México, fue también mayor del 90% durante la iniciación.

Las tortugas marinas iniciadas en Galveston fueron marcadas en una o más de las siguientes maneras: (1) con marca *inconel* en la aleta frontal derecha; (2) con marca de alambre magnético con código binario, implantado en la aleta frontal izquierda; (3) mediante una marca hecha con tejido vivo, incrustando un pedazo de plastrón -de tono más claro- en el caparazón, de tono más oscuro; y (4) marca con transmisor pasivo integrado (marca PIT, por sus siglas en inglés), injerto dentro del músculo ventral lateral, en el área axial izquierda (Fontaine *et al*., 1989b; Fontaine *et al*., 1993).

Desde 1996, las anidaciones de tortuga lora documentadas en Texas han sido una combinación de tortugas iniciadas y tortugas del stock silvestre. Las tortugas iniciadas improntadas en la Isla del Padre han sido registradas anidando en el sur de Texas y las tortugas improntadas en México, por todo el estado (D. Shaver, PAIS, comunicación personal, 2010). Sin embargo, desde 2002, las anidaciones de tortugas silvestres han predominado (Shaver 2005a, 2006b, 2006c, 2007, 2008; D. Shaver, PAIS; comunicación personal, 2010). No se han documentado nidos de tortuga lora en la costa de Texas al norte de la Isla de Mustang hasta principios de 2002. Con base en las tortugas anidadoras examinadas de 1986 a 2010, se observa que sus orígenes han variado geográficamente en Texas (D. Shaver, PAIS; comunicación personal, 2010), siendo que en la costa norte del Estado, la mayoría de los nidos eran de tortugas iniciadas improntadas en México, mientras que al sur –en contraste-, el registro histórico para la mayoría de las especies en los EEUU, muestra que casi todos los nidos fueron de tortugas silvestres. La mayoría de los nidos registrados en los EEUU se localizaron en la parte sur de Texas, mientras que el 55% de los nidos documentados de 1989 a 2010 se localizaron en PAIS (D. Shaver, PAIS; comunicación personal, 2010).

Las anidaciones de algunas de las tortugas lora iniciadas, han ayudado a incrementar la cantidad de nidos registrados en Texas desde 1996, y constituyen un signo alentador de que, tanto la impronta experimental, así como los esfuerzos para su iniciación, han logrado cierto éxito. Sin embargo, debido a la dificultad de encontrar las anidaciones de tortuga lora en la costa de Texas, es necesario un mayor número de años para la obtención de datos y así poder ligar más tortugas anidadoras al proyecto (Shaver, 2002b). La evaluación del éxito a largo plazo de estos esfuerzos de recuperación requiere una detección y examinación continua de tortugas lora anidadoras, así como la obtención de varios tipos de datos biológicos. Este proyecto brinda la oportunidad única de evaluar el éxito de la impronta e iniciación experimentales, así como la utilidad de estas técnicas para los esfuerzos de recuperación. Sin embargo, dado el éxito de prácticas de

conservación ya comprobadas, tales como la protección de los nidos en las principales playas de anidación y la obligación del uso de dispositivos de exclusión de tortugas marinas (TED) en las pesquerías de arrastre, es importante que los esfuerzos primeramente se centren -tanto en México como en los EEUU- en tales prácticas ya comprobadas.

El NMFS estableció un Panel de Expertos (Blue Ribbon Pannel) en 1989, para evaluar el programa de iniciación y decidir si continuarlo o no (Wibbels *et al*. 1989), y un panel de expertos posterior –en 1992- para examinar el diseño experimental del programa (Eckert *et al.* 1994). Este panel recomendó que el programa de iniciación se limitara a 2,000 crías al año y señaló los criterios para evaluar el éxito de la iniciación. También recomendó que la iniciación no se expandiera, a menos que se demostrara que realmente representaban una herramienta de conservación eficaz. Finalmente, recomendó que las tortugas iniciadas no debieran de ser retenidas por más de un año antes de su liberación, señalando que el énfasis debía de concentrarse en la protección de las tortugas lora en su hábitat natural. El grupo de trabajo de expertos, establecido en 1992 para revisar el diseño experimental del programa de iniciación, recomendó que el NMFS se enfocara en un programa de marcado y recaptura a gran escala, diseñado para recolectar los parámetros de su historia de vida (por ejemplo, el índice de sobrevivencia de las crías o la tasa de crecimiento), tanto en las tortugas iniciadas como en las silvestres.

G.4.3. Proporción de sexos y éxito de eclosión

Antes de que iniciara el programa binacional para la conformación de una colonia secundaria de anidación en PAIS, fue llevado a cabo un estudio comparativo de las temperaturas de las playas de PAIS y de Rancho Nuevo, en el verano de 1986, resultando bastante similares. En los EEUU, se realizó un estudio con mayor detalle del perfil de temperaturas en el verano de 1986, para examinar las temperaturas a las que podrían incubarse los huevos de la tortuga lora en PAIS, analizando las temperaturas de tres diferentes playas (Shaver *et al*. 1988). Estas temperaturas fueron comparadas con otras tomadas simultáneamente en Rancho Nuevo, y con la temperatura pivote estimada para la tortuga lora (30.2°C, Shaver *et al*. 1988) con el fin de predecir las tendencias estacionales en la proporción de sexos. Con base en estos hallazgos, las nidadas que se encuentran a mediados del primer tercio de su desarrollo, al inicio de la temporada de anidación e incubación, deberían de producir básicamente machos, y las nidadas más tardías, hembras, mientras que las puestas a mitad de temporada generarían una combinación de ambas (Shaver *et al*. 1988, 1989, 2005a). Las temperaturas en las playas variaron un poco según la latitud, siendo las más cálidas en los lugares localizados más al sur, como Rancho Nuevo, México, y más frías cuanto más al norte, como en la Playa Closed en PAIS.

Desde mediados de los ochenta, el personal de PAIS incrementó las temperaturas de incubación en sus instalaciones, con el fin de producir -principalmente- hembras. Registraron las temperaturas de las nidadas almacenadas en sus instalaciones, mediante sistemas automáticos y efectuaron recolección de gónadas, tanto en embriones muertos, como en neonatos, de los nidos de Texas, para hacer una determinación histológica del sexo. De 2000 a 2007, la Universidad de Alabama en Birmington (UAB) y el Servicio Nacional de Parques de los EEUU (NPS) aportaron registradores de datos (*dataloggers*) para monitorear las temperaturas de las nidadas en las incubadoras del centro y en los corrales del sur de Texas. Las hembras predominaron en todas las clases anuales de nidos, incubados dentro de las instalaciones desde mediados de los ochenta, y en los corrales, a partir del año 2000 (Shaver 2001a, 2002a, 2004, 2005a, 2005b, 2006b,

2006c; T. Wibbels, UAB, comunicación personal, 2007). De 2002 a 2006, seis nidadas no encontradas al momento de la puesta, se documentaron al momento de la eclosión, después de su incubación *in situ*, en la costa al sur de Texas. Las gónadas fueron obtenidas de individuos que se encontraron muertos, debido a que el sacrificio de tortugas neonatas, para determinar el sexo no es justificable dada la condición en la que se encuentra la especie. Sin embargo, con base en este muestreo tan limitado y parcial, la proporción de sexos en la nidada tuvo variaciones de 0-100% de hembras, aunque en general hubo predominio de hembras.

Para determinar los efectos del proyecto de impronta en la proporción de sexos (véase G.4.2, impronta e iniciación), las temperaturas de incubación fueron medidas dos veces al día en Rancho Nuevo y cada hora en PAIS (Shaver *et al*. 1988), empleándose toda una variedad de técnicas para establecer el sexo de embriones muertos, crías, y tortugas de más edad. Se determinó el sexo en embriones muertos, que se encontraban en sus últimas etapas de desarrollo y crías, utilizando histología gonadal, para las tortugas muertas de mayor edad, a través de la necropsia y para tortugas vivas mayores, utilizando laparoscopía, ensayos de testosterona en suero y evaluaciones de la longitud de la cola (sólo en adultos), dando como resultado que los machos predominaban en la mayoría de las clases de edad temprana (Shaver *et al*. 1988, Shaver 2005a). Como se mencionó anteriormente, desde mediados de los ochenta se modificaron tanto las prácticas como las instalaciones para la incubación en Rancho Nuevo y PAIS, con el ánimo de provocar un incremento en la proporción de hembras producidas, de tal manera, que las temperaturas de los huevos de las clases 1985-1987 fueron intencionalmente incrementadas con tal fin (Shaver *et al*., 1988). Tales modificaciones resultaron exitosas, y el 77.5% de las tortugas examinadas pertenecientes a las clases 1985-1988, fueron identificadas como hembras (Shaver *et al*. 1988*;* Shaver 2005a). Si consideramos a las clases de los años 1978 a 1988 en conjunto, tenemos que el 59.6% de las tortugas del proyecto resultaron ser hembras, dando una proporción general de sexos de 1.5 H: 1M (Shaver, 2005a). Así, según los datos de las clases 1982-1987, todas las nidadas con un promedio de temperatura superior a los 30.8 °C durante el segundo tercio del periodo de incubación, produjeron 100% de hembras, por lo que la estimación de la temperatura pivote fue de 30.2 °C con un 95% de intervalo de confianza de entre 29.9 a 30.5 °C (Shaver *et al*., 1988). De esta manera, pueden utilizarse las ecuaciones, derivadas de este trabajo, para estimar el porcentaje de hembras para las nidadas de tortuga lora con periodos de incubación conocidos o, la temperatura promedio al segundo tercio del periodo de incubación (Shaver *et al*., 1988*;* Shaver, 1989, 2005a). El laboratorio del Servicio Nacional de Pesca Marina de los EEUU (NMFS) con sede en Galveston, también produjo tortugas iniciadas y súper-iniciadas a partir de nidadas provenientes directamente de México como crías. En general, 10,198 tortugas obtenidas como crías en 1978, 1979, 1980, 1983 y 1989 -2000 fueron liberadas, después de 9-33 meses de cautiverio (véase más arriba: G.4.2. Impronta e Iniciación). Estos individuos también fueron predominantemente hembras (C. Caillouet, miembro retirado del NMFS, comunicación personal 2009).

El éxito anual en la eclosión de los huevos provenientes de México, que eclosionaron en las incubadoras de PAIS entre 1978 y 1988, junto con el de la impronta experimental (véase más arriba: G.4.2. Impronta e Iniciación), tuvo una variación de entre 12-92% (media = 77%) (Shaver 2005a). De 1979-2008, el éxito anual de eclosión para huevos provenientes de nidos en Texas, mantenidos en incubadoras, fluctuó entre 55-97% (media = 81%) (Shaver 2005a, 2006b, 2006c, 2007, 2008; D. Shaver, PAIS, datos no publicados). De 2000-2008, el éxito anual de las eclosiones de huevos provenientes de nidos de Texas, mantenidos en corrales, osciló entre 62-88% (media = 79%). Prácticamente el 100% de las crías de nidos de Texas, liberadas de las instalaciones de incubación y de los corrales, sobrevivieron en la playa y alcanzaron el agua,

puesto que tales liberaciones fueron monitoreadas de cerca por los biólogos. Por otro lado, entre 1978 y 2008, fueron documentados 26 nidos *in situ* en las costas de Texas, siendo imposible estimar con precisión cuál fue el éxito de la eclosión, dado que muchos fueron depredados antes o después de presentarse la eclosión, y los biólogos no pudieron observar ninguna eclosión completa. El éxito general que se estima para estos 26 nidos fue de un 62%, como máximo. La sobrevivencia de las crías eclosionadas de nidos *in situ* se supone que fue menor al de las crías de los nidos mantenidos en las instalaciones de incubación y en corrales. Se reportaron algunas pérdidas de crías en los nidos *in situ*, debido a la depredación o el tránsito de automóviles en playas, y fue posible la existencia de otras pérdidas debidas a estos y otros factores (Shaver 2005a, 2006b, 2006c, 2007, 2008; D. Shaver, PAIS, datos no publicados).

Los datos sobre la proporción de sexos y éxito de emergencia en los nidos de tortuga lora, documentados para otros estados de la unión americana, fuera de Texas entre 1989 y 2008 son incompletos, dado que la mayoría de estos nidos fueron incubados *in situ*, sin monitoreo de temperatura, y la mayoría de las liberaciones de las crías nunca fueron presenciadas por ningún biólogo.

En años recientes se han llevado a cabo estudios completos de la proporción de sexos de los corrales en Rancho Nuevo, México, usando registradores de datos (*dataloggers*) que pueden ser insertados directamente en los nidos, o dentro de la arena, a la profundidad del nido. De 1998 a 2007, estos registradores fueron utilizados para monitorear la temperatura de la arena en los corrales a la profundidad media del nido, durante la temporada de anidación (Wibbels *et al*. 2000a, 2000b, Geis 2004, Wibbels 2007). Se tomaron muestras de sangre de subgrupos de crías seleccionados al azar de muchos de los nidos cuya temperatura de incubación había sido monitoreada. Estas muestras fueron empleadas para determinar el sexo de las crías de la tortuga lora, basándose en la cantidad de hormona inhibidora mulleriana (HIM) en la sangre, dado que la HIM es una hormona producida por los vertebrados machos, la cual provoca la degeneración de los oviductos.

En general, las temperaturas de la arena en Rancho Nuevo se incrementan gradualmente al principio de la temporada de anidación (a finales de marzo y abril) y para finales de mayo, se encuentran a la temperatura pivote o por encima de ella. Considerando que el grueso de la anidación ocurre en mayo, la mayoría de los huevos experimentan temperaturas feminizantes al tiempo que entran en el periodo termo sensitivo para la determinación del sexo (o sea, al tercio medio del periodo de incubación). Durante junio y julio, las temperaturas de la arena permanecen relativamente altas (normalmente por encima de la temperatura pivote) por todo el resto de la temporada, aunque pueden bajar episódicamente debido a la lluvia, tal vez produciendo nidadas con tendencia hacia la producción de machos. Sin embargo, la expectativa general en patrones de clima normales es que nazcan más hembras que machos.

Adicionalmente al registro de las temperaturas de la arena, los registradores de datos han sido utilizados para medir directamente la temperatura de los nidos en los corrales de Rancho Nuevo, desde 1998 y durante 2007 (Wibbels *et al*., 2000a, 2000b; Geis, 2004; Wibbels 2007). A lo largo de cada estación, se obtuvieron muestras de un subconjunto de nidos, las cuales incluían a nidos de cada una de las arribadas. Se utilizaron los datos de temperatura promedio del nido, durante el tercio medio del periodo de incubación para hacer predicciones de la proporción de sexos (Yntema y Mrosovsky 1982; Georges *et al*. 1994; Hanson *et al*. 1998), basándose en la temperatura pivote y el rango transicional de temperatura predicho para la tortuga lora (Aguilar, 1987; Shaver *et al*., 1988). Los resultados que se obtuvieron fueron consistentes con los datos de

temperatura de la arena, y sugieren que los corrales produjeron, de manera consistente, proporciones de sexos tendientes, en general a la producción de hembras. (Wibbels *et al*. 2000a, 2000b; Geis, 2004; Wibbels, 2007). A pesar de que los datos indican que las hembras predominan, se predijo que habrían de producirse machos al inicio de la temporada de anidación, cuando las temperaturas de la arena y de los nidos se mantienen relativamente frescas, y que el lapso en el que esto ocurre varía dependiendo de las condiciones de temperatura de cada año en particular. Así, los resultados sugieren que en los corrales se producen tanto machos como hembras, durante una temporada típica, pero existe un predominio de hembras. La proporción de sexos predicha para el corral de Rancho Nuevo, en un periodo de nueve años (1998-2006) fue de aproximadamente 76% de hembras (T. Wibbels, UAB, datos sin publicar). Sin embargo, este lapso de nueve años incluía una temporada de anidación (2004) en la que también se esperaba una propensión a la producción de machos, debido a un sistema climático con lluvias que tendía a causar que las temperaturas de incubación bajaran (T. Wibbels, UAB, datos sin publicar). A pesar de esto, los datos indicaron que la proporción general de sexos de las crías, obtenida en el corral de Rancho Nuevo, estaba significativamente orientada hacia la producción de hembras.

Mientras que estos estudios recientes examinaron 9 años de datos de temperatura, es interesante notar que el corral principal fue colocado típicamente en la misma posición general en la playa de anidación, durante varias décadas. Por lo tanto es plausible que dicho corral haya experimentado temperaturas similares en años anteriores, asumiendo patrones de temperatura similares. De haber sido éste el caso, entonces la proporción de sexos de las crías, con clara tendencia a la producción de hembras, puede haber estado presente en Rancho Nuevo, por muchos años

Los estudios en Rancho Nuevo también han emprendido investigaciones de las proporciones de sexos de crías en las playas de anidación naturales (Geis, 2004; Wibbels, 2007; A.A. Geis y T. Wibbels, UAB, datos sin publicar). Desde 2001, y a lo largo de 2007, se llevaron a cabo transectos para medir la temperatura en Rancho Nuevo, con el fin de registrar la temperatura de la arena a la profundidad media de los nidos en un tramo de playa de aproximadamente 7 km. Adicionalmente, se dejó un subgrupo de nidos a incubar en sus ubicaciones naturales (entre 20 a 70 nidos *in situ* por temporada, con sus registradores de datos), colocándoles cubiertas protectoras consistentes en rejas de malla abierta y mosquiteros, justo debajo de la superficie de la arena, por encima del nido, para evitar la depredación. Los descubrimientos preliminares indican que las temperaturas de las playas de anidación muestran tendencias similares a las de los criaderos, pero que, en promedio, las playas de anidación son ligeramente más frías que los corrales. Sin embargo, las temperaturas se mantuvieron lo suficientemente calientes en la playa como para producir principalmente hembras, aunque no de manera tan determinante como en los corrales. Los datos recabados a lo largo de 6 años en Rancho Nuevo (2001-2006) indican una proporción de sexos de las crías de aproximadamente 64% de hembras, en los nidos naturales (T. Wibbels, UAB, datos no publicados). Por lo que –de todas formas- la playa de anidación de Rancho Nuevo puede presentar una proporción de sexos de las crías, con una tendencia “natural” hacia la producción de hembras (Geis, 2004; Wibbels, 2007; A.A. Geis y T. Wibbels, UAB, datos sin publicar).

El éxito de eclosión de los nidos reubicados en los corrales entre 1999-2004 se incrementó de 62 a 79% (Wibbels, 2005). Los registros de éxito de eclosión para nidos *in situ* comenzaron en 2002; aunque –es de notar- que la mayoría de los nidos dejados en sus ubicaciones originales, fueron cubiertos para ser protegidos de la depredación. Entre 2002-2005, el éxito de eclosión de los nidos protegidos *in situ* subió de 74 a 86%, para aquellos nidos en los que se presentó

eclosión, mientras que más del 90% de los nidos dejados *in situ* sin cubiertas protectoras, fueron depredados (Wibbels y Geis, 2003; 2004; Wibbels y Park, 2005; Wibbels y LeBlanc, 2006). Dado que todos los animales de los corrales son liberados directamente en el agua, la sobrevivencia hasta llegar a ella es del 100%. En contraste, la sobrevivencia de las crías que salen de los nidos *in situ* es menor. Una arribada durante la temporada de anidación de 2007, resultó en un gran número de nidos dejados *in situ*. Las crías de 163 nidos fueron monitoreadas, y se determinó que el 66.4% de las crías lograron alcanzar el agua (T. Wibbels, UAB datos sin publicar, comunicación personal 2007).

G.5 Varamientos de tortugas marinas y redes de salvamento

G.5.1. México

A partir de 2001, personal del zoológico Gladys Porter (GPZ) en combinación con la Secretaría de Marina y Recursos Naturales (SEMARNAT) del Estado de Tamaulipas y la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) iniciaron una inspección de un año de duración para documentar los eventos de varamiento a lo largo de la línea costera de Tamaulipas. Anteriormente a este esfuerzo coordinado, los informes de varamientos en México habían sido obtenidos exclusivamente durante los meses de anidación en las principales playas de arribada, y eran básicamente anecdóticos. Este periodo de inspección puede que no haya representado el promedio anual de varamientos, dado que el gobierno mexicano establece una veda para el camarón durante la temporada de anidación de la tortuga lora, y a que los varamientos son menos probables durante este periodo. Los informes de varamientos son fuente importante de datos relativos a diversos parámetros de historia de vida y mejoran la información de las causas de mortandad, tanto antropogénicas como naturales. Se muestra a continuación el número de tortugas muertas, documentadas como varadas, en la costa de Tamaulipas (Tabla 2).

Tabla 2. Número de tortugas muertas documentadas como varadas en la costa de Tamaulipas. El número de varamientos de tortugas lora es un subconjunto del total de varamientos (*fuente:* GPZ)

FECHA DE CONTEO	VARAMIENTOS DE LA TORTUGA LORA	VARAMIENTOS TOTALES
Marzo- julio 2000	46	68
Marzo 15 de agosto, 2001	51	95
Marzo- 15 de agosto, 2002	31	78
Septiembre 2002-agosto 2003	25	77
Septiembre 2003-agosto 2004	57	112
Septiembre 2004-agosto 2005	59	114
Septiembre 2005-agosto 2006	44	83
Septiembre 2006-agosto 2007	109	174
Septiembre 2007-agosto 2008	94	159
Septiembre 2008- agosto 2009	91	179

G.5.2. Estados Unidos

La Red de Salvamento de Tortugas Marinas Varadas de los EEUU (STSSN, por sus siglas en inglés) fue establecida en 1980 para documentar los varamientos de tortugas marinas en las playas de los EEUU a lo largo del Golfo de México, el Océano Atlántico, y el Mar Caribe

(Schroeder 1989). Este organismo intenta cuantificar la estacionalidad, composición de la especie, estructura del stock, estado en la historia de vida, proporción de sexos, y distribución, de las tortugas que son arrojadas a la orilla, vivas o muertas. Las tortugas varadas son localizadas mediante inspecciones sistemáticas llevadas a cabo en muchas áreas costeras de los EE.UU., y a través del reporte oportuno de personal estatal o federal, lo mismo que del público en general. Quienes participan en la STSSN han recuperado muchos animales marcados de otros programas, contribuyendo significativamente a nuestra comprensión de los patrones migratorios y uso del hábitat, lo mismo que aportando muestras biológicas para otros estudios científicos. Las tortugas varadas encontradas con vida son llevadas a instalaciones de rehabilitación, y un alto porcentaje de ellas han sido liberadas posteriormente, lo cual contribuye directamente a su conservación. Aquellas no aptas para ser liberadas han representado una oportunidad para ser vistas en público, para realizar investigaciones, para desarrollar procedimientos médicos y de cirugía, y para el entrenamiento en el cuidado y manutención de la tortuga lora en cautiverio. La STSSN intenta identificar ambos factores causales de mortandad-tanto los antropogénicos como los naturales-con el fin de desarrollar e implementar medidas sólidas de manejo y conservación. Algunos factores importantes relacionados con los varamientos incluyen: golpes de botes, enredos, ingestión de desechos, y la captura incidental en la pesca comercial y recreativa. Hay factores naturales que también pueden originar varamientos, los cuales abarcan: enfermedad, tormentas, e inmovilidad por frío. De 1998 a 2005, aproximadamente 4,000 tortugas lora fueron reportadas varadas en las playas de los EE.UU. (NMFS-STSSN base de datos, sin publicar). Un resumen de los datos de la STSSN se encuentra disponible en: http://www.sefsc.noaa.gov/seaturtlesprogram.jsp.

G.6. Esfuerzos educativos

G.6.1. México

La educación pública ha sido prioridad en México por muchos años y diversas entidades han llevado a cabo este esfuerzo. Se han ofrecido programas educativos a los niños de las comunidades aledañas a los campamentos de conservación. En los años ochenta, la organización "Ayuda a la tortuga lora, un animal en peligro" (HEART, por sus siglas en inglés) hizo un llamado a los niños en escuelas de los EE.UU. para obtener donaciones de ellos, con el fin de adquirir material educativo para los niños de las escuelas ubicadas en el área de Rancho Nuevo. Tales donaciones también sirvieron para construir una casa de huéspedes en el campamento de conservación de Rancho Nuevo y adquirir un vehículo utilitario. Al cabo de los años, los esfuerzos educativos hechos por HEART y muchas otras organizaciones, dieron como resultado un apoyo continuo de la gente a las agencias federales y estatales -en México y en los EE.UU.- que trabajan para conservar a la tortuga lora.

En años recientes, tanto las anidaciones de la tortuga lora, como las actividades humanas en los alrededores de La Pesca, se han incrementado significativamente. Con el fin de disminuir el impacto negativo de las interacciones humanas sobre esta especie en peligro de extinción, se ha implementado un programa de sensibilización hacia la conservación y educación pública pro-activa, en el Centro de Visitas de La Pesca, en el que se ofrecen a los visitantes exhibiciones con tecnología de punta, que les muestra gráficos y actividades interactivas que exponen la ecología del Golfo de México, junto con el ciclo vital de la tortuga lora, así como de otras especies de tortugas marinas autóctonas del Golfo de México, que anidan en el área. La importancia de las playas con una densidad de nidos más baja en los campamentos de La Pesca, Altamira, y Miramar, estriba en que facilitan a que el público en general pueda observar las actividades del

programa, sin molestar a las tortugas - lo cual sería imposible en playas con una mayor densidad de nidos o durante grandes arribadas- y despierta la conciencia y fomenta la participación de la gente en las prácticas de campo, dando como resultado el apoyo de la comunidad a los programas de conservación, pues el contacto directo y supervisado, permite que los participantes se den cuenta de la vulnerabilidad de la especie, alentando valores de responsabilidad y respeto, esenciales en el fortalecimiento de la conciencia ambiental.

Desde los inicios de este programa binacional, se han llevado a cabo innumerables sesiones de entrenamiento, talleres, y reuniones de intercambio de información en el campamento de tortugas marinas de Rancho Nuevo, en donde profesionales expertos en varias disciplinas, han compartido su conocimiento sobre temas que van, desde la biología de la tortuga lora, hasta patrones y causas posibles de varamiento. En 2001, se estableció el proyecto artesanal de Tepehuajes, en Soto la Marina, a través del gobierno federal y estatal, así como de diversas organizaciones internacionales, con el fin de producir cerámica con el tema de la tortuga marina, para ser exportada hacia los EE.UU. y desarrollar la economía de las comunidades locales. Este modelo de empresa ha generado fondos para esfuerzos de conservación, y ha elevado la conciencia de la comunidad sobre su importancia. A través del Programa de Desarrollo Rural Sustentable (PRODERS), se ha dado inicio a siete proyectos alternativos en Rancho Nuevo, Buena Vista, y La Pesca. Estos proyectos incrementan las habilidades técnicas, fortalecen la organización social, y desarrollan las capacidades de negociación de los habitantes locales, al grado que dos grupos de mujeres organizadas (en Rancho Nuevo y en La Pesca) han adoptado la imagen de la tortuga lora como símbolo, y pretenden lanzar al mercado alguna línea de productos comerciales. Desde 2006, gracias a un acuerdo con el Centro de Bachillerato Tecnológico Agropecuario en Aldama, se han abierto oportunidades para los estudiantes locales de participar en actividades de conservación en las playas de anidación, y desde el 2008 voluntarios del Instituto Tecnológico de Biología en Altamira también han participado.

G.6.2. Estados Unidos

En los EE.UU. existe un fuerte apoyo e interés que abarca a los sectores federal, estatal, privado y local, en pro de la conservación de las tortugas marinas, y se han implementado y desarrollado amplios programas educativos a largo plazo sobre la tortuga lora (sobre todo en Texas) por la NPS, HEART/Sea Turtle Restoration Project (STRP), TPWD, GPZ, FWS (Servicio de Pesca y Vida Silvestre), NMFS, Sea Turtle Inc., University of Texas Marine Science Institute, TAMU, University of Houston, Texas General Land Office, Sierra Club, Humane Society of America, Texas State Aquarium, Animal Rehabilitation Keep y otros (Caillouet, 2000; Shaver, 2005a). El objetivo principal de estos programas ha sido el de informar al público y generar y/o incrementar el apoyo popular y oficial, así como su asistencia a la conservación de la tortuga lora. Estos programas han hecho énfasis en las necesidades de conservación de las especies, e informan sobre lo que la gente debe hacer si se encuentra un nido, o una tortuga lora varada.

HEART/STRP ha contribuido con la educación del público en los EE.UU. y en México, y ha recolectado fondos que han beneficiado a la educación pública, así como a los esfuerzos de conservación e investigación en el lugar. Asimismo, han conseguido fondos para la alimentación de las tortugas lora mantenidas en cautiverio para su iniciación en el laboratorio del NMFS en Galveston, Texas y para la construcción de nuevas instalaciones en donde puedan ser alojadas. También lanzaron campañas educativas que urgían al público a escribir cartas en apoyo de varias causas, como por ejemplo, el uso obligatorio de los TEDs.

Otros patrocinadores que han apoyado programas educativos y de trabajo social en Texas incluyen a: Lucy Owsley Foundation, Coastal Bend Bays and Estuaries Program, Corpus Christi Visitors and Convention Bureau, Department of the Interior U.S.-Mexico Border Program, Environmental Defense, Forever Resorts, Friends of Aransas and Matagorda Island National Wildlife Refuges, Friends of Laguna Atascosa National Wildlife Refuge, Friends of Padre, Inc., Janet F. Harte Library, H-E-B, Houston Zoo, Meadows Foundation, National Fish and Wildlife Foundation, National Park Foundation, Norcross Wildlife Foundation, Padre Island Business Association, Schlumberger, Seashore Learning Center, SeaSpace, Shell Oil Company Foundation, Southwest Parks and Monuments Association, Texas Master Naturalists, Unilever HPC-U.S., USCG, U.S. Geological Survey, UAB, University of Charleston, varias agencias gubernamentales de condados y ciudades y muchas otras. Algunas de estas agencias –junto con muchas otras – han participado en trabajos sociales en otros Estados, aparte de Texas, siendo de particular importancia aquellas que han apoyado la detección y el cuidado de las tortugas lora varadas por presentar cuadros de hipotermia, a lo largo de la costa atlántica de los EE.UU., y aquellas que se han involucrado en la protección de esta especie en el ambiente marino, esfuerzo que también ha contado con el patrocinio y la colaboración de diversas agencias y universidades de México.

Dando inicio en el sur de Texas en los años setenta, y expandiéndose hacia la sección central y norte de las costas de este Estado a principios del año 2000, se han hecho esfuerzos de colaboración para educar a la gente que hace uso de la playa con fines laborales o recreativos, con el fin de alentarlos y capacitarlos para ayudar en la detección de tortugas. Se han ofrecido sesiones de entrenamiento a muchos trabajadores de agencias gubernamentales, universidades, y otras instituciones que laboran en las playas. Se han colocado afiches en parques de playa y establecimientos en las áreas circunvecinas, que detallan la necesidad de reportar avistamientos de tortugas marinas anidadoras y de sus huellas. Se han colocado señalizaciones que alertan a los visitantes sobre la necesidad de reportar inmediatamente a tortugas marinas que observen en la playa, en PAIS y otras playas de Texas. HEART/STRP patrocinó un número de "*hot line*" de información pública (1-866-TURTLE5) para el reporte de nidos o tortugas varadas en Texas, además de señales y hasta un espectacular, que anunciaba este número en la costa norte del Estado, y ahora, gracias al apoyo de fuentes adicionales de financiamiento, este número se publicita por todo el Estado. Este "*hot line*" ha tenido como resultado una gran cantidad de reportes de tortugas anidadoras, nidos, y tortugas varadas, las cuales han logrado ser documentadas y protegidas. HEART/STRP financió la producción de marcadores de libros educativos, anunciando este número para reportes, y fueron distribuidos más de cien mil de ellos. También desarrolló un anuncio de servicio público que fue enviado a gran cantidad de canales de televisión en Texas. HEART/STRP expandió el uso de este número público como resultado del derrame de petróleo de la plataforma Deepwater Horizon, ofreciéndoles a los residentes de Luisiana, Mississippi, Alabama, y Florida, el número (1-877-STRP-GLF) para tener acceso a los sistemas de respuesta para las tortugas marinas y a las autoridades marinas en sus Estados.

Se han realizado una exposición y un video sobre el proyecto de la tortuga lora, los cuales se encuentran disponibles en el centro de visitantes de PAIS. Otras exhibiciones sobre las anidaciones de la tortuga lora también se han presentado en Sea Turtle, Inc., NMFS Galveston Laboratory y otras dependencias. Además, los trabajadores y voluntarios que llevan a cabo patrullajes de alerta de tortugas, han hecho contacto con gran cantidad de visitantes de las playas, informándoles sobre la necesidad de reportar tales avistamientos inmediatamente, proporcionándoles folletos que enlistan los procedimientos a seguir en el caso de detectar una

anidación, siendo tales folletos también repartidos a todos los huéspedes que visitaron la estación de entrada de PAIS durante la temporada de anidación.

Los esfuerzos de recuperación de la tortuga lora han recibido una amplia cobertura de los medios, la cual ha servido para educar al público. Se han llevado a cabo numerosas entrevistas en los medios detallando el trabajo con las tortugas marinas. En 1979, una estación PBS de la Universidad de Houston produjo un documental titulado: "*The Heartbreak Turtle*" (el llanto de la tortuga) que se enfocaba en la explotación de las tortugas y sus nidos en México y los esfuerzos bi-nacionales que comenzaban a favor de estas especies. HEART/STRP financió una secuela del documental llamado *"The Heartbreak Turtle Today"* (el llanto de la tortuga, hoy), el cual se estrenó en 2010. En 1989, Pamela Phillips publicó un libro llamado: "*The Great Ridley Rescue*" (el gran rescate de la tortuga lora) que relata la biología de la tortuga lora, el declive de su población, y los esfuerzos de conservación hechos para salvarla (Phillips, 1989).

Se ha invitado al público en general a presenciar muchas de las liberaciones de crías, llevadas a cabo en PAIS, desde los años setenta, a las cuales han asistido hasta 5,000 visitantes al año. El público también ha sido invitado a presenciar algunas de las liberaciones de crías en La Isla del Padre Sur y la playa de Boca Chica. Se han implementado programas educativos en las liberaciones de crías presenciadas por el público. Adicionalmente, a lo largo de todo el año se han ofrecido numerosos programas educativos a niños en escuelas, organizaciones comunitarias, y visitantes de varios establecimientos en la costa de Texas, involucrados con el trabajo con tortugas marinas. Otros métodos educativos utilizados incluyen sitios de Internet, sitios sociales de la Red Global, calcomanías para automóviles, exhibiciones, eventos especiales, recorridos en las instalaciones, talleres públicos, folletos, y programas de Adopte-una-Tortuga.

A lo largo de la costa atlántica de los EE.UU., especialmente en el noreste, se han llevado a cabo esfuerzos de trabajo social para responder a los eventos de varamiento, durante décadas. Casi cada invierno las tortugas lora quedan varadas a lo largo de la costa de Massachusetts debido a hipotermia. Estas tortugas son rehabilitadas y liberadas. Las liberaciones son anunciadas por boletines de prensa y se invita al público a conocer detalles de la tortuga lora y los aspectos fisiológicos de la hipotermia.

H. AMENAZAS

Evaluaciones recientes de los planes de recuperación han indicado que los análisis de las amenazas han recibido una atención insuficiente (Clark *et al*., 2002). La falta de conocimiento referente a la naturaleza de las amenazas que enfrenta una especie, bien puede contribuir al fracaso de los planes de recuperación (Lawler *et al*., 2002). En respuesta a estas evaluaciones, el Equipo realizó un análisis detallado de las amenazas para priorizar las acciones de recuperación. El Apéndice 1 describe el procedimiento que el Equipo utilizó para identificar, categorizar, cuantificar, y priorizar las amenazas descritas más adelante. El lector deberá revisar cuidadosamente el Apéndice 1, para comprender cómo es que estas amenazas pueden contribuir, de manera relativa, a la recuperación de la tortuga lora.

H.1. Zona terrestre (playas de anidación)

H.1.1. Uso de recursos

Cosecha ilegal
El robo de huevos y la caza furtiva de tortugas anidadoras en las playas de anidación no es común en México ni en los EE.UU. Sin embargo, el robo de huevos aún ocurre ocasionalmente en México, aunque éste ha decaído dramáticamente desde que el proyecto de Rancho Nuevo, México, comenzó en 1967. Este decremento ha sido debido -en parte- a la mayor presencia de biólogos de campo y de personal armado del ejército, lo mismo que a los programas educativos que han despertado la conciencia entre la población local. Con todo, también han ocurrido intentos de saqueo de huevos y caza furtiva de tortugas anidadoras al sur de Texas, por lo que la presencia de biólogos de campo y agentes del orden, así como la educación pública, se tornan importantes para prevenir estos delitos al sur del Estado. Con el fin de asegurar que esta amenaza permanezca baja, diversas acciones de recuperación han sido identificadas (ver la sección Resumen y Narrativa de los pasos a seguir).

Limpieza de la playa
La limpieza de las playas tiene que ver con la remoción de desechos tanto bióticos como abióticos, acumulados en playas desarrolladas. Se emplean diversos métodos, los cuales incluyen el rastrillado o barrido de la arena, manualmente o con maquinaria pesada, o recogiendo los desechos a mano. Existen playas que se limpian usando estos métodos en algunas áreas en donde nidos de la tortuga lora han sido documentados, tanto en México como en los EE.UU. Las actividades de limpieza de playas conllevan el riesgo potencial de causar impactos directos letales, aplastando a las tortugas anidadoras, los huevos, las crías, o a las tortugas varadas que se encuentran aún vivas. La limpieza de las playas puede acabar con nidos enteros, dañar a crías pre emergentes, al remover la capa superior de arena sobre el nido, o disminuir el éxito de la eclosión al exponer a los huevos de la parte superior del nido, volviéndolos más vulnerables al sobrecalentamiento y al aplastamiento, tanto por vehículos como por transeúntes. Mann (1977) sugirió que la mortandad de un nido podría incrementarse cuando este se somete a la presión aplicada desde el exterior por causa de las labores de limpieza de las playas. Esta mortandad podría deberse al rompimiento de huevos o a la compactación de la arena sobre el nido, lo cual dificulta -si no es que hace imposible- que las crías escapen. La eliminación de desechos y arena cerca del límite de dunas, o su acumulación sobre la playa, puede también enterrar a las nidadas de huevos en incubación y por lo tanto entorpecer o entrampar a las crías emergidas, así como alterar la temperatura natural de los nidos. La limpieza de playas también puede originar hondonadas o levantar barreras en la arena, las cuales pueden entorpecer o atrapar a las tortugas anidadoras o a las crías emergidas. Durante el 2002, doce crías recién nacidas de tortugas lora fueron descubiertas por visitantes de playa, atrapadas por una barrera de arena creada por la maquinaria pesada usada para limpiar la playa en la Isla del Padre Norte, al norte de PAIS, siendo subsecuentemente aplastadas y muertas por vehículos que transitaban (Shaver, 2004). La limpieza de las playas también puede borrar las huellas dejadas en la arena por las tortugas anidadoras, volviendo difícil o imposible, el localizar, documentar y proteger los nidos.

Presencia humana
La presencia humana puede afectar negativamente a las tortugas, los huevos y a las crías de diversas maneras. El tránsito a pié puede inadvertidamente aplastar a los huevos, alterar a las tortugas anidadoras, entorpecer o aplastar a las crías emergidas y aplastar a tortugas varadas pequeñas. Las tortugas que salen a la playa a poner sus huevos pueden ser disuadidas de desovar

por transeúntes que caminen en su dirección. Las huellas humanas en la arena de la playa pueden interferir con la habilidad de las crías recién nacidas para encontrar el mar (Hosier *et al*. 1981). Un tránsito intenso de personas puede también compactar la arena sobre nidos no detectados (Mann 1977), aunque el efecto de tal compactación no ha sido determinado y puede que sea irrelevante (Arianoutsou 1988). Dependiendo de cuál sea el sustrato del nido, el tránsito de personas sobre él al acercarse el tiempo de la eclosión puede hacer que el nido colapse, provocando la muerte de las crías (Mann 1977, Dutton *et al*. 1994). Los huevos más próximos a la superficie de la arena son más vulnerables al aplastamiento, pero su contenido derramado sobre la cavidad del nido, puede propiciar la presencia de agentes patógenos, o atraer depredadores que pueden subsecuentemente destruir otros huevos. También los transeúntes pueden potencialmente aplastar a las crías emergidas o a individuos varados de talla pequeña, especialmente si se encuentran disimulados entre la vegetación o la basura, y son difíciles de ver.

El desarrollo de las costas incrementa la presencia humana, y la presencia humana puede –a su vez- originar una mayor población de mapaches y otras especies que se sabe depredan los huevos de las tortugas marinas y sus crías. La depredación animal no sustentable de huevos/crías es principalmente debida a las actividades humanas (subsidios alimenticios, eliminación de superdepredadores, introducción de predadores no nativos, etc.).

Equipos recreativos en playas

El uso de equipos recreativos de playa, tales como sombrillas, palapas, sillas de playa, flotadores, redes de voleibol, asadores, pueden lastimar o matar a las hembras anidadoras, destruir huevos, o acabar con las crías o tortugas varadas, por aplastamiento, enredándolas, o causándoles lesiones limitantes. La colocación de equipo recreativo de playa directamente por encima de los nidos de la tortuga lora, puede destruir a los huevos mediante la invasión directa y puede entorpecer la emergencia de las crías recién nacidas tras su eclosión. La existencia de tales obstáculos en las playas de anidación también puede entorpecer o disuadir los intentos de anidación, provocando que las hembras se arrastren en vano a desovar, o haciéndolas quedar atrapadas, y pueden también interferir con la incubación de los huevos y con la llegada al mar de las crías recién nacidas.

Tránsito vehicular en la playa

La operación de vehículos automotores está permitida en la mayoría de las playas de Texas y en algunas otras playas en México y los EE.UU., y puede dejar heridas o causar la muerte a las tortugas anidadoras, aplastar huevos, crías recién nacidas y tortugas varadas con vida. Las tortugas anidadoras pueden ser difíciles de ver y son incapaces de realizar movimientos rápidos, para evitar cualquier vehículo que se aproxime. Mientras que la velocidad de los vehículos se incrementa, la distancia necesaria para detenerse también lo hace, y las oportunidades de que un vehículo pase por encima de las tortugas anidadoras o sus huellas también se hacen mayores. En 2002, un nido de tortuga lora fue destruido por un vehículo que pasaba en la Península Matagorda, Texas (Shaver, 2004). Los visitantes colocaron a la tortuga ensangrentada en la rompiente, y esta se alejó nadando. Una tortuga lora adulta fue encontrada muerta en las cercanías algunos días después. Aunque no se puede probar que se trataba de la misma tortuga, esto es posible, porque los varamientos de la tortuga lora eran raros en aquella época. Durante 2008, dos tortugas lora que salieron del mar a desovar en la Isla del Padre Sur fueron golpeadas por vehículos y murieron debido a sus lesiones (J. Mays, FWS, comunicación personal 2008). El conductor fue aprehendido en el segundo caso y admitió que “conducía rápido sobre arena suave” y que para cuando se percató de la tortuga “era demasiado tarde para detenerse”. Se estima que iba a 40- 48 km por hora. Estas fueron las primeras muertes confirmadas de tortugas

lora que salieron a desovar en las playas de las costas de Texas. En 2009, un camión a gran velocidad arrolló una tortuga anidadora en La Pesca, México.

El paso de vehículos han aplastado y matado cuando menos a 29 crías de seis nidos de tortuga lora que fueron descubiertos eclosionando por visitantes de la playa, incluyendo un nido localizado en la Isla del Padre Norte (al norte de PAIS) en 2002, dos en la Isla Mustang en 2002 y 2004, una en la playa Boca Chica, en 2006, y dos en la Península Bolívar en 2008 (D. Shaver, PAIS, comunicación personal 2008). Esto incluye a cuando menos seis crías de dos nidos en la Península Bolívar, muertas por el tránsito vehicular a lo largo de las playas de la costa norte de Texas durante 2008 (A. Landry, TAMU, comunicación personal 2008).

El tránsito en la playa puede interrumpir el proceso de desove y resultar en el abandono de los intentos de anidación. El paso de vehículos sobre la playa puede borrar las huellas dejadas en la arena por las tortugas anidadoras, volviendo más difícil o imposible localizar, documentar o proteger los nidos. Los nidos que quedan inadvertidos y desprotegidos en las playas de Texas sufren de una mayor mortandad que aquellos que son protegidos en instalaciones de incubación o corrales. El tránsito vehicular en la playa puede remover la arena de la parte superior de los nidos, haciendo que los huevos de la parte de arriba queden demasiado cerca de la superficie, y por lo tanto más vulnerables al sobrecalentamiento, y al aplastamiento por vehículos o transeúntes. El paso de vehículos directamente por encima de los nidos de tortugas marinas puede provocar la compactación de la arena, lo cual puede reducir las posibilidades de éxito de la eclosión y matar a las crías pre-emergentes (Mann, 1977). El tránsito vehicular puede originar hondonadas o levantar barreras en la arena, imponiendo obstáculos a las tortugas anidadoras y neonatas que intentan alcanzar el mar, resultando en extender demasiado el periodo de viaje o en un entrampamiento. Las luces de los vehículos pueden desorientar (pérdida de orientación) o perder (orientar incorrectamente) a las crías. Las tortugas marinas que quedan atrapadas en hondonadas o, desorientadas por las luces de los faros, pueden ser más vulnerables a ser lastimadas o morir por depredación, deshidratación, o aplastamientos a causa de vehículos. (Hosier *et al*., 1981).

El tránsito en la playa puede también impactar el hábitat de anidación. Se ha encontrado que la compactación de la arena a causa de los vehículos disuade la construcción de nidos en otras especies. Adicionalmente, el tránsito vehicular en playas de anidación contribuye a la erosión, especialmente durante la marea alta, o en playas angostas donde el paso vehicular se concentra en la parte alta de la playa, frente a las dunas. La erosión y la destrucción de la parte frontal de las dunas pueden hacer que los nidos queden más expuestos a inundaciones por marea.

H.1.2. Construcción

Las construcciones costeras tienen el potencial de degradar el hábitat de las playas de anidación de la tortuga lora. Las actividades de construcción llevadas a cabo en las playas pueden lastimar o matar a las tortugas anidadoras, destruir los huevos, aplastar a las crías, y aplastar a las tortugas varadas provocándoles la muerte. La construcción de edificios dentro o justo detrás de las dunas puede degradar el hábitat de anidación al destruir el sistema de dunas, tan importante para una puesta e incubación exitosa de los huevos. La luz de estas construcciones durante la noche puede desorientar a las hembras que intentan desovar o a las crías recién nacidas que emergen durante las horas de oscuridad. Otras amenazas al ambiente de anidación, tales como la instalación de estructuras de protección (*armoring*), la restauración y/o la limpieza de las playas (véase arriba)

el tránsito vehicular (véase arriba) y el incremento en la alteración por actividades humanas, generalmente acompañan a las labores de construcción de edificios.

Restauración de playas
La restauración de playa es la periódica compensación de arena que se hace para aminorar su pérdida por erosión, con el fin de mantener una amplitud deseada de playa para la protección de las edificaciones costeras o para promover el turismo y satisfacer los requerimientos de actividades recreativas. La restauración de playa comúnmente involucra excavaciones de grandes cantidades de arena de un sitio para ser colocada en otra sección existente, pero erosionada, de la franja costera. La arena es típicamente dragada de ensenadas o áreas de "préstamo" mar adentro, aunque también pueden ser utilizados depósitos de tierra firme. Se sabe que las actividades de restauración de playa impactan la reproducción de las tortugas marinas al enterrar los nidos y reducir el éxito de eclosión y emergencia (Crain *et al.* 1995). Actualmente, la restauración de playa tiene poco efecto sobre las poblaciones de tortuga lora. Rancho Nuevo es un lugar remoto que tiene la condición de santuario, y la restauración de playas es costosa y poco probable de que ocurra allí. La mayoría de las anidaciones en los EE.UU. ocurre en PAIS, que también limita las actividades de restauración de playa; sin embargo, existe la posibilidad de que futuras actividades de esta naturaleza impacten sobre la tortuga lora, dada la expansión de sus áreas de anidación.

Otros estabilizadores de la franja costera
Las cercas de deriva también llamadas cercas de arena, hechas con entablados apretados o malla plástica, se colocan con el fin de construir o estabilizar a las dunas, atrapando a la arena que se mueve a lo largo de la playa, previniendo una excesiva pérdida de arena, o para proteger a los sistemas de dunas, impidiendo el acceso del público. Las cercas de deriva mal puestas, rotas, o abandonadas, pueden impedir los intentos de anidación y/o atrapar a las crías recién nacidas, o a las hembras anidadoras. Los espigones y malecones, diseñados para atrapar la arena removida por grandes corrientes ribereñas o para impedir que fluya hacia los canales, provocan que esta se acumule de un lado de la estructura y que sea deslavada por el otro (Pilkey *et al*. 1984), por lo que degradan el hábitat de las playas de anidación. Estas estructuras alteran el flujo del agua y los patrones de corrientes y pueden ocasionar que las crías emergidas, sean succionadas hacia su interior (provocando lesiones o muerte) o que sean inapropiadamente transportadas dentro de los sistemas de bahía con las mareas entrantes. Largos tubos hechos con geo-textiles de poliéster o polipropileno, se llenan de material dragado para usarse en la construcción de muelles o para estabilizar la franja costera. Estos tubos se desintegran (al cabo de entre 5 y 10 años) al ser expuestos a la radiación ultravioleta, pero pueden ocasionar que las tortugas lora queden atrapadas en ellos, o que traguen el material.

Exploración, desarrollo y extracción de fuentes de energía
La exploración y producción de petróleo ha sido llevada a cabo en el Golfo de México por más de cien años. Las actividades vinculadas a ello, incluyen –aunque no se limitan a estas-, la construcción de instalaciones de apoyo que abarcan desde refinerías a manejo de desechos, incremento en el tránsito vehicular y construcción de puertos, colocación de oleoductos, gasoductos, plataformas petroleras y el uso de explosivos y sonar. Además, la exploración en busca de nuevas fuentes de gas y petróleo muy probablemente se verá incrementada, a medida que las reservas ya explotadas se agoten.

La exploración y el desarrollo de fuentes de gas y petróleo plantean una amenaza potencial para las tortugas anidadoras, los huevos, las crías, y las tortugas varadas con vida. Las descargas de

petróleo sobre la playa, o arrojadas hacia la orilla, debidas a derrames, goteos de los ductos, etc., pueden anegar los nidos o adherirse a las tortugas anidadoras, las varadas con vida, o a las crías recién nacidas que se encaminan hacia el mar por las playas afectadas.

En México, la exploración y producción de petróleo se lleva a cabo principalmente al sur de Tamaulipas y al norte de Veracruz. Ocasionalmente, se han documentado tortugas lora varadas en las playas de desove, parcial o totalmente cubiertas de petróleo crudo derramado de buque tanques. La mortandad atribuida a la presencia de petróleo ha sido documentada, pero su impacto aún no ha sido cuantificado. Algunos estudios centrados en las tortugas marinas expuestas a los derrames del pozo *Ixtoc I*, mostraron una exposición crónica a los hidrocarburos; siendo que, las muestras de tejido examinadas, y su comparación con estudios similares en aves, indican que hubo un consumo mínimo de crudo al 50,000 ppm (partes por millón) en la dieta diaria (Márquez, 1994).

La exploración de petróleo y gas también ocurre en –o cerca de- algunas playas de los EE.UU., en donde se han documentado anidamientos de tortuga lora. El tránsito vehicular de playa (véase arriba) la iluminación, y el ruido asociado con estas actividades, presentan impactos potenciales sobre las tortugas anidadoras, los huevos, las crías, y las tortugas varadas. Se emprenden exploraciones y desarrollos en busca de gas y petróleo en PAIS, en donde se encuentran más de la mitad de los nidos registrados en los EE.UU. Sin embargo, el NPS no posee los derechos minerales de PAIS y debe permitir el acceso a estas exploraciones del subsuelo, por lo que el FWS y el NPS han implementado medidas paliativas, las cuales incluyen imponer un límite de circulación de 24 km por hora, para proteger a las tortugas anidadoras y a sus nidos de tales actividades.

Por décadas, se han explorado alternativas a las fuentes de energía tradicionales, las cuales se han vuelto cada vez más populares. Las granjas de viento levantadas mar adentro (>10 km de la costa) o en la orilla (<10 km de la costa) son capaces de convertir la energía cinética del viento en energía mecánica, que luego es transformada en electricidad. Las granjas de viento consisten en múltiples turbinas eólicas, que rotan sobre de un eje horizontal. La energía generada por estas turbinas en el mar, normalmente se transmite a través de cables submarinos, bien sea como corriente alterna, de bajo voltaje, o directa, de alto voltaje. Se ha propuesto la construcción de grandes granjas de viento en los lugares en donde se lleva a cabo la anidación, a orillas de la Isla del Padre Norte, Isla del Padre Sur e Isla de Galveston. También se ha sugerido la construcción de granjas de viento en el hábitat marino de la tortuga lora, frente a Massachusetts y Florida. Los impactos a las tortugas en su ambiente marino, así como a los huevos, crías, y tortugas anidadoras, pueden ser debidos a la construcción, iluminación, cambios en los sonidos ambientales resultado de vibraciones, alteraciones del ecosistema, actividades de mantenimiento y reparación, y cambios en los campos magnéticos, que aunque se desconocen sus efectos, pueden que resulten ser potencialmente significativos. La búsqueda y la confianza en fuentes de energía alterna muy posiblemente se verán incrementadas.

H.1.3. Alteraciones en el ecosistema

Erosión de la playa y alteración de la vegetación en los hábitats costeros

Los eventos de erosión pueden alterar la calidad del hábitat de la anidación. La erosión, frecuente o prolongada, las inundaciones por marea, y la acreción (acumulación de sedimentos) pueden afectar negativamente las nidadas en incubación. Los eventos a corto plazo de erosión (frentes fríos, nortes, tormentas tropicales, y huracanes) son un fenómeno común y pueden variar mucho

año con año. Las hembras anidadoras pueden depositar sus huevos en la base de un escarpado formado por un evento de erosión, lo cual resulta en que la nidada sea más vulnerable a repetidas inundaciones por efecto de la marea. Las tortugas marinas han desarrollado una estrategia para aminorar los efectos de la erosión natural de las playas de anidación, poniendo un gran número de huevos, y distribuyendo sus puestas lo mismo espacial, que temporalmente. Por ejemplo, en 1989, el huracán Gilberto depositó desechos y erosionó la playa, exponiendo el coral de roca, a todo lo largo de la parte central de Rancho Nuevo, desplazando, esa temporada, alrededor del 20% de la actividad de anidación hacia el norte (Márquez, 1990).

En raras ocasiones, la producción anual de crías se ve afectada por la inundación y erosión de las playas debida a tormentas. Sin embargo, las actividades humanas a lo largo de las costas, pueden acelerar los índices de erosión, interrumpir las migraciones naturales en la franja costera, y reducir, tanto la cantidad, como la calidad, del hábitat de anidación. Aún no queda claro hasta qué punto estos efectos, inducidos por las actividades humanas, pudieran reducir la producción de crías de la tortuga lora. Lo que sí se sabe, es que la deforestación para actividades agrícolas y la sobre-explotación por pastoreo de vacas y cabras, ha alterado la composición de la vegetación en las playas de anidación y áreas adyacentes de Tamaulipas, y se cree que la alteración a gran escala de la vegetación, cambia los patrones de lluvia creando un aumento de ésta, lo cual incrementa la erosión de las playas (Márquez, 1994).

La erosión de algunas de las playas de desove de la tortuga lora en Texas es considerable, particularmente en la costa norte de la isla Galveston, la Península de Bolívar, y Surfside (TAMU, datos sin publicar, http://coastal.tamug.edu/links.html).

Basados en estudios disponibles sobre la geología de PAIS, y consultas a los geólogos que han trabajado en su costa, Bob Morton (USGS) y Jim Gibeau (Texas A&M, Universidad de Corpus Christi), parece que la mayor parte de la playa dentro de los límites de PAIS, se encuentra en proceso de acreción a largo plazo (Jim Lindsay, PAIS, comunicación personal, 2009). Definir cuándo las áreas se encuentran en acreción o erosión, depende de los ciclos de acumulación o erosión a lo largo de muchas décadas o tras cientos de años. Los impactos de los huracanes en años recientes han estrechado la franja costera e impactado las dunas, lo cual ha ocurrido en diversas ocasiones. Los vehículos que transitan frente a las dunas acaban con la vegetación y hacen más lenta su migración hacia el Golfo, pudiendo entorpecer el proceso de acreción. Aunque la mayor parte de PAIS parece estar en proceso de acreción, el tercio sur de esta región se encuentra sumido en un estado de erosión prolongada, exacerbado por los muelles de Canal de Mansfield (construidos en 1957), los cuales restringen el flujo de sedimento al norte del canal. La playa al norte de los muelles es intermitentemente rellenada con arena, cuando los ingenieros de las fuerzas armadas dragan el canal, pero el transporte de sedimento desde esta área no parece estar aminorando la erosión a pocos kilómetros al norte del canal.

H.1.4.Contaminación

Petróleo, gasolina, chapopote, y químicos
La información sobre los impactos del crudo sobre las hembras anidadoras de la tortuga lora es escasa. Las hembras anidadoras pueden arrastrarse por entre el petróleo de playas contaminadas, cubriéndose la piel y el carapacho completamente, o también puede ser que decidan evitarlas (Milton *et al*. 2003). Se podría prevenir su acceso a las playas de anidación contaminadas colocando barreras de contención u otros aditamentos comúnmente usados en el control de derrames petroleros.

El Golfo de México es un área de alta densidad de extracción y exploración petrolera en alta mar, que constantemente presenta pequeñas fugas crónicas y ocasionalmente derrames masivos, como la explosión y destrucción del buque superpetrolero cargado Mega Borg, en las costas de Galveston, en 1990, o la explosión e incendio de la plataforma Ixtoc-I, en la bahía de Campeche, en 1979; durante la cual, en el transcurso de varios meses, entre 10,000 y 15,000 barriles de petróleo fueron derramados diariamente por la fuga. Las playas de anidación de Rancho Nuevo fueron afectadas por el derrame de Ixtoc-I. Sin embargo, el derrame llegó a las playas de anidación después de la temporada y no había adultos presentes en el área.

En la primavera de 2010, la plataforma petrolera de extracción profunda *Deepwater Horizon* (DWH) sufrió un accidente que produjo una explosión de tal magnitud, que hizo que su torre de perforación se hundiera en el Golfo de México, en medio de un incontrolable derrame de petróleo, a principios de la temporada de anidación. Si bien los científicos apenas están comenzando a entender los efectos a largo plazo de este desastre, sus efectos a corto plazo fueron menos graves, gracias a la oportuna acción coordinada de organismos federales, estatales y locales, que lograron que la mancha de petróleo no alcanzara las playas de anidación de México y Texas, aunque sí afectaron las de Alabama y las del sector de Florida. En donde el crudo llegó a las playas de anidación, los nidos fueron reubicados en playas no afectadas, donde las crías pudieron ser liberadas en el agua.

Los nidos pueden ser cubiertos de petróleo si los derrames penetran lo suficiente dentro de la playa como para alcanzar la zona en donde los huevos son depositados. En 1980, experimentos de laboratorio con cinco nidadas de tortuga caguama, provenientes de Merrit Island, Florida, y nidos *in situ* de tortuga lora, originarios de Rancho Nuevo, a un año del derrame de la plataforma Ixtoc, fueron utilizados para determinar los efectos del crudo en el desarrollo de los embriones. Los investigadores llegaron a la conclusión de que el petróleo que llega a una playa de anidación antes de que se lleve a cabo ésta, incluso sólo unas pocas semanas antes de la anidación, posiblemente tendría una degradación hacia un estado no tóxico, antes de la llegada de las hembras. Pero si el petróleo llega a la playa mientras los huevos se están incubando, existe la posibilidad de una elevada mortandad, sobre todo si el petróleo es transportado lo suficientemente arriba en la playa como para alcanzar el nivel de los nidos (Fritts y McGehee, 1981). El petróleo derramado sobre una nidada de huevos tuvo un impacto aún más negativo en el éxito de la eclosión, que la exposición de los huevos al petróleo mezclado con la arena. La porción del huevo cubierta por petróleo puede afectar el éxito de la eclosión (Phillott y Parmenter, 2001). El petróleo puede tener un impacto adverso sobre la playa de anidación, alterando el intercambio de gases dentro del nido, trastornado el ambiente hídrico, y/o modificando su temperatura al cambiar su color, y por lo tanto la conductividad térmica de la arena (véase Milton *et al*., 2003). Los huevos también pueden ser afectados por las actividades de limpieza de derrames petroleros.

Las crías que entran en contacto directo con petróleo, al arrastrarse hacia el agua, pueden sufrir una serie de trastornos que van desde intoxicación aguda o movimientos anormales, hasta afectaciones en sus funciones corporales (Milton *et al.* 2003); sin embargo, no existen datos sistemáticos respecto a los efectos de los derrames de petróleo sobre las crías de la tortuga lora en la zona terrestre.

Contaminación lumínica
Extensas investigaciones han demostrado que el componente principal del comportamiento de las crías de tortugas marinas, para encontrar el mar es una respuesta visual a la luz (Daniel y Smith, 1947; Hendrickson, 1958; Carr y Ogren, 1960*;* Ehrenfeld y Carr, 1967; Dickerson y Nelson, 1989; Witherington y Bjorndal, 1991). La iluminación artificial de los frentes de playa debida a edificaciones, iluminación púbica, cruces por las dunas, vehículos, y todo tipo de luces frente a la playa, así como experimentos con luz artificial, han documentado la desorientación y orientación equivocada de las crías recién nacidas de la tortuga lora, la caguama, la verde, la laúd y la carey (McFarlane, 1963*;* Philibosian, 1976; Mann, 1977; Ehrhart, 1983; Dickerson y Nelson, 1989). En Texas, la crías de tortuga lora se han desorientado por las luces del tránsito de las carreteras y de los edificios, durante algunas liberaciones y emergencias ocurridas de noche (D. Shaver, PAIS, comunicación personal, 2008). No se documentó ninguna tortuga muerta en la playa, como resultado de la desorientación o de la orientación incorrecta, pero algunas pudieron haberse perdido en la vegetación, en los lugares en donde estaban los nidos *in situ*, en la Península de Bolívar en 2008. (C. Hughes, TAMU, comunicación personal 2008).

Debido a que las crías se dirigen hacia la luz o deambulan en la playa, su exposición a depredadores terrestres y la posibilidad de muerte por desecación se incrementan de manera considerable. Las crías desorientadas pueden quedar atrapadas en la vegetación o en la basura, o entrar, equivocadamente, en caminos circundantes para luego ser arrolladas por vehículos. Las crías que tienen éxito en llegar hasta el agua, podrían desorientarse después de entrar en la rompiente o mientras permanecen en aguas cercanas a la orilla. La luz artificial intensa puede inclusive traer de regreso a las crías que ya habían cruzado la rompiente, (Daniel y Smith, 1947; Carr y Ogren, 1960).

En México, la contaminación lumínica no es problema en las principales playas de anidación de Tamaulipas.

Toxinas
Se desconocen los efectos de estos contaminantes en los huevos y crías de tortuga marina. Las toxinas naturales y antropogénicas pueden provocar enfermedades o cambios bioquímicos en los organismos expuestos a ellas. Las toxinas pueden alterar las actividades metabólicas, el desarrollo, y la capacidad reproductiva. Estudios en especies de tortugas de agua dulce han demostrado que altas concentraciones de bifenilos clorados (CBs, por sus siglas en inglés) y pesticidas organoclorados (OCPs por sus siglas en inglés) en los huevos, están correlacionados directamente con la disminución del éxito en la eclosión (Bishop *et al*., 1991). Se han encontrado altas concentraciones de contaminantes orgánicos en la sangre de tortugas marinas lora y verdes (Swarthout *et al.*, 2010), encontrándose también en las crías recién nacidas y en los huevos de tortugas verdes y caguamas, lo cual sugiere que las hembras descargan estos contaminantes en sus huevos (McKenzie *et al*., 1999).

H.1.5. Interacciones entre especies

Depredación
En México, los principales depredadores de los nidos de la tortuga lora son los mamíferos, incluyendo mapaches, cerdos, zorrillos y tejones. Se sabe que también varias especies de hormigas depredan nidos. Las crías recién eclosionadas son presas de cangrejos fantasma, mapaches, coyotes, zorrillos y tejones. Durante las temporadas de anidación 2003-2004, en Rancho Nuevo, un total de 88 nidos *in situ* fueron dejados sin cubiertas protectoras, que evitan la

depredación. De estos, 73 fueron depredados y 8 saqueados, sugiriendo que la carga de depredación en la playa es capaz de reclamar una alta proporción de los nidos desprotegidos. Sin embargo, conforme las dimensiones de las arribadas se incrementen, la saciedad de los depredadores puede, de hecho, limitar la depredación (Wibbels y Geis, 2004; Wibbels y Park, 2005). Al igual que el saqueo, la depredación de los nidos se ha reducido considerablemente, debido a la creciente presencia humana y al uso de corrales en los nidos.

Se han recolectado ácaros del género *Macrocheles* en tortugas loras recién nacidas, de nidos reubicados en Rancho Nuevo (Mast y Carr, 1985). Se cree que la presencia de ácaros es circunstancial, y debida a infestación por moscas, lo cual se sabe reduce el éxito de eclosión en otras especies de tortugas marinas (Broderick y Hancock, 1997).

La depredación por animales domésticos ha sido mínima, debido a que el 90% de los nidos en México es reubicado en corrales. Sin embargo, entre más nidos sean dejados *in situ*, la depredación es más probable que ocurra, especialmente cerca de poblados tales como Barra del Tordo y Ostionales. En Rancho Nuevo y Barra del Tordo-Playa Dos, los técnicos han observado que se pierde un 5% de los nidos por causa de perros, cerdos y gatos, asociados con los asentamientos humanos a lo largo de la costa. La depredación se incrementa durante los eventos de arribada, dado que el incremento de nidos en la playa impide que los técnicos los puedan reubicar a todos (M. Arciniega, SEMARNAT, comunicación personal, 2007).

La “hormiga de fuego”, especie exótica sudamericana (*Solenopsis invicta*), es un depredador tanto de huevos de tortuga lora, como de sus crías. Durante 1980, tan sólo dos crías eclosionaron de un nido de tortuga lora incubado *in situ* en la Reserva costera de la Isla del Padre, y la investigación del nido durante la eclosión, reveló que la depredación por hormigas de fuego había sido la causa más probable de la eclosión fallida en este nido (Donna Shaver, PAIS, comunicación personal, 2006). En 1997, las hormigas de fuego infestaron un nido de tortuga lora en la Isla Mustang, inmediatamente después de su puesta, en una duna creada artificialmente por maquinaria pesada, la cual había desplazado un montículo de algas de sargazo (*Sargassum)* y arena hacia la línea de dunas (Shaver, 1998a). Las hormigas fueron retiradas de cada huevo antes de ser colocados en una caja de incubación, evitando que su viabilidad se viera impactada. Sin embargo, el éxito de eclosión pudo haber disminuido significativamente, si los huevos no hubieran sido localizados y retirados del sitio. Las hormigas de fuego intentaron penetrar las dos primeras instalaciones de incubación en PAIS y en el corral en la Isla del Padre Sur, pero se implementaron programas de prevención para impedir que alcanzaran a dañar a los huevos o a las crías. Estos esfuerzos de prevención incluyeron la eliminación meticulosa de organismos muertos y arena que hubiera entrado en contacto con los huevos eclosionados, de tal manera que estos materiales no atrajeran a las hormigas. Además, los nidos en eclosión fueron monitoreados de cerca, de manera que si se detectaban hormigas en su vecindad, estas pudieran ser aplastadas a mano, o los huevos y las crías pudieran ser reubicados antes de sufrir algún daño. Se sabe que las gaviotas, los coyotes, los tejones, los mapaches, y los cangrejos fantasma, también han destruido huevos o matado crías en la costa de Texas.

Patógenos y enfermedades

Los patógenos bacterianos y micóticos en los nidos comúnmente se incrementan intensamente durante situaciones de anidaciones de alta densidad, tales como las arribadas. Esto ha sido profusamente documentado durante las grandes arribadas de la tortuga golfina en Nancite, Costa Rica (Mo, 1988), donde en ciertos años y ciertas secciones de la playa, el éxito de eclosión puede ser tan bajo como 5% (Cornelius, 1986; Mo, 1988). Mientras que la densidad de los nidos de la

tortuga lora en Rancho Nuevo y playas adyacentes se siga incrementando, será necesario un monitoreo apropiado del éxito de eclosión, para determinar si existen efectos denso-dependientes en éste.

Modificación del hábitat por especies invasoras
Existen muchas áreas costeras invadidas por vegetación introducida, la cual frecuentemente deja fuera de competencia a las especies nativas, tales como la avena de mar (*Uniola paniculata*), el bejuco de playa (*Ipomoea pes-caprae*), la uva de playa (*Coccoloba uvifera*), e pasto aguja (*Panicum amarum*), y la muñequita de agua (*Hydrocotyle bonariensis*). La invasión de vegetación con menos capacidad de estabilización puede incrementar la erosión y la degradación de un adecuado hábitat para la anidación. Estas plantas invasoras también son capaces de formar impenetrables alfombras de raíces que pueden impedir la adecuada excavación de los nidos, invadir y desecar los huevos, o atrapar a las tortugas neonatas.

El pino australiano (*Casuarina equisetifolia*) es común en Tamaulipas, donde se usa como barrera contra el viento. Se desconoce si esta planta podría darse con éxito a lo largo de la playa baja, donde ocurre la anidación. Por el momento, el pino australiano no representa ningún problema en las playas de anidación, pero podría suponer una amenaza en el futuro, pues se ha documentado que ha sido perjudicial para otras especies de tortugas marinas. A lo largo de la zona central y sur de la Florida, densos grupos de árboles se han extendido en muchas áreas costeras. Los pinos australianos le dan una sombra excesiva a la playa, que normalmente no tendría. Estudios llevados a cabo en la Florida, sugieren que los nidos puestos en las áreas sombreadas, están sujetos a una temperatura de incubación menor, lo cual puede alterar la proporción de sexos de las crías (Marcus y Maley, 1987; Hanson *et al*., 1998; Schmelz y Mezich, 1988). Sin embargo, Schmid *et al* (2008), al analizar la erradicación del pino australiano de una playa de anidación de la tortuga caguama, encontraron que la sombra de los árboles no afectaba la temperatura de incubación de los nidos más que la vegetación natural de las dunas. El sistema de raíces superficiales de estos pinos puede interferir con la construcción de los nidos (Schmelz y Mezich, 1988), y se ha observado que en aquellos lugares en donde densas agrupaciones de pinos australianos han desplazado a la vegetación nativa de las dunas, disminuyó la actividad de anidación (Davis y Whiting, 1977).

H.1.6. Otros factores

Cambio climático
Históricamente, el cambio climático en periodos normales (de miles de años) nunca significó un problema para las tortugas marinas, puesto que han sobrevivido durante millones de años. La tortuga lora ha existido por aproximadamente 3-4 millones de años como especie (Bowen y Karl, 1997). Existe un 90% de probabilidad de que el calentamiento de la atmósfera de la Tierra a partir de 1750, sea debido a las actividades humanas, las cuales traen como resultado un incremento de dióxido de carbono, metano, y óxido nitroso (Panel Inter-gubernamental sobre el Cambio Climático -IPCC, por sus siglas en inglés-, 2007). Todos los reptiles, incluidas las tortugas marinas, tienen una enorme dependencia de su ambiente térmico, para regular sus procesos fisiológicos y para llevar a cabo adaptaciones a través de su comportamiento (Spotila *et al*., 1997). En el caso de las tortugas marinas, en el cual muchas otras alteraciones en su hábitat han sido documentadas (el desarrollo de playas o la pérdida del hábitat para alimentación), la posibilidad de acentuados impactos sinergísticos en la supervivencia de la especie puede ser aún más importante a largo plazo. Tales problemas potenciales han sido discutidos por algún tiempo (Myers, 1992). En estas especies, en las que la temperatura determina el sexo de los embriones

en desarrollo, aún unos pocos grados de cambio en la temperatura de las playas durante la próxima década, provocaría un fuerte cambio hacia una mayor producción de crías hembras. Se supone que tal tendencia hacia un mayor número de hembras incrementaría la producción de huevos y por lo tanto, incrementaría la tasa de recuperación (asumiendo que la disponibilidad de machos no constituya un factor limitante) (Coyne y Landry, 2007). A pesar de que un macho puede ser capaz de inseminar a varias hembras, no se sabe hasta qué punto el porcentaje de éstos se vuelve insuficiente para inducir los mayores índices de fertilización posibles en una población. Si la baja proporción de machos se torna en un factor limitante de la ecología reproductiva de la tortuga lora, el rendimiento reproductivo de la población podría disminuir (Coyne, 2000). Una baja cantidad de machos también podrían dar como resultado una pérdida de la diversidad genética en una población. Sin embargo, actualmente no hay evidencia que esto constituya un problema en el caso de poblaciones de tortuga lora (Kichler *et al*., 1999; Kichler Holder y Holder, 2007, pero véase Stephens, 2003). Los datos sugieren que una tendencia hacia un mayor número de hembras puede ya estar presente en las poblaciones de tortuga lora, y que esto sería ventajoso para la recuperación a corto plazo de esta tortuga marina en peligro de extinción, pero la manipulación de la proporción de sexos normales podría tener consecuencias desconocidas a largo plazo, las cuales podrían ser tanto positivas como negativas.

Catástrofes naturales

Los huracanes y las grandes tormentas son un fenómeno frecuente. Las tortugas marinas han desarrollado en su evolución una estrategia para minimizar los efectos de tales fenómenos, poniendo grandes cantidades de huevos y distribuyendo sus puestas, tanto espacial como temporalmente. Sin embargo, los eventos de huracanes y tormentas tropicales han destruido tanto el hábitat de las playas de anidación como los nidos en el pasado, y bien pueden seguir haciéndolo en el futuro. Las tormentas y huracanes son más frecuentes a lo largo de las costas de México y el Golfo de México en agosto y septiembre, cuando los huevos y las crías recién nacidas son más vulnerables. Los huracanes y las tormentas severas pueden remover las dunas embrionarias y primarias, o crear canales de desagüe, reduciendo la capacidad del hábitat para sostener la puesta e incubación de huevos. Los canales de desagüe pueden también impedir el acceso para la localización y protección de nidos, y tales alteraciones en el ambiente ya han ocurrido, lo mismo en México, que en los EE.UU. (P. Burchfield, GPZ, comunicación personal, 2006; D. Shaver, PAIS, comunicación personal, 2006). Tanto los huevos en incubación como las crías recién nacidas, pueden ser destruidos por un contacto prolongado con el agua de mar de la parte superior del nido, por acumulación de arena sobre la tapa del nido, o porque los huevos sean desenterrados y arrastrados hacia el mar. Durante la década de los ochenta, en México, los nidos fueron destruidos o dañados por huracanes o por fuertes tormentas; sin embargo la mortalidad fue posteriormente controlada, cuando los corrales para la incubación de huevos fueron reubicados en terrenos más elevados de la playa (P. Burchfield, GPZ, comunicación personal, 2006). En contraste, la falta de lluvia puede cambiar la compactación de la arena, el contenido de humedad y la temperatura, pudiendo afectar negativamente el desarrollo de los huevos.

Actividades de investigación y conservación

Algunas de las actividades de investigación y conservación llevadas a cabo en México y los EE.UU., podrían potencialmente dañar o matar a las tortugas lora o destruir sus huevos. Los técnicos de campo en busca de tortugas anidadoras pueden alterarlas obligándolas a abandonar sus intentos de anidación, o pueden pisar los nidos o las tortugas. Las tortugas anidadoras y tortugas llevadas a las instalaciones de rehabilitación o laboratorios, pueden resultar involuntariamente heridas o muertas, durante su transporte, tratamiento, documentación, o

estudio. La mayor parte de los nidos de tortuga lora son colocados en corrales o en instalaciones de incubación para protegerlos de varias amenazas, tales como depredación, saqueo, o inundaciones por marea. Las técnicas de manejo que reubican o concentran los nidos, tienen el potencial de disminuir el éxito de eclosión o de alterar la proporción de sexos. A menos que se haga con sumo cuidado, los huevos que son reubicados después de 12 horas tras su deposición, podrían tener una menor probabilidad de éxito de eclosión, que si se dejaran *in situ*. Los huevos que son reubicados en terrenos más elevados de la playa, para su incubación *in situ* en un corral, tenderían a permanecer más calientes que si hubieran sido dejados en las zonas bajas, y –por lo tanto- son más proclives a producir una mayor proporción de hembras. Los huevos reubicados en instalaciones de incubación pueden desarrollarse bajo condiciones más frescas, y por lo tanto, producir una mayor proporción de machos. Sin embargo a partir de mediados de los ochenta, se implementaron prácticas que resultaron exitosas para elevar intencionalmente la temperatura en las instalaciones incubadoras de PAIS y producir preferentemente hembras.

En 2007, el NMFS autorizó el transporte de 1,365 tortugas lora vivas y 26 cadáveres, como resultado de 22 experimentos (NMFS datos sin publicar de seguimiento de permisos, 2007). México autorizó la captura de 20,000 tortugas lora vivas para actividades de investigación y conservación (para su marcado o reubicación de huevos) incluido Rancho Nuevo (SEMARNAT, datos sin publicar de seguimiento de permisos, 2007). La gran mayoría de tortugas lora capturadas para investigaciones son liberadas vivas y sin ningún daño.

Actividades militares

Actualmente, las actividades militares no representan amenaza para las hembras anidadoras, nidos, huevos, ni crías recién nacidas, de tortuga lora. Aunque, en algún momento, se sugirieron las playas de PAIS como alternativa para ejercicios militares, tras el cierre de un campo de tiro localizado en Vieques, Puerto Rico, tal proyecto fue abandonado. El equipo opina que los asuntos de seguridad nacional tenderán a incrementar los ejercicios militares en el futuro. Los ejercicios militares en las playas podrían dañar o acabar tanto con tortugas anidadoras, huevos, crías y con tortugas varadas, por aplastamiento. Las tortugas anidadoras podrían abandonar sus intentos de anidación debido a la conmoción, o las crías podrían quedar desorientadas debido a las luces asociadas con tales ejercicios.

Las huellas dejadas en la arena por las hembras anidadoras podrían ser borradas, tornando difícil, si no es que imposible, localizar, documentar y proteger los nidos. Las actividades asociadas con ejercicios militares podrían desenterrar y destruir a los huevos en incubación o remover la capa superior de arena sobre los nidos, exponiendo a las crías pre-emergentes cercanas a la parte superior del nido, o disminuyendo la profundidad de los huevos de arriba, haciéndolos más vulnerables al sobrecalentamiento y aplastamiento por vehículos o transeúntes. Se podría incrementar la mortandad por rompimiento de huevos o compactación de la arena sobre el nido, haciendo difícil, o imposible que las crías escapen. El hábitat de las playas de anidación podría ser dañado o destruido.

Financiamiento

Generalmente, no se especifica la falta de financiamiento como una de las amenazas en los planes de recuperación. Sin embargo, el Equipo tiene la firme opinión de que la falta de financiamiento debe de ser resaltada como un factor potencial que puede revertir el crecimiento de la población de la tortuga lora. El apoyo financiero para monitorear, proteger e implementar esfuerzos educativos, es crucial para la recuperación de la tortuga lora. Estos esfuerzos requieren de personal, vehículos, infraestructura, materiales y equipo asociado. El monitoreo y

la educación no sólo hace posible la localización, documentación y protección de las tortugas anidadoras, los huevos, las crías y las tortugas varadas, sino que también significan un excelente elemento disuasivo de posibles interacciones humanas negativas con estos animales. Muchos de los programas existentes están financiados principalmente por donaciones y fondos. Estos apoyos de corta duración, varían significativamente año con año, por lo que se requieren fuentes de financiamiento más estables para la continuidad a largo plazo de estos programas.

H.2. Medio Marino: Zona nerítica y oceánica

H.2.1. Uso de recursos: captura incidental en pesquerías

Las tortugas marinas atrapadas en la pesca comercial y recreativa son comúnmente muertas o heridas. Su enredo en aparejos de pesca puede resultar en abrasiones, limitaciones, necrosis de tejidos y ahogamiento. Las tortugas que son forzadas a sumergirse padecen estrés respiratorio y metabólico que puede resultar en alteraciones severas de su bioquímica. El estrés por sumergimiento forzado puede disparar una glicólisis anaeróbica, que algunas veces produce la muerte (Lutcavage y Lutz, 1997; Hoopes *et al*, 2000; Stabenau y Vietti, 2003; Snoddy *et al*, 2009). Por lo tanto, el reducir el riesgo de interacciones con los aparejos de pesca es importante para la recuperación de la tortuga lora.

Redes de arrastre, pesca de fondo
De toda la pesca comercial y recreativa en los EE.UU., la pesca del camarón con redes de arrastre es la que ha tenido los mayores efectos en el estado de la población de las tortugas marinas. La Academia Nacional de Ciencias de los EE.UU., ha estimado que entre 500 y 5,000 tortugas lora son muertas por la flota camaronera de alta mar en el Atlántico Sureste y en el Golfo de México (Magnuson *et al.*, 1990). Se estimó que la mortandad asociada con las redes de arrastre camaroneras es 10 veces superior a todos los otros factores relacionados con actividades humanas combinados. Sin embargo, estas estimaciones están basadas en una pesquería sobre-capitalizada que no usaba TEDs. En años recientes, la pesca del camarón se redujo debido a diversos factores, incluyendo el incremento en el costo del combustible, reducción del precio del camarón, competencia con el camarón importado y producido por acuicultura y por la temporada 2005 de huracanes (NMFS 2007a; Caillouet *et al*, 2008). Por lo tanto, el impacto relativo de la pesquería del camarón sobre las tortugas marinas, probablemente es más bajo de lo que se estimó en el pasado, basándose exclusivamente en el esfuerzo de pesca.

En 1978, el NMFS comenzó a hacer pruebas con un aditamento que podría separar la pesca de especies objetivo de las capturas incidentales de otras especies. Su diseño estaba basado en un dispositivo usado en varios barcos camaroneros, para excluir a las medusas. Tras los experimentos, se descubrió que las capturas de tortugas podrían ser eliminadas casi completamente y nombraron al aditamento como TED (Oravetz y Grant, 1986). Sin embargo, el diseño original era pesado y difícil de manejar, por lo que el NMFS, con la cooperación de diversos pescadores comerciales, desarrollaron varios nuevos diseños de TEDs más ligeros. Dado el cada vez mayor número de nuevos diseños de TEDs desarrollados por los pescadores, el NMFS implementó lineamientos estandarizados que obligaban a que tales aditamentos tuvieran cuando menos un 97% de eficacia en la exclusión de tortugas (NMFS, 1987; véase también G.3.2. Estados Unidos) para su aprobación. Los TEDs fueron por vez primera totalmente implementados en la temporada de 1990, y para 1994, eran obligatorios en todas las áreas en donde la pesquería camaronera del sureste de los EE.UU. operaba y en todas las épocas del año (Epperly, 2003). Bajo los requerimientos actuales de los TEDs, la mortandad anual de la tortuga

lora, al sureste de los EE.UU. y en el Golfo de México, por causa de la pesca del camarón, se estimó en hasta 4,208 individuos (NMFS 2002a). Sin embargo, estas estimaciones se basan en el esfuerzo de la pesca camaronera, a partir de 2001. Para 2009, el esfuerzo pesquero de camarón se había reducido en 61% en el Golfo de México, y en 38% en el Atlántico de los EE.UU. (SEFSC, 2011). Asumiendo que la tasa de capturas incidentales ha permanecido sin cambios, según las estimaciones del NMFS (2002a), y utilizando el esfuerzo pesquero de 2009, las capturas letales de tortuga lora para ese año, se estimaron en 1,717 individuos. Sin embargo, un aumento de juveniles neríticos en una población en crecimiento, puede exponer a más tortugas a las redes de arrastre camaroneras, por lo que la estimación de captura incidental de 2009, podría tener un sesgo con tendencia baja.

Desde 1992, los TEDs también han sido obligatorios para las pesquerías de lenguado que operan frente a las costas de Virginia y Carolina del Norte. Como resultado de varamientos excepcionalmente frecuentes de tortugas marinas a lo largo de las costas del sur de Virginia y al norte de Carolina del Norte, en el otoño de 1991, el NMFS implementó un programa de monitoreo en el mar de la pesquería de lenguado. Un estimado de 1,063 tortugas (95% C.I. = 529-1,764) de todas las especies, fueron capturadas por esta flota (Epperly *et al*, 1995c). La tortuga lora representó el 36% de las capturas estimadas totales (vivas y letales) y se estima que de 0-56 tortugas lora fueron muertas. De 1996-2007, fueron documentadas tres tortugas lora capturadas por la pesquería de lenguado que operaba en Virginia y Carolina del Norte (Murray, 2006; NMFS, datos sin publicar, 2007).

En México, los barcos camaroneros no operan todo el año, y sus tiempos y periodicidad dependen de las migraciones del camarón desde las lagunas hacia el mar, lo cual ocurre entre mayo y junio (Fernández-M *et al.*, 2001; DOF, 2007). Todos los barcos camaroneros deben de ser inspeccionados por la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) la cual debe certificar que sus dispositivos de exclusión de tortugas marinas (TEDs) se encuentren correctamente instalados, para permitirles salir a pescar.

Anteriormente había gran cantidad de redes de arrastre en uso en las aguas del Golfo de México, pero sus áreas de pesca se encontraban más allá de la plataforma continental de la Península de Yucatán. Durante 89 salidas de pesca (de marzo de 1997 a diciembre de 2000) fueron reportadas 693 tortugas capturadas, siendo la mayoría tortugas caguama (72.9%) seguidas de tortugas carey (25.3%) y tortugas lora (0.7%). Esta flota dejó de operar en 2004 (Quiroga-Brahms, 2004).

En los EE.UU., los TEDs no son obligatorios en muchas pesquerías de arrastre que podrían interactuar con la tortuga lora (Epperly *et al.*, 2002). Se utilizan redes de arrastre camaroneras ribereñas (*skimmer trawls*) para la captura de camarón, el cual es pescado en aguas costeras por todo el sureste de los EE.UU., en todos los estados, a excepción de Texas. Este tipo de redes se ha vuelto cada vez más popular, en parte debido a que están exentas del requisito de contar con un dispositivo de exclusión; aunque permanecen obligadas a restringir el tiempo de arrastre con el fin de reducir la probabilidad de mortandad. Las redes de arrastre camaroneras ribereñas se instalan sobre marcos montados en las bandas de los botes, de forma que parte de la red se extiende sobre la superficie del agua. No existe una estimación del total de capturas de tortugas en este tipo de redes, pero sí se han observado tortugas lora atrapadas en ellas (NMFS SEFSC, datos sin publicar).

Las tortugas también son capturadas en redes de arrastre de prueba utilizadas en redes de arrastre de puertas (*otter trawls*), en la pesquería de camarón. Como las redes de arrastre camaroneras

ribereñas, éstas también están sujetas a restricciones en cuanto a los tiempos de arrastre. En 2009, se observaron 4 tortugas loras en redes de arrastre de prueba, todas en el Golfo de México (SEFSC, 2011). Todas fueron liberadas vivas.

El arrastre con viga es utilizado por aproximadamente 15 embarcaciones que pescan peces para carnada y camarón de consumo, en aguas costeras adyacentes a Corpus Christi, Texas. Las redes para arrastre con viga se describen como una red de arrastre camaronera, la cual es fijada a la boca de un poste rígido, bajo o marco para mantener velocidad (Epperly *et al*. 2002). Las redes de arrastre con viga tienen el potencial de capturar tortugas marinas. Las redes de arrastre camaroneras, conocidas como redes de arrastre con viga o "*pusher head trawls"* están prohibidas en Luisiana, pero pueden operar frente al Mississippi. El aparejo consiste de un marco rígido o flexible y la red está unida a un par de varas largas montadas en la proa. La red es "empujada" hacia afuera en frente del bote. Los pescadores que utilizan redes de arrastre con viga o del tipo "*pusher head*" deben limitar sus tiempos de arrastre para disminuir la probabilidad de que una tortuga marina se ahogue en la red (Epperly *et al*, 2002).

Menos de una docena de camaroneros que operan en el norte del Golfo de México usarán sus redes de arrastre camaroneras sin TEDs, para pescar sargos (*Archosargus probatocephalus*) y corvina negra (*Pogonias cromis*) y así tener una ganancia adicional si el tiempo es malo o cuando la pesca de camarón es baja (G. Rousse y J. Boulet, NMFS, comunicación personal, 2005). La probabilidad de que estas embarcaciones se encuentren una tortuga lora es la misma que la de la pesquería de camarón en el área.

Las redes de arrastre caracoleras (*whelk trawls*) son utilizadas actualmente en Carolina del Sur y Georgia, durante finales de invierno y principios de primavera. Desde diciembre de 2000, los TEDs son obligatorios en Georgia, cuando se hacen arrastres de caracol. Dichas restricciones no ocurren en Carolina del Sur, pero la pesquería está regulada y se cierra una vez que la temperatura del agua alcanza los 17.8°C (Epperly 2003).

Las redes en canal (*channel nets*) son similares a las redes de arrastre camaroneras pero se utilizan como un aparejo estático. Las redes en canal tienen forma de embudo, son redes estacionarias que los pescadores fijan con estacas y anclan en canales con flujo alto, canales y ríos para capturar camarones en migración (Epperly *et al.*, 2002). Las redes en canal sólo se utilizan en Carolina del Norte y en Carolina del Sur y su uso está prohibido en Florida y Luisiana (Epperly *et al.* 2002). En Carolina del Sur, las TEDs son obligatorias en la pesca con redes de canal, cuando se usan a profundidades a partir de los tres metros.

Las pesquerías de arrastre de fondo y de media agua, son el componente más importante de las pesquerías del noreste y la mitad del Atlántico (Orphanides y Magnusson, 2007). Los arrastres de fondo tienen como especies blanco a calamares y peces de aleta alrededor del 80% del tiempo y sus esfuerzos tienen lugar a lo largo del Golfo de Maine, el Banco Georges y la zona sur de Nueva Inglaterra. Los ostiones, caracoles y cangrejos también son capturados en redes de arrastre. Se ha documentado que las tortugas lora interactúan con las pesquerías de arrastre de fondo en el noreste, pero la estimación de captura no intencionada no fue estimada porque sólo se observaron dos capturas desde 1996 hasta 2004 (Murray, 2008). Existe incertidumbre sobre los impactos que pueden tener las pesquerías de arrastre de fondo sin TEDs, sobre las tortugas loras (e.g. NMFS, 1999).

Las escameras (*flynets*) son redes de arrastre con amplias aberturas, que se utilizan típicamente para la captura de especies de calamar y peces de aleta, que nadan en cardúmenes en la columna de agua, un poco más arriba que los típicos peces bentónicos (NCDMF, 2007). Las especies objetivo incluyen los calamares de los géneros *Loligo* e *Ilex*, corvina del Atlántico, corvinata real, sargo de América del Norte, robalo, robalo rayado y anchoa de banco. Las redes de arrastre escameras se utilizan tanto en aguas costeras como en mar abierto. Las pesquerías costeras tienen lugar a profundidades menores a los 91.4 m y operan todo el año en la zona media del Atlántico, dependiendo de las especies blanco. Las pesquerías de mar abierto tienen lugar más allá de los 91.4m de profundidad y operan, desde el Cabo Cod en Massachusetts hasta Cabo Hatteras, en Carolina del Norte, desde septiembre hasta mayo, dependiendo de las especies blanco (NCDMF, 2007). Murray (2006), reportó interacciones de tortuga caguama en redes de arrastre escameras durante 1994-1998. Sin embargo, a inicios del año 2000, los observadores dejaron de registrar el tipo de red utilizado durante un arrastre, por lo que se desconoce el número de capturas de tortuga marina en redes de arrastre escameras después del 2000. Existió un mínimo de 23 interacciones en redes de arrastre escameras, en 27 viajes observados (Murray, 2006). Un viaje capturó 12 tortugas y un segundo viaje capturó 8 tortugas. Ninguna de éstas fue tortuga lora. Sin embargo, las tortugas lora se atrapan en otro tipo de aparejo de arrastre en el área, (Murray, 2006) por lo que una interacción es posible.

Las regulaciones que incluyen pero no se limitan a las TEDs, y que están relacionadas con las pesquerías de arrastre bajo la jurisdicción estatal, son altamente variables. Algunos estados, incluyendo Virginia, Maryland y Florida, mantienen áreas de mar abierto permanentemente cerradas para los arrastres. El estado de Georgia obliga al uso de TEDs aprobadas por el NMFS, en todas las pesquerías de arrastre que operan en aguas estatales. Carolina del Sur utiliza la temperatura del agua como referencia, para asegurar que el arrastre de caracol se lleve a cabo cuando las tortugas marinas sean menos abundantes. Texas ha cerrado sus aguas estatales a la pesca de camarón, generalmente desde mediados de mayo hasta mediados de julio de cada año, desde 1981. Además, Texas ha designado un área que está cerrada al arrastre de camarón cerca del paso de peces de Corpus Christi hacia la frontera EE.UU./México hasta 5 millas náuticas, desde el 1° de diciembre, hasta mediados de mayo. Con la excepción de las pesquerías de camarón y las de lenguado, las TEDs no son obligatorias en la mayoría de las pesquerías de arrastre estatales.
En México, la pesquería de camarón, con excepción de la del estado de Campeche, ha decaído debido a la disminución de la abundancia de camarón (C. Jiménez, INP, comunicación personal 2006). Esta disminución se debió a la sobrepesca de juveniles por la flota artesanal (Gracia, 1995) y a los cambios ambientales que afectan el reclutamiento (Arreguín- Sánchez *et al.* 2004, Ramírez-Rodríguez *et al*. 2006). La flota de la pesquería ha operado en aguas adyacentes a Tamaulipas y Veracruz. Hubo presencia de observadores en aproximadamente 5% de los viajes de captura de camarón en 2005 y 2006. A pesar de que la estimación de las capturas no intencionales, no está disponible, no se reportaron interacciones de tortuga lora en 2005 y se reportaron 5 en 2006 (J. Molina, INP, datos no publicados). Desde 2004, las pesquerías de arrastre de fondo para peces, no han operado en aguas mexicanas del Golfo de México (C. Quiroga-Brahms, INP, comunicación personal, 2009).

Redes de arrastre de superficie y de media agua
A diferencia de las redes de arrastre de fondo, las de arrastre superficial y de media agua están diseñadas para no pescar en el fondo del mar. Existen varios tipos que incluyen las redes de arrastre de puertas y las redes de arrastre pelágicas.

Las redes de arrastre pelágicas son similares a las redes de arrastre camaroneras ribereñas, con la excepción de que no se arrastran en el fondo. Las redes de arrastre pelágicas se utilizan en las zonas más profundas de canales y ríos en Florida y Luisiana. Su uso es mínimo en Carolina del Norte. Las redes de arrastre pelágicas tienen la capacidad de capturar tortugas marinas, incluyendo a la tortuga lora, cuando su uso coincide con la distribución de la tortuga marina (Epperly *et al.,* 2002).

Existe el potencial para una pesquería comercial de medusas, debido al incremento en la demanda de su consumo en Asia (Hsieh *et al.,* 2001). Las redes de arrastre para cosechar medusas, están aparejadas para la pesca de altura en la columna de agua y los tiempos de remolque son probablemente cortos, debido a la abundancia de las medusas (D. Whitaker, South Carolina Marine Resources Division, comunicación personal, 2003). En Carolina del Norte existe una pesquería de arrastre de sargazo, sin embargo sólo se permite una embarcación y ésta no ha operado desde 2001. Estas pesquerías pueden plantear una amenaza en el futuro, ya que el aparejo podría ser desplegado en áreas en donde hay presencia de tortuga lora.

Dragas

El programa de observador de pesquerías del noreste del NMFS, enlista tres tipos de dragas para pesquerías: almeja hidráulica, draga de roca o de almeja y otras. Dentro de estos tipos de aparejos, se han observado almejas, almejas americanas, almejas blancas u otras especies de almejas desconocidas. Sólo se han registrado interacciones con tortugas marinas en viajes en donde las especies objetivos son las almejas voladoras (H. Haas, NMFS, comunicación personal, 2009). Las dragas se utilizan para cosechar cangrejo azul y caracol, pero estas pesquerías tienen lugar generalmente en aguas estatales y no existe información sobre las interacciones con tortugas marinas.

La pesquería de draga de la almeja voladora, la cual opera cerca de la costa del Atlántico central de los EE.UU., ha documentado la captura de tortuga lora. Las dragas de almeja se componen de un marco de acero pesado y de una bolsa, hecha de anillos de metal y malla de cáñamo, unida al marco. El aparejo se arrastra a lo largo del fondo y una draga con 14.6 m de ancho pesa aproximadamente 2,043 kg (4,500 lbs), cuando se despliega. A pesar de que no se han observado interacciones con tortugas en el fondo durante el arrastre, la condición de las tortugas que han sido llevadas a bordo, indica que han sido golpeadas y heridas o muertas por el marco de la draga y/o capturadas en la bolsa, en donde se pueden ahogar, lastimar o morir cuando la captura y el pesado aparejo se bota sobre la cubierta de la embarcación. La primera captura de tortuga lora registrada en la pesquería de draga de almeja voladora, tuvo lugar en 2005. De 1996- 2005, las tortugas caguama fueron la especie más común, capturada en la pesquería de draga de almeja. Además de 50 caguamas, el programa de observador reportó una tortuga lora, una tortuga verde (*Chelonia mydas*) y 22 tortugas marinas no identificadas hasta especie. La captura de la tortuga lora tuvo lugar en el área en donde opera la pesquería de la draga de la almeja, y se documentó que dos tortugas fueron capturadas en el aparejo de draga de almeja, en el Banco George (Murray, 2007).

Palangre, pelágico y demersal o de fondo

Se sabe que los palangres, tanto pelágicos como de fondo, atrapan tortugas marinas. En la pesquería con palangre pelágico en el Atlántico de los EE.UU., tienen como objetivo principalmente al pez espada, atún aleta amarilla o atún ojo grande en varias áreas y estaciones, incluyendo la pesquería de atún aleta amarilla del Golfo de México, la pesquería de pez espada del Atlántico del sur- costa este de Florida hasta Cabo Hatteras, la pesquería de atún ojo grande y

de pez espada del Atlántico central y Nueva Inglaterra, la pesquería de pez espada de mar abierto de los EE.UU y la pesquería de pez espada y atún de las Islas del Caribe.

El palangre pelágico se compone de varias partes, incluyendo una línea principal unida a boyas y reinales con anzuelos, espaciados a intervalos específicos. Los palangres para pez espada se colocan en zonas relativamente someras y tienen pocos anzuelos entre los flotadores. Este mismo tipo de arreglo del aparejo se utiliza para captura de especies mixtas. Los arreglos para atunes utilizan un tipo diferente de flotador colocado más lejos. Comparado con los arreglos para pez espada, en los de atunes, puede haber más anzuelos entre los flotadores y los anzuelos se colocan más profundo en la columna de agua (>109 metros).

Entre los años de 1994 y 2010, se han reportado capturas de tortuga lora en las pesquerías de palangre pelágico para atún y pez espada, en los EE.UU. La identificación de los primeros reportes (1994 y 1997) no pueden ser confirmados (Johnson *et al*., 1999). Una tercera tortuga, cuya identificación fue confirmada, se capturó en 2006, se encontraba enredada pero no enganchada, y fue liberada viva. (Fairfield-Walsh y Garrison, 2007). En 2003, durante experimentos controlados con palangre en los Grand Banks, un área en donde operan las flotas tradicionales de palangre pelágico, una pequeña tortuga lora fue capturada en una red de cuchara (Watson *et al.*, 2004). Otra tortuga lora fue capturada por el NMFS, utilizando palangres de superficie durante un crucero de evaluación de recursos, realizado por el NMFS en el Golfo de México, se retiró el anzuelo y la tortuga fue liberada viva (NMFS SEFSC, datos no publicados). Durante 2008- 2010, se capturaron tortugas lora en palangres de fondo durante cruceros de evaluación de recursos del NMFS, en el Golfo de México, todo el aparejo fue retirado y ambas tortugas fueron liberadas vivas (NMFS SEFSC, datos no publicados).

En México, el INP monitorea la pesquería de palangre pelágico, el cual pesca atún en el Golfo de México. Entre 1994 y 2006, hubo observadores en el 100% de los viajes (un total de 4,096), en los que 11 tortugas lora fueron capturadas de manera incidental y 9 de éstas se registraron en 2001 (Ramírez y Ania 2000, J. Molina, INP, comunicación personal, 2007). La flota dedicada a la pesca de atún en el Golfo de México, realiza anualmente un promedio de 375 viajes. Existen 36 embarcaciones atuneras en el Golfo de México, según CONAPESCA (http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx) y el 100% son observados (J. Molina, INP, comunicación personal, 2007).

La pesquería de tiburón con palangre de fondo de los EE.UU. es activa en el Atlántico y en el Golfo de México, desde Carolina del Norte hasta Texas. Los aparejos varían regionalmente, pero en general, la línea principal de monofilamento tiene de 8 a 24 m de longitud y de 500 a 1,500 anzuelos. El aparejo se coloca a la hora de la puesta de sol y se deja sumergido toda la noche (Hale y Carlson 2007). Las observaciones de la pesquería de tiburón con palangre de fondo, en el océano Atlántico y el Golfo de México, se han llevado a cabo desde 1994. Desde 1994 hasta 2001, la cobertura de los observadores fue voluntaria, pero al inicio de la temporada de pesca de 2002, la cobertura con observadores se hizo obligatoria bajo la autoridad del 50 CFR 635.7. Para la pesquería de tiburón con palangre demersal, no se registró ninguna captura de tortuga lora desde 1994 hasta 2002, sin embargo se registraron 8 tortugas sin identificar durante el período (Hale y Carlson, 2007). De julio de 2005 hasta 2010, se observaron 413 viajes en 112 embarcaciones, con un total de 1598 cobros y no se observó ninguna captura incidental de tortuga lora.

Actualmente en los EE.UU., están autorizados 213 pescadores para la captura de tiburón (con excepción de cazón), en el océano Atlántico y el Golfo de México, y 260 pescadores adicionales están autorizados para sacar tiburón, de manera incidental. Enmiendas recientes al Plan consolidado de manejo de pesquerías de especies altamente migratorias del Atlántico, (*Consolidated Atlantic Highly Migratory Species Fishery Management Plan),* basadas en evaluaciones de inventarios actualizados, han eliminado a las principales pesquerías de tiburón en el Atlántico de los EE.UU. (NMFS 2007a). Las enmiendas implementan una pesquería para investigación sobre el tiburón, la cual permite al NMFS seleccionar un número limitado de embarcaciones tiburoneras, sobre una base anual, para colectar datos de historia de vida y de captura para futuras evaluaciones de inventario. Por otro lado, las medidas revisadas, reducen drásticamente las cuotas y los límites de retención y modifican las especies autorizadas en las pesquerías de tiburón comerciales. La intención de estas medidas es reducir el esfuerzo en esta pesquería, lo cual puede tener un efecto benéfico para las tortugas lora. La cobertura de observadores es de 4 – 6%, en la pesquería dirigida a la captura de tiburón y 100% en la pesquería de investigación. No se han observado tortugas lora. En la pesquería de tiburón, se han observado las siguientes capturas de tortuga caguama: 4 en 2007, 1 en 2008, 2 en 2009 y 4 en 2010 (NMFS SEFSC datos no publicados).

Debido al cierre de las pesquerías de tiburón costeras más grandes, los titulares de los permisos para captura de tiburón, han cambiado sus esfuerzos, modificando sus arreglos de palangres para mero/huachinango y blanquillo. El NMFS empezó a poner observadores en las embarcaciones que tienen como blanco al mero/huachinango en 2005. En 2005-2006, los observadores registraron información de 34 cobros en 4 viajes observados, en donde las especies objetivo fueron mero/huachinango o mero/tiburón en el Golfo de México. A pesar de que se observaron interacciones con tortugas caguama, en embarcaciones palangreras de fondo, que pescaban una mezcla de mero/huachinango o mero/ tiburón, no se observaron capturas de tortuga lora. Sin embargo, se reportaron 18 capturas identificadas como tortugas de caparazón duro (nota: las tortugas de caparazón duro incluyen todas las especies de tortuga marina excepto *Dermochelys coriacea*). De 2007 hasta 2010 hubo 779 cobros en 40 viajes, cuyas especies objetivo fueron mero/huachinango, mero/blanquillo y otros peces de arrecife de aguas someras en el Golfo de México, sin encuentros observados de tortuga lora (NMFS SEFSC, datos no publicados).

Los palangres de fondo son utilizados en la pesquería arrecifal del Golfo de México, la cual pesca principalmente meros y huachinangos. Los principales aparejos utilizados por esta pesquería incluyen el palangre, carrete eléctrico y líneas de mano. Un limitado programa de observadores, llevado a cabo desde 1993 hasta 1995, no registró ninguna interacción con tortugas marinas. El NMFS obligó la cobertura por un observador en 2006 para la pesquería de peces arrecifales comerciales, que opera en el Golfo de México. Desde que el programa de observador inició, se han observado 21 tortugas de caparazón duro desde 2006 hasta 2008, incluyendo 18 caguamas. El NMFS estimó que 861.1 (95% CI 383.5-1, 934.3) tortugas de caparazón duro (la mayoría caguamas), fueron capturadas cada año en la pesquería de peces arrecifales con palangre de fondo en el Golfo de México (NMFS 2009a). En 2009-2010, se observaron 13 tortugas caguama pero no se observaron tortugas lora (NMFS SEFSC, datos no publicados).

Los palangres de fondo también son el aparejo principal utilizado para la pesca de blanquillo. La pesquería opera casi exclusivamente en cañones de aguas profundas, ubicados a distancias mayores a los 5.6 km de la costa. El blanquillo es pescado a lo largo de la costa de Atlántico desde el Golfo de Maine y el Golfo de México. La profundidad de la pesca está determinada

principalmente por la temperatura del agua y las corrientes, las cuales indican el hábitat del blanquillo y las condiciones de pesca apropiadas. Las profundidades varían desde los 128 a 823 m. La línea principal puede consistir de una línea alquitranada (cuerda), cable o monofilamento. La cobertura de observador en embarcaciones, que pescan blanquillo y meros de aguas profundas en el Golfo de México, indican que no hubo interacciones con la tortuga lora hasta la fecha (Hale y Carlson 2007; Hale *et al.* 2009). Información anecdótica sugiere que las tortugas caguama y las laúd, han sido capturadas por los anzuelos en la pesquería de palangre de fondo del blanquillo. (C. Bergmann, NMFS, comunicación personal 2007). Debido a que las tortugas lora tienden a utilizar las aguas costeras del Atlántico central para su alimentación durante el verano, no se espera que se encuentren alimentándose en las áreas de aguas profundas, en donde opera la pesquería del blanquillo, pero podrían encontrarse en las áreas en donde la pesquería opera durante sus migraciones. Por lo tanto, se cree que el posible riesgo de una interacción es bajo.

En México, la pesquería de tiburón se lleva a cabo con botes pequeños con motor fuera de borda (48- 75 caballos de fuerza), aproximadamente de 7 a7.6 m de longitud. Esta flota opera en aguas de entre 3.6 a 252 m de profundidad. El tamaño de las embarcaciones más grandes, fluctúa entre los 14.3- 21.9 m y operan a lo largo de la plataforma continental de Tamaulipas y Veracruz, con una pendiente cuyas profundidades varían desde los 54 hasta los 252m. Los viajes de pesca tienen una duración de 8 a 30 días. El DOF (2007) autorizó a los pescadores artesanales la utilización de palangres con 500 anzuelos, reinales de 5m con destorcedor y dispositivos sujetadores de 20 cm, anzuelos rectos en "J" (64 mm de longitud y 22 mm de abertura) o anzuelos circulares (>25 mm de longitud y 18 mm de abertura). La flota de embarcaciones con longitudes mayores a los 14 m y con motores estacionarios, pueden utilizar un palangre de fondo con un máximo de 1,000 anzuelos (uno por reinal). Cada reinal debe ser de un máximo de 5 m de longitud con un destorcedor y dispositivo sujetador, no más grande de 20 cm. Los anzuelos circulares (64 mm de longitud y 22 mm de abertura) son obligatorios para reinales cercanos a la superficie, o para cuando el uso de cualquier tipo de anzuelo, más la línea de boyas sea menor a 40 m de profundidad. En arreglos profundos de los reinales, los pescadores pueden utilizar cualquier tipo de anzuelo, siempre y cuando no sea más grande que lo establecido en las especificaciones para los anzuelos circulares. La carnada varía dependiendo de la disponibilidad e incluye, pero no se limita a la anguila (*Ophichthus rex)*, a atún pequeño (*Euthynnus alletteratus)*, raya gavilán (*Rhinoptera bonasus)*, y el sable *(Trichiurus lepturus)*. En Veracruz los palangres se colocan hasta por 12 horas, pero se verifican cada 40 minutos durante algunos meses, dependiendo de la especie blanco.

Redes agalleras, de fondo, pelágicas de deriva

En EE.UU. se presentó un detallado resumen de pesquerías de redes agalleras que operan en la costa del Atlántico y del Golfo, en el NMFS (2001a). Sin embargo, la falta de datos sobre mortalidad de la tortuga marina para estas pesquerías, descarta un análisis cuantitativo de su impacto en la supervivencia de tortuga lora. Se han observado de manera sistemática cuatrocientas cincuenta y nueve redes agalleras de deriva en las aguas federales de EE.UU., desde 2000 a 2008. Casi todas las redes estuvieron localizadas a lo largo de la costa Atlántica de Florida, hasta Carolina del Norte. Durante ese período, no se observaron capturas de tortugas lora (Garrison, 2007; Baremore *et al.*, 2007; Passerotti *et al.*, 2009). Desde 2000 a 2006, 563 embarcaciones reportaron el uso de redes agalleras, pero se desconoce cuántos equipos o qué tipo de red agallera fue utilizada. El programa de observadores ha continuado y se ha expandido en el Golfo de México. Se documentó la captura de una tortuga lora en el GDM en 2009, fue liberada viva y sin lesiones (Passerotti *et al.*, 2010). En 2010, se observó un total de 295 equipos

comprendiendo varias pesquerías con red agallera, sin interacciones con tortuga marina (NMFS SEFSC, datos no publicados).

Muchos estados (Carolina del Sur, Georgia, Florida, Luisiana y Texas) han prohibido las redes agalleras, pero en otros estados, así como en aguas federales, estas pesquerías permanecen activas. De septiembre a diciembre de cada año, Carolina del Norte monitorea la pesquería de lenguado de la zona sur que utiliza redes agalleras en aguas someras, en la sonda de Pamlico, para detectar interacciones con tortuga marina. La cobertura de observadores varía, pero no disminuye por debajo del 2%. Desde 2000 hasta 2004, se estimó que se capturaron 37 tortugas lora vivas y 46 muertas en la pesquería (Price, 2004); de 2005 a 2007, se estimaron 4 capturas de tortuga lora sin mortalidad (Price, 2008). Puede ser significativo el impacto de algunas de estas pesquerías de redes agalleras estatales, particularmente aquellas que utilizan malla grande, ya que pueden ocasionar enredos y ahogamiento de las tortugas. En la primavera de 2000, aproximadamente 280 tortugas marinas murieron varadas en un período de 2 semanas, cuando la pesquería de pejesapo estuvo operando en aguas costeras. Varias de las tortugas muertas se enredaron en las redes agalleras de malla grande. El NMFS determinó que la causa probable de las mortalidades se debió a la pesquería de pejesapo y promulgó cierres ajustados estacionalmente para las redes agalleras de malla grande, en agua federales frente a las costas de Carolina del Norte y Virginia, para reducir las posibles interacciones de tortugas marinas con dichas pesquerías (Registro federal 67, 71895, 3 de diciembre, 2002). Tanto Carolina del Norte como Virginia, promulgaron sus propias restricciones en redes agalleras de malla grande, en aguas estatales, iniciando en 2005 y 2006 para promover el tratamiento del problema.

En julio de 1995, se observó una tortuga lora muerta en una red agallera de deriva, instalada para pez espada, a poca distancia de Massachusetts. De 1996 a 2005, el NMFS observó 6,705 viajes de embarcaciones de redes agalleras en el Atlántico central, al sur de Cabo Cod. Se observaron ocho tortugas lora de entre 28 y 44 cm de SCL, capturadas principalmente en la cercanía de Cabo Hatteras, la mayoría de las tortugas observadas en esta pesquería estaban muertas (Murray, 2009). Debido a que las tasas de captura fueron tan bajas y que fueron de cero por muchos años, las capturas incidentales de la tortuga lora no fueron estimadas para la pesquería.

En México, las pesquerías costeras en Tamaulipas y Veracruz utilizan redes agalleras de superficie, fijas o de deriva, con diferentes tamaños de malla, las más comunes son de 3-6 pulgadas. (DOF, 2005). Durante las migraciones de primavera de la sierra del Atlántico (*Scomberomorus maculatus)*, la pesquería se intensifica en profundidades menores a los 73 m en Tamaulipas (abril) y en Veracruz (marzo). Esta pesquería utiliza mallas de 3.4 y 4 pulgadas (9 y 10 cm), de 400 a 1,000 m de longitud y de 10 -12 m de altura. Las pesquerías de tiburón artesanales, utilizan redes agalleras de diferentes tamaños de malla y de longitud, así como palangres. DOF (2007) permite embarcaciones que utilicen una red agallera con una longitud máxima de 750 m, 50 de altura de malla y un tamaño de malla mínimo de 6 pulgadas (152.4 mm). La pesca de tiburón consiste de pequeños botes que operan cerca de la costa en profundidades menores a las 20 brazas, durante las “corridas” (es decir, migraciones otoño-invierno). CONAPESCA (http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx) registró 485 botes los cuales, en su mayoría (60%), se ubicaron en los municipios de Matamoros y San Fernando, ambos al norte de la playa de anidación de Rancho Nuevo, con menos de la flota operando fuera de Soto la Marina, Aldama y Tampico. La flota artesanal de Veracruz tiene 439 botes (CONAPESCA http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx) y comprende más del 90 % del esfuerzo de pesca.

Las pesquerías de redes agalleras no se encuentran monitoreadas de manera sistemática, para la detección de capturas incidentales de tortuga marina. Sin embargo, se reportó la captura de 17 tortugas lora sub adultas y 14 adultas, en redes agalleras de 1966 a 1991 (INP, datos no publicados). En 2005, la pesquería de tiburón con red agallera de deriva operó en la zona adyacente a Rancho Nuevo, durante la estación de anidación, y se registraron tortugas adultas varadas en la playa. La ejecución de la ley incrementó los esfuerzos para advertir a los pescadores que se alejasen del área y los varamientos disminuyeron (J. Peña, GPZ, comunicación personal, 2005).

Almadrabas

Las almadrabas son aparejos fijos compuestos de una serie de estacas clavadas al fondo en donde las redes son suspendidas. Las almadrabas básicamente operan como una trampa y están formadas por tres diferentes segmentos: el copo, que es el extremo cerrado con piso de red en donde los peces quedan atrapados, el cuadro o buche que es una red en forma de corazón que ayuda a conducir al pez hacia el copo y la rabera que es una red recta y larga que conduce a los peces de mar adentro hacia la almadraba. (Ver diagrama en Epperly *et al*. 2007).

Las tortugas marinas, atrapadas en la almadraba, son capaces de llegar a la superficie y respirar y generalmente están a salvo de lesiones. Por lo general se alimentan de los peces atrapados con ellas. Las tortugas atrapadas pueden ser liberadas con facilidad cuando los pescadores cobran las redes (Mansfield *et al.*, 2002). Sin embargo, se ha documentado que las tortugas marinas se enredan o chocan con la rabera y copo, lo que trae como resultado lesiones o muertes por ahogamiento. Las raberas con mallas grandes (mayores a 12 pulgadas [30.5 cm] de extensión), pueden actuar como redes agalleras, enredando tortugas marinas por la cabeza o por las aletas anteriores (Bellmund *et al.*, 1987). La Bahía de Chesapeake parece ser la localidad principal, en donde se utilizan almadrabas con raberas de malla grande (NMFS, 2004), y el problema se acrecienta por las fuertes corrientes del área. A principios de la década de 1980, 3-33% de la mortalidad de tortuga marina en Virginia fue atribuida a las raberas de malla grande en la Bahía de Chesapeake (Bellmund *et al*., 1987). En esa época se calaron 173 almadrabas. Sin embargo, la pesquería ha disminuido desde entonces y en 2000, sólo 20 almadrabas con raberas con malla grande, permanecieron en la Bahía de Chesapeake de Virginia (Mansfield *et al*., 2002). De 2002 a 2005, el NMFS monitoreó la porción visible superior de las raberas de almadrabas en la Bahía de Chesapeake (con diferentes niveles de esfuerzo de observación), y se documentó un total de 14 tortugas lora enredadas (12 muertas, 2 vivas) y 2 choques (ambas vivas) (NMFS datos sin publicar). Una investigación a largo plazo, del índice de abundancia, arrojó 1-42 tortugas lora cada año, recolectadas de almadrabas en las sondas de Pamlico y Core, en Carolina del Norte (Epperly *et al*. 2007, NMFS SEFSC datos no publicados). Las tasas de captura parecen estar incrementándose: se observaron 14 tortugas lora capturadas durante este estudio entre 1995-1997, 54 se observaron durante 2001-2003 y, con menor esfuerzo de observador, 82 se observaron durante 2007- 2009. (Epperly *et al*. 2007, NMFS SEFSC datos no publicados). Se observó una mortalidad en la sección del copo (Epperly *et al*., 2007). Las tortugas lora también se han encontrado en la sección del copo de la almadraba, en la sonda de Long Island, Nueva York (Morreale y Standora, 1998). Las tortugas no han presentado ningún signo de lesión o trauma en las capturas en almadrabas de Nueva York (S. Morreale, Cornell University, comunicación personal 2009).

Se ha documentado que las trampas de estacas también capturan tortugas marinas. Las trampas de estacas son similares a las almadrabas. Consisten de un cerco de estacas largas clavadas en el fondo con redes en arreglos circulares o en forma de corazón. La estaca del fondo llega justo

arriba del nivel de marea baja y está sujeta a una estaca superior que llega varios pies arriba del nivel de marea alta. En 2007, se observó una tortuga lora capturada en una trampa de estacas en Massachusetts (NMFS datos no publicados).

En México, no se utilizan almadrabas en el Golfo de México (C. Jiménez, INP, comunicación personal 2009).

Nasas y trampas
Las nasas y trampas se utilizan frecuentemente para la captura de cangrejos, langostas, caracoles, anguilas y peces. Estas trampas varían en tamaño y configuración y están generalmente unidas a una boya superficial, por medio de una línea que conduce a la trampa. Las tortugas pueden llegar a enredarse en las líneas de las trampas bajo la superficie del agua y posteriormente ahogarse. En otros casos, las tortugas varadas han sido recuperadas enredadas en líneas de trampas, remolcando la trampa. Las tortugas lora pueden ser vulnerables a enredos en líneas de trampa por la atracción o por el intento de alimentarse de especies capturadas en las trampas y epibiontes (organismos vivos) que crecen sobre las trampas, líneas de las trampas y boyas. Se encontraron doce tortugas lora enredadas en trampas/nasas de langosta espinosa o de cangrejo, particularmente en los cayos de Florida y la costa del Golfo (NMFS datos no publicados). No se han documentado enredos de tortugas lora en nasas/trampas en las pesquerías de langosta, cangrejo, caracol u otras pesquerías de nasas en la zona noreste (NMFS datos no publicados). No existen programas de observador dirigidos a pesquerías con nasas/trampas en EE.UU., y los enredos documentados son oportunistas o a través de tortugas varadas. No existen estimaciones completas de la captura incidental en estas pesquerías.

Redes de cerco
Se han documentado capturas de tortuga lora en redes de cerco grandes en Carolina del Norte (NMFS 2001ª, N.C. *Marine Fisheries Commission Sea Turtle Advisory Committee* 2006). Las longitudes del cerco pueden ser hasta de 2 km y su maniobra requiere dos botes para reunir y después acorralar a los peces, el cobro de la red puede tardar gran parte del día. Los pescadores jalan los extremos de la red de cerco para cerrarla y sacan a los peces que quedan capturados en el círculo disminuido de la red. Aunque la maniobra del cerco puede ser muy larga y puede ser arrastrada por varias horas, la mayor parte del tiempo los animales son reunidos enfrente de la red y una tortuga puede ir a la superficie a respirar. Por lo tanto, no es probable que haya mortandad. Sin embargo, una tortuga puede ser capturada en la parte baja de la bolsa o copo de la red y ahogarse, pero no se ha observado una captura letal de una tortuga lora en este tipo de red.

Redes en canal
Las redes en canal son utilizadas sólo en Carolina del Norte (15-20 pescadores) y en Carolina del Sur (<60 licencias). Se ha documentado que las redes en canal capturan tortugas, incluyendo tortuga lora (Epperly *et al.*, 2002). En Carolina del Sur, se obliga a que las redes en canal estén equipadas con TEDs, como respuesta ante las capturas documentadas allí. Las redes en canal se instalan y se verifican con frecuencia, por lo tanto es probable que la mortalidad sea baja.

Redes de cerco de jareta
Una red de cerco de jareta es una red envolvente, flotante y con plomos marginales, (con tamaño de malla de 7.6-10.9 cm), que se cierra a través de una jareta (un cordón), el cual pasa a través de anillos que se están unidos a la parte inferior de la red, en donde se encuentran los plomos. Al final de la colocación, se instala un lastre pesado, el cual jala la jareta y cierra la parte inferior de

la red. La red puede medir de 869 a 1,646 m de longitud. La red de cerco de jareta se utiliza para especies pelágicas como el sábalo atlántico, macarela y atún. De manera similar al aparejo de arrastre de media agua, el aparejo de la red de cerco de jareta, tiene una captura insignificante de especies demersales, ya que dicho aparejo está diseñado para pescar en las capas superiores de la columna de agua, a los peces que nadan en cardúmenes en la superficie o cerca de la superficie de la columna de agua. De manera adicional, y opuesto al aparejo de arrastre, la red de cerco de jareta no se remolca a lo largo de la columna de agua, lo cual brinda la oportunidad de escape a las especies demersales. Si éstas son capturadas, aquellos que respiran aire, como la tortuga lora, deben ser capaces de alcanzar la superficie. No se ha documentado ninguna captura de tortuga lora en este tipo de aparejo y el potencial para su captura se considera bajo.

Caña y anzuelo (Comercial)
Se sabe que la tortuga lora muerde anzuelos con carnada, frecuentemente tragando el anzuelo. Las tortugas enganchadas han sido reportadas por pescadores comerciales que pescan peces de arrecife y tiburones con ambos aparejos sencillos y palangres de fondo (TEWG, 2000). El componente de la línea vertical de la pesquería de peces arrecifales del GOM, se observó de julio de 2006 a diciembre de 2008 (197 viajes) y no se documentó ninguna tortuga lora (NMFS 2009b). Las pesquerías manejadas por el estado han documentado capturas de tortuga lora en varias pesquerías de caña y anzuelo en el Atlántico y en el Golfo de México (NMFS 2001a).

Las pesquerías pueden incluir un elemento de caña y anzuelo comercial (por ejemplo, *Atlantic Highly Migratory Species Fisheries, Northeast Multispecies fishery*). Se necesita un adecuado muestreo en mar para obtener estimaciones de captura incidental para el componente de caña y anzuelo. El elemento de caña y anzuelo de la Pesquería Multiespecífica del noreste (*Northeast Multispecies fishery* (NMFS, 2001c) ha sido observado y no se ha documentado ninguna captura de tortuga lora. Sin embargo, esto puede estar en función de la ausencia de superposición entre el esfuerzo de pesca y la distribución de la tortuga lora. La pesquería multiespecífica se presenta principalmente en las aguas del noreste de EE.UU., con buena concentración y presencia de especies (y por lo tanto esfuerzo de pesca), dicha concentración disminuye hacia el sur del Banco Georges y el Cañón de Hudson. Las tortugas marinas están presentes en las aguas más nórdicas durante el verano y otoño temprano, cuando las temperaturas del agua se encuentran dentro de su tolerancia térmica. El esfuerzo pesquero más alto se presenta en abril, después en mayo y junio. Esta superposición reduce las interacciones con tortugas marinas durante los meses más cálidos, (aproximadamente de junio a noviembre).

Caña y anzuelo (Recreativo)
Se han reportado tortugas enganchadas por parte del público que pesca desde botes, muelles y desde la playa (Cannon *et al.,* 1994; TEWG, 2000). Desde 1980 hasta 1992, se documentaron 118 tortugas lora, relacionadas con el aparejo de caña y anzuelo, a lo largo de la costa de Texas (Cannon *et al.,* 1994). La mayoría de estas interacciones tuvieron como resultado tortugas con heridas menores; sin embargo algunas requirieron cuidado veterinario o resultaron muertas (Cannon *et al.,* 1994). En Texas, se han documentado muchas capturas de tortuga lora con el aparejo de caña y anzuelo desde muelles, durante el inicio de la primavera, cuando las temperaturas de las aguas costeras son más cálidas (D. Shaver, PAIS, comunicación personal 2009). Datos empíricos indican que las tortugas lora son capturadas por las pesquerías de caña y anzuelo recreativas, pero no existen estimaciones de la captura total. Algunos de estos animales se han encontrado muertos varados, posiblemente por causa de alguna interacción (TEWG, 2000). De 1980 a 2006, 345 tortugas lora se vararon a lo largo de la costa del Atlántico y Golfo de México de los EE.UU., con evidencias de interacciones con pesquerías recreativas o

comerciales de caña y anzuelo, dichas evidencias se basan en la presencia interna y/o externa del aparejo de caña y anzuelo (NMFS STSSN datos no publicados). En 2006, la Evaluación estadística de la pesquería recreativa marina, *(Marine Recreational Fishery Statistics Survey*), incluyó 3 preguntas relacionadas con tortuga marina en sus entrevistas de intercepción a los pescadores de caña, que pescan en el Golfo de México, exceptuando a Texas. Un análisis de esas respuestas indican que un estimado de 27,291 (± 28,128) tortugas de caparazón rígido fueron capturadas y liberadas vivas (NMFS datos no publicados: e-mail de D. Van Voorhees, NMFS, a J. Lee, NMFS, 19 de mayo, 2009). Se han reportado evidencias de interacciones, específicamente con la tortuga lora, a lo largo de la costa del Atlántico de los EE.UU. y frente a Texas (NMFS datos no publicados). De 2004 a 2006, se registraron ocho capturas de tortugas lora juveniles con el aparejo de caña y anzuelo, a lo largo de la costa norte de Texas (TAMU, datos no publicados, 2008).

En México no existen registros de tortugas varadas asociadas con caña y anzuelo, pero las interacciones son probables.

H.2.2. Uso del recurso: No pesquerías

Cosecha ilegal
La cosecha ilegal de tortuga lora en el ambiente marino no es común en EE.UU. ni en México. A pesar de que se presenta, la pesca furtiva de adultos y juveniles para alimento ha disminuido en forma drástica, desde que se inició el proyecto en Rancho Nuevo, México. Esto se debe, en parte, a los programas educativos que han aumentado la consciencia entre la población local, así como la presencia de investigadores, personal militar y oficiales del orden público, durante la temporada de anidación.

Arrastre y succión en plantas industriales
Se ha documentado la captura de tortugas lora durante la operación de plantas de energía, generalmente como resultado de la succión en las estructuras de toma, que transporta agua para enfriar los condensadores de la planta y los sistemas auxiliares. Las estructuras de toma incluyen componentes de rejillas de barrotes, pantallas corredizas y bombas de agua de mar. El agua es tomada del canal de entrada, a través de las rejillas de barrotes, a lo largo de las pantallas corredizas, hacia las bombas. Las rejillas de barrotes de la toma de agua evitan que la basura o grandes sedimentos, transportados por el agua de mar, se introduzcan en la estructura de toma. El atrapamiento en el canal de toma, puede generar impactos negativos en tortugas en distintas formas: ahogamiento en los tubos de entrada, lesiones continuas en los tubos y el canal, debilitación de su condición por permanecer atrapada durante un período prolongado, exposición a los depredadores en el canal de entrada, lesiones y estrés continuo durante la captura, choque y ahogamiento en las redes de la barrera y en las rejas de la toma de agua.

En la sección 7 del ESA, el NMFS ha consultado a la Comisión regulatoria nuclear (*Nuclear Regulatory Commission*), sobre las actividades de cinco plantas de energía en el Atlántico y los posibles impactos en tortugas marinas. La planta de energía de St. Lucie, en la Isla Hutchinson, Florida, ha documentado a más de 6,000 tortugas marinas atrapadas en su canal de toma entre 1976 y hasta 1999 (NMFS, 2001b). Menos de 40 de éstas eran tortuga lora. La mayoría de las tortugas que entran al canal se encuentran en buena condición y pocas mueren (3.0%), como resultado de los grandes esfuerzos que se hacen diariamente, para capturar y liberar con seguridad a las tortugas arrastradas.

Las operaciones en la planta de energía de Brunswick, Carolina del Norte, tuvieron como resultado 101 capturas de tortugas marinas vivas y 22 capturas letales de 1986 hasta 1996. De estas capturas, 5 vivas y 1 letal, correspondieron a tortugas lora (NMFS, 2000). En 1998, el Complejo de energía de Crystal River, localizado adyacente a las zonas de alimentación de Cayo Cedar, en Florida, documentó un total de 40 tortugas atrapadas, de las cuales 37 eran tortugas lora (NMFS, 2002b). En Nueva Jersey, la Estación generadora de energía nuclear de Oyster Creek, documentó 28 capturas (8 letales) de tortuga lora, desde el 2000 (NMFS, 2005b).

Golpes de botes
Las heridas provocadas por propelas y por colisiones con botes y barcos son comunes en tortugas marinas. De 1997 a 2001, se documentó que el 12.7% de todas las tortugas varadas presentaron lesiones continuas, que concuerdan con heridas causadas por propelas o por colisiones, aunque no se sabe qué proporción de estas lesiones fueron *pos*t o *ante mortem* (NMFS STSSN, datos no publicados). Las lesiones relacionadas con botes son registradas en frecuencias más altas en las áreas de alto tránsito marítimo. Witzell y Schmid (2004), reportaron que 3 de 178 capturas de tortuga lora en la Bahía de Gullivan/Diez Mil Islas, exhibieron evidentes cicatrices causadas por propelas. Una tortuga con laceraciones profundas en la parte posterior del caparazón, fue después recapturada con las heridas sanando y con apariencia saludable.

De 1996 a 2000, el número de hembras adultas en anidación, registradas con claras heridas ocasionadas por propelas, fue de 99 en Rancho Nuevo, 25 en Tepehuajes y 4 en Playa Dos (GPZ, datos no publicados). Durante 2009, se encontró una tortuga lora en anidación en la Isla del Padre Sur, con heridas claras y recientes provocadas por un golpe de un bote, que eran tan graves que la tortuga tuvo que ser sacrificada (J. George, Sea Turtle, Inc. Comunicación personal 2009).

H.2.3. Construcción

Regeneración de playas
Las actividades de regeneración de playas pueden afectar a las tortugas lora en el ambiente marino. El mantenimiento de ensenadas involucra la remoción de arena, para propósitos de navegación y, generalmente, involucra el dragado y el desecho de material en una playa cercana. Los sistemas de derivación (*bypass*) de arena de la ensenada se planifican para permitir que la arena, a la que se le ha restringido su patrón de movimiento normal a través de una estructura creada por el hombre, (rompeolas o canal ampliado de forma artificial) sea colocada en la playa de erosión. Estos sistemas generalmente consisten de una gran depresión construida cerca del final del rompeolas o espolón sobre el lado de acreción de una ensenada. Conforme la arena migra más allá de la estructura, se acumula en la depresión. Cuando la depresión se llena, la arena se bombea a la playa de erosión con una draga hidráulica. Los impactos en el ambiente marino, provocados por la regeneración de playas, generalmente se relacionan con el tránsito de embarcaciones asociadas y con las actividades de dragado, que pueden lesionar o matar tortugas marinas.

Dragado
La construcción y manutención de canales de navegación Federales han sido identificadas como fuentes potencialmente significativas de mortalidad de tortuga marina. Las dragas de arrastre, de almeja y de tolva, se utilizan para dragar y mantener los canales de navegación y plantean diferentes niveles de riesgo para las tortugas marinas. Las dragas de arrastre son las que mayor preocupación generan, al utilizarse con frecuencia en canales oceánicos y algunas veces en canales de puerto y en zonas oceánicas de préstamo de materiales (*offshore borrow areas*). Las

dragas de arrastre se mueven relativamente rápido y pueden jalar y matar a tortugas marinas, probablemente cuando el brazo de resistencia de la draga de arrastre, alcanza a la tortuga más lenta o sedentaria. El dragado también puede destruir o degradar el hábitat. El dragado posiblemente podría causar efectos indirectos en las tortugas marinas, a través de la alteración de los ensamblajes bióticos existentes, al reducir sus presas tales como cangrejos y moluscos, ambos importantes presas para la tortuga lora. Otro efecto indirecto del dragado es el incremento del tránsito de embarcaciones asociado a los canales profundos.

El Cuerpo de ingenieros de la Armada (ACOE, por sus siglas en inglés), mantiene puertos navegables a lo largo del noreste y sureste de los EE.UU. Los proyectos incluyen el dragado de canales existentes y la creación de nuevos y seguros accesos acuáticos. Las tortugas lora son capturadas durante el dragado y mantenimiento de los canales (http://el.erdc.usace.army.mil/seaturtles/index.cfm). Las actividades incluyen voladuras submarinas, desecho de material dragado, incremento en el tránsito de embarcaciones y traslado de tortugas a través de las redes de arrastre. El NMFS ha consultado, en la sección 7 del ESA, sobre numerosos proyectos, en los que se estima que puede haber capturas de tortuga lora, a lo largo del Golfo de México y de la costa del Atlántico de EE.UU. (ver NMFS, 2005a).

La propuesta de aumentar la profundidad de los canales de navegación, también pudiera afectar el grado de exposición de la tortuga lora a los contaminantes. Un efecto bien documentado acerca de los efectos de las actividades de dragado es la resuspensión de sedimentos, por lo que el potencial de exposición a sedimentos contaminados se incrementaría con el dragado. En 1995, se llevó a cabo un estudio para evaluar el grado de resuspensión de partículas de sedimento en la columna de agua, a partir de actividades de dragado (ACOE, 1999). Este estudio tuvo lugar en la sonda Arthur Kill, en la terminal marina Howland Hook, en Nueva Jersey, un área con sedimentos de arcilla contaminados y con corrientes de altas velocidades (esto es, con potencial para transportar sedimentos en suspensión, grandes distancias). El estudio concluyó que el alcance de sólidos suspendidos, transportados en la columna de agua, después de las operaciones de dragado fue menor a los 152.4 m, contados desde la posición de la draga. Las áreas con mayor probabilidad de experimentar un incremento en la exposición biológica a contaminantes, debido a actividades de dragado, se encuentran dentro de los 152.4m de los canales de navegación en la Bahía de Newark, Nueva Jersey- sonda Arthur Kill, sonda Kill van Kull y Bahía Ridge Channel (ACOE, 1999). Estas regiones son las más contaminadas dentro del complejo del puerto y también contienen las proporciones más altas de material de grano fino en el sedimento.

Las tortugas se alimentan de invertebrados y vegetación bentónica, en donde los contaminantes del sedimento, más que los de la columna de agua, se acumulan especialmente. Por lo tanto, no se espera que la suspensión de contaminantes en la columna de agua, durante las actividades de dragado, incrementen significativamente la exposición de las tortugas. (ACOE, 1999). Sin embargo, la suspensión de sedimentos contaminados, someterá a las tortugas marinas al contacto físico directo con estos tóxicos. La tortuga caguama ha presentado, consistentemente, niveles más altos de PCBs (bifenilos policlorados, por sus siglas en inglés) y DDE (1,1- dicloro- 2,2-bis (p-clorofenil) etileno) que las tortugas verdes; y se ha planteado como hipótesis que dicha variación se debe a las diferencias en sus dietas (George 1997). Poco se conoce acerca del efecto de contaminantes químicos en tortugas marinas, pero con base en el conocimiento de los efectos en otros organismos, es posible que los contaminantes puedan provocar inmunosupresión, lo que puede provocar enfermedades futuras.

Exploración, desarrollo y extracción de petróleo, gas y gas natural licuado
El Golfo de México experimenta una alta densidad de plataformas submarinas de petróleo y gas, con derrames crónicos, de bajo nivel y derrames importantes, poco frecuentes. Existen casi 4,000 plataformas activas en las aguas territoriales de EE.UU. (2000 MMS). Las tortugas lora pueden ser impactadas por la degradación de la calidad del agua, que resulta de las descargas operativas, incluyendo derrames de petróleo, así como las actividades de respuesta a los derrames de petróleo.

En la primavera de 2010, la plataforma petrolera submarina, de aguas profundas DWH, se hundió en el Golfo de México, como resultado de una explosión. Se presentó una liberación incontrolable de petróleo del pozo, al inicio de la temporada de anidación de la tortuga marina. Las zonas costeras con mayor impacto incluyeron a la zona este de Luisiana, Misisipi, Alabama y la zona noroccidente de Florida. El petróleo fue rastreado en la columna de agua, en varias direcciones y a varias áreas, pero en agosto de 2010, el petróleo estaba diluido. Mientras que los científicos están empezando a entender los efectos de largo plazo de este desastre, los efectos a corto plazo fueron reducidos por la respuesta coordinada de las entidades federales, estatales y locales. Las agencias federales de EE.UU., que administran fondos para recursos naturales, trabajando en conjunto con sus contrapartes estatales, implementaron Planes de Contingencia en Áreas (*Area Contingency Plans*) e iniciaron una evaluación y restauración de daños a los recursos naturales (*Natural Resource Damage Assessment and Restoration*) (NRDAR), con el fin de evaluar lesiones en los recursos naturales provocados por el derrame y para identificar las acciones de restauración apropiadas. La fase de evaluación puede continuar durante varios años, así como la fase de restauración.

Las principales áreas de alimentación de las tortugas lora adultas, en la zona norte y sur del Golfo de México, se encuentran cerca de las áreas de explotación petrolera costeras y de mar adentro. El riesgo que corren de ser expuestas a manchas de aceite en aguas costeras es bastante alta, ya que los adultos residen en regiones costeras del Golfo de México y se congregan estacionalmente en ciertas áreas como las bocas del río Misisipi, los bancos de Campeche y frente a las playas de Tamaulipas, México y Texas (Carr, 1963*;* Prichard, 1969*;* Pritchard y Márquez, 1973; Shaver *et al.*, 2005b; Shaver, 2006a; Shaver y Rubio, 2008).

Las tortugas marinas son vulnerables a los efectos del petróleo en todas sus etapas de vida-huevos, post-crías, juveniles y adultos en aguas costeras. Varios aspectos de la biología y del comportamiento de la tortuga marina, las sitúan en un riesgo particular, incluyendo la ausencia de una conducta de evasión, alimentación indiscriminada en zonas de convergencia y largas inhalaciones antes de sumergirse. Los efectos del petróleo en tortugas, incluyen el incremento de la mortalidad de huevos y defectos en el desarrollo, mortalidad directa debida al petróleo en neonatos, juveniles y adultos e impactos negativos en la piel, sangre, y sistemas digestivo e inmunológico y en las glándulas de sal (Shigenaka *et al*., 2003). Las tortugas marinas que se encuentran nadando, pueden entrar en contacto directo con el petróleo, si salen a respirar en una mancha de petróleo, y pueden prolongar más su contacto con el petróleo si ellas flotan a la deriva pasivamente con los derrames. Se sabe que otras tortugas marinas ingieren bolas de chapopote y petróleo. Las tortugas marinas aparentemente no reconocen ni evitan las manchas de petróleo, ni son capaces de distinguir las bolas de chapopote del alimento verdadero (Witham, 1983*;* Van Vleet y Pauly, 1987*;* Witherington, 1994).

Las plataformas petroleras son eliminadas con explosivos, cuando ya no son operativas. Se han observado a tortugas marinas en las proximidades de las plataformas petroleras y de gas y, existe

evidencia, de que ellas pueden ser residentes temporales o permanentes (Gitschlag y Renaud, 1989). Pruebas preliminares, realizadas por O'Keefe y Young (1984), mostraron que las ondas de choque de los explosivos lesionan a los pulmones y a otros órganos de las tortugas.

Durante 1986 en EE.UU., los explosivos utilizados para eliminar a las plataformas de petróleo y gas, provocaron por lo menos 51 varamientos de tortugas marinas (incluyendo varias tortugas lora). En un periodo de 1 mes en 1986, hubo 22 explosiones asociadas con perforaciones submarinas. Durante este periodo y las siguientes dos semanas, 51 tortugas, la mayoría tortugas lora, se vararon en playas dentro de un radio de 54 km (Klima *et al*., 1988). De ocho tortugas marinas, expuestas deliberadamente a las explosiones a distancias que variaron entre los 229m y 915m, de sitio de detonación, cinco (incluyendo 2 tortugas lora) , quedaron inconscientes (Klima *et al*., 1988). En 1987, se inició un programa de observador intensivo, para prevenir incidentes subsiguientes (Gitschlag y Renaud, 1989*;* Richardson, 1989*;* Gitschlag, 1992*;* Shaver 1998b). De 1987, hasta abril de 2003, se recuperaron tortugas muertas o lesionadas, en las playas adyacentes a sitios de eliminación de plataformas, lo que sugiere una relación positiva entre los varamientos y las explosiones submarinas, aunque no se identificaron tortugas lora (G. Gitschlag, NMFS, comunicación personal 2003).

Investigaciones sísmicas, que se llevan a cabo durante la exploración de petróleo y gas en el medio marino, pueden también impactar a las tortugas marinas. Los impactos potenciales de las investigaciones sísmicas podrían ser primordialmente el resultado de la operación de pistolas de aire, aunque también se operan sonares multi- haz y perfiladores subfondo. Los impactos pueden incluir el incremento de ruido marino y, como consecuencia, el comportamiento de evasión de las tortugas marinas. Las medidas de protección, diseñadas para mitigar los impactos ambientales potenciales, deben incluir observadores de especies marinas para alertar a los investigadores, sobre la presencia de especies protegidas y el uso de procedimientos de "*ramp up*" (es decir, sonar de incremento lento), cuando durante las operaciones se observen especies protegidas (NSF, 2007).

H.2.4. Alteraciones de los ecosistemas

Cambios tróficos causados por la pesca

Las perturbaciones antropogénicas de las comunidades marinas no han sido bien estudiadas y menos aún, hay estudios enfocados en los efectos de estas perturbaciones, en las tortugas marinas. Seney (2003), analizó la dieta de las tortugas lora en Virginia, de 1987 a 2002, y encontró que los cangrejos azules y los cangrejos araña eran los componentes principales de su dieta. Seney (2003), observó la presencia de cangrejos ermitaños, cangrejos bolsa y peces en el contenido intestinal de las tortugas lora, muestreadas en Virginia durante 2000-2002 y concluyó que esto se pudo deber a los pequeños tamaños de muestra utilizados en los años anteriores, o también puede sugerir que la declinación de la población de cangrejos azules, en la Bahía de Chesapeake (Lipcius y Stockhausen, 2002), ha empezado a afectar la dieta de la tortuga lora. El stock reproductor, la abundancia de larvas y el reclutamiento de postlarvas del cangrejo azul, fueron significativamente más bajos durante 1992-1999, que durante 1985-1991, en la zona baja de la Bahía de Chesapeake. Se piensa que la presión de pesca y la mortalidad natural son las principales causas del disminuido stock de cangrejo azul. Seney (2003) plantea la hipótesis de que la disminución de la abundancia del cangrejo y su disponibilidad, pueden afectar la dieta de la tortuga lora.

Cambios tróficos causados por la alteración del hábitat bentónico
La alteración del hábitat bentónico, debido a las artes de pesca móviles, especialmente redes de arrastre y dragas, constituye un disturbio físico globalmente significante del ambiente marino y presenta efectos importantes en la biodiversidad marina (Watling y Norse, 1998). El Consejo de Investigación Nacional (*The National Research Council*, 1994), encontró que la perturbación del hábitat por alteraciones de pesca, es quizá el menos entendido de los efectos ambientales importantes causados por la pesca. Ellos revisaron la conocida investigación sobre los efectos de la red de arrastre de fondo y de la draga para pesca, en el hábitat bentónico (National Research Council, 2002). Los estudios indican que la red de arrastre y el dragado reducen la complejidad del hábitat, cambian la composición de la estructura de las especies en las comunidades bentónicas y reducen la productividad de hábitats bentónicos. Los efectos indirectos incluyen el cambio en la tasa de intercambio de nutrientes entre el sedimento y la columna de agua, alterando la purificación del agua, la estabilización del sustrato y la formación de estructura, al retirar a los organismos responsables para tales funciones del hábitat bentónico, e incrementando la susceptibilidad de los organismos a otros agentes generadores de estrés, tales como la depredación y la hipoxia, al eliminar las estructuras físicas.

Los efectos de la alteración del hábitat bentónico, en la abundancia y distribución de las presas de las tortugas lora y los efectos de estos cambios potenciales en las poblaciones de tortuga lora, no han sido determinados, pero son preocupantes.

Presas y desviación de aguas
Las presas y la desviación de aguas cambian los rasgos hidrológicos naturales. La afluencia de agua dulce a los estuarios es necesaria para varias etapas en los ciclos de vida de las presas de las tortugas lora, las cuales son principalmente crustáceos. La región de afluencia del Río Misisipi es probablemente la zona más productiva del hábitat de la tortuga lora, dentro de su rango de distribución. La disminución del flujo y la alteración de las características del flujo, como resultado de los cambios realizados por el hombre en el sistema del Río Misisipi, han alterado significativamente la naturaleza de los estuarios de la zona norte del Golfo de México y los efluentes de las aguas costeras.

TPWD reporta que los cangrejos azules prefieren diferentes sistemas de agua salada, dependiendo de la etapa del ciclo de vida y sexo. El apareamiento ocurre en aguas con baja salinidad, mientras que el desove se presenta en aguas con alta salinidad. Durante las etapas no reproductivas, los cangrejos machos grandes prefieren el agua con baja salinidad y las hembras prefieren el agua de alta salinidad. En general, la producción de cangrejo azul ha sido la más alta en las bahías que reciben más agua dulce y ha sido la más baja en aquellas que reciben menos agua dulce (Longley, 1994). En Texas, las poblaciones de cangrejo azul han aumentado gracias a regulaciones mejoradas para la captura de cangrejo, limitantes para la licencia y recompra y el uso obligatorio de los Dispositivos de Reducción de Captura Incidental (BRDs, por sus siglas en inglés), por la flota de arrastre camaronera. Sin embargo, esta tendencia es muy variable (J. Tolan, TPWD, comunicación personal, 2005).

Conforme la población humana en Texas y en otros estados costeros se incremente, la demanda de agua dulce también se incrementará. La reducción en la cantidad de agua dulce, que recibe un estuario, puede perturbar parte o todo el ciclo de vida de las especies de las presas de la tortuga lora. Además, el aumento de la contaminación en aguas estuarinas, debido a las descargas agrícolas, industriales y domésticas, pueden afectar indirectamente a la tortuga lora. Estas descargas pueden tener efectos directos sobre las especies de las presas, reduciendo su salud, su

aptitud biológica o las tasas de mortalidad o los impactos indirectos sobre el hábitat de estas especies de presas, a través de la degradación de las praderas de pastos marinos (Plotkin, 1995).

En Florida, el flujo de agua dulce es alterado por los canales construidos para drenar los humedales para el desarrollo. Estos sistemas de canales pueden traer como resultado un importante flujo de agua dulce en algunos estuarios, mientras que en otras áreas estuarinas puede, por el contrario, haber un flujo de agua dulce muy bajo. Browder *et al*, (1986), encontraron disminuciones significativas en la abundancia de macroinvertebrados, incluyendo a cangrejos azules en las Bahías de Florida afectadas por las descargas de los canales.

Escorrentías, afloramientos perjudiciales de algas e hipoxia
La eutroficación es una condición en los ecosistemas acuáticos en donde, altas concentraciones de nutrientes, pueden estimular los afloramientos perjudiciales de algas (HABs, por sus siglas en inglés). Las actividades humanas pueden acelerar enormemente la eutroficación, al incrementar la tasa a la cual los nutrientes y las substancias orgánicas entran a los ecosistemas acuáticos desde sus interfluvios circundantes. Las escorrentías agrícolas, las escorrentías urbanas y los sistemas sépticos con goteos, las descargas de aguas residuales y fuentes similares pueden incrementar el flujo de nutrientes y de substancias orgánicas, en los sistemas acuáticos. En la zona mexicana del Golfo de México, prácticamente todas las poblaciones costeras descargan sus desechos domésticos en los ríos, estuarios, lagunas costeras y mar sin ningún tratamiento. La eutroficación provocada por la contaminación por exceso de nutrientes, en aguas costeras puede afectar a las tortugas marinas tanto directa como indirectamente (Milton y Lutz, 2003).

Las mareas rojas y los HABs enturbian el agua y bloquean la luz solar, provocando la muerte de los pastos marinos. También, cuando las algas mueren y se descomponen, el oxígeno se agota. Este hecho es una preocupación, ya que el oxígeno disuelto en el agua es esencial para la mayoría de los organismos que viven en el agua, incluyendo cangrejos, que son las presas de las tortugas lora. Las mareas rojas del Golfo de México, así como el ascendente número y áreas de zonas costeras anóxicas muertas, debido a las escorrentías agrícolas en el flujo de salida del Río Misisipi, están matando a los invertebrados bentónicos a una tasa alarmante. Las zonas muertas en estuarios, durante el calor del verano, alguna vez conocido como "*Jubilees*", claramente están incrementando en número, área y duración (D. Owens, College of Charleston, comunicación personal 2009). La presencia de HABs también puede traer como consecuencia, altos niveles de amonio y toxinas, así como ser promotores de tumores e inmunosupresores (Osborne *et al*., 2001). Los efectos de la eutroficación a gran escala en las poblaciones residentes de tortugas marinas, actualmente se desconocen debido a la falta de estudios de poblaciones que permanecen en agua por largos periodos en las zonas afectadas (Milton y Lutz, 2003).

Los eventos de marea roja y HAB han ocurrido con mayor frecuencia a lo largo del rango de distribución de la tortuga lora. Los afloramientos abundantes no sólo matan especies de presas importantes, sino que también provocan mortalidad en las tortugas lora, aunque estos eventos son esporádicos. A pesar de que las mortalidades relacionadas con la marea roja no han sido documentadas en aguas adyacentes a las playas de anidación en Texas y México, las mareas rojas y los HABs pueden afectar a las tortugas lora en áreas de alimentación. Los eventos de marea roja y HAB deben continuar siendo monitoreados.

Una zona hipóxica se desarrolla cada verano en aguas del fondo frente a Luisiana (Renaud, 1985), algunas veces se extiende hasta 20,000 km^2 (Craig *et al.*, 2001). La zona hipóxica no se extiende hacia Texas cada año pero, en algunos años, puede alcanzar la costa alta de Texas. (M.

Ray, TPWD, comunicación personal 2009). Las aguas hipóxicas generalmente se presentan en aguas someras (5-30 m), a 5-30 km de la costa, pero se han registrado en aguas más profundas, en mar adentro. Esta zona hipóxica se produce por la contaminación por nitrógeno, proveniente de la agricultura, del tratamiento de desechos municipales y otras actividades humanas. Las condiciones de hipoxia originan menor cantidad de fauna bentónica como camarón y otros crustáceos que son una fuente de presas para la tortuga lora. Observaciones aéreas indican ausencia de tortugas marinas en áreas en donde la hipoxia es intensa (Craig *et al.*, 2001). Es poco probable que las tortugas lora habiten o se alimenten en la zona hipóxica, debido a la reducida abundancia de alimento (McDaniel *et al.*, 2000).

Extracción de arena
Históricamente, las capturas de tortuga marina asociadas con actividades de extracción de arena, para restauración de playas y construcción, utilizando dragas de arrastre, han sido pocas, comparadas con las de dragado de canales. A lo largo de la costa del Atlántico de EE.UU., se capturaron 11 tortugas caguama de 1997-1999, en sitios de extracción de arena frente a playa Myrtle, en Carolina del Sur. En Carolina del Norte, dos tortugas lora fueron capturadas en un solo día en el proyecto de restauración de Bogue Banks, en el sitio de extracción el 21 de diciembre de 2001, aparentemente atraídas hacia los restos de un arrecife artificial, hecho de llantas y otra tortuga lora fue capturada el 11 de abril de 2001. No existen casos registrados de capturas en actividades de extracción de arena en el Golfo de México, estas actividades han sido limitadas, algunas veces no han sido reportadas al NMFS y aún no se sabe si los observadores han estado presentes. Sin embargo, el NMFS espera que se presenten futuras capturas, asociadas con las actividades de extracción de arena con dragas de arrastre en el Golfo de México. El NMFS prevé que 20 tortugas lora sean lesionadas o muertas cada año (incluye la actividad con draga de arrastre).

En México no existe la extracción de arena en las costas de Tamaulipas y Veracruz, pero puede ser una preocupación futura.

H.2.5. Contaminación

Ingesta y enredo con desechos marinos
Los desechos marinos que llegan al Golfo de México y al Océano Atlántico, constituyen una amenaza cada vez mayor para las tortugas marinas de todas las edades y especies. La ingestión de plástico, hule, cañas y anzuelos, chapopote, cuerdas, poliestireno expandido (unicel), resinas epóxicas y aluminio, ha sido documentada en las tortugas lora (Shaver, 1991; D. Shaver, PAIS, comunicación personal 2004, Werner 1994). Sin embargo, la ingestión de desechos por las tortugas lora ha sido menos grave que en otras especies de tortugas marinas, porque las lora consumen más presas activas y es menos probable que ingieran desechos (Bjorndal *et al.*, 1994), o ellas se alimentan en áreas en donde los vientos y las corrientes no concentran desechos que llegan al mar (Witzell y Schmid, 2005). La oclusión del tracto digestivo o la absorción de tóxicos, son dos riesgos importantes para las tortugas marinas, derivados de los desechos en el mar (Balazs 1985, P. Lutz, Florida Atlantic University, comunicación personal 2004). Carr (1987) observó que las áreas de concentración, de la fase pelágica de tortugas marinas juveniles, son las zonas de convergencia, lo que incrementa la posibilidad de que ingieran estos desechos persistentes, ya que éstos también se concentran en estas áreas.

Se han documentado tortugas lora, varadas en Texas y en otros lugares de los EE.UU., enredadas en plásticos, monofilamento, redes desechadas y otros muchos artículos de desecho (Plotkin y

Amos, 1988, D. Shaver, PAIS, comunicación personal 2005). El enredo puede llevar a la muerte, lesión, mutilación, muerte por hambre y una mayor susceptibilidad a la depredación.

Petróleo, combustible, chapopote y químicos
El Golfo es un área con una gran densidad de extracción de petróleo de zonas submarinas, en donde crónicamente existen derrames de bajo nivel y, ocasionalmente, derrames masivos (como la explosión e incendio del pozo petrolero Ixtoc I en la Bahía de Campeche, en 1979, la explosión y destrucción de un superpetrolero cargado, Mega Borg, cerca de Galveston en 1990 y la explosión de la plataforma DWH y derrame masivo de petróleo en 2010).

Las dos principales zonas de alimentación para adultos en el norte y sur del Golfo de México, se encuentran cerca de las importantes áreas de exploración y producción petrolera, costeras y en mar adentro. La playa de anidación en Rancho Nuevo, también es vulnerable, y fue afectada por el derrame del Ixtoc en 1979. El derrame llegó a la playa de anidación después de la temporada de anidación, cuando los adultos habían regresado o estaban regresando a sus áreas de alimentación. Se desconoce el destino que tuvieron las tortugas adultas que utilizan la Bahía de Campeche. Es posible que se haya presentado una alta mortalidad de las post- crías en ese año, en mar adentro del Golfo de México, como resultado del petróleo flotante. Los estudios de laboratorio sobre los efectos de petróleo en las tortugas marinas revelaron cambios en la piel, disminución de glucosa en sangre e incremento en el conteo de glóbulos blancos (Vargo *et al*., 1986; Lutz y Lutcavage, 1989).

Se ha documentado el varamiento de tortugas lora en Texas, con evidencia de ingestión de chapopote y presencia de chapopote en sus cuerpos (Shaver, 1991; D. Shaver, PAIS, comunicación personal, 2004). No se han registrado tortugas con petróleo en Texas, como resultado del evento de la DWH, en 2010 (NMFS datos no publicados). En 1983, aproximadamente 90 tortugas lora de un año de edad, con gran cantidad de petróleo fueron encontradas varadas en las playas de Texas (Fontaine *et al.*, 1989b). Se encontraron tortugas verdes juveniles con sus cavidades orales ocluidas con chapopote (Witham, 1978). Después del derrame del Ixtoc, en 1979, en el Golfo de México, se encontraron 5 tortugas verdes juveniles, con grandes cantidades de petróleo en la Isla de Padre y la Isla Mustang, así como 2 cadáveres de tortuga verde con petróleo y 1 cadáver de tortuga lora con petróleo, que fueron encontradas en la Laguna Madre (Rabalais y Rabalais, 1980). Las necropsias de las 3 tortugas de la Laguna Madre, no pudieron identificar la causa de la muerte. Sin embargo se encontró petróleo en la boca y en el esófago y las tres presentaron evidencia de hidrocarburos en los tejidos pulmonar, esofágico, intestinal, hepático y renal y se encontraron en mal estado corporal. El análisis químico de los tejidos, reveló exposición crónica al petróleo, y pudo haber sido, esta prolongada exposición al petróleo, lo que condujo al mal estado general del cuerpo, y por lo tanto, haber contribuido a su muerte (Hall *et al*., 1983). Las tortugas verdes juveniles con petróleo han presentado signos de irritación ocular (Petrae, 1995).

Se han encontrado varadas en las playas crías de tortugas de otras especies, cubiertas de petróleo (Díaz- Piferrer, 1962*;* Rutzler y Sterrer, 1970*;* Witham, 1978). La mayoría de los reportes de crías de tortugas con petróleo, provienen de zonas de convergencia, en donde el petróleo/chapopote se pega a tortugas marinas más pequeñas (Milton *et al*., 2003). Las crías y post crías de tortugas, ingieren chapopote en el sargazo. Se encontró que 65 de 103 post- crías de tortugas caguama, en las zonas de convergencia de la costa este de Florida, tenían presencia de chapopote en la boca, esófago o estómago (Loehefener *et al.*, 1989). Treinta y cuatro por ciento de las post crías capturadas en sargazo, frente a la costa de Florida, presentaron chapopote en la

boca o el esófago y más de 50% presentaron chapopote endurecido en sus mandíbulas (Witherington, 1994).

Contaminación por ruido de baja frecuencia

En algunas partes del mundo, los niveles de ruido subacuático se han incrementado drásticamente en las décadas recientes, debido a fuentes antropogénicas, tales como actividades comerciales, industriales y recreativas. En particular, un componente predominante de los sonidos provenientes de estas fuentes, es de baja frecuencia, los cuales viajan más lejos y persisten por más tiempo en el medio marino. Actualmente, este tipo de ruido puede ser un asunto preocupante, en relación con las tortugas marinas, ya que su audición está confinada a bajas frecuencias (Ridgway *et al*., 1969; Bartol *et al*., 1999). Por otro lado, las tortugas marinas se reúnen en áreas costeras en donde la actividad humana y, por lo tanto las perturbaciones antropogénicas y ruido submarino, son intensas. Es posible que los incrementos continuos del ruido antropogénico puedan tener, en la tortuga marina, efectos adversos en su biología, comportamiento a corto plazo y salud de largo plazo.

Muchos estudios han ligado el ruido antropogénico a efectos adversos, en la ecología natural de los organismos marinos. Entre los vertebrados superiores, se ha demostrado que las ballenas boreales presentan reacciones de evasión importantes hacia el sonido proveniente de las actividades de perforación petrolera (Malme *et al*., 1983), y hacia ruidos de exploración sísmica (Richardson *et al*., 1986). Además, en las ballenas, existe una disminución en sus tasas de emisión de sonidos (Lesage *et al*., 1999), o detienen sus vocalizaciones (Bowles *et al*., 1994), en respuesta a los botes que se acercan a ellas, lo cual indica que la respuesta es altamente dependiente en el contexto de exposición acústica. Entre peces, varias especies han mostrado que reaccionan a estímulos sonoros, al incrementar la velocidad de nado (Olsen *et al*., 1983), al nadar hacia abajo (Suzuki *et al*., 1980) y al evitar las fuentes de sonido (Blaxter y Hoss, 1981; Schwarz y Greer, 1984; Vabo *et al*., 2002). El sonido también puede tener efectos físicos, provocando daños medibles, en células sensoriales de los oídos de los peces (Hastings *et al*., 1996). Los invertebrados, como el camarón café, han mostrado que son afectados de forma adversa por el ruido subacuático (Lagardère, 1982). Cuando es expuesto a altos niveles de ruido, el camarón café presenta un incremento en la agresividad y tasas de mortalidad más elevadas, así como disminución en la ingesta de alimento, mostrando además, reducciones significativas en sus tasas de crecimiento y reproducción (Lagardère, 1982). Se pueden esperar diferentes respuestas, aún dentro de un mismo taxón, dependiendo del sexo, edad, temporada y muchos otros factores, además del nivel de exposición y duración.

En tortugas marinas, mucho de la investigación acústica se ha enfocado en el estudio de la anatomía del oído y de sus capacidades sensoriales auditivas. Estos estudios demuestran claramente, que las tortugas marinas son capaces de detectar y responder a sonidos y que su audición está limitada a bajas frecuencias (menos de 1000Hz), con una máxima sensibilidad entre los 200 y 700 Hz, y un pico alrededor de los 400 Hz (Ridgway *et al*., 1969; Bartol *et al*., 1999). Estudios relacionados demostraron que, después de la presentación del estímulo acústico, las tortugas marinas respondieron con movimientos corporales abruptos, tales como parpadeo, retracción de la cabeza y movimiento de las aletas, todos los cuales fueron interpretados como respuestas de alarma (Lenhardt *et al*., 1983; Lenhardt, 1994; Lenhardt *et al*., 1996). Además, las respuestas de más alto nivel, tales como cambios en los patrones de nado y orientación fueron observadas cuando las tortugas, confinadas en un canal, fueron sometidas a pulsos de pistolas de aire con niveles altos de presión, con frecuencias que oscilaron entre 25 y 1000 Hz (O'Hara y Wilcox, 1990).

Samuel *et al*. (2005) midieron los niveles de ruido subacuático en los hábitats costeros de Nueva York, en donde existe un gran traslape entre la actividad de alimentación de las tortugas lora juveniles y la actividad humana, durante los meses de verano. El estudio concluyó que dentro de la variación de la audición de la tortuga marina, la intensidad del ruido fue muy alta durante los periodos de alta actividad humana y disminuyó proporcionalmente con la reducción de la presencia humana. Diferencias significativas en intensidad, se acompañaron por un incremento en la complejidad de ruidos, a través de todas las frecuencias que son detectadas por las tortugas. Análisis más detallados del comportamiento de las tortugas lora juveniles, y otras tortugas marinas, indican que estos ruidos antropogénicos tienen un efecto negativo en el comportamiento de la tortuga marina, especialmente en los patrones relacionados con la forma en que se sumergen.

Los resultados combinados de los estudios sobre la audición de la tortuga marina, comportamiento y ruido ambiental, indican que los niveles dominantes de ruido, en hábitats costeros, importantes para la alimentación, pueden afectar adversamente el comportamiento y la ecología de la tortuga lora. Además, los niveles de ruido existentes y los incrementos adicionales, causados por fuentes antropogénicas, podrían tener más efectos de largo alcance en la orientación de la tortuga marina y en su salud, los cuales serán más difíciles de cuantificar. Con una actividad humana creciente, puede ser importante reconocer los impactos potenciales del ruido subacuático, en futuras estrategias de manejo y en planes de recuperación para la tortuga lora y otras tortugas marinas.

Toxinas

La presencia de toxinas se encuentra bien documentada a lo largo de la costa este de los EE.UU. y del Golfo de México, como resultado del gran número de instalaciones para la producción de petróleo y gas, plantas procesadoras de petroquímicos y petróleo, escorrentías de actividades agrícolas, plantas de energía de carbón y algunas de las poblaciones humanas más densamente pobladas de Norte América (Colburn *et al*., 1996). Mientras que sólo unos pocos ejemplos específicos de impactos graves, han sido bien documentados en varios vertebrados (por ejemplo DDT), existe una sensación general de que hay muchas “bombas de tiempo químicas” aún por ser descubiertas (Meffe y Carroll, 1997). Se sabe que los estuarios, las zonas neríticas, y varias especies de peces, contienen toxinas tales como metales pesados, contaminantes organoclorados persistentes y varios productos de desechos agrícolas. Las tortugas lora viven en áreas en donde mucho de este material es depositado y fijado. Estudios preliminares han documentado la presencia de mercurio y otros metales pesados en la sangre de la tortuga lora (Orvik, 1997; Wang, 2005), que posiblemente funcionan como un medio para transferir los metales a sus escamas y tejidos (Presti, 1999). Contaminantes organoclorados persistentes han sido documentados en los tejidos de las tortugas lora (Rybitski *et al*., 1995*;* Keller *et al*., 2004). Desafortunadamente, existen pocos estudios específicos que proporcionen información cuantitativa sobre los efectos directos o indirectos de las toxinas en las tortugas marinas (Pugh y Becker 2001, Day *et al.* 2007).

La tortuga lora se alimenta de otros consumidores tales como moluscos y crustáceos. Debido a que la tortuga lora puede vivir durante por lo menos 20 años, su preferencia dietética puede originar la bioacumulación de toxinas ambientales en sus tejidos corporales, especialmente en la grasa o en la queratina. Pugh y Becker (2001) revisaron la literatura sobre contaminantes ambientales en tortugas marinas y encontraron sólo siete artículos referentes a las tortugas lora. Existen estudios que examinaron contaminantes en tejido graso, hígado, riñón, cerebro y sangre

de tortugas lora varadas muertas (Lake, 1994; Keller, 2003; Innis *et al.*, 2008). Se encontró que generalmente, los contaminantes organoclorados (OCs), tales como los PCBs y el DDT y sus metabolitos relacionados, son más altos en los tejidos de la tortuga caguama y de la tortuga lora que en los tejidos de otras tortugas marinas (Keller, 2003; Lake, 1994). Sin embargo, las tortugas lora tienden a tener niveles de contaminantes más bajos, comparados con las tortugas caguama, este hecho se basa en la cantidad de PCBs y pesticidas encontrados en muestras de grasa de tortugas varadas (Keller, 2003; Lake, 1994). De forma interesante, los PCBs parecen haber disminuido en las tortugas lora durante la década en la que se efectuaron estos estudios. Sin embargo, se debe ser cuidadoso en la interpretación de las diferencias entre las tortugas caguamas y las tortugas lora, debido al hecho de que las tortugas lora examinadas en estos estudios, son en realidad animales muy jóvenes (1-3 años), comparados con las caguamas, las cuales, aunque aún son juveniles, quizá se tengan entre 15 y 30 años de edad. Mientras que los niveles de PCB, observados en las tortugas lora, no son tan altos como los reportados en mamíferos marinos, existe una razón de preocupación, ya que las tortugas caguamas varadas, presentaron niveles más altos de mercurio en sangre y queratina, que los individuos capturados en el mar (Day, 2003; Day *et al.*, 2005), lo cual sugiere que este hecho está relacionado con su mortalidad. Day *et al.* (2007), también documentaron claras correlaciones de mercurio en sangre y queratina, con indicadores de la función inmune reducida en tortugas caguama.

Orvik (1997) midió mercurio, cobre y zinc en la sangre (un tejido no característico para este tipo de estudio), en tortugas lora y encontró una correlación positiva con los niveles de metales observados y la talla de la tortuga. Esto sugiere, de manera sólida, la bioacumulación conforme el animal crece.

Balazs y Pooley (1991) incluyen a la contaminación ambiental, como uno de los posibles factores que contribuyen a la infección viral en tortugas marinas, conocida como fibropapilomatosis. Aunque no está confirmado histológicamente como fibropapiloma, se reportaron lesiones en la piel en tortugas lora, en Rancho Nuevo (P. Burchfield, GPZ, datos no publicados) y en Texas (D. Shaver, PAIS, comunicación personal 2009), pero no se presentaron los graves y debilitantes síntomas observados en las tortugas verdes en Florida y Hawai. Se sabe que los contaminantes influyen en los sistemas inmunológicos de los vertebrados y se requieren estudios inmunológicos adicionales en las tortugas marinas.

Una deficiencia importante en los estudios de toxicología en tortugas lora, es que los animales adultos nunca han sido examinados en detalle para la detección de ninguno de estos contaminantes. Debido a que su vida temprana es pelágica y sólo empiezan a alimentarse en la zona nerítica como juveniles y hasta la adultez, realmente no se tiene un panorama completo de los niveles de los contaminantes potenciales en esta especie.

H.2.6. Interacciones entre especies

Depredación

Entre los muchos peces depredadores que existen frente a las playas de anidación, se sabe que el jurel (*Caranx hippos*) y el corvinón ocelado (*Sciaenops ocellatus*) se alimentan de las crías de tortuga lora (Hildebrand, 1963). Los tiburones también son depredadores naturales. Se observó a un tiburón identificado como tiburón martillo (*Sphyrna mokarran*), atacar a una tortuga lora post pelágica (21 cm SCL), en las aguas someras de la Bahía Deadman al noroeste de Florida (Barichivich, U.S. Geological Survey, observación personal, Schmid y Barichivich, 2006). La tortuga fue recuperada inmediatamente después de que el tiburón liberó a su presa y una

inspección subsiguiente reveló abrasiones en el caparazón y plastrón, como resultado del ataque. Otra tortuga, un poco más grande (33 cm SCL), fue capturada en la misma área y presentó heridas similares. Muchos de los juveniles neríticos, capturados al oeste de Florida, carecían de los extremos distales de las aletas, particularmente en las aletas traseras (J. Schmid, Conservancy of Southwest Florida, comunicación personal 2008), lo cual puede indicar encuentros frecuentes no letales con tiburones u otros peces depredadores durante sus etapas de desarrollo.

Desde 1980 hasta 2006 se documentaron 159 tortugas lora, colectadas como varamientos, con presencia de heridas que sugieren mordeduras/ataques de tiburones. Se desconoce cuántas de estas heridas fueron hechas antes o después de la muerte. El desglose de tallas, con la frecuencia de ocurrencia en paréntesis, es como sigue: 20.0-29.9 cm SCL (n=15), 30.0-39.9 cm SCL (n=30), 40.0-49.9 cm SCL (n=30), 50.0-59.9 cm SCL (n=42), 60.0 cm + SCL (n=27) y 15 de talla desconocida (STSSN datos no publicados). También existen 3 registros en la base de datos para "crías encontradas en el estómago del depredador", las tres tenían <6 cm de longitud y se encontraron en el estómago de dorado –delfín (*Coryphacena hippurus*) (STSSN datos no publicados). Los registros de tortugas varadas, representan sólo una fracción de la mortalidad en mar, por lo que no se conoce el nivel real de la depredación o de la actividad carroñera en la población de la tortuga lora.

Patógenos

Un gran número de enfermedades bacterianas, por hongos y virales se han observado en tortugas silvestres o en cautiverio (Herbst y Jacobson, 1995*;* George, 1997; Roberston y Cannon, 1997). Se han encontrado micosis sistémicas, causadas por infestación con hongos, en tortugas lora con cuadros de hipotermia (Manire *et al.*, 2002), y pueden tener como consecuencia una alta mortalidad en tortugas lora criadas en cautiverio (Leong *et al.*, 1989). Las grandes infestaciones de endoparásitos, incluyendo tremátodos, tenias y nemátodos, pueden provocar o contribuir a la debilitación o mortalidad en tortugas marinas. Los ectoparásitos, incluyendo a las sanguijuelas y balanos, pueden tener efectos debilitantes en las tortugas lora. Las infestaciones de sanguijuelas pueden generar anemia y pueden actuar como vectores de otros organismos patógenos (George, 1997). Los balanos generalmente se consideran inocuos, aunque algunas especies excavadoras pueden penetrar la cavidad corporal, lo que produce mortalidad (Herbst y Jacobson, 1995; http://galveston.ssp.nmfs.gov/puplications/pdf/145.pdf).

La fibropapilomatosis es una enfermedad epizoótica caracterizada por la presencia de lesiones cutáneas (George, 1997). La enfermedad se ha encontrado en varias especies de quelonias, principalmente en tortuga verde. Barragán y Sarti (1994) reportaron el primer caso posible de fibropapiloma en tortugas lora pero no pudieron obtener una muestra del tejido de la tortuga anidadora, por lo que no se pudo determinar la causa del tumor. Existe un gran número de registros de crecimientos anormales, similares a los fibropapilomas, que han sido observados en Rancho Nuevo, México de 1985 a 1998 (Guillén y Peña Villalobos, 2000). En reconocimientos en agua, en Texas y Florida, se capturaron más de mil tortugas lora juveniles y no se observó fibropapilomatosis (W. Witzell, NMFS, J. Schmid, NMFS, A. Landry, TAMU, comunicación personal 2005, B. Schroeder, NMFS, comunicación personal 2006). A pesar de que 31 hembras anidadoras, en Rancho Nuevo fueron documentadas con lesiones de piel de 1985-2002 (J. Peña, GPZ, datos no publicados data 2006), y unas pocas hembras han sido documentadas con lesiones de piel en Texas, (D. Shaver, PAIS, comunicación personal 2009), estas lesiones no fueron examinadas histológicamente y es posible que estas lesiones no hayan sido fibropapiloma, como

se ha documentado en tortuga verde (D. Owens, College of Charleston, comunicación personal 2007).

Especies tóxicas
Existen varias especies tóxicas de medusas (*Aurelia aurita, Cyanea capillata, Physalia physalis, Chrysaora quinquecirrha, Carukia barnesi y Phyllorhiza punctata;* las tres últimas son especies introducidas), que se han encontrado dentro del área de distribución de la tortuga lora. Las mareas rojas se presentan en aguas costeras en donde habitan las tortuga lora, y éstas se han varado, tanto vivas como muertas durante los eventos de marea roja (NMFS datos no publicados). El STSSN documentó 59 varamientos de tortuga lora "encontradas en asociación aparente con la presencia de marea roja", de 1991 -2001: todas las tortugas, con excepción de 4, estaban muertas. La vasta mayoría (57 de 59) de estos varamientos se documentaron a lo largo de la costa del Golfo de Florida. Durante 1995-1996, se registró un incremento en muertes de tortugas marinas a lo largo de la costa oeste central de Florida, y los resultados de la necropsia de 26 tortugas lora, mostraron evidencia de posible conexión con la marea roja (Foote *et al*., 1998). En 2005, 42 tortugas lora se vararon durante un evento de marea roja, a lo largo de la costa del Golfo de Florida (A. Foley, Florida Fish and Wildlife Marine Research Institute, comunicación personal 2006*).*

H.2.7 Otros factores

Cambio climático
Históricamente, el cambio climático a ritmos normales (miles de años), no fue un problema para las especies de tortugas marinas, ya que han mostrado una persistencia poco común, en una escala de millones de años. Sin embargo, existe un 90% de probabilidad de que el calentamiento de la atmósfera terrestre, desde 1750 se deba a las actividades humanas, que traen como consecuencia incrementos atmosféricos de dióxido de carbono, metano y óxido nitroso (IPCC, 2007). Todos los reptiles, incluyendo las tortugas marinas, tienen una tremenda dependencia en su ambiente térmico, para la regulación de procesos fisiológicos y para conducir sus adaptaciones conductuales (Spotila *et al*., 1997). En el caso de las tortugas marinas, en donde se han documentado muchas otras modificaciones de hábitat (desarrollo de la playa, pérdida del hábitat para alimentación, etc.), las posibilidades de impactos sinergísticos con énfasis en la sobrevivencia de las especies, pueden ser aún más importantes a largo plazo. El calentamiento atmosférico crea alteración del hábitat, lo que puede cambiar los recursos alimentarios como cangrejos y otros invertebrados. Puede incrementar la actividad de huracanes, lo que conduce a un incremento de desechos en aguas costeras y en mar adentro, con consecuencias como incremento en enredamientos, ingestión o ahogamiento. El calentamiento atmosférico puede cambiar zonas de convergencia, corrientes y otros fenómenos oceanográficos que son relevantes para la tortuga lora, incluyendo cambios en los regímenes pluviales y escorrentías costeras.

Actividades de investigación y conservación
Algunas actividades de conservación e investigación, llevadas a cabo en aguas de EE.UU. y México, podrían dañar potencialmente, o incluso matar a las tortugas lora. En estudios en agua, se pueden utilizar redes de enmalle o redes de arrastre para colectar tortugas lora. A pesar de que estos métodos de colecta se encuentran cuidadosamente monitoreados, existe la posibilidad de capturas letales. Los experimentos diseñados para probar las modificaciones en artes de pesca, con el fin de reducir las capturas incidentales de tortugas marinas, generalmente requieren que las tortugas sean capturadas en el tratamiento control. Algunas veces estas capturas son letales. El NMFS autoriza actualmente la captura de 1,365 tortugas lora vivas y 26 muertas como

resultado de 22 experimentos de investigación en aguas de EE.UU (NMFS datos no publicados, permiso de captura 2007). La gran mayoría de las tortugas lora, que son autorizadas para su captura durante investigaciones, son liberadas vivas y sin lesiones.

Actividades militares

El uso de explosivos subacuáticos para actividades militares, puede lesionar o matar tortugas y puede destruir o degradar hábitats. No existen datos disponibles sobre el impacto de explosivos militares en tortugas lora. Sin embargo, los explosivos subacuáticos han sido asociados con la mortalidad de tortugas lora y otras tortugas marinas (ver H.2.3. Exploración, desarrollo y extracción de petróleo, gas y gas natural licuado). El Equipo opina que es probable que las actividades con explosivos subacuáticos, asociados con operaciones militares, pudieran tener efectos similares, dependiendo del tamaño de los explosivos, la profundidad y la localización de la actividad. La marina de EE.UU., ha desarrollado un programa para monitorear, mitigar y minimizar los impactos potenciales en tortugas marinas, provenientes de explosivos relacionados con actividades de entrenamiento. Las medidas incluyen, pero no se limitan a, zonas de amortiguamiento alrededor de las áreas objetivo y la suspensión de maniobras de artillería, cuando se documentan tortugas marinas en el área.

Hipotermia

Las tortugas lora son susceptibles a tener cuadros de hipotermia, un fenómeno natural, en el que las tortugas pierden capacidades, como resultado de una rápida baja en la temperatura del agua (Morreale *et al*., 1992). Cuando la temperatura se encuentra por debajo de 8-10°C, las tortugas pueden perder su habilidad para nadar y bucear y generalmente flotan en la superficie. Los eventos de cuadros de hipotermia se presentan a lo largo del rango de distribución de la tortuga lora, pero son comunes cada año a lo largo de las playas de la sonda de Long Island y la Bahía Cabo Cod, cuando las temperaturas del agua bajan (Morreale *et al*., 1992, NMFS STSSN datos no publicados). De 1994 a 2006, al noreste de EE.UU., 1,084 tortugas lora inmaduras (CCL <50 cm), presentaron cuadros de hipotermia, y alrededor de la mitad (n = 593) inicialmente se vararon vivas. De estos animales vivos, por lo menos una cuarta parte fueron rehabilitados y liberados (NMFS STSSN datos no publicados).

SECCIÓN II: PROGRAMA DE RECUPERACIÓN

Las siguientes secciones presentan una estrategia para recuperar a la tortuga lora, e incluyen criterios de recuperación, objetivos y cuantificables para alcanzar la reclasificación o la eliminación de la tortuga lora de la lista oficial de especies en peligro de extinción, así como acciones de manejo específicas para cada lugar, con el fin de monitorear y reducir amenazas, tal como se requiere en la sección 4 de la ESA. El Plan también trata los cinco factores estatutarios de enlistado (sección 4(a) (1) de la ESA), para demostrar cómo los criterios y acciones de recuperación determinarán el retiro de la tortuga lora de las listas de especies silvestres amenazadas y en peligro de extinción.

A. ESTRATEGIA DE RECUPERACIÓN

La población anidadora de tortuga lora se está incrementando a una tasa uniforme y se está recuperando de su bajo nivel histórico, de mediados de la década de 1980. Los esfuerzos de conservación en las principales playas de anidación en México y el uso obligatorio de TED en EE.UU. y México, son las posibles razones del incremento poblacional. Por consiguiente, las principales prioridades en los esfuerzos para recuperar a la tortuga lora, son mantener y fortalecer los esfuerzos de conservación que han probado ser exitosos. En las playas de anidación, esto incluye la intensificación de los esfuerzos para la protección de su hábitat, la protección de hembras anidadoras y el mantenimiento o incremento de los niveles de producción de crías. En el agua, los esfuerzos de conservación exitosos, incluyen continuar con el uso de TEDs en pesquerías que actualmente requieren su uso, expandir el uso de TED a todas las pesquerías de arrastre que sean causa de preocupación y reducir la mortalidad en pesquerías agalleras. El reforzamiento adecuado, tanto en el ambiente terrestre como en el marino, también es esencial para alcanzar las metas de recuperación.

Para alcanzar la recuperación de la tortuga lora, no es suficiente simplemente mantener los esfuerzos presentes. En México, se deben desarrollar programas sociales comunitarios/económicos para el sector de la pesca, con el fin de reducir capturas incidentales de tortugas lora en pesquerías. Todas las pesquerías reguladas por el gobierno de EE.UU., que capturan tortugas lora, tienen una responsabilidad bajo la Sección 7 de la ESA de minimizar el impacto de las capturas, en donde existan las medidas razonables para hacerlo. Son necesarias más investigaciones y monitoreos para identificar los hábitats importantes para la alimentación marina, para la crianza y para la interanidación. Lo anterior con el fin de determinar las rutas migratorias entre las áreas de alimentación y entre las áreas de alimentación y playas de anidación y para obtener datos sobre interacciones entre las tortugas lora y las pesquerías recreativas y comerciales, especialmente en la pesquería mexicana del tiburón. Las oficinas gubernamentales deben monitorear cuidadosamente los problemas actuales o emergentes, que afectan la población, para asegurar que continúe el incremento de las poblaciones anidadoras observadas.

Finalmente, para asegurar la protección a largo plazo y la recuperación sostenida de la tortuga lora, hasta después que haya sido eliminada de la lista oficial de especies en peligro de extinción, se deben identificar y mantener las fuentes de incremento en financiamiento, para esfuerzos de

conservación; asimismo se deben reforzar y mantener programas de educación y trabajo conjunto con entidades locales, estatales, federales, privadas e internacionales

B. META DE RECUPERACIÓN

La meta de recuperación es conservar y proteger a la tortuga marina lora, de manera que las protecciones establecidas en la ESA no sean ya necesarias y que la especie pueda ser retirada de la Lista de especies silvestres amenazadas y en peligro de extinción. Los criterios de recuperación biológica conforman la base desde la cual se evalúa si la especie debe ser reclasificada a especie amenazada (cambio a una categoría menor) o retirada de la lista, mientras que los criterios de los factores para estar en la lista deben asegurar que las amenazas que afectan a la especie estén controladas o sean eliminadas.

C. CRITERIOS DE RECUPERACIÓN OBJETIVOS Y MEDIBLES

C.1. Criterios para reclasificar a la especie como amenazada

C.1.1. Criterios demográficos

1. Se alcanza una población de por lo menos 10,000 hembras anidadoras en una temporada (como se estimó en la frecuencia de nidada por hembra por estación) distribuidas en las principales playas de anidación (Rancho Nuevo, Tepehuajes y Playa Dos) en México.

2. Se alcanza un reclutamiento de por lo menos 300,000[2] crías al ambiente marino por temporada, en las tres playas de anidación más importantes (Rancho Nuevo, Tepehuajes y Playa Dos) en México, para asegurar un nivel mínimo de producción conocida a través de incubación *in situ*, incubación en corrales o una combinación de ambas.

C.1.2. Criterios para enlistar a una especie

Factor A: Destrucción actual o amenaza de destrucción, modificación o reducción de su hábitat o ámbito

1. Se mantiene una protección a largo plazo del hábitat de dos de las playas de anidación principales en México (Rancho Nuevo, Tepehuajes), como áreas naturales protegidas federales, estatales, municipales o privadas, o bajo una designación o mecanismo de protección legal similar. Se inicia la protección a largo plazo del hábitat de la playa de anidación en Playa Dos, a través de su establecimiento como área natural protegida o como una designación o mecanismo de protección legal similar.

Factor B: Utilización excesiva para propósitos comerciales, recreativos, científicos o educativos

2. Iniciativas sociales y/o económicas que son compatibles con programas de conservación de la tortuga lora, han sido iniciadas y/o desarrolladas en conjunto con el programa de

[2] Ver Sección F.3 Tasas de supervivencia Tabla 1 para la explicación de cómo se obtuvo el criterio.

conservación de la tortuga lora, en Rancho Nuevo y en por lo menos otras dos comunidades adyacentes a los campamentos de la tortuga lora. La CONANP determinará si estas iniciativas son suficientes, con base en la necesidad de la comunidad y los beneficios potenciales para la conservación.

Factor C: Enfermedad o depredación

3. La depredación de nidos se reduce a través de medidas de protección implementadas para alcanzar el Criterio demográfico número 2.

Factor D: Deficiencia en los mecanismos regulatorios existentes

4. Las regulaciones sobre las TED u otras medidas protectoras similares, se mantienen y se refuerzan en todas las pesquerías de arrastre de EE.UU. y México (por ejemplo, camarón, lenguado, caracol) que se sabe que presentan un impacto adverso en las tortugas lora en el Golfo de México y en la zona noroeste del Atlántico.

Factor E: Otros factores naturales o humanos que afectan la continuidad de su existencia

5. Un subgrupo del Equipo y otros expertos técnicos se han reunido y realizado progresos en la identificación y revisión de los datos más actualizados sobre las áreas de alimentación (especialmente juveniles), hábitats de interanidación, áreas de copulación, y rutas migratorias de adultos en aguas de México y EE.UU., para brindar información que asegure su recuperación.

C.2. Criterios para eliminación de la lista

El Equipo se decidió por una población promedio de 6 años, de 40,000 hembras anidadoras por temporada, porque el intervalo de re migración promedio, para hembras adultas es de 2 años (Márquez *et al*., 1982*;* TEWG 1998). Un periodo podría abarcar tres ciclos de anidación, lo cual, opina el Equipo, representa un adecuado periodo para explicar la variabilidad anual natural en el número de hembras anidadoras y crías producidas. Es más probable que los cambios en la reproducción durante ese período representen una tendencia en la población, más que una variación natural.

C.2.1. <u>Criterios demográficos</u>

1. Se alcanza una población promedio de por lo menos 40,000 (Hildebrand, 1963) hembras anidadoras (medida por la frecuencia de puesta por hembra por temporada y conteo anual de nidos), en un periodo de 6 años, distribuida entre las playas de anidación en México y EE.UU. Se ha desarrollado e implementado una metodología y una capacidad para asegurar conteos exactos de hembras anidadoras.

2. Asegurar en el futuro un reclutamiento anual de crías en un periodo de 6 años, con nidos *in situ* y corrales en playa suficientes para mantener una población de por lo menos 40,000 hembras anidadoras por temporada de anidación, distribuida entre las playas de

anidación de México y EE.UU. Este criterio puede depender de eventos de anidación sincrónicos masivos (arribadas), que abruman a los depredadores así como depender de protección suplementaria en corrales e instalaciones.

C.2.2. Criterios de los factores de enlistado

Factor A: Destrucción actual o amenaza de destrucción, modificación o reducción de su hábitat o ámbito

1. Se mantiene la protección a largo plazo del hábitat de las playas de anidación de Tamaulipas (Rancho Nuevo, Tepehuajes, Playa Dos), Veracruz (Lechuguillas y Tecolutla) y Texas (secciones administradas por la federación de Padre Norte (PAIS) y Padre Sur y Playa Boca Chica), mediante el esquema de áreas naturales protegidas federales, estatales, municipales o privadas, o bajo una designación o mecanismo de protección legal similar.

Factor B: Utilización excesiva para propósitos comerciales, recreativos, científicos o educativos

2. Se mantienen los programas comunitarios socioeconómicos, iniciados en conjunto con los programas de conservación de tortuga lora en Rancho Nuevo, Tepehuajes y La Pesca y se expanden a otras áreas tales como La Pesca-Costa Lora, San Vicente, Buena Vista, Barra del Tordo y Barra Morón- Playa Dos, en donde se llevan a cabo anidaciones significativas de tortuga lora en México. La CONANP determinará si estas iniciativas son suficientes, basada en las necesidades de la comunidad y en los beneficios potenciales para la conservación.

Factor C: Enfermedad o depredación

3. La depredación de nidos se reduce a través de medidas de protección implementadas para alcanzar el Criterio demográfico número 2.

Factor D: Deficiencia en los mecanismos regulatorios existentes

4. Se desarrollan, promulgan, implementan y refuerzan legislaciones o regulaciones específicas e integrales a nivel federal, estatal y local, para asegurar la protección posterior al retiro de la lista de especies en peligro de extinción, de la tortuga lora y sus hábitats terrestres y marinos, según proceda. Éstas podrían tratar los impactos significativos para las tortugas lora, en las actividades de arrastre, con redes agalleras, con caña y anzuelo, con trampa/nasa e incluso con la pesquería mexicana de tiburón. México y EE.UU. continúan esfuerzos de colaboración para asegurar la protección posterior al retiro de la lista de especies en peligro de extinción, de la tortuga lora y sus hábitats terrestres y marinos bajo el auspicio de la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas.

Factor E: Otros factores naturales o humanos que afectan la continuidad de su existencia

5. Se establece un red de estaciones acuáticas, en el Golfo de México y la zona noroeste del Atlántico para monitorear poblaciones (demografía y abundancia) y se implementan inspecciones (como las desarrolladas por el sub grupo convocado bajo los criterios para reclasificación de especies en peligro de extinción).

6. Se han iniciado programas de monitoreo en pesquerías comerciales y recreativas de interés, tanto en México como en EE.UU. para monitorear las capturas incidentales de tortuga lora. Se han implementado medidas para minimizar la mortalidad en todas las pesquerías comerciales y recreativas de forma suficiente, para asegurar el reclutamiento y para mantener el nivel poblacional en el Criterio demográfico número 1, después de que la especie haya sido retirada de la lista de especies en peligro de extinción.

7. Todas las demás fuentes de origen humano, significativas para la mortalidad de la tortuga lora, han sido tratadas de manera suficiente, a través de la implementación de medidas que minimizan la mortalidad, de tal forma que se asegure el reclutamiento, para mantener el nivel poblacional en el Criterio demográfico número 1, después de que la especie sea retirada de la lista de especies en peligro de extinción.

8. La investigación y colecta de datos de la STSSN, continuarán para monitorear la efectividad de las actividades de protección y restauración de la tortuga lora en EE.UU. y México.

D. RESUMEN Y NARRATIVA DE LOS PASOS A SEGUIR

1. Proteger y manejar el hábitat

11. Proteger y manejar los hábitats de anidación

111. Asegurar la protección a largo plazo de las playas de anidación importantes en México

1111. Mantener y fortalecer los esfuerzos de protección del hábitat en playas de anidación (Factores de Enlistado A y D)

La participación de los tres niveles de gobierno en México y la cooperación de los Estados Unidos, así como el trabajo realizado por las organizaciones no gubernamentales (ONGs), la industria camaronera y las Universidades, ha colocado a la tortuga marina lora en el camino para su recuperación. Estas alianzas deben ser mantenidas y fortalecidas. Debido a que la tortuga lora es endémica del Golfo de México y a que la mayoría de las anidaciones ocurren en las playas de Tamaulipas, la protección y conservación del hábitat terrestre de la tortuga lora es esencial.

1112. Desarrollar e implementar un plan de manejo específico de las tortugas lora, para el Santuario de Rancho Nuevo (Factores de Enlistado A y D)

El desarrollo de un programa de conservación y manejo, se elabora con base en los términos de referencia, dictados por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP). De acuerdo con el Art. 145 frac. VI de las regulaciones internas de SEMARNAT, la Dirección General de Operación Regional es responsable de ejecutar el proceso para la aprobación y publicación de los programas de manejo, para las áreas naturales protegidas de competencia Federal, con la participación de otras unidades administrativas en la Comisión. Rancho Nuevo es un santuario de administración federal, por lo tanto la CONANP actualmente se encuentra desarrollando el programa de manejo. El programa identificará las amenazas, desarrollará las estrategias y definirá las regulaciones operativas dentro de santuario. El programa aprobará las recomendaciones de este Plan.

1113. Ampliar los límites del Santuario Rancho Nuevo hacia el área protegida de Laguna Madre- Río (Factores de Enlistado A y D)

El Santuario Rancho Nuevo (17.6 km de longitud) está localizado entre los 23°18'10" N 97°45'40" W y los 23°10'00" N 97°45'30"W. Su límite norte está a solo 3 km del límite sur del área protegida Laguna Madre-Delta del Río Bravo. Estos 3 km actualmente se encuentran cubiertos por los patrullajes diarios, para las actividades de conservación. Para asegurar la cobertura a largo plazo de esta área, que se encuentra fuera del Santuario Rancho Nuevo, se requiere la protección del área a través de la autoridad gubernamental formal.

1114. Desarrollar e implementar un plan de manejo específico de tortugas lora para las áreas naturales protegidas, que no sean santuarios (Factores de Enlistado A y D)

Las áreas protegidas, las cuales benefician a la tortuga lora, pueden establecerse bajo la autoridad de México a través de varios mecanismos. Por ejemplo, el Área de Protección de Flora y Fauna Laguna Madre-Delta del Río Bravo es un área manejada por la CONANP. El desarrollo para un plan de manejo está en proceso. El plan se enfocará en la estabilización de la playa y las dunas costeras, para proteger el hábitat de anidación de la tortuga lora.

1115. Desarrollar e implementar un plan de manejo de la zona costera a lo largo de la zona de distribución de la tortuga lora en Tamaulipas y Veracruz (Factores de Enlistado A y D)

Es necesario desarrollar e implementar un plan de manejo de la zona costera para Tamaulipas y Veracruz, México, dentro del hábitat de

anidación de la tortuga lora. Las actividades económicas han modificado el hábitat de las playas de anidación, y estos cambios representan una amenaza potencial en la viabilidad de la especie. El desarrollo e implementación del plan de manejo de la zona costera, permitirá entre otras cosas, el establecimiento de los límites de construcción adecuados, desde la línea promedio de marea alta, así como directrices que deben ser consideradas para el desarrollo de actividades económicas en las zonas costeras.

1116. Iniciar el programa de reforestación en Rancho Nuevo (Factor de Enlistado A)

Como parte de las acciones de restauración dentro del Área natural protegida, establecido por el Programa de manejo y conservación, en coordinación con la Comisión Nacional Forestal – CONAFOR), se desarrollará e implementará un plan para la recuperación de las áreas de manglar, cerca de la playa de Rancho Nuevo. El PROCODES (Programa de Conservación para el Desarrollo Sustentable), está restaurando y protegiendo el suelo en el Ejido Buena Vista y está realizando capacitación para el manejo de sistemas de ganado, con técnicas amables con el medio ambiente.

1117. Emprender levantamientos topográficos de las tres playas de anidación más importantes (Factor de Enlistado D)

Con el fin de fortalecer la protección de playas de anidación y actividades de conservación, es necesario identificar la extensión geográfica del Santuario Rancho Nuevo, así como las principales áreas de anidación en Rancho Nuevo y Barra del Tordo, en el municipio de Aldama y en Tepehuajes, en la municipalidad de Soto la Marina. Una vez que los límites geográficos se hayan establecido, se puede realizar una solicitud a las autoridades de México, para designar estas áreas como áreas protegidas (ver tareas 113 y 114).

112. Asegurar la protección a largo plazo de las playas de anidación en Texas (Factores de Enlistado A y D)

Los hábitats de anidación deben ser protegidos en los terrenos federales, estatales y otros terrenos públicos en Texas, incluyendo PAIS, el Refugio Nacional de Vida Silvestre de la Parte Baja de Río Grande (*Lower Rio Grande National Wildlife Refuge*), y el Refugio Nacional de Vida Silvestre de Laguna Atascosa (*Laguna Atascosa National Wildlife Refuge*). Las medidas de protección deben incluir un incremento en el monitoreo y protección de las actividades de anidación, implementando y fortaleciendo los planes de manejo de la zona costera, y adquiriendo terrenos adicionales en donde existe anidación de tortuga lora. La anidación de la tortuga lora está incrementándose en Texas, y más del 70% de los

nidos que se encuentran en el estado, se localizan en la Isla del Padre Norte y la Isla del Padre Sur y en la playa de Boca Chica, en terrenos federales protegidos. La protección de estas importante playas de anidación de Texas, es crítica para alcanzar la meta a largo plazo del esfuerzo binacional, para restablecer la anidación y formar una colonia de anidación secundaria de tortuga lora, en PAIS, en donde se localiza el 55% de los nidos. La protección a largo plazo, del hábitat de anidación en estos terrenos públicos, será más crítica en el futuro, ya que otras áreas de Texas se están desarrollando cada vez más.

113. Evaluar impactos de cambio climático global de largo plazo en hábitats terrestres (Factores de Enlistado A, D y E)

Organismos federales, estatales y locales deben evaluar los impactos de cambio climático y adoptar medidas de mitigación para minimizar los impactos en las tortugas lora. Miles de estudios han confirmado que nuestro planeta se encuentra en una fase acelerada de calentamiento global, principalmente debida a las emisiones de gas invernadero, originadas por actividades humanas (IPCC, 2007). Se desconoce el impacto de esta tendencia al calentamiento, en la proporción del sexo de las crías. Los cambios durante la historia geológica ocurrieron en una escala de tiempo más lenta y los cambios en la preferencia de playas de anidación, se presentaron debido a la selección natural y a la impronta generada por la playa natal. Una preocupación importante y posiblemente la amenaza de conservación para las tortugas marinas más importante a largo plazo, es el potencial de feminización de poblaciones, debido al incremento en la temperatura. Los modelos (Davenport, 1997; Hawkes *et al*. 2007; Hulin y Guillon, 2007) predicen reducciones de fertilidad en tortugas marinas a muy largo plazo, por causa del cambio climático, pero debido a los ciclos de vida relativamente largos de las tortugas marinas, es posible que tales reducciones no se puedan ver sino en 30 a 50 años después. Otro grave impacto del cambio climático global, es el aumento en el nivel del mar. En áreas de desarrollo, si aumenta el nivel del mar, las playas de anidación no tienen la posibilidad de migrar hacia tierra adentro en una isla de barrera natural. En el caso de la tortuga lora, en donde la mayoría de las playas de anidación importantes no están desarrolladas, las playas pueden cambiar tierra adentro y aún estar disponibles para la anidación. La costa de PAIS está en acreción (a diferencia de la mayor parte de la costa de Texas) de manera que si se considera la temperatura de su arena ligeramente más fría que en Rancho Nuevo, junto con un aumento en la anidación, PAIS podría llegar a ser una fuente cada vez más importante de machos para la población.

114. Desarrollar un plan de contingencia de derrame de petróleo, que incluya respuestas para las playas de anidación (Factores de Enlistado A, D y E)

Se debe desarrollar un plan de contingencia para una respuesta rápida de protección en las playas de anidación, en cualquier situación de derrame de petróleo. El plan de contingencia debe incluir actividades de respuesta, para derrames en playas de anidación. En EE.UU. existen planes de contingencia para derrames de petróleo, con coordinación multi institucional, para respuestas

terrestres y marinas, y los EE.UU. participan en simulacros de respuesta binacionales con México con periodicidad anual. Sin embargo, estos planes no están enfocados en las playas principales de anidación de la tortuga lora. Se requiere un plan de respuesta similar para derrames en estas playas. El plan de contingencia debe ser desarrollado en coordinación con las entidades arriba mencionadas, y debe incluir una capacitación de todo el personal que trabaja en los sitios de anidación, protocolos para responder ante nidos con petróleo, y métodos para proteger y reubicar nidos, hembras anidadoras y crías. Se deben identificar lugares de liberación alternos, se deben desarrollar protocolos de transportación, resolver trámites de permisos e identificar instalaciones de rehabilitación temporales para uso en emergencias.

12. Proteger y manejar hábitats marinos

Poco se sabe acerca de los hábitats para alimentación de tortugas neonatas, juveniles y adultas. El hábitat de los neonatos es pelágico, superficial, principalmente planctónico y presumiblemente se encuentra dentro del Golfo de México y la zona noroeste del Atlántico. Los juveniles y adultos comen cangrejos, su zona de alimentación se encuentra principalmente en la zona costera somera. Los juveniles ocupan el hábitat litoral en el Golfo y a lo largo de la costa este de los Estados Unidos, mientras que los adultos se encuentran principalmente restringidos a las áreas costeras del Golfo de México. La degradación del hábitat se ha debido a desarrollo costero, industrialización, contaminación de ríos y estuarios, incremento en el tráfico de embarcaciones, construcción y mantenimiento de canales, desarrollo de petróleo y gas y a la pesquería comercial y recreacional. La identificación y protección del hábitat fundamental deben emprenderse de manera rotunda.

121. Identificar hábitats importantes de alimentación, crianza e interanidación (Factor de Enlistado A)

Se sabe poco acerca del hábitat durante “los años perdidos” de los neonatos de la tortuga lora, por lo que deben iniciarse investigaciones para delinear el uso del hábitat durante esta fase. El marcado de crías con etiquetas de alambre, indica que esta fase dura alrededor de 2 años (B. Higgins, NMFS, comunicación personal 2006). El hábitat de desarrollo para juveniles se identificó en Texas, Luisiana, ambas costas de Florida, Georgia, las Carolinas, la Bahía de Chesapeake, la sonda de Long Island, y Cabo Cod. No existen áreas de desarrollo reportadas desde México, sin embargo aparentemente existe un hábitat aceptable con abundantes crustáceos. Se necesitan realizar esfuerzos para identificar más aún el hábitat fundamental para los juveniles/subadultos de las tortuga lora, a lo largo del Golfo de México y la costa este de los Estados Unidos. El hábitat de alimentación de adultos en el Golfo de México necesita ser caracterizado e identificado de manera más precisa.

122. Identificar y evaluar el valor de designar áreas protegidas marinas para facilitar la mejor protección de importantes hábitats de alimentación, crianza e interanidación; e implementar cuando proceda (Factores de Enlistado A y D)

Un “área marina protegida” (MPA por sus siglas en inglés) incluye un gran número de enfoques para la conservación basada en tiempo y espacio y para el manejo de zonas. La oficina de las áreas marinas protegidas, de la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (*The National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Protected Areas office)*, desarrolló un proceso para evaluar el uso recreativo y comercial y alternativas de manejo para proteger y conservar recursos naturales (NMPAC, 2006). Este proceso debe ser evaluado y utilizado en donde sea adecuado para la protección del hábitat de la tortuga lora.

123. Asegurar que las actividades de desarrollo y exploración de petróleo no afecten de manera negativa los hábitats de alimentación, crianza o interanidación (Factores de Enlistado A y D)

Se pueden presentar impactos directos e indirectos en las tortugas lora, como resultado de la operación y retiro de plataformas petroleras. Todas las tecnologías y medidas actuales, deben tomarse en cuenta para reducir los impactos sobre las tortugas y su hábitat. Las lecciones aprendidas del derrame de DWH muestran, que la industria y las instituciones regulatorias gubernamentales, deben trabajar juntas para prevenir accidentes. La Oficina de manejo, regulación y aplicación de energía oceánica (*The Bureau of Ocean Energy Management, Regulation and Enforcement)* (BOEMRE, antes Servicio de Manejo Mineral (*Mineral Management Service))* tiene el mandato de brindar supervisión de la seguridad en las operaciones de petróleo y gas para reducir el riesgo de derrames de petróleo.

Asimismo, estas oficinas han trabajado con las empresas de perforación concesionadas, con el fin de desarrollar metodologías de retiro de plataformas, que eviten y minimicen los impactos en todas las especies marinas protegidas (Continental Shelf Associates, Inc. 2004). La utilización de observadores de la NOAA y la implementación de nuevas metodologías de remoción, han tenido como consecuencia, muchas menos interacciones con especies protegidas. Las medidas de mitigación incluyen el uso obligatorio de una zona de exclusión de 500 m, uso de procedimientos de incremento lento o de detención de sonar, monitoreo, colecta de desechos creados por la actividad exploración y extracción, planes de contingencia petroleros, y la colocación de equipo de limpieza de derrames por personal capacitado (NMFS, 2007b). No se esperan muertes provocadas por las operaciones de retiro de plataformas, debido a las medidas de mitigación existentes (MMS, 2000).

2. Protección y manejo de la población

21. Proteger y manejar a la población en las playas de anidación

211. Proteger hembras anidadoras (Factores de Enlistado B y D)

Con el fin de que la población conserve su potencial reproductor, se necesita seguir protegiendo a las hembras anidadoras, sus nidos y crías, tanto en México como en EE.UU.

212. Mantener la producción de crías a niveles adecuados, para alcanzar las metas de recuperación (Factor de Enlistado E)

Uno de los elementos principales en el incremento poblacional actual, ha sido la restauración de la producción de crías, a través de un manejo adecuado de playas de anidación en México y en Estados Unidos. Los niveles objetivo para la producción de crías han sido identificados en el criterio para reclasificar a las especies en peligro de extinción.

213. Monitorear y evaluar las tendencias de las hembras anidadoras

2131. Continuar monitoreando y obteniendo información biológica básica sobre las playas de anidación primarias en México y EE.UU. (Factor de Enlistado E)

La obtención de información biológica básica, sobre la dinámica de población de una especie, utilizando metodología de inspección estandarizada, es fundamental para las decisiones de manejo con fundamento científico. Para las poblaciones de tortuga marina, se obtiene un análisis crítico sobre el estatus, a través del monitoreo de largo plazo del número anual de hembras anidadoras. Debido a que la frecuencia de la nidada y a que el intervalo de re migración varía entre las hembras, es fundamental, que las tendencias de anidación se basen en la correcta identificación del número de hembras y no solo en el número de nidos. Por otro lado, debido a la variación, tanto en la frecuencia de nidada como en los intervalos de re migración, y a que la edad de maduración de la tortuga lora, probablemente es mayor a los 10 años, se requieren programas de monitoreo de largo plazo. Conforme la densidad de anidación se incrementa, el monitoreo del número anual de hembras anidadoras puede resultar extremadamente difícil, por lo que se puede requerir el desarrollo de otros métodos de inspección para asegurar la precisión de las estimaciones.

2132. Evaluar las anidaciones en el sur de Matamoros y al norte de Carbonera (Factores de Enlistado A y D)

Se espera que la recuperación de esta especie, incluya la expansión de sus actividades de anidación, del rango de distribución geográfica actual. Con el fin de monitorear este fenómeno, será necesario identificar los nuevos lugares de anidación, fuera de sus concentraciones actuales en Tamaulipas, evaluar la abundancia de anidación y las tendencias en el tiempo, y proporcionar una protección adecuada.

214. Desarrollar planes de manejo de las playas de anidación, que consideren futuras necesidades/amenazas (Factores de Enlistado A y D)

Para la recuperación de esta especie, son esenciales planes de manejo efectivos, que consideren las futuras necesidades de las playas de anidación y deben ser completados para Rancho Nuevo, Tepehuajes y Playa Dos. Los planes de manejo deben incluir detalles de cómo son identificadas y tratadas las amenazas locales al ambiente de anidación, las hembras anidadoras, nidos y crías emergentes. Entre otros temas, la planeación futura también debe tratar problemas asociados con la protección de nidos, conforme la población crezca. La abundancia de anidación alcanzará niveles que sobrepasará la capacidad de trasladar todos los nidos a viveros. Se deben evaluar estrategias alternativas, tales como incubaciones de nidos *in situ*. Se requerirá el desarrollo de directrices sobre la proporción crítica o el número de nidos que deben ser trasladados a los viveros y aquellos que puedan permanecer *in situ*, de tal forma que los niveles de producción de crías, permanezcan dentro de los límites que garanticen metas de recuperación. Estos planes de manejo/directrices deberán ser escritos en conjunto con las diversas actividades descritas en 111.

215. Evaluar la proporción de sexos

2151. Continuar con el monitoreo y la evaluación de impactos de largo plazo sobre la proporción del sexo de las crías (Factor de Enlistado E)

La investigación sobre los efectos de la proporción del sexo de las crías debe continuar. Las temperaturas promedio en corrales en Rancho Nuevo, indican una tendencia marcada hacia el sexo femenino. Los datos sugieren que esta tendencia hacia una mayor proporción de hembras, puede estar presente en la población de tortugas lora y podría ser ventajosa en la recuperación a corto plazo de esta tortuga en peligro de extinción, pero la manipulación de las proporciones naturales de los sexos puede tener, a largo plazo, consecuencias desconocidas, positivas o negativas.

2152. Modelar los efectos de cambio climático en la proporción de sexos (Factor de Enlistado E)

Deben evaluarse los efectos del cambio climático sobre las tortugas lora. Es probable que los impactos del cambio climático, especialmente debido al calentamiento global, sean más evidentes en años futuros (IPCC, 2007). Conforme la temperatura global siga incrementándose, también lo hará la temperatura de la arena, lo que alterará el régimen térmico de los nidos de incubación y alterará la proporción natural de sexos, dentro de las cohortes de las crías (Glen y Mrosovsky, 2004). Considerando que el sexo de las tortugas lora se determina por la temperatura (Wibbels, 2003) y que la mayoría de la distribución de anidación se encuentra restringida al estado

de Tamaulipas en México, el calentamiento global podría tener un impacto en la proporción de sexos y por lo tanto, en la ecología reproductiva de esta especie.

216. Determinar y monitorear las tasas de supervivencia de las hembras anidadoras (Factor de Enlistado E)

Los modelos de población actuales son necesarios, no sólo para predecir tendencias en el crecimiento futuro, sino también para poder probar los posibles resultados de acciones alternativas de manejo, a través de simulaciones. La precisión de estos modelos depende del correcto conocimiento de los parámetros poblacionales de referencia. Las tasas de supervivencia de hembras adultas son un parámetro clave, necesario para los modelos de población. Los datos disponibles no son suficientes para determinar la supervivencia de hembras adultas. Se deberán diseñar esfuerzos de marcado, para asegurar que este análisis pueda llevarse a cabo.

217. Monitorear hembras anidadoras neófitas (Factor de Enlistado E)

La medición del reclutamiento de hembras en la población reproductora, es esencial para el entendimiento y seguimiento de los procesos poblacionales, incluyendo la respuesta de las poblaciones a acciones de manejo. El reclutamiento puede ser estimado a través de los cambios siguientes en el número y proporción de anidadoras neófitas en el tiempo. Las anidadoras primerizas pueden ser identificadas a través de una combinación de factores, incluyendo el tamaño corporal y el tamaño de nidada, el éxito de eclosión y los retornos de marcas. Para diseñar una metodología robusta, en la identificación confiable de anidadoras primerizas, se debe tener mucho cuidado y evitar confusiones con anidadoras no primerizas, que no hayan sido marcadas o que hayan perdido sus marcas anteriores.

22. Proteger y manejar poblaciones en el ambiente marino

221. Establecer estaciones de monitoreo en áreas de alimentación (Factor de Enlistado A)

Las áreas de alimentación representativas de cada uno de los rangos de distribución de hábitats utilizados por la especie, deben ser identificados y se deben establecer los sitios para el monitoreo de la abundancia, proporción de sexos, crecimiento específico de tallas y sexos, tasas de supervivencia y salud, así como cambios en la calidad e integridad del hábitat. Se deben establecer los sitios de monitoreo, en donde las tortugas lora permanecen la mayor parte de sus vidas, que abarque todas las etapas de su historia de vida y debe incluir a ambos sexos. Debido a las complejidades espaciales y temporales de las historias de vida de tortugas marinas, se requiere realizar el monitoreo de los cambios en los parámetros poblacionales y en la calidad del hábitat del animal, en sitios

representativos, de toda su área de distribución. Es necesario determinar toda el área de distribución de la especie, prestando principal atención en investigar la existencia de posibles áreas de alimentación al sur de las playas de anidación.

222. Determinar las rutas migratorias entre todas las áreas de alimentación y entre las áreas de alimentación y playas de anidación (Factor de Enlistado A)

Debido a que las tortugas marinas llevan a cabo migraciones estacionales, a través de aguas subtropicales y templadas, con la finalidad de alimentarse o para reproducirse, pueden ser vulnerables a numerosas amenazas. Es necesario determinar los corredores migratorios e identificar las amenazas.

223. Monitorear pesquerías y reducir interacciones

2231. Implementar programas de monitoreo en pesquerías recreativas y comerciales de interés tanto en México como en EE.UU. (Factor de Enlistado D)

Pocas pesquerías son monitoreadas en relación a la captura de especies protegidas. Los EE.UU. y México necesitan diseñar e implementar programas de monitoreo, con validez estadística, en todas las pesquerías federales y estatales, que tengan la posibilidad de interactuar con las tortugas lora, así como cuantificar el impacto de esas actividades en las especies. Los datos colectados, a partir de los programas de monitoreo, son necesarios para cuantificar el impacto de la pesca en la población y para enfocar las medidas de manejo, con el fin de reducir el impacto.

2232. Implementar el monitoreo en la pesquería de tiburón en México (Facto de Enlistado D)

Es necesario un programa de observadores en mar, para evaluar las capturas incidentales de la tortuga lora en la pesquería de tiburón. La pesquería de tiburón en el Golfo de México es estacional, presentándose principalmente al final de primavera y verano. La pesquería se lleva a cabo en botes artesanales con redes de deriva, palangres, redes de línea y línea de mano, a profundidades que varían entre las 10 a las 50 brazas. Las capturas incidentales de tortugas lora son probables. Durante las temporadas de pesca, se han documentado cadáveres de tortugas lora, varadas en las playas adyacentes a las zonas de pesca.

2233. Monitorear pesquerías emergentes (Factor de Enlistado D)

Las pesquerías de nueva creación pueden ser una amenaza para la recuperación de la tortuga lora. Tanto EE.UU. como México deben estar alertas a las pesquerías emergentes y, con base en el potencial de interacción con las tortugas lora, deberán actuar en consecuencia (incrementando el

monitoreo, implementando modificaciones en las artes de pesca, estableciendo temporadas de veda).

2234. Reducir la mortalidad en todas las pesquerías de interés (Factor de Enlistado D)

Las capturas significativas de las tortugas lora, se presentan en pesquerías comerciales y recreativas. La mortalidad colectiva, debida a las capturas incidentales de las pesquerías, puede impedir la recuperación de la especie, si la mortalidad no se reduce. La captura de las tortugas lora ha sido documentada en pesquerías de arrastre, almadrabas, redes agalleras, dragas y de caña y anzuelo. Se requieren esfuerzos que reduzcan el número de interacciones, tanto con pesquerías recreativas como comerciales, así como la mortalidad asociada con las interacciones.

22341. Mantener regulaciones en pesquerías en las que actualmente se les obliga al uso de TEDs (Factor de Enlistado D)

Actualmente se obliga el uso de TEDs en las redes de arrastre camaroneras y en las redes de arrastre de fondo, utilizadas en las pesquerías de arrastre de lenguados, frente a Virginia y Carolina del Norte. Además, las pesquerías designadas en las aguas estatales de Georgia y Carolina del Sur, están obligadas a utilizar TEDs en: redes en canal, redes de arrastre caracoleras, y red de arrastre de medusas. Es necesario mantener estas regulaciones.

Las regulaciones para el uso de TEDs en las pesquerías de camarón y de lenguado han sido fortalecidas en varios niveles, desde los primeros años de 1990. Sin embargo, si los TEDs no son instalados o no son utilizados adecuadamente, su efectividad se disminuye significativamente, por lo que los avances esperados en la conservación no tendrán lugar. Al inicio de este siglo, otro tipo de artes de pesca tales como redes agalleras de malla grande y almadrabas, fueron restringidas en algunas áreas para reducir la captura incidental de tortuga.

22342. Obligar al uso de TEDs, u otras medidas para la reducción de capturas incidentales, igualmente efectivas y adecuadas, en todas las pesquerías que causen preocupación (Factor de Enlistado D)

Las pesquerías de arrastre a lo largo del Golfo de México y de la costa del Atlántico, capturan un número significativo de tortugas lora. Uno de los principales constituyentes de dichas pesquerías, es la pesquería de arrastre de fondo camaronera, la cual está obligada al uso de TEDs; sin embargo las pesquerías de arrastre, que no son camaroneras, capturan y ahogan tortugas lora. Otras pesquerías

quizá necesiten utilizar TEDs, dependiendo de los impactos que éstas tengan sobre las tortugas lora. Los EE.UU. están desarrollando un plan para obligar a tomar medidas para la reducción de capturas incidentales, en pesquerías de redes arrastre de fondo, así como para desarrollar medidas de reducción de capturas incidentales en pesquerías en donde las TEDs, aún no han sido establecidas (NMFS, 2009c). Este trabajo necesita proseguir y en México se deben iniciar medidas similares.

22343. Reducir la mortalidad en pesquerías de redes agalleras (Factor de Enlistado D)

Las estrategias de manejo para reducir las capturas y la mortalidad en redes agalleras, han incluido límites en el tiempo de permanencia en el agua, límites en el tamaño de malla, límites en la longitud de la red, obligando a que las redes estén cuidadas, prohibiendo el anclaje y el cierre de áreas con densidades altas de tortugas. Se requieren esfuerzos para generar más desarrollo, más pruebas e implementación de medidas para la reducción de capturas incidentales con redes agalleras.

22344. Reducir la mortalidad en las pesquerías de línea y anzuelo (Factor de Enlistado D)

Las pesquerías de caña y anzuelo y de línea, capturan tortugas lora. Éstas incluyen pesquerías de palangre, carretes fijos y cañas y carretes, ambas comerciales y recreativas. La investigación ha demostrado que el uso de anzuelos circulares, comparados con los anzuelos en “J”, tienen como consecuencia un menor número de animales enganchados en el esófago e intestinos, lo que presumiblemente repercute en una reducida mortalidad de tortugas (Watson *et al*., 2005). También se ha documentado mortalidad reducida de la tortuga lora y otras capturas incidentales, cuando se utilizan anzuelos “J” (Prince *et al*., 2002*;* Skomal *et al*., 2002). Los anzuelos circulares grandes (18/0 y mayores), redujeron las capturas de tortugas marinas. Se requiere investigación e implementación cuando proceda, de estas y otras tecnologías promisorias, en todas las pesquerías de anzuelo y línea, que operan en áreas en donde las tortugas lora pueden estar presentes.

22345. Reducir la mortalidad en pesquerías de trampa/nasa (Factor de Enlistado D)

La captura incidental de las tortugas lora ha sido documentada en numerosas pesquerías de trampa/nasa, en el Golfo de México y, posiblemente, se presenta en otras pesquerías de trampa/nasa. Por ejemplo, las tortugas marinas caguama, laúd y verde, han sido

capturadas en nasas para langostas y caracol, en las zonas noreste y central del Atlántico. Dado que la presencia de la tortuga lora, puede traslaparse con las operaciones de estas pesquerías, es posible la existencia de una interacción. El problema parece involucrar el enredo en las líneas de flotación de las bridas de las trampas/nasas. La investigación en curso, se enfoca en la reducción de la cantidad de línea expuesta en las trampas, e incluye el uso de una línea de fondo para atar las trampas juntas y evitar que cada una tenga su propio flotador. Es necesario continuar e implementar cuando proceda, esta y otras tecnologías promisorias.

224. Asegurar el fortalecimiento de las regulaciones de todas las pesquerías (Factor de Enlistado D)

Numerosas regulaciones federales y estatales han sido promulgadas en los últimos 20 años, con el fin de reducir las capturas incidentales de las tortugas marinas, en varios aparejos de pesca, tales como redes de arrastre, redes agalleras y almadrabas. Su fortalecimiento es fundamental para mantener la efectividad de estas medidas de reducción de capturas incidentales. Las agencias para el cumplimiento de la ley, han desarrollado acuerdos de cumplimiento conjunto entre el NMFS y USCG, para fortalecer las regulaciones de pesquerías. Se deben implementar y/o mejorar y mantener esfuerzos enérgicos en el fortalecimiento de dichas regulaciones, durante todo el año, tanto en muelles como en mar.

225. Monitorear y reducir los impactos de las actividades con draga de succión estacionaria (Factor de Enlistado D)

El ACOE tiene el mandato del congreso de mantener los canales de navegación de los Estados Unidos. Para asegurar que las profundidades autorizadas de los canales se mantienen, se requieren actividades periódicas de dragado. Se ha observado que algunos tipos de dragas, particularmente la draga de succión estacionaria, capturan tortugas marinas. Se cree que, de manera acumulativa, estas capturas son significativas. El ACOE, en 1992, implementó dispositivos deflectores de tortugas marinas, reubicación de arrastre y ventanas de dragado para las dragas de succión estacionaria, y actualmente se encuentran en funcionamiento, y se debe continuar con trabajos en nuevas tecnologías que reduzcan interacciones.

La mortalidad de tortugas puede documentarse a través de la exploración del flujo de entrada y de salida en una draga de succión estacionaria, observando a bordo una draga de almeja, u observando la descarga de una draga para tuberías. Actualmente el NMFS opina que pocas tortugas, si acaso existen, son afectadas por dragas de almeja o de tubería. Sin embargo, se han documentado capturas de tortuga con dragas de succión estacionaria. Por lo tanto, se deben establecer restricciones estacionales para su uso, cobertura adecuada de observadores, y

exploración adecuada en todas las operaciones de draga de succión estacionaria, con el fin de reducir y documentar las capturas y la mortalidad asociada a éstas.

226. Monitorear y reducir los impactos provenientes de actividades relacionadas con petróleo/gas (Factor de Enlistado D)

La concentración más alta de la infraestructura petrolera, se encuentra en las porciones norte y este del Golfo de México. La exploración para ubicar nuevas reservas de petróleo, la construcción de nuevas plataformas y de terminales de gas natural licuado, el retiro de plataformas y la conversión de plataformas en arrecifes artificiales, son actividades que continuarán en el Golfo de México y pueden presentarse en mayor medida, a lo largo de la costa del Atlántico de los EE.UU. Se sabe que las tortugas lora se asocian a las plataformas de producción de petróleo y gas, particularmente en aguas someras de la plataforma continental, en donde ellas se alimentan y migran. Son necesarios estudios para documentar adecuadamente la presencia de tortugas lora, cerca de las instalaciones de producción de gas y petróleo y en las terminales de gas natural licuado, particularmente en aguas costeras, con el fin de evaluar mejor los impactos potenciales y para notificar los esfuerzos para reducir los impactos identificados. También se requieren investigaciones para determinar el impacto de los agentes utilizados para evitar la incrustación de biota marina (*anti-biofouling agents*), utilizados en las operaciones de gas natural licuado, sobre las tortugas lora y sus presas. Las lecciones aprendidas a partir del derrame de DWH, demuestran que la industria y las agencias gubernamentales deben trabajar conjuntamente para prevenir accidentes. El BOEMRE tiene el mandato de proporcionar supervisión en la seguridad de las operaciones de petróleo y gas, con el fin de reducir el riesgo de derrames de petróleo.

227. Monitorear y reducir impactos provocados por actividades militares terrestres y marinas (Factores de Enlistado A y E)

La seguridad nacional es una preocupación pública muy importante y, en consecuencia, se tiene la necesidad de incrementar el entrenamiento militar y las operaciones de monitoreo. Las operaciones con impacto potencial sobre las tortugas lora incluyen, pero no están limitadas a la construcción y apoyo logístico, incremento en el tránsito (por aire, tierra y agua), desechos marinos, prácticas militares de artillería y operaciones de sonar. El departamento de defensa continúa consultando con el FWS y el NMFS sobre el impacto potencial que tienen sus actividades sobre las tortugas lora. Se deben mantener las medidas de monitoreo y mitigación. Se deben desarrollar e implementar medidas adicionales para reducir los impactos, así como emplear nuevas tecnologías y prácticas.

228. Reducir la contaminación marina

2281. Reducir el enredo y la ingestión de desechos marinos (Factor de Enlistado A)

Los desechos como cuerdas, líneas de pesca, nasas de cangrejos, bolsas de malla y otros materiales, pueden enredar tortugas lora, provocándoles lesiones o muerte. Las tortugas lora también pueden ingerir desechos tales como unicel (poliestireno expandido) y plástico, provocando lesiones o muerte. Se deben continuar los programas de educación, dirigidos a los dueños de botes, pescadores y otros, para que eviten desechar artículos que puedan provocar enredo y/o que puedan ser ingeridos por los animales. El Convenio de la ley de control de la contaminación marina (*The Marine Pollution Control Act*, MARPOL), debe ser fortalecido vigorosamente. La limpieza de los desechos marinos y de playas debe continuar.

2282. Evaluar y reducir los efectos de los contaminantes en las tortugas lora (Factor de Enlistado A)

Existen pocos estudios sobre los contaminantes que afectan a la tortuga lora y existe un gran volumen de hidrocarburos y otros sistemas de producción de químicos en el Golfo de México. Se requieren estudios adicionales, así como re- evaluaciones periódicas de datos de contaminantes, así como desarrollar nuevas y más sensibles tecnologías de medición. Debido a que no se han determinado los efectos finales (impactos reproductivos o inmunológicos) de los contaminantes, en las tortugas lora, estos tipos de estudio son prioritarios. Es necesario realizar investigaciones para determinar el impacto de agentes *anti- biofouling* (que evitan el incrustamiento de biota marina), utilizados en operaciones de gas natural licuado, sobre las tortugas lora y sus presas.

2283. Llevar a cabo evaluaciones del estado de salud de referencia para la población de la tortuga lora (Factor de Enlistado C)

A pesar de que varias revisiones del estado de salud de referencia están disponibles (Caillouet, 1997; Rostal, 2007), se requieren estudios más básicos y más detallados sobre los patrones del estado de salud de referencia de las tortugas lora, con el fin de mejorar nuestra capacidad para diagnosticar los factores toxicológicos, reproductivos y otros factores estresantes sub- letales en los individuos y en las poblaciones. Estos estudios deber cubrir todas las edades y etapas de desarrollo de la especie. Se requiere un mejor entendimiento de la condición médica, así como enfoques médicos mejorados, para rehabilitar a las tortugas varadas con el fin de reducir los tiempos (y altos costos) que se requieren actualmente para su rehabilitación. Se requieren diagnósticos completos de sangre, incluyendo química básica, enzimas, componentes inmunológicos, toxicológicos y endocrinológicos para la tortuga lora que, con muy pocas excepciones, no ha sido bien documentado. El laboratorio de Galveston del NMFS desarrolló una base de datos útil para tortugas iniciadas en cautiverio. Una base de datos en línea que pueda ser consultada por equipos

de intervención médica mejoraría notablemente la forma en que los servicios de rehabilitación tratan a sus tortugas

2284. Continuar el monitoreo de la marea roja y HABs (Factores de Enlistado C y E)

Los eventos de marea roja y HAB han estado presentes dentro del rango de distribución de la tortuga lora. Los afloramientos abundantes pueden matar importantes especies que son presa de la tortuga lora, y los investigadores de Florida han confirmado la existencia de mortalidad de tortuga lora, provocada por la marea roja, aunque estos eventos son esporádicos. Las mortalidades asociadas con los eventos de marea roja no han sido documentadas en Texas o México. Se debe continuar con el monitoreo de los eventos de marea roja y HAB y los investigadores deben desarrollar acciones correctivas, para minimizar los impactos de la marea roja y HABs.

229. Genética

2291. Monitorear el estatus de híbridos (Factor de Enlistado E)

La hibridación entre especies de tortuga marina se ha documentado para la mayoría de los pares de la especie. Aunque es muy raro, el fenómeno cada vez se hace más común, cuando existe un traslape temporal y espacial en las áreas de reproducción y cuando uno de los pares de la especie es abundante y el otro relativamente escaso (Karl *et al.,* 1995; Seminoff *et al.,* 2003). También, mientras que ambos sexos han sido implicados como padres de híbridos en muchas especies, la talla relativamente más pequeña de la tortuga lora, con respecto a otras especies, con distribuciones que se traslapan, puede traer como resultado que sólo las hembras se involucren en cruzas interespecíficas (Karl *et al.,* 1995). El único híbrido genéticamente confirmado, involucra una hembra de tortuga lora y un macho de tortuga caguama (Karl *et al.,* 1995). Sin embargo, los posibles híbridos que involucran cruces entre tortuga caguama y tortuga verde, basados en los fenotipos, han sido reportados en anidaciones de tortuga lora (J. Peña, GPZ, comunicación personal 2006). A pesar de que los eventos son raros, pueden no estar reportados en su totalidad. La población de las tortugas lora ha experimentado una reducción en su abundancia durante décadas, lo que incrementa la probabilidad de hibridación con tortugas caguama y tortugas verdes, las cuales se traslapan, hasta cierto punto, con la temporada de anidación de las tortugas lora. Se recomienda el monitoreo periódico de híbridos, a través de medios morfológicos y genéticos, con el fin de cuantificar el grado de genes extraños que han sido introducidos en la población normal.

2292. Composición genética en zonas de alimentación (Factor de Enlistado E)

De manera paralela con la caracterización genética (utilizando múltiples loci) de colonias establecidas y en formación, se requiere establecer la composición molecular de la población, en zonas de alimentación importantes. Si se detecta la diferenciación genética entre colonias, se deben utilizar marcadores moleculares para evaluar la composición stock en áreas de alimentación. Los niveles y los cambios, en la contribución de las poblaciones origen, serán útiles para monitorear el reclutamiento y el estatus de las colonias individuales en el hábitat marino.

23. Mantener una red de monitoreo de varamientos (Factor de Enlistado D)

El STSSN en EE.UU. y la red de monitoreo de varamientos en México, deben continuar con el fin de ayudar a la protección y manejo de poblaciones de tortuga marina en el ambiente marino. Estas redes pueden documentar focos rojos de interacciones negativas humanos/tortugas marinas, en zonas costeras y pueden proporcionar datos que puedan ser utilizados para enfocar acciones de monitoreo, investigación y manejo, con el fin de recuperar tortugas lora. Las redes de monitoreo de varamientos obtienen información sobre la biología de la especie, lo cual también es importante para la protección y el manejo en el ambiente marino. Además, las tortugas varadas que permanecen vivas, son transportadas a instalaciones de rehabilitación y un gran porcentaje son liberadas posteriormente, de este modo se contribuye a su conservación. Los datos colectados por las redes de monitoreo de varamientos y las actividades asociadas, deben continuar para ayudar a asegurar la efectividad en las actividades de protección y restauración para la tortuga lora.

24. Manejo del stock en cautiverio (Factor de Enlistado E)

Debido a los extraordinarios esfuerzos de largo plazo del laboratorio del NMFS en Galveston y de la *Cayman Turtle Farm, Ltd*., en la isla Gran Caimán, los requerimientos para la crianza y la reproducción de la tortuga lora están bien entendidos y curiosamente bien documentados. Con la recuperación en curso de la especie, no existe necesidad de continuar con la crianza en cautiverio de la tortuga lora. Un importante beneficio derivado de este trabajo en cautiverio, el cual en la década de 1980, se consideró esencial para la recuperación total de la especie, ha sido el desarrollo de un considerable conocimiento de la fisiología, salud y nutrición de esta especie.

Sería inapropiado alentar el desarrollo de más poblaciones en cautiverio de esta especie, en este momento. La liberación al estado natural tampoco es recomendable para las criadas en cautiverio, ni la liberación de tortugas actualmente en cautiverio, con algún síntoma de enfermedad. Una gran cantidad de tortugas lora están ubicadas en la *Cayman Turtle Farm* y en el Parque Marino de Xcaret en Quintana Roo, México. El Equipo apoya el uso educativo, estudios e investigación limitada en cautiverio de estas poblaciones, pero le preocupa que la liberación de estos animales,

al medio natural, pueda exponerlos a la reserva natural de enfermedades. Algunos problemas médicos desconocidos podrían haberse desarrollado en los stocks en cautiverio y podrían ser transferibles al stock silvestre en recuperación, desde los individuos en cautiverio. La mayoría de los miembros del Equipo opinan que esto es poco probable de que ocurra, pero nosotros recomendamos no más iniciación o mantenimiento, con propósitos de crianza en cautiverio. Tampoco recomendamos la liberación al medio natural, de las tortugas en cautiverio que presenten síntomas de enfermedades. Se recomienda un estudio cuidadoso del estatus médico y de salud de los stocks actualmente en cautiverio.

3. Mantener la educación y los programas de colaboración

31. Educar a la población

311. Continuar con los programas que actualmente están en el lugar (Factores de Enlistado A y B)

Los programas de educación pública implementados en México y en EE.UU. (por la CONANP, el estado de Tamaulipas, GPZ, FWS, NPS, HEART, NMFS, Sea Turtle Inc., y otros) deben continuar. El objetivo principal de estos programas educativos es generar, mantener o incrementar el apoyo y la asistencia para la conservación de la tortuga lora. Dichos programas facilitarán la adopción sostenida de actitudes y conductas que beneficiarán la conservación y la recuperación de la especie, a través de entender que las acciones individuales y grupales pueden influenciar la relación entre la condición del ambiente y la calidad de la vida humana. Los programas educativos deben continuarse para ayudar a minimizar las amenazas hacia las tortugas y sus huevos, conforme las poblaciones de la tortuga lora y las humanas sigan incrementándose.

312. Desarrollar e implementar campañas de comunicación en varios medios (Factores de Enlistado A y B)

El desarrollo y la implementación de una campaña de comunicación en varios medios (radio, televisión, computadora, impresos) informarán a los ciudadanos sobre los esfuerzos llevados a cabo por ambos gobiernos para proteger, conservar y recuperar las poblaciones de tortuga lora, no sólo en los lugares de anidación, sino también en las zonas de alimentación y de descanso. La campaña informará al público sobre la relevancia de proteger y conservar las poblaciones silvestres. También ayudará a promover la participación de todas las personas involucradas en dichas acciones, de esta forma se reducirá el número de actividades ilegales, que afectan de manera adversa a la tortuga lora.

313. Continuar concentrando la atención en los programas educativos sobre la tortuga lora en campamentos periféricos (Factores de Enlistado A y B)

En los campamentos periféricos (La Pesca, Altamira y Miramar), al público en general se le permite observar las actividades de conservación. La interacción pública, con los programas de conservación, ha mostrado ser efectiva para atraer el interés público en dichos programas y conducirán a generar conciencia a través de la participación de las comunidades locales, en las actividades de conservación en la tortuga marina. La participación directa en actividades de conservación, que benefician a la tortuga lora, permite que el participante entienda la vulnerabilidad de la especie. Promover los valores de responsabilidad y respeto es esencial para crear un ambiente de consciencia.

314. Desarrollar planes educativos públicos adicionales (Factores de Enlistado A y B)

En Tamaulipas y Veracruz se deben desarrollar planes educativos estatales como parte de las actividades del Programa Bi Nacional de la Tortuga Lora. Estos planes deber estar coordinados con las agencias gubernamentales de EE.UU. y México, así como con ONGs. El recientemente formado Comité Coordinador de la Conservación y Protección de Tortuga Marina en Tamaulipas, puede ser una parte integral del desarrollo de este plan y los representantes de las agencias gubernamentales de Veracruz y las ONGs (como el Acuario de Veracruz) deben ser alentadas a participar. El plan debe incluir un aspecto de concientización pública y debe llevarse a cabo por voluntarios o estudiantes bajo la supervisión de biólogos con experiencia y/o educadores. La transferencia de tecnología también puede ser parte de este plan, en donde los biólogos dedicados a las tortugas marinas de ambos países participen en talleres y otro tipo de capacitación especializada.

Aunque se debe dar un mayor énfasis en las playas en donde existe un componente urbano cercano (La Pesca y Playa Miramar), los programas educativos conservacionistas y ecológicos son importantes en todas las comunidades que rodean las estaciones de campo.

Históricamente, en comunidades costeras de nivel de subsistencia, en donde las leyes de conservación prohíben la cosecha de los recursos (tortugas marinas y huevos), las actitudes hacia los recursos protegidos pueden cambiarse de manera más efectiva a través de la educación. La creación de alternativas socioeconómicas para sustituir la economía basada en el recurso protegido, es fundamental en combinación con programas educativos.

315. Colocar señales educativas en playas de anidación (Factores de Enlistado A y B)

Se debe colocar señalización educativa en las playas de anidación de México (Rancho Nuevo, Tepehuajes, Playa Dos, Lechuguillas y Tecolutla) y en las de

EE.UU., (Padre Norte y Sur, y la Playa de Boca Chica) para aumentar la conciencia de la gente y asegurar que los programas de conservación son continuos. Esta señalización debe informar al público acerca de la biología, el estatus y las leyes que protegen a la tortuga lora, la lista de procedimientos a seguir y proporcionar información de contacto con las autoridades correspondientes, en caso de que se encuentren nidos o tortugas varadas. La señalización en playas también debe atraer la atención del público, transmitir un mensaje claro y conciso, y ser de la misma estructura y composición, con el fin de crear una imagen consistente y reconocible.

Conforme las poblaciones de tortuga lora y la humana continúen creciendo, existirán más incidentes del público llegando a eventos de anidación, antes que los monitores o patrulleros oficiales de la playa. Es necesario que la gente sea informada acerca de qué deben hacer para asegurar la seguridad de la tortuga anidadora y el nido (por ejemplo, observar desde una distancia segura, reportar la observación inmediatamente, etc.), particularmente en Texas, en donde, aproximadamente la mitad de los nidos localizados cada año, son encontrados por el público.

32. Desarrollar alianzas comunitarias

321. Implementar en México el desarrollo comunitario de programas socio/económicos (Factores de Enlistado A y B)

Una de las principales causas de mortalidad para las tortugas marinas se debe a la captura incidental que ocurre en varias pesquerías que llevan a cabo sus actividades en las rutas migratorias, en zonas de alimentación, zonas de crianza y en áreas de concentración frente a las playas de anidación. Por lo tanto, es necesario desarrollar programas socio/económicos para las pesquerías dentro de las comunidades, al mismo tiempo que se trabaja en los programas de conservación de la tortuga lora. Este esfuerzo se centrará inicialmente en Rancho Nuevo, pero se ampliará a otras comunidades.

Con el objetivo de reducir los impactos causados por las actividades pesqueras en estas zonas, las pesquerías deben contar con alternativas económicas a la pesca. Los gobiernos Federal, estatal y local, deben continuar con el desarrollo de proyectos piloto para diseñar, promover e implementar alternativas económicas que sean viables, y socialmente aceptadas. Estos proyectos deberán estar orientados hacia los sectores pesqueros, sin dejar de tomar en consideración la situación cultural y socio/económica en particular de cada tipo de pesquería.

322. Continuar estableciendo relaciones con corporaciones empresariales (Factor de Enlistado A)

El desarrollo económico representa uno de los mayores retos a vencer para lograr un verdadero equilibrio ecológico. Los gobiernos de México y de los Estados

Unidos deben estructurar y sostener relaciones con las comunidades estatales, empresariales y locales, para asegurarse que su desarrollo en el futuro no causará un impacto adverso al hábitat de la tortuga lora. Es necesario que se desarrollen y se financien alternativas a esos proyectos que pudieran impactar en forma adversa a la tortuga lora. Sólo se podrá proteger a la tortuga lora por un tiempo sostenible y prolongado a través de la colaboración, la asociación, y la participación en todos los niveles de la sociedad.

323. Desarrollar un programa efectivo de consumo consciente, con el fin de promover todas las posibles medidas amigables con el medio ambiente, para las actividades económicas relacionadas con el programa de recuperación (Factores de Enlistado B y E)

Para la recuperación a largo plazo de la tortuga lora, es esencial crear medidas alternativas a las utilizadas tradicionalmente para que se promuevan la protección y la conservación de las tortugas lora. La consciencia en el consumo puede mejorarse a través de ecoturismo y de incentivos para apoyar productos y servicios que sean "seguros para las tortugas". Las estrategias mercadotécnicas brindarán oportunidades económicas, al mismo tiempo que protegerán a las tortugas marinas.

33. Mantener y desarrollar la asociación con gobiernos locales, estatales y nacionales

331. Desarrollar memorándums relativos a los entendimientos/acuerdos/obligaciones entre los Estados Unidos y México (Factor de Enlistado D)

Durante más de 30 años, los gobiernos de los Estados Unidos y de México han colaborado con éxito en la lucha por la conservación de la tortuga lora. Los estados de Tamaulipas y de Texas, durante la última década, también se han convertido en los principales socios que luchan a favor de los esfuerzos de conservación. Sería de gran beneficio para esclarecer y reafirmar los ininterrumpidos compromisos de ambas entidades, respecto a la conservación de la especie a largo plazo, que se efectuara un Memorándum de Entendimientos o de Acuerdos, lo que contribuiría al buen funcionamiento de estas actividades en el terreno en México.

332. Formar un grupo/comité estatal de trabajo para la tortuga lora en México (Factor de Enlistado D)

Debe formarse un comité estatal para la protección y conservación de la tortuga lora, para asegurar la planificación y el manejo integrado de las acciones a realizar. Este comité debe incluir la participación de las autoridades competentes, de las comunidades locales, de las agencias gubernamentales, ONGs, pescadores e industrias turísticas. La participación de las comunidades locales resulta esencial en la toma de decisiones sobre el manejo de un sitio específico. Esta acción puede

realizarse mediante un memorando de entendimiento, o por medio de alguna otra forma de acuerdo.

333. Identificar y obtener fuentes sustentables de financiamiento (Factor de Enlistado D)

El actual éxito obtenido para recuperar la población de la tortuga lora en las playas de anidación, sólo será sustentable a largo plazo con la presencia y manejo intensivo en dichas zonas de anidación y con el cumplimiento constante de los requerimientos del TED por parte de ambos países. Esta meta requiere compromisos de por lo menos los niveles actuales de financiamiento (ajustados a la inflación) y del esfuerzo para un futuro previsible. La interrupción de la financiación total, a nivel nacional y estatal, vendría a minar el apoyo y el compromiso respecto a la conservación, en forma muy particular a nivel de la comunidad local, de la que en última instancia, depende la seguridad de la población anidadora a largo plazo.

4. Marco legal

41. Mantener y promover el conocimiento de las Legislaciones de los Estados Unidos y ampliar las que sean necesarias

411. Promover el conocimiento de las leyes y despertar conciencia al respecto (Factor de Enlistado D)

La falta de conocimiento de las leyes conlleva una gran dificultad para proteger y conservar a las tortugas marinas. Se requieren mecanismos para despertar la conciencia del público en relación con los reglamentos referentes a la conservación de las tortugas marinas y a su protección, así como hacer conciencia social que lleve al cumplimiento de dichas leyes. Algunos talleres, como los que se mencionan a continuación, deben de continuar sus actividades y emplear otros métodos.

PROFEPA ha convocado talleres específicamente diseñados y dirigidos a pescadores, en relación con la protección y conservación regional. Estos talleres cubren temas como los relacionados con leyes ambientales, políticas, manejo de conservación, y prácticas pesqueras responsables. Estos talleres incluyen tanto a agencias federales como a organizaciones de protección. En actividades de futuros talleres, SEMARNAT, PROFEPA y el Estado deben presentar material de promoción (tales como folletos y carteles) respecto a la legislación, y a otros asuntos relacionados con la conservación.

Los resultados de los esfuerzos de conservación, tanto por parte de México como de los Estados Unidos, también deben darse a conocer para que la sociedad, como un todo, esté consciente de lo importante que resulta su participación activa

cuando se trata de apoyar la legislación relacionada con la protección y la conservación de la tortuga marinas.

412. Identificar omisiones en la ley; considerar la necesidad de someterla a revisión (Factor de Enlistado A)

En Tamaulipas, México, el número más alto (216) de tortugas lora varadas fue registrado en el año de 2007, hecho que coincidió con la publicación de los nuevos reglamentos dirigidos a las pesquerías de tiburón y rayas (DOF, 2007). Se requiere de un análisis para saber si el área de 5 km de ancho de océano protegido frente a las playas de anidación, es realmente suficiente para prevenir que la tortuga lora se ahogue dentro de este aparejo de pesca.

42. Implementar los acuerdos internacionales

421. Garantizar la correcta aplicación de los convenios internacionales (Factor de Enlistado D)

Tanto los Estados Unidos como México han firmado la Convención Inter-Americana para la Protección y la Conservación de las Tortugas Marinas, así como el CITES. Ambas convenciones requieren que cada parte lleve a cabo actividades específicas para asegurar la conservación de las tortugas marinas a través de medidas tales como los programas en las playas de anidación y el uso de TEDs para la pesca del camarón. Estos instrumentos proveen los mecanismos adecuados para asegurar, a largo plazo, la conservación de la tortuga lora a través de la cooperación regional.

43. Hacer cumplir las leyes

431. Asegurar un cumplimiento adecuado de las legislaciones dirigidas al medio ambiente marino (Factores de Enlistado B y D)

Ya existe la debida autoridad reguladora bajo la ESA destinada a proteger la tortuga lora; sin embargo, se carece de los recursos adecuados, tanto Federales como estatales. Esta situación se ha exacerbado, en parte, debido a la reasignación de prioridades dentro del USCG dirigidas a la seguridad nacional. Debe aumentarse la aplicación de vigilancia así como considerar incrementar las sanciones por no utilizar TEDs en el arrastre de camarón. Se deben establecer Acuerdos Conjuntos Estrictos para todos aquellos estados costeros importantes.

La pesca ilegal dirigida hacia la tortuga marina, tanto en los Estados Unidos como en aguas mexicanas, no se cree que represente un mayor problema. Sin embargo, la captura incidental de tortugas, y su subsecuente consumo, dentro de ciertos grupos de pescadores, podría ser un problema mayor de lo que se sospecha. Se deben acrecentar los esfuerzos e incrementar la aplicación de la ley para sorprender y procesar a aquellos pescadores que tengan en su poder tortugas

marinas obtenidas en forma ilegal, para hacer cumplir las reglas y las legislaciones.

La Comisión Nacional de Pesca y Acuacultura debe establecer un programa de control e inspección específicamente diseñado para verificar que las embarcaciones pesqueras que operan en un área en particular, cuenten con los permisos requeridos, y que llevan a cabo prácticas de pesca autorizadas.

432. Asegurar el adecuado cumplimiento de la ley en el ambiente terrestre (Factores de Enlistado B y D)

En México, la colecta ilegal de los huevos de tortuga marina para consumo humano, así como la alteración del hábitat en las playas de anidación debido a actividades ilegales, afecta negativamente a la tortuga lora. Con el objeto de dar protección a las tortugas anidadoras y de acabar con la colecta furtiva de huevos en las playas de anidación, se debe reforzar tanto el monitoreo como la vigilancia, a través de acciones permanentes, en coordinación con agencias como la Secretaría de Marina y en colaboración con las comunidades locales.

433. Asegurarse del cumplimiento de la ley en los mercados (Factores de Enlistado B y D)

El comercio ilegal de huevos, carne, y otros productos derivados de la tortuga lora, y de otras tortugas marinas, es un problema real en México. Deben reforzarse y coordinarse los programas de inspección para aquellos estados y municipalidades que se encuentran cerca de playas de anidación, en donde el consumo de los huevos es una tradición.

SECCIÓN III: CALENDARIO DE EJECUCIÓN

TABLA DEL CALENDARIO DE EJECUCIÓN

CALENDARIO DE EJECUCIÓN Plan de Recuperación de la tortuga marina lora													
Prioridad[3]	**Categoría de Acciones**	**Número de Acción**	**Descripción de la Acción**	**Duración de acción (años)**	**Parte responsable**		**Costo Total ($1,000s)**	**Costo Estimado por Año Fiscal (FY) (por $1,000s)**					**Comentarios**
					Conductor	**Otros**		**FY11**	**FY12**	**FY13**	**FY14**	**FY15**	
1	**11 proteger y manejar los hábitats de anidación**	1111	Mantener y reforzar los esfuerzos para proteger las playas de anidación	Continua	CONANP	PROFEPA	rutina						Regulatorio- en curso; costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
2		1112	Desarrollar e implementar un plan para el manejo del Santuario de la tortuga lora en Rancho Nuevo	2 años	CONANP		rutina						Costo rutinario Incluye personal de agencia e infraestructura
2		1113	Ampliar límites del Santuario Rancho Nuevo desde 23 º N	5 años	CONANP		rutina						Costo rutinario Incluye personal de agencia e infraestructura
2		1114	Desarrollar e implementar un plan de manejo de las Áreas Naturales de la tortuga lora y para otros santuarios	5 años	CONANP		rutina						Costo rutinario Incluye personal de agencia e infraestructura

[3] Ver Apéndice I: Análisis de amenazas para la tortuga lora pasos (11) y (12) que describen cómo el Equipo prioriza las acciones de recuperación.

CALENDARIO DE EJECUCIÓN Plan de Recuperación de la tortuga marina lora													
Prioridad[3]	**Categoría de Acciones**	**Número de Acción**	**Descripción de la Acción**	**Duración de acción (años)**	**Parte responsable**		**Costo Total ($1,000s)**	**Costo Estimado por Año Fiscal (FY) (por $1,000s)**					**Comentarios**
					Conductor	**Otros**		**FY11**	**FY12**	**FY13**	**FY14**	**FY15**	
2		1115	Desarrollar e implementar un plan de manejo de las zonas costeras a través de la distribución de la anidación de la tortuga lora en México	5 años	CONANP		rutina						Regulatorio- en curso; costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
3	**11 Protección y manejo del hábitat de anidación**	1116	Iniciar programas de reforestación en Rancho Nuevo	10 años	CONANP	Comunidad de Rancho Nuevo	1,000		100	100	100	100	
2		1117	Realizar levantamiento topográfico en las tres principales playas de anidación en México	3 años	CONANP		150		50	50	50		
2		112	Asegurar que se está protegiendo el hábitat de anidación en las playas de Texas.	Continua	PAIS	Estado de Texas FWS	rutina						Regulatorio- en curso; costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
2		113	Evaluar el impacto a largo plazo del cambio climático en playas de anidación	Continua	CONANP	FWS PAIS	100	50	25	25			
2		114	Desarrollar un plan de contingencia para derrame petrolero que incluya respuestas en playas de anidación	Continua	SEMARNAT FWS USCG	PAIS BOEMRE	rutina						Regulatorio- en curso; costo rutinario incluye personal de

CALENDARIO DE EJECUCIÓN Plan de Recuperación de la tortuga marina lora													
Prioridad[3]	**Categoría de Acciones**	**Número de Acción**	**Descripción de la Acción**	**Duración de acción (años)**	**Parte responsable**		**Costo Total ($1,000s)**	**Costo Estimado por Año Fiscal (FY) (por $1,000s)**					**Comentarios**
					Conductor	**Otros**		**FY11**	**FY12**	**FY13**	**FY14**	**FY15**	
													agencia e infraestructura
1	**12 Protección y manejo de hábitat marino**	121	Identificar hábitats importantes de nutrición, crianza e interanidación	10 años	NMFS CONANP		1,000	100	100	100	100	100	
1		122	Identificar y designar las áreas marinas protegidas y así facilitar el aumento en la protección de hábitats importantes de nutrición, crianza e interanidación	20 años	NMFS CONANP	Estados costeros	rutina						Regulatorio- en curso; Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
2		123	Asegurar que el desarrollo de las actividades de exploración petrolera no afecten negativamente los hábitats de nutrición, crianza, e interanidación	Continua	NMFS CONANP USCG	BOEMRE PAIS	rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
1	**21 Protección y manejo de la población en las playas de anidación**	211	Protección a la hembra anidadora	Continua	CONANP FWS PAIS	GPZ	* 750/año	750	750	750	750	750	*incluye costos para las tareas 212 y 2131
1		212	Mantener la producción de crías en niveles que logren las metas de recuperación	Continua	CONANP PAIS	FWS GPZ	*	*	*	*	*	*	
1		2131	Continuar el monitoreo y la recolección de información biológica básica en las principales playas de anidación en México y en los Estados Unidos	Continua	CONANP PAIS	FWS GPZ	*	*	*	*	*	*	
3		2132	Evaluar la anidación al sur de Matamoros y al norte de Carbonera	Continua	CONANP	FWS GPZ	25/año	25	25	25	25	25	
2		214	Desarrollar planes de	3 años	CONANP	GPZ	rutina						Costo rutinario

CALENDARIO DE EJECUCIÓN Plan de Recuperación de la tortuga marina lora													
Prioridad[3]	**Categoría de Acciones**	**Número de Acción**	**Descripción de la Acción**	**Duración de acción (años)**	**Parte responsable**		**Costo Total ($1,000s)**	**Costo Estimado por Año Fiscal (FY) (por $1,000s)**					**Comentarios**
					Conductor	**Otros**		**FY11**	**FY12**	**FY13**	**FY14**	**FY15**	
			manejo de playas de anidación		PAIS	FWS							incluye personal de agencia e infraestructura
2		2151	Continuar monitoreando y evaluando la proporción de sexos de las crías	Continua	CONANP PAIS	UAB	25/año	25	25	25	25	25	
2		2152	Hacer un modelo de los efectos del cambio climático respecto a la proporción de sexos de crías	1 año	CONANP FWS	UAB	25		25				
2		216	Determinar y monitorear las tasas de sobrevivencia de las hembras anidadoras	Continua	CONANP PAIS	FWS GPZ	50/año	50	50	50	50	50	
2		217	Monitorear anidadoras neófitas	Continua	CONANP PAIS	FWS GPZ	**	**	**	**	**	**	**Incluido en 216 costos
1	**22 Protección y manejo de poblaciones en medio ambiente marino**	221	Establecer sitios de monitoreo en áreas de nutrición	10 años	CONANP NMFS	Agencias de recursos marinos costeros estatales	5,000	500	500	500	500	500	
1		222	Determinar las rutas migratorias entre los zonas de alimentación y entre las zonas de alimentación y las playas de anidación	10 años	CONANP NMFS	Universidades PAIS	5,000	500	500	500	500	500	
1	**22 Protección y manejo de poblaciones en medio ambiente marino**	2231	Implementar programas de monitoreo dentro de la pesca recreativa y comercial en EE.UU. y en México.	Continua	NMFS CONAPESCA	Agencias de recursos marinos costeros estatales CONANP	1,000/año	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	
1		2232	Implementar el monitoreo en la pesquería de tiburón en	Continua	CONAPESCA	CONANP	50/año	50	50	50	50	50	

CALENDARIO DE EJECUCIÓN Plan de Recuperación de la tortuga marina lora													
Prioridad[3]	**Categoría de Acciones**	**Número de Acción**	**Descripción de la Acción**	**Duración de acción (años)**	**Parte responsable**		**Costo Total ($1,000s)**	**Costo Estimado por Año Fiscal (FY) (por $1,000s)**					**Comentarios**
					Conductor	**Otros**		**FY11**	**FY12**	**FY13**	**FY14**	**FY15**	
			México										
2		2233	Monitorear nuevas pesquerías	Continua	CONAPESCA NMFS	CONANP Agencias de recursos marinos costeros estatales	50/año	50	50	50	50	50	
1		22341	Mantener regulaciones en pesquerías a las que actualmente se les obligue a utilizar TEDs	Continua	NMFS CONAPESCA	Agencias de recursos marinos costeros estatales	750/año	750	750	750	750	750	Regulatorio- en curso; incluye 224
1		22342	Exigir el uso de TEDs para toda pesca de arrastre que preocupe	5 años	NMFS CONAPESCA	Agencias de recursos marinos costeros estatales	rutina						Regulatorio- en curso; Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura.
1		22343	Reducir la mortalidad en pesquerías que usan red agallera	5 años	NMFS CONAPESCA	Agencias de recursos marinos costeros estatales	1,000	200	200	200	200	200	Investigación y regulatorio
1		22344	Reducir la mortalidad en pesquerías de caña y anzuelo	10 años	NMFS CONAPESCA	Agencias de recursos marinos costeros estatales	1,000	200	200	200	200	200	Investigación y regulatorio
2		22345	Reducir la mortalidad en pesquerías de trampa/nasa	4 años	NMFS CONAPESCA	Agencias de recursos marinos costeros estatales	100	30	30	30	10		Investigación y regulatorio
1		224	Asegurar el cumplimiento de todas las regulaciones de pesquerías	Continua	NMFS CONAPESCA USCG	Agencias de recursos marinos costeros estatales	*						* ver 22341

CALENDARIO DE EJECUCIÓN Plan de Recuperación de la tortuga marina lora													
Prioridad[3]	**Categoría de Acciones**	**Número de Acción**	**Descripción de la Acción**	**Duración de acción (años)**	**Parte responsable**		**Costo Total ($1,000s)**	**Costo Estimado por Año Fiscal (FY) (por $1,000s)**					**Comentarios**
					Conductor	**Otros**		**FY11**	**FY12**	**FY13**	**FY14**	**FY15**	
3	**22 Protección y manejo de poblaciones en medio ambiente marino**	225	Monitorear y reducir los impactos resultantes de actividades de dragado	Continua	COE NMFS	Agencias de recursos marinos costeros estatales	rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
2		226	Monitorear y reducir los impactos de actividades petroleras y gaseras	Continua	NMFS USCG BOEMRE CONANP PROFEPA	Agencias de recursos marinos costeros estatales	rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
2		227	Monitorear y reducir los impactos de actividades militares	Continua	NMFS Marina EE.UU. USCG	FWS NPS	rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
3		2281	Reducir los accidentes por enredo y la ingestión de desechos marinos	Continua	NMFS USCG SEMARNAT	FWS Agencias de recursos marinos costeros estatales	rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
2		2282	Evaluar y reducir los efectos contaminantes para la tortuga lora	3 años	NMFS FWS SEMARNAT	Universidades	150		50	50	50		investigación
2		2283	Determinar una línea base para evaluar la salud de la población de tortuga lora	3 años	NMFS FWS CONANP	Universidades	150		50	50	50		
3		2284	Continuar monitoreando las mareas rojas y HABs	Continua	NMFS SEMARNAT	Universidades Agencias de recursos marinos costeros estatales	rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
3		2291	Monitorear el estado de híbridos	Continua	CONANP NMFS	Universidades	750	75	75	75	75	75	

CALENDARIO DE EJECUCIÓN Plan de Recuperación de la tortuga marina lora													
Prioridad[3]	**Categoría de Acciones**	**Número de Acción**	**Descripción de la Acción**	**Duración de acción (años)**	**Parte responsable**		**Costo Total ($1,000s)**	**Costo Estimado por Año Fiscal (FY) (por $1,000s)**					**Comentarios**
					Conductor	**Otros**		**FY11**	**FY12**	**FY13**	**FY14**	**FY15**	
3		2292	Determinar la composición genética en las zonas de nutrición	10 años	NMFS SEMARNAT	Universidades, Agencias de recursos marinos costeros estatales	75/año	75	75	75	75	75	
2	**23 Mantener las redes de información sobre varamientos**	23	Asegurar que continúe la red de información sobre varamientos	Continua	NMFS CONANP	Agencias de recursos marinos costeros estatales, Universidades, FWS, NPS, ONGs	250/año	250	250	250	250	250	
2	**24 Manejo de stocks en cautiverio**	24	Asegurar que las tortugas en cautiverio no sean liberadas al medio silvestre	Continua	SEMARNAT NMFS FWS	Instalaciones permitidas para la manutención	rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
2	**31 Educación pública**	311	Continuar con programas educativos actualmente en vigor	Continua	CONANP PAIS	FWS Sea Turtle Inc.	rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
2		312	Desarrollar e implementar campañas de comunicación en diferentes medios	3 años	SEMARNAT	FWS NMFS Sea Turtle Inc., otras ONGS	45	15	15	15			
2		313	Seguir centrándose en los programas educacionales en La Pesca.	Continua	APEDS		rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
2		314	Desarrollar planes educativos públicos adicionales	5 años	CONANP		35	10	10	5	5	5	
3		315	Colocar carteles educacionales en las playas de anidación.	5 años	CONANP APEDS PAIS FWS		50	10	10	10	10	10	

CALENDARIO DE EJECUCIÓN Plan de Recuperación de la tortuga marina lora													
Prioridad[3]	**Categoría de Acciones**	**Número de Acción**	**Descripción de la Acción**	**Duración de acción (años)**	**Parte responsable**		**Costo Total ($1,000s)**	**Costo Estimado por Año Fiscal (FY) (por $1,000s)**					**Comentarios**
					Conductor	**Otros**		**FY11**	**FY12**	**FY13**	**FY14**	**FY15**	
1	**32 Participación de la comunidad**	321	Implementar programas comunitarios de desarrollo socio/económico.	Continua	CONANP APEDS	FWS	150/año	150	150	150	150	150	
2		322	Continuar creando asociaciones con empresas y corporaciones	Continua	SEMARNAT CONANP FWS NMFS	PAIS	rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura.
3		323	Desarrollar programas para despertar conciencia en el consumidor	5 años	SEMARNAT CONANP APEDS	FWS NMFS	50	10	10	10	10	10	
3	**33 Responsabilidades y coordinación gubernamental local, estatal y nacional**	331	Elaborar memorándums de entendimiento para los compromisos binacionales entre los Estado Unidos y México	1 año	SEMARNAT CONANP FWS NMFS CONAPESCA		rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura.
3		332	Formar un grupo/comité de trabajo estatal en México	2 años	CONANP		rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura.
1		333	Identificar y asegurar fuentes sustentables de financiamiento	Continua	CONANP	FWS NMFS NPS, Agencias de recursos marinos costeros estatales	rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura.
3	**41 Legislación de los Estados Unidos y de México**	411	Promover el conocimiento de la legislación	Continua	PROFEPA SEMARNAT NMFS FWS USCG		rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura.
2		412	Identificar omisiones en la legislación y	Continua	PROFEPA SEMARNAT		rutina						Costo rutinario incluye personal

CALENDARIO DE EJECUCIÓN Plan de Recuperación de la tortuga marina lora													
Prioridad[3]	**Categoría de Acciones**	**Número de Acción**	**Descripción de la Acción**	**Duración de acción (años)**	**Parte responsable**		**Costo Total ($1,000s)**	**Costo Estimado por Año Fiscal (FY) (por $1,000s)**					**Comentarios**
					Conductor	**Otros**		**FY11**	**FY12**	**FY13**	**FY14**	**FY15**	
			considerar la necesidad de que sea revisada										de agencia e infraestructura.
3	**42 Acuerdos Internacionales**	421	Asegurar la correcta aplicación de los convenios internacionales	Continua	SEMARNAT FWS NMFS		rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura.
1	**43 Cumplimiento de la Ley**	431	Asegurar el cumplimiento de la ley en el medio ambiente marino	Continua	PROFEPA NMFS USCG		rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
1		432	Asegurar el cumplimiento de la ley en el medio ambiente terrestre	Continua	PROFEPA FWS	PAIS, agencias estatales	rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura
3		433	Asegurar el cumplimiento adecuado de la ley en los mercados – México	Continua	PROFEPA		rutina						Costo rutinario incluye personal de agencia e infraestructura

PÁGINA DEJADA EN BLANCO DE MANERA INTENCIONAL

LITERATURA CITADA

Anonymous. 1992. First Kemp's ridley nesting in South Carolina. Marine Turtle Newsletter 59:23.

Aguilar, H.R. 1987. Influencia de la temperatura de incubación sobre la determinación del sexo y la duración del periodo de incubación en la tortuga lora (*Lepidochelys kempi*, Garman, 1880). Instituto Politecnico Nacional Mexico, D.F.

Arianoutsou, M. 1988. Assessing the impacts of human activities on nesting of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta* L.) on Zakynthos Island, Western Greece. Environmental Conservation 15(4):327-334.

Arreguin-Sanchez, F, M. Zetina-Rejon, S. Manickchand-Heileman, M. Ramírez-Rodriguez, and L. Vidal. 2004. Simulated response to harvesting strategies in an exploited ecosystem in the southwestern Gulf of Mexico. Ecological Modeling 172: 421-432.

Baker, S. and B. Higgins. 2003. Summary of CWT project and recoveries, tag detection, and protocol for packaging and shipping Kemp's ridley flippers. Unpublished presentation at the Sea Turtle Stranding and Salvage Network annual meeting. February 2003.

Balazs, G.H. 1985. Impact of ocean debris on marine turtles: entanglement and ingestion. In: R.S. Shomura, and H.O. Yoshida (editors), Proceedings of the Workshop on the Fate and Impact of Marine Debris, 26-29 November 1984, Honolulu, Hawaii. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SWFC-54:387-429.

Balazs, G.H. and Pooley, S.G. (editors). 1991. Research Plan for the Marine Turtle Fibropapiloma. U.S. Department of Commerce/National Oceanic and Atmospheric Administration/National Marine Fisheries Service, March 1991, NOAA Technical Memorandum.NMFS-SWFSC-156.

Barber, R.C., C.T. Fontaine, J.P. Flanagan, and E.E. Louis, Jr. 2003. Natural hybridization between a Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) and loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) confirmed by molecular analysis. Chelonian Conservation and Biology 4(3):701-704.

Baremore, I.E., Carlson, J.K., Hollensead, L.D., and Bethea, D.M.2007. Catch and bycatch in U.S. southeast gillnet fisheries, 2007. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-565.

Barragan, A.R. and L. Sarti. 1994. A possible case of fibropapilloma in Kemp's ridley turtle (*Lepidochelys kempii*) Marine Turtle Newsletter 67:27.

Bartol, S.M., J.A. Musick, and M.L. Lenhardt. 1999. Auditory evoked potentials of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). Copeia 1999(3):836-840.

Baur, G. 1890. The genera of the Cheloniidae. American Naturalist 24:486-487.

Bellmund, S.A., J.A. Musick, R.C. Klinger, R.A. Byles, J.A. Keinath, and D.E. Barnard. 1987. Ecology of sea turtles in Virginia. Virginia Institute of Marine Science, College of William and Mary, Gloucester Point, Virgina.

Bishop, C.A., R. J. Brookes, J.H. Carey, P. Ming, R.J. Norstrom, and D.R.S. Lean. 1991. The case for a cause-effect linkage between environmental contamination and development in eggs of the common snapping turtle (*Chelydra serpentine*) from Ontario, Canada. Journal of Toxicology and Environmental Health 33:521-547.

Bjorndal, K.A., A.B. Bolten, and J. Lagueux. 1994. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. Marine Pollution Bulletin 28(3):154-158.

Blaxter, J.H.S. and D.E. Hoss. 1981. Startle response in herring: the effect of sound stimulus frequency size of fish and selective interference with the acoustico-lateralis system. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 61:871-879.

Bleakney, J.S. 1955. Four records of the Atlantic ridley turtle, *Lepidochelys kempi*, from Nova Scotia. Copeia 2:137.

Bleakney, J.S. 1965. Reports of marine turtles from New England and Eastern Canada. Canadian Field-Naturalist 79(2):120-128.

Bolten, A.B. 2003. Variation in Sea Turtle Life History Patterns: Neritic vs. Oceanic Developmental Stages. In P.L. Lutz, J.A. Musick, and J. Wyneken (editors).The Biology of Sea Turtles Volume II.CRC Press, Washington, D.C., USA. p. 243-257.

Bolten, A.B. and H.R. Martins. 1990. Kemp's ridley captured in the Azores. Marine Turtle Newsletter 48:23.

Bolten, A.B., L.B. Crowder, M.G. Dodd, S.L. MacPherson, J.A. Musick, B.A. Schroeder, B.E. Witherington, K.J. Long, and M.L. Snover. 2010. Quantifying multiple threats to endangered species: an example from loggerhead sea turtles. Frontiers in Ecology and the Environment.doi:10.1890/090126.

Bowen, B.W. and S.A. Karl. 1997. Population genetics, phylogeography, and molecular evolution. In Lutz, P.L. Lutz, J.A. Musick (editors).The Biology of Sea Turtles.CRC Press, Boca Raton, Florida. p.29-50.

Bowen, B., A. Meylan, and J. Avise. 1991. Evolutionary distinctiveness of the endangered Kemp's ridley sea turtle. Nature 352:709-711.

Bowen, B.W., A. M. Clark, F.A. Abreu-Grobois, A. Chaves, H.A. Reichart, R.J. Ferl. 1998. Global phylogeography of the ridley sea turtles (*Lepidochelys* spp.) as inferred from mitochondrial DNA sequences. Genetica 101(3):179-189.

Bowles, A.E., M. Smultea, B. Wursig, D.P. DeMaster, and D. Palka. 1994. Relative abundance and behavior of marine mammals exposed to transmissions from the Heard Island Feasibility Test. Journal of the Acoustical Society of America 96(4):2469-2484.

Broderick, A.C. and E.G. Hancock. 1997. Insect infestation of Mediterranian marine turtle eggs. Herpetological Review 28(4):190-91.

Brongersma, L.D. 1972. European Atlantic Turtles. Zoologische Verhandelingen 121:318.

Brongersma, L.D. 1982. Marine Turtles of the Eastern Atlantic Ocean. In: Bjorndal, K.A. (editors) Biology and Conservation of Sea Turtles. Smithsonian Institution Press, Washington D.C. p. 407-416.

Brongersma, L. and A. Carr. 1983. *Lepidochelys kempii* (Garman) from Malta. Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen (Series C).86(4):445-454.

Browder, J.A., A. Dragovich, J. Tashiro, E. Coleman-Duffie, C. Foltz, and J. Zweifel. 1986. A comparison of biological abundances in three adjacent bay systems downstream from the Golden Gate Estates canal system. NOAA Technical Memorandum.NMFS-SEFSC-185.

Burke, V.J., S.J. Morreale, and A.G.J. Rhodin. 1993a. *Lepidochelys kempii* (Kemp's ridley sea turtle) and *Caretta caretta* (loggerhead sea turtle): diet. Herpetological Review. 24(1):31-32.

Burke, V.J., E.A. Standora, and S.J. Morreale. 1993b. Diet of juvenile Kemp's ridley and loggerhead sea turtles from Long Island, New York. Copeia 4:1176-1180.

Burke, V.J., S.J. Morreale, and E.A. Standora. 1994. Diet of the Kemp's ridley sea turtle, Lepidochelys kempii, in New York waters. NMFS Fishery Bulletin 92(1):26-32.

Byles, R.A. 1988. Behavior and ecology of sea turtles from Chesapeake Bay, Virginia. Ph.D. Dissertation, Virginia Institute of Marine Science, College ofWilliam and Mary, Williamsburg, Virginia.

Byles, R.A. 1989. Satellite telemetry of Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempi*, in the Gulf of Mexico,. In: S.A. Eckert, K.L. Eckert, and T.H. Richardson (compilers). Proceedings of the Ninth Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology.NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFC-232:25-26.

Byles, R.A. and P.T. Plotkin. 1994. Comparison of the migratory behavior of the congeneric sea turtles *Lepidochelys olivacea* and *L. kempii*. In: B.A. Schroeder, Witherington, B.E.

(compilers). Proceedings of the Thirteenth Annual Symposium on Sea turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-341:39.

Caillouet, C. W., Jr. 1995. Egg and hatchling take for the Kemp's ridley headstart experiment. Marine Turtle Newsletter 68:13-15.

Caillouet, C. W., Jr. 1997. Publications and reports on sea turtle research by the National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, Galveston Laboratory, 1979-1996. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-397.

Caillouet, C. W., Jr. 2000. Sea Turtle Culture: Kemp's Ridley and Loggerhead Turtles. In: Stickney, R.R. (editor), Encyclopedia of Aquaculture, John Wiley & Sons, Inc., New York. p. 786-798.

Caillouet, C.W., Jr., C.T. Fontaine, S.A. Manzella-Tirpak, and T.D. Williams. 1995a. Growth of headstarted Kemp's ridley sea turtles (*Lepidochelys kempii*) following release. Chelonian Conservation and Biology 1:231-234.

Caillouet, C.W., Jr., C.T. Fontaine, S.A. Manzella-Tirpak, and D.J. Shaver. 1995b. Survival of headstarted Kemp's ridley sea turtles (*Lepidochelys kempii*) released into the Gulf of Mexico or adjacent bays. Chelonian Conservation and Biology 1(4):285-292.

Caillouet, C. W., Jr., D. J. Shaver, W. G. Teas, J. M. Nance, D. B. Revera and A. C. Cannon. 1996. Relationship between sea turtle stranding rates and shrimp fishing intensities in the northwestern Gulf of Mexico: 1986-1989 versus 1990-1993. U.S. Fishery Bulletin 94(2):237-249.

Caillouet, C. W., Jr., R. A. Hart, and J. M. Nance. 2008. Growth overfishing in the brown shrimp fishery of Texas, Louisiana, and adjoining Gulf of Mexico EEZ. Fisheries Research 92(2-3): 289-302.

Cannon, A.C., C.T. Fontaine, T.D. Williams, D.B. Revera and C.W. Caillouet, Jr. 1994. Incidental catch of Kemp's ridley sea turtles (*Lepidochelys kempi*), by hook and line, along the Texas coast, 1980-1992. In: Schroeder, B.A. and B. Witherington (editors). Proceedings of the 13th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation.NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC: 40-42.

Carr, A.F., Jr. 1942. Notes on sea turtles. Proceedings of the New England Zoological Club (2):1-16.

Carr, A.F., Jr. 1952. Handbook of turtles: the turtles of the United States, Canada, and Baja California.

Carr, A.F., Jr. 1967. So Excellent a Fishe: A Natural History of Sea Turtles. New York, Scribner, 1984 revised edition.

Carr, A.F., Jr. 1987. Impact of nondegradable marine debris on the ecology and survival outlook of sea turtles. Marine Pollution Bulletin 18(6B):352-356.

Carr, A.F., Jr., and L.H. Ogren. 1960. The ecology and migration of sea turtles, 4. The green turtle in the Caribbean Sea. Bulletin of the American Museum of Natural History 121:1-48.

Carr, A. 1957. Notes on the zoogeography of the Atlantic sea turtle of the genus *Lepidochelys*. Revista de Biologica Tropical 5(1):45-61.

Carr, A. 1961. The ridley mystery today. Animal Kingdom 64(1):7-12.

Carr, A. 1962. Orientation problems in the high seas travel and terrestrial movements of marine turtles. American Scientist 50(3):358-374.

Carr, A. 1963. Panspecific reproductive convergence in *Lepidochelys kempii*. Ergebnisse der Biologie 26:298-303.

Carr, A. 1980. Some problems of sea turtle ecology. American Zoologist 20:489-498.

Carr, A. 1982. Notes on the behavioral ecology of sea turtles. In: K.A. Bjorndal, editor. Biology and conservation of sea turtles.Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA.p. 19-26.

Carr, A. and D.K. Caldwell. 1956. The ecology and migration of sea turtles: 1. Results of field work in Florida 1955. American Museum Novitates 1793:1-23.

Carr, A. and D.K. Caldwell. 1958. The problem of the Atlantic ridley turtle (*Lepidochelys kempi*) in 1958. Revista de Biologia Tropical 6:245-262.

Carr, A. and C.J. Goin. 1959. Guide to reptiles, amphibians and freshwater fisheres of Florida.

Chaloupka, M. and G.R. Zug. 1997. A polyphasic growth function for endangered Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempii*. Fishery Bulletin 95:849-856.

Chavez, H. 1969. Tagging and recapture of the lora turtle (*Lepidochelys kempii*). International Turtle and Tortoise Society Journal 3:14-19, 32-36.

Chavez, H., M. Contreras, and D. Hernandez. 1967. Aspectos biologicos y proteccion de la tortuga lora, *Lepidochelys kempii* (Garman), en la costa de Tamaulipas, Mexico., I.N.I.B.P., Publication 17.

Clark, J.A., J.M. Hoekstra, P.D. Boersma, and P. Kareiva. 2002. Improving U.S. Endangered Species Act recovery plans: key findings and recommendations of the SCB recovery plan project. Conservation Biology 16(6):1510-1519.

Colburn, T., D. Dumanoski, and J.P. Myers. 1996. Our stolen future. Dutton (Penguin Books USA), New York.

Collard, S.B. and L.H. Ogren. 1990. Dispersal scenarios for pelagic post-hatchling sea turtles. Bulletin of Marine Science 47(1):233-243.

Continental Shelf Associates, Inc. 2004. Explosive removal of offshore structures - information synthesis report. U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, New Orleans, LA. OCS Study MMS 2003-070.

Coyne, M.S. 2000. Population sex ratio of the Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*): problems in population modeling. Unpublished Ph.D. Dissertation, Texas A&M University, College Station, Texas.

Coyne, M. and A.M. Landry, Jr. 2007. Population sex ratios and its impact on population models. In: Plotkin, P.T. (editor). Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles.Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. p.191-211.

Craig, J.K., L.B. Crowder, C.D. Gray, C.J. McDaniel, T.A. Henwood, and J.G. Hanifen. 2001. Ecological effects of hypoxia on fish, sea turtles, and marine mammals in the northwestern Gulf of Mexico. Coastal and Estuarine Studies 58:269-292.

Crain, D.A., A.B. Bolten, and K.A. Bjorndal. 1995. Effects of beach nourishment on sea turtles: review and research initiatives. Restoration Ecology 3(2):95-104.

Daniel, R.S. and K.U. Smith. 1947. The sea-approach behavior of the neonate loggerhead turtle. Journal of Comparative and Physiological Psychology 40:413-420.

Danton, C. and R. Prescott. 1988. Kemp’s ridleys in Cape Cod Bay, Massachusetts-1987 field research. In: B.A. Schroeder (compiler), Proceedings of the Eighth Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-214:17-18.

Davenport, J. 1997. Temperature and the life-history strategies of sea turtles. Joural of Thermal Biology 22: 479-488.

Davis, G.E. and M.C. Whiting. 1977. Loggerhead sea turtle nesting in Everglades National Park, Florida, U.S.A. Herpetologica 33(1):18-28.

Day, R.D. 2003. Mercury in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*: developing monitoring strategies, investigating factors affecting contamination, and assessing health impacts.

M.S. thesis, University of Charleston, SC.

Day, R., S. Christopher, P. Becker, and D. Whitaker. 2005. Monitoring mercury in loggerhead sea turtles, *Caretta Caretta*. Environmental Science & Technology 39(2):437-446.

Day, R, A. Segars, M. Arendt, M. Lee, and M. Peden-Adams. 2007. Relationship of blood mercury levels to health parameters in the loggerhead sea turtle (*Caretta Caretta*). Environmental Health Perspectives 115:1421-1427.

Deraniyagala, P.E.P. 1938. The Mexican loggerhead turtle in Europe. Nature 142:540.

Deraniyagala, P.E.P. 1939. The tetrapod reptiles of Ceylon. Volume 1. Testudinates ad crocodilians. Colombo Museum of Natural History Series. Colombo Ceylon.

Diario Oficial de la Federación. 1973. Acuerdo por el que se establece la veda de la tortuga marina para las especies del litoral del Golfo de México y Mar Caribe del 12 de julio al 31 de agosto de 1973 y del 1 de mayo al 31 de agosto para los años siguientes. Diario Oficial de la Federación, México, julio 13, 1973.

Diario Oficial de la Federación. 1977. Acuerdo que establece como Zona de Refugio y de Veda para la protección de la tortuga lora marina Lepidochelys kempi la comprendida en la playa Rancho Nuevo, Mpio. Villa Aldama, Tam. Diario Oficial de la Federación, México, julio 4, 1977.

Diario Oficial de la Federación. 1986. Decreto por el que se determinan como Zonas de Reserva y Sitios de Refugio para la protección, conservación, repoblación, desarrollo y control de las diversas especies de tortuga marina, los lugares donde anida y desovan dichas especies. Diario Oficial de la Federación. México, octubre 29, 1986.

Diario Oficial de la Federación. 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, mayo 31, 1990.

Diario Oficial de la Federación. 1993. Norma Oficial Mexicana 002-PESC-1993, para ordenar el aprovechamiento de las especies de camarón en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. Diario Oficial de la Federación, México, diciembre 31, 1993.

Diario Oficial de la Federación. 1997. Modificación a la Norma Oficial Mexicana 002-PESC-1993. Para ordenar el aprovechamiento de las especies de camarón en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos, publicada el 31 de diciembre de 1993. Diario Oficial de la Federación, México, julio 30, 1997.

Diario Oficial de la Federación. 2002a. Norma Oficial Mexicana 059-ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, México Marzo 6, 2002.

Diario Oficial de la Federación. 2002b. Acuerdo por el que se determinan como áreas naturales protegidas, con la categoría de santuarios, a las zonas de reserva y sitios de refugio para la protección, conservación, repoblación, desarrollo y control de las diversas especies de tortuga marina, ubicadas en los estados de Chiapas, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Oaxaca, Sinaloa, Tamaulipas y Yucatán, identificadas en el decreto publicado el 29 de octubre de 1986. Diario Oficial de la Federación, México, Julio16, 2002.

Diario Oficial de la Federación. 2005. Proyecto de Norma oficial mexicana PROY-NOM-029-PESC-2004. Pesca responsable de tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento. Diario Oficial de la Federación, México, Noviembre 29, 2005.

Diario Oficial de la Federación. 2006. Acuerdo mediante el cual se aprueba la actualizacion de la Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación, México, viernes 25 de agosto de 2006.

Diario Oficial de la Federación. 2007. NOM-029-PESC-2006, Pesca responsable de tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento. Diario Oficial de la Federación. 14 de febrero de 2007.

Diaz-Piferrer, M. 1962. The effects of oil on the shore of Guanica Puerto Rico. Deep Sea Research 11:855-856.

Dickerson, D.D. and D.A. Nelson. 1989. Recent results on hatchling orientation responses to light wavelengths and intensities. In: S.A. Eckert, K.L. Eckert, and T.H. Richardson (compilers.), Proceedings of the Ninth Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFC-232:41.

Dickerson, V. and D.D. Dickerson. 2006. Analysis of arribada in 1947 Herrera Film at Rancho Nuevo, Mexico. 26th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation: Book of Abstracts: 290-291.

Dodge, K.D., R. Prescott, D. Lewis, D. Murley, and C. Merigo. 2003. A review of cold stun strandings on Cape Cod, Massachusetts from 1979-2003. Unpublished Poster NOAA, Mass Audubon, New England Aquarium. http://galveston.ssp.nmfs.gov/research/protectedspecies/

Dutton, P., D. McDonald, and R.H. Boulon. 1994. Tagging and nesting research on leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) on Sandy Point, St. Croix, U.S. Virgin Islands, 1994. Annual Report to the U.S. Fish and Wildlife Service. October 1994.

Dutton, P., V. Pease, and D. Shaver. 2006. Characterization of MtDNA variation among Kemp's ridleys nesting on Padre Island with reference to Rancho Nuevo genetic stock. Proceedings of the 26th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation: Book of Abstracts:189.

Eckert, S.A., D. Crouse, and L.B. Crowder. 1992. Review of the Kemp's ridley sea turtle head start experiment. Summary Report submitted to the National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, Miami, Florida.

Ehrhart, L.M. 1983. A survey of nesting by the green turtle *Chelonia mydas*, and loggerhead turtle, *Caretta caretta*, in south Brevard County, Florida. Unpublished Report to World Wildl.Fund – U.S., Washington, DC.

Ehrenfeld, D.W. and A. Carr. 1967. The role of vision in the sea-finding orientation of the green turtle *Chelonia mydas*. Animal Behavior 15:25-36.

Epperly, S.P. 2003. Fisheries-related mortality and turtle excluder devices. In: P.L. Lutz, J.A. Musick, and J. Wyneken (editors). The Biology of Sea Turtles Vol. II, CRC Press, Boca Raton, Florida. p. 339-353.

Epperly, S.P., J. Braun, and A.J. Chester. 1995a. Aerial surveys for sea turtles in North Carolina inshore waters. Fisheries Bulletin 93(2):254-261.

Epperly, S.P., J. Braun, and A. Veishlow. 1995b. Sea turtles in North Carolina waters. Conservation Biology 9(2):384-394.

Epperly, S.P., J. Braun, A.J. Chester, F. A. Cross, J.V. Merriner, and P.A. Tester. 1995c. Winter distribution of sea turtles in the vicinity of Cape Hatteras and their interactions with the summer flounder trawl fishery. Bulletin of Marine Science 56:547-568.

Epperly, S.P., L. Avens, L. Garrison, T. Henwood, W. Hoggard, J. Mitchell, J. Nance, J. Poffenberger, C. Sasso, E. Scott-Denton, C. Yeung. 2002. Analysis of sea turtle bycatch in the commercial shrimp fisheries of the southeast U.S. waters and the Gulf of Mexico. NOAA Technical Memorandum.NMFS-SEFSC-490.

Epperly, S.P., J. Braun-McNeill, and P. Richards. 2007. Trends in catch rates of sea turtles in North Carolina, USA. Endangered Species Research 3:283-293.

Fairfield-Walsh, C. and Garrison, L.P. 2007. Estimated Bycatch of Marine Mammals and Turtles in the U.S. Atlantic Pelagic Longline Fleet During 2006.NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-560.

Fernandez-M. J.I., L. Schultz-R., A.T. Wakida-K., M. Mediellin-A., M.E. Sandoval-Q., G. Nunez-M., J.A. Uribe-M., R.G. Castro-M., A. Gonzalez de la Cruz, M.E. Gonzales, J. Santos-V., G. Marcet-O., F. Aguilar-S., B. Delgado-M., and G. Chale-V. 2001.

Camaron del Golfo de Mexico y el Mar Caribe. En: M.A. Cisneros-M., L.F. Belendez-M., E. Zarate-B., M.T. Gaspar-D., L.C. Lopez-G., C. Saucedo-R., J. Tovar-A. Sustentabilidad y Pesca Responsible en Mexico. Evaluacion y Manejo 1999-2000. SAGARPA (Libro en CD), Mexico:469-531.

Fitzinger, L. 1843. Systema reptilium. Fasciculus primus: Amblyglossae.

Fontaine, C.T. and D.J. Shaver. 2005. Head starting the Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempii*, at the National Marine Fisheries Service Galveston Laboratory (1978 through 1992): a review. Chelonian Conservation and Biology (4):838-845.

Fontaine, C.T., S.A. Manzella, T.D. Williams, R.M. Harris, and W.J. Browning. 1989a. Distribution, growth and survival of head started, tagged and released Kemp's ridley sea turtle, (*Lepidochelys kempii* from year-classes 1978-1983, p. 124-144. In: C.W. Caillouet, Jr. and A.M. Landry Jr. (editorss), Proceedings of the First International Symposium on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation and Management. TAMU-SG:89-105.

Fontaine, C.T., T.D. Williams, S.A. Manzella, and C.W. Caillouet, Jr. 1989b. Kemp's ridley sea turtle head start operations of the NMFS SEFC Galveston Laboratory. In: C.W. Caillouet, Jr. and A.M. Landry, Jr. (editors), Proceedings of the First International Symposium on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation, and Management. TAMU-SG-89-105:96-110.

Fontaine, C.T., D.B. Revera, T.D. Williams, and C.W. Caillouet, Jr. 1993. Detection, verification and decoding of tags and marks in head started Kemp's ridley sea turtles, *Lepidochelys kempii*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-334:40.

Foote, J.J. and T.L. Mueller. 2002. Two Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) nests on the Gulf coast of Sarasota County, Florida, USA. In: Mosier, A., A. Foley, and B. Brost (compilers) Proceedings of the 20th Annual Symposium Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-477:217.

Foote, J.N., N.L. Park, and J.M. Sprinkle. 1998. An increase in marine turtle deaths along the west central coast of Florida (1995-1996): is red tide the culprit? NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-415:169-171.

Frair, W. 1982. Serum electrophoresis and sea turtle classification. Comparative Biochemistry Physiology 72B: l-4.

Frey, A., P.H. Dutton, and D.J. Shaver. 2008. Use of microsatellite markers for assigning Kemp's ridley nesting females to unknown nests on the Texas coast. In: A.F. Rees, M. Frick, A. Panagopoulou, and K. Williams (editors), Proceedings of the 27th Annual Symposium on Sea turtle Biology and Conservation:85.

Fritts, T.H. and M.A. McGehee. 1981. Effects of petroleum on the development and survival of marine turtle embryos. U.S. Fish and Wildlife Service, U.S. Department of Interior, Washington, D.C. Contract No. 14-16-00009-80-946, FWS/OBS-81-37.

Fuls, B.E. 2001. Evaluation of shrimp trawl bycatch reduction devices in Texas bays. Texas Parks & Wildlife.

Garman, S. 1880. On certain species of Chelonioidae. Bulletin of the Museum of Comparative Zoology 6:123-126.

Garrison, L.P. 2007. Estimated marine mammal and turtle bycatch in shark gillnet fisheries along the Southeast U.S. Atlantic coast: 2000-2006. NMFS Southeast Fisheries Science Center, Contribution #PRD-07/08-02.

Geis, A.A. 2004. Utilizing technologies for enhancing the conservation of sea turtle populations. Unpublished Ph.D. Dissertation, UAB.

Geis, A., T. Wibbels, R.M. Marquez, M. Garduno, P. Burchfield, and J. Pena. 2005. Predicted sex ratios of hatchling Kemp's ridleys produced in egg corrals during the 1998, 1999, and 2000 nesting seasons. In: Coyne, M.S. and R.D. Clark (editors), Proceedings of the Twenty-First Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation:175-176.

George, P.H. 1997. Health problems and diseases in turtles. In: Lutz, P.L. and J.A. Musick (editors). The Biology of Sea Turtles.CRC Press. Boca Raton, Florida. p. 363-385.

Georges, A., C. Limpus, and R. Stoutjesdijk. 1994. Hatchling sex in the marine turtle *Caretta caretta* is determined by proportion of development at a temperature, not daily duration of exposure. Journal of Experimental Zoology 270:432-444.

Gitschlag, G. 1992. Offshore oil and gas structures as sea turtle habitat. In: M. Salmon and J. Wyneken (compilors.), Proceedings of the Eleventh Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-302:49.

Gitschlag, G. 1996. Migration and diving behavior of Kemp's ridley (Garman) sea turtles along the U.S. southeastern Atlantic coast. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 205:115-135.

Gitschlag, G. and M. Renaud. 1989. Sea turtles and explosive removal of offshore oil and gas structures. In: S.A. Eckert, K.L. Eckert, and T.H. Richardson (compilors.), Proceedings of the Ninth Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFC-232:67-68.

Glen, F. and N. Mrosovsky. 2004. Antigua revisited: the impact of climate change on sand and nest temperatures at a hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting beach. Global Change Biology 10:2036-2045.

Gracia, A. 1995. Impacto de la pesca artesanal sobre la producción de camarón rosado *Farfantepenaeus duorarum* Burkenroad, 1939. Ciencias Marinas 21:343-359.

Gregory, L.F. and J.R. Schmid. 2001. Stress responses and sexing wild Kemp's ridley sea turtles (*Lepidochelys kempii*) in the northwestern Gulf of Mexico. General and Comparative Endocrinology 124:66-74.

Guillen, L. and J. Pena Villalobos. 2000. Papillomas in Kemp's ridely turtles. In: H. Kalb and T. Wibbels (compilors), Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology, March 2-6, 1999 , South Padre Island, Texas. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-443:237.

Hale, L.F. and J.K. Carlson. 2007. Characterization of the shark bottom longline fishery, 2005-2006. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-554:28.

Hale, L.F., J. Simon, B. Gulak, and J.K. Carlson. 2009. Characterization of the Shark Bottom Longline Fishery: 2008. Panama City, Florida. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-586:23.

Hall, R.J., A.A. Belisle, and L. Sileo. 1983. Residues of petroleum hydrocarbons in tissues of sea turtles exposed to the Ixtoc I oil spill. Journal of Wildlife Disease 19(2):106-109.

Hanson, J., T. Wibbels, and R.E. Martin. 1998. Predicted female bias in sex ratios of hatchling loggerhead sea turtles from a Florida nesting beach. Canadian Journal of Zoology 76(10):1850-1861.

Hastings, M.C., A.N. Popper, J.J. Finneran, and P.J. Lanford. 1996. Effects of low-frequency underwater sound on hair cells of the inner ear and lateral line of the teleost fish *Astronotus ocellatus*. Journal of the Acoustical Society of America 99(3):1759-1766.

Hawkes, L.A., A.D. Broderick, M.H. Godfrey and B.J. Godley. 2007. Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population. Global Change Biology13:1-10.

Hay, O.P. 1908. On three existing species of sea turtles, one of them (*Caretta remivaga*) new. Proceedings of the U.S. National Museum 34:183-198.

Hegna, R.H., M.J. Warren, C.J. Carter, and J.C. Stiner. 2006. *Lepidochelys kempii* (Kemp's Ridley Sea turtle). Herpetological Review 37(4):492.

Hendrickson, J.R. 1958. The green sea turtle, *Chelonia mydas* (Linn.) in Malaya and Sarawak. Proceedings of the Zoological Society of London 130:455-535.

Henwood, T.A. and L.H. Ogren. 1987. Distribution and migration of immature Kemp's ridley turtles (*Lepidochelys kempi)* and green turtles (*Chelonia mydas*) off Florida, Georgia and

South Carolina. Northeast Gulf Science 9(2):153-159.

Henwood, T.A., Stuntz, W., and N. Thompson. 1992. Evaluation of U.S. turtle protective measures under existing TED regulations, including estimates of shrimp trawler related turtle mortality in the wider Caribbean. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-303:15.

Heppell, S.S., D.T. Crouse, L.B. Crowder, S.P. Epperly, W. Gabriel, T. Henwood, R. Marquez, and N.B. Thompson. 2005. A population model to estimate recovery time, population size, and management impacts on Kemp's ridley sea turtles. Chelonian Conservation and Biology 4(4):767-773.

Heppell, S.S., P.M. Burchfield, and L.J. Pena. 2007. Kemp's ridley recovery. How far have we come, and where are we headed? In: Plotkin, P.T. (editor). Biology and conservation of ridley sea turtles. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. p. 325-335.

Herbst, L.H. and E.R. Jacobson. 1995. Diseases of marine turtles. In: Bjorndal, K.A. (editor). Biology and Conservation of Sea Turtles, Revised Edition. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. p. 593-596.

Hildebrand, H.H. 1963. Hallazgo del area de anidacion de la tortuga "lora" *Lepidochelys kempii* (Garman), en la costa occidental del Golfo de Mexico (Rept., Chel.). Ciencia Mexico 22(4):105-112.

Hildebrand, H.H. 1982. A historical review of the status of sea turtle populations in the western Gulf of Mexico. In: K. Bjorndal (editor), Biology and Conservation of Sea Turtles. Proceedings of the World Conference of Sea Turtle Conservation.Smithsonian Institution Press, Washington, DC. p. 447-453.

Hoopes, L.A., A.M. Landry, and E.K. Stabenau. 2000. Physiological effects of capturing Kemp's ridley sea turtles, *Lepidochelys kempii*, in entanglement nets. Can. J. Zool. 78(11):1941-1947.

Hosier, P.E., M. Kochhar, and V. Thayer. 1981. Off-road vehicle and pedestrian track effects on the sea-approach of hatchling loggerhead turtles. Environmental Conservation 8:158-161.

Hsieh, Y-H.P., F.M. Leong, and J. Rudloe. 2001. Jellyfish as food. Hydrobiologia 451:11-17.

Hulin, V. and J.M. Guillon. 2007. Female philopatry in a heterogeneous environment: ordinary conditions leading to extraordinary ESS sex ratios. BMC Evolutionary Biology7:13 doi:10.1186/1471-2148-7-13.

Innis, C., M. Tlusty, C. Perkins, St. Holladay, C. Merigo, and E. S. Weber. 2008. Trace metal and organochlorine pesticide concentrations in cold-stunned juvenile Kemp's ridley

turtles (*Lepidochelys kempii*) from Cape Cod, Massachusetts. Chelonian Conservation and Biology 7(2):230-239.

Insacco, G. and F. Spadola. 2010. First record of Kemp's ridley sea turtle, *Lepidocheyls kempii* (Garman 1880)(Cheloniidae), from the Italian waters (Mediterranean Sea). Acta Herpetologica 5(1):113-117.

Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007. Climate change 2007: the physical science basis. Summary for Policymakers.Unpublished (http://www.ipcc.ch/SPM2feb07.pdf).

Johnson, S.A., A.L. Bass, B. Libert, M. Marshall, and D. Fulk. 1999. Kemp's ridley (*Lepidochelys kempi*) nesting in Florida. Florida Scientist 62(3/4):194-204.

Johnson, D.R., C. Yeung, and C.A. Brown. 1999. Estimates of marine mammal and marine turtle bycatch by the U.S. Atlantic pelagic longline fleet in 1992-1997. NOAA Technical Memorandum.NMFS-SEFSC-418.

Jimenez, M.C., A. Filonov, I. Tereshchenko, and R.M. Marquez. 2005. Time-series analyses of the relationship between nesting frequency of the Kemp's ridley sea turtle and meteorological conditions. Chelonian Conservantion and Biology 4(4):774-780.

Karl, S.A., B.W. Bowen, and J.C. Avise. 1995. Hybridization among the ancient mariners: characterization of marine turtle hybrids with molecular genetic assays. Journal of Heredity 86:262-268.

Keller, J.M. 2003. Occurrence and Effects of Organochlorine Contaminants in Sea Turtles. Ph.D. Dissertation. Duke Univesity.

Keller, J.M., J.R. Kucklick, C.A. Harms, and P.D. McClellan-Green. 2004. Organochlorine contaminants in sea turtles: correlations between whole blood and fat. Environmental Toxicology and Chemistry 23(3):726-738.

Keinath, J.A. 1993. Movements and behavior of wild and head-started sea turtles (*Caretta caretta, Lepidochelys kempii*). Ph.D. Dissertation.The College of William and Mary, Williamsburg Virginia.

Keinath, J.A., J.A. Musick, and R.A. Byles. 1987. Aspects of the biology of Virginia sea turtles: 1979-1986. Virginia Journal of Science 38(2):81.

Keinath, J.A., D.E. Barnard, J.A. Musick, and B.A. Bell. 1994. Kemp's ridley sea turtles from Virginia waters. Proceedings of the Fourteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation.NOAA Technial Memorandum. NMFS-SEFSC 351:70-73.

Kichler, K.L. 1996a. Microsatellites and conservation genetics: genetic variability and mating behavior of the Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempii*. M.S. Thesis, Texas A&M

University, College Station.

Kichler, K.L. 1996b. Microsatellites and marine turtle conservation: the Kemp's ridley diversity project. In: Bowen, B. W. ,Witzell, W. N. (editors), Proceedings of the International Symposium on Sea Turtle Conservation Genetics. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-396:95-97

Kichler Holder, K. and M.T. Holder. 2007. Phylogeography and population genetics. In: Plotkin P.T. (editor). Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles.Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland. p. 107-117.

Kichler, K., M.T. Holder, S.K. Davis, R. Marquez-M., and D.W. Owens. 1999. Detection of multiple paternity in the Kemp's ridley sea turtle with limited sampling. Molecular Ecology 8:819-830.

Klima, E.F., G.R. Gitschlag, and M.L. Renaud. 1988. Impacts of the explosive removal of offshore petroleum platforms on sea turtles and dolphins. Marine Fisheries Review 50(3):33-42.

Kraemer, J.E. and S.H. Bennett. 1981. Utilization of posthatching yolk in loggerhead sea turtles *Caretta caretta*. Copeia 1981(2):406-411.

Lagardere, J.P. 1982. Effects of noise on growth and reproduction of *Crangon crangon* in rearing tanks. Marine Biology 71(2):1432-1793.

Lake, J.L. 1994. PCBs and other chlorinated organic contaminants in tissues of juvenile Kemp's ridley turtles *(Lepidochelys kempi)*. Marine Environmental Research 38:313-327.

Landry, A.M., Jr. and E.E. Seney. 2006. Nest site selection and post-nesting movements of Kemp's ridley sea turtles along the upper Texas coast. Final report to the Texas General Land Office Coastal Impact Assessment Program.GLO Contract 05-233N.TAMU.

Landry, A.M. Jr. and E.E. Seney. 2008. Movements and behavior of Kemp's ridley sea turtles in the Northwestern Gulf of Mexico during 2006 and 2007. TAMU Final Report to the Schlumberger Excellence in Educational Development Program, Sugar Land, Texas.

Landry, A.M., Jr., D.T. Costa, M.S. Coyne, F.L. Kenyon, S.A. Werner, P.S. Fitzgerald, K.E. St. John, and B.B. Williams. 1995. Sea turtle capture/population index and habitat characterization: Bolivar Roads and Sabine Pass, Texas and Calcasieu Pass, Louisiana. Final Report submitted to the USCOE, Galveston District.

Landry, A.M., Jr., D.T. Costa, F.L. Kenyon, and M.S. Coyne. 2005. Population characteristics of Kemp's ridley sea turtles in nearshore waters of the upper Texas and Louisiana coasts. Chelonian Conservation and Biology 4(4):801-807.

Lawler, J.J., S.P. Campbell, A.D. Guerry, M.B. Kolozsvary, R.J. O'Connor, and L.C.N. Seward. 2002. The scope and treatment of threats in endangered species recovery plans. Ecological Applications 12(3):663-667.

LeBlanc, A.M., T. Wibbels, M. Antonio-P., G. Tavera, D. J. Lira-R., H.J. Martinez-O., J. Pena-V., P.M. Burchfield, E. Possardt, and B. Schroeder. In press.Temporal and spatial evaluation of natural predation on the Kemp's ridley, an arribada species. Proceedings of the 29th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Brisbane, Australia, February 17-19, 2009.

Lenhardt, M.L. 1994. Seismic and very low frequency sound induced behaviors in captive loggerhead marine turtles (*Caretta caretta*). In: Bjorndal *et al*., (compilers), Proceedings of the Fourteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-323:238-241.

Lenhardt, M.L., S. Bellmund, R.A. Byles, S.W. Harkins, and J.A. Musick. 1983. Marine turtle reception of bone-conducted sound. Journal of Auditory Research 23(2):119-126.

Lenhardt, M.L., S.E. Moein, and J.A. Musick. 1996. A method for determining hearing thresholds in marine turtles. In: Keinath *et al.*(compilers), Proceedings of the Fifteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-387:160-161.

Leong, J.K., D.L. Smith, D.B. Revera, J.C. Clary, D.H. Lewis, J.L. Scott, and A.R. DiNuzzo. 1989. Health care and diseases of captive-reared Loggerhead and Kemp's ridley sea turtles. In:Caillouet, C.W. Jr. and A.M. Landry Jr. (editors), Proceedings 1st International Symposium on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation, and Management. Texas A&M Sea Grant, Galveston, TAMU-SG-89-105:178.

Lesage, V., C. Barrette, M.C.S. Kingsley, and B. Sjare. 1999. The effect of vessel noise on the vocal behavior of belugas in the St. Lawrence River Estuary, Canada. Marine Mammal Science 15(1):65-84.

Light, P., M. Salmon, and K. J. Lohmann. 1993. Geomagnetic orientation of loggerhead sea turtles: evidence for an inclination compass. Journal of Experimental Biology 182:1-10.

Loehoefener, R.R., W. Hoggard, C.L. Roden, K.D. Mullin, and C.M. Rogers. 1989. Petroleum structures and the distribution of sea turtles. In: Proceedings of the Spring Ternary Gulf of Mexico Studies Meeting. Minerals Management Service, U.S. DOI, New Orleans, Louisiana.

Lohmann, K.J. 1991. Magnetic orientation by hatchling loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). Journal of Experimental Biology 155:37-49.

Lohmann, K.J. and C.M.F. Lohmann. 1992. Orientation to oceanic waves by green turtle hatchlings. Journal of Experimental Biology 171: 1-13.

Lohmann, K.J., and C.M.F. Lohmann. 1994. Acquisition of magnetic directional preference in hatchling loggerhead sea turtles. Journal of Experimental Biology 190:1-8.

Lohmann, K.J., A.W. Swartz, and C.M.F. Lohmann. 1995. Perception of ocean wave direction by sea turtles. Journal of Experimental Biology 198:1079-1085.

Lohmann, K.J., B.E. Witherington, C.M.F. Lohmann, and M. Salmon. 1997. Orientation, navigation, and natal beach homing in sea turtles. In: P.L. Lutz and J.A. Musick (editors). The Biology of Sea Turtles.CRC Press, Washington, DC. p. 107-135.

Longley, W.L., Ed. 1994. Freshwater inflows to Texas bays and estuaries; ecological relationships and methods for determination of needs. Texas Water Development Board and Texas Parks and Wildlife Department, Austin, Texas.

Lutcavage, M. and J.A. Musick. 1985. Aspects of sea turtle biology in Virginia. Copeia 2:449-456.

Lutcavage, M. and P.L. Lutz. 1997. Diving physiology. In: P.L. Lutz, and J.A. Musick (editors), The Biology of Sea Turtles. CRC Marine Science Series, CRC Press, Inc., Baoca Raton, Florida. p. 277-296.

Lutz, P. L. and M. Lutcavage. 1989. The effects of petroleum on sea turtles: applicability to Kemp's ridley. In: C.W. Caillouet, Jr. and A.M. Landry, Jr. (editors), Proceedings of the First International Symposium on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation and Management. TAMU-SG89-105:52-54.

Magnuson, J.J., K.A. Bjorndal, W.D. DuPaul, G.L. Graham, D.W. Owens, C.H. Peterson, P.C.H. Pritchard, J.I. Richardson, G.E. Saul, and C.W. West. 1990. Decline of the sea turtles: causes and prevention. National Research Council, National Academy Press, Washington, DC.

Malme, C.I., P.R. Miles, C.W. Clark, P. Tyack, and J.E. Bird. 1983. Investigations for the potential effects of underwater noise from petroleum industry activities on migrating gray whale behavior. BBN Rep. 5366. Report from Bolt Beranek & Newman Inc., Cambridge, Massachusettes for U.S. Minerals Management Service, Anchorage, Alaska. NTIS PB866-174174.

Manire, C.A., H.L. Rhinehart, D.A. Sutton, E.H. Thompson, M.G. Rinaldi, J.D. Buck, and E. Jacobson. 2002. Disseminated mycotic infection caused by *Colletotrichum acutatum* in a Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempi*) Journal of Clinical Microbiology 40(11):4273-4280.

Mann, T.M. 1977. Impact of developed coastline on nesting and hatchling sea turtles in southeastern Florida. Unpublished M.S. Thesis.Florida Atlantic University, Boca Raton, Florida.

Mansfield, K.L. and J.A. Musick. 2005. Loggerhead sea turtle diving behavior. Virginia Institute of Marine Science. Final report submitted to the UCOE, Norfolk, Virginia.

Mansfield, K.L., E.E. Seney, M.A. Fagan, J.A. Musick, K.L. Frisch, and A.E. Knowles. 2002. An evaluation of interactions between sea turtles and poundnet leaders in Chesapeake Bay, Virginia. Final Report to NMFS. Contract no.: EA1330-02-SE-0075.

Manzella, S.A., C.W. Caillouet, Jr., and C.T. Fontaine. 1988. Kemp's ridley, *Lepidochelys kempi*, sea turtle head start tag recoveries: distribution, habitat and method of recovery. Marine Fisheries Review 50(3):24-32.

Marcus, S.J. and C.G. Maley. 1987. Comparison of sand temperatures between a shaded and unshaded turtle nesting beach in south Florida. Presented at the Seventh Annual Symposia on Sea Turtle Biology and Conservation, 25-27 February, Wekiwa Springs State Park, Florida.p.16.

Marquez, M.R. 1970 (unpublished). Las tortugas marinas de Mexico. I.P.N., Escuela National de Ciencias Biologias (Thesis).

Marquez M.R. 1972. Resultados prelimiares sobre edad y crecimiento de la tortuga lora, *Lepidochelys kempii* (Garman). Mem. IV Congr. Nac. Ocean. 1969., Mexico. p. 419-427.

Marquez, M.R. 1990. FAO Species Catalogue. Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date.FAO Fisheries Synopsis 125(11). FAO, Rome.

Márquez, M., R. 1994. Synopsis of biological data on the Kemp's ridley turtle, *Lepidochelys kempi* (Garman, 1880). NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-343.

Marquez, M.R. and M. Bauchot. 1987. Tortues. In: Fischer, W., M. -Schneider & M. Bauchot (editors), Mediterranee et Met Noire, Zone de peche 37. Bol. II Vertebres. Fiches FAG D'identification des Especes pour les Besoins de la Peche.p. 1423-1438

Marquez, M.R., O.A. Villanueva, and S.C. Penaflores. 1976. Sinopsis de datos biologicos sobre la Tortuga golfina, *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829). Instituto Nacional de Pesca, Mexico, INP/52 Sinopsis Sobre la Pesca. 61 pp.

Márquez, M.R., A. Villanueva O., and M. Sánchez P. 1982. The population of the Kemp's ridley sea turtle in the Gulf of Mexico – *Lepidochelys kempii*. In: K.A. Bjorndal (editor), Biology and Conservation of Sea Turtles. Washington, D.C. Smithsonian Institue Press.p. 159-164.

Marquez, M.R., O.D. Rios, P.J.M. Sanchez, and J. Diaz. 1989. Mexico's contribution to Kemp's ridley sea turtle recovery. In: C.W. Caillouet, Jr. and A.M. Landry, Jr. (editors), Proceedings of the First International Symposium on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation and Management. TAMU-SG-89-105:4-6.

Marquez, M.R., M.A. Carrasco, C. Jimenez, R.A. Byles, P. Burchfield, M. Sanchez, J. Diaz, and A.S. Leo. 1996. Good news! Rising numbers of Kemp's ridleys nest at Rancho Nuevo, Tamaulipas, Mexico. Marine Turtle Newsletter 73:2-5.

Mast, R.B. and J.L. Carr. 1985. Macrohelid mites in association with Kemp's ridley hatchlings. Marine Turtle Newsletter 33:11-12.

McDaniel, C.J., L.B. Crowder, and J.A. Priddy. 2000. Spatial dynamics of sea turtle abundance and shrimping in the U.S. Gulf of Mexico. Conservation Ecology 4(1):15.

McFarlane, R.W. 1963. Disorientation of loggerhead hatchlings by artificial road lighting. Copeia 1963:153.

McKenzie, C., B.J. Godley, R.W. Furness, and D.E. Wells. 1999. Concentrations and patterns of organochlorine contaminants in marine turtles from Mediterranean and Atlantic waters. Marine Envrionmental Research 47:117-135.

Meffe, G.K. and C.R. Carroll. 1997. Principles of Conservation Biology. Sinauer Associates, Sunderland.

Miller, J.D. 1997. Reproduction in sea turtles. In: P.L. Lutz and J.A. Musick (editors), The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, Florida: CRC Press.p. 51-81.

Milton, S.L. and P.L. Lutz. 2003. Physiological and genetic responses to environmental stress. In: Lutz, P.L., J.A. Musick, and J. Wyneken (editors), The Biology of Sea Turtles Volume II. CRC Marine Biology Series, CRC Press, Inc.: Boca Raton, London, New York, Washington D.C. p. 163-197.

Milton, S., P. Lutz, and G. Shigenaka. 2003. Oil toxicity and impacts on sea turtles. In:G. Shigenaka (editor), Oil and Sea Turtles: Biology, Planning, and Response. NOAA National Ocean Service.p: 35-47.

Mineral Management Service. 2000. Gulf of Mexico Deepwater Operations and Activities, Environmental Assessment, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region OCS EIS/EA, MMS New Orleans 2000-001.

Morreale, S.J. and E.A. Standora. 1992. Habitat use and feeding activity of juvenile Kemp's ridleys in inshore waters of the northeastern U.S. In: Salmon, M., Wyneken, J.

(compilers), Proceedings of the Eleventh Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-302:75-77.

Morreale, S.J. and E.A. Standora. 1998. Early life stage ecology of sea turtles in northeastern U.S. waters. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-413.

Morreale, S.J. and E.A. Standora. 1999. Migration patterns of northeastern U.S. sea turtles. Report to NY Dept. of Environmental Conservation. NOAA Award Number NA36FL0430.

Morreale, S.J. and E.A. Standora. 2005. Western North Atlantic Waters: crucial developmental habitat for Kemp's ridley and loggerhead sea turtles. Chelonian Conservation and Biology 4(4):872-882.

Morreale, S.J. and V.J. Burke. 1997. Conservation and biology of sea turtles in the northeastern United States. In: Tyning, T. (editor), Status and Conservation of the Turtles of the Northeastern United States. Massachusetts Audubon Society, Worcester/Zoo Books, Lanesboro, Minnesota. p. 41-46.

Morreale, S.J., A.B. Meylan, S.S. Sadove, and E.A. Standora. 1992. Annual occurrence and winter mortality of marine turtles in New York waters. Journal of Herpetology 26(3):301-308.

Morreale, S.J., P.P. Plotkin, D.J. Shaver, and H.J. Kalb. 2007. Adult migration and habit utilization: ridley turtles in their element. In: Plotkin, P.T. (editor), Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles. Johns Hopkins University Press, Baltimore. p. 213-229.

Mrosovsky, N. 1994. Sex ratios of sea turtles. Journal of Experimental Zoology 270:16-27.

Murray, K.T. 2006. Estimated average annual bycatch of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in U.S. Mid-Atlantic bottom otter trawl gear, 1996-2004. NEFSC Reference Document 06-19.

Murray, K.T. 2008. Estimated average annual bycatch of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in U.S. Mid-Atlantic bottom otter trawl gear, 1996-2004 (Second edition). NEFSC Reference Document 08-20.

Murray, K.T. 2009. Charteristics and magnitude of sea turtle bycatch in the US mid-Atlantic gillnet gear. Endangered Species Research 8:211-224.

Musick, J.A., D.E. Barnard, and J.A. Keinath. 1994. Aerial estimates of seasonal distribution and abundance of sea turtles near the Cape Hatteras faunal barrier. Proceedings of the Thirteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC 341:121-123.

Myers, N. 1992. Synergisms: joint effects of climate change and other forms of habitat destruction. In: Peters, R.L. and T.E. Lovejoy (editors), Consequences of the Greenhouse Warming to Biodiversity. Yale University Press, New Haven, Connecticut.

Mysing, J.O. and T.M. Vanselous. 1989. Status of satellite tracking of Kemp's ridley sea turtles. In: C.W. Caillouet, Jr. and A.M. Landry, Jr. (editors), Proceedings of the First International Symposium on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation, and Management. TAMU-SG-89-105:112-115.

Nance, J. M., C. W. Caillouet, Jr., and R. A. Hart.*In press*. Size-composition of annual landings in the white shrimp, *Litopenaeus setiferus*, fishery of the Northern Gulf of Mexico, 1960-2006: Its trend and relationships with other fishery-dependent variables. Marine Fisheries Review.

National Marine Fisheries Service. 1987. Sea turtle conservation: shrimp trawling requirements. Federal Register 52(124):24244-24262. June 29, 1987.

National Marine Fisheries Service. 1999. Consultation Regarding the Fishery Management Plan for the Atlantic Mackerel, Squid, and Atlantic Butterfish Fishery and Amendment 8 to the Fishery Management Plan.

National Marine Fisheries Service. 2000. Endangered Species Act-Section 7 Consultation Biological Opinion on the continued operation of the cooling water intake system at the Brunswick, North Carolina, Steam Electric-Plant.

National Marine Fisheries Service. 2001a. Stock assessments of loggerhead and leatherback sea turtles and an assessment of the impact of the pelagic longline fishery on the loggerhead and leatherback sea turtles of the western North Atlantic. U.S. Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-455. Document available through: http://www.sefsc.noaa.gov/SeaTurtles/TechMemo455/tm455.pdf

National Marine Fisheries Service. 2001b. Endangered Species Act-Section 7 Consultation Biological Opinion on the continued operation of the St. Lucie, Florida, Power Plant.

National Marine Fisheries Service. 2001c. Endangered Species Act-Section 7 Consultation Biological Opinion on the Northeast Multispecies Fisheries Management Plan.

National Marine Fisheries Service. 2002a. Endangered Species Act-Section 7 Consultation Biological Opinion on the sea turtle conservation regulations and as managed by the Fishery Management Plans for Shrimp in the South Atlantic and Gulf of Mexico.

National Marine Fisheries Service. 2002b. Endangered Species Act-Section 7 Consultation Biological Opinion on the Cooling water intake system at the Crystal River Energy Complex.

National Marine Fisheries Service. 2004a. Endangered Species Act-Section 7 Consultation Biological Opinion on the pound net fishery in Virginia waters of the Chesapeake Bay.

National Marine Fisheries Service. 2004b. A requirements plan for improving the understanding of the status of U.S. protected marine species. Report of the NOAA Fisheries Service National Task Force for improving marine mammal and turtle stock assessments.U.S. Dep. Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-63, 112p.

National Marine Fisheries Service. 2005a. Endangered Species Act-Section 7 Consultation Biological Opinion on Amendment 1 to the Gulf of Mexico Regional Biological Opinion on hopper dredging.

National Marine Fisheries Service. 2005b. Endangered Species Act-Section 7 Consultation Biological Opinion on the Oyster Creek Nuclear Generating Station in New Jersey.

National Marine Fisheries Service. 2007a. Report to Congress on the Impacts of Hurricanes Katrina, Rita, and Wilma on Alabama, Louisiana, Florida, Mississippi, and Texas Fisheries. U.S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Silver Spring, Maryland.

National Marine Fisheries Service. 2007b. Endangered Species Act-Section 7 Consultation Biological Opinion on the Gulf of Mexico Oil and Gas Activities: Five-Year Leasing Plan for the Western and Central Planning Areas 2007-2012.

National Marine Fisheries Service. 2009a. Estimated takes of sea turtles in the bottom longline portion of the Gulf of Mexico reef fish fishery July 2006 through December 2008 based on observer data. NMFS Southeast Fisheries Science Center Contribution PRD-08/09-07, March 2009.

National Marine Fisheries Service.2009b. Estimated takes of loggerhead sea turtles in the vertical line component of the Gulf of Mexico reef fish fishery July 2006 through December 2008 based on observer data and logbook data. NMFS Southeast Fisheries Science Center Contribution PRD-08/09-09, May, 2009. Available at http://www.sefsc.noaa.gov/seaturtleunpublishedreports.jsp

National Marine Fisheries Service. 2009c. Notice of intent to prepare an environmental impact statement for sea turtle conservation and recovery in relation to the Atlantic Ocean and Gulf of Mexico trawl fisheries and to conduct public scoping meetings. Federal Register 74(88):21627-21631. May 8, 2009.

National Marine Fisheries Service and U.S. Fish and Wildlife Service. 2007. Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*): 5-year review summary and evaluation. Document available through: http://www.nmfs.noaa.gov/pr/listing/reviews.htm#species

National Marine Protected Areas Center (NMPAC). 2006. Revised draft framework for developing the National System of Marine Protected Areas. Document available through: http://mpa.gov/national_system/framework_sup.html

National Research Council. 1990. Decline of the sea turtles: causes and prevention. National Academy Press, Washington D.C.

National Research Council. 1994. Improving the management of U.S. marine fisheries. National Academy Press, Washington, D.C.

National Research Council. 2002. Effects of trawling & dredging on seafloor habitat. National Academy Press, Washington D.C.

National Science Foundation (NSF). 2007. Notice of availability of a draft environmental assessment for proposed activities in the Eastern Tropical Pacific Ocean. Federal Register 72(108):31351-31353. June 6, 2007.

North Carolina Division of Marine Fisheries. 2007. Assessment of North Carolina commercial finfisheries, 2004-2007. Division of Marine Fisheries, Final Performance Report for Award Number NA 04 NMF4070216.

North Carolina Marine Fisheries Commission Sea Turtle Advisory Committee. 2006. Sea turtle interactions with North Carolina fisheries, review and recommendations. North Carolina Marine Fisheries Commission, Morehead City, North Carolina. Available at http://www.sefsc.noaa.gov/seaturtleunpublishedreports.jsp

Ogren, L.H. 1989. Distribution of juvenile and subadult Kemp's ridley turtles: preliminary results form the 1980-1987 surveys. In: Caillouet, C.W. Jr., and Landry, A.M. Jr., (editors), Proceedings of the 1st Int. Symp. Kemp's Ridley Sea turtle Biology, Conservation and Management. Texas A & M University Sea Grant College Program Spec. Publ. 89-105:116-123.

O'Hara, J. and J.R. Wilcox. 1990. Avoidance responses of loggerhead turtles, *Caretta caretta*, to low frequency sound. Copeia 1990(2):564-567.

O'Keefe, D.J. and G.A. Young. 1984. Handbook on the environmental effects of underwater explosions. Naval Surface Weapons Center, Maryland, NSWC TR 83-240.

Olsen, K., J. Angel, and F. Petersen. 1983. Observed fish reactions to a surveying vessel wih special reference to herring, cod, capelin and polar cod. Symposium on Fisheries Acoustics. Bergen Norway, June 21, 1982. FAO ISBN 92-5-101450-7 p. 131-138.

Oravetz, C.A. and C.J. Grant. 1986. Trawl efficiency device shows promise. Aust. Fish. 1986:37-40.

Orphanides, C.D. and G.M. Magnusson. 2007. Characterization of the northeast and mid-Atlantic bottom and mid-water trawl fisheries based on vessel trip report (VTR) data. U.S. Department of Commerce, Northeast Fisheries Science Center. Ref. Doc. 07-1.

Orvik, L.M. 1997. Trace metal concentration in blood of the Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*). M.S. Thesis. Texas A&M University, College Station.

Osborne, N.T., P. Webb, and G.R. Shaw. 2001. The toxins of *Lyngbya majuscula* and their human and ecological health effects. Environment International 27:381-392.

Osburn, H., M. Ray, and R. Riechers. 2003. Integrating turtle conservation into shrimp management strategies: a Texas case history. In: Seminoff, J.A. (compiler), Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-503:7-8.

Passerotti, M.S. and Carlson, J. K. 2009. Catch and bycatch in the U.S. southeast gillnet fisheries, 2008. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-583:22.

Petrae, G. 1995. Barge *Morris J. Berman* spill: NOAA's scientific response. Hazmat Report No. 95-D. Hazardous Materials Response and Assessment Division.NOAA Seattle, Washington.

Philibosian, R. 1976. Disorientation of hawksbill turtle hatchlings, *Eretmochelys imbricata*, by stadium lights. Copeia 1976:824.

Phillips, P. 1989. The Great Ridley Rescue. Mountain Press Publishing Company, Missoula, Montana.

Phillott, A.D. and C.J. Parmenter. 2001. Influence of diminished respiratory surface area on survival of sea turtle embryos. Journal of Experimental Zoology 289(5):317-321.

Pilkey, O.H., Jr., D.C. Sharma, H.R. Wanless, L.J. Doyle, O.H. Pikley, Sr., W.J. Neal, and B.L. Gruver. 1984. Living with the east Florida shore. Duke University Press, Durham, North Carolina.

Plotkin, P.T. (editor). 1995. National Marine Fisheries Service and U. S. Fish and Wildlife Service Status Reviews for Sea Turtles Listed under the Endangered Species Act of 1973. National Marine Fisheries Service, Silver Spring, MD.

Plotkin, P. and A.F. Amos. 1988. Entanglement in and ingestion of marine debris by sea turtles stranded along the south Texas coast. In: B.A. Schroeder (compilor), Proceedings of the Eighth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation, NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-214:79-82.

Presti, S. 1999. Mercury accumulation in keratinized scutes of sea turtles: a comparison of two

populations. Masters Thesis.TAMU.

Price, B. 2004. Pamlico Sound gillnet restricted area five year monitoring summary (2000-2004) for conference call on November 29, 2004. NCDMF unpublished report.

Prince, E.D., M. Oritz, and A. Venizelos. 2002. A comparison of circle hook and "J" hook performance in recreational catch-and-release fisheries for billfish. In: Lucy, J.A. and A.L. Studholme (editors), Catch and Release Symposium in Marine Recreational Fisheries. American Fisheries Society Symposium.30, Bethesda, Maryland. p. 66-79.

Pritchard, P.C.H. 1969. Studies of the systematics and reproductive cycles of the genus *Lepidochelys*. University of Florida Doctoral Dissertation.

Pritchard, P.C. H. 1989. Evolutionary relationships, osteology, morphology, and zoogeography of Kemp's ridley sea turtle. In: Caillouet, C.W. and A.M. Landry, Jr. (editors), First International Symposium on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation, and Management. TAMU-SG-89-105:157-164.

Pritchard, P.C.H. and R. Márquez M. 1973. Kemp's ridley or Atlantic ridley, *Lepidochelys kempii*. IUCN Monograph No. 2. (Marine Turtle Series).

Pritchard, P.C.H. and P. Trebbau. 1984. The turtles of Venezuela. Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Contributions to Herpetology No. 2:403.

Pugh, R.S. and P.R. Becker. 2001. Sea turtle contaminants: a review with annotated bibliography. National Institute of Standards and Technology NISTCR 6700.p 144.

Putman, N.F., T.J. Shay, and K.J. Lohmann. 2010. Is the geographic distribution of nesting in the Kemp's ridley turtle shaped by the migratory needs of offspring? Integrative and Comparative Biology, a symposium presented at the annual meeting of the Society for Integrative and Comparative Biology, Seattle, WA. p. 1-10.

Quiroga-Brahms, C. 2004. Caracterización de la Pesca de Arrastre de Escama en el Sur del Golfo de México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 215 pp. México, D.F.

Rabalais, S.C. and N.N. Rabalais. 1980. The occurrence of sea turtles on the south Texas coast. Contributions to Marine Science 23:123-129.

Ramirez, P.A. and L.V. Ania. 2000. Incidence of marine turtles in the Mexican long-line tuna fishery in the Gulf of Mexico. In: F.A. Abreu, R. Briseno, R. Marquez, and L. Sarti (compilers), Proceedings of the Eighteenth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation, NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-436:110.

Ramírez-Rodríguez, M, F. Arreguín-Sánchez and D. Lluch-Belda. 2006. Efecto de la temperatura superficial y la salinidad en el reclutamiento del camarón rosado

Farfantepenaeus duorarum (Decapoda: Penaeidae), en la Sonda de Campeche, Golfo de México. Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) 54 (4):1241-1245

Renaud, M.L. 1985. Annotated bibliography on hypoxia and its effects on marine life, with emphasis on the Gulf of Mexico. NMFS Technical Report 21, U.S. Department of Commerce, Seattle, Washington.

Renaud, M.L. 1995. Movements and submergence patterns of Kemp's ridley turtles (*Lepidochelys kempii*). Journal of Herpetology 29:370-374.

Renaud, M.L. and J.A. Williams. 2005. Kemp's ridley sea turtle movements and migrations. Chelonian Conservation and Biology 4(4):808-816.

Renaud, M.L., J.A. Carpenter, J.A. Williams, and A.M. Landry, Jr. 1996. Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*) tracked by satellite telemetry from Louisiana to nesting beach at Rancho Nuevo, Tamaulipas, Mexico. Chelonian Conservation and Biology 2:108-109.

Richardson, G.E. 1989. Sea turtles and structure removals in the Gulf of Mexico. In: S.A. Eckert, K.L. Eckert, and T.H. Richardson (compilorss), Proceedings of the Ninth Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-232:145-146.

Richardson, W.J., B Wursig, and C.R. Greene, Jr. 1986. Reactions of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, to seismic exploration in the Canadian Beaufort Sea. Journal of the Acoustical Society of America 79(4):1117-1128.

Ridgway, S.H., E.G. Wever, J.G. Mccormick, J. Palin, and J.H. Anderson. 1969. Hearing in the giant sea turtle *Chelonia mydas*. Proceedings of the National Academy of Sciences 64(3):884-890.

Robertson, B.A. and A.C. Cannon.1997. Occurrence of infectious bacteria in captive-reared Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) and loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtles. Texas Journal of Science 49:331.

Rostal, D.C. 1991. The reproductive behavior and physiology of the Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempi* (Garman, 1880). Ph.D. Thesis, Texas A&M Univ., College Station.

Rostal, D.C. 2007. Reproductive Physiology of the Ridley Sea Turtle. In: P.T. Plotkin (editor), Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles. Johns Hopkins University Press. Baltimore. p. 161-165.

Rostal, D.C., D.W. Owens, J.S. Grumbles, D.S. MacKenzie and M.S. Amoss, Jr. 1998. Seasonal reproductive cycle of the Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempi*). General Comparative Endocrinology 109:232-243.

Rudloe, A., J. Rudloe, and L.Ogren. 1991. Occurrence of immature Kemp's ridley turtles, *Lepidochelys kempi*, in coastal waters of northwest Florida. Northeast Gulf Science 12:49-53.

Rutzler, K. and W. Sterrer. 1970. Oil pollution damage observed in tropical communities along the Atlantic seaboard of Panama. Bioscience 20:222-224.

Salmon, M. and J. Wyneken. 1987. Orientation and swimming behavior of hatchling loggerhead turtles (*Caretta caretta* L.) during their offshore migration. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 109:137-153.

Samuel, Y., S.J. Morreale, C.W. Clark, C.H. Greene, and M.E. Richmond. 2005. Underwater, low-frequency noise in a coastal sea turtle habitat. Journal of the Acoustical Society of America 117(3):1465-1472.

Sarti, L., S. Karam, A.R. Barragan, M. Herrara, R. Zarate, and C. Gomez. 1996. Presence and relative abundance of debris on Mexican nesting beaches. Proceedings of the Fifteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation.NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-387:279-282.

Schmelz, G.W. and R.R. Mezich. 1987. A preliminary investigation of the potential impact of Australian pines on the nesting activities of the loggerhead sea turtle. Proceedings of the Eighth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation.NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-214:63-66.

Schmid, J.R. 1995. Marine turtle populations on the east-central coast of Florida: results of tagging studies at Cape Canaveral, Florida, 1986-1991. Fishery Bulletin 93(1):139-151.

Schmid, J.R. 1998. Marine turtle populations on the west-central coast of Florida: results of tagging studies at Cedar Keys, Florida, 1986-1995. Fishery Bulletin 96(3):589-602.

Schmid, J.R. 2000. Activity patterns and habitat associations of Kemp's ridley turtles, *Lepidochelys kempi*, in the coastal waters of the Cedar Keys, Florida. Ph.D. dissertation, University of Florida, Gainesville, Forida.

Schmid, J.R. and W.N. Witzell. 1997. Age and growth of wild Kemp's ridley sea turtles, *Lepidochelys kempi*: cumulative results of tagging studies in Florida. Chelonian Conservation and Biology 2(4):532-537.

Schmid, J.R. and A. Woodhead. 2000. Von Bertalanffy growth models for wild Kemp's ridley turtles: analysis of the NMFS Miami Laboratory tagging database. In: Turtle Expert Working Group Assessment update for the Kemp's ridley and loggerhead sea turtle populations in the western North Atlantic. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-444:94-102.

Schmid, J.R. and W.J. Barichivich. 2005. Developmental biology and ecology of Kemp's ridley turtles in the eastern Gulf of Mexico. Chelonian Conservation and Biology 4:828-834.

Schmid, J.R. and W.J. Barichivich. 2006. *Lepidochelys kempii*—Kemp's ridley turtle. In: Meylan, P.A. (editor), Biology and Conservation of Florida Turtles. Chelonian Research Monographs 3:128-141.

Schmid, J.R. and W.N. Witzell. 2006. Seasonal migrations of immature Kemp's ridley turtles (*Lepidochelys kempii* Garman) along the west coast of Florida. Gulf of Mexico Science 24(1/2):28-40.

Schmid, J.R., A.B. Bolten, K.A. Bjorndal, and W.J. Lindberg. 2002. Activity patterns of Kemp's ridley turtles, *Lepidochelys kempii*, in the coastal waters of the Cedar Keys, Florida. Marine Biology 140(2):215-228.

Schmid, J.R., A.B. Bolten, K.A. Bjorndal, W.J. Lindberg, H.F. Percival, and P.D. Zwick. 2003. Home range and habitat use by Kemp's ridley turtles in west-central Florida. Journal of Wildlife Management 67:197-207.

Schmidt, K.P. and E.R. Dunn. 1917. Notes on *Copochelys kempi* Garman. Copeia (4):50-52.

Schroeder, B.A. 1989. Marine turtle database management: National Marine Fisheries Service—Miami Laboratory. In: Caillouet, C.W. and A.M. Landry, Jr (editors), Proceedings of the First International Symposium on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation, and Management.p. 153-156.

Schwarz, A.L. and G.L. Greer. 1984. Responses of pacific herring, *Clupea harengus pallasi*, to some underwater sounds. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 41:1183-1192.

Seminoff, J.A., S.A. Karl, T. Schwartz, and A. Resendiz. 2003. Hybridization of the green turtle (*Chelonia mydas*) and hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricate*) in the Pacific ocean: indication of an absence of gender bias in the directionality of crosses. Bulletin of Marine Science 73(3):643-652.

Seney, E. 2003. Historical diet analysis of loggerhead (*Caretta caretta*) and Kemp's ridley (*Lepidochelys kempi*) sea turtles in Virginia. M.S. Thesis, College of William and Mary, Williamsburg, Virginia.

Seney, E.E. and J.A. Musick. 2005. Diet analysis of Kemp's ridley sea turtles in Virginia. Chelonian Conservation and Biology 4(4):864-871.

Shaver, D.J. 1989. Results from eleven years of incubating Kemp's ridley sea turtle eggs at

Padre Island National Seashore. In: S.A. Eckert, K.L. Eckert and T.H. Richardson (compilors.), Proceedings of the Ninth Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFC-232:163-165.

Shaver, D.J. 1990. Kemp's ridley project at Padre Island enters a new phase. Park Science 10(1):12-13.

Shaver, D.J. 1991. Feeding ecology of Kemp's ridley in south Texas waters. Journal of Herpetology 25:327-334.

Shaver, D.J. 1992. Kemp's ridley sea turtle reproduction. Herpetological Review 23:59.

Shaver, D.J. 1994. Padre Island National Seashore Kemp's ridley sea turtle project 1994 report. National Biological Survey, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 1997a. Kemp's ridley turtles from an international project return to Texas to nest. In: University of New Orleans (compilor), Proceedings of the Sixteenth Annual Gulf of Mexico Information Transfer Meeting. Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region. MMS 97-0038. p. 38-40.

Shaver, D.J. 1997b. Padre Island National Seashore Kemp's ridley sea turtle project 1996 report. U.S. Geological Survey, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 1998a. Padre Island National Seashore Kemp's ridley sea turtle project and sea turtle strandings 1997 report. U.S. Geological Survey, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 1998b. Sea turtle strandings along the Texas coast, 1980-94. In: R. Zimmerman (editor), Characteristics and Causes of Texas Marine Strandings. NOAA Technical Reports NMFS 143:57-72.

Shaver, D.J. 1999a. Kemp's ridley sea turtle project at Padre Island National Seashore, Texas. In: M. McKay and J. Nides (editors), Proceedings from the Seventeenth Annual Gulf of Mexico Information Transfer Meeting. U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region.MMS 99-0042.p. 342-347.

Shaver, D.J. 1999b. Padre Island National Seashore Kemp's ridley sea turtle project and sea turtle strandings 1998 report. U.S. Geological Survey, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 2000. Padre Island National Seashore Kemp's ridley sea turtle project and Texas sea turtle nesting and stranding. 1999 report. U.S. Geological Survey, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 2001a. Padre Island National Seashore Kemp's ridley sea turtle project and Texas sea turtle nesting and stranding 2000 report. U.S. Geological Survey, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 2001b. U.S. Geological Survey/National Park Service Kemp's ridley sea turtle research and monitoring programs in Texas. In: M. McKay, J. Nides, W. Lang, and D. Vigil (editors), Proceedings of the Gulf of Mexico Marine Protected Species Workshop. U.S. Dept. of the Interior, Minerals Management Service, Gulf of Mexico OCS Region. MMS-2001-039.p. 121-124.

Shaver, D.J. 2002a. Kemp's ridley project at Padre Island National Seashore and Texas sea turtle nesting and stranding 2001 report. U.S. Geological Survey, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 2002b. Research in support of the restoration of sea turtles and their habitat in national seashores and areas along the Texas coast, including the Laguna Madre. Final NRPP Report.U.S. Geological Survey, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 2004. Kemp's ridley project at Padre Island National Seashore and Texas sea turtle nesting and stranding 2002 report. National Park Service, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 2005a. Analysis of the Kemp's ridley imprinting and headstart project at Padre Island National Seashore, Texas, 1978-88, with subsequent nesting and stranding records on the Texas coast. Chelonian Conservation and Biology 4(4):846-859.

Shaver, D.J. 2005b. Kemp's ridley Sea Turtle Project at Padre Island National Seashore and Texas sea turtle nesting and stranding 2003 report. National Park Service, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 2006a. Kemp's ridley sea turtle habitat use in Mexico (2003-0212-009). Final Programmatic Report to the National Fish and Wildlife Foundation. National Park Service, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 2006b. Kemp's ridley sea turtle project at Padre Island National Seashore and Texas sea turtle nesting and stranding 2004 report. National Park Service, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 2006c. Kemp's ridley sea turtle project at Padre Island National Seashore and Texas sea turtle nesting and stranding 2005 report. National Park Service, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 2007. Texas sea turtle nesting and stranding 2006 report. National Park Service, Department of the Interior.

Shaver, D.J. 2008. Texas sea turtle nesting and stranding 2007 report. National Park Service, Department of the Interior.

Shaver, D.J. and C. Rubio. 2008. Post-nesting movement of wild and headstarted Kemp's

ridley sea turtles *Lepidochelys kempii* in the Gulf of Mexico. Endangered Species Research 4:43-55.

Shaver, D.J. and C.W. Caillouet, Jr. 1998. More Kemp's ridley turtles return to south Texas to nest. Marine Turtle Newsletter 82:1-5.

Shaver, D.J. and J.E. Miller. 1999. Kemp's ridley sea turtles return to Padre Island National Seashore. Park Science 19(2):16-17, 39.

Shaver, D.J. and P.T. Plotkin. 1998. Marine debris ingestion by sea turtles in south Texas: pre- and post-MARPOL Annex V. In: R. Byles and Y. Fernandez (compilors), Proceedings of the Sixteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-412:124.

Shaver, D.J., and T. Wibbels. 2007. Headstarting the Kemp's ridley sea turtle. In:Plotkin, P.T. (editor), Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles. Johns Hopkins University Press. Baltimore. p. 297-323.

Shaver, D.J., D.W. Owens, A.H. Chaney, C.W. Caillouet Jr., P.M. Burchfield, and R. Márquez M. 1988. Styrofoam box and beach temperatures in relation to incubation and sex ratios of Kemp's ridley sea turtles. In: B. Schroeder (compiler), Proceedings of the Eighth Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFC-214:103-108.

Shaver, D.J., A.F. Amos, B. Higgins, and J. Mays. 2005a. Record 42 Kemp's ridley nests found in Texas in 2004. Marine Turtle Newsletter 108:1-3.

Shaver, D.J., B.A. Schroeder, R.A. Byles, P.M. Burchfield, J. Peña, R. Márquez, and H.J. Martinez. 2005b. Movements and home ranges of adult male Kemp's ridley sea turtles (*Lepidochelys kempii*) in the Gulf of Mexico investigated by satellite telemetry. Chelonian Conservation and Biology 4(4):817-827.

Shigenaka, G., S. Milton, and P. Lutz. 2003. Oil and sea turtles: biology, planning and response. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), National Ocean Service (NOS), Office of Response and Restoration. Document available through: http://response.restoration.noaa.gov/book_shelf/36_turtle_intro.pdf

Shoop, C.R. and R.D. Kenney. 1992. A new view of sea turtle abundance in northeast U.S. waters. Proceedings of the Eleventh Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation.NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-302:108.

Skomal, G.B., B.C. Chase, and E.D. Prince. 2002. A comparison of circle hooks and straight hook performance in recreational fisheries for juvenile Atlantic bluefin tuna. In: Lucy, J.A. and A.L. Studholme (editors), Catch and Release Symposium in Marine Recreational Fisheries. American Society Symposium 30, Bethesda, Maryland. p. 57-65.

Smith, H.M. and R.B. Smith. 1979. Synopsis of the herpetofauna of Mexico. VI. Guide to Mexican Turtles. J. Johnson, North Bennington, Vermont.

Snoddy, J.E., M. Landon, G. Blanvillain, and A. Southwood. 2009. Blood chemistry of sea turtles captured in gillnets in the lower Cape Fear River, North Carolina, USA. Journal of Wildlife Management 73(8):1394-1401.

Snover, M.L. 2002. Growth and ontogeny of sea turtles using skeletochronology: methods, validation and application to conservation. Ph.D. Dissertation.Duke University, Durham, NC.

Snover, M.L., A.A. Hohn, and S.A. Macko. 2005. Skeletochronological analyses of humeri from coded wire tagged (CWT) Kemp's ridleys: interpretation of early growth marks. In: Coyne, M.S. and R.D. Clark (compilers), Proceedings of the Twenty-First Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-528:331.

Snover, M.L., A.A. Hohn, L.B. Crowder, S.S. Heppell. 2007. Age and growth in Kemp's ridley sea turtles. Evidence from mark-recapture and skeletochronology. In: Plotkin, P.T. (editor), Biology and Conservation of ridley sea turtles. The John Hopkins University Press. Baltimore. p. 89-105.

Spotila, J.R., M.P. O'Connor and F.V. Paladino. 1997. Thermal biology. In: P.L. Lutz and J. A. Musick (editors), The Biology of Sea Turtles. CRC Press. Boca Raton, Florida. 297-341.

Southeast Fisheries Science Center. 2011. Update of turtle bycatch in the Gulf of Mexico and southeastern Atlantic shrimp fisheries. Memorandum from Bonnie Ponwith, SEFSC Director, to Roy Crabtree, SERO Regional Administrator, January 5, 2011, 10p.

Stabenau, E.K. and K.R.N. Vietti. 2003. The physiological effects of multiple forced submergences in loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). Fish. Bull. 101:889-899.

Stephens, S.H. 2003. Genetic analysis of the Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*) with estimates of effective population size. Unpublished Master's Thesis, Texas A&M University College Station, Texas.

Stokes, L.W. and S.P. Epperly.2006. *Lepidochelys olivacea* (olive ridley sea turtle). Western North Atlantic Ocean. Herpetological Review 37(1):105.

Suzuki, H., E. Hamada, K. Saito, Y. Maniwa, and Y. Shirai. 1980. The influence of underwater sound on marine organisms. Journal of Navigation 33(2):291-295.

Swarthout, R.F., J.M. Keller, M. Peden-Adams, A.M. Landry, P.A. Fair, and J.R. Rucklick. 2010. Organohalogen contaminants in blood of Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) and

green (*Chelonia mydas*) sea turtles from the Gulf of Mexico. Chemosphere 78(6):731-741.

TEWG (Turtle Expert Working Group). 1998. An assessment of the Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) and loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtle populations in the western North Atlantic. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-409:96.

TEWG (Turtle Expert Working Group). 2000. Assessment for the Kemp's ridley and loggerhead sea turtle populations in the western North Atlantic. NOAA Technical Memorandum.NMFS-SEFSC-444.

Thompson, N., T. Henwoood, S. Epperly, R. Lohoefner, G. Gitschlag, L. Ogren, J. Mysing, and M. Renaud. 1990. Marine turtle habitat plan. NOAA Technical Memorandum.NMFS-SEFSC-255.

Tomas, J. and J.A. Raga. 2007. Occurrence of Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempii*) in the Mediterranean. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom.p 1-3. Document is available through: http://www.mba.ac.uk/jmba/pdf/5640.pdf

U.S. Army Corps of Engineers. 1999. Dredged Material Management Plan for the Port of New York and New Jersey—Implementation Report. ACOE, New York District, New York, New York.

U.S. Fish and Wildlife Service. 1970. List of endangered foreign fish and wildlife. Federal Register 35(233):18319-18322, December 2, 1970.

U.S. Fish and Wildlife Service and National Marine Fisheries Service. 1992. Recovery plan for the Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempii*. National Marine Fisheries Service, St. Petersburg, Florida.

Vabo, R., K. Olsen, and I. Huse. 2002. The effect of vessel avoidance of wintering Norwegian spring spawning herring. Fisheries Research 58(1):59-77.

Van Vleet, E.S. and G.G. Pauly. 1987. Characterization of oil residues scraped from stranded sea turtles from the Gulf of Mexico. Caribbean Journal of Science 23:77-83.

Vargo, S., P. Lutz, D. Odell, E.S. Van Vleet, and G. Bossart. 1986. Study of the effects of oil on marine turtles. Final report to Minerals Management Service. Service MMS Contract No. 14.12-0001-30063.

Wang, H.C. 2005. Trace metal uptake and accumulation pathways in Kemp's ridley sea turtles (*Lepidochelys kempii*). Dissertation.TAMU.

Wang, J.H., J.K. Jackson, and K.J. Lohmann. 1998. Perception of wave surge motion by

hatchling sea turtles. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 229:177-186.

Watling, L. and E.A. Norse. 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. Conservation Biology 12(6):1180-1197.

Watson, J.W., D. G. Foster, S. Epperly, and A. Shah. 2004. Experiments in the western Atlantic Northeast Distant Waters to evaluate sea turtle mitigation measures in the pelagic longline fishery. Report on experiments conducted in 2001-2003. February 4, 2004.

Watson, J.W., S.P. Epperly, A.K. Shah, and D.G. Foster. 2005. Fishing methods to reduce sea turtle mortality associated with pelagic longlines. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62(5):965-981.

Werler, J.E. 1951. Miscellaneous notes on the eggs and young of Texan and Mexican reptiles. Zoologica 36(3):37-38.

Werner, S.A. 1994. Feeding ecology of wild and head started Kemp's ridley sea turtles. M.S. Thesis, Texas A&M Univ., College Station.

Wibbels, T. 2003. Critical approaches to sex determination in sea turtle biology and conservation. In:P. Lutz *et al.* (editors), Biology of Sea Turtles, Vol 2. CRC Press Boca Raton. p. 103-134.

Wibbels, T. 2007. Sex determination and sex ratios in ridley turtles. In:Plotkin, P.T. (editor), Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles. John Hopkins University Press. p. 167-189.

Wibbels, T. and A. Geis. 2003. Evaluation of hatchling sex ratios of Kemp's ridley *in situ* nests and egg corral nests in the Kemp's ridley recovery program during the 2002 nesting season. Final Report to the National Marine Fisheries Service.

Wibbels, T. and A. Geis. 2004. Evaluation of hatchling sex ratios of Kemp's ridley *in situ* nests and egg corral nests in the Kemp's ridley recovery program during the 2003 nesting season. Final Report to the National Marine Fisheries Service.

Wibbels, T. and A. Park. 2005. Evaluation of hatchling sex ratios of Kemp's ridley *in situ* nests and egg corral nests in the Kemp's ridley recovery program during the 2004 nesting season. Final Report to the National Marine Fisheries Service.

Wibbels, T. and A.M. LeBlanc. 2006. Evaluation of predation, hatchling success, and hatchling sex rations of *in situ* nests and egg corral nests in the Kemp's ridley recovery program during the 2005 nesting season. Final Report to the National Marine Fisheries Service.

Wibbels, T., N. Frazer, M. Grassman, J. Hendrickson, and P. Pritchard. 1989. Blue Ribbon

Panel Review of the National Marine Fisheries Service Kemp's Ridley Headstart Program. Report to the National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, Miami, Florida.

Wibbels, T., D.W. Owens, and D.R. Rostal. 1991. Soft plastra of adult male sea turtles: an apparent secondary sexual characteristic. Herpetological Review 22:47-49.

Wibbels, T., R. Marquez-M., M. Garduno-D., P. Burchfield, and J. Pena-V. 2000a. Incubation temperatures in Kemp's ridley nests during the 1998 nesting season. In: Kalb, H.J. and T. Wibbels (compilers), Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-443:133-134

Wibbels, T., D.W. Owens, and C.J. Limpus. 2000b. Sexing juvenile sea turtles: is there an accurate and practical method? Chelonian Conservation and Biology 3(4):756-761.

Williams, K.L., M.G. Frick, and J.B. Pfaller. 2006. First report of green, *Chelonia mydas*, and Kemp's ridley, *Lepidochelys kempii*, turtle nesting on Wassaw Island, Georgia, USA. Marine Turtle Newsletter 113:8.

Witham, R. 1978. Does a problem exist relative to small sea turtles and oil spills? Presented at: Conference on Assessment of Ecological Impacts of Oil Spills, Keystone, CO (USA) 14 June 1978. American Institute of Biological Sciences p. 630-632.

Witham, R. 1983. A review of some petroleum impacts on sea turtles. In: Keller, C.E. and J.K. Adams (editors), Proceedings of a workshop on cetaceans and sea turtles in the Gulf of Mexico: Study planning effects of Outer Continental Shelf development. Prepared by the U.S. Fish and Wildlife Service for the Minerals Management Service, Metairie, Louisiana.p. 7.

Witherington, B.E. 1994. Flotsam, jetsam, post-hatchling loggerheads, and the advecting surface smorgasbord. In: K.A. Bjorndal, A.B. Bolten, D.A. Johnson, and P.J. Eliazar (editors), Proceedings of the 14th Annual Symposium of Sea Turtle Biology and Conservation, Miami, Florida, NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-351:166-168.

Witherington, B.E. 1995. Observations of hatchling loggerhead turtles during the first few days of the lost year(s). In: J.I. Richardson and T.H. Richardson (compilers), Proceedings of the Twelfth Annual Sea Turtle Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-361:154-157.

Witherington, B.E. 2002. Ecology of neonate loggerhead turtles inhabiting lines of downwelling near a Gulf Stream front. Marine Biology (Berlin) 140:843-853.

Witherington, B.E. and K.A. Bjorndal. 1991. Influences of artificial lighting on the seaward

orientation of hatchling loggerhead turtles *Caretta caretta*. Biological Conservation 55:139-149.

Witzell, W.N. and J.R. Schmid. 2004. Immature sea turtles in Gullivan Bay, Ten Thousand Islands, southwest Florida. Gulf of Mexico Science 4(1):54-61.

Witzell, W.N. and J.R. Schmid. 2005. Diet of immature Kemp's ridley turtles (*Lepidochelys kempi*) from Gullivan Bay, Ten Thousand Islands, Southwest Florida. Bulletin of Marine Science 77(2):191-199.

Witzell, W.N., A.A. Geis, J.R. Schmid, and T. Wibbels. 2005. Sex ratio of immature Kemp's ridley turtles (*Lepidochelys kempi*) from Gullivan Bay, Ten Thousand Islands, south-west Florida. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 85:205-208.

Woody, J.B. 1989. International efforts in the conservation and management of Kemp's ridley sea turtle (*Lepidochelys kempi*). In: Caillouet, C.W., Jr. and A.M. Landry, Jr. (editors), Proceedings Of the First International Symposium on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation and Management. TAMU-SG-89-105: 1-3.

Wyneken, J. and M. Salmon. 1992. Frenzy and postfrenzy swimming activity in loggerhead, green and leatherback hatchling sea turtles. Copeia 1992:478-484.

Wyneken, J., M. Salmon, and K. J. Lohmann. 1990. Orientation by hatchling loggerhead sea turtles *Caretta caretta* L. in a wave tank. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 139:43-50.

Yntema, C.L. and N. Mrosovsky. 1982. Critical periods and pivotal temperatures for sexual differentiation in loggerhead sea turtles. Canadian Journal of Zoology 60:1012-1016.

Zug, G.R., H.J. Kalb, and S.J. Luzar. 1997. Age and growth in wild Kemp's ridley sea turtles *Lepidochelys kempii* from skeletochronological data. Biological Conservation 80:261-268.

APÉNDICE: ANÁLISIS DE LAS AMENAZAS CONTRA LA TORTUGA LORA

Los planes de recuperación se han sometido recientemente a diversas evaluaciones, y los resultados indican que no se le ha dado la debida atención al análisis de amenazas que sufre la tortuga lora (Clark *et al.* 2002), y que es muy posible que esta falta de conocimiento, en cuanto a la naturaleza de dichas amenazas que afronta la especie, contribuya al fracaso de los planes de recuperación (Lawler *et al.* 2002). Con base en estas evaluaciones, el Equipo de Recuperación de la tortuga lora adoptó, con algunos cambios mínimos, el detallado análisis de amenazas utilizado por el Equipo de Recuperación para la tortuga caguama, con el objeto de identificar, categorizar, clasificar y priorizar en las acciones de recuperación (ver: Bolten *et al.* 2010). Los siguientes pasos describen el proceso utilizado para identificar, reconocer por categoría, clasificar, y dar prioridad a dichas amenazas. Las tablas que apuntan las amenazas se pueden encontrar anotadas en el sitio web de Planes de Recuperación para la Tortuga Lora (http://www.fws.gov/kempsridley/index.htm) y en el sitio NMFS Office of Protected Resources Recovery Plan (http://www.nmfs.noaa.gov/pr/recovery/plans.htm).

(1) Frecuentemente, las amenazas que afectan a la tortuga lora son a menudo las que específicamente se refieren a etapas de su vida y a los hábitats en que se éstas se presentan. Para dar el primer paso en el desarrollo de una matriz de análisis de amenazas, el Equipo identificó y evaluó tres ecosistemas utilizados por la tortuga lora (terrestre, nerítico, y oceánico) y asoció cada uno con la etapa de vida en la que se encontraba cuando habita o se desarrolla en esos ecosistemas (ver abajo). En la siguiente tabla se muestran las ocho combinaciones referentes a etapas de vida/ecosistemas utilizadas en el análisis de amenazas. El Equipo reconoció que las tortugas lora adultas no deben considerarse, en general, que sean oceánicas; sin embargo, para tener en cuenta posibles amenazas en el medio ambiente pelágico, el Equipo consideró también esta etapa de vida y su ecosistema.

Etapa de vida	Ecosistema
Hembra anidadora	Zona terrestre
Huevo	**Zona terrestre**
Etapa de cría	**Zona terrestre**
Frenesí natatorio de cría y etapa transicional	Zona nerítica
Etapa juvenil	Zona oceánica
Etapa adulta	Zona oceánica(1)
Etapa juvenil	Zona nerítica
Etapa adulta	**Zona nerítica**

(2) Todas las amenazas identificadas se agruparon en 7 categorías (ver Tabla A1-1): Uso del recurso-captura incidental por pesquerías, Uso del recurso- no pesquerías, Construcción,

Alteraciones de Ecosistemas, Contaminación, Interacciones entre especies, y Otros Factores.

(3) Se combinaron en la matriz tres elementos (etapa de vida, ecosistema, y categorías específicas de las amenazas) mediante Microsoft Excel (Tabla A1-2), para facilitar la clasificación y presentar las amenazas que afectan a la tortuga lora. Se desarrolló una hoja de trabajo por separado para cada una de las 7 categorías (ver Tabla A1-1; ver las hojas de trabajo por separado en A1-7--A1-13), con cada amenaza específica dentro de las categorías de amenazas identificadas, en una columna por separado.

(4) La mortalidad anual para cada etapa de vida/ecosistema, para cada amenaza específica, se evaluó como "una categoría" de mortalidad, utilizando una escala geométrica ($\log_{10}$), con código de color. (Tabla A1-3). La categoría de mortalidad anual para cada amenaza se basó en el riesgo actual o en el riesgo estimado a futuro. El punto medio geométrico para cada categoría codificada con color se, utilizó para los cálculos de la mortalidad anual, basada en el valor reproductivo relativo en cada etapa de vida y contribuyó a la viabilidad reproductiva de la población general. (Tabla A1-4; ver (6) abajo)
Cuando no hubo datos cuantitativos disponibles, el Equipo asignó una categoría de mortalidad, basada en la mejor información disponible y en su opinión experta. La mortalidad anual estimada se expresó como 0 (sin evidencia de mortalidad) o como un intervalo de clase con escala geométrica (Tabla A1-3). Sin embargo, el Equipo no fue capaz de estimar una categoría de mortalidad para un número de amenazas porque no hubo datos suficientes del efecto de esas amenazas sobre la mortalidad anual. Para aquellas amenazas, las celdas se representan por tres códigos de color:(1) punteado, sólo efectos sub-letales; (2) punteados y gris, sub-letales y mortalidad y (3) gris, sólo mortalidad (Tabla A1-3).

La característica <**COMMENT**> de Microsoft Excel se usó para documentar la fuente de información, los cálculos, y la justificación para cada mortalidad estimada, presentada en cada celda de la matriz. Las tablas de amenazas marcadas con campos <**COMMENT**> se encuentran en el sitio del FWS, del Plan de Recuperación para la Tortuga Lora [http://www.fws.gov/kempsridley/index.html] y en el sitio de la Oficina del Plan de Recuperación de Recursos Protegidos del NMFS, [http://www.nmfs.noaa.gov/pr/recovery/plans.htm]. Las tablas de amenazas individuales siguen a continuación (A1-7 –A1-13).

(5) Los efectos sub-letales han sido identificados para ciertas amenazas y etapas de vida. Los efectos sub-letales podrían afectar el estado físico individual (crecimiento somático, producción de huevos, producción de crías, el alcance de anidación y el alcance de alimentación), pero no tienen como consecuencia la mortalidad. Los efectos sub-letales no se incluyeron en la estimación de la mortalidad anual. El Equipo reconoció que los efectos sub-letales podrían ser inherentes a cualquier amenaza en donde se presente la mortalidad. El equipo también reconoció que los datos son insuficientes para todos los efectos sub-letales. El Equipo consideró la necesidad de crear una categoría de celda que expresara la insuficiencia de datos, tanto para los efectos sub-letales como para la

mortalidad (Tabla A1-3).Esta categoría de celda ayudó al Equipo a priorizar las categorías de amenazas en donde hubo falta de información, tanto para los efectos sub-letales como para la mortalidad.

(6) Para cada categoría de amenaza, la mortalidad anual total para cada etapa de vida/ecosistema, para todas las amenazas específicas, dentro de esa categoría de amenaza, fue sumada. Para comparar la mortalidad anual entre etapas de vida, la mortalidad anual para cada etapa de vida se ajustó a través del valor reproductivo de cada etapa de vida. Este ajuste se realizó para evaluar la pérdida del potencial reproductivo de aquellos animales muertos por la amenaza. Un potencial individual para la progenie que contribuirá a generaciones futuras es su valor reproductivo (RV, Tabla A1-4). Los valores reproductivos se desarrollaron utilizando un modelo demográfico actualizado basado en las etapas, para la tortuga lora (S. Heppell, Universidad del Estado de Oregon, información no publicada, ver sección Demográfica (F) para detalles en los datos del modelo). Los valores reproductivos se convirtieron a "valores reproductivos relativos" (RRV) con base en el valor reproductivo de la hembra anidadora, que es 1 (Tabla A1-4). El valor del punto medio geométrico de la categoría estimada para la mortalidad anual (A1-3) se sumó en cada etapa de vida/ecosistema y se multiplicó por el RRV para obtener el "Ajuste Total Estimado de Mortalidad Anual") (por ejemplo, el equivalente a una hembra adulta) para cada una de las amenazas específicas dentro de la categoría de amenaza (A1-7—A1-13). Este método se presenta con fines ilustrativos para resaltar las amenazas relevantes en esa etapa de vida, y no tiene la intención de devaluar la importancia en la conservación de los animales jóvenes.

Se hicieron varios supuestos al realizar el cálculo de los valores reproductivos relativos y es necesario que se reconozcan cuando se interpreten los resultados de este análisis de amenazas. Lo más importante es asumir que existe una distribución estable por edad – una proporción constante de individuos en cada etapa de vida de la población en crecimiento. Mientras que esto puede ser cierto por ahora, puede que no lo sea en el futuro si ocurre una dependencia de la densidad. También, en la Tabla A1-4, se sugiere que existe un cambio ontogenético al filo de la navaja, de la etapa juvenil oceánica a la etapa juvenil nerítica y de la etapa nerítica juvenil a la etapa de adultos reproductores. En realidad, este primer cambio ontogenético ocurre en el tiempo (el promedio es de 1.5-2 años) y sobre una gama de tamaños y de edad hacia la madurez. Además, la etapa nerítica juvenil se expande por 10 años (la duración de la etapa oceánica = 2 años y la etapa de madurez de 12 años), lo que resulta en una mortalidad ajustada, sobrestimada, respecto a amenazas que exclusivamente afectan a pequeños juveniles, y a un ajuste de mortalidad subestimado referente a las amenazas que afectan a los grandes juveniles.

Los valores reproductivos son aproximados y se basan en nuestras estimaciones actuales de sobrevivencia y de tasas reproductivas, las cuales están ajustadas para el número de nidos observados que ha aumentado desde mediados de los años '90. La tasa de crecimiento observada en la playa de anidación y la supervivencia de huevos en corrales ha sido relativamente constante durante más de una generación, lo que sugiere que la población actual podría encontrarse en un estado cercano a una distribución estable por

edad; sin embargo, las poblaciones naturales no permanecen en proporciones constantes debido a la variabilidad en las tasas vitales y en la productividad de año a año. Cuando la tasa de crecimiento de la población disminuye, el valor reproductivo de los juveniles cambiará, conforme la población se orienta hacia una nueva distribución de edad promedio. Si la tasa de crecimiento de población se hace más lenta debido a una menor tasa reproductiva, el valor de los juveniles aumentará relativamente al valor de los adultos. Debido al valor reproductivo con potencial de cambio como escalar, las tablas de amenazas presentadas aquí deberán ser vistas de manera cualitativa más que cuantitativa, y deberán ser actualizadas con nuevos datos de monitoreo de manera regular.

(7) La incertidumbre en los datos se observa como un nivel de suficiencia de datos para cada categoría de amenaza y se calculó como el total de efectos sub-letales (punteados); sub-letales y mortalidad con datos insuficientes (punteados y gris); y mortalidad con datos insuficientes (gris) (ver Tabla A1-3). El número de celdas para esos códigos de color se expresó como un porcentaje del total de celdas para cada una de las 7 categorías de amenaza (Tablas A1-7—A1-13).

(8) Las tablas de amenazas, incluyendo los valores de mortalidad anual estimada para cada una de las categorías de amenaza, se presentan en el sitio web del FWS Plan de Recuperación de la Tortuga Lora, (http://www.fws.gov/kempsridley/index.html) y en el sitio web de la Oficina del Plan para la Recuperación de Recursos Protegidos del NMFS, (http://wwwnmfs.noaa.gov/pr/recovery/plans.htm) y se muestran en las Tablas A1-7-A1-13.

(9) Se desarrollaron dos tipos de tablas de resumen. Primero, se desarrolló una tabla resumen, al combinar la columna de totales de las amenazas específicas dentro de una categoría de amenaza, ajustada para los valores reproductivos relativos (paso 6), para cada una de las 7 categorías de amenaza (Tabla A1-5). Los valores no se presentan en esta tabla resumen, sólo las categorías de las estimaciones anuales de la mortalidad, basada en la escala del código de color. La tabla resumen A1-5 presenta la importancia relativa de cada categoría de amenaza por etapa de vida/ecosistema.

(10) Se desarrolló una segunda tabla de resumen para presentar la mortalidad anual de cada amenaza específica dentro de una categoría de amenaza, sumada para todas las etapas de vida/ecosistemas, y ajustada para valores reproductivos relativos para cada etapa de vida/ecosistema (Tabla A1-6).

(11) Las tablas de resumen permitieron al Equipo evaluar la importancia relativa de cada categoría de amenaza por etapa de vida/ecosistema y por cada amenaza específica. El Equipo utilizó estas tablas de resumen para identificar y priorizar las acciones de recuperación (ver Narrativa de Recuperación y Calendario de Ejecución)

(12) Además de priorizar las acciones de recuperación, las tablas resumen identifican las lagunas existentes en nuestro conocimiento (celdas punteadas y sombreadas de gris) en

donde se requiere de mayor investigación. Aunque estas celdas punteadas y sombreadas de gris no pueden cuantificarse, sí pueden representar amenazas significativas para la recuperación de la tortuga marina lora

Tabla A1-1. Categorías de Amenaza y Descripción

Tabla A1-1. Categorías de Amenaza y Descripción		
Categoría	**Amenaza**	**Descripción**
Uso de recursos-Captura incidental por pesquerías	Arrastre de fondo con TEDs	Incluye pesca de arrastre de fondo para camarón y lenguado en NC/VA del sur y caracol en Georgia.
	Arrastre de fondo sin TEDs	Incluye pesquerías de arrastre de fondo para otras pesquerías de lenguado, camarón, camarón con red ribereña, cangrejo azul, y en general para peces de aleta, almejas y caracol
	Arrastre superficial/media agua	Incluye arrastre de *Sargassum*, medusas bala de canon y la pesquería de red de arrastre escamera para pescadilla
	Draga	Incluye pesquerías con draga para las almejas del Atlántico y caracoles
	Palangre pelágico	Incluye pesquerías de palangre para tiburón, pez espada, atún, peto y dorado.
	Palangre demersal	Incluye pesca con palangre para tiburón, pargo, mero, y blanquillo
	Agallera demersal	Incluye pesquerías con red agallera para corvinón negro, cazón, rape, tiburón, lenguado y en general para peces de aleta
	Agallera fija y de deriva	Incluye pesquerías de redes agalleras de deriva y fijas para tiburón, pez espada, atún, lenguado, sciánidos, y peces de escama
	Almadraba/trampa	Incluye almadrabas para peces de escama
	Nasa/trampa	Incluye pesquerías de cangrejo, langosta, pez de escama y caracol
	Red de ribera	Incluye red de ribera para pez de escama en general
	Red en canal	Incluye redes en canal para pez de escama en general
	Red de cerco de jareta	Incluye redes de cerco de jareta para lacha, camarón, y atún
	Anzuelo y caña comercial	Incluye anzuelo y caña comercial para pesquerías de pargo/mero, peces de arrecife del Golfo, rey, caballa española, y tiburón
	Anzuelo y caña recreativo	Incluye anzuelo y caña de pescar recreativos para pesca de pez de escama en general
Uso de recursos, diferente a las pesquerías	Cosecha legal	Incluye cosecha legal en todas las etapas de la vida
	Cosecha ilegal	Incluye la cosecha ilegal en todas las etapas de la vida

Tabla A1-1. Categorías de Amenaza y Descripción		
Categoría	**Amenaza**	**Descripción**
	Tomas de planta industrial/succión	Incluye succión en todos los aspectos operativos en la planta
	Golpes de embarcación/propelas	Incluye golpes por barcos
	Limpieza de playas	Incluye métodos para recoger desechos
	Presencia humana	Incluye tráfico a pie y otros perturbaciones
	*Equipo recreativo de playa	Incluye equipo recreativo como redes de volibol, asadores
	Conducción vehículos en playa	Incluye vehículos motorizados
Construcción (Aunque la contaminación luminosa se asocia con la construcción y el desarrollo, tal amenaza se muestra en la categoría "Contaminación")	Restauración de playas	Incluye comida en la playa, restoranes playeros, y entrada de arena por tránsito
	Barreras en playas	Incluye mamparas, diques, muros de retención, revestimiento de piedra, sacos de arena, tubos geotextiles
	Otros estabilizadores costeros	Incluye espigones, escolleras, espigones malla (redes) y rompeolas en alta mar
	Dragado	Incluye construcción y mantenimiento para aguas navegables
	Exploración, desarrollo y retiro de petróleo, gas y gas natural licuado	Incluye construcción, operación, y mantenimiento asociado con el uso de petróleo, gas, y gas licuado natural
Alteración de ecosistemas	Cambios tróficos por la pesca	Se refiere a cambios tróficos debido a cosecha de especies blanco (por ejemplo, la cosecha de sargazo)
	Cambios tróficos por alteración en el hábitat bentónico	Se refiere a cambios tróficos por actividades relacionadas con el hombre (por ejemplo anclaje de botes y arrastre de fondo)
	Erosión de la playa (derrumbes)	Se refiere a causas naturales y antropogénicas causantes de erosión
	Presas, desviación del agua	Se refiere a cambios tróficos debido a cambios hidrológicos
	Desagüe e hipoxia	Se refiere a las aguas industriales, de tormenta, y de otros afluentes
	Alteración de la vegetación en hábitats costeros	Se refiere a alteraciones en la composición de especies de plantas, densidad, y distribución
	Extracción de arena	Se refiere a cambios tróficos asociados con la extracción de arena costa afuera, para restauración costera
Contaminación	Ingestión de desechos marinos	Se refiere a la ingestión de desechos de fuentes antropogénicas, tales como los derrames de petróleo
	Enredo en desechos marinos	Se refiere a atrapadas en fuentes antropogénicas (por ejemplo, equipos de pesca de desecho)

Tabla A1-1. Categorías de Amenaza y Descripción		
Categoría	**Amenaza**	**Descripción**
	Obstrucción de playa por desechos	Se refiere a obstrucciones naturales y antropogénicas, para hembras anidadoras y para crías emergentes.
	Aceite/combustible/chapopote/ químicos	Se refiere a fuentes contaminantes antropogénicas (derrames de petróleo)
	Contaminación lumínica	Se refiere a fuentes antropogénicas de contaminación (por ejemplo, desarrollo costero)
	Contaminación por ruido de baja frecuencia<1K Hz	Se refiere a fuentes antropogénicas (por ejemplo, exploración petrolera, ejercicios militares)
	Toxinas	Se refiere a fuentes naturales y antropogénicas de toxinas que son bioacumulables
Interacciones entre especies	Depredación	Se refiere a la depredación natural
	Patógenos y enfermedad	Se refiere a fuentes naturales y antropogénicas de patógenos y enfermedades
	Animales domésticos	Se refiere a fuentes antropogénicas de depredación
	Depredación por especies exóticas	Se refiere a fuentes antropogénicas de depredación debido a introducción de especies
	Modificación de hábitat por especies invasivas	Se refiere a fuentes naturales y antropogénicas que modifican el hábitat por especies invasivas
	Especies tóxicas	Se refiere a fuentes naturales y antropogénicas por especies tóxicas
Otros factores	Cambio climático	Se refiere a fuentes antropogénicas de cambio climático
	Catástrofe natural	Se refiere a eventos ambientales catastróficos de origen natural
	Actividades de conservación/investigación	Se refiere a actividades antropogénicas
	Actividades militares	Se refiere a actividades asociadas con el entrenamiento y la preparación militar
	Hipotermia	Se refiere a causas naturales por temperaturas bajas

Tabla A1-2. Matriz de amenazas

LIFE STAGE	ECOSYSTEM	THREATS			
Nesting female	Terrestrial Zone				
Egg	Terrestrial Zone				
Hatchling stage	Terrestrial Zone				
Hatchling swim frenzy, post-hatchling transitional stage	Neritic Zone				
Juvenile stage	Oceanic Zone				
Adult stage	Oceanic Zone				
Juvenile stage	Neritic Zone				
Adult stage	Neritic Zone				

Tabla A1-3. Clave que se utiliza para asignar la mortalidad anual estimada para cada categoría de amenaza

KEY		
Estimated Annual Mortality	**Color code**	**Value**
No evidence of mortality, based on best available information		**0**
Stippled-Sublethal Sub-lethal effects occur at this stage and may result in reduced fitness, e.g., through reduced somatic growth rates, hatchling production, quality of nesting and/or foraging habitats		**unknown**
Stippled & Gray-Sublethal and Mortality Sub-lethal effects occur and mortality has been documented or is likely to occur; however, data are insufficient and an order of magnitude was not assigned		**unknown**
Gray-Mortality Mortality has been documented or is likely to occur; however, data are insufficient and an order of magnitude was not assigned		**unknown**
1-10		**3**
11-100		**30**
101-1000		**300**
1001-10,000		**3,000**
10,001-100,000		**30,000**

Tabla A1-4 Valores reproductivos en etapa de vida/ecosistema, ajustados al valor reproductivo relativo de una hembra adulta

LIFE STAGE	ECOSYSTEM	REPRODUCTIVE VALUES	RELATIVE REPRODUCTIVE VALUES (RRV)
Nesting female	Terrestrial Zone	1.000	1.000
Egg	Terrestrial Zone	193.000	0.005
Hatchling stage	Terrestrial Zone	193.000	0.005
Hatchling swim frenzy stage, post-hatchling transitional stage	Neritic Zone	193.000	0.005
Juvenile stage	Oceanic Zone	101.000	0.010
Adult stage	Oceanic Zone	1.000	1.000
Juvenile stage	Neritic Zone	3.270	0.306
Adult stage	Neritic Zone	1.000	1.000

Tabla A1-5. Mortalidad anual para cada etapa de vida/ecosistema para cada categoría de amenaza, ajustada mediante equivalentes reproductivos relativos (se incluyen en la tabla efectos sub-letales, pero no se calculan en los equivalentes reproductivos relativos). Los valores numéricos no se presentan en esta tabla resumen, sólo categorías de mortalidad anual estimada, con base en la escala log de código de color. (Tabla A1-3)

Annual mortality for each lifestage/ecosystem for each threat category adjusted by relative reproductive equivalents								
Life Stage	Ecosystem	Resource Use-Fisheries Bycatch	Resource Use - non-fisheries	Construction	Ecosystem alterations	Pollution	Species Interacations	Other factors
Nesting female	Terrestrial Zone							
Egg	Terrestrial Zone							
Hatchling stage	Terrestrial Zone							
Hatchling swim frenzy stage, post-hatchling transitional stage	Neritic Zone							
Juvenile stage	Oceanic Zone							
Adult stage	Oceanic Zone							
Juvenile stage	Neritic Zone							
Adult stage	Neritic Zone							
Data Sufficiency		Mortality data were available for 120 out of 120 cells.	Mortality data were available for 63 out of 64 cells.	Mortality data were available for 30 out of 40 cells.	Mortality data were available for 52 out of 56 cells.	Mortality data were available for 45 out of 56 cells.	Mortality data were available for 40 out of 48 cells.	Mortality data were available for 45 out of 48 cells.

Tabla A1-6. La mortalidad anual para cada amenaza dentro de una categoría de amenaza, se suma para todas las etapas de vida/ecosistemas y se ajusta para valores reproductivos relativos para cada etapa de vida/ecosistemas (se incluyen en la tabla efectos sub-letales, pero no se calculan en los valores reproductivos relativos). La suficiencia de datos se refiere a la calidad de los datos disponibles sobre la cual se asigna una categoría de mortalidad anual. Los datos sobre las interacciones de pesquerías fueron más suficientes que las de otras categorías, siendo la información sobre contaminación la menos suficiente. Los valores numéricos no se presentan en esta tabla resumen, sólo las categorías de las estimaciones anuales de mortalidad basadas en la escala log de código de color (Tabla A1-3).

Annual mortality for each threat within a threat category summed for all lifestages/ecosystems and adjusted for RRV for each lifestage/ecosystem																
DATA SUFFIC-IENCY	THREAT CATEGORY	SPECIFIC THREAT WITHIN A THREAT CATEGORY														
HIGH	Resource Use - Fisheries Bycatch	TRAWL TEDs (BOTTOM)	TRAWL NO TEDs (BOTTOM)	TRAWL (TOP/ MID-WATER)	DREDGE	LONGLINE (PELAGIC)	LONGLINE (DEM-ERSAL)	GILLNET (DEM-ERSAL)	GILLNET (SINK & DRIFT)	POUND NET/TRAP	POT/ TRAP	HAUL SEINE	CHANNEL NET	PURSE SEINE	HOOK & LINE (COMM-ERCIAL)	HOOK & LINE (RECREA-TIONAL)
	Resource Use	LEGAL HARVEST	ILLEGAL HARVEST	INDUSTRIAL PLANT INTAKE/ ENTRAIN- MENT	BOAT STRIKES	BEACH CLEANING	HUMAN PRESENCE	RECREA-TIONAL BEACH EQUIP-MENT	BEACH VEHIC-ULAR DRIVING							
	Other Factors	CLIMATE CHANGE	NATURAL CATAS-TROPHE	CONSERV-ATION/ RESEARCH ACTIVITIES	MILITARY ACTIVITIES	COLD STUNNING										
	Ecosystem Alterations	TROPHIC CHANGES FROM FISHING	TROPHIC CHANGES FROM BENTHIC HABITAT ALTER-ATION	BEACH EROSION (WASH OUTS)	DAMS, WATER DIVERSION	RUNOFF & HYPOXIA	VEGE-TATION ALTER-ATION IN COASTAL HABITATS	SAND MINING								
	Species Interactions	PRED-ATION	PATH-OGENS & DISEASE	DOMESTIC ANIMALS	PREDATION BY EXOTIC SPECIES	HABITAT MODIFI-CATION BY EXOTIC SPECIES	TOXIC SPECIES									
	Construc-tion	BEACH NOURISH-MENT	BEACH ARMOR-MING	OTHER SHORE-LINE STABILIZ-ATIONS	DREDGING	OIL, GAS, AND LNG EXPLOR-ATION, DEVELOPMENT AND REMOVAL										
LOW	Pollution	MARINE DEBRIS INGESTION	MARINE DEBRIS ENTANGLE-MENT	BEACH DEBRIS OBSTRUC-TION	OIL/FUEL/ TAR/ CHEMICAL	LIGHT POLLUTION	LOW FRE-QUENCY <1K Hz NOISE POLLUTION	TOXINS								

Tabla A1-7 Mortalidad anual para USO DEL RECURSO: CAPTURAS INCIDENTALES POR PESQUERÍAS, se sumapara todas las etapas de vida/ecosistemas y ajustada para valores reproductivos relativos para cada etapa de vida/ecosistema (se incluyen en la tabla efectos sub-letales, pero no se calculan en los valores reproductivos relativos). Las tablas de amenazas marcadas con campos <**COMMENT**> se encuentran en el sitio del FWS, del Plan de Recuperación para la Tortuga Marina Lora (http://www.fws.gob.kempsridley/index.html)

LIFE STAGE	ECOSYSTEM	TRAWL TEDs (BOTTOM)	TRAWL NO TEDs (BOTTOM)	TRAWL (TOP/ MIDWATER)	DREDGE	LONGLINE (PELAGIC)	LONGLINE (DEMERSAL)	GILLNET (DEMERSAL)	GILLNET (SINK & DRIFT)	PUOND NET/TRAP	POT/TRAP	HAUL SEINE	CHANNEL NET	PURSE SEINE	HOOK & LINE (COMM-ERCIAL)	HOOK & LINE (RECREA-TIONAL)	SUM	RRV	TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)
Nesting female	Terrestrial Zone	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0
Egg	Terrestrial Zone	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.005	0
Hatchling stage	Terrestrial Zone	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.005	0
Hatchling swim frenzy stage, post-hatchling transitional stage	Neritic Zone	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.005	0
Juvenile stage	Oceanic Zone	0	0	3	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	33	0.010	0
Adult stage	Oceanic Zone	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	1.000	30
Juvenile stage	Neritic Zone	3000	3000	300	3	30	3	300	30	30	30	3	3	3	300	300	7335	0.306	2245
Adult stage	Neritic Zone	300	300	30	0	30	3	30	3	0	3	0	0	0	30	30	759	1.000	759
TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)		1218	1218	122	1	69	4	122	12	9	12	1	1	1	122	122			
DATA SUFFICIENCY *		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%			

* Porcentaje de celdas en cada categoría de amenaza para el cual hubo disponibilidad de datos suficientes para asignar una categoría de mortalidad basada en el método Delphi

Tabla A1-8. La mortalidad anual para USO DE RECURSO se suma para todas las etapas de vida/ecosistemas y es ajustada a valores relativos reproductivos relativos para cada etapa de vida/ecosistema (se incluyen efectos sub-letales en la tabla, pero no se calculan en los valores reproductivos relativos) Las tablas de amenazas marcadas con campos <**COMMENT**> se encuentran en el sitio del FWS, del Plan de Recuperación para la Tortuga Marina Lora (http://www.fws.gob.kempsridley/index.html)

LIFE STAGE	ECOSYSTEM	LEGAL HARVEST	ILLEGAL HARVEST	INDUSTRIAL PLANT INTAKE/ ENTRAIN-MENT	BOAT STRIKES (PROPELLER)	BEACH CLEANING	HUMAN PRESENCE	RECREA- TIONAL BEACH EQUIPMENT	BEACH VEHICULAR DRIVING	SUM	RRV	TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)
Nesting female	Terrestrial Zone	0	30	0	0	0		0	3	33	1.000	33
Egg	Terrestrial Zone	0	3000	0	0	300	0	300		3600	0.005	18
Hatchling stage	Terrestrial Zone	0	0	0	0	300	3	0	300	603	0.005	3
Hatchling swim frenzy stage, post-hatchling transitional stage	Neritic Zone	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.005	0
Juvenile stage	Oceanic Zone	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.010	0
Adult stage	Oceanic Zone	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0
Juvenile stage	Neritic Zone	0	3	30	300	0	0	0	0	333	0.306	102
Adult stage	Neritic Zone	0	3	3	30	0	0	0	0	36	1.000	36
TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)		0	49	12	122	3	0	2	5			
DATA SUFFICIENCY *		100%	100%	100%	100%	100%	88%	100%	88%			

* Porcentaje de celdas en cada categoría de amenaza para el cual hubo disponibilidad de datos suficientes para asignar una categoría de mortalidad basada en el método Delphi

Tabla A1-9. La mortalidad anual para CONSTRUCCIÓN se suma para todas las etapas de vida/ecosistemas y se ajustó a valores reproductivos relativos para cada etapa de vida/ecosistema (se incluyen efectos sub-letales en la tabla, pero no se calculan en los valores relativos de reproducción) Las tablas de amenazas marcadas con campos <**COMMENT**> se encuentran en el sitio del FWS, del Plan de Recuperación para la Tortuga Marina Lora (http://www.fws.gob.kempsridley/index.html)

LIFE STAGE	ECOSYSTEM	BEACH NOURISHMENT	BEACH ARMORMING	OTHER SHORELINE STABILIZATIONS	DREDGING	OIL, GAS, AND LIQUID NATURAL GAS EXPLORATION, DEVELOPMENT AND REMOVAL	SUM	RRV	TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)
Nesting female	Terrestrial Zone		0		0		0	1.000	0
Egg	Terrestrial Zone		0		0		0	0.005	0
Hatchling stage	Terrestrial Zone	0	0	0	0		0	0.005	0
Hatchling swim frenzy stage, post-hatchling transitional stage	Neritic Zone	0	0		0	0	0	0.005	0
Juvenile stage	Oceanic Zone	0	0	0	0		0	0.010	0
Adult stage	Oceanic Zone	0	0	0	0	0	0	1.000	0
Juvenile stage	Neritic Zone		0	0	30		30	0.306	9
Adult stage	Neritic Zone		0	0	3		3	1.000	3
TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)			0		12				
DATA SUFFICIENCY *		50%	0%	63%	100%	25%			

* Porcentaje de celdas en cada categoría de amenaza para el cual hubo disponibilidad de datos suficientes para asignar una categoría de mortalidad basada en el método Delphi

Tabla A1-10. La mortalidad anual para ALTERACIONES EN ECOSISTEMAS se suma para todas las etapas de vida/ecosistemas y se ajustó a valores reproductivos relativos para cada etapa de vida/ecosistema (se incluyen efectos sub-letales en la tabla, pero no se calculan en los valores reproductivos relativos). Las tablas de amenazas marcadas con campos <**COMMENT**> se encuentran en el sitio del FWS, del Plan de Recuperación para la Tortuga Marina Lora (http://www.fws.gob.kempsridley/index.html

LIFE STAGE	ECOSYSTEM	TROPHIC CHANGES FROM FISHING	TROPHIC CHANGES FROM BENTHIC HABITAT ALTERATIO N	BEACH EROSION (WASH OUTS)	DAMS, WATER DIVERSION	RUNOFF & HYPOXIA	VEGETATION ALTERATION IN COASTAL HABITATS	SAND MINING	SUM	RRV	TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)
Nesting female	Terrestrial Zone	0	0		0	0	0	0	0	1.000	0
Egg	Terrestrial Zone	0	0		0	0		0	0	0.005	0
Hatchling stage	Terrestrial Zone	0	0	0	0	0	0	0	0	0.005	0
Hatchling swim frenzy stage, post-hatchling transitional stage	Neritic Zone	0	0	0	0	0	0	0	0	0.005	0
Juvenile stage	Oceanic Zone			0	0	0	0	0	0	0.010	0
Adult stage	Oceanic Zone	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0
Juvenile stage	Neritic Zone			0					0	0.306	0
Adult stage	Neritic Zone			0					0	1.000	0
TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)		0	0		0	0					
DATA SUFFICIENCY *		63%	63%	75%	75%	75%	63%	75%			

* Porcentaje de celdas en cada categoría de amenaza para el cual hubo disponibilidad de datos suficientes para asignar una categoría de mortalidad basada en el método Delphi.

Tabla A1-11. La mortalidad anual para CONTAMINACIÓN se suma para todas las etapas de vida/ecosistemas y se ajustó a valores reproductivos relativos para cada etapa de vida/ecosistema (se incluyen efectos sub-letales en la tabla, pero no se calculan en los valores reproductivos relativos). Las tablas de amenazas marcadas con campos <**COMMENT**> se encuentran en el sitio del FWS, del Plan de Recuperación para la Tortuga Marina Lora (http://www.fws.gob.kempsridley/index.html

LIFE STAGE	ECOSYSTEM	MARINE DEBRIS INGESTION	MARINE DEBRIS ENTANGLE-MENT	BEACH DEBRIS OBSTRUC-TION	OIL/FUEL/ TAR/ CHEMICAL	LIGHT POLLUTION	LOW FREQUENCY <1K Hz NOISE POLLUTION	TOXINS	SUM	RRV	TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)
Nesting female	Terrestrial Zone	0	0	0		0	0	0	0	1.000	0
Egg	Terrestrial Zone	0	0	0		0	0		0	0.005	0
Hatchling stage	Terrestrial Zone	0	0	0			0		0	0.005	0
Hatchling swim frenzy stage, post-hatchling transitional stage	Neritic Zone			0		0	0		0	0.005	0
Juvenile stage	Oceanic Zone			0		0			0	0.010	0
Adult stage	Oceanic Zone	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0
Juvenile stage	Neritic Zone	30		0		0			30	0.306	9
Adult stage	Neritic Zone	3		0		0			3	1.000	3
TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)		12		0			0	0			
DATA SUFFICIENCY *		75%	50%	100%	13%	88%	63%	25%			

* Porcentaje de celdas en cada categoría de amenaza para el cual hubo disponibilidad de datos suficientes para asignar una categoría de mortalidad basada en el método Delphi

Tabla A1-12. La mortalidad anual para INTERACCIÓN DE ESPECIES se suma para todas las etapas de vida/ecosistemas y se ajustó a valores reproductivos relativos para cada etapa de vida/ecosistema (se incluyen efectos sub-letales en la tabla, pero no se calculan en los valores reproductivos relativos) Las tablas de amenazas marcadas con campos <**COMMENT**> se encuentran en el sitio del FWS, del Plan de Recuperación para la Tortuga Marina Lora (http://www.fws.gob.kempsridley/index.html

LIFE STAGE	ECOSYSTEM	PREDATION	PATHOGENS & DISEASE	DOMESTIC ANIMALS	PREDATION BY EXOTIC SPECIES	HABITAT MODIFI-CATION BY EXOTIC SPECIES	TOXIC SPECIES	SUM	RRV	TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)
Nesting female	Terrestrial Zone	0	0	0	0		0	0	1.000	0
Egg	Terrestrial Zone	300,000		300	300		0	300,600	0.005	1503
Hatchling stage	Terrestrial Zone	300,000	0		300	0	0	300,300	0.005	1502
Hatchling swim frenzy stage, post-hatchling transitional stage	Neritic Zone		0	0	0	0	0	0	0.005	0
Juvenile stage	Oceanic Zone		0	0	0	0	0	0	0.010	0
Adult stage	Oceanic Zone	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0
Juvenile stage	Neritic Zone			0	0	0		0	0.306	0
Adult stage	Neritic Zone			0	0	0		0	1.000	0
TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)		3000		2	3	0				
DATA SUFFICIENCY *		38%	63%	88%	100%	75%	75%			

* Porcentaje de celdas en cada categoría de amenaza para el cual hubo disponibilidad de datos suficientes para asignar una categoría de mortalidad basada en el método Delphi

Tabla A1-13. La mortalidad anual para OTROS FACTORES se suma para todas las etapas de vida/ecosistemas y se ajustó a valores reproductivos relativos para cada etapa de vida/ecosistema (se incluyen efectos sub-letales en la tabla, pero no se calculan en los valores reproductivos relativos**.** Las tablas de amenazas marcadas con campos <**COMMENT**> se encuentran en el sitio del FWS, del Plan de Recuperación para la Tortuga Marina Lora (http://www.fws.gob.kempsridley/index.html

LIFE STAGE	ECOSYSTEM	CLIMATE CHANGE	NATURAL CATAS-TROPHE	CONSERV-ATION/ RESEARCH ACTIVITIES	MILITARY ACTIVITIES	COLD STUNNING	SUM	RRV	TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)
Nesting female	Terrestrial Zone			3	0	0	3	1.000	3
Egg	Terrestrial Zone			300	300	0	600	0.005	3
Hatchling stage	Terrestrial Zone	0		300	3	0	303	0.005	2
Hatchling swim frenzy stage, post-hatchling transitional stage	Neritic Zone			0	0	0	0	0.005	0
Juvenile stage	Oceanic Zone		0	0	0	3	3	0.010	0
Adult stage	Oceanic Zone	0	0	0	0	0	0	1.000	0
Juvenile stage	Neritic Zone		0	3	30	300	333	0.306	102
Adult stage	Neritic Zone		0	3	3	0	6	1.000	6
TOTAL ESTIMATED ADJUSTED ANNUAL MORTALITY (# OF ADULT FEMALES)		0		10	14	92			
DATA SUFFICIENCY *		25%	50%	100%	100%	100%			

* Porcentaje de celdas en cada categoría de amenaza para el cual hubo disponibilidad de datos suficientes para asignar una categoría de mortalidad basada en el método Delphi