



# Universidad Nacional Autónoma de México

ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS PROFESIONALES

" IZTACALA "

ESTUDIO BIOTELEMETRICO DE LA SOBREVIVENCIA DEL  
PATO GOLONDRINO (*Anas acuta*) INVERNANDO EN  
LOS HUMEDALES DE LA COSTA DE SINALOA, MEXICO.

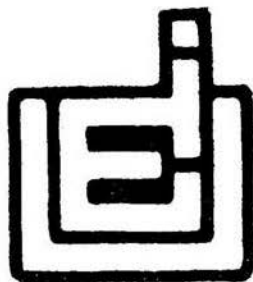
T E S I S  
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:  
LICENCIADO EN BIOLOGIA  
P R E S E N T A  
MIGUEL ANGEL MARTINEZ MORALES

DIRECTOR DE TESIS

BIOL. ATAHUALPA E. DeSUCRE MEDRANO

MEXICO, D. F.

MARZO DE 1993





Universidad Nacional  
Autónoma de México



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

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

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

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

Dedico éste, el primer libro que escribo en mi vida,  
a la persona a quien le debo  
gran parte de lo que ahora soy y lo que tengo,  
a la persona que con su ejemplo  
me ha ofrecido la más valiosa enseñanza,  
a la persona que me dió  
la mitad de mi vida y todo mi espíritu

... a mi Señora Madre.

### **AGRADECIMIENTOS**

A mis profesores y amigos Paty y Atahualpa, por haberme iniciado en el estudio de las aves.

A mi buen amigo Rodrigo Migoya, con quien tuve el honor de trabajar y de quien he aprendido bastante.

A todos mis compañeros y amigos, en quienes he encontrado una segunda familia.

A mi familia, por haberme apoyado en todo momento.

Agradezco muy especialmente a todas aquellas personas que de alguna manera contribuyeron en la realización de este trabajo, ya haya sido durante el trabajo en campo o durante la realización del manuscrito.

## INDICE

CONTENIDO	PAGINAS
Resumen .....	1
Introducción .....	2
Antecedentes .....	6
Objetivos .....	12
Descripción de la Zona de Estudio .....	13
Metodología .....	17
Trabajo de campo .....	17
Análisis de datos .....	18
Resultados .....	22
Tasa de sobrevivencia .....	23
Tasa de sobrevivencia en base a la edad .....	23
Tasa de sobrevivencia en base a la edad e índice de condición .....	23
Emigración .....	24
Discusión .....	37
Sobrevivencia de las hembras de pato golondrino en los humedales de la costa de Sinaloa .....	37
La sobrevivencia y la actividad cinegética .....	41
Importancia de las zonas de internación .....	43
Conclusiones .....	47
Literatura Citada .....	48
Apéndice I .....	53
Apéndice II .....	56
Apéndice III .....	58

## RESUMEN

Se empleó la telemetría para monitorear la sobrevivencia de las hembras de pato golondrino (*Anas acuta*), que inviernaron en los humedales de la Costa de Sinaloa durante la temporada 1991-1992. Fueron rastreadas 57 hembras de Octubre a Marzo durante un período de aproximadamente 150 días, estimando una tasa de sobrevivencia del 95.45%. La única muerte registrada se debió a la actividad cinegética, sin embargo, adicionalmente se perdieron tres transmisores; todo esto ocurrió durante el primer mes de iniciada la temporada de cacería (Noviembre). La elevada tasa de sobrevivencia estimada, así como la homogeneidad entre las tasas de sobrevivencia de las hembras por clases de edad y grupos de índice de condición, se debió a la influencia que tuvo la Corriente del Niño en la disponibilidad de hábitats y a la buena calidad de los mismos en los humedales de la Costa de Sinaloa.

## ABSTRACT

It was used telemetry to monitor survival of female pintails (*Anas acuta*) wintering in the wetlands of the Coast of Sinaloa during the season 1991-1992. 57 females were radio-tracked from October to March for a period of about 150 days, estimating a survival rate of 95.45%. The only registered dead was due to hunting activity, however three radios were censored additionally. All this occurred during the first month of the hunting season (November). The high survival rate estimated, as well as the homogeneity between the survival rates of the hens for age classes and condition index groups were due to the influence of the Corriente del Niño in the habitat availability and the good quality of these in the wetlands of the Coast of Sinaloa.

## INTRODUCCION

El pato golondrino (*Anas acuta* Linnaeus, 1758) se caracteriza por tener un cuello largo y delgado, y una cola aguzada; así como por presentar un espéculum verde bronce (café grisáceo en las hembras) bordeado anteriormente con una franja canela y posteriormente con una franja blanca. Su longitud total va de los 560 a los 660 mm. Existe dimorfismo sexual. El macho tiene la cabeza y la parte superior del cuello de color café, siendo más oscuro en la nuca; la cabeza frecuentemente con un lustre bronce; las plumas de la parte superior del dorso y escapulares, vermiculadas con negro y blanco, dando la apariencia de gris; las plumas escapulares largas y las terciarias son negras bordeadas con gris, dando la apariencia de barradas; el dorso inferior y la rabadilla de color café grisáceo con el centro de las plumas más oscuro; las plumas medias de la cola son negras, muy largas (200 mm) y aguzadas; las rectrices exteriores son café grisáceas con márgenes blancos; las alas son de color gris pardo (cobertoras) y café fusco (primarias); el espéculum es verde bronce, con una barra de color canela en el frente y dos bandas en el margen posterior, una negra angosta y una blanca más ancha; los costados del cuello, la parte inferior delantera del cuello y toda la región inferior del cuerpo de color blanco; los flancos finamente delineados con negro, dando la apariencia de gris; cobertoras inferiores de la cola de color negro. Iris café oscuro; pico azul grisáceo y negro a lo largo de la parte central; patas de azul grisáceo a gris olivo, teniendo las membranas oscuras. La hembra presenta las partes superiores del cuerpo de color café tiznado, rayadas y punteadas con color ante; las partes inferiores son blanquecinas, moteadas con café claro; el espéculum es oscuro de color café grisáceo con un brillo bronce opaco, los bordes como en el macho, pero menos prominentes; cola aguzada, pero más corta que en el macho. Pico negro, púrpura en la base con puntos negros; patas gris opaco (Blake, 1977).

El pato golondrino es el pato de superficie (Anatini) más ampliamente distribuido en el Hemisferio Norte. Su distribución en Norteamérica durante la temporada de reproducción se extiende desde la Gran Cuenca hasta el bosque boreal del norte y la planicie costera ártica de Alaska y Canadá; aunque el pato golondrino normalmente se reproduce en las praderas del norte de los Estados Unidos y el sur de Canadá. La mayoría de los patos golondrinos de la Corriente Migratoria del Pacífico han invernado tradicionalmente desde el Valle Central de California hasta la Costa Oeste de México, sin embargo, los deltas de los ríos del Pacífico Noroccidental, también proporcionan hábitats importantes. Grandes cantidades de patos golondrinos también invernan en las marismas costeras y en los hábitats de la franja arrocera de Texas, Louisiana, Arkansas, y la Costa Atlántica, especialmente en Carolina del Sur (Fredrickson y Heitmeyer, 1991).

Antes de la reproducción, el pato golondrino emigra de las zonas de invernación, a principios de la primavera, moviéndose hacia el norte tan pronto como va desapareciendo el hielo de los humedales. Generalmente inician la anidación en la primavera y el

verano, más temprano que las otras especies de patos de superficie. Las hembras que anidan más temprano frecuentemente encuentran ligeras nevadas mientras ponen sus huevos y los incuban. Los hábitats abiertos con una vegetación baja y esparcida, representan los sitios de anidación más favorables. Los pastizales de las provincias de la pradera canadiense han mantenido tradicionalmente las poblaciones en reproducción más grandes. En el norte de los Estados Unidos y en el sur de Canadá, los primeros nidos aparecen a principios de Abril, pero un clima desfavorable puede retrasar la anidación hasta la segunda semana de Mayo. El pico de la actividad de anidación en las praderas más norteñas se alcanza durante las dos primeras semanas de Mayo. El pato golondrino anida más tarde en el bosque boreal; los primeros nidos en el interior de Alaska aparecen a principios de Mayo. Las aves que se desplazan hacia los hábitats de la tundra en el Delta del Yukón-Kuskokwin y en la Depresión del Norte, no anidan sino hasta finales del mes de Mayo o incluso hasta mediados de Junio (Fredrickson y Heitmeyer, 1991).

El pato golondrino pone en promedio 8 huevos (Duncan, 1987), pero el tamaño de la nidada varía de 3 a 14. El período de incubación dura 22 ó 23 días. Los polluelos del pato golondrino pueden desplazarse grandes distancias entre el sitio de anidación y los hábitats de crianza. El tiempo de crianza de los polluelos hasta que alcanzan la capacidad de vuelo varía con la latitud, y sin duda alguna, se ve influenciado por la duración de la luz del día y el tiempo diario disponible para alimentarse. La hembra permanece con los polluelos hasta que alcanzan la capacidad de vuelo; inmediatamente después, la hembra inicia la muda de verano y pierde la capacidad de vuelo (Fredrickson y Heitmeyer, 1991).

Los machos se congregan en parvadas post-reproductoras una vez que las hembras han comenzado la incubación. Los machos se pueden desplazar hacia hábitats al sur o al norte, en donde generalmente forman grandes agregaciones y comienzan la muda prebásica, para adquirir el plumaje básico o eclíptico, perdiendo la capacidad de vuelo por aproximadamente 3 semanas. En Agosto, después de recuperar la capacidad de vuelo, generalmente emigran hacia el sur a las áreas de invernación. Para algunos patos golondrinos, la migración hacia las zonas de invernación es más gradual, prolongándose por varios meses. Los primeros machos en migrar comienzan a moverse hacia el sur a finales de Agosto o a principio de Septiembre, y generalmente se concentran en humedales anegados temporalmente, en donde se alimentan de semillas de la vegetación natural o de las cosechas agrícolas, especialmente arroz (Fredrickson y Heitmeyer, 1991).

Después de la crianza de los polluelos, las hembras exitosas forman pequeñas parvadas, mudan, pierden la capacidad de vuelo y producen sus plumas de vuelo en una sucesión rápida. Debido a que los machos generalmente dejan el área de reproducción antes de que las hembras pierdan la capacidad de vuelo, estas últimas utilizan hábitats muy diferentes a los empleados por los machos, por varios meses. Durante este tiempo, las hembras permanecen en hábitats más norteños y se alimentan en ciénagas semipermanentes, en donde los invertebrados son importantes en su dieta. Las hembras se



unen gradualmente a los machos en los sitios migratorios y de invernación en Octubre y Noviembre. Conforme el período de invernación avanza, los dos sexos se mezclan y comienza la formación de parejas, así, para el mes de Enero, la mayoría de las hembras ya tiene pareja. (Fredrickson y Heitmeyer, 1991).

Durante el invierno, el pato golondrino pasa por varios eventos importantes de su ciclo anual. Después de completar la muda prealterna después de Octubre, para adquirir el plumaje alterno o de reproducción, comienzan los cortejos y la formación de parejas; luego las hembras comienzan la muda prebásica en Febrero, para obtener el plumaje básico o eclíptico (Miller, 1986a). A finales de invierno y principios de la primavera, ambos sexos han acumulado grandes reservas de grasa que será empleada subsecuentemente en la migración y para la reproducción (Miller, 1986b).

Desde 1956, la población en reproducción del pato golondrino en Norteamérica se ha reducido de 9,967,000 aves a 1,978,000 en 1991 (Smith *et al.*, 1991). La cantidad de patos golondrinos generalmente varía dependiendo de las condiciones del hábitat, reflejando el ciclo humedad-sequía en las áreas de reproducción de la pradera del Centro-Sur de Canadá y la Gran Planicie del Norte de los Estados Unidos. Las poblaciones de pato golondrino también son afectadas por las condiciones del hábitat en las áreas importantes de invernación, tales como el Valle Central de California (en donde se ha perdido el 94% del área original de humedales [Gilmer *et al.*, 1982]) y las ciénagas de la Costa del Golfo de California. Cuando las áreas de invernación atraviesan por épocas de sequía, las aves cuentan con menos recursos, y posteriormente, el reclutamiento de primavera se ve disminuido.

Durante la década de los 70's, la población continental de pato golondrino se recuperó cuando las condiciones de los humedales en las áreas de reproducción e invernación fueron buenas, pero disminuyó cuando las praderas se secaron y las condiciones de los humedales en las áreas de invernación se empobrecieron. Desafortunadamente, las pérdidas de hábitat y la degradación de los hábitats de la pradera ocasionadas por las actividades agrícolas, han coincidido con una prolongada sequía desde el inicio de la década de los 80's. Esta combinación de factores adversos ocasionaron la declinación en la cantidad de patos golondrinos en la década pasada (Fredrickson y Heitmeyer, 1991). Es por esto que el pato golondrino ha sido considerado como una especie de importancia prioritaria en el Plan de Manejo de las Aves Acuáticas Migratorias de Norteamérica (C.W.S. y U.S.F.W.S., 1986).

La disminución que ha sufrido el pato golondrino en sus poblaciones ha provocado un aumento en la investigación y manejo de esta especie. Aunque esto primeramente se enfocó al reclutamiento del pato golondrino en las áreas de reproducción del norte, posteriormente, también se dirigió la atención hacia las zonas de invernación en el Valle Central de California, en la Planicie Chenier del suroeste de Louisiana y Texas, y en la Costa Oeste de México (Ducks Unlimited, 1990). El pato golondrino se encuentra entre las primeras especies de anátidos en arribar en grandes

cantidades a las zonas de internación, en donde permanece hasta 7 meses, dependiendo así, más de la mitad del año, de la calidad y abundancia de los hábitats de internación. Es por esto, que el estudio del pato golondrino en sus zonas de internación más importantes, se debe considerar como una condición fundamental para la conservación y el manejo de esta especie.

En México, la Costa Continental del Noroeste ha sido el principal sitio de internación para el pato golondrino (Kramer y Migoya, 1989). En esta zona, Sinaloa es el estado más atractivo para las aves migratorias, y en Sinaloa, la Ensenada Pabellón constituye el complejo de hábitats de internación más importante para las aves acuáticas migratorias, en donde destaca la Laguna de Chiricahueto. En la Ensenada Pabellón, se ha promediado un total de 232,770 patos golondrinos internando de 1970 a 1991, en base a los inventarios aéreos de Enero realizados por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos. Sin embargo, estos censos suelen subestimar el número real de patos que utilizan esta zona, si consideramos que el pico de abundancia de las poblaciones de patos que internan en el área se alcanza normalmente en el mes de Diciembre (Velázquez-Noguerón y Ortega-Meléndez, 1973; Migoya, 1989, y Martínez-Morales, 1991). Rodrigo Migoya (datos no publicados) realizó por primera vez inventarios aéreos mensuales de aves migratorias en los estados de Sinaloa y Nayarit de Noviembre a Febrero de 1989-90, encontrando que el pico de abundancia para el pato golondrino se registró en Diciembre con 893,000 aves. Sin embargo, al realizar un conteo en aerobote el 9 de Febrero de 1990 en la Ensenada Pabellón, estimó aproximadamente 1.5 millones de patos golondrinos. En base a esto, se puede considerar a la Ensenada Pabellón como la zona de internación más importante, para el pato golondrino, en México y ocasionalmente en toda Norteamérica (R. Migoya com. pers.). Además con la perspectiva de que el Valle Central de California, que tradicionalmente ha sido la zona de internación más importante para el pato golondrino, ha perdido el 94% de sus humedales originales (Gilmer *et al.*, 1982.), es lógico pensar que la Costa Superior del Pacífico Mexicano ha adquirido mayor importancia como zona de internación para los anátidos migratorios, y particularmente para el pato golondrino.

## ANTECEDENTES

El manejo adecuado de una especie de vida silvestre requiere de estudios de su dinámica poblacional. La tasa a la cual una población adquiere nuevos miembros (tasa de natalidad) y la tasa a la cual los miembros de una población mueren (tasa de mortalidad), son típicamente las características principales de la dinámica poblacional de una especie, aunque las tasas de inmigración y emigración pueden ser críticas para ciertas poblaciones. Sin embargo, generalmente la mayor atención es enfocada a la tasa de mortalidad anual, o a su complemento, la tasa de sobrevivencia anual (Johnson, 1974). La estimación de la sobrevivencia o la mortalidad consiste en marcar un conjunto de individuos y observar cuantos de ellos sobreviven o mueren a lo largo de un período de tiempo (Krebs, 1985). La manera más sencilla de expresar la mortalidad es en forma de porcentaje, la fracción que los individuos muertos representan con relación al colectivo inicial. Es posible referir esta mortalidad a cierta etapa de la vida, a un período de tiempo, e incluso, descomponer la mortalidad total en causas particulares de muerte. La curva de sobrevivencia es una forma muy apropiada de representar la extinción gradual de los individuos de una cohorte o de una población delimitada, a medida que el tiempo pasa (Margalef, 1989).

Los estudios relacionados con estimaciones de tasas de sobrevivencia o mortalidad en fauna silvestre y, en específico, en anátidos, no han sido pocos. La mayoría de ellos se basan en datos de anillado y recuperación de anillos, los cuales han sido empleados principalmente en poblaciones de aves migratorias que son explotadas. Anderson y Sterling (1974), estimaron una tasa de sobrevivencia del 73% para los machos del pato golondrino (*Anas acuta*) capturados en dos ciénagas en el centro-sur de Saskatchewan en Julio de 1955 a 1958, en base al anillado de 18,820 aves y una recuperación de 1,440 anillos de 1955 a 1970. Rienecker (1976), determinó que la tasa de sobrevivencia de 32,097 patos chalcuán (*Anas americana*) anillados en California de 1951 a 1969 fue del 60% aproximadamente, siendo mayor para los machos en la mayoría de los casos. Nichols y Haramis (1980), analizaron los datos de anillado y de recuperación de anillos de tres poblaciones del pato coacoxtle (*Aythya valisineria*), anillados en los inviernos de 1950 a 1975, estimando las tasas de sobrevivencia y de recuperación de anillos; encontrando diferencias en base al sexo y a la variación geográfica y temporal. Conroy y Eberhardt (1983), emplearon los datos de recuperación de anillos para examinar las variaciones de sexo, geográficas y temporales, en las tasas de sobrevivencia y recuperación de anillos de los patos de pico anillado (*Aythya collaris*) anillados durante 1960 a 1978, de las corrientes migratorias del Misisipí y del Atlántico, encontrando que en la mayoría de los casos la tasa de sobrevivencia de los machos era mayor. Además hacen una discusión de las posibilidades de que la muerte por actividad cinética sea de carácter aditivo o compensatorio con respecto a la mortalidad total. Nichols y Hines (1983), analizaron los datos de anillado y recuperación de anillos del pato de collar (*Anas platyrhynchos*) durante el período de 1961 a

1977, para probar la hipótesis de que las tasas de sobrevivencia y de aprovechamiento cinegético están relacionadas inversamente en esta especie de pato, encontrando que ésto sólo fue cierto en hembras juveniles, más no para los machos juveniles ni los adultos de ambos sexos. Burnham y Anderson (1984), analizaron los datos de recuperación de anillos de más de 410,000 patos de collar adultos, anillados en Norteamérica entre 1950 y 1979, con el objeto de analizar si el efecto de la explotación cinegética en la tasa anual de sobrevivencia tiene un efecto compensatorio en la mortalidad no cinegética o si la mortalidad cinegética es totalmente aditiva, encontrando que al parecer, la mortalidad cinegética tiene un carácter compensatorio, por lo menos en los machos. Burnham *et al.* (1984), emplearon un modelo probabilístico general, formulado para incluir un parámetro que representara un continuo entre una completa compensación y una total aditividad de la mortalidad cinegética con respecto a la mortalidad no cinegética del grupo de patos de collar, estudiados por Burnham y Anderson (1984), encontrando evidencia adicional de un proceso de mortalidad altamente compensatorio en los machos adultos, mientras que para las hembras adultas no se llega a una conclusión contundente. Nichols *et al.* (1987), emplearon los datos de anillado y recuperación de anillos del pato canadiense (*Anas rubripes*) y del pato de collar de las mismas áreas de reproducción e invernación, para estimar y comparar sus tasas de sobrevivencia anual, y tentativamente concluyeron que sus tasas no son diferentes, por lo que la diferencia en el estatus de las poblaciones de estas dos especies de anátidos puede estar en las tasas de reproducción y/o inmigración. Hestbeck (1990), empleó datos de recuperación de anillos para probar la existencia de un gradiente Norte-Sur en las tasas de sobrevivencia y recuperación de anillos para las poblaciones semicontinentales del pato de collar, encontrando que la tasa de sobrevivencia de los adultos es mayor en el Norte, lo que probablemente se deba a un gradiente Norte-Sur similar, en cuanto a depredación, degradación de hábitats, el uso del suelo y/o a las prácticas agrícolas.

A pesar de que han sido numerosos los estudios de sobrevivencia en anátidos en base a los datos de anillado, muchas son las dificultades que impiden el empleo adecuado de la bioestadística en los estudios de estas poblaciones de aves. Aunque un ave puede ser anillada y así fijar su identidad de por vida, puede ser que no haya sido anillada desde juvenil de edad conocida, incluso, la mayoría de las aves anilladas una vez liberadas, no son capturadas subsecuentemente, o si lo son, pueden no ser recuperadas justo cuando mueren. La gran mayoría de las aves silvestres mueren fuera de la observación humana. Además, se pueden presentar diferentes sesgos estadísticos por el pequeño porcentaje de aves que llegan a la observación humana (Farner *et al.*, 1971; Welty, 1982). Hasta en años recientes, aquellos métodos de análisis de datos de anillado y recuperación de anillos han sido rigurosamente revisados, debido a que las suposiciones que se asumen no son reales o no son claras (Johnson, 1974; Pollock y Raveling, 1982). Incluso los métodos modernos no siempre son necesariamente adecuados para el análisis de datos de anillado (Burnham y Anderson, 1979). Seber (1972), hizo un análisis de los modelos antiguos para estimar la sobrevivencia de aves anilladas, en donde dichos modelos estiman la

tasa de sobrevivencia dependiente de la edad o del tiempo, haciendo ver que debido a que las suposiciones en las que los modelos se fundamentan no son cumplidas adecuadamente, tienden a subestimar las verdaderas tasas de sobrevivencia. Johnson (1974), como respuesta a que la mayoría de los métodos disponibles para estimar tasas de sobrevivencia basados en datos de anillado, son inadecuados debido a que requieren de suposiciones restrictivas, propuso un método para estimar las tasas de sobrevivencia de patos y gansos, adultos y juveniles anillados, el cual permite que las tasas de sobrevivencia y las de recuperación de anillos varíen con el tiempo, e incluso, permite que los juveniles tengan tasas diferentes a las de los adultos; además, son estimados los factores de vulnerabilidad diferencial de los juveniles con respecto a los adultos, sin embargo, se asume que dichos factores no varían de un año a otro, lo que es poco probable si se considera que la cantidad de juveniles de una población puede variar de una temporada a otra debido a cambios en el éxito reproductivo, lo que es realmente importante para el análisis de la sobrevivencia de los juveniles mediante éste método. Burnham y Anderson (1979), demostraron que la tabla de vida dinámica compuesta, utilizada en los 25 años anteriores a 1979, para estimar las tasas de mortalidad de las aves acuáticas migratorias, es inapropiada para el análisis de datos de anillado, debido principalmente a que las suposiciones en las que se fundamenta son irreales; además éste método no proporciona evidencia válida para estimar tasas de mortalidad de edades específicas (adultos y juveniles). Pollock y Raveling (1982), hicieron una revisión de las suposiciones inherentes de los métodos modernos de análisis de recuperación de anillos, con particular atención en la homogeneidad de las tasas de sobrevivencia y recuperación de anillos para todos los individuos de una población, ya que afirman que existe una marcada heterogeneidad en las tasas de sobrevivencia y de recuperación de anillos, y sugirieron que los investigadores de fauna silvestre involucrados en estudios de anillado deben considerar cuidadosamente las suposiciones de sus modelos, las cuales muchas veces no se cumplen, por lo que propusieron que se realicen estudios de sobrevivencia basados en observaciones continuas de aves individualmente identificables tanto en las áreas de reproducción como de invernación. White (1983), presentó un método de análisis general para estimar las tasas de sobrevivencia a partir de datos de recuperación de anillos y de biotelemetría, pues afirma, que muchos de los métodos descritos en la literatura son simplemente casos particulares.

El radorastreo representa una técnica bastante útil para el estudio de los mecanismos de las poblaciones de fauna silvestre, tales como movimientos (patrones de migración, dispersión y patrones de actividad), estimaciones del ámbito hogareño, uso de hábitat, cálculo del tamaño poblacional y, por supuesto, estudios de sobrevivencia. El empleo de las técnicas biotelemétricas para el desarrollo de estudios de sobrevivencia ha demostrado ser bastante eficiente en el cálculo de tasas de sobrevivencia, así como en la evaluación de la importancia de cada una de las causas de mortalidad. Hessler et al. (1970), realizaron un estudio biotelemétrico con 74 faisanes juveniles (*Phasianus colchicus*) de un rancho cinegético, equipados con radios y liberados en hábitats

óptimos y subóptimos en Minnesota; estas aves se rastrearon por 28 días para determinar su sobrevivencia y las causas específicas de mortalidad (depredación, inanición, maquinaria agrícola). Stoddart (1970), desarrolló un radiotransmisor equipado con un termistor (con el objeto de conocer el estatus del animal -vivo o muerto) para detectar la tasa, el tiempo y las causas de mortalidad de una población de liebres (*Lepus californicus*), radiomarcando 75 individuos, durante el período de Septiembre de 1967 a Enero de 1970, en Utah; afirmando que la muerte puede ser detectada relativamente pronto (en pocas horas), y todo el sistema en conjunto requiere de un menor esfuerzo que con los sistemas de triangulación comúnmente empleados en la biotelemetría; además menciona que éste método proporciona información que no puede obtenerse de estudios demográficos de otro tipo (tiempo y causas de mortalidad). Sin embargo, no describió adecuadamente el método empleado para calcular la tasa de mortalidad ni todos los datos en base a los cuales se realizaron los cálculos. Trent y Rongstad (1974), estimaron radioteleméticamente las tasas de sobrevivencia bimestral de 53 conejos (*Sylvilagus floridanus*), en un estudio llevado a cabo en manchones de bosque en Wisconsin, de Marzo de 1971 a Febrero de 1972. La determinación de la sobrevivencia anual estimada a partir de las tasas bimestrales fue similar a la calculada demográficamente, haciendo ver la precisión de las tasas de sobrevivencia determinadas radioteleméticamente; además presentaron un modelo para determinar la tasa de sobrevivencia diaria a partir de la cual se puede calcular la sobrevivencia para un período de *n* días, en base a los datos de radiorastreo. Talent et al. (1983), estudiaron las características de sobrevivencia del pato de collar durante las temporadas reproductivas de 1976 y 1977 en Dakota del Norte, radiomarcando 25 hembras con nidada, encontrando que casi toda la mortalidad de la nidada ocurría antes de que los polluelos alcanzaran las dos semanas de edad, siendo probablemente la depredación por visón (*Mustela vison*), la causa principal. Conroy et al. (1989), emplearon la telemetría para evaluar la tasa de sobrevivencia durante el invierno y las causas específicas de mortalidad de 227 hembras de pato canadiense en Nueva Jersey y Virginia de 1983 a 1986; estimaron una tasa del 65% encontrando que las causas de mortalidad fueron la cacería, la depredación y el estrés invernal; además observaron que las hembras adultas tuvieron una mayor probabilidad de sobrevivencia que las inmaduras, así mismo, las hembras adultas con un índice de condición alto presentaron una tasa de sobrevivencia mayor que las hembras adultas con un índice de condición bajo. Bergan (1990), llevó a cabo un estudio de la sobrevivencia de las hembras del pato de collar que invernaron en la Región Playa Lakes de 1986 a 1989, radiomarcando 153 hembras; de éste estudio determinó una tasa de sobrevivencia del 77.7%, no encontrando diferencias entre clases de edades, pero sí entre los grupos de índice de condición alto y bajo; además encontró que en ésta zona la mortalidad no cinegética es más importante que la cinegética. Migoya (1991), realizó un estudio ecológico del pato golondrino en las zonas de invernación de la Costa Continental del Oeste Superior de México, en donde incluyó estudios de sobrevivencia empleando la telemetría, encontrando elevados valores de sobrevivencia durante las temporadas de invernación 1989-90 y 1990-91 para las hembras del pato golondrino.

Los procedimientos estadísticos para estimar tasas de sobrevivencia a partir de datos de recuperación de anillos son demasiado generales comparados con los requeridos para los datos de radiorastreo, ya que las características de los animales radiomarcados, casi siempre se conocen, mientras que las aves anilladas generalmente nunca se vuelven a ver. Esto es, con los transmisores, el investigador sabe cuantos animales aún están vivos, mientras que con los anillos, el investigador no sabe si el animal ha muerto y el anillo no fue encontrado y reportado, o si el animal aún está vivo. Es por esto, que los datos de anillado requieren de un sistema de análisis más complejo para la estimación de las tasas de sobrevivencia, que los datos de radiorastreo (White y Garrot, 1990). Existen varios métodos para estimar la tasa de sobrevivencia de animales radiomarcados, pero los más importantes son los que a continuación se mencionan. White (1983), desarrolló un método en base a la optimización numérica, en donde los datos son especificados algebraicamente como probabilidades de celdas de una matriz, las cuales contienen las funciones de las tasas de sobrevivencia y algunos otros parámetros (edad, sexo, etc.) a ser estimados; estas expresiones algebraicas y los valores observados de las celdas son introducidos al programa computacional SURVIV, para obtener las estimaciones de la probabilidad máxima de los parámetros desconocidos y llevar a cabo las pruebas de hipótesis de los datos. Heisey y Fuller (1985), presentaron métodos para estimar las tasas de sobrevivencia y de mortalidad por causa específica de animales radiomarcados, dividiendo el tiempo en intervalos durante los cuales se asume que las tasas diarias de sobrevivencia son constantes. Las tasas son estimadas en base al número de transmisores por día, al número de muertes debido a una causa particular, y al número de días en los intervalos de tiempo. Sin embargo, existe un sesgo potencial si se combinan datos de individuos marcados a tiempos diferentes, dentro de un mismo intervalo. Pollock *et al.* (1989), desarrollaron una modificación simple al procedimiento Kaplan-Meier (ampliamente utilizado en estudios médicos) para poder estimar tasas de sobrevivencia a partir de animales radiomarcados; el método tiene la bondad de poder añadir nuevos individuos después de que el estudio haya comenzado, permite la pérdida de la señal del radio por falla, la pérdida del radio o la emigración del animal de la zona de estudio; las cuales son situaciones que se presentan durante un estudio biotelemétrico. También presentan una modificación de la prueba log-rank para comparar dos distribuciones de sobrevivencia cuando se presentan las situaciones antes mencionadas.

La magnitud de la mortalidad estimada por medio de la radiotelegrafía, no puede ser determinada con una completa exactitud debido a fallas en el radiotransmisor, a la pérdida del radio o a la emigración del animal de la zona de estudio. Los animales muertos cuyos restos y transmisores son encontrados, representan menos del número total de muertes, porque algunos de aquellos cuya señal fue perdida, sin duda murieron durante el período de estudio. El total de los animales que se sabe que están muertos, más aquellos cuya señal desapareció, podría exceder la verdadera mortalidad, ya que no necesariamente habrían muerto todos. La media del número de los muertos conocidos más los desaparecidos, puede ser tomada como una estimación de la verdadera mortalidad (Stoddart, 1970; Pollock *et*

al., 1989). Sin embargo, las fallas y la pérdida del radiotransmisor son actualmente despreciables debido al mejoramiento en los modelos de los radios de paquete, y el efecto que tiene la emigración del animal de la zona de estudio, puede ser eliminado abarcando una zona de rastreo moderadamente amplia.



## OBJETIVOS

Debido a la drástica reducción del tamaño poblacional que ha experimentado el pato golondrino desde 1956 y a que la Región Costera de Sinaloa ha presentado el mayor número de individuos de esta especie en el país durante los últimos 23 años (Migoya, com. pers.), se propusieron los siguientes objetivos para la temporada de invernación 1991-1992 en la Costa de Sinaloa:

1. Estimar la tasa de sobrevivencia de las hembras de pato golondrino (*Anas acuta*) que invernan en los humedales de la costa del Estado de Sinaloa.
2. Determinar si existen diferencias entre las tasas de sobrevivencia de hembras adultas y hembras juveniles.
3. Indicar las causas de la mortalidad y la importancia de las mismas en dichas hembras, durante su permanencia en esta zona de invernación.

## DESCRIPCION DE LA ZONA DE ESTUDIO

La Costa de Sinaloa (Figura 1) pertenece a la provincia fisiográfica de la Llanura Costera del Pacífico, la cual para esta región se divide en tres subprovincias. La zona comprendida entre el Estero Agiabampo y la desembocadura del Río San Lorenzo, pertenece a la subprovincia de la Llanura Costera y Deltas de Sonora y Sinaloa, siendo una llanura costera salina con ciénagas. La zona entre la desembocadura del Río San Lorenzo y la desembocadura del Río Baluarte, pertenece a la subprovincia de la Llanura Costera de Mazatlán, la cual está constituida por varios sistemas de topoformas como la llanura costera salina con ciénagas, la llanura costera con lomeríos, en ocasiones con piso rocoso, y la llanura de barrera inundable en la zona del Complejo Lagunar Huizache-Caimanero. Finalmente, la zona comprendida entre la desembocadura del Río Baluarte y Teacapán, que es una llanura de barrera inundable, pertenece a la subprovincia del Delta del Río Grande de Santiago.

Geológicamente, la Costa de Sinaloa presenta de manera predominante suelos del Cuaternario, aunque también se observan rocas ígneas extrusivas básicas del Cuaternario y rocas calizas del Cretácico inferior. Los tipos de suelos más importantes son el solonchak y el vertisol. El solonchak se encuentra en las zonas sujetas a inundación y a la acción de las mareas, siendo principalmente salinos; en este tipo de suelo se desarrollan los manglares y la vegetación halófila. El vertisol se ubica a continuación del solonchak, tierra adentro, y en él se desarrolla la actividad agrícola y se encuentran los relictos de la selva baja caducifolia del Valle de Sinaloa.

El clima de esta región de Sinaloa va desde el muy seco y cálido en el norte hasta el cálido subhúmedo en el sur. La precipitación total anual varía desde los 100 mm en el norte hasta los 1000 mm en el sur, siendo para la zona centro de la Costa de Sinaloa de 400 a 500 mm. Las lluvias caen en verano, siendo la precipitación invernal de menos del 5 al 10.2% de la precipitación total anual. La humedad del suelo se conserva hasta dos meses (Agosto y Septiembre) para la zona centro de la Costa de Sinaloa, permaneciendo seco el resto del año. La temperatura media anual también varía en un gradiente norte-sur desde los 22 hasta los 28° C, respectivamente.

El margen Oeste del Estado de Sinaloa consiste de una planicie costera larga y estrecha, bordeada por lagunas costeras someras que reciben cantidades variables de agua dulce proveniente de ríos y canales de irrigación agrícola. Las poblaciones más grandes de anátidos que invernan en esta área, generalmente están asociadas con el exceso de agua de riego, especialmente donde ésta fluye a planicies salinas o a lagunas de marea, creando condiciones de agua dulce a salobre. El arroz, el trigo y otros granos pequeños proporcionan abundante alimento para los patos y gansos que se alimentan de cultivos (Saunders y Saunders, 1981, y Scott, 1983 cit. in Kramer y Migoya, 1989; Kramer y Euliss, 1986).

La región del Estero Agiabampo y del Estero Bacorehuis, siendo ambos cuerpos de agua de marea, se encuentran en donde colindan los estados de Sonora y Sinaloa. Esta zona tiene una longitud de 38 kilómetros e incluye 70,000 hectáreas de cultivos de riego cerca de los reservorios de Navojoa y Mocuzari. Saunders y Saunders (1981, cit. in Kramer y Migoya, 1989) creen que estas lagunas contienen vegetación acuática sumergida, probablemente *Ruppia maritima* y algas marinas. En 1985, Kramer (datos no publicados) encontró *Zostera marina* (zacate salado) en el Estero Agiabampo.

La región de Topolobampo comprende grandes lagunas salobres y bahías someras de agua salada con poca vegetación acuática (Scott y Carbonell, 1986 cit. in Kramer y Migoya, 1989). Entre las áreas principales se incluyen la Bahía San Esteban, localizada justo al sur de la desembocadura del Río Fuerte; la Bahía Santa María, la Bahía Topolobampo y la Bahía Navachiste. Esta región también incluye las tierras agrícolas cerca de Los Mochis. El reservorio principal en esta región es la presa El Majón en el Río Fuerte (Saunders y Saunders, 1981 cit. in Kramer y Migoya, 1989).

Los humedales principales de la región de Santa María, están próximos a la Bahía Santa María, cerca de la boca del Río Mocorito. La bahía es paralela a la costa por aproximadamente 74 kilómetros. La Isla Altamura (con 42 km. de longitud) separa a la bahía del océano. La bahía contiene abundante *Z. marina* y *R. maritima* (Saunders y Saunders, 1981 cit. in Kramer y Migoya, 1989). En los humedales que bordean el margen este de la bahía, las plantas acuáticas *Scirpus acutus*, *Najas marina* y *Ceratophyllum demersum*, pueden constituir importantes fuentes alimenticias para los anátidos, proporcionando semillas y sustrato para invertebrados (R. Migoya, com. pers.)

La característica principal de la región Pabellón es la Ensenada Pabellón, un gran cuerpo de agua de marea. La mayor parte de su agua dulce proviene del Río Culiacán. Adyacentes a esta laguna se encuentran planicies salinas, estanques de marea y manglares. La porción sur de la Ensenada, grande y somera, se torna turbia durante fuertes vientos y tiene grandes planicies fangosas expuestas durante las mareas bajas (Kramer y Migoya, 1989). Saunders y Saunders (1981, cit. in Kramer y Migoya, 1989) encontraron poca vegetación acuática en la Ensenada Pabellón además de las algas, sin embargo, abundantes poblaciones de pequeños moluscos son empleados por los patos de bahía. Las lagunas de tierra adentro contienen principalmente *R. maritima*, algo de *Chara spp.* y otras algas. Las extensivas tierras irrigadas donde se cultiva arroz y trigo, se extienden desde el noroeste de Culiacán hacia el sur por 40 kilómetros. Dos grandes reservorios, la presa Adolfo López Mateos y la presa Sanalona, se encuentran próximas, además de una serie de diques a lo largo del Canal Principal San Lorenzo que representan hábitats de invernación importantes para los patos.

La región Dimas es una serie de lagunas entre la Ensenada Pabellón y Mazatlán. La laguna más septentrional se extiende

aproximadamente a 60 kilómetros de la boca del Río San Lorenzo hasta cerca del Río Elota. Cuando las condiciones de agua son favorables, estas lagunas proporcionan un buen hábitat con abundancia de *R. maritima*, pero en años de poco escurrimiento, muchos de los cuerpos de agua están secos y el uso de este hábitat por parte de los anátidos es escaso (Saunders y Saunders, 1981 cit. in Kramer y Migoya, 1989).

Los estuarios entre Mazatlán y el Río Baluarte constituyen la región de Caimanero. La principal área para los anátidos es la Laguna Caimanero, que comienza a 24 kilómetros al sureste de Mazatlán y se encuentra entre los deltas del Río Presidio y del Río Baluarte. La Laguna Caimanero es somera y varía grandemente en tamaño de una temporada a otra, dependiendo de la cantidad de escurrimiento de la sierra adyacente. En la década de los 50's, el alimento principal para los anátidos fue *R. maritima*, que crece en las aguas de salobres a salinas de la porción norte. Las algas verdes y los moluscos de varias especies también están presentes (Saunders y Saunders, 1981 cit. in Kramer y Migoya, 1989).

La región de Marismas Nacionales, comprende una serie de lagunas cenagosas que se extienden del delta del Río Baluarte al delta del Río San Pedro. La fuente principal de agua dulce es el Río Acajoneta y varias corrientes más pequeñas. La superficie del agua varía grandemente de un año a otro, dependiendo de la cantidad de lluvia y escurrimiento. Los hábitats para los anátidos incluyen lagunas salinas someras y extensas, estanques poco profundos bordeados por mangle, y grandes ciénagas y planicies fangosas (Saunders y Saunders, 1981 cit. in Kramer y Migoya, 1989).

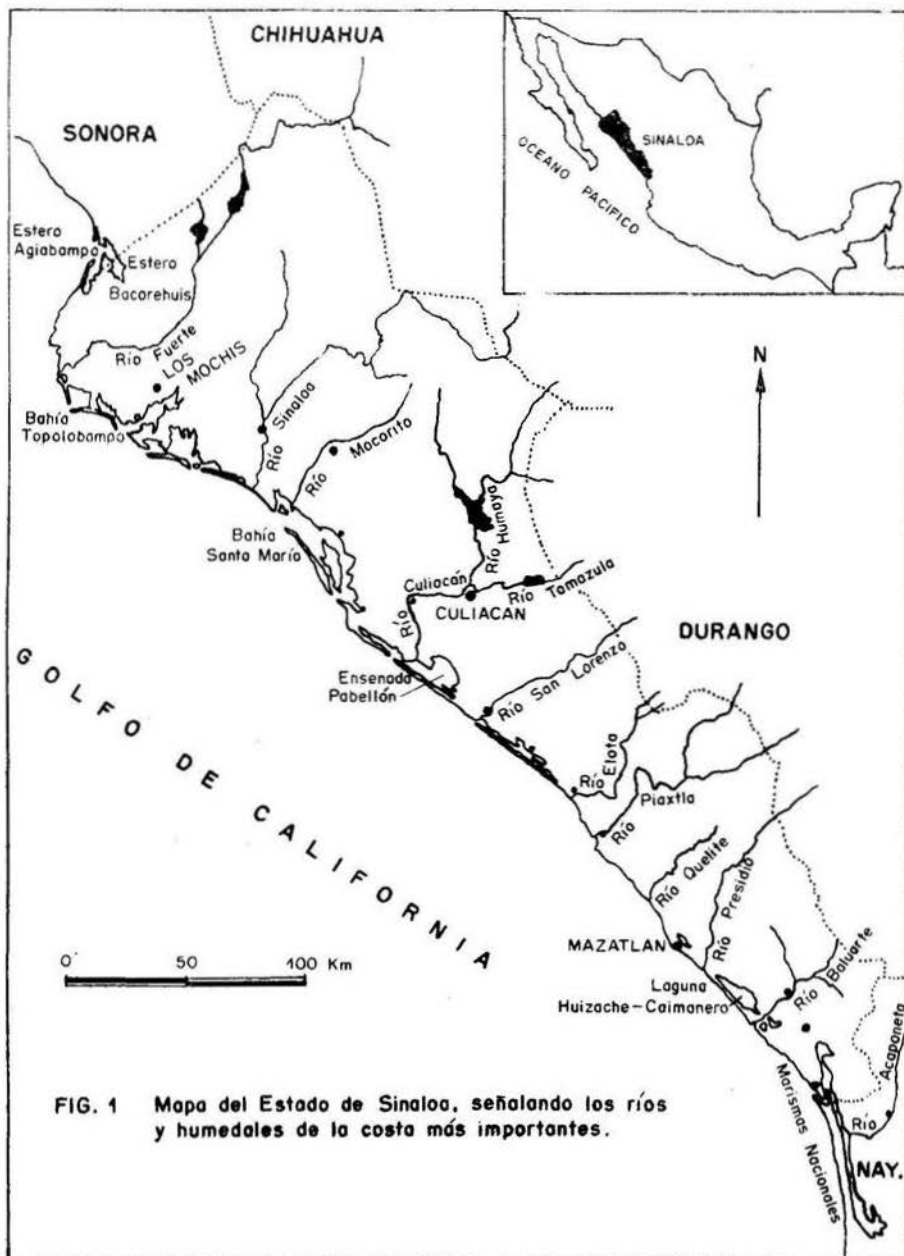


FIG. 1 Mapa del Estado de Sinaloa, señalando los ríos y humedales de la costa más importantes.

## METODOLOGIA

### TRABAJO DE CAMPO

Este estudio se llevó a cabo durante el período de Octubre de 1991 a Marzo de 1992, comprendiendo los hábitats de invernación de la costa norte a centro de Sinaloa más importantes para el pato golondrino, es decir, desde el Estero Bacorehuis en la colindancia con el Estado de Sonora, hasta el Estero Agua Amarga, al noroeste de la desembocadura del Río Elota (Figura. 1).

Del 15 de Octubre al 6 de Noviembre se capturaron 61 hembras de pato golondrino con el fin de colocarles un transmisor de carga dorsal (Dweyer, 1972). Las capturas se realizaron en las playas de la Laguna de Chiricahueto, en el área conocida localmente como "El Rancho del Pollo" ( $107^{\circ} 26' 22''$  Long. O,  $24^{\circ} 26' 15''$  Lat. N), por ser ésta la zona que presentó la mayor concentración de individuos durante el período de captura, además de representar facilidades logísticas. Para la captura fueron empleadas redes de cohete, las cuales, en ocasiones fueron cebadas con arroz palay. A las hembras capturadas se les determinó la edad (Duncan, 1985), se les pesó y se les tomaron las medidas de cuerda alar, culmen, tarso longitudinal y tarso total, con el fin de evaluar posteriormente su índice de condición (Whyte y Bolen, 1984; Miller, 1986b). Después fueron anilladas con bandas tarsales proporcionados por el Bird Banding Laboratory del Servicio Estadounidense de Pesca y Vida Silvestre, los cuales comprendieron la serie del 976-21164 al 976-21244 (incluyendo algunos machos de pato golondrino). Finalmente se les ajustó el transmisor de carga dorsal con un arnés de tubo PVC, de 21 gr. de peso (lo que representó en promedio el 2.8% del peso corporal al momento de colocar el transmisor), y con una batería con una capacidad de funcionamiento de 240 días. Los transmisores comprendieron un rango de frecuencia de 164.998 a 165.811 MHz, procurando una diferencia de frecuencia de 0.01 MHz entre un transmisor y otro para evitar el traslape de señales. Tan pronto como eran procesadas todas las hembras, se liberaban juntas en la misma zona en que eran capturadas. Además de las 61 hembras radiomarcadas en este estudio, se adicionó una más captada el 17 de Noviembre, la cual fue radiomarcada el 29 de Agosto de 1991 en los pastizales de los Banos, California, E.U.A. en un proyecto análogo a éste.

La razón por la cual sólo fueron estudiadas las hembras de esta población de pato golondrino, obedeció a dos factores principales, uno logístico y otro ecológico. Debido a que únicamente se disponía de 61 transmisores, y para evaluar la sobrevivencia de esta población por clases de sexo, edad e índice de condición corporal, fue necesario tener un tamaño de muestra lo suficientemente grande para obtener datos representativos y por lo tanto confiables, se decidió radiomarcarse únicamente a las hembras. Esta decisión se fundamentó en la mayor importancia que tienen las hembras desde el punto de vista reproductivo y por lo tanto, del tamaño poblacional, pues se podría considerar a las hembras de esta especie como el factor limitante durante la reproducción, ya que

generalmente una hembra puede producir una nidada, mientras que los machos pueden aparearse con más de una hembra.

El radiorastreo se realizó de manera terrestre y aérea a partir del 20 de Octubre hasta el 21 de Marzo. Las localizaciones terrestres se llevaron a cabo empleando un receptor (ATS y Telonics) conectado a una antena direccional doble de cuatro elementos y sistema Null-Peak, acoplada al toldo de cada una de las dos camionetas pick-up utilizadas. Los datos para realizar la triangulación se obtenían mediante lecturas de la orientación de la antena con respecto a la camioneta, al captar la señal más intensa del transmisor, y tomando la lectura del azimut de la camioneta empleando una brújula. El radiorastreo en tierra cubrió una área desde Navolato hacia el sureste hasta la Península de Villamoros, es decir, desde el Río Culacán hasta el sur del Río San Lorenzo.

El radiorastreo aéreo se llevó a cabo por lo menos una vez al mes, durante los meses de Octubre a Febrero. Para tal efecto se colocaba una antena direccional de cuatro elementos en cada uno de los montantes de las alas de la avioneta, e igualmente conectadas a los receptores. Las localizaciones aéreas se hicieron en base al incremento relativo de la intensidad de la señal del transmisor, al dirigir la avioneta hacia el animal, y ubicándolo en áreas predeterminadas. El radiorastreo aéreo abarcó toda el área de estudio, es decir, desde el Estero Bacorehuis hasta el Estero Agua Amarga.

Los datos obtenidos del radiorastreo fueron vertidos en el programa computacional LOCATE, el cual realizaba las triangulaciones, proporcionando la ubicación de las hembras en grados UTM (Proyección Transversa Universal de Mercator) con una precisión de 10 m<sup>2</sup>. Las triangulaciones determinadas mediante LOCATE, fueron localizadas en mapas topográficos 1:50,000 de la región, para visualizar de esta manera la posición geográfica de las hembras. Con esto se pudieron evaluar los movimientos de las hembras, y en caso de no cambiar la posición del transmisor por varios días, se realizaba una inspección en campo para conocer el estatus de la hembra.

#### **ANALISIS DE DATOS**

Las tasas de sobrevivencia fueron estimadas en base a la modificación del procedimiento Kaplan-Meier por Pollock *et al.* (1989), denominado "Diseño de Entradas Graduales", el cual tiene la bondad de permitir añadir nuevos individuos marcados al estudio de sobrevivencia, aunque éste ya se haya iniciado. Este procedimiento se fundamenta en las siguientes suposiciones:

- 1) Los animales de una determinada clase de sexo y edad han sido muestreados aleatoriamente.
- 2) La sobrevivencia es independiente entre los animales.
- 3) La captura del animal y el hecho de llevar un transmisor no influye en la sobrevivencia futura del animal.

- 4) La pérdida de una señal no está relacionada con el estatus del animal.
- 5) Los animales recién marcados tienen la misma función de sobrevivencia que los animales previamente marcados.

Todas las suposiciones fueron cumplidas, excepto la 4, la cual sólo fue cumplida parcialmente, ya que 3 transmisores fueron perdidos, por lo que no se tuvo la certeza para afirmar o negar que la pérdida de la señal estuvo relacionada con la sobrevivencia del animal. Por ésta razón, se consideraron dos límites extremos (Pollock *et al.*, 1989), en donde en el límite inferior se consideró que todos los transmisores perdidos representaron muertes verdaderas, y en el límite superior que todos sobrevivieron hasta el final del estudio.

En este modelo, la función de sobrevivencia ( $S[t]$ ) es la probabilidad de que un determinado animal de una población sobreviva  $t$  unidades de tiempo desde el inicio del estudio. La estimación no-paramétrica de la función de sobrevivencia puede ser obtenida restringiéndose a puntos de tiempo discretos cuando las muertes ocurren:

$$a_1, a_2, \dots, a_g$$

el número de animales en riesgo en estos puntos son definidos como:

$$r_1, r_2, \dots, r_g$$

y el número de muertes en dichos puntos son:

$$d_1, d_2, \dots, d_g$$

La probabilidad de sobrevivencia desde cero hasta  $a_1$  es estimada por:

$$S(a_1) = 1 - d_1/r_1$$

ya que  $d_1/r_1$  es la proporción de muertes estimadas en el intervalo. La probabilidad de sobrevivencia desde  $a_1$  hasta  $a_2$ , es igualmente determinada por  $1 - d_2/r_2$  y por lo tanto,  $S(a_2)$  está dada por el producto:

$$S(a_2) = (1 - d_1/r_1)(1 - d_2/r_2)$$

De ésta manera, la función de sobrevivencia estimada para cualquier tiempo  $t$  arbitrario está dada por:

$$S(t) = \prod_{j | a_j < t} (1 - d_j / r_j)$$

lo que es la forma matemática de plantear que se está considerando el producto de todos los términos  $j$  para los cuales  $a_j < t$ .



Cox y Oakes (1984, cit. in Pollock et al., 1989), desarrollaron un modelo para estimar la varianza de la tasa de sobrevivencia en un punto de tiempo arbitrario:

$$\text{var } (S(t)) = \frac{[S(t)]^2 [1 - S(t)]}{r(t)}$$

Los intervalos de confianza pueden ser obtenidos en base a las dos ecuaciones anteriores en el tiempo  $t = t_0$

$$S(t_0) \pm Z_{0.05} [\text{var } S(t_0)]^{1/2}$$

$$S(t_0) \pm 1.96 [\text{var } S(t_0)]^{1/2}$$

en donde  $Z_{0.05}$  es la puntuación estándar para un nivel de probabilidad del 95%. Para que sean correctos los intervalos de confianza calculados por los procedimientos desarrollados a partir de una distribución binomial, la sobrevivencia de un animal debe ser independiente de la de otros.

Típicamente se asume que  $r_j$  está disminuyendo debido a las muertes y a la pérdida de señales, pero no existe razón de que así tenga que ser, ya que puede aumentar si se adicionan gradualmente animales marcados. De esta manera, se asume que cualquier nuevo animal marcado tiene la misma función de sobrevivencia que los animales previamente marcados.

Debido a que se hicieron comparaciones entre las tasas de sobrevivencia de hembras adultas y juveniles, y de índice de condición alto y bajo, para cada clase de edad, Pollock et al. (1989) sugieren el empleo de la prueba log-rank, debido a su simplicidad y a que se puede generalizar cuando los animales han entrado gradualmente al estudio.

Para comparar dos funciones de sobrevivencia el procedimiento anterior se generaliza. Para la muestra formada por la combinación de dos muestras,  $a_1, a_2, \dots, a_k$  denotan los tiempos de muerte. Supóngase que se presentan  $d_j$  muertes y  $r_j$  animales en riesgo en  $a_j$ , siendo  $d_{1j}$  y  $d_{2j}$  de las muestras 1 y 2 respectivamente. De manera similar, existen  $r_{1j}$  y  $r_{2j}$  animales en riesgo de las dos muestras.

Para cada uno de los puntos  $k$  los datos pueden ser representados como una tabla de contingencia de  $2 \times 2$ . Para la  $j$ -ésima tabla de contingencia las fórmulas para el valor esperado ( $E$ ) y la varianza de  $d_{2j}$  son:

$$E(d_{2j}) = d_j r_{2j} / r_j$$

$$\text{var}(d_{2j}) = r_{1j} r_{2j} d_j / r_j^2$$

Una aproximación de la prueba estadística  $\chi^2$  con un grado de libertad puede ser obtenida combinando los resultados de todas las tablas de contingencia (asumiendo independencia condicional y normalidad asintótica de las  $d$ 's) de la siguiente manera:

$$\chi^2 = \frac{[\sum_{j=1}^k d_{2j} - \sum_{j=1}^k E(d_{2j})]^2}{\sum_{j=1}^k \text{var}(d_{2j})}$$

La condición, definida por Owen y Cook (1977) como la adecuación de un individuo para enfrentar las necesidades energéticas presentes y futuras con relación a sus actividades, fue evaluada en términos de índice de condición corporal (Whyte y Bolen, 1984) calculada como:

$$\text{IC} = \text{Peso corporal} / \text{Cuerda alar}$$

éste índice permite evaluar la condición corporal del anátido sin sacrificarlo; sin embargo, existe un bajo coeficiente de determinación ( $r^2 = .53$  [White y Bolen, 1984]) entre este índice y el contenido total de grasa corporal (la cual representa la fuente primaria de energía).

La condición de cada hembra de pato golondrino se determinó en base al índice mencionado, y las hembras para cada clase de edad se clasificaron como de condición alta o baja, en relación a su índice de condición con respecto al valor de la media para cada clase de edad, es decir, las hembras con un índice de condición por arriba del valor de la media, se consideraron como de índice de condición alto, y de manera contraria, las hembras con un índice de condición por debajo del valor de la media, se catalogaron como de índice de condición bajo.

## RESULTADOS

De las 62 hembras radiomarcadas que inicialmente formaron parte del estudio, 5 fueron excluidas del análisis de los resultados, ya que una vez radiomarcadas, 3 nunca pudieron ser captadas y en 2 su último registro se obtuvo tres días después de la colocación del transmisor. Con esto se infiere que estas 5 hembras salieron del área de estudio y debido a que sus tasas de sobrevivencia pueden no ser representativas de la tasa de sobrevivencia de las hembras de la población de pato golondrino estudiada (White y Garrot, 1990), si consideramos tasas de sobrevivencia heterogéneas (Pollock y Raveling, 1982), es razonable su exclusión del estudio. De esta manera, sólo 57 hembras radiomarcadas fueron consideradas en el análisis de las tasas de sobrevivencia. Considerando las 62 hembras radiomarcadas inicialmente, 28 fueron adultas y 34 inmaduras; excluyendo las cinco hembras que salieron del área de estudio, 27 fueron adultas y 30 inmaduras (Apéndice I).

Durante todo el estudio sólo fue registrada 1 muerte y 3 transmisores fueron perdidos. La muerte correspondió a una hembra inmadura de índice de condición alto y los transmisores perdidos pertenecían a una adulta de índice de condición alto y a dos inmaduras de índice de condición bajo. La única muerte se debió a la actividad cinegética, la cual ocurrió durante los primeros días de iniciada la temporada de cacería. En lo que respecta a los transmisores perdidos, no se puede asegurar que dichas pérdidas estuvieran asociadas a las características de sobrevivencia de las hembras que los llevaban, por esta razón, fueron estimadas tasas de sobrevivencia máxima, mínima y promedio, considerando que, para los dos primeros casos todas las hembras perdidas sobrevivieron o que todas murieron, respectivamente, para posteriormente estimar una tasa promedio (Pollock, *et al.*, 1989). La pérdida de los 3 transmisores no afectó la tasa de sobrevivencia real, ya que cuando la cantidad de transmisores perdidos es pequeña y se está empleando un método de análisis que permite la pérdida de señales, prácticamente no existe sesgo en los resultados (Lagakos, 1979). Sin embargo, se tiene la sospecha de que al menos uno de los transmisores perdidos se debió a la emigración de la hembra del área de estudio, ya que una vez que se le colocó el transmisor, sólo se captó dudosamente en una ocasión después de 43 días. No obstante, debido a la incertidumbre, fue considerado como un transmisor perdido.

La captura de las hembras de pato golondrino, así como el hecho de llevar un transmisor, al parecer no influyeron en su sobrevivencia, pues la manifestación de sus movimientos en toda la zona de estudio durante la temporada de invernación en cuestión; la evidencia de su emigración, y el hallazgo de 7 de las hembras radiomarcadas en Alaska en los meses de Mayo y Junio de 1992, por el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de E.U.A. (R. Migoya, com. pers.), sugieren que el efecto de la captura, la manipulación y el hecho de llevar un transmisor, es mínimo. No obstante existe variación individual, ya que dos hembras se liberaron del transmisor

después de 3 ó 4 semanas de su colocación; lo que probablemente se deba a que no pudieron adaptarse a llevar dicho transmisor.

#### TASA DE SOBREVIVENCIA

Se obtuvo una tasa de sobrevivencia para las hembras de pato golondrino del 95.45% (92.73 - 98.18%) (Tabla 1, Figura 2). La muerte registrada (12/Nov) y la pérdida de los 3 transmisores (uno el 18/Nov y dos el 30/Nov), ocurrió entre los 13 y los 43 días después de la colocación del transmisor, y durante el primer mes de la temporada cinegética. Posterior a esto, no se registró ningún deceso.

#### TASAS DE SOBREVIVENCIA EN BASE A LA EDAD

Para las hembras adultas se determinó una tasa de sobrevivencia del 98.15% (96.30 - 100.0%) (Tabla 2, Figura 3) y para las hembras inmaduras del 92.98% (89.40 - 96.55%) (Tabla 3, Figura 4). A pesar de que la tasa de sobrevivencia de las hembras inmaduras fue menor, esta diferencia no es significativa ( $P \leq 0.05$ , Apéndice II), por lo que se infiere que por lo menos en esta zona de invernación y durante esta temporada, las tasas de sobrevivencia de las hembras de pato golondrino catalogadas en base a la clase de edad fueron homogéneas. No obstante, al comparar la tasa de sobrevivencia máxima de las hembras adultas con la tasa de sobrevivencia mínima de las inmaduras (Apéndice II.2), se encontró una diferencia estadística a un nivel de significancia de  $P = 0.10$ , sin embargo no se consideró esta diferencia para evitar cometer un error estadístico tipo I.

#### TASAS DE SOBREVIVENCIA EN BASE A LA EDAD E INDICE DE CONDICION

El grupo de hembras adultas de índice de condición alto estuvo conformado por 12 hembras con un valor promedio de índice de condición de 32.26 ( $\sigma_{n-1} = 1.64$ ); el grupo de hembras adultas de índice de condición bajo estuvo formado por 15 hembras con un valor promedio de 26.95 ( $\sigma_{n-1} = 1.28$ ). En lo que respecta a las hembras inmaduras, el grupo de índice de condición alto estuvo constituido por 14 hembras con un valor promedio de 31.47 ( $\sigma_{n-1} = 1.67$ ), y el grupo de índice de condición bajo estuvo formado por 16 hembras con un valor promedio de 25.99 ( $\sigma_{n-1} = 2.61$ ). La tasa de sobrevivencia de las hembras adultas del grupo de índice de condición alto fue del 95.83% (91.67 - 100.0%) (Tabla 4), mientras que la tasa del grupo de índice de condición bajo fue del 100.0% (Tabla 5). Para el caso de las hembras inmaduras con un índice de condición alto, la tasa de sobrevivencia fue del 85.71% (78.57 - 92.86%) (Tabla 6) y para las inmaduras con índice de condición bajo fue del 100% (Tabla 7). Las tasas de sobrevivencia de las hembras en base a su índice de condición no fue significativamente diferente ni dentro de una misma clase de edad, ni entre clases de edad ( $P \leq 0.05$ , Apéndice III). Esto evidencia tasas de sobrevivencia homogéneas entre los grupos de

índice de condición dentro de cada clase de edad y entre clases de edad.

Al comparar la tasa de sobrevivencia máxima de las hembras adultas de índice de condición alto con la tasa de sobrevivencia mínima de las inmaduras de índice de condición alto (Apéndice III.3); la tasa de sobrevivencia de las hembras adultas de índice de condición bajo con la tasa de sobrevivencia mínima de las inmaduras de índice de condición alto (Apéndice III.8), y la tasa de sobrevivencia mínima de las hembras inmaduras de índice de condición alto con la tasa de sobrevivencia de las inmaduras de índice de condición bajo (Apéndice III.10); se encontraron diferencias estadísticas a un nivel de significancia de  $P = 0.10$ , sin embargo, estas diferencias tampoco fueron consideradas para evitar cometer un error estadístico tipo I.

#### **EMIGRACION**

Aunque este aspecto de la biología del pato golondrino, se encuentra fuera de los objetivos del estudio, la pérdida sucesiva de las señales de las hembras radiomarcadas a finales de la temporada de invernación definió la manera gradual en que las hembras emigran de esta zona, para dirigirse a las áreas de reproducción. El primer indicio de emigración se registró el 4 de Enero, prolongándose hasta el 14 de Marzo, teniendo que la mayor actividad de emigración ocurrió durante el mes de Febrero, a partir de la segunda semana (Figura 5).

TABLA 1.  
TASA DE SOBREVIVENCIA MAXIMA, MINIMA Y PROMEDIO DE LAS HEMBRAS DE PATO GOLONDRINO  
QUE INVERNARON EN LOS HUMEDALES DE LA COSTA DE SINALOA DURANTE LA TEMPORADA 1991-1992

Fecha aj	rj	dj		Señales Perdidas		Adiciones	S(t) Max	S(t) Min	Intervalo de Confianza 95%	var(S(t))
		Max	Min	Max	Min					
16/OCT	0	0		0		5				
17/OCT	5	0		0		22	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
23/OCT	27	0		0		8	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
29/OCT	35	0		0		12	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
2/NOV	47	0		0		2	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
6/NOV	49	0		1		0	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
7/NOV	48	0		0		7	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
12/NOV	55	1		0		0	0.9818	0.9818	0.9868-1.0168	0.0003
16/NOV	54	0		1		0	0.9818	0.9818	0.9868-1.0168	0.0003
17/NOV	53	0		0		1	0.9818	0.9818	0.9868-1.0168	0.0003
18/NOV	54	0	1	1	0	0	0.9818	0.9636	0.9146-1.0126	0.0006
30/NOV	53	0	2	2	0	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
4/ENE	51	0		1		0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
19/ENE	50	0		1		0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
20/ENE	49	0		1		0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
24/ENE	48	0		5		0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
30/ENE	43	0		2		0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012

TABLA 1. (continuación)

10/FEB	41	0	2	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
11/FEB	39	0	1	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
12/FEB	38	0	1	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
14/FEB	37	0	1	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
15/FEB	36	0	3	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
19/FEB	33	0	4	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
21/FEB	29	0	8	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
23/FEB	21	0	2	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
24/FEB	19	0	1	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
26/FEB	18	0	3	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
27/FEB	15	0	3	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
29/FEB	12	0	5	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
4/MAR	7	0	1	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
5/MAR	6	0	1	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
7/MAR	5	0	1	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
11/MAR	4	0	2	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
14/MAR	2	0	2	0	0.9818	0.9273	0.8599-0.9946	0.0012
					$\bar{x} = 0.9545$			

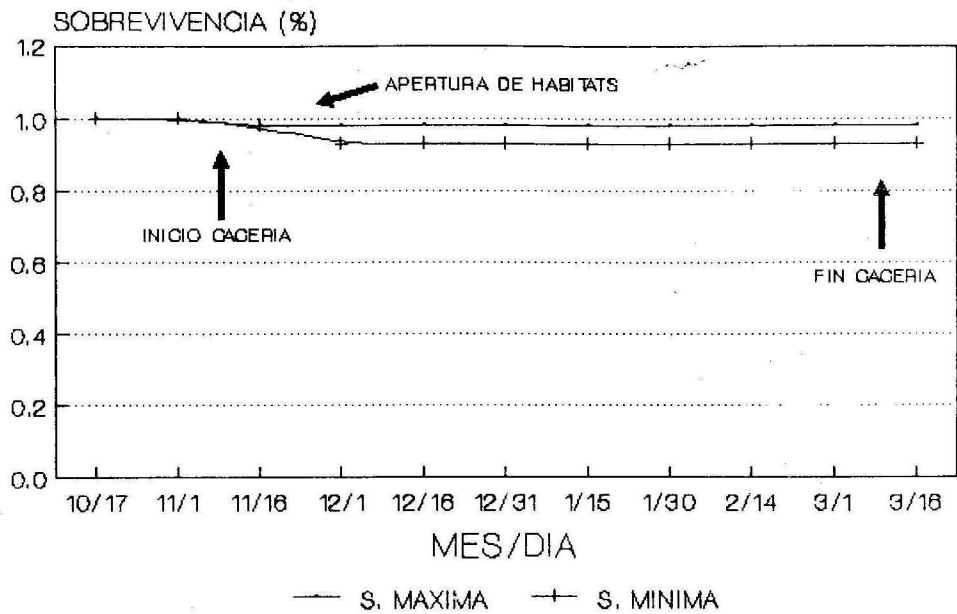


FIGURA 2. SOBREVIVENCIA DE LAS HEMBRAS  
DE PATO GOLONDRINO INVERNANDO EN LA  
COSTA DE SINALOA EN LA TEMPORADA 1991-92



TABLA 2.  
TASA DE SOBREVIVENCIA MAXIMA, MINIMA Y PROMEDIO DE LAS HEMBRAS ADULTAS DE PATO GOLONDRINO  
QUE INVERNARON EN LOS HUMEDALES DE LA COSTA DE SINALOA DURANTE LA TEMPORADA 1991-1992.

Fecha aj	rj	dj		Señales Perdidas		Adiciones	S(t) Max	S(t) Min	Intervalo de Confianza 95%	var(S[t])
		Max	Min	Max	Min					
16/OCT	0	0		0		1				
17/OCT	1	0		0		9	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
23/OCT	10	0		0		4	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
29/OCT	14	0		0		6	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
2/NOV	20	0		0		2	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
7/NOV	22	0		0		4	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
17/NOV	26	0		0		1	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
30/NOV	27	0	1	1	0	0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
4/ENE	26	0		1		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
20/ENE	25	0		1		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
24/ENE	24	0		2		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
30/ENE	22	0		1		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
10/FEB	21	0		1		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
12/FEB	20	0		1		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
14/FEB	19	0		1		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
15/FEB	18	0		1		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
19/FEB	17	0		3		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
21/FEB	14	0		4		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
23/FEB	10	0		1		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
24/FEB	9	0		1		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
26/FEB	8	0		2		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
29/FEB	6	0		3		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
4/MAR	3	0		1		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
7/MAR	2	0		1		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
11/MAR	1	0		1		0	1.0000	0.9630	0.8931-1.0329	0.0013
							<b>X = 0.9815</b>			

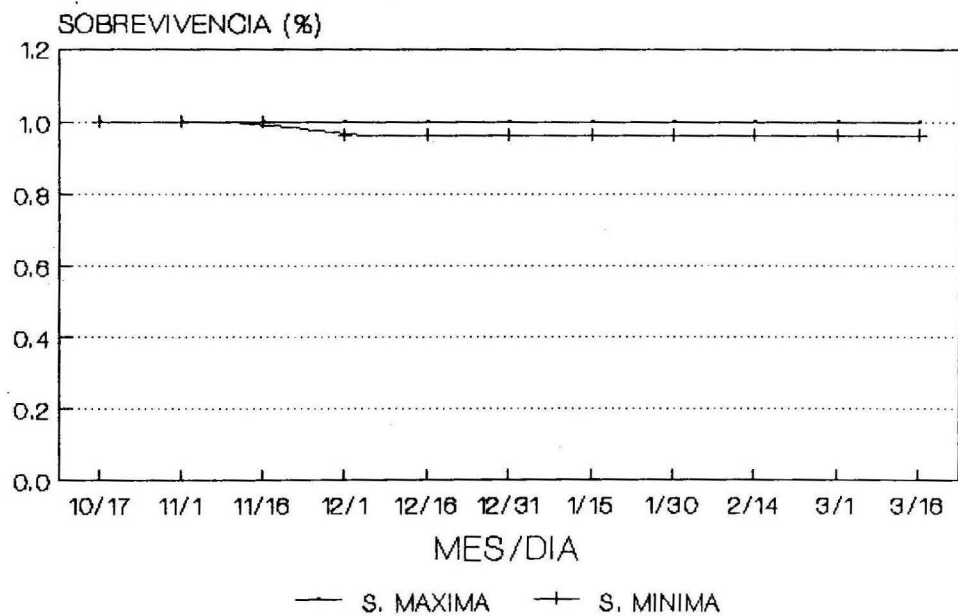


FIGURA 3. SOBREVIVENCIA DE LAS HEMBRAS ADULTAS DE PATO GOLONDRINO PARA LA COSTA DE SINALOA, TEMPORADA 1991-1992.

TABLA 3.  
TASA DE SOBREVIVENCIA MAXIMA, MINIMA Y PROMEDIO DE LAS HEMBRAS INMADURAS DE PATO GOLONDRINO  
QUE INVERNARON EN LOS HUMEDALES DE LA COSTA DE SINALOA DURANTE LA TEMPORADA 1991-1992.

Fecha aj	rj	dj		Señales Perdidas		Adiciones	S(t) Max	S(t) Min	Intervalo de Confianza 95%	var(S[t])	
		Max	Min	Max	Min						
16/OCT	0	0		0		4					
17/OCT	4	0		0		13	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000	
23/OCT	17	0		0		4	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000	
29/OCT	21	0		0		6	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000	
6/NOV	27	0		1		0	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000	
7/NOV	26	0		0		3	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000	
12/NOV	29	1		0		0	0.9655	0.9655	0.9003-1.0308	0.0011	
16/NOV	28	0		1		0	0.9655	0.9655	0.9003-1.0308	0.0011	
18/NOV	27	0	1	1	0	0	0.9655	0.9298	0.8368-1.0227	0.0022	
30/NOV	26	0	1	1	0	0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
19/ENE	25	0		1		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
24/ENE	24	0		3		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
30/ENE	21	0		1		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
10/FEB	20	0		1		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
11/FEB	19	0		1		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
15/FEB	18	0		2		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
19/FEB	16	0		1		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
21/FEB	15	0		4		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
23/FEB	11	0		1		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
26/FEB	10	0		1		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
27/FEB	9	0		3		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
29/FEB	6	0		2		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
5/MAR	4	0		1		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
11/MAR	3	0		1		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
14/MAR	2	0		2		0	0.9655	0.8940	0.7821-1.0059	0.0033	
							$\bar{x} = 0.9298$				

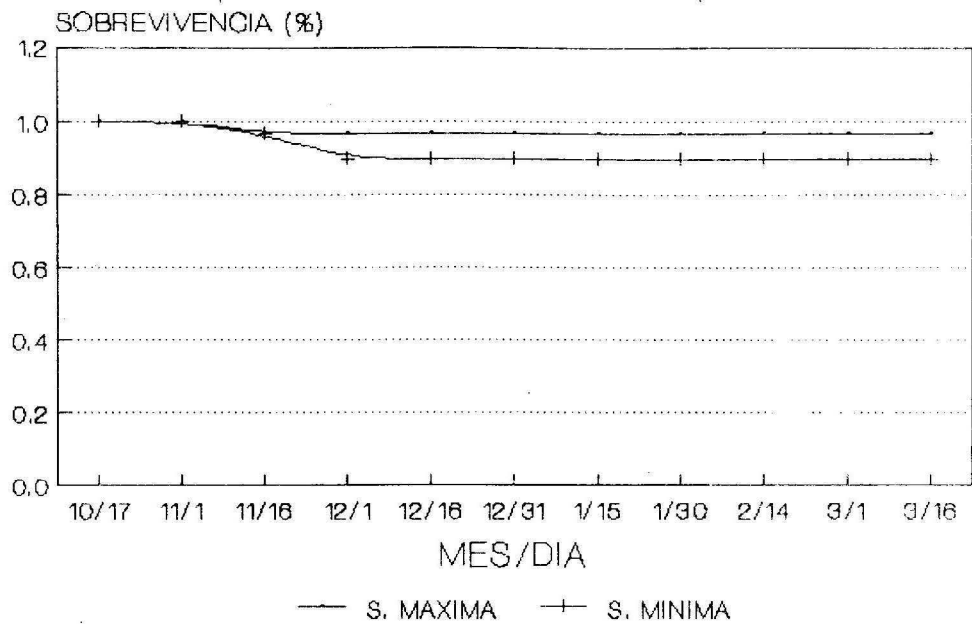


FIGURA 4. SOBREVIVENCIA DE LAS HEMBRAS INMADURAS DE PATO GOLONDRINO PARA LA COSTA DE SINALOA, TEMPORADA 1991-1992.

TABLA 4.  
TASA DE SOBREVIVENCIA MAXIMA, MINIMA Y PROMEDIO DE LAS HEMBRAS ADULTAS DE PATO GOLONDRINO DEL GRUPO DE INDICE DE CONDICION ALTO, QUE INVERNARON EN LOS HUMEDALES DE LA COSTA DE SINALOA DURANTE LA TEMPORADA 1991-1992.

Fecha aj	rj	dj		Señales Perdidas		Adiciones	S(t) Max	S(t) Min	Intervalo de Confianza 95%	var(S[t])
		Max	Min	Max	Min					
16/OCT	0		0		0					
17/OCT	1		0		0		1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
23/OCT	5		0		0		1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
29/OCT	6		0		0		1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
2/NOV	10		0		0		1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
7/NOV	11		0		0		1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
30/NOV	12	0	1	1	0	0	1.0000	0.9167	0.7669-1.0664	0.0058
4/ENE	11		0		1	0	1.0000	0.9167	0.7669-1.0664	0.0058
30/ENE	10		0		1	0	1.0000	0.9167	0.7669-1.0664	0.0058
15/FEB	9		0		1	0	1.0000	0.9167	0.7669-1.0664	0.0058
19/FEB	8		0		2	0	1.0000	0.9167	0.7669-1.0664	0.0058
21/FEB	6		0		1	0	1.0000	0.9167	0.7669-1.0664	0.0058
23/FEB	5		0		1	0	1.0000	0.9167	0.7669-1.0664	0.0058
24/FEB	4		0		1	0	1.0000	0.9167	0.7669-1.0664	0.0058
26/FEB	3		0		1	0	1.0000	0.9167	0.7669-1.0664	0.0058
29/FEB	2		0		2	0	1.0000	0.9167	0.7669-1.0664	0.0058
							$\bar{x} = 0.9583$			

TABLA 5.  
TASA DE SOBREVIVENCIA DE LAS HEMBRAS ADULTAS DE PATO GOLONDRINO DEL GRUPO DE  
INDICE DE CONDICION BAJO, QUE INVERNARON EN LOS HUMEDALES DE LA COSTA DE SINALOA  
DURANTE LA TEMPORADA 1991-1992.

Fecha aj	rj	dj	Señales Perdidas	Adiciones	S(t)	Intervalo de Confianza 95%	var(S[t])
17/OCT	0	0	0	5			
23/OCT	5	0	0	3	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
29/OCT	8	0	0	2	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
2/NOV	10	0	0	1	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
7/NOV	11	0	0	3	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
17/NOV	14	0	0	1	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
20/ENE	15	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
24/ENE	14	0	2	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
10/FEB	12	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
12/FEB	11	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
14/FEB	10	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
19/FEB	9	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
21/FEB	8	0	3	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
26/FEB	5	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
29/FEB	4	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
4/MAR	3	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
7/MAR	2	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
11/MAR	1	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000

TABLA 6.  
TASA DE SOBREVIVENCIA MAXIMA, MINIMA Y PROMEDIO DE LAS HEMBRAS INMADURAS DE PATO GOLONDRINO DEL GRUPO DE INDICE DE CONDICION ALTO, QUE INVERNARON EN LOS HUMEDALES DE LA COSTA DE SINALOA DURANTE LA TEMPORADA 1991-1992.

Fecha aj	rj	dj		Señales Perdidas		Adiciones	S(t) Max	S(t) Min	Intervalo de Confianza 95%	var(S[t])
		Max	Min	Max	Min					
17/OCT	0	0		0		4				
23/OCT	4	0		0		3	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
29/OCT	7	0		0		5	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
6/NOV	12	0		0		2	1.0000	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
12/NOV	14	1		0		0	0.9286	0.9286	0.7986-1.0586	0.0044
18/NOV	13	0	1	1	0	0	0.9286	0.8571	0.6810-1.0333	0.0081
30/NOV	12	0	1	1	0	0	0.9286	0.7857	0.5799-0.9915	0.0110
24/ENE	11	0		1		0	0.9286	0.7857	0.5799-0.9915	0.0110
30/ENE	10	0		1		0	0.9286	0.7857	0.5799-0.9915	0.0110
11/FEB	9	0		1		0	0.9286	0.7857	0.5799-0.9915	0.0110
15/FEB	8	0		1		0	0.9286	0.7857	0.5799-0.9915	0.0110
21/FEB	7	0		2		0	0.9286	0.7857	0.5799-0.9915	0.0110
23/FEB	5	0		1		0	0.9286	0.7857	0.5799-0.9915	0.0110
27/FEB	4	0		2		0	0.9286	0.7857	0.5799-0.9915	0.0110
29/FEB	2	0		1		0	0.9286	0.7857	0.5799-0.9915	0.0110
5/MAR	1	0		1		0	0.9286	0.7857	0.5799-0.9915	0.0110
							<b>X̄ = 0.8571</b>			

TABLA 7.  
TASA DE SOBREVIVENCIA DE LAS HEMBRAS INMADURAS DE PATO GOLONDRINO DEL GRUPO DE  
INDICE DE CONDICION BAJO, QUE INVERNARON EN LOS HUMEDALES DE LA COSTA DE SINALOA  
DURANTE LA TEMPORADA 1991-1992.

Fecha aj	rj	dj	Señales Perdidas	Adiciones	S(t)	Intervalo de Confianza 95%	var(S[t])
16/OCT	0	0	0	4			
17/OCT	4	0	0	9	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
23/OCT	13	0	0	1	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
29/OCT	14	0	0	1	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
6/NOV	15	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
7/NOV	14	0	0	1	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
16/NOV	15	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
19/ENE	14	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
24/ENE	13	0	2	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
10/FEB	11	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
15/FEB	10	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
19/FEB	9	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
21/FEB	8	0	2	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
26/FEB	6	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
27/FEB	5	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
29/FEB	4	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
11/MAR	3	0	1	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000
14/MAR	2	0	2	0	1.0000	1.0000-1.0000	0.0000



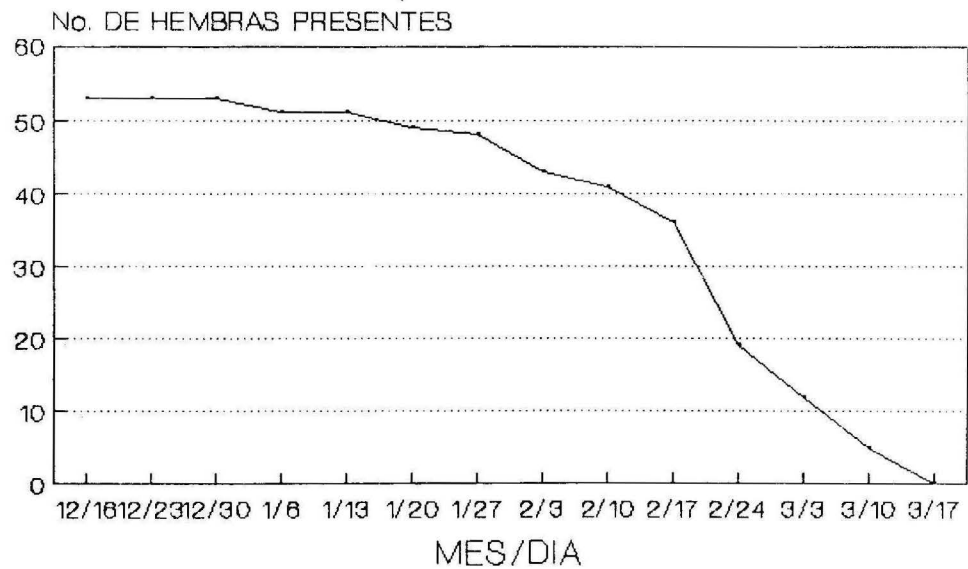


FIGURA 5. EMIGRACION DE LAS HEMBRAS DE PATO GOLONDRINO INVERNANDO EN LA COSTA DE SINALOA EN LA TEMPORADA 1991-1992.

## DISCUSION

### **SOBREVIVENCIA DE LAS HEMBRAS DE PATO GOLONDRINO EN LOS HUMEDALES DE LA COSTA DE SINALOA**

El valor de la tasa de sobrevivencia del pato golondrino en los humedales de la Costa de Sinaloa, en la temporada de invernación 1991-1992, fue estimada en un 95.45%, durante un período de aproximadamente 150 días. Evidentemente, esta tasa es notablemente alta, lo que es reflejo de dos factores importantes. El primero es que las ciénagas, marismas, lagunas costeras, manglares, esteros y algunos diques y tierras de cultivo, es decir, los hábitats de invernación, son bastante favorables para el pato golondrino, y el segundo factor se debió a la acción de la Corriente del Niño, cuya abundante precipitación pluvial incrementó significativamente la disponibilidad de hábitats utilizables por esta especie de anátido y muchas otras especies de aves acuáticas.

Precisamente debido al fenómeno de la Corriente del Niño, la tasa de sobrevivencia estimada no es representativa de una temporada de invernación ordinaria, de ahí su valor tan alto, inclusive más que el de las dos temporadas anteriores, en donde también se presentaron valores altos de sobrevivencia (R. Migoya, com. pers.). A diferencia de las condiciones climáticas que se presentan durante los períodos otoño-invierno en la Costa de Sinaloa, los cuales se caracterizan por ser predominantemente secos con lluvias aisladas; la temporada de invernación 1991-1992 se distinguió por la presencia de lluvias abundantes (Figura 6). Este fenómeno ocasionó que se anegara gran cantidad de hectáreas del Valle de Sinaloa, tanto por la lluvia directamente, como por el desbordamiento de ríos; además de que la extensión de los humedales tradicionales se acrecentó. Las zonas inundadas comprendieron básicamente áreas de cultivo, mismas que antes de la construcción de toda la infraestructura hidráulica (presas, diques, canales y drenes), se anegaban de manera natural (R. García, com. pers.). La abundancia de zonas anegadas representó para el pato golondrino, un notable incremento en la disponibilidad de hábitats utilizables durante el invierno, ya que en ellos encontraron extensas zonas de alimentación y descanso, además de que se observó una gran actividad de cortejo, lo que muy probablemente reflejó la abundancia de alimento (Miller, 1986b). Otra influencia que tuvo el fenómeno del Niño en la tasa de sobrevivencia del pato golondrino, fue que disminuyó de manera indirecta la presión cinegética ejercida sobre ésta y otras especies de anátidos. Los clubes cinegéticos desarrollan sus actividades en los humedales de invernación tradicionales para los anátidos, como por ejemplo la Laguna de Chiricahueto (al este de la Ensenada Pabellón), los humedales ubicados entre La Reforma y Malacatayá (en el margen sureste de la Bahía Santa María), en los humedales de El Gato (al este de la Bahía Santa María), En la Bahía Ohuira y en la Laguna Huyaquí, principalmente. El inicio de la temporada de cacería de pato (8/Nov - 8/Mar) coincidió aproximadamente con las primeras lluvias de consideración (Figura 7), de esta manera, la muerte registrada por la actividad cinegética y la pérdida de tres transmisores ocurrió

durante el primer mes de cacería, y posteriormente con la apertura de abundantes hábitats alternos en donde los patos evitaban la presión cinegética, no se registraron más muertes ni pérdidas de transmisores. Esto se corroboró con la mala temporada de cacería que reportaron algunos organizadores cinegéticos (H. A. Pico, com. pers.). Aunado esto a que la actividad cinegética no pudo desarrollarse en toda la Laguna de Chiricahueto, la cual es un importante humedal de invernación para el pato golondrino

Es muy probable que este súbito aumento en la cantidad y calidad del hábitat de invernación haya dado como resultado que las tasas de sobrevivencia entre las hembras adultas e inmaduras de pato golondrino, y entre las hembras de índice de condición alto y bajo para cada clase de edad, no hayan sido significativamente diferentes. Se afirma que el segmento inmaduro de una población se ve más impactada por la variabilidad en las condiciones del hábitat y/o por el estrés del invierno (Bergan, 1990). Algunos otros investigadores han encontrado que los inmaduros sufren de una mayor mortandad cinegética (Anderson, 1975). También se especula que durante la migración existe un costo asociado o un incremento en el riesgo de mortalidad que incluye un aumento en la depredación en sitios no familiares en donde se realizan paradas temporales; un clima severo, y la dificultad de encontrar suficiente alimento en localidades no familiares (Ketterson y Nolan, 1976). Greenberg (1980, cit. in Nichols y Hines, 1987) comenta que las aves juveniles se ven mucho más afectadas por los anteriores riesgos durante la migración, y ha afirmado una "alta mortalidad asociada a las primeras migraciones". Sin embargo no existe una evidencia clara de tal afirmación en lo que respecta al pato golondrino, ya que la búsqueda de tales evidencias resulta difícil y costosa, aunque es lógico pensar que los individuos juveniles cuentan con menor experiencia y por lo tanto, su probabilidad de sobrevivencia podría ser generalmente menor.

Bergan (1990), no encontró diferencias significativas entre las tasas de sobrevivencia de las hembras adultas e inmaduras del pato de collar (*Anas platyrhynchos*) durante tres temporadas de invernación típicas en la Región Playa Lakes, Texas. Conroy et al. (1989), reportaron que durante el invierno en la Costa Atlántica de los E.U.A., las hembras inmaduras del pato canadiense (*Anas rubripes*) presentan una sobrevivencia menor que la de las adultas. En los patos buceadores (Aythyini) también se han encontrado tasas de sobrevivencia menores en los inmaduros durante la temporada de invernación (Nichols y Hines, 1987). Como se observa, se debe evitar hacer generalizaciones acerca de la relación que existe entre las tasas de sobrevivencia y edad entre las especies de anátidos, ya que cada especie exhibe variaciones substanciales en las características de su historia de vida, y por lo tanto, deben existir diferencias en los parámetros poblacionales relacionados con la edad.

En lo que respecta a la relación entre el índice de condición y la tasa de sobrevivencia, se tiene una opinión más homogénea en cuanto a que los anátidos catalogados como de índice de condición bajo tienen paralelamente una tasa de sobrevivencia menor. Bergan (1990) y Hepp et al. (1986), encontraron que en el pato de

collar la tasa de sobrevivencia es menor en los individuos con un índice de condición bajo; Conroy *et al.* (1989), determinaron que los patos canadienses con un índice de condición por arriba del valor de la media, tenían tasas de sobrevivencia mayores; Haramis *et al.* (1986), encontraron que los patos coacoxtle (*Aythya valisineria*) con mayor peso corporal a principios de invierno tenían no sólo una mayor probabilidad de sobrevivencia durante el invierno, sino incluso anual. Debido a que la condición del pato golondrino se ve mermada al llegar a las zonas de invernación después del vuelo migratorio (Miller, 1986b), en esta etapa se puede hacer una diferenciación entre individuos de condición alta y baja; sin embargo, la precipitación puede influir en el índice de condición del pato golondrino, ya que produce una mayor disponibilidad de alimento (Miller, 1986b); así, en el caso del presente estudio, debido a la gran cantidad de lluvia, las diferencias entre los índices de condición de las hembras del pato golondrino pudieron haber desaparecido para dar como resultado valores de sobrevivencia homogéneos.

La homogeneidad en los valores de las tasas de sobrevivencia entre las hembras adultas e inmaduras, y entre las hembras de índice de condición alto y bajo, puede ser el resultado de que la capacidad de carga de los hábitats de invernación en la Costa de Sinaloa, excedió notablemente el peso ejercido por las poblaciones de anátidos durante el invierno de 1991-1992, principalmente por el efecto de la acción de la Corriente del Niño. Esto a su vez, corrobora la hipótesis acerca de la heterogeneidad en las tasas de sobrevivencia, no sólo entre poblaciones de una misma especie, sino incluso dentro de una misma población, ya que en temporadas anteriores en esta misma zona se han registrado tasas de sobrevivencia menores a las obtenidas para las hembras de pato golondrino (Migoya, 1991).

Haciendo a un lado los efectos producidos por el fenómeno del Niño, los hábitats de invernación para el pato golondrino en la Costa de Sinaloa, son *per se* de suma importancia. En el caso de los hábitats naturales, sus condiciones aún prístinas ofrecen abundantes fuentes de recursos alimenticios, así como sitios de descanso, en donde pueden obtener suficiente energía para hacer frente a las necesidades energéticas impuestas por la migración hacia las zonas de reproducción y la subsecuente temporada reproductiva. Sin embargo, el reciente y acelerado desarrollo agrícola del Valle de Sinaloa, impulsado con la construcción de toda la infraestructura hidráulica a partir de la década de los 50's en el área de los Mochis y en la década de los 60's en el área de Culiacán, a pesar de que en un principio representó un incremento en la disponibilidad de hábitats, debido a los excedentes del agua de riego y a un aumento en la cantidad de fuentes de alimento por el cultivo de granos como el arroz (Kramer y Migoya, 1989); hoy en día, debido al uso indiscriminado de agroquímicos que son acarreados por el drenaje agrícola hacia los humedales de la costa, ya han comenzado a alterar sus características naturales (Kramer y Migoya, 1989, García *et al.*, 1991); así, varios humedales, algunos muy importantes como la Laguna de Chiricahueto y los humedales del margen este de la Bahía Santa María, se han ido transformando de ser marismas extensas y salobres

a densos tulares monoespecíficos, principalmente por el efecto de la contaminación del agua y la alteración de los patrones de salinidad, con el consecuente abatimiento de la biodiversidad, y por consiguiente llega a ser un hábitat de invernación mucho menos atractivo para anátidos como el pato golondrino, que prefiere zonas abiertas y extensas. Pero además de la afectación ocasionada a los hábitats naturales, que es lo que mayores repercusiones tiene sobre las poblaciones de vida silvestre, también han sido reportados casos de contaminación directa de algunas especies de aves acuáticas por compuestos organoclorados. Mora *et al.* (1987), reportaron para el área de Culiacán incidencias altas de DDE y DDT en el pato golondrino, en el pato pinto (*Anas strepera*) y en las pichiuilas (*Dendrocygna bicolor* y *D. autumnalis*), sin embargo, los niveles de concentración se encontraron por debajo de niveles que producen efectos deletéreos en las aves. No obstante, debido a la gran persistencia de los compuestos organoclorados tanto en el medio, como en los seres vivos, y al uso excesivo que se hace de ellos en el valle agrícola de Sinaloa, es probable que tanto el grado de incidencia, como los niveles de concentración de estos compuestos se haya incrementado a la fecha; de ahí la necesidad de tener un riguroso control en la utilización de agroquímicos, tanto en cantidad como en calidad, ya que existen evidencias de la utilización de agroquímicos prohibidos como el DDT y el aldrin (Mora *et al.*, 1987).

Aunado a lo anterior, el desarrollo extensivo de la camaronicultura a lo largo de la Costa de Sinaloa también ha producido efectos adversos en los hábitats de invernación, ya que sus características son completamente transformadas para la construcción de la estanquería de las granjas camaroneras. Quizá sus efectos aún no son evidentes, pero se tiene proyectado un ambicioso programa de desarrollo de granjas camaroneras a lo largo de la Costa de Sinaloa y Nayarit, en donde se incluyen importantes hábitats de invernación para varias especies de aves migratorias como patos, gansos, aves playeras y muchas otras especies de aves acuáticas (A. Martínez, com. pers.), y esto evidentemente traerá efectos sumamente negativos para algunas poblaciones de estas aves; de ahí la importancia de el que sean decretadas zonas de reserva los hábitats de vital importancia para estas aves.

Toda esta serie de factores adversos que se presentan en los hábitats de invernación de la Costa de Sinaloa, quizá aún no alcanzan niveles de afectación alarmantes, sin embargo, de descuidar este aspecto y continuar con la tendencia de degradación y alteración es seguro que en un futuro cercano comiencen a observarse efectos verdaderamente deletéreos en estos hábitats y en las formas de vida que albergan.

## LA SOBREVIVENCIA Y LA ACTIVIDAD CINEGETICA

Dado que la única muerte registrada se debió a la actividad cinegética, la primera impresión que se podría tener es que esta actividad es la principal causa de mortalidad en los patos golondrinos que invernan en los humedales de la Costa de Sinaloa, sin embargo, una afirmación tan superficial como esta no puede ser sostenida, en primer lugar, porque la temporada de internación 1991-1992 no fue una temporada típica por la influencia de la Corriente del Niño, y en segundo lugar debido a que no se puede elucidar con certeza las características de sobrevivencia de las tres hembras que llevaban los transmisores que fueron perdidos.

Existe una discusión en cuanto al carácter aditivo o compensatorio de la muerte cinegética con respecto a la muerte no cinegética o natural. En el caso del carácter aditivo, se afirma que la muerte cinegética se adiciona a la muerte por causas naturales, es decir, operan independientemente, y en el caso del carácter compensatorio, la muerte cinegética disminuye proporcionalmente la muerte natural, ya que este último tipo de muerte es densodependiente, es decir, a mayor densidad de una población mayor es la muerte por causas naturales, por lo tanto, si la actividad cinegética disminuye la densidad de una población, paralelamente disminuirá la muerte por causas naturales, de tal manera que la mortalidad total permanece constante, pues la muerte ocasionada por la cacería viene a sustituir cierta cantidad de muerte natural. Teniendo esto como base, podría afirmarse que en el presente estudio la muerte por actividad cinegética tuvo un carácter aditivo, pues como se mencionó anteriormente, la capacidad de carga de los hábitats de internación excedieron el peso ejercido por las poblaciones de anátidos, por lo tanto, se puede pensar que la muerte densodependiente fue prácticamente despreciable, así la muerte cinegética al "disminuir" la densidad poblacional del pato golondrino, no disminuía de manera conjunta la muerte densodependiente porque prácticamente no existía tal. Esta conjetura nos podría llevar a dos conclusiones: una es que efectivamente la muerte cinegética fue relativamente aditiva, y la otra, que la muerte no cinegética podría no ser tan densodependiente como actualmente se maneja.

La relación que existe entre la muerte cinegética y la no cinegética es materia de suma importancia principalmente en lo referente al manejo de las poblaciones de anátidos. Existen estudios que han tratado de comprender esta relación, los cuales están basados en estudios de anillado y recuperación de anillos. Anderson y Burnham (1976), estudiaron el efecto de la cacería deportiva en el pato de collar, encontrando un alto grado de compensación entre la muerte cinegética y natural; posteriormente, Rogers *et al.* (1979), realizaron el mismo análisis adicionando datos de años más recientes, llegando a la misma conclusión. Sin embargo, los anteriores estudios presentan serias deficiencias como lo hacen ver Nichols y Hines (1983), por ejemplo, los años en que se contrastaron las tasas de sobrevivencia se eligieron en base a regulaciones cinegéticas, en vez de haberse hecho en base a las estimaciones de las tasas de aprovechamiento cinegético; además el análisis

continental de la tasa de sobrevivencia es insensible a la variación geográfica en dicha tasa, con lo cual podrían no detectarse algunas relaciones de interés. A pesar de que existan regulaciones cinegéticas relativamente liberales en un año particular, puede ser posible que algunas poblaciones de patos experimenten bajas tasas de aprovechamiento cinegético debido a mejoras en las condiciones climáticas; de hecho esto fue lo que ocurrió en la Costa de Sinaloa durante la temporada de cacería 1991-1992. En temporadas anteriores el límite diario era de 15 patos por cazador y durante la temporada en cuestión el límite diario se incrementó a 20 patos; a diferencia de lo que se hubiera esperado, debido a la acción de la Corriente del Niño, esta última temporada reportó menor tasa de aprovechamiento cinegético que en los años anteriores.

Nichols y Hines (1983), con el objeto de corregir las deficiencias anteriores analizaron los mismos datos, pero en este caso, la población continental del pato de collar fue dividida en regiones geográficas, además se observó el efecto de la tasa de aprovechamiento cinegético sobre la sobrevivencia; no obstante, debido a la división de los datos, disminuyó el tamaño de la muestra, aumentando la variación muestral y reduciendo así la precisión de las estimaciones. Burnham y Anderson (1984) y Burnham *et al.* (1984), reanalizaron los datos del pato de collar, pero en este caso con un tamaño de muestra dos veces mayor, dividiéndolos en regiones geográficas de anillado y empleando las tasas de aprovechamiento cinegético. En éstos dos últimos estudios se encontró un cierto grado de efecto aditivo entre la muerte cinegética y no cinegética en las hembras adultas, aunque concluyen que definitivamente existe un carácter compensatorio.

Toda esta serie de estudios que han tratado de dilucidar la relación que existe entre la muerte cinegética y la no cinegética a partir del análisis de la misma base de datos de anillado de los patos de collar adultos, deben ser considerados con cierta reserva, ya que presentan importantes deficiencias. En primer término, los estudios de anillado tienen por naturaleza algunos inconvenientes, ya que es difícil establecer el grado de sesgo de las estimaciones de la tasa de sobrevivencia y de recuperación de anillos, ya que se desconoce la naturaleza exacta de la relación entre las tasas de sobrevivencia y las de recuperación de anillos; además, a pesar de la gran cantidad de aves anilladas, cuando se analizan regiones geográficas y/o especies por clase de edad y sexo el tamaño de la muestra resulta ser insuficiente (Rienecker, 1976; Pollock y Raveling, 1982; Nichols y Hines, 1983; Conroy y Eberhardt, 1983; Burnham y Anderson, 1984; Burnham *et al.*, 1984). En lo que respecta al modelo empleado para analizar la relación entre los dos tipos de muerte, también existen algunos inconvenientes. El modelo considera que existe una relación lineal entre la tasa anual de sobrevivencia estimada y la tasa anual de muerte cinegética, y en base a la pendiente normalizada ( $0 \leq b \leq 1$ ) se considera que si  $b=0$  la relación es completamente compensatoria y si  $b=1$  es totalmente aditiva. Cuando es estimado el valor de  $b$  en áreas geográficas específicas, su valor sale frecuentemente del rango, con un error estándar asociado bastante grande, esto debido a un tamaño de muestra insuficiente, por lo que el análisis se hace de manera

global, perdiendo especificidad y llegando a conclusiones poco reales. Además, para la aplicación del modelo se asume que, en el caso de la relación completamente compensatoria, las tasas anuales de sobrevivencia son constantes a través de los años, lo que no siempre es cierto, y en el caso de la relación totalmente aditiva se asume que la tasa anual de sobrevivencia es una función de la tasa de muerte cinegética para cada año, lo que tampoco es del todo cierto.

Con esto se evidencia que para tratar de conocer la relación que existe entre la muerte cinegética y no cinegética, los datos de anillado son poco adecuados, ya que dicha relación parece ser mucho más compleja. Geis (1963), hace la observación de que la falta de relación entre las regulaciones cinegéticas y el estatus de una especie no indica una falta de efectividad de las regulaciones, sino evidencia que las condiciones del hábitat tienen efectos más significativos. Raveling y Heitmeyer (1989), afirman que es difícil poner en claro si los cambios en el tamaño poblacional del pato golondrino están relacionados con cambios en las regulaciones o en los niveles de aprovechamiento cinegético, ya que estos cambios poblacionales también están relacionados con las variaciones en el hábitat, y de ésta manera, ponen de manifiesto que la dinámica poblacional del pato golondrino está relacionada con una complejidad multidimensional de factores, por lo que no se puede atribuir a un sólo factor una situación de causa-efecto en las fluctuaciones poblacionales; inclusive la relación multidimensional puede variar de un año a otro. De ésta forma, es más factible pensar que existan regiones geográficas, años específicos, especies y clases de edad y sexo en los que se presente, ya sea la relación aditiva o compensatoria entre la muerte cinegética y no cinegética en base al juego multidimensional de factores que intervienen en la dinámica poblacional. En base a ésto, una afirmación generalizada hacia una u otra hipótesis implicaría un grave error para un correcto manejo de especies de interés cinegético.

#### **IMPORTANCIA DE LAS ZONAS DE INVERNACION**

Los hábitats de invernación al igual que los hábitats de reproducción juegan un papel muy importante en la tasa anual de sobrevivencia del pato golondrino, así como en su dinámica poblacional. El pato golondrino arriba a las zonas de reproducción con una gran cantidad de reservas de grasa; la energía requerida para producir la nidada se obtiene de estas reservas (Krapu, 1981). Las diferentes condiciones de los hábitats de invernación, debido a que afectan la disponibilidad de alimento, pueden influir en el contenido de grasa y proteína de las hembras reproductoras y por consiguiente, en el tamaño de la nidada (Miller, 1986b). Así, puede llegar a existir una estrecha relación entre las condiciones de los hábitats de invernación y el índice de reclutamiento de la siguiente temporada de reproducción. Es precisamente en este punto en donde se destaca la importancia de los hábitats de invernación, ya que es aquí en donde los anátidos se preparan para afrontar las restricciones de la temporada reproductiva, adquiriendo la mayor



cantidad de reservas energéticas en forma principalmente de grasa, misma que producen a partir de los alimentos.

Si se considera la excelente temporada de invernación que se presentó en los humedales de la Costa de Sinaloa durante el desarrollo de este estudio, es factible deducir que la temporada reproductiva para la población de pato golondrino que invernó en esta región, será igualmente favorable. Por lo tanto, la conservación, protección y cuando sea necesario, el manejo de los hábitats de invernación, es de vital importancia para la preservación de las aves migratorias, más aún si están sujetas a un aprovechamiento cinegético. De esta manera, un adecuado manejo de alguna especie de ave migratoria debe considerar tanto la importancia de las zonas de reproducción, como la importancia de las zonas de invernación, así como también, el importante papel que juegan las zonas de descanso durante los vuelos migratorios.

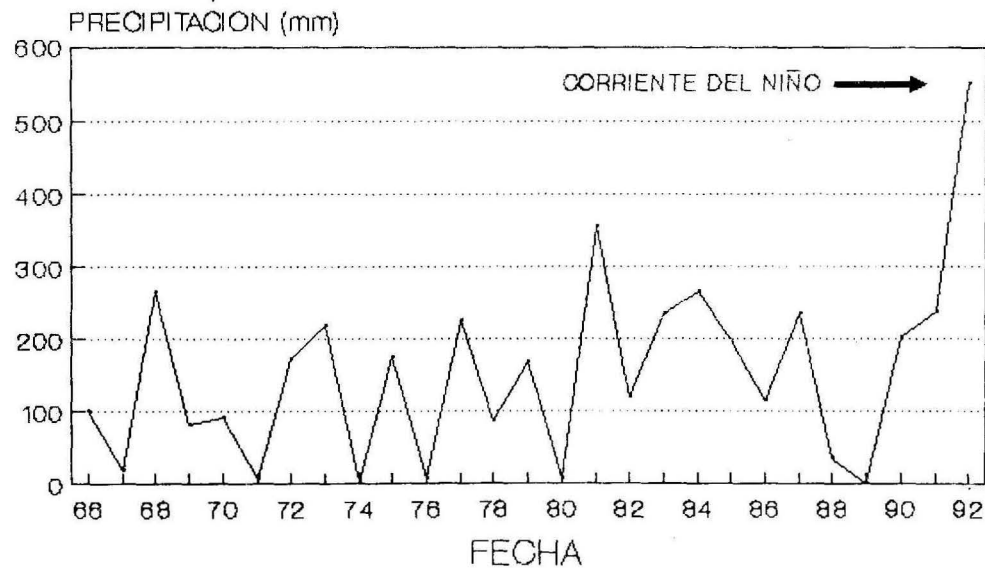


FIGURA 6. PRECIPITACION TOTAL DURANTE EL PERIODO OCTUBRE-MARZO EN LA COSTA DE SINALOA, 1986-1992.

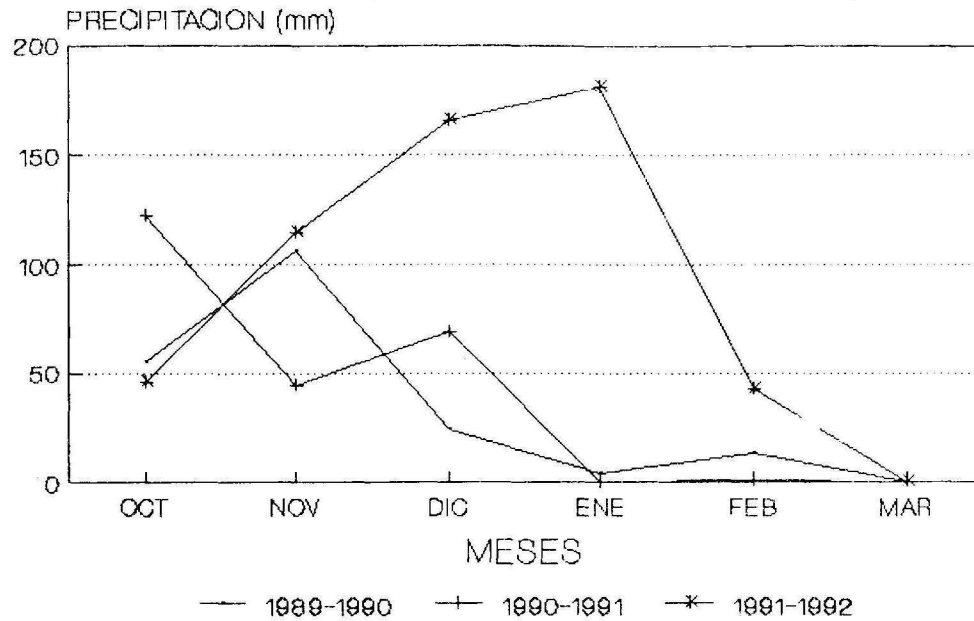


FIGURA 7. PRECIPITACION DURANTE EL PERIODO OCTUBRE-MARZO EN LA COSTA DE SINALOA, 1989-1992

## CONCLUSIONES

- La tasa de sobrevivencia de las hembras de pato golondrino que invernaron en los humedales de la Costa de Sinaloa durante la temporada 1991-1992, fue del 95.45%.
- La elevada tasa de sobrevivencia estimada, así como la homogeneidad en las tasas de sobrevivencia de las hembras para cada clase de edad y grupo de índice de condición, se debió al incremento en la disponibilidad de hábitats utilizables debido a la acción de la Corriente del Niño y a la buena calidad de los hábitats de invernación en la Costa de Sinaloa.
- La actividad cinegética, al parecer constituyó la causa más importante de mortalidad para las hembras de pato golondrino en los humedales de la Costa de Sinaloa durante la temporada de invernación 1991-1992.
- Los humedales de la Costa de Sinaloa representan hábitats de invernación bastante favorables, sin embargo comienzan a reflejar situaciones adversas, debido a la contaminación de sus aguas y a la alteración de sus características.
- Un correcto manejo de las especies de interés cinegético debe tener en cuenta la complejidad multidimensional de factores que afectan las tasas de sobrevivencia (índice de precipitación, disponibilidad de alimento, disponibilidad de áreas de descanso, regulaciones cinegéticas y presión cinegética).

#### LITERATURA CITADA

- ANDERSON, D. R. 1975. Population ecology of the mallard: V. Temporal and geographic estimates of survival, recovery and harvest rates. U.S. Fish and Wildl. Serv. Resour. Publ. 125. 110 pp.
- \_\_\_\_\_, AND K. P. BURNHAM. 1976. Population ecology of the mallard: VI. The effect of exploitation on survival. U. S. Dep. Inter. Fish and Wildl. Serv. Resour. Publ. 128. 66 pp.
- \_\_\_\_\_, AND R. T. STERLING. 1974. Population Dynamics of molting pintail drakes banded in south-central Saskatchewan. J. Wildl. Manage. 38(2):266-274.
- BERGAN J. F. 1990. Survival, habitat use and movements of female mallards wintering in the Playa Lakes Region. Ph. D. Thesis. Texas Tech. University. Texas, U.S.A. pp 17-50.
- BLAKE, E. R. 1977. Manual of neotropical birds. Vol 1. The University of Chicago Press. U.S.A. pp 237.
- BURNHAM, K. P., AND D. R. ANDERSON. 1979. The composite dynamic method as evidence for age-specific waterfowl mortality. J. Wildl. Manage. 43(2):356-366.
- \_\_\_\_\_, AND D. R. ANDERSON. 1984. Test of compensatory vs. additive hypotheses of mortality in mallards. Ecology 65(1):105-112.
- \_\_\_\_\_, G. C. WHITE, AND D. R. ANDERSON. 1984. Estimating the effect of hunting on annual survival rates of adult mallards. J. Wildl. Manage. 48(2):350-361.
- CANADIAN WILDLIFE SERVICE AND U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE. 1986. North American Waterfowl Management Plan. U. S. Fish and Wildl. Serv. Washington, D.C. U.S.A. 31 pp.
- CONROY, M. J., G. R. CONSTANZO, AND D. B. STOTTS. 1989. Survival of american black ducks on the Atlantic Coast during winter. J. Wildl. Manage. 53(1):99-109.
- \_\_\_\_\_, AND R. T. EBERHARDT. 1983. Variation in survival and recovery rates of ring-necked ducks. J. Wildl. Manage. 47(1):127-137.
- DUCKS UNLIMITED. 1990. Sprig: Population recovery strategy for the northern pintail. 30 pp.
- DUNCAN, D. C. 1985. Differentiating yearling from adult northern pintails by wing-feather characteristics. J. Wildl. Manage. 49:576-579.

- \_\_\_\_\_ . 1987. Nesting of northern pintails in Alberta: laying date, clutch size, and renesting. *Can. J. Zool.* 65:234-246.
- DWYER, T. J. 1972. An adjustable radio-package for ducks. *J. Field Ornith.* 43:282-284.
- FARNER, D.S., J. R. KING, AND K. C. PARKES. 1971. Avian biology. Vol. I. Academic Press. N.Y. U.S.A. pp. 441-445.
- FREDRICKSON, L. H., AND M. E. HEITMEYER. 1991. Life history, strategies and habitat needs on the northern pintail. in. D. H. Cross ed. *Waterfowl Management Handbook*. Leaflet 13.1.3. Fish and Wildl Serv. U.S.A. 8 pp.
- GARCIA-DELGADO, R., F. J. LEON-OJEDA, R. SAUCEDA-LOPEZ Y M. A. MARTINEZ-MORALES. 1991. Estudio biológico de la Laguna de Chiricahueto con fines de conservación y protección de su medio ambiente. *Consultoría Biológica y Ambiental*. Reporte. Sinaloa, México. 120 pp.
- GEIS, A. D. 1963. Role of hunting regulations in migratory bird management. *Trans North Am. Wildl. Conf.* 28:164-172.
- GILMER, D. S., M. R. MILLER, R. D. BAUER, AND J. R. LEDONNE. 1982. California's Central Valley wintering waterfowl: concerns and challenges. *Trans. North Am. Wildl. and Nat. Resour. Conf.* 47:441-452.
- HARAMIS, G. M., J. D. NICHOLS, K. H. POLLOCK, AND J. E. HINES. 1986. The relationship between body mass and survival of wintering canvasbacks. *Auk* 103:506-514.
- HEISEY, D. M., AND T. K. FULLER. 1985. Evaluation of survival and cause-specific mortality rates using telemetry data. *J. Wildl. Manage.* 49(3):668-674.
- HEPP, G. R., R. J. BLOHM, R. E. REYNOLDS, J. E. HINES, AND J. D. NICHOLS. 1986. Physiological condition of autumn-banded mallards and its relationship to hunting and vulnerability. *J. Wildl. Manage.* 50:177-183.
- HESSLER, E., J. R. TESTER, D. B. SINIFF, and M. M. NELSON. 1970. A biotelemetry study of survival of pen-reared pheasants released in selected habitats. *J. Wildl. Manage.* 34(2):267-274.
- HESTBECK, J. B. 1990. North-south gradient in survival rates in midcontinental populations of mallards. *J. Wildl. Manage.* 54(2):206-210.
- JOHNSON, D. H. 1974. Estimating survival rates from banding of adult and juvenal birds. *J. Wildl. Manage.* 38(2):290-297.

- KETTERSON, E. D., AND V. NOLAN Jr. 1976. Geographic variation and its climatic correlates in the sex ratio of eastern-wintering dark-eyed juncos (*Junco hyemalis hyemalis*). Ecology. 57:679-693.
- KRAMER, G. W. AND N. H. EULISS. 1986. Winter foods of black-bellied whistling-ducks in Northwestern Mexico. J. Wildl. Manage. 50(3):413-416.
- \_\_\_\_\_, AND R. MIGOYA. 1989. The Pacific Coast of Mexico. pp. 507-528. in L. M. Smith, R. L. Pederson, and R. M. Kaminski ed. Habitat Management for Migrating and Wintering Waterfowl in Northamerica. Texas Tech. University Press. U.S.A.
- KRAPU, G. L. 1981. The role of nutrient reserves in mallard reproduction. Auk. 98(1):29-38.
- KREBS, C. J. 1985. Ecología: Estudio de la Distribución y la Abundancia. 2a. edición. Ed. Harla. México. pp. 148-159.
- LAGAKOS, S. W. 1979. General right censoring and its impact to the analysis of survival data. Biometrics. 35(1):139-156.
- MARGALEF, R. 1989. Ecología. Ediciones Omega. Barcelona, España. pp. 576, 579.
- MARTINEZ-MORALES, M. A. 1991. Estudio ornitofaunístico de la Laguna de Chiricahueto, en el Municipio de Culiacán, Estado de Sinaloa, durante la temporada cinegética 1990-1991. Reporte de Servicio Social. ENEP Iztacala. UNAM. México.
- MIGOYA, R. 1989. Chronology of migration, harvest and food habits of wintering waterfowl in Sinaloa, Mexico. Thesis for the degree of Master of Science. Auburn University. Auburn, Alabama. 100 pp.
- \_\_\_\_\_. 1991. Winter ecology of northern pintails in the upper mainland west coast of Mexico. Progress Reports (1989-1990 and 1990-1991). Ph. D. Dissertation. State Univ. of New York.
- MILLER, M. R. 1986a. Molt chronology of northern pintails in California. J. Wildl. Manage. 50(1):57-64.
- \_\_\_\_\_. 1986b. Northern pintail body condition during wet and dry years in the Sacramento Valley, California. J. Wildl. Manage. 50(2):189-198.
- MORA, M. A., D. W. ANDERSON, AND M. E. MOUNT. 1987. Seasonal variation of body condition and organochlorines in wild ducks from California and Mexico. J. Wildl. Manage. 51(1):132-141.

- NICHOLS, J. D., AND G. M. HARAMIS. 1980. Inferences regarding survival and recovery rates of winter-banded canvasbacks. *J. Wildl. Manage.* 44(1):164-173.
- \_\_\_\_\_, H. H. OBRECHT, AND J. E. HINES. 1987. Survival and band recovery rates of sympatric american black ducks and mallards. *J. Wildl. Manage.* 51(4):700-710.
- \_\_\_\_\_, AND J. E. HINES. 1983. The relationship between harvest and survival rates of mallards: a straightforward approach with partitioned data sets. *J. Wildl. Manage.* 47(2):334-348.
- \_\_\_\_\_, AND J. E. HINES. 1987. Population ecology of the mallard: VIII. Winter distribution patterns and survival rates of winter-banded mallards. *U. S. Fish and Wildl. Serv. Resour. Publ.* 162. 154 pp.
- OWEN, M., AND W. A. COOK. 1977. Variation in body weight, wing length and condition of mallard *Anas platyrhynchos* and their relationship to environmental changes. *J. Zool.* 183:377-395.
- POLLOCK, K. H., AND D. G. RAVELING. 1982. Assumptions of modern band-recovery models, with emphasis on heterogeneous survival rates. *J. Wildl. Manage.* 46(1):88-98.
- \_\_\_\_\_, S. R. WINTERSTEIN, C. M. BUNCK, AND P. D. CURTIS. 1989. Survival analysis in telemetry studies: the staggered entry design. *J. Wildl. Manage.* 53(1):7-15.
- RAVELING, D. G., AND M. E. HEITMEYER. 1989. Relationships of population size and recruitment of pintails to habitat conditions and harvest. *J. Wildl. Manage.* 53(4):1088-1103.
- RIENECKER, W. C. 1976. Distribution, harvest and survival of american wigeon banded in California. *Calif. Fish and Game J.* 62(2):141-153.
- ROGERS, J. P., J. D. NICHOLS, F. W. MARTIN, C. F. KIMBALL, AND R. S. POSPAHALA. 1979. An examination of harvest and survival rates of ducks in relation to hunting. *Trans. North Am. Wildl. and Nat. Resour. Conf.* 44:114-126.
- SEBER, G. A. F. 1972. Estimating survival rates from bird band returns. *J. Wildl. Manage.* 36(2):405-413.
- SMITH, G. W., F. A. JOHNSON, J. B. BORTNER, J. P. BLADEN, AND P. D. KEYWOOD. 1991. Trends in duck breeding populations, 1955-91. *U. S. Fish and Wildl. Serv. Administrative Report.* 25 pp.
- STODDART, L. C. 1970. A telemetric method for detecting jackrabbit mortality. *J. Wildl. Manage.* 34(3):501-507.



- TALENT, L. G., R. L. JARVIS, AND G. L. KRAPU. 1983. Survival of mallard broods in south-central North Dakota. Condor. 85:74-78.
- TRENT, T. T., AND O. J. RONGSTAD. 1974. Home range and survival of cottontail rabbits in southwestern Wisconsin. J. Wildl. Manage. 38(3):459-472.
- VELAZQUEZ-NOGUERON, V. Y H. ORTEGA-MELENDZ. 1973. Estudio sobre aves migratorias y residentes en Marismas Nacionales, Sinaloa. Bosques y Fauna. 10(3):69-79.
- WELTY, J. C. 1982. The life of birds. 3rd. edition. Saunders College Publishing. U.S.A. pp. 446-450.
- WHITE, G. C. 1983. Numerical estimation of survival rates from band-recovery and biotelemetry data. J. Wildl. Manage. 47(3):716-726.
- \_\_\_\_\_, AND R. A. GARROT. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press Inc. California. U.S.A. 383 pp.
- WHYTE, R. J., AND E. G. BOLEN. 1984. Variation in winter depots and condition indices of mallards. J. Wildl. Manage. 48:1370-1373.

APENDICE I.

DATOS DE SOBREVIVENCIA DE LAS HEMBRAS DE PATO GOLONDRINO, QUE INVERNARON EN LOS HUMEDALES DE LA COSTA DE SINALOA DURANTE LA TEMPORADA 1991-1992.

Frecuencia	Edad	I. C.	Fecha de Liberación	Fecha del Ultimo Registro	Características
164.347	Adulta	26.8775	17/Nov/91	13/Feb/92	Viva. Captada en Alaska
164.998	Inmadura	28.9683	29/Oct/91	26/Feb/92	Viva
165.008	Adulta	26.0870	06/Nov/91	25/Feb/92	Viva
165.020	Adulta	33.2031	02/Nov/91	18/Feb/92	Viva
165.030	Inmadura	31.2236	29/Oct/91	12/Nov/91	Cazada
165.037	Adulta	24.6032	06/Nov/91	09/Feb/92	Viva
165.045	Inmadura	28.0156	06/Nov/91	10/Mar/92	Viva
165.055	Adulta	28.1250	02/Nov/91	23/Ene/92	Viva
165.067	Adulta	29.3893	29/Oct/91	11/Feb/92	Viva
165.077	Adulta	28.6260	29/Oct/91	20/Feb/92	Viva
165.088	Adulta	27.7778	06/Nov/91	20/Feb/92	Viva
165.100	Adulta	31.3725	29/Oct/91	28/Feb/92	Viva
165.115	Inmadura	31.9392	06/Nov/91	22/Feb/92	Viva
165.124	Adulta	33.3333	29/Oct/91	23/Feb/92	Viva
165.136	Inmadura	33.5821	29/Oct/91	20/Feb/92	Viva
165.146	Inmadura	31.5175	29/Oct/91	10/Feb/92	Viva
165.155	Inmadura	20.3187	29/Oct/91	23/Ene/92	Viva
165.165	Inmadura	29.6154	06/Nov/91	26/Feb/92	Viva
165.177	Adulta	32.6693	29/Oct/91	14/Feb/92	Viva
165.188	Adulta	34.2520	29/Oct/91	03/Ene/92	Viva

165.200	Inmadura	31.9231	29/Oct/91	17/Nov/91	Perdida
165.214	Inmadura	35.1145	17/Oct/91	23/Ene/92	Viva. Captada en Alaska
165.223	Adulta	29.6443	06/Nov/91	29/Ene/92	Viva
165.230	Inmadura	28.7356	17/Oct/91	16/Nov/91	Soltó el radio
165.245	Adulta	27.4510	23/Oct/91	10/Mar/92	Viva. Captada en Alaska
165.254	Adulta	25.6410	17/Oct/91	28/Feb/92	Viva
165.272	Inmadura	31.1024	17/Oct/91	29/Nov/91	Perdida
165.280	Adulta	32.6772	17/Oct/91	28/Feb/92	Viva
165.293	Adulta	26.5687	23/Oct/91	23/Ene/92	Viva. Captada en Alaska
165.301	Inmadura	26.4822	17/Oct/91	28/Feb/92	Viva
165.312	Adulta	32.1705	17/Oct/91	29/Nov/91	Perdida
165.324	Inmadura	22.4000	17/Oct/91	13/Mar/92	Viva
165.333	Inmadura	25.0000	17/Oct/91	18/Feb/92	Viva. Captada en Alaska
165.348	Adulta	26.7308	23/Oct/91	20/Feb/92	Viva
165.362	Inmadura	28.1955	17/Oct/91	06/Nov/91	Soltó el radio
165.371	Inmadura	27.8884	17/Oct/91	26/Feb/92	Viva
165.382	Inmadura	23.0315	23/Oct/91	13/Mar/92	Viva
165.390	Inmadura	33.1967	23/Oct/91	14/Feb/92	Viva
165.402	Inmadura	31.5175	23/Oct/91	29/Ene/92	Viva
165.413	Inmadura	29.7189	23/Oct/91	04/Mar/92	Viva. Captada en Alaska
165.420	Adulta	31.8898	23/Oct/91	25/Feb/92	Viva
165.435	Inmadura	28.1746	17/Oct/91	20/Feb/92	Viva
165.444	Inmadura	27.3077	17/Oct/91	20/Feb/92	Viva
165.451	Adulta	26.0700	17/Oct/91	06/Mar/92	Viva
165.462	Adulta	26.3158	17/Oct/91	18/Feb/92	Viva
165.472	Adulta	35.6322	17/Oct/91	18/Feb/92	Viva
165.480	Adulta	25.6705	17/Oct/91	19/Ene/92	Viva
165.491	Inmadura	23.0769	16/Oct/91	18/Ene/92	Viva
165.504	Inmadura	27.2727	16/Oct/91	25/Feb/92	Viva
165.513	Inmadura	27.4900	16/Oct/91	23/Ene/92	Viva
165.529	Inmadura	30.2326	17/Oct/91	28/Feb/92	Viva. Captada en Alaska

165.536	Adulta	30.1887	17/Oct/91	22/Feb/92	Viva
165.546	Adulta	28.0156	17/Oct/91	03/Mar/92	Viva
165.558	Inmadura	31.6406	17/Oct/91	20/Feb/92	Viva
165.566	Inmadura	29.2969	17/Oct/91	-----	Emigró del área de estudio
165.577	Adulta	31.4961	17/Oct/91	-----	Emigró del área de estudio
165.586	Inmadura	33.4677	17/Oct/91	-----	Emigró del área de estudio
165.597	Inmadura	31.0078	17/Oct/91	-----	Emigró del área de estudio
165.606	Adulta	30.8300	16/Oct/91	20/Feb/92	Viva
165.628	Inmadura	28.4585	17/Oct/91	14/Feb/92	Viva
165.748	Inmadura	26.8482	16/Oct/91	-----	Emigró del área de estudio
165.811	Inmadura	23.0769	16/Oct/91	09/Feb/92	Viva

**NOTA:**

Indice de Condición de las Hembras Adultas.

$\bar{x} = 29.4145$      $\sigma(n-1) = 3.05$      $n = 28$

Indice de Condición de las Hembras Inmaduras.

$\bar{x} = 28.9653$      $\sigma(n-1) = 3.41$      $n = 38$

APENDICE II.

COMPARACION DE LAS TASAS DE SOBREVIVENCIA ENTRE LAS HEMBRAS DE PATO GOLONDRINO ADULTAS E INMADURAS, QUE INVERNARON EN LA COSTA DE SINALOA DURANTE LA TEMPORADA 1991-1992.

II.1

SOBREVIVENCIA MAXIMA DE ADULTAS VS. SOBREVIVENCIA MAXIMA DE INMADURAS

Fecha	Adultas S(t)max		Inmaduras S(t)max		Total		E(d2j)	var(d2j)	X2	X2 g1=1 P=0.05
ak	r1j	d1j	r2j	d2j	rj	dj				
12/NOV	26	0	29	1	55	1	0.5273	0.2493		
TOTAL		0		1		1	0.5273	0.2493	0.8966	3.8410

II.2

SOBREVIVENCIA MAXIMA DE ADULTAS VS. SOBREVIVENCIA MINIMA DE INMADURAS

Fecha	Adultas S(t)max		Inmaduras S(t)min		Total		E(d2j)	var(d2j)	X2	X2 g1=1 P=0.05
ak	r1j	d1j	r2j	d2j	rj	dj				
12/NOV	26	0	29	1	55	1	0.5273	0.2493		
18/NOV	27	0	27	1	5	1	0.5000	0.2500		
30/NOV	27	0	26	1	53	1	0.4906	0.2499		
TOTAL		0		3		3	1.5178	0.7492	2.9323	3.8410

II.3

SOBREVIVENCIA MINIMA DE ADULTAS VS. SOBREVIVENCIA MAXIMA DE INMADURAS

Fecha ak	Adultas S(t)min		Inmaduras S(t)max		Total		E(d2j)	var(d2j)	X2	X2 g1=1 P=0.05
	r1j	d1j	r2j	d2j	rj	dj				
12/NOV	26	0	29	1	55	1	0.5273	0.2493		
30/NOV	27	1	26	0	53	1	0.4906	0.2499		
TOTAL		1		1		2	1.0178	0.4992	0.0006	3.8410

II.4

SOBREVIVENCIA MINIMA DE ADULTAS VS. SOBREVIVENCIA MINIMA DE INMADURAS

Fecha ak	Adultas S(t)min		Inmaduras S(t)min		Total		E(d2j)	var(d2j)	X2	X2 g1=1 P=0.05
	r1j	d1j	r2j	d2j	rj	dj				
12/NOV	26	0	29	1	55	1	0.5273	0.2493		
18/NOV	27	0	27	1	54	1	0.5000	0.2500		
30/NOV	27	1	26	1	53	2	0.9811	0.4998		
TOTAL		1		3		4	2.0084	0.9991	0.9842	3.8410

APENDICE III.

COMPARACION DE LAS TASAS DE SOBREVIVENCIA ENTRE LAS HEMBRAS DE PATO GOLONDRINO POR CLASES DE EDAD E INDICE DE CONDICION.

III.1  
SOBREVIVENCIA MIN DE ADULTAS DE I.C. ALTO VS. SOBREVIVENCIA DE ADULTAS DE I.C. BAJO.

Fecha ak	Adultas S(t)min I. Condición Alto r <sub>1j</sub> d <sub>1j</sub>	Adultas I. Condición Bajo r <sub>2j</sub> d <sub>2j</sub>	Total r <sub>j</sub> d <sub>j</sub>	E(d <sub>2j</sub> )	var(d <sub>2j</sub> )	X <sup>2</sup>	X <sup>2</sup> g <sub>1</sub> =1 P=0.05
30/NOV	12 1	15 0	27 1	0.5556	0.2469		
TOTAL		1 0	1	0.5556	0.2469	1.2500	3.8410

III.2  
SOBREVIVENCIA MAX DE ADULTAS DE I.C. ALTO VS. SOBREVIVENCIA MAX DE INMADURAS DE I.C. ALTO.

Fecha ak	Adultas S(t)max I. Condición Alto r <sub>1j</sub> d <sub>1j</sub>	Inmaduras S(t)max I. Condición Alto r <sub>2j</sub> d <sub>2j</sub>	Total r <sub>j</sub> d <sub>j</sub>	E(d <sub>2j</sub> )	var(d <sub>2j</sub> )	X <sup>2</sup>	X <sup>2</sup> g <sub>1</sub> =1 P=0.05
12/NOV	12 0	14 1	26 1	0.5385	0.2485		
TOTAL		0 1	1	0.5385	0.2485	0.8571	3.8410

III.3  
 SOBREVIVENCIA MAX DE ADULTAS DE I.C. ALTO VS. SOBREVIVENCIA MIN DE INMADURAS  
 DE I.C. ALTO.

Fecha ak	Adultas S(t)max I. Condición Alto r <sub>1j</sub> d <sub>1j</sub>		Inmaduras S(t)min I. Condición Alto r <sub>2j</sub> d <sub>2j</sub>		Total r <sub>j</sub> d <sub>j</sub>		E(d <sub>2j</sub> )	var(d <sub>2j</sub> )	X <sup>2</sup>	X <sup>2</sup> g <sub>1</sub> =1 P=0.05
12/NOV	12	0	14	1	26	1	0.5385	0.2485		
18/NOV	12	0	13	1	25	1	0.5200	0.2496		
30/NOV	12	0	12	1	24	1	0.5000	0.2500		
TOTAL		0		3	3		1.5585	0.7481	2.7777	3.8410

III.4  
 SOBREVIVENCIA MIN DE ADULTAS DE I.C. ALTO VS. SOBREVIVENCIA MAX DE INMADURAS  
 DE I.C. ALTO.

Fecha ak	Adultas S(t)min I. Condición Alto r <sub>1j</sub> d <sub>1j</sub>		Inmaduras S(t)max I. Condición Alto r <sub>2j</sub> d <sub>2j</sub>		Total r <sub>j</sub> d <sub>j</sub>		E(d <sub>2j</sub> )	var(d <sub>2j</sub> )	X <sup>2</sup>	X <sup>2</sup> g <sub>1</sub> =1 P=0.05
12/NOV	12	0	14	1	26	1	0.5385	0.2485		
30/NOV	12	1	12	0	24	1	0.5000	0.2500		
TOTAL		1		1	2		1.0385	0.4985	0.0030	3.8410



III.5

SOBREVIVENCIA MIN DE ADULTAS DE I.C. ALTO VS. SOBREVIVENCIA MIN DE INMADURAS DE I.C. ALTO.

Fecha	Adultas S(t)min I. Condición Alto		Inmaduras S(t)min I. Condición Alto		Total		E(d2j)	var(d2j)	X2	X2 g1=1 P=0.05
ak	r1j	d1j	r2j	d2j	rj	dj				
12/NOV	12	0	14	1	26	1	0.5385	0.2485		
18/NOV	12	0	13	1	25	1	0.5200	0.2496		
30/NOV	12	1	12	1	24	2	1.0000	0.5000		
TOTAL		1		3		4	2.0585	0.9981	0.8882	3.8410

III.6

SOBREVIVENCIA MIN DE ADULTAS DE I.C. ALTO VS. SOBREVIVENCIA DE INMADURAS DE I.C. BAJO.

Fecha	Adultas S(t)min I. Condición Alto		Inmaduras I. Condición Bajo		Total		E(d2j)	var(d2j)	X2	X2 g1=1 P=0.05
ak	r1j	d1j	r2j	d2j	rj	dj				
30/NOV	12	1	14	0	26	1	0.5385	0.2485		
TOTAL		1		0		1	0.5385	0.2485	1.1667	3.8410

III.7  
 SOBREVIVENCIA DE ADULTAS DE I.C. BAJO VS. SOBREVIVENCIA MAX DE INMADURAS  
 DE I.C. ALTO.

Fecha ak	Adultas		Inmaduras S(t)max		Total rj dj	E(d2j)	var(d2j)	X2	X2 gl=1 P=0.05
	I. Condición rij	Bajo dij	I. Condición r2j	Alto d2j					
12/NOV	14	0	14	1	28 1	0.5000	0.2500		
TOTAL		0		1	1	0.5000	0.2500	1.0000	3.8410

III.8  
 SOBREVIVENCIA DE ADULTAS DE I.C. BAJO VS. SOBREVIVENCIA MIN DE INMADURAS  
 DE I.C. ALTO.

Fecha ak	Adultas		Inmaduras S(t)min		Total rj dj	E(d2j)	var(d2j)	X2	X2 gl=1 P=0.05
	I. Condición rij	Bajo dij	I. Condición r2j	Alto d2j					
12/NOV	14	0	14	1	28 1	0.5000	0.2500		
18/NOV	15	0	13	1	28 1	0.4643	0.2487		
30/NOV	15	0	12	1	27 1	0.4444	0.2469		
TOTAL		0		3	3	1.4087	0.7456	3.3959	3.8410

III.9

SOBREVIVENCIA MAX DE INMADURAS DE I.C. ALTO VS. SOBREVIVENCIA DE INMADURAS DE I.C. BAJO.

Fecha ak	Inmaduras S(t)max I. Condición Alto r1j d1j	Inmaduras I. Condición Bajo r2j d2j	Total rj dj	E(d2j)	var(d2j)	X2	X2 g1=1 P=0.05
12/NOV	14 1	15 0	29 1	0.5172	0.2497		
TOTAL	1	0	1	0.5172	0.2497	.6714	3.8410

III.10

SOBREVIVENCIA MIN DE INMADURAS DE I.C. ALTO VS. SOBREVIVENCIA DE INMADURAS DE I.C. BAJO.

Fecha ak	Inmaduras S(t)min I. Condición Alto r1j d1j	Inmaduras I. Condición Bajo r2j d2j	Total rj dj	E(d2j)	var(d2j)	X2	X2 g1=1 P=0.05
12/NOV	14 1	15 0	29 1	0.5172	0.2497		
18/NOV	13 1	14 0	27 1	0.5185	0.2497		
30/NOV	12 1	14 0	26 1	0.5385	0.2485		
TOTAL	3	0	3	1.5742	0.7479	3.3136	3.8410