



**UNIVERSIDAD SIMÓN BOLÍVAR**

**ASPECTOS BIOECOLÓGICOS DE *Crocodylus acutus* LIBERADOS EN  
EL EMBALSE TACARIGUA (FALCÓN, VENEZUELA).**

**Trabajo de Grado Presentado a la Universidad  
Simón Bolívar**

**por:**

**Alfredo Antonio Arteaga Pereira**

**como requisito parcial para optar al título de:**

**Magister en**

**Ciencias Biológicas**

**Realizado con la asesoría de:**

**Prof. Emilio Herrera**

**1998**

## CAPITULO I: INTRODUCCIÓN

### 1.1. Antecedentes

El Caimán de la Costa o Cocodrilo Americano (*Crocodylus acutus* Cuvier, 1807) es un reptil que alcanza longitudes totales entre los 3 y 4 m, existiendo reportes de ejemplares de hasta 7 m (Brazaitis 1973). Se caracteriza por poseer un armazón de escudos dorsales reducido e irregular, lo cual lo distingue de otros cocodrilos (Thorbjarnarson 1989). Son animales de hábitos anfibios que se encuentran principalmente en cauces y desembocaduras de ríos costeros. Su tolerancia a la salinidad del agua de mar lo capacita para sobrevivir en zonas de manglar e islas alejadas de la línea costera, lo que ha llevado a que se postule que esta especie es equivalente ecológico al Cocodrilo de Agua Salada (*Crocodylus porosus*), que habita en Australia y en el Archipiélago Indomalayo, entre Asia y Oceanía (Thorbjarnarson 1988). En el país se han reportado poblaciones de *C. acutus* en sectores de ríos y embalses o represas, ubicados a gran distancia de la costa (Seijas 1986).

El Caimán de la Costa se distribuye ampliamente en la región Neotropical de América, existiendo reportes de poblaciones en el sur de Florida en los Estados Unidos, en Centro América, Colombia y Venezuela; algunas islas del Mar Caribe como Jamaica, Cuba, Haití y República Dominicana; y entre las costas de México y Perú en el Océano Pacífico (Thorbjarnarson 1989).

A pesar de ello, *C. acutus* se encuentra incluido en la lista de especies vulnerables del Libro Rojo de la IUCN (Crocodile Specialist Group-SSC-IUCN 1994) y en el Apéndice I de CITES (1985). Por otra parte, en Venezuela también está en la

lista de animales vedados, de acuerdo a la Resolución No 95 del 28/11/79 (MARNR, 1979), está considerado como especies en peligro de extinción por Decreto 1486 (Gaceta Oficial No. 36.062 del 10/10/96) y como especie vulnerable en el Libro Rojo de Fauna Silvestre Venezolana (Rojas & Rodríguez-Suarez 1993).

Thorbjarnarson (1992) estableció que a niveles regionales de su distribución, la especie está amenazada debido principalmente a la continua captura de animales adultos. En el pasado ello fue la razón de la severa disminución poblacional, debido al marcado comercio de pieles de cocodrilos entre 1930 y 1960. La destrucción de su hábitat natural es un problema que se ha agudizado en el presente (Seijas 1986, 1990; Thorbjarnarson 1992, Arteaga 1997), siendo necesaria la adopción de estrategias de conservación que mitiguen la reducción poblacional y coadyuven a su recuperación.

En los últimos años se ha fomentado la cría en cautiverio y posterior liberación de individuos al medio natural, con la finalidad de acelerar la recuperación poblacional de las diversas especies de cocodrilos que se encuentran en el país. Seijas et al. (1990), señalaron que el basamento ecológico de esta estrategia parte del hecho de que en sus primeras etapas de vida los cocodrilos sufren una alta mortalidad. La recolección de huevos, incubación en condiciones controladas y levante de recién nacidos sustraen a estos animales de las principales causas que afectan su supervivencia. Cuando alcanzan determinada talla, a la cual se estima que prácticamente no tienen enemigos naturales, son liberados en sus lugares de origen o en aquéllos donde se considere conveniente.

En Venezuela se han propuesto proyectos de este tipo con la finalidad de prevenir la extinción de las diversas especies de cocodrilos (Blohm 1973), y se han

adelantado ensayos específicos con Babas (*Caiman crocodilus*) (Rivero Blanco 1974, Rodríguez y Robinson 1986, Espinoza 1988), y programas de cría de Caimanes del Orinoco (*Crocodylus intermedius*), especie que se encuentra en peligro crítico, cuyos resultados están aún en fase de evaluación (Blohm 1948, Thorbjarnarson & Blohm 1986, Ramo et al. 1992, Arteaga 1993a, Arteaga et al 1994, Thorbjarnarson & Arteaga 1995, Arteaga & Hernández 1996, Seijas & Chávez 1994, Muños 1997, Lugo 1998). Con *C. acutus* no se han realizado programas concretos de cría en cautiverio con fines de conservación, similares a los desarrollados en el país con las dos primeras especies señaladas de cocodrilos, aunque existen experiencias pilotos (Seijas et al. 1990, Arteaga 1993b) y un programa a pequeña escala que ha venido ejecutando el Servicio Autónomo de Fauna PROFAUNA, en la Estación Biológica del Limón.

La cría en cautiverio como estrategia para acelerar la recuperación de poblaciones silvestres, ha dado pie a estudios básicos de biología poblacional y sociobiología, permitiendo mantener un reservorio demográfico y genético que evita la reducción de la adaptación de los individuos debido a la endogamia que opera en poblaciones reducidas (Conway 1980).

Sin embargo, la cría en cautiverio es un mecanismo costoso para la conservación de especies y no es la estrategia con el mejor balance costo-beneficio para la mayoría de las especies raras y amenazadas (Kleiman 1989, Kleiman et al. 1994). Por otra parte, la IUCN (1987a) sugirió el diseño de protocolos que establezcan los objetivos de tales programas, una descripción de la situación de la especie en cuestión, y los métodos de cría para el establecimiento y manejo de las

poblaciones cautivas, los cuales deben amoldarse a las normas científicas establecidas por especialistas. Por lo tanto, la cría en cautiverio debe fundamentarse en una profunda evaluación de factores genéticos, demográficos y conductuales de las especies en su medio natural (Conway 1980). En relación a lo último, Kleiman (1989) precisó que el éxito de planes de cría dependen de que se consideren los requerimientos de hábitat, especialización en las dietas, necesidades ambientales (temperatura, luz, humedad, ciclos), requerimientos específicos territoriales y problemas de salud de las especies.

Los programas de repoblamiento también cuentan con recomendaciones para su implementación. Varios autores coinciden en la importancia de que se realicen una vez que se han erradicado, o controlado, las causas que generaron la declinación poblacional, y que se tome en cuenta que las localidades satisfacen los requerimientos de hábitats de las especies en cuestión (IUCN 1987b, Dodd & Seigel 1991, Kleiman et al. 1994). Así mismo, destaca la necesidad de estudios preliminares, ensayos de liberación, entrenamiento de animales y seguimiento final de los mismos, involucrando a las comunidades humanas locales, a través de programas de capacitación y educación ambiental (Kleiman et al. 1994).

La Fundación para la Defensa de la Naturaleza (FUDENA) adelantó un proyecto de cría de *C. intermedius* y *C. acutus* en el Fundo Pecuario Masaguaral, en el Estado Guárico. El pie de cría de *C. acutus* estuvo constituido por una pareja de adultos trasladada al zocriadero por el Sr. Tomás Blohm en 1986. De las camadas producidas por esta pareja, se usaron 40 cocodrilos machos, para repoblar el Embalse

Tacarigua, Estado Falcón, en el cual existe una población residente de esta especie (Seijas 1986, 1988, 1990; Arteaga 1993b, 1997). En 1991 se liberaron 25 cocodrilos machos, 22 nacidos en 1988 y 3 nacidos en 1989, y en 1992, 15 cocodrilos machos de la cohorte 1990. Con la finalidad de evaluar tal esfuerzo, se diseñó el presente estudio.

**1.2. Justificación**

La liberación de cocodrilos criados en cautiverio en el país carece de un adecuado seguimiento de los individuos liberados, existiendo muy pocos trabajos publicados y algunas compilaciones donde se presentan resultados preliminares. Por otra parte, los proyectos de cría en cautiverio implican una alta inversión en términos monetarios y de horas de dedicación humana, por lo cual se requiere medir sus alcances para reorientar las estrategias. Con ello se espera garantizar el éxito y aprovechar al máximo la inversión.

**1.3. Objetivo General**

El objetivo general del presente estudio es evaluar el programa de repoblamiento de Caimanes de la Costa en el Embalse Tacarigua, en base a un estudio comparativo de ciertos aspectos bioecológicos de cocodrilos liberados y residentes.

**1.4. Objetivos Específicos**

- Estimar y comparar las tasas de crecimiento de cocodrilos liberados y residentes.
- Estimar y comparar índices de sobrevivencia de cocodrilos liberados y residentes.
- Determinar y comparar índices de condición física de cocodrilos liberados y residentes.

- Analizar y comparar las dietas de estos dos grupos.
- Evaluar el uso de hábitat de estos dos grupos.
- Estimar la abundancia por sector de cocodrilos liberados y residentes en el Embalse.
- Establecer posibles patrones de movilización de cocodrilos liberados.

### 1.5. Hipótesis de trabajo

Si los cocodrilos liberados en el Embalse Tacarigua, presentan tasas de crecimiento, índices de condición, sobrevivencia, dietas, uso de hábitat y patrones de ocupación que al menos se aproximen a los que se logren determinar en la población de cocodrilos residentes, entonces esto indica que fue positivo el repoblamiento y que es una estrategia viable para la recuperación de la especie.

### 1.6. Area de Estudio

El Embalse Tacarigua está localizado geográficamente en la parte Nor-Occidental de Venezuela entre las coordenadas 68°22'30" y 68°22'30" de longitud, y 11°00'00" y 11°05'00" de latitud (MAC 1969, Guada 1990), específicamente en la costa oriental del Estado Falcón (Figura 1). Al sur de este embalse se encuentra el Embalse Jatira, al cual se conecta por un canal de 300 m (Figura 2). El Embalse de Tacarigua está a una altura de 8 msnm, su perímetro es de casi 25 km y ocupa una superficie aproximada de 1000 ha.

El clima en la zona es biestacional, con un período seco que se prolonga entre Febrero y Agosto, y un periodo lluvioso entre Agosto y Diciembre. La temperatura promedio anual es de 27,2 °C y la precipitación anual de 773,2 mm (Guada 1990,

Figura 3). Específicamente en 1996, se registró una temperatura promedio anual de 29,9 °C y una precipitación anual de 1.264,5 mm, por lo cual dicho año se puede catalogar como extremadamente húmedo (Figura 4).

Estudios sobre el balance hidrológico de los Embalses Jatira y Tacarigua, establecen la existencia de mas bien 3 periodos climáticos: Un periodo de meses secos desde Febrero hasta Abril; seguido de uno con meses medios de Mayo a Agosto, y un periodo húmedo desde Septiembre hasta Enero (MAC 1969).

Sin embargo, la oscilación anual de los niveles de agua de este embalse, que es cercana a los 5 m, no coincide con la periodicidad de las lluvias. Esto es debido a la regulación que realiza la agencia encargada del manejo del reservorio de agua con fines de riego (Chávez 1993). Mas bien, en los meses secos el nivel de agua es relativamente alto, descendiendo significativamente en los meses medios y elevarse en los meses húmedos.

En relación a vegetación acuática y terrestre, así como la fauna silvestre y acuática, el Embalse Tacarigua mantiene características afines con el Embalse de Jatira, existiendo información publicada sobre las diversas especies en estudios anteriores realizados por Mata y Zalzman (1987), Bigio (1987), Luy (1988), Seijas (1988), Guada (1990) y Chávez (1992).

Las tierras alrededor de estos embalses son dedicadas a actividades agropecuarias. Actualmente se adelantan trabajos para construcción de una planta de tratamiento de agua para consumo humano que abastecerá la demanda de complejos turísticos cercanos al Parque Nacional Morrocoy.

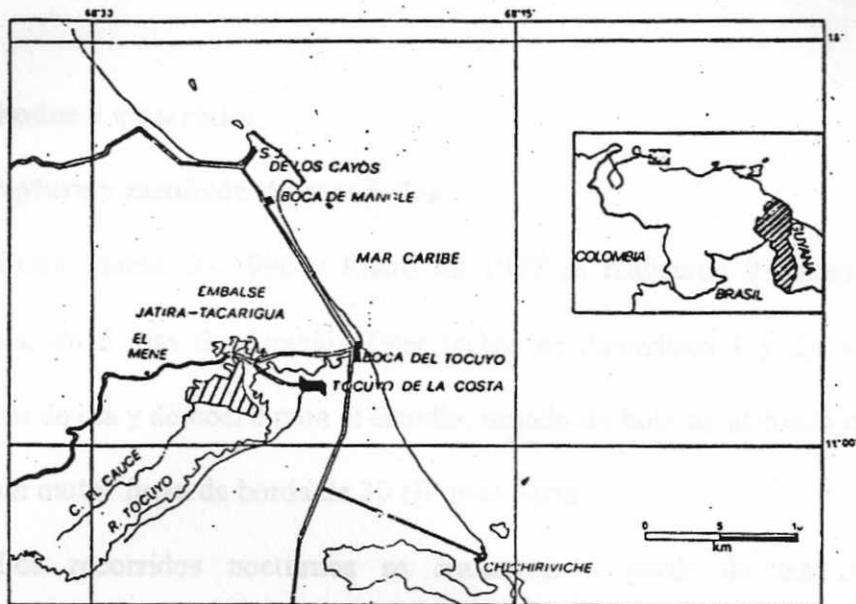


Figura 1: Ubicación regional y situación relativa nacional del Embalse Tacarigua (Guada 1990).

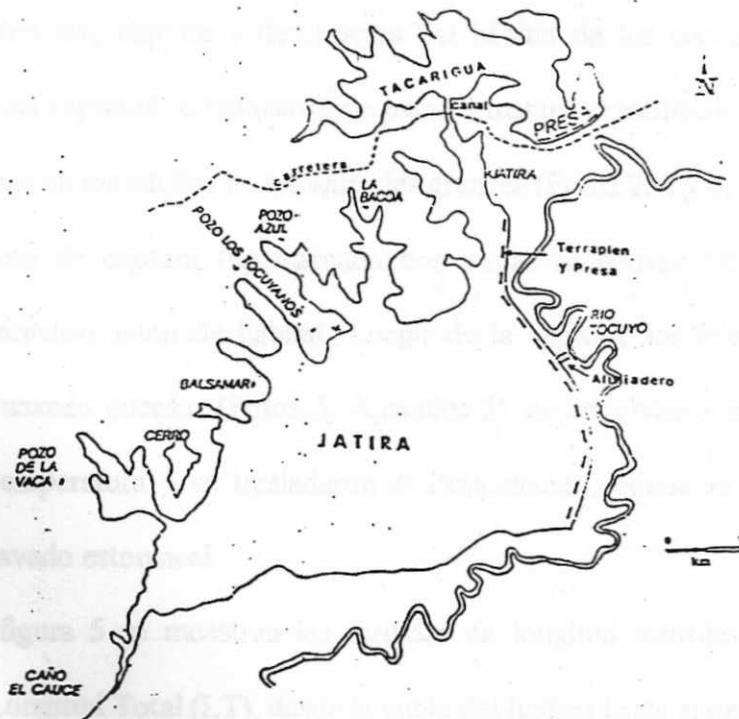


Figura 2: Ubicación específica del Embalse Tacarigua en relación al Embalse de Jatira (Chavez 1993).

## 2.3. Métodos y materiales

### 2.3.1 Captura y medición de cocodrilos

Entre Marzo de 1996 y Enero de 1997 se realizaron 7 visitas al Embalse Tacarigua, de 5 días de duración (Ver fechas en Apéndices 1 y 2). Se realizaron recorridos de día y de noche para el estudio, usando un bote de aluminio de 14 pies de largo y un motor fuera de borda de 30 HP pata corta.

Los recorridos nocturnos se realizaron a partir de las 20:00 horas, principalmente en noches sin luna (Luna Nueva). Se usaron lamparas portátiles (15.000 candel power o bujías) y faros pilotos (500.000 cp), con alcances de hasta 150 m, para la detección, captura y descripción del hábitat de los cocodrilos (Foto 1, Apéndice 3). Las capturas se realizaron de manera manual o mediante lazos de metal que se colocaban en los cuellos de los animales grandes (Fotos 2, 3 y 4, Apéndice 3).

En punto de captura fue marcado con cintas reflectivas para la posterior liberación y caracterización de hábitat. Luego de la captura, los cocodrilos fueron inmovilizados usando cuerdas (Fotos 5, Apéndice 3), se envolvieron en mantas para mantener su temperatura y se trasladaron al campamento, donde se les practiaron mediciones y lavado estomacal.

En la figura 5 se muestran las medidas de longitud tomadas ventralmente, siendo estas: Longitud Total (LT), desde la punta del hocico hasta el extremo distal de la cola; Longitud Corporal (LC), desde la punta del hocico y hasta el extremo posterior de la abertura cloacal (Foto 6, Apéndice 3); Longitud del Hocico (LH),

desde la punta del hocico hasta la arista orbitaria, y Longitud de la Cabeza (LCab), desde la punta del hocico hasta el borde posterior de cráneo.

Para las mediciones se usaron cintas métricas de 150 cm ( $\pm 0,1$  cm) y 500 cm ( $\pm 0,2$  cm), y un vernier de 16 mm ( $\pm 0,05$  mm). Los animales se pesaron con balanzas dinamométricas (Foto 7, Apéndice 3) de 300 gr ( $\pm 2$  gr), 1 kg ( $\pm 10$  gr), 20 kg ( $\pm 200$  gr) y 100 kg ( $\pm 5$  kg).

Los cocodrilos liberados fueron identificados antes de su liberación con marcas metálicas y recortes de escamas de la cresta caudal doble y simple de la cola (Figura 5). Los cocodrilos residentes capturados fueron marcados con placas metálicas de 15 mm de longitud, que se implantaron en las membranas interdigitales de las patas posteriores, y se les practicaron recortes de escamas de la cresta caudal doble y simple de la cola.

Entre 1991 y 1995 se capturaron y marcaron cerca de 35 caimanes residentes, en su mayoría juveniles, como parte de un estudio de seguimiento de la población residente. Igualmente, se marcó un número significativo de cocodrilos en estudios anteriores (Andrés Eloy Seijas, com. pers.) por lo cual en todos los cocodrilos residentes capturados, se verificó si poseían algún tipo de marca (Foto 8, Apéndice 3).

Finalmente, se determinó el sexo tanto de cocodrilos residentes como liberados mediante la observación directa del pene o clítoris, después de abrir ligeramente la cloaca con una pinza. A animales mayores de 1500 mm de LT se les registró la cloaca con el dedo pequeño para determinar la presencia del pene.

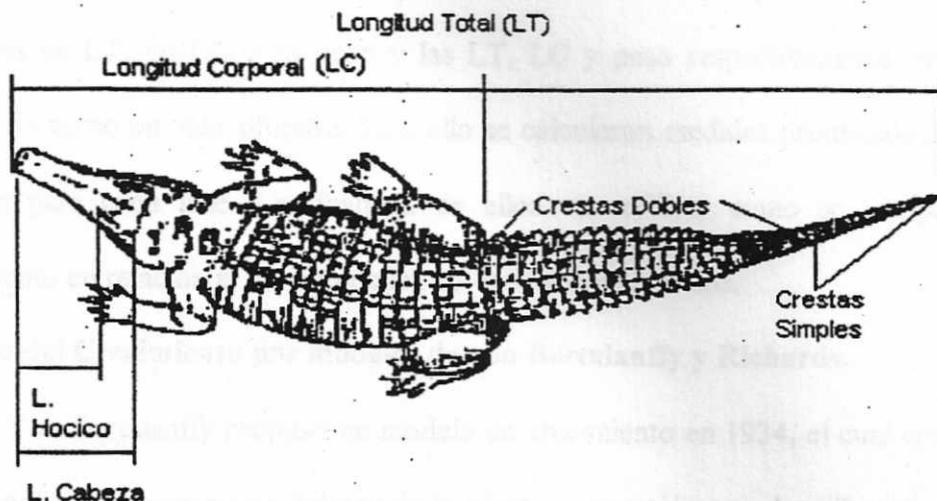


Figura 5: Medidas de longitud tomadas a cocodrilos capturados, en milímetros.

### 2.3.2. Crecimiento

Se calcularon tasas de crecimiento de cocodrilos liberados dividiendo las diferencias en LT, LC y peso, entre el número de días transcurridos desde su nacimiento hasta su liberación y desde este momento hasta captura en vida silvestre, durante este estudio. En el caso de cocodrilos residentes, el lapso desde su captura hasta su recaptura. Estos valores se multiplicaron por 30,41 días, duración promedio de 1 mes al dividir 365 días entre 12 meses al año, para obtener tasas de crecimiento en **mm/mes** y **gr/mes**. Debido a las pocas recapturas de cocodrilos residentes, se usaron datos de 5 recapturas anteriores al estudio.

Las medidas en LT tienen el riesgo de ser erróneas por la pérdida del extremo distal de la cola, muy usual en el caso de cocodrilos. Por tal razón, en base a los datos de LT y LC de todas las capturas, incluyendo cocodrilos liberado y residentes, se estimó la regresión lineal de ambas variables, para ajustar los valores de LT.

Se establecieron correlaciones entre las tasas de crecimiento de los cocodrilos liberados en LT, en LC y en peso y las LT, LC y peso respectivamente, tanto en cautiverio como en vida silvestre. Para ello se calcularon medidas promedios de cada variable para cada fase. La finalidad de ellos es verificar como se comporta el crecimiento en relación al tamaño de los 11 cocodrilos liberados.

### Estudio del Crecimiento por modelos de von Bertalanffy y Richards.

Von Bertalanffy propuso un modelo de crecimiento en 1934, el cual considera la talla del cuerpo como una función de la edad. La ecuación que describe tal relación es la siguiente:

$$L(t) = L_{inf} x (1 - e^{-k(t-t_0)}) \quad (\text{Ecuación 2.1})$$

$L$  es una medida de longitud corporal en el tiempo  $t$  expresado en años,  $t_0$  representa la edad inicial,  $L_{inf}$  (léase Longitud Infinita) es un valor asintótico de tal longitud y  $K$  es la constante de crecimiento (Sparre & Venema 1995). Este modelo permite que con distintos conjuntos de parámetros se definan curvas de crecimiento diferentes, por lo cual es posible usar el mismo modelo básico para describir el crecimiento de diferentes especies.

De acuerdo a los procedimientos seguidos en Velasco (1993) y Velasco et al. (1994),  $L_{inf} = 1,05 \times L_{max}$  (Ecuación 2.2), bajo el supuesto que  $L_{max} = 95\% L_{inf}$ ; donde  $L_{max}$  es la máxima longitud registrada. En estos trabajos también se manejó un procedimiento para calcular la constante de crecimiento  $K$ , siendo la ecuación que la define:

$$K = Z x (L_p - L_{min}) / (L_{inf} - L_p) \quad (\text{Ecuación 2.3})$$

**Lmin** es la mínima longitud, **Lp** es la Longitud promedio, y **Z** es la mortalidad.

Para calcular este último parámetro se usaron las estimaciones de sobrevivencia de cocodrilos liberados y residentes que se realizaron mediante el método Jolly-Seber, en el punto 2.4.6. de este capítulo, y se consideró  $Z = 1 - S$ , siendo **S** es la sobrevivencia.

Richards (1959) describió un modelo crecimiento sigmoideal el cual mediante la variación de un parámetro "m" de forma de la curva, se aproximaba a otros modelos conocidos. Así, cuando  $m = 0$ ; 0,667 o 2,00, este modelo se aproxima a los modelos de crecimiento monomolecular, von Bertalanffy y logísticos respectivamente. Mientras que cuando  $m = 1$ , el mismo es equivalente al modelo de Gompertz. Los cambios en los valores de **m** hacen que la forma de la curva se altere, cambiando el punto de inflexión, el cual representa momento de más rápido crecimiento (Brisbin 1990).

La ecuación de crecimiento de acuerdo al modelo de Richards, es:

$$L(t) = [Linf^{(1-m)} - (Linf^{(1-m)} - L_0^{(1-m)}) e^{-2t/T(m+1)}]^{1/(1-m)} \quad (\text{Ecuación 2.4})$$

Los parámetros utilizados en esta ecuación de crecimiento, incluye el valor

**Linf** ya citado, más los siguientes:

- Longitud inicial **L<sub>0</sub>** al tiempo  $t = 0$ , equivalente a **Lmin**.
- **T** como el periodo de crecimiento que en terminos practicos, se alcanza el tamaño asintotico. Este parámetro es totalmente desconocido en *C. acutus*, por lo cual se usó el valor usado por Brisbin (1990) de 21 años para *A. mississippiensis*.

Para la aplicación de los dos modelos en el crecimiento de cocodrilos liberados, se consideran sus medidas de **LT** para el momento de su captura, en el momento de la liberación y después de los eclosión de huevos, de acuerdo a

información suministrada por el Dr. John Thorbjarnarson, encargado del Zoológico Masaguaral y datos recolectados durante la gestión de quien escribe al frente de ese centro de cría.

Tales valores de LT fueron ajustados mediante la ecuación lineal  $LT = a + b \cdot LC$ , de acuerdo a indicado anteriormente, con lo cual se calcularon el LT promedio (LTp), LT mínima (LTmin) y LT máxima (LTmax) para liberados y residentes. En el caso de cocodrilos residentes, se dividió la muestra por sexo.

Debido a que no se capturaron cocodrilos residentes de gran tamaño, por lo difícil y los riesgos que ello implicaba, se apeló a la estimación de LTmax en machos en función de una muestra de 4 cráneos de machos muertos encontrados en las orillas de este embalse. Para ello se midió la LH, se calculó la ecuación de la relación de LT y LH de 26 machos residentes y se estimaron tales LT's. La discriminación de sexos de tales cráneos se realizó principalmente por el tamaño, ya que existe dimorfismo sexual, y por la presencia de una pronunciada elevación preorbital, o morro, que pareciera ser una característica resaltante en machos en esta localidad. Se usaron medidas de LH y no de LCab ya que la mayoría de los cráneos estaban desprovistos del hueso occipital de la tabla craneana.

### 2.2.3. Sobrevivencia

Para estimar la sobrevivencia se calcularon las tasas de recapturas de cocodrilos liberados y residentes marcados previamente, y se usó el método Jolly-Seber (J-S). Este método se ajusta a situaciones biológicamente más reales de

poblaciones abiertas ya que muchas poblaciones están cambiando constantemente de tamaño por nacimientos, muertes, y migraciones (Krebs 1988).

Una de las condiciones del método J-S es que los animales se le coloquen marcas numeradas que los identifiquen específicamente, ya que el punto clave es conocer cuando el individuo fue marcado la última vez. A pesar de que el intervalo de marcaje debe ser corto, el intervalo entre muestreos puede ser ajustado de tal forma que la serie de datos se extienda por muchos años. En el primer muestreo todos los animales capturados deben ser marcados y en los siguientes muestreos los mismos se clasificaran entre marcados y no marcados. A los efectos de la aplicación de método, se usaron las liberaciones de cocodrilos en el embalse realizadas en 1991 y 1992, como eventos de muestreo inicial donde todos los animales son marcados.

Las premisas sobre las cuales se sustenta este método son:

- Los muestreos deben ser aleatorios.
- Todos los individuos marcados y no marcados tienen igual probabilidad de captura.
- Todos los individuos marcados y no marcados tienen igual probabilidad de sobrevivir.
- Los individuos no pierden sus marcas y estas no se confunden.
- El intervalo de muestreo es despreciable en relación al intervalo entre muestreos.

Del modelo de J-S deriva un estimado de la tasa de pérdida de la población, definida como la probabilidad de sobrevivencia de una muestra entre dos muestreos determinados (Krebs 1989). Se establecieron estimadores de sobrevivencia e intervalos de confianza de 95 % con el Programa JOLLY desarrollado en Krebs (1988).

Este programa maneja el Método B de J-S que incorpora al modelo variaciones temporales en la probabilidad de captura, lo cual también fue considerado por Woodward et al. (1989) en su aplicación a estudios de sobrevivencia natural de *A. mississippiensis*.

Sin embargo, se verificó la premisa de Igual Capturabilidad en cocodrilos liberados y residentes, mediante el empleo del método de CORMACK. Este test asume que cada individuo en la población tiene una propiedad denominada capturabilidad y se fundamenta en la realización de tres muestreos consecutivos (Krebs 1989). Igualmente se estimó el cumplimiento de tal premisa usando el Programa CORMACK desarrollado en Krebs (1988).

Para la aplicación de los Programas JOLLY y CORMACK tanto para cocodrilos liberados y residentes, se evaluaron los factores ambientales que afectaron la captura de los mismos.

#### 2.3.4. Índices de Condición

Para el cálculo de los Índices de Condición (IC) se determinó la ecuación de la regresión que describe la línea que mejor se ajusta a los valores de  $\ln LT$ , como variable independiente  $x$ , y  $\ln P$  como variable  $y$ , procedimiento usado para estimar IC en otros cocodrilos (Brandt 1991, Ramo et al. 1992, Seijas 1993, 1998).

Los IC se calcularon de acuerdo a la ecuación descrita por Ramo et al. (1992):

$$IC = P^{a-1}/LT \text{ (Ecuación 2.5)}$$

donde  $a$  es el coeficiente alométrico calculados de la regresión  $\ln P$  sobre  $\ln LT$ , el cual representa el valor de la pendiente de la recta  $\ln P = b + a \ln LT$ .

Adicionalmente se realizaron observaciones sobre presencia de ectoparásitos adheridos al cuerpo de los ejemplares capturados con el fin de medir la incidencia entre cocodrilos residentes y liberados.

### 2.3.5 Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de los datos se realizó un chequeo de las suposiciones de normalidad en la distribución de frecuencias de las tasas de crecimiento por medio del Test Shapiro-Wilk para muestras menores de 50 valores, estableciéndose como  $H_0$  que existe normalidad. Para verificar diferencias significativas en las tasas de crecimiento e índices de condición de cocodrilos liberados y residentes, se usó el test no paramétricos de Wilcoxon y Prueba del Signo (PS).

A los fines de establecer las posibles relaciones entre las tasas de crecimiento y medidas de LT, LC y peso de los 11 cocodrilos liberados, se realizaron correlaciones. Para la comparación de porcentaje de incidencia de parásitos entre liberados y residentes se ajustaron los datos a una distribución normal, mediante la Transformación Arcoseno (Sokal & Rohlf 1969, Campbell 1990) y se usó una prueba de diferencias de porcentajes. En todos los análisis se utilizó el programa STATISTICA for Windows, versión 5,1.

## 2.4. Resultados

### 2.4.1. Recapturas de cocodrilos liberados y residentes:

Se recapturaron 11 cocodrilos liberados, 8 del grupo de 25 cocodrilos liberados en Abril de 1991 y 3 del grupo de 15 cocodrilos liberados en Marzo de 1992 (Foto 9, Apéndice 3). De estos 11 cocodrilos se recapturaron por segunda vez 2 animales. No se registraron pérdidas de marcas metálicas ni regeneración significativa de los recortes en las escamas durante los 4 a 5 años que tienen los cocodrilos en el medio natural. En el Apéndice 1 se resume la información sobre fechas de recapturas y medidas de cada uno de los cocodrilos.

Por otra parte, se capturó un total de 51 cocodrilos residentes, 10 de ellos neonatos, siendo 48 capturados por primera vez (Foto 10, Apéndice 3). Se logró una sola recaptura de este grupo. Los otros 3 son del grupo de 35 ejemplares marcados en estudios previos entre 1991 y 1995. En el Apéndice 2 se resume la información sobre fechas de capturas y medidas.

Fuera de conducta evasiva de los cocodrilos, entre los factores ambientales que más afectaron la captura destacan el nivel de agua y las precipitaciones. Partiendo de la información sobre fechas de capturas de liberados y residentes, presentada en los Apéndices 1 y 2, y descartando la fácil captura de los 10 neonatos en la vecindad de los nidos, se puede subdividir el estudio en tres periodos con diferente número de capturas de individuos adultos y juveniles:

- a) Periodo Marzo-Agosto 96: con relativo bajo nivel de agua y precipitaciones moderadas, en el cual se concentró el 49 % de las capturas.

- b) Periodo Septiembre-Diciembre 96: con un alto nivel de agua y altas precipitaciones, en el cual se capturó el 36 % de los individuos, en su mayoría juveniles.
- c) Periodo Enero-Junio 97, con un muy alto nivel de agua y escasas precipitaciones, donde solo se capturó un 15 %.

El bajo nivel de agua en el primer periodo, se debe a que durante tales meses existe una alta demanda de agua para riego, mientras el alto nivel mantenido en el último periodo se produjo por las intensas precipitaciones ocurridas a finales de 1996.

#### 2.4.2. Estimación de Tasas de Crecimiento de cocodrilos liberados

Para el ajuste de los valores de LT en función a los valores de LC, se obtuvo la ecuación de regresión lineal:

$$LT = 23,397 + 1,816 LC (R^2 = 0,996, p < 0,05, n = 62).$$

En base a tal ajuste se calcularon las tasas de crecimiento tal cual se indicó en los métodos. En la figura 6, 7 y 8 se presenta el histograma de frecuencias de las tasas de crecimiento en LT, LC y Peso de los 11 cocodrilos liberados. Todas las distribuciones de frecuencias se alejan de las distribuciones normales esperadas, de manera significativa (Prueba Shapiro-Wilk,  $p < 0,05$ ), observándose una tendencia bimodal.

Los 11 cocodrilos liberados y capturados en este estudio se dividieron en 2 subgrupos. Un primer grupo compuesto por 6 cocodrilos nacidos en 1988 y criados por 3 años hasta su liberación en 1991, que se llamó cohorte 88. El segundo grupo está compuesto por los 5 cocodrilos nacidos en 1989 y 1990, liberados a los 2 años entre 1991 y 1992, y a los cuales se llamó por tal razón cohorte 89-90.

Figura 6 : Distribución de frecuencias de Tasas de Crecimientos en LT de 11 *C. acutus* liberados en el Emb. Tacarigua.  
Shapiro-Wilk  $W= 0,97874$ ,  $p < 0,9515$

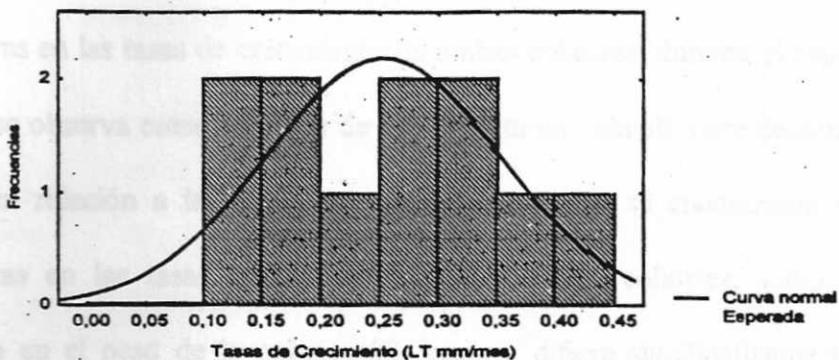


Figura 7 : Distribución de frecuencias de Tasas de Crecimientos en LC de 11 *C. acutus* liberados en el Emb. Tacarigua.  
Shapiro-Wilk  $W= 0,95521$ ,  $p < 0,6893$

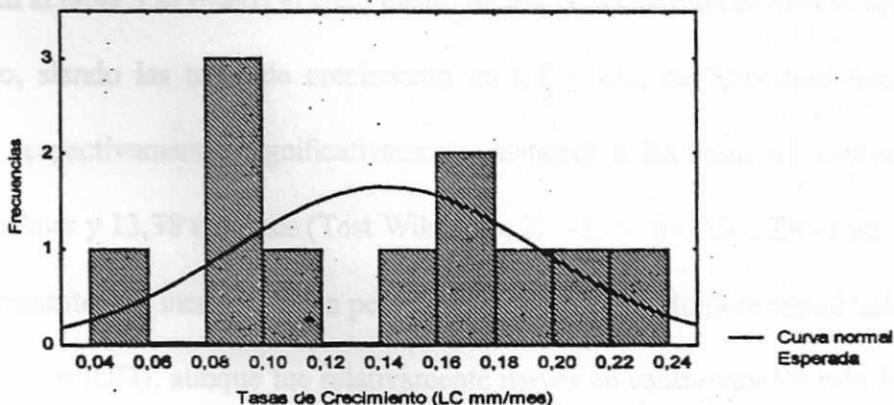
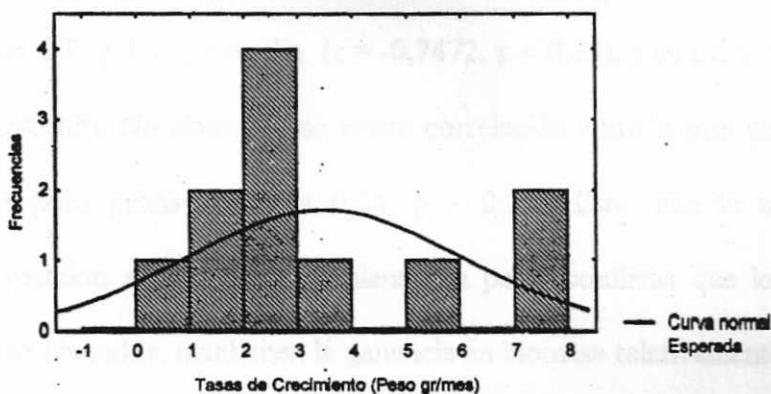


Figura 8 : Distribución de frecuencias de Tasas de Crecimiento en Peso (P) de 11 *C. acutus* liberados en el Emb. Tacarigua.  
Shapiro-Wilk  $W= 0,87266$ ,  $p < 0,0624$



Mediante el uso de la prueba no paramétrica del signo (PS), con  $H_0$  suponiendo tasas de crecimiento iguales durante el cautiverio, no se encontraron diferencias significativas en las tasas de crecimiento de ambas cohortes, durante el cautiverio. En la tabla 2 se observa como las tasas de crecimiento en vida silvestre decaen en ambas cohortes en relación a las anteriores. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en las tasas de crecimiento entre ambas cohortes, salvo un mayor incremento en el peso de la cohorte 88, que no difiere significativamente al valor calculado para la cohorte 89-90.

En la tabla 3 se evalúa el crecimiento de los 11 cocodrilos en vida silvestre y en cautiverio, siendo las tasas de crecimiento en LT y LC, de 7,60 mm/ mes y 3,95 mm/mes respectivamente, significativamente menores a las tasas en cautiverio, de 29,93 mm/mes y 13,38 mm/mes (Test Wilcoxon,  $Z = -3,73$ ,  $p < 0,05$ ;  $Z = -3,90$ ,  $p < 0,05$  respectivamente). El incremento en peso en ambos casos no difiere significativamente ( $Z = -0,94$ ,  $p = 0,07$ ), aunque fue relativamente mayor en cautiverio. De esta forma, se confirma la tendencia decadente observada en las dos anteriores comparaciones.

En las figuras 9 y 10 se observa una correlación negativa entre tasas de crecimiento en LT y LT promedio ( $r = -0,7472$ ,  $p < 0,05$ ), y en LC y LC promedio ( $r = -0,6754$ ,  $p < 0,05$ ). No obstante, no existe correlación entre la tasa de crecimiento en peso y los peso promedios ( $r = 0,34$ ;  $p > 0,05$ ). Esto, con lo anteriormente analizado en relación a tasas de crecimiento en peso, confirma que los cocodrilos criados, una vez liberados, mantienen la ganancia en biomasa relativamente estable.

**Tabla 1:** Comparación de las tasas de crecimiento promedio (TCP) y desviación estándar (DE) de las dos cohortes de *C. acutus* durante el cautiverio. LT = Long. Total, LC = Long. Corporal, P = Peso, n = tamaño muestral, D.E. = Desviación Estandar. Prueba del Signo (Nivel de significancia = 0,05)

	TCP LT (mm/mes) ± DE	TCP LC (mm/mes) ± DE	TCP Peso (gr/mes) ± DE	n
Cohorte 88	26,15 ± 0,60	14,29 ± 0,60	219,86 ± 4,86	6
Cohorte 89-90	23,11 ± 8,21	12,16 ± 4,56	98,22 ± 102,78	5
Valor p	p > 0,05	p > 0,05	p > 0,05	

**Tabla 2:** Comparación de las tasas de crecimiento promedio (TCP), y desviación estándar (DE) de dos cohortes de *C. acutus*, de 3 y 2 años, recapturados en el Embalse Tacarigua después de un lapso de 4 a 5 años de liberación. LT = Long. Total, LC = Long. Corporal, P = Peso, n = tamaño muestral, D.E. = Desviación Estandar. Prueba del Signo (Nivel de significancia = 0,05)

	TCP LT (mm/mes) ± DE	TCP LC (mm/mes) ± DE	TCP Peso (gr/mes) ± DE	n
Cohorte 88	8,51 ± 3,04	4,56 ± 1,82	152,05 ± 74,80	6
Cohorte 89-90	6,69 ± 3,04	3,95 ± 1,52	49,56 ± 26,45	5
Valor p	p > 0,05	p > 0,05	p = 0,07	

**Tabla 3:** Tasas de crecimiento promedio (TCP) y desviación estándar (DE) de 11 *C. acutus* criados en cautiverio en los 2 a 3 primeros años de vida, los cuales fueron recapturados después de 4 a 5 años en vida silvestre en el Embalse Tacarigua. LT = Long. Total, LC = Long. Corporal, P = Peso, n = tamaño muestral, D.S. = Diferencias Significativas. Test no paramétricos de Wilcoxon (Nivel de significancia = 0,05)

	TCP LT (mm/mes) ± DE	TCP LC (mm/mes) ± DE	TCP Peso (gr/mes) ± DE	n
Cautiverio	24,93 ± 5,47	13,38 ± 3,04,	164,51 ± 91;23	11
Vida Silvestre	7,60 ± 3,34	3,95 ± 1,82	101,26 ± 76,63	11
Valor p	p < 0,05 (D.S.)	p < 0,05 (D.S.)	p = 0,0753	

Figura 9 : Correlación entre Tasas de Crecimiento en cautiverio y vida silv.

en función a LTpromedio de *C. acutus*.

$$TCLT(\text{mm/mes}) = 35,365 - ,0207 * LTprom(\text{mm}).$$

Correlación:  $r = -0,7472$

$p < 0,05$

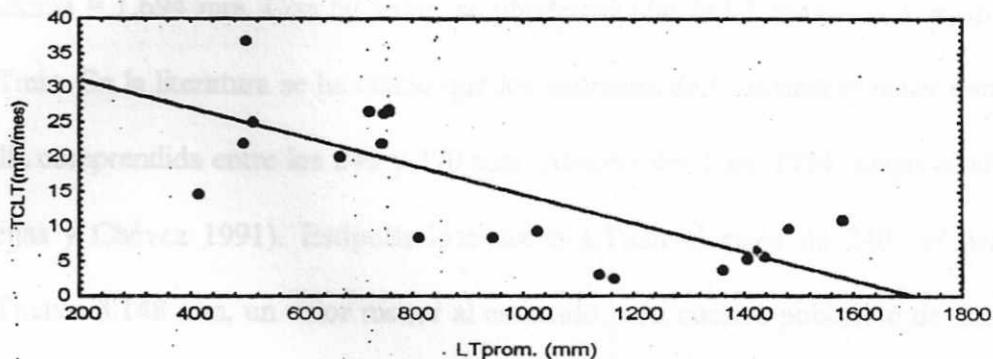


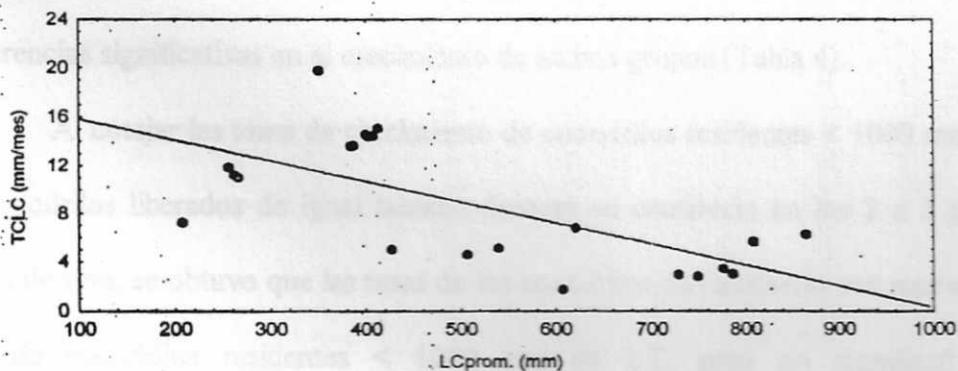
Figura 10: Correlación entre Tasas de Crecimiento en cautiverio y vida silv.

en función de la LC promedio de *C. acutus*.

$$TCLC(\text{mm/mes}) = 17,592 - 0,0173 * LCprom.(\text{mm})$$

Correlación:  $r = -0,6754$

$p < 0,05$



En base a la ecuación de la tasa de crecimiento en LT en función de LT promedios ( $TCLT = 35,065 - 0,0207 \cdot LT_{prom}$ ), se puede calcular la  $LT_{prom}$  máxima, asumiendo que es la que se obtiene cuando  $TCLT = 0$ . En este sentido,  $LT_{prom}$  máxima = 1.694 mm. Con tal valor, se puede calcular la  $LT_{max} = (LT_{pmax} \times 2) - LT_{min}$ . En la literatura se ha citado que los neonatos de *C. acutus* al nacer tienen una talla comprendida entre los 240 y 270 mm (Alvarez del Toro 1974, Seijas et al. 1990, Seijas y Chávez 1991). Estipulándose como  $LT_{min}$  el valor de 240, se tiene que  $LT_{max} = 3.148$  mm, un valor menor al estimado para nuestra población de acuerdo a lo obtenido en el punto 2.4.4. de este capítulo.

### **2.4.3. Evaluación de Tasas de Crecimiento de cocodrilos residentes**

Los 3 cocodrilos recapturados durante el estudio corresponden a individuos entre los 1020 y 1920 mm de LT, mientras que se practicaron 6 recapturas de cocodrilos residentes marcados antes de este estudio, con  $LT < 1000$  mm. A pesar del bajo y desigual tamaño muestral, se llevaron a cabo comparaciones, no encontrándose diferencias significativas en el crecimiento de ambos grupos (Tabla 4).

Al cotejar las tasas de crecimiento de cocodrilos residentes  $< 1000$  mm de LT

**Tabla 4:** Tasas de crecimiento promedio (TCP) y desviación estándar (DE) de 6 *C. acutus* residentes, menores de 1000 mm de LT, y 3 ejemplares, entre los 1020 y 1920 mm de LT, recapturados antes y durante el estudio en el Embalse Tacarigua. LT = Long. Total, LC = Long. Corporal, P = Peso, n = tamaño muestral, SD = Sin datos. Prueba del Signo (Nivel de significancia = 0,05).

	TCP LT (mm/mes) ± DE	TCP LC (mm/mes) ± DE	TCP Peso (gr/mes) ± DE	n
< 1000 mm LT	17,63 ± 7,60	11,55 ± 3,95	SD	6
> 1000 mm LT	10,03 ± 2,43	5,47 ± 1,21	123,46 ± 84,53	3
Valor p	p > 0,05	p > 0,05		

**Tabla 5:** Comparación de tasas de crecimiento promedio (TCP) de 6 *C. acutus* residentes, menores de 1000 mm de LT, y de los 11 ejemplares criados por 2 a 3 años antes de su liberación en el Embalse Tacarigua. LT = Long. Total, LC = Long. Corporal, P = Peso, n = tamaño muestral, SD = Sin datos, DE = Desviación Estándar. Prueba del Signo (Nivel de significancia = 0,05).

	TCP LT (mm/mes) ± DE	TCP LC (mm/mes) ± DE	TCP Peso (gr/mes) ± DE	n
< 1000 mm LT	17,63 ± 7,60	11,55 ± 3,95	SD	6
Cautiverio	24,93 ± 5,47	13,38 ± 3,04	164,51 ± 91,23	11
Valor p	p > 0,05	p > 0,05		

**Tabla 6:** Comparación de tasas de crecimiento promedio (TCP) de 3 *C. acutus* residentes, entre los 1020 y 1920 mm de LT, y de los 11 ejemplares liberados (entre 1054 y 1928 mm de LT) en el Embalse Tacarigua. LT = Long. Total, LC = Long. Corporal, P = Peso, n = tamaño muestral, SD = Sin datos, DE = Desviación Estándar. Prueba del Signo (Nivel de significancia = 0,05).

	TCP LT (mm/mes) ± DE	TCP LC (mm/mes) ± DE	TCP Peso (gr/mes) ± DE	n
> 1000 mm LT	10,03 ± 2,43	5,47 ± 1,21	123,46 ± 84,53	3
Vida Silvestre	7,60 ± 3,34	3,95 ± 1,82	101,26 ± 76,63	11
Valor p	p > 0,05	p > 0,05	p > 0,05	

#### 2.4.4 Modelo de Von Bertalanffy

La ecuación lineal que relaciona LT y LH es:

$$LT = 9,71 LH - 28,57 \quad (R^2 = 0,94, p < 0,05)$$

Con los datos de LH registrados en los cráneos de machos adultos, se obtuvo que:

$$L_{\max_M} = 3.661,23 \text{ mm.}$$

Sustituyendo en la ecuación 2.1, se tiene que:

$$LT_{\text{inf}_{ML}} = 1,5 \times 3.661,23 = 3.844,29 \text{ mm}$$

Usando los datos de LT de los cocodrilos machos liberados se calcularon los valores de  $LT_{p_{ML}}$  y  $L_{\text{min}_{ML}}$  (Apéndice 1), necesarios para calcular el valor de  $K$ . El valor de  $S$  fue el obtenido por el método de J-S en el punto 2.4.6 de este capítulo, siendo  $S_L = 52,5 \%$ . De acuerdo a la ecuación 2.2, el valor  $K$  de cocodrilos machos liberados es:

$$K_{ML} = Z_L \times (L_{p_{ML}} - L_{\text{min}_{ML}}) / (L_{\text{inf}_{ML}} - L_{p_{ML}}) = 0,110$$

Mediante la ecuación 2.3 se calcularon los valores de LT en mm en función de la edad en años, y se trazó la curva de crecimiento de acuerdo al modelo de von Bertalanffy para cocodrilos machos liberados, tal como se muestra en la Figura 11. En la misma se muestran los puntos de ajuste del modelo, en base a los valores de LT de los 11 cocodrilos a los 2 y 3 años al momento de su liberación, y a valores de LT a los 6, 7 y 8 años, medidos en este estudio.

En dicha figura se puede observar que la nube de puntos está cercana a la curva, pero por encima de la misma en los dos primeros años y luego quedan por debajo en los años siguientes. Tomando en cuenta que el tamaño muestral es bajo (11 datos) no se puede concluir nada en relación al ajuste del modelo a los datos.

Figura 11: Curva de crecimiento por modelo de von Bertalanffy, con datos de LT y edad (●) de *C. acutus* liberados.

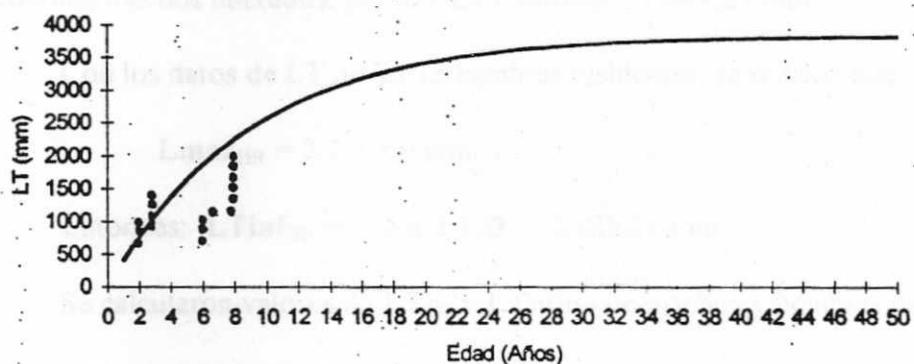
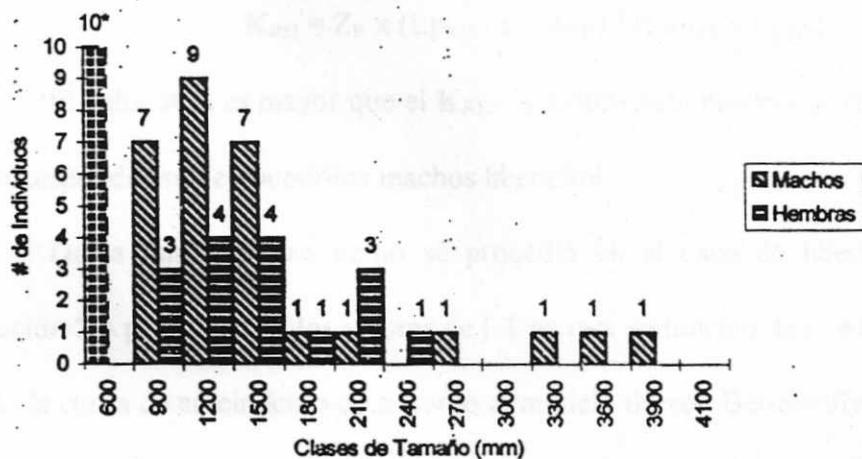


Figura 12: Clases de tamaños (LT) de 54 *C. acutus* residentes capturados del Emb. Tacarigua, usados en el análisis de curvas de crecimiento.  
\*Neonatos.



En el caso de los cocodrilos residentes, se usaron los datos de la muestra de 10 neonatos, 15 hembras y 26 machos residentes capturados (Figura 12). Se asumió como valor de  $LT_{max}$  de machos residentes, el mismo valor considerado para cocodrilos machos liberados, por lo cual  $LT_{inf_{RM}} = 3.844,29$  mm

Con los datos de LT de las 15 hembras residentes, se obtuvo que:

$$L_{max_{IR}} = 2.310,00 \text{ mm.}$$

$$\text{Entonces: } LT_{inf_{IR}} = 1,5 \times 2.310 = 2.425,50 \text{ mm}$$

Se calcularon valores de  $LT_{pr}$  y  $LT_{min_R}$  de machos y hembras para estimar el valor de  $K$  (Apéndice 2). El valor de  $S$  fue el obtenido por el método de J-S en el punto 2.4.6 de este capítulo, siendo  $S_R = 29,6 \%$ .

De acuerdo a la ecuación 2.2, el valor  $K$  de cocodrilos residentes machos es:

$$K_{RM} = Z_R \times (L_{pr_{RM}} - L_{min_{RM}}) / (L_{inf_{RM}} - L_{pr_{RM}}) = 0,210$$

Mientras el valor  $K$  de cocodrilos residentes hembras es:

$$K_{RH} = Z_R \times (L_{pr_{RH}} - L_{min_{RH}}) / (L_{inf_{RH}} - L_{pr_{RH}}) = 0,280$$

El valor  $K_{RH}$  es mayor que el  $K_{RM}$ , y ambos son mayores al valor  $K_L$ , es decir el correspondiente de cocodrilos machos liberados.

De la misma forma como se procedió en el caso de liberados, se usó la ecuación 2.3 para calcular los valores de LT en mm en función de la edad en años, y se trazó la curva de crecimiento de acuerdo al modelo de von Bertalanffy para cocodrilos machos y hembras residentes, tal como se muestra en la Figura 13.

En esta figura se observa que la curva de crecimiento de machos residentes es mucho más pronunciada que la curva de crecimiento de hembras, por tener un valor

asintótico de  $LT_{inf}$ , inferior. Los valores de LT de machos liberados son menores a los de la curva de crecimiento de machos residentes, pero cercanos a la de hembras

A los efectos de tener estimaciones de tasas instantáneas de crecimiento de acuerdo a la curva de crecimiento de cocodrilos machos residentes por el referido modelo, se calcularon las LT de acuerdo a la edad conocida de los cocodrilos machos liberados entre los 2 y 3 años hasta los 6, 7 a 8 años.

Con tales valores se midieron los incrementos en LT equivalentes de acuerdo a la curva trazada para machos residentes y se dividieron por el lapso de 4 a 5 años según el caso. En la Tabla 7 se presentan las estimaciones de las tasas instantáneas de crecimiento en LT de cocodrilos machos residentes, cuyo valor promedio es de  $26,48 \pm 3,92$  mm/mes, el cual difiere significativamente de las tasas de crecimiento calculadas en los cocodrilos liberados, dentro del intervalos de edades y tamaños considerado (PS,  $p < 0,05$ ) y del valor de cocodrilos residentes  $> 1000$  mm LT (PS,  $p < 0,05$ ).

En dicha tabla, los valores de LT inicial y final son mayores en comparación a las LT de los cocodrilos liberados a los 2 a 3 años y a los 6,7 y 8 años (Apéndice 1), lo cual demuestra que el tamaño de los cocodrilos de acuerdo al modelo son mayores para la misma edad. No se tiene suficientes datos de LT y una precisa estimación de las edades de los cocodrilos residentes recapturados para verificar el ajuste de esta curva, tal como se realizó en el caso de los cocodrilos liberados, con el limitado alcance que se puede tener de ello en este caso.

#### 2.4.5. Modelo de Richards.

En base a los valores de  $L_{Tp}$ ,  $L_{Tmin}$ ,  $L_{Tmax}$  y  $L_{Tinf}$  ya calculados, tanto para cocodrilos liberados como residentes, se aplicó este modelo asumiendo como valor  $T$  la edad de 21 años, de acuerdo lo propuesto por Brisbin (1990) para *Alligator mississippiensis*, y como parámetro  $m$  el valor 0,67, considerando la aproximación que se produce al modelo de Von Bertalanffy, citada por el referido autor y asumida a su vez por Wilkinson & Rhodes (1997) en la aplicación del mismo en un estudio similar de crecimiento de *A. mississippiensis* en vida silvestre.

En las figuras 14 y 15 se observa que las curvas de crecimiento de cocodrilos liberados y residentes son mas atenuadas en comparación a las curvas del modelo de von Bertalanffy. En comparación con la figura 12, en la figura 14 se observa que los valores de edad y  $LT$  de cocodrilos liberados se aproximan mas a la curva de crecimiento de acuerdo al modelo de Richards, pero el bajo  $n$  limita definir su ajuste.

En la tabla 8 se muestran las tasas instantáneas estimadas de acuerdo al procedimiento ya descrito, siendo el valor promedio  $29,33 \pm 6,29$  mm/mes, el cual no difiere significativamente del valor calculado por el modelos de von Bertalanffy (PS,  $p > 0,05$ ), pero si de las tasas de crecimiento calculadas en los cocodrilos liberados, dentro de los referidas edades (PS,  $p < 0,05$ ), y también de las tasas de crecimiento de residentes  $> 1000$  mm de  $LT$  (PS,  $p < 0,05$ ).

En la tabla 8, los valores de  $LT$  inicial están por debajo de las medidas de los liberados en  $LT$  a tal edad (Apéndice 1), pero los  $LT$  finales son considerablemente mucho mas altos en comparación a los de los cocodrilos liberados de la misma edad.

Figura 13: Curvas de crecimiento de *C. acutus*, residentes, modelo de Von Bertalanffy. M = machos. H = hembras. Datos de LT y edad (e) de *C. acutus* liberados.

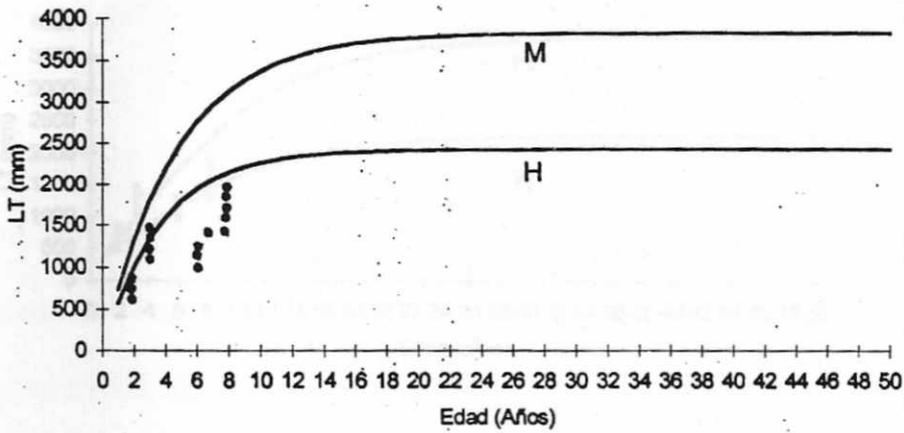
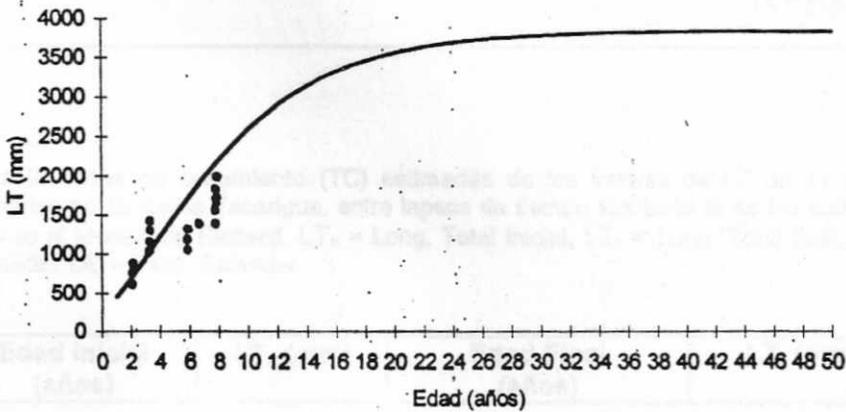


Tabla 7: Tasas de crecimiento de *C. acutus* residentes del Embudo Integrado, en el sistema de cultivo de mar abierto, de acuerdo al Modelo de Von Bertalanffy. Long. Total Inicial: LT<sub>0</sub> = Long. Total Final: LT<sub>f</sub> = Long. Total Inicial + (LT<sub>∞</sub> - LT<sub>0</sub>) (1 - e<sup>-k(t-t<sub>0</sub>)</sup>)

Edad Inicial (años)	LT <sub>0</sub> (mm)	Tasa de Crecimiento (mm/año)	LT <sub>f</sub> (mm)	TCP <sub>DE</sub> (años)
---------------------	----------------------	------------------------------	----------------------	--------------------------

Figura 14: Curvas de crecimiento por modelo de Richards, con datos de LT y edad de *C. acutus* liberados (●).



Edad Inicial (años)	LT <sub>0</sub> (mm)	Tasa de Crecimiento (mm/año)	LT <sub>f</sub> (mm)	TCP <sub>DE</sub> (años)
---------------------	----------------------	------------------------------	----------------------	--------------------------

2	500	1000	3800	20
4	1000	1500	3800	20
6	1500	2000	3800	20
8	2000	2500	3800	20

10	2500	3000	3800	20
12	3000	3500	3800	20
14	3500	3700	3800	20
16	3700	3750	3800	20
18	3750	3770	3800	20
20	3770	3780	3800	20
22	3780	3785	3800	20
24	3785	3788	3800	20
26	3788	3790	3800	20
28	3790	3792	3800	20
30	3792	3794	3800	20
32	3794	3795	3800	20
34	3795	3796	3800	20
36	3796	3797	3800	20
38	3797	3798	3800	20
40	3798	3799	3800	20
42	3799	3799	3800	20
44	3799	3800	3800	20
46	3800	3800	3800	20
48	3800	3800	3800	20
50	3800	3800	3800	20

Figura 15: Curvas de crecimiento de *C. acutus* residentes, modelo de Richards. M = machos. H = hembras. Datos de LT y edad (●) de *C. acutus* liberados.

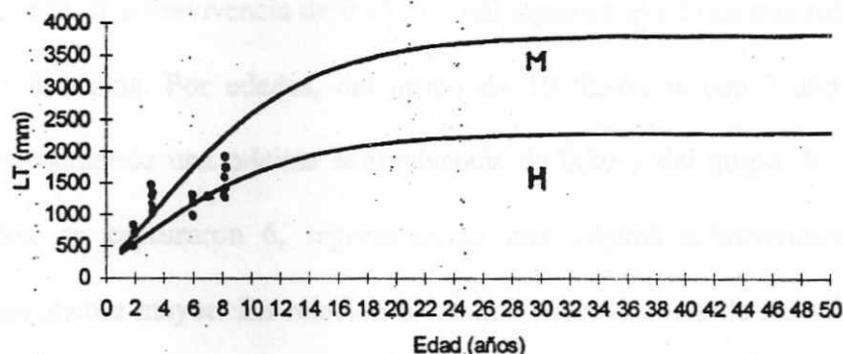


Tabla 7: Tasas de crecimiento (TC) estimadas de los valores de LT de 41 machos *C. acutus* residentes del Embalse Tacarigua, entre lapsos de tiempo similares al de los animales liberados, de acuerdo al Modelo de Von Bertalanffy.  $LT_0$  = Long. Total inicial,  $LT_f$  = Long. Total final, TCP = Tasa Crec. Promedio, DE = Desv. Estandar.

Edad Inicial (años)	$LT_0$ (mm)	Edad Final (años)	$LT_f$ (mm)	TC LT (mm/mes)
2	1321,96	6	2758,43	29,92
2	1321,96	7	2964,73	27,36
3	1801,17	8	3131,83	22,16
			TCP $\pm$ DE	26,48 $\pm$ 3,92

Tabla 8: Tasas de crecimiento (TC) estimadas de los valores de LT de 41 machos *C. acutus* residentes del Embalse Tacarigua, entre lapsos de tiempo similares al de los animales liberados, de acuerdo al Modelo de Richard.  $LT_0$  = Long. Total inicial,  $LT_f$  = Long. Total final, TCP = Tasa Crec. Promedio, DE = Desv. Estandar.

Edad Inicial (años)	$LT_0$ (mm)	Edad Final (años)	$LT_f$ (mm)	TC LT (mm/mes)
2	688,07	6	1746,68	22,04
2	688,07	7	1986,67	32,96
3	949,84	8	2210,67	32,99
			TCP $\pm$ DE	29,33 $\pm$ 6,29

#### 2.4.6. Estimación de Supervivencia de cocodrilos liberados y residentes

En base a la captura de 11 cocodrilos liberados, se estima un valor de MKA o de mínima supervivencia de 0,25, lo cual significa que al menos sobrevive un 25 % de los liberados. Por edades, del grupo de 19 liberados con 2 años se capturaron 5, representando una mínima supervivencia de 0,26 y del grupo de 21 liberados con 3 años, se capturaron 6, representando una mínima supervivencia cercana a 0,29, ligeramente mayor. En relación a mínima supervivencia de cocodrilos residentes, en base a las recapturas, se tiene que el MKA es 0,10, inferior al de liberados.

Para la aplicación de los programas CORMACK y JOLLY se consideró pertinente la subdivisión del estudio en los periodos ya descritos en función al efecto de las variables nivel de agua y precipitaciones en la captura de cocodrilos. En este sentido, se escogieron los periodos Marzo-Agosto 96 de relativo bajo nivel de agua y precipitaciones moderadas, y Septiembre -Diciembre 96, con un alto nivel de agua y altas precipitaciones, en los cuales se practicó el mayor número de capturas (85 %).

En la aplicación del programa CORMACK para evaluar la igual capturabilidad de cocodrilos liberados, se asumió como primer tiempo, la liberación de los 40 animales, de los cuales se capturaron 11. En el caso de los residentes, el primer tiempo se consideró el estudio previo donde se marcaron 35 individuos, de los cuales se capturaron 3.

En la tabla 9 se observa que se rechazó la hipótesis de igual capturabilidad de cocodrilos liberados y residentes, con un menor margen de diferencias para liberados ( $Z= 3,37$ ;  $Z_{crit}= 1,65$ ;  $p < 0,05$ ), que para residentes ( $Z= 4,47$ ;  $Z_{crit}= 1,65$ ;  $p < 0,05$ ).



En base a lo obtenido en relación a capturabilidad, se aplicó el Método B de Jolly-Seber, el cual incorpora variaciones temporales en la probabilidad de captura (Krebs 1988, Woodward et al. 1987). En nuestro estudio tales variaciones vienen dadas por el nivel de agua y las precipitaciones, lo cual se corroboró en la aplicación del programa CORMACK.

Para instrumentar el programa JOLLY, se procedió de la misma manera que en la aplicación del programa CORMACK. En el caso de los cocodrilos liberados, se asumió como primer tiempo, la liberación de los 40 animales, de los cuales se capturaron 11. En el caso de los residentes, el primer tiempo se consideró el estudio previo donde se marcaron 35 individuos, de los cuales se capturaron 3.

En la tabla 10 se presentan los resultados de la aplicación del Programa JOLLY a los datos de capturas de cocodrilos liberados y residentes. Se obtuvo un estimado de porcentaje de sobrevivencia de 52,5 % (SE= 21,7) dentro de un intervalo de confianza (95%) de 26 - 111 %, para el caso de cocodrilos liberados.

Igualmente, en base a capturas de cocodrilos residentes, el Programa JOLLY estimó que el porcentaje de sobrevivencia es de 30 % (SE= 22,5), con intervalo de confianza (95%) de 6 - 114 % (Tabla 10).

Usando tales intervalos como base de comparación de ambos estimadores de sobrevivencia de los cocodrilos liberados y residentes marcados, los mismos están totalmente superpuestos por lo cual se puede establecer que no existen diferencias significativas entre ambos valores.

**Tabla 10:** Resultados de la aplicación del Programa JOLLY (Krebs 1988) usando datos de captura de cocodrilos liberados y residentes durante el estudio en el Embalse Tacarigua. [Tiempo 1= 1991-92 (Liberaciones), Tiempo 2= Marzo-Agosto 96, Tiempo 3= Septiembre-Diciembre 96, Tiempo 4= Enero-Abril 97]

#### A. Datos de cocodrilos liberados

##### Programa JOLLY

	Tiempos	1	2	3	4
Ultima	1		9	3	2
Captura	2			2	2
	3				1
Marcados Mt	0	9	4	3	
No marcados Ut	40	21	13	4	
Total captura Nt	40	30	17	7	
Total liberados Lt	40	30	17	7	

Tiempo	Probabilidad Supervivencia	Desviación Estándar
1	0,525	0,217
2	1,519	1,625

##### 95 % Limites de Confianza - Método de Manly (1984)

Tiempo	Probabilidad Supervivencia
1	0,2525 - 1,1045
2	1,3694 - 6,6802

#### b. Datos de cocodrilos residentes

##### Programa JOLLY

	Tiempos	1	2	3	4
Ultima	1		2	1	0
Captura	2			2	2
	3				1
Marcados Mt	0	2	3	3	
No marcados Ut	35	30	15	5	
Total captura Nt	35	32	18	7	
Total liberados Lt	35	32	18	7	

Tiempo	Probabilidad Supervivencia	Desviación Estándar
1	0,296	0,225
2	1,570	0,681

##### 95 % Limites de Confianza - Método de Manly (1984)

Tiempo	Probabilidad Supervivencia
1	0,0575 - 1,1444
2	0,1198 - 2,9866

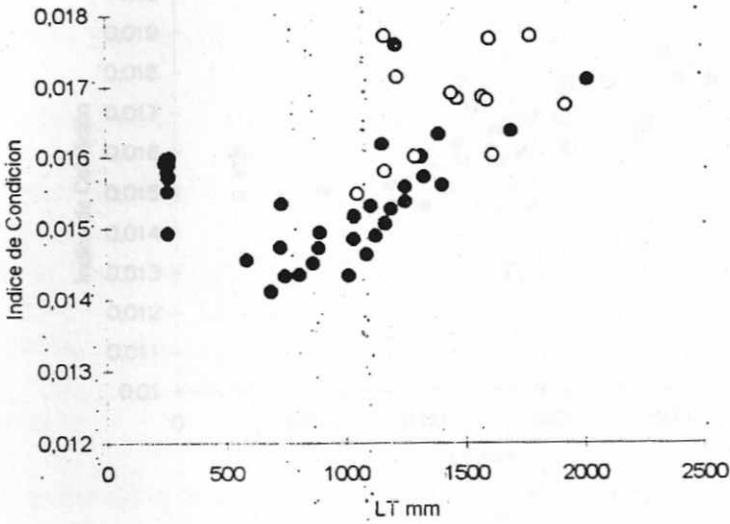
#### 2.4.7. Evaluación de Índices de Condición Física

Los coeficientes alométricos de la ecuación  $LnP = b + aLnLT$ , fueron  $a = 2,89$  ( $r^2 = 0,99$ ) para machos residentes ( $n = 37$ ) y  $a = 2,95$  ( $r^2 = 0,99$ ) para hembras residentes ( $n = 25$ ). Se estimaron los IC de cocodrilos liberados y residentes, hembras y machos, de acuerdo a la Ecuación 2.5. La distribución de frecuencia de los IC, no se aproxima a una normal, de acuerdo al test Shapiro-Wilk, tanto en machos liberados ( $W = 0,92$ ,  $p = 0,26$ ), machos residentes ( $W = 0,95$ ,  $p = 0,48$ ) y hembras residentes ( $W = 0,91$ ,  $p = 0,15$ ).

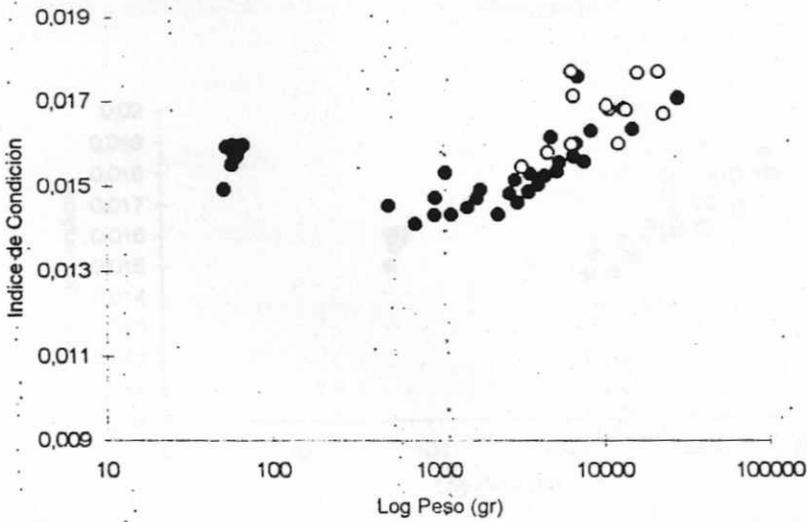
Los valores de IC de machos liberados se compararon con los IC de machos y hembras residentes en función a las LT y pesos (Figuras 16, 17, 18 y 19). En tales figuras se aprecia que la nube de puntos de IC de los cocodrilos liberados se aproxima mas a los valores de IC hembras residentes, mientras que se aleja relativamente de los IC de cocodrilos machos residentes.

Como las LT de los cocodrilos liberados estuvieron en el intervalo entre los 1000 y 2000 mm aproximadamente, se seleccionaron los valores de IC de los residentes dentro del mismo intervalo de LT y se cotejaron con los IC de liberados. Los valores de IC de los 11 cocodrilos liberados fueron significativamente mayores que los de machos residentes (PS,  $n = 16$   $p < 0,05$ ), y de hembras residentes (PS,  $n = 9$ ,  $p < 0,05$ ). No obstante, los IC de los cocodrilos liberados capturados durante el estudio fueron significativamente menores a los registrados en los mismos para el momento de la liberación (PS,  $n = 11$ ;  $p < 0,05$ ). En el Apéndice 4 se presentan los valores de IC calculados tanto para hembras y machos residentes, y machos liberados.

**Figura 16:** Índice de condición en función de LT de machos *C. acutus* liberados (n=11, O) y residentes (n=37, ●) del Emb. Tacarigua.



**Figura 17:** Índices de Condición en función al Log Peso de machos *C. acutus* liberados (n= 11, O) y residentes (n= 37, ●) del Emb. Tacarigua.





En la figura 20 se aprecia que en el 23,5 % de la muestra de cocodrilos residentes se reportó la presencia de ectoparásitos, mientras que en la muestra de liberados llegó a un 9 %, no existiendo diferencias significativas entre ambos ( $p=0,41$ ,  $N_1=51$ ,  $N_2=11$ ). En la figura 21 se observan los tipos de ectoparásitos en cada muestra, encontrándose que *Paratrichosoma sp*, un nemátodo que se aloja en las escamas ventrales, está presente en cocodrilos liberados (9 %), mientras que en los residentes se encontró el nemátodo (11,7 %), también garrapatas (*Amblyoma sp*, 9,8 %) y en ocasiones ambos (2 %).

## 2.5. Discusión

A pesar de que sólo se encontraron diferencias significativas en las tasas de crecimiento en peso, los resultados del estudio demuestran que las tasas de crecimiento de la cohorte 88, tanto en cautiverio como en vida silvestre, son mayores que las tasas de crecimiento de la cohorte 89-90, lo cual explica la bimodalidad observada y demuestra que la edad es un factor de variabilidad importante.

En términos generales, las tasas de crecimiento disminuyeron ontogenéticamente en animales machos liberados y residentes (Tablas 3 y 4), siendo significativa la reducción en los cocodrilos liberados.

En los cocodrilos liberados la reducción fue cercana a un 70 %, ya que se pasó de una tasa de crecimiento en LT de 24,93 mm/mes a los 2 y 3 años, a 7,60 mm/mes a los 6,7 y 8 años; y en LC, de 13,38 a 3,95 mm/mes, en los mismos lapsos (Tabla 3). En cocodrilos residentes la reducción fue menor (44 %), siendo en LT de 17,63 a 10,03 mm/mes y en LC de 11,35 a 5,47 mm/mes (Tabla 4).

Figura 20: Porcentaje relativo de ectoparásitos en las muestras de cocodrilos liberados y residentes capturados en el Embalse Tacarigua.

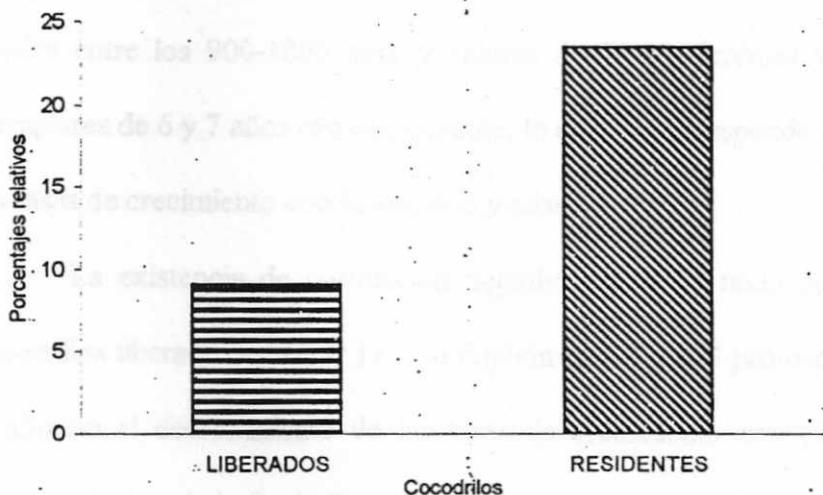
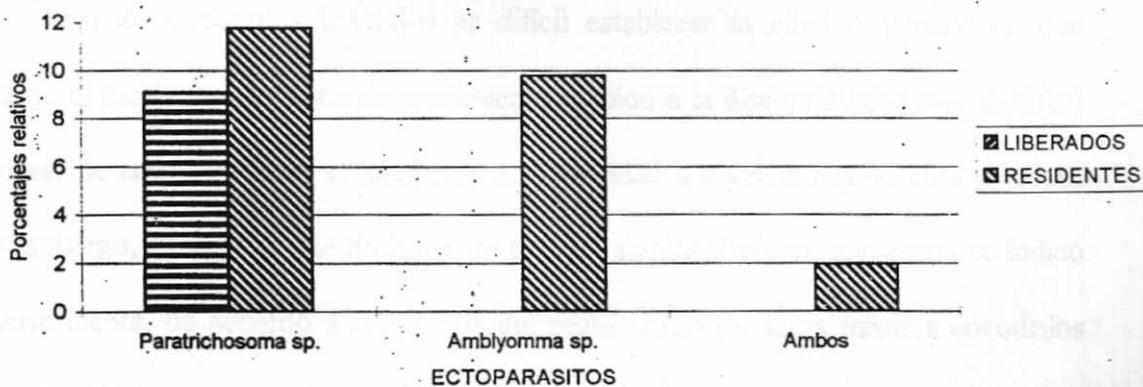


Figura 21: Porcentajes relativos de tipos de ectoparásitos en los cocodrilos liberados y residentes capturados en el Embalse Tacarigua.



Seijas (1998) reportó una tasa mayor de crecimiento en LT de juveniles de esta especie, siendo el valor promedio igual a 22 mm/mes. Como se indicó, Thorbjarnarson (1989) señaló promedios de 27,36 mm/mes en individuos silvestres con longitudes totales entre los 900-1800 mm, y valores de 15,20 mm/mes y 24,32 mm/mes, en ejemplares de 6 y 7 años respectivamente, lo cual se corresponde a una disminución de las tasas de crecimiento con la longitud y edad.

La existencia de correlación negativa entre las tasas de crecimiento de los cocodrilos liberados en LT y LC, en función de LT y LC promedios, como se indicó, confirman el decrecimiento de las tasas de crecimiento con el tamaño, como una función de la edad. Se indicó que en *C. porosus* el decrecimiento en las tasas de crecimiento es significativo entre los 670 mm y 700 mm de LT (Webb et al. 1991). Brandt (1991) reportó que en *Alligator mississippiensis* las tasas de crecimiento de juveniles decrecieron con la edad y tamaño promedio, aproximadamente a los 3,5 y 4 años, o 400 mm LC ( $\pm$  800 mm LT, *sic*).

En los cocodrilos liberados es difícil establecer la edad o tamaño en que ocurrió el cambio en las tasas de crecimiento, debido a la discontinuidad que significó el pasar de condiciones de crecimiento en cautividad a condiciones de vida silvestre. Sin embargo, aparentemente no hubo un cambio significativo, ya que como se indicó anteriormente, de acuerdo a resultados del seguimiento de estos mismos cocodrilos durante 1991, después de la liberación de 25 ejemplares en este embalse, el crecimiento se mantuvo estable.

En aquel estudio, la tasa promedio de crecimiento en LT de 11 recapturados (LT promedio = 1020 mm), fue de 36,30 mm/mes, que a pesar de ser mayor, no fue significativamente diferente al valor promedio de 27,16 mm/mes registrado por los ejemplares en cautiverio (Arteaga 1993b).

Al hacer observaciones particulares de las tendencias del crecimiento en algunos cocodrilos liberados, nos encontramos que la misma no fue homogénea. Hubo animales que crecieron muy bien en cautiverio, pero redujeron drásticamente sus tasas de crecimiento en vida silvestre, como el caso del ejemplar de la cohorte 90, N° C103/7 (LT = 1170 mm, TCLT = 2,12 mm/mes, Apéndice 1).

Sin embargo, hubo un caso inverso, como el del ejemplar de la cohorte 89, N° 378/C75, cuyas tasas de crecimiento fueron relativamente bajas en cautiverio, pero substancialmente altas en vida silvestre (LT= 1450 mm, TCLT= 11,85 mm/mes).

Por otra parte, de acuerdo a los pocos datos de recapturas y a los modelos, las tasas de crecimiento de los cocodrilos residentes son mayores a las tasas de los cocodrilos liberados. Las tasas de crecimiento estimadas de los cocodrilos residentes recapturados, de 10,03 mm/mes y 5,47 mm/mes, en LT y LC respectivamente, no difieren significativamente de las tasas de crecimiento de los cocodrilos liberados, pero son relativamente mayores.

En el caso de las tasas derivadas de los modelos, los valores de 26,48 y 29,33 mm/mes si son significativamente mayores (Tablas 5 y 6). Sin embargo, al evaluar el grado de ajuste de los modelos de von Bertalanffy (Figuras 11 y 13, tabla 7), y el modelo de Richards (Figuras 14 y 15, Tabla 8), nos encontramos con que

aparentemente el modelo de Richards es el que más se aproxima a la datos de campo de edad y longitud de los caimanes liberados. Sin embargo, el limitado número de datos no permite establecer conclusiones al respecto.

Se ha recomendado el usos del modelo de Richards en el caso de estudios donde se disponen de pocos datos (Brisbin 1990). Por otra parte se ha señalado que el modelo de von Bertalanffy describe adecuadamente el crecimiento si los datos de capturas-recapturas de animales incluye un amplio espectro de tallas (Fabens 1965, citado por Wilkinson & Rhode 1997), lo cual no se puede pretender de los datos de campo recolectados, ya que no hubo una buena representación de individuos con tamaños grandes en la muestra de cocodrilos residentes (Figura 12).

En el caso de los liberados, la muestra fue mucho menos representativa en relación a los liberados, por lo cual es posible que ello sea la causa de que la constante de crecimiento  $K$  de von Bertalanffy de los caimanes liberados fuera mas baja. Como se indicó, en los cocodrilos residentes el valor  $K$  de machos ( $K_{RH} = 0,28/\text{mm}$ ) fue mayor que el de hembras ( $K_{RM} = 0,21$ ), y ambos son mayores al valor correspondiente de cocodrilos machos liberados ( $K_L = 0,11$ ).

Se ha encontrado que los valores  $K$  incrementan cuando se obvian en los datos las medidas de longitud de animales grandes (Wilkinson & Rhode 1997), lo cual puede estar sucediendo en general en este estudio, pero particularmente en el caso de los cocodrilos liberados y los cocodrilos hembras residentes, de las cuales se tiene pocos datos de animales  $> 2020$  mm de LT (Figura 12, Apéndice 2).

En estudios donde se aplicaron modelos de crecimiento de von Bertalanffy a casos específicos de *C. porosus* < 1600 mm de LT, es decir, con predominio de animales juveniles o tallas intermedias, se reportaron valores de  $K$  mayores, tanto para machos ( $K_M = 0,76$ ) como para hembras ( $K_H = 0,70$ ) (Webb et al. 1978).

Tomando en cuenta las posibles limitaciones de los referidos modelos, en las figuras 13 y 15 se obtuvo que después del primer año de vida, los cocodrilos machos aparentemente tienden a crecer mas rápido que las hembras. Esto coincide con lo reportado por Webb et al. (1978) y Wilkinson & Rhode (1997) en la aplicación de modelos de crecimiento de machos y hembras de *C. porosus* y *A. mississippiensis*, respectivamente. Se ha indicado la existencia de dimorfismo sexual en esta especie, y en general para todos los cocodrilos vivientes (Brazaitis 1973, Alvarez del Toro 1974, Thorbjarnarson 1989).

En el cálculo de la  $LT_{max}$  de cocodrilos liberados mediante la ecuación de regresión lineal de las tasas de crecimiento en función de la longitud total, el valor fue inferior al estimado mediante relaciones biométricas de los cráneos de machos adultos. Webb et al. (1978) encontraron que cuando se extrapola dicho valor de la curva de crecimiento de *C. porosus* < 1600 mm de LT, se obtiene una subestimación el tamaño máximo de la especie. A pesar de que el tamaño al cual cesa el crecimiento de *C. porosus* es completamente variable, de acuerdo a datos de estos autores, el mismo se sitúa entre los 3900-6000 mm de LT.

En el caso particular de *C. acutus* existen registros históricos de ejemplares que alcanzaron longitudes cercanas a los 7000 mm de LT (Brazaitis 1973), pero en la actualidad animales de tal magnitud son verdaderamente raros.

Considerando lo anterior, se puede concluir que los modelos de crecimiento planteados en nuestro estudio pueden estar generando una sobrestimación o subestimación de los valores reales de crecimiento, debido a que la muestra no es representativa. Wilkinson & Rhode (1997) y Bjorndal et al. (1995) en las aplicaciones de tales modelos en estudios de crecimiento de *A. mississippiensis* y *Chelonia mydas*, señalan lo importante de tomar en cuenta esto a la hora de extrapolar los resultados.

En relación a sobrevivencia, los valores que derivan de las recapturas de animales liberados y residentes se asumen como valores de mínima sobrevivencia. A pesar de que se recapturaron dos cocodrilos en dos ocasiones, aún se estima que dicha muestra no representa la totalidad de cocodrilos liberados que han sobrevivido, ya sea por la dificultad en su captura o por factores que escapan al esfuerzo, producto de la cautela que han desarrollado.

La desigual capturabilidad de determinados animales puede ser producto del comportamiento de los individuos en el momento de la captura, pero también puede depender del aprendizaje de los animales, que una vez capturados evaden posteriormente las trampas, y de la desigual oportunidad por ser capturado por la posición de las trampas (Krebs 1989).

En la captura mediante lazos y a mano, la posición de los animales al momento de intentar aprehenderlos y las características microambientales son importantes,

haciéndose difícil la misma cuando los animales están ocultos entre ramas y palos, como fue el caso mas frecuente durante las capturas de cocodrilos liberados, tal como se analizó en el capítulo 3.

En términos de comportamiento, se han determinado diferencias en la captura de *A. mississippiensis* liberados y residentes, siendo los primeros mas fáciles de capturar ya que no evadieron ni presentaron resistencia ante la captura (Chabreck et al. 1997). En nuestro estudio, tal diferenciación en las respuestas ante las capturas no se pudo establecer, o no fue discernible entre cocodrilos liberados y residentes, a no ser que el hecho de que los cocodrilos liberados prefieran estar ocultos entre palos en las orillas, tal como se obtuvo en los resultados de uso de hábitat del Capitulo III, se interprete como que poseen un mayor instinto de conservación que los cocodrilos residentes. En este caso, esto podría afectar las tasas de sobrevivencia, ya que si los cocodrilos liberados buscan resguardo, ello afectará los valores de capturas con las cuales se calcularon las tasas de mínima sobrevivencia y por el método J-S.

Comparando el valor de mínima sobrevivencia con los reportado en otras especies se tienen que el valor de 25 % se aproxima al porcentaje de 33 % de sobrevivencia estimado para *A. mississippiensis* juveniles liberados en Louisiana (USA) mediante el método de marcado y recaptura (Chabreck et al 1997), y al porcentaje de sobrevivencia de 33 % para *Gavialis gangeticus* de 5 años, liberados en el Rio Chabal, India (Rao et al. 1995).

Por otra parte, en la tabla 10 se observa que el límite inferior del intervalo de confianza de la probabilidad de supervivencia obtenido mediante el método de J-S,

coincide con el porcentaje de 25 % estimado mediante recapturas, lo cual nos lleva a pensar que el valor de 52,5 % (Tabla 10) de sobrevivencia podría ser un buen estimador de la sobrevivencia de cocodrilos liberados.

Con los pocos datos de recapturas de cocodrilos residentes se calculó un porcentaje de sobrevivencia de 30 %, mediante el método de J-S. Este valor es un poco inferior al valor de sobrevivencia de cocodrilos liberados, pero mayor al obtenidos por capturas.

Chabreck et al (1997) obtuvieron todo lo contrario ya que las tasas de recapturas de aligatores residentes fue superior a la de los liberados. En este sentido, concluyeron que los aligatores liberados aparentemente carecían de la experiencia necesaria para evitar depredadores, y por ende tienen bajas tasas de sobrevivencia. Ellos determinaron que el porcentaje de canibalismo de animales adultos sobre los liberados fue un 67 % mayor, en comparación al ocurrido sobre residentes.

El hecho que se rechace la premisa de igual capturabilidad en cocodrilos liberados y residentes confirma lo referente a que en poblaciones biológicas la desigual capturabilidad pareciera ser mas la regla que la excepción (Krebs 1989). Sin embargo, a pesar de que el método B de Jolly -Seber incorpora variaciones temporales de la capturabilidad, Woodward et al. (1987) reportaron inconvenientes en el uso del mismo, principalmente cuando se comparan con datos de mínima sobrevivencia por recaptura de cocodrilos.

Estos autores encontraron marcadas diferencias entre uno y otro método, en la sobrevivencia de juveniles de *A. mississippiensis* de un año, obteniendo estimados de sobrevivencia de 41 % mediante J-S, contra valores 19 % por recapturas.

En animales de mayor tamaño encontraron valores sobrevivencia mucho menores por ambos métodos, a lo cual Woodward et al. (1987) adujeron que en tales tallas los estimadores representan una mezcla de emigración y sobrevivencia. En este caso, los valores reales de sobrevivencia serían mucho mayores a los estimados.

En el Capítulo III se evaluó la dispersión de los cocodrilos liberados y se encontró que animales particularmente grandes se desplazaron significativamente desde los sectores donde fueron liberados, a otros sectores mas alejados, lo cual indica que la emigración podría estar afectando los estimadores de sobrevivencia, por lo cual la misma pudiese estar subestimada.

Los mayores valores en los índices de condición física de cocodrilos liberados, en relación a los estimados para cocodrilos residentes, demuestra que los primeros, a pesar de crecer aparentemente mas lento que los residentes, mantienen condiciones físicas estables, a pesar de la significativa reducción en los valores de los índices de condición, entre el período de cautiverio y vida silvestre.

Se ha encontrado que los IC difieren significativamente entre hábitat (Taylor 1979) y en función a las presiones de depredadores (Webb & Messel 1977, citado por Taylor 1979). En nuestro estudio se encontró cierta diferenciación en el uso de hábitat entre cocodrilos liberados y residentes que podría justificar las diferencias observadas en los IC de ambos grupos.

Por otra parte, entre los cocodrilos liberados solo uno presentó una herida en su cola de un ataque. Este animal fue capturado en el sector E (Ver capítulo 3), que se caracteriza por el fuerte oleaje y la falta de vegetación y palos en las orillas.

Entre los cocodrilos residentes fue común que se observara la ausencia o el desgarramiento de algunas escamas terminales de la cola, posiblemente producto de ataques. Magnusson (1985) reportó la pérdida de parte la cola, entre las heridas más comunes en cocodrilos amazónicos. Sin embargo, no halló diferencias significativas entre clases de tamaños, entre especies, y entre tipos de hábitats. Webb & Messel (1977, citado por Magnusson 1985) por su parte reportaron una alta incidencia de heridas entre *C. porosus* de diferentes hábitats.

Se encontró una incidencia similar de *Paratrichosoma sp.*, de un 9 y 11 % en cocodrilos liberados y residentes respectivamente. Seijas (1992) analizó la incidencia de este parásito en *C. acutus* estudiados en este mismo embalse, entre 1987 y 1989, y encontró un valor de 10,6 %, bastante próximo a lo registrado en este estudio, lo cual puede indicar que la incidencia del mismo sobre la población de cocodrilos se ha mantenido estable.

No obstante, estos valores son mayores al 2 % reportado por Seijas (1998) para *C. intermedius*, cercano al 13,9 % reportado para *C. porosus* (Webb & Messel 1977, citado por Seijas 1998), pero muy inferior al 82-100 % reportado para *C. johnstoni* (Webb & Manolis 1983, citado por Seijas 1998), lo cual demuestra que la incidencia varía entre especies y localidades.

Este ectoparásito se señala como responsable de daños subcutaneos en la región ventral de *Crocodylus sp* (King y Brazaitis 1971, Ashford & Muller 1977) ya que producen cicatrices y canales zigzaguentes, que puede ser confundidos con infecciones de hongos (Mader 1996). Seijas (1998) no encontró relación entre la presencia de este parásito y los valores de baja condición física de algunos ejemplares de *C. intermedius* con los cuales trabajó.

En relación a la exclusiva presencia de garrapatas (*Amblyomma sp*) en los cocodrilos residentes, se ha reportado que el ataque de estos parásitos terrestres se produce en los momentos en que los cocodrilos toman sol en las orillas (Alvarez del Toro, 1974). La no detección de tales parásitos en los cocodrilos liberados puede responder a que los mismos no concurren con frecuencia a las orillas a asolearse, posiblemente porque están en aguas someras muy cercanas a las orillas

Seijas (1992) señaló a este parásito como frecuente en *Caiman crocodilus* (babas), posiblemente por sus hábitos mas terrestres en comparación a otros cocodrilos. En su análisis comparó la incidencia del mismo entre babas y *C. acutus*, y encontró valores de 12,3 % y 3,8 % respectivamente, este último cercano al registrado para esta especie en este trabajo.

No se ha evaluado el daño que las garrapatas podrían causar a los crocodílidos, pero es importante destacar que estos parásitos son reservorios y vectores de una gran variedad de organismos que podrían causar muchas enfermedades a los hospedadores (Jones et al. 1972 , citado por Seijas 1992).

## CAPÍTULO III: DIETA, USO DE HABITAT Y DISTRIBUCION

### 3.1. Introducción

Existen diferentes aspectos para evaluar la situación de una determinada población. En particular, el análisis del comportamiento alimentario es importante ya que tiene que ver con las estrategias para obtener alimento, la cual dependerá del tamaño de los animales y la estructura del hábitat, e incidirá en su supervivencia y éxito reproductivo (Morrison 1992).

La composición de la dieta de cocodrilos es probablemente resultado de su comportamiento alimentario y las oportunidades de alimentación que ofrecen sus hábitats (Taylor 1979). En general, se ha señalado a los cocodrilos como especies oportunistas y generalistas, depredadores de gran variedad de invertebrados y vertebrados de todas las Clases taxonómicas (Cott 1961, Taylor 1979, Webb et al. 1982, Ayarzagüena 1983, 1984; Shahrul & Stuebing 1996, y otros autores)

Sin embargo, diversos estudios de campo señalan que la dieta de los cocodrilos cambia ontogenética y estacionalmente, siendo la partición ontogenética en la dieta una característica seleccionada en estos grupos para explotar mejor el alimento en los hábitats donde se solapan diversas categorías etarias, y la estacionalidad, la dependencia a la disponibilidad del alimento (Thorbjarnarson 1993).

En el caso particular de *C. acutus*, Thorbjarnarson (1989) indicó que esta especie sigue el mismo cambio ontogenético descrito, en el cual crías y juveniles se alimentan principalmente de invertebrados acuáticos y terrestres, y pequeños peces,

mientras que con el incremento del tamaño, los cocodrilos se alimentan de presas mayores.

Seijas (1988) encontró que en la dieta de *C. acutus* predominaron los insectos acuáticos y terrestres, además de peces, cangrejos, arañas de agua, vertebrados y caracoles (*Pomacea sp.*). Igualmente, Chávez (1992) estableció que el taxon Insecta fue el mas abundante en la muestra de cocodrilos, con predominio de los belastomátidos, seguidos de peces, principalmente *Caquetaia kraussi*, gastrópodos (*Pomacea sp.* y *Biomphalaria sp.*), reptiles (*Trachemys scripta*) y camarones (*Macrobrachium amazonicum*).

El predominio de invertebrados en los resultados de los referidos estudios coincide con lo que en términos generales señaló Thorbjarnarson (1989) referente a las dietas de crías y juveniles de esta especie. Sin embargo, Seijas (1988) señaló que las diferencias en las dietas de juveniles de *C. acutus* y *Caiman crocodilus*, probablemente se deben mas a diferencias en el comportamiento alimentario que a diferencias en la disponibilidad de presas. Chávez (1992) en relación a este particular, indicó que si se cumple esto, la selección del hábitat es un factor determinante en los tipos de presas que se encuentren en los contenidos estomacales.

El Caimán de la Costa tiene preferencias por una amalgama de áreas con aguas profundas y someras, playas para asoleamiento y nidificación, y con vegetación acuática y semiacuática, que provee de refugio y garantiza una alta productividad de recursos (Thorbjarnarson 1989).

Existen otros factores, tanto individuales como tamaño del animal, como poblacionales como densidad, estructura de tamaños y factores de tipo ambiental, que son importantes en el patrón general de uso de hábitat. En el caso del tamaño, Thorbjarnarson (1989) indicó que las clases intermedias frecuentan hábitat de tipo marginal, o en áreas inaccesibles y aisladas. Por tal razón es usual observar a juveniles y subadultos en parches pequeños, aislados de la población reproductora, posiblemente producto de una fase de dispersión por factores sociales y encuentros agonísticos. Este posible patrón de distribución también se ha utilizado para explicar la distribución poblacional de *C. porosus* al norte de Australia (Messel et al. 1982).

La segregación espacial por clases de tamaños en las poblaciones de Caimanes de la Costa puede representar las diferencias en los requerimientos físicos (Thorbjarnarson 1988). Seijas (1989) reportó para el Embalse Tacarigua que los cocodrilos ocupan una amplia franja a lo largo de las orillas, hasta las zonas de aguas profundas y libres de vegetación. Sin embargo, la abundante vegetación acuática y subacuática genera que los hábitats de los cocodrilos sean estructuralmente complejos, estando los cocodrilos mayores de 1800 mm LT, significativamente alejados de las orillas.

Chávez (1992) reportó que en el Embalse Játira el microhábitat aguas abiertas fue el más usado por los cocodrilos, encontrando diferencias significativas para cocodrilos iguales o mayores de 2400 mm LT. No obstante, agregó que existe también una alta utilización del microhábitat de vegetación acuática *Chara sp.*-*Naja sp.* por todos los cocodrilos, incluyendo Caimanes de la Costa y Babillas, posiblemente

relacionada con la abundancia, disponibilidad o calidad del alimento. Sin embargo, Seijas (1988) en su estudio en diversos ríos y embalses costeros, resaltó la existencia de competencia interespecífica entre Caimanes de la Costa y Babillas, en donde clases adultas limitan a clases juveniles el acceso a recursos importantes.

Para evaluar la selección de hábitat de una especie se tiene como punto de partida la regla básica del uso diferencial del hábitat, la cual establece que la densidad de una especie está en función a la preferencia por un hábitat determinado, por lo cual son mas abundantes en ciertos tipos de hábitats que en otros (Morrison, 1992). En relación a esto también es importante la productividad de los mismos, lo cual se traduce su capacidad de carga, como también la competencia intra e interespecífica.

En relación a la distribución y dispersión, se indicó que el área de acción de un determinado animal generalmente aumentan a medida que su tamaño aumenta. Un área de acción mas grande en animales de mayor tamaño implica una movilidad mucho mayor, lo que va a tener influencia directa en la percepción que tenga la especie del tamaño de los parches de su hábitat (Eisenberg 1980).

Entre los cocodrilos, las interacciones agresivas de adultos reproductores hace que cocodrilos juveniles y subadultos  $> 1500$  mm de LT se desplacen de sus áreas nativas, mientras que existe una tolerancia de juveniles pequeños  $< 1000$  mm de LT (Messel & Vorlicek, citado por Shahrul & Stubing). Tal conducta territorial de los adultos se maneja como uno de los factores que afectan la dinámica poblacional de algunas poblaciones de cocodrilos (Messel et al. 1982).

Por otra parte, numerosos autores han reportado movimientos estacionales de cocodrilos de diversas especies, entre diferentes tipos de ambientes, con fines reproductivos o para la alimentación.

### **3.2. Objetivos Específicos**

Los objetivos específicos del presente capítulo son:

- Analizar y comparar las dietas de cocodrilos liberados y residentes.
- Evaluar el uso de hábitat de estos dos grupos.
- Estimar la abundancia por sector de cocodrilos liberados y residentes en el Embalse.
- Establecer posibles patrones de movilización de cocodrilos liberados.

### **3.3. Métodos y materiales**

#### **3.3.1. Dieta**

Para estudiar la dieta de cocodrilos liberados y residentes capturados se usó el método de lavado estomacal (Foto 11, Apéndice 3). Con ello se obtuvieron los contenidos estomacales de la totalidad de la muestra de 11 cocodrilos liberados, mas 2 contenidos de cocodrilos recapturados de este grupo, para un total de 13 contenidos. De los 51 cocodrilos residentes capturados, se seleccionó un grupo de 20 animales con LT entre los 1000 y 2000 mm, a los cuales se les practicó el lavado, con lo cual la muestra es de 20 contenidos.

La obtención de los contenidos estomacales se realizó en las primeras horas de la mañana. El método de extracción del contenido estomacal fue detalladamente descrito por Chávez (1992), en base a las técnicas empleadas por Ayarzagüena (1983),

Fitzgerald (1988) y Seijas (1988), los cuales se sustentan en los trabajos de Taylor et al. (1978) y Webb et al. (1982).

El método se fundamenta en el bombeo de agua al estómago del animal inmovilizado, usando para ello una bomba manual. Una vez que el estómago está lleno de agua, se practica una presión con las dos manos a los costados del estómago, con movimientos hacia abajo y hacia arriba, análogos a la maniobra de Heimlich. Esta maniobra permite desalojar obstrucciones en el pasaje de aire en personas con problemas de sofocamiento, estrangulamiento y ahogos (Brylske & Richardson 1991).

De acuerdo a Fitzgerald (1988), la combinación del bombeo de agua al estómago con la maniobra de Heimlich, permite la extracción del 100 % del contenido estomacal. Sin embargo, para facilitar aún más el desalojo de presas muy grandes, se introdujo con las mangueras debidamente lubricadas, una varilla de bronce de 3 mm de diámetro y 80 cm de longitud, con un doblado o asa de 2 cm en su extremo.

La muestra del contenido estomacal se tamizó y preservó en solución de alcohol al 70% o formol al 10%, para su posterior análisis en el laboratorio. En el laboratorio mediante el uso de una lupa (Marca Nova 2x), se separaron, identificaron y cuantificaron los distintos renglones del contenido estomacal (Foto 12, Apéndice 3).

Los restos abundantes se pesaron, luego de que se escurrieron en papel secante para eliminar la mayor cantidad de agua posible, con balanzas dinamométricas de 25 gr ( $\pm 0,1$  gr) y 300 gr ( $\pm 2$  gr). Se asignó un peso referencial de 0,5 gr a los restos identificables pequeños, particulados y/o digeridos, similar a lo establecido por Chávez (1992) y Seijas (1998) en su estudio, pero usando volúmenes referenciales.

Para el análisis del contenido estomacal, los renglones se clasificaron de acuerdo a la LT de los cocodrilos de donde provenían y se dividieron en alimenticios y no alimenticios. Los renglones alimenticios fueron agrupados en amplias categorías, de acuerdo a la metodología de Seijas (1988). Las categorías son insectos grandes, entre los que se identificaron representantes del orden Coleoptera (Escarabajos) y las familias Belastomatidae y Gryllotalpidae, e insectos pequeños, principalmente hormigas; algunos arácnidos principalmente terrestres, cangrejos de hábitos terrestres y acuáticos (*Poppiana dentata*, antes *Dilocarcinus dentata*), camarones, caracoles grandes y pequeños (*Pomacea sp.* y *Thiara sp.* respectivamente), peces (*Caquetaia kraussii*, antes *Petenia kraussii*; *Hoplias malabaricus* y otros peces) y otros vertebrados entre los que destacan reptiles como Jicotea (*Trachemys scripta*, antes *Pseudemys scripta*) e *Iguana iguana*. Como renglones no alimenticios se consideró la vegetación acuática, la presencia de piedras y los nemátodos. En todos los contenidos había restos digeridos no identificables a los que se denominó misceláneos. No se encontraron estómagos sin contenido estomacal.

Similar al estudio de Seijas (1988), se consideró accidental la ingestión de caracoles pequeños, principalmente del género *Thiara*, así como la ingestión de insectos pequeños, entre los que predominan hormigas, y arácnidos, considerando que su presencia en los contenidos estomacales obedece al modo de captura de presas de los cocodrilos. Por otra parte, el tamaño de los ejemplares capturados (1000 a 2000 mm de LT), hace que tales presas tan minúsculas no parecieran ser una contribución significativa en su alimentación. Seijas (1988) reportó la aparición de abundantes

reinas y zánganos de hormigas del género *Atta*, como una presencia efímera relacionada al vuelo nupcial de estas especies al comienzo de las lluvias, por lo cual no incluyó las mismas en sus análisis.

Para evaluar las posibles diferencias en la tendencia ontogenética del consumo de presas, se dividieron las muestras de los contenidos estomacales en función a dos clases de tamaños: Individuos entre 1000 y < 1500 mm de LT que aún pertenecen a la categoría de juveniles, e individuos entre  $\geq 1500$  y 2000 mm de LT que comienzan a pertenecer a la categoría de subadultos, de acuerdo a Thorbjarnarson (1989). Esta división responde casi exactamente a la división de la muestra de caimanes liberados en cohortes para comparar su crecimiento, tal como se explicó en el capítulo 2.

Con los datos se calcularon las siguientes medidas de composición de dietas:

**Frecuencia:** se calculó la frecuencia relativa de presas consumidas, como el número de estómagos con un determinado renglón en relación al total de estómagos de la muestra de caimanes liberados o residentes y de las clases de tamaño referidas.

**Importancia:** De acuerdo al método de ordenación usado por Fitzgerald (1988) y Webb et al. (1982), a cada renglón en determinado contenido estomacal, se le asignó un valor de orden en función al peso (el más pesado recibió el orden 1).

Producto de la diferencia entre la cantidad o abundancia de determinado renglón y el orden asignado, más 1, se obtuvo una puntuación para cada renglón, la cual se totalizó. La importancia de un renglón en particular se expresó como una proporción del puntaje total de todos los renglones.

El método de ordenación es una medida real de la importancia de las presas porque cuantifica su tamaño (en este estudio peso) y la proporción de animales que consumieron dicha presa (Fitzgerald 1988, y Webb et al. 1982). En cambio, la frecuencia exagera la importancia de presas y los resultados pueden ser mal interpretados cuando pequeñas presas abundan y su contribución energética es baja (Fitzgerald 1988).

### 3.3.2. Uso de hábitat

Para el muestreo de usos de hábitats se partió de los datos del mismo en el momento de la captura de caimanes liberados y residentes. Para ello a cada individuo avistado con buena aproximación para su captura, se le asignó un tipo de microhábitat.

Seijas (1988) estableció 6 unidades de microhábitat en los estudios nocturnos, de las cuales se usaron las siguientes 5 primeras y se agregó una mas en este estudio:

- 1) EAA: En Aguas Abiertas (zonas profundas sin vegetación).
- 2) EPA: Entre Palos en Agua o ramas de arboles.
- 3) EVEA: Entre Vegetación En Agua.
- 4) SVA: Sobre Vegetación Acuática.
- 5) ET: En Tierra.
- 6) EAS: En Agua Someras.

Se evaluaron las tendencias en el uso de hábitat, comparando la frecuencias relativas de las unidades de microhábitats usadas por los mismos, de manera general y por clases de tamaños, en base a las categorías del estudio.

### 3.3.3. Distribución

Se realizó una sectorización del Embalse de Tacarigua usando como referencias zonas cerradas de las orillas del embalse. Se estableció la distribución de cocodrilos liberados, partiendo de la ubicación de los puntos de captura y puntos de liberación. Se estimaron las posibles distancias recorridas en base a las longitudes de orillas y longitudes lineales que diera lugar, de tal forma de obtener el segmento mas corto.

Para conocer la distribución de la población de cocodrilos residentes se estimaron índices de abundancia relativa y la composición de tamaños por sector. De tal forma, se llevaron a cabo censos nocturnos en los cuales se categorizaron por tamaños los cocodrilos avistados, usando siguientes clases propuestas por Seijas (1988), de acuerdo a la longitud total (LT):

Clase I: < 60 cm de LT.

Clase II: 60 a < 120 cm de LT.

Clase III: 120 a < 180 cm de LT.

Clase IV: 180 a < 240 cm de LT.

Clase V: > de 240 cm de LT.

Con el número de cocodrilos avistados durante el estudio se estimaron índices de abundancia (IA) por sector, en base al número máximo avistado por kilometro de recorrido. Los cocodrilos en la Clase I, a cual pertenecen los recién nacidos menores de un año de edad, no fueron incluidos porque su alto porcentaje de mortalidad puede generar errores de estimación de la abundancia poblacional. Se incluyeron las Clases

II, III, IV, V y la fracción de caimanes cuyos tamaños no se pudieron estimar, definidos como Sin Datos (SD), ya que usualmente son animales adultos que tienden a ser muy cautelosos y escapan rápidamente.

#### 3.3.4. Análisis estadísticos

Para comparar las frecuencias e importancias relativas de presas consumidas y en cada muestra de cocodrilos liberados y residentes, se ajustaron a una distribución normal los datos o proporciones, mediante la Transformación Arcoseno (Sokal & Rohlf 1969, Campbell 1990) y se usó una prueba de diferencias de porcentajes.

Para comparar las frecuencias relativas de presas consumidas por cocodrilos liberados y residentes, se aplicó la Prueba Exacta de Fisher (PEF). En las comparaciones se incluyeron renglones presentes al menos en el 10 % de la proporción de contenidos estomacales analizados. Las frecuencias y tendencias con LT, en cocodrilos liberados y residentes, se analizó mediante el test no paramétrico de correlación ordenada de Spearman, usado por Seijas (1988), Chávez (1992) y Thorbjarnarson (1993). Para el análisis de los datos de selección de hábitat se dividieron los resultados en las categorías de tamaños propuestas, aplicando la Prueba Exacta de Fisher (PEF) para comparar cocodrilos liberados y residentes. En todos los análisis se utilizó el programa STATISTICA for Windows, versión 5.1.

### 3.4. Resultados

#### 3.4.1. Dieta

##### 3.4.1.1. Frecuencias relativas de renglones alimenticios.

En la tabla 11 se resume la información detallada la frecuencia, abundancia y peso de los renglones alimenticios y no alimenticios de los contenidos estomacales de los cocodrilos liberados y residentes.

En cocodrilos liberados y residentes, son similares los renglones con valores de frecuencia relativa mayores de 30 %, correspondientes a cangrejos, peces, caracoles grandes (*Pomacea sp.*) e insectos de la familia Gryllotalpidae (Figuras 22 y 23). Entre 30 y 10 % se observan otros renglones como tortugas e insectos grandes: belastomátidos y escarabajos, y por debajo de 10 % se sitúa el renglón iguanas. La correlación de las frecuencias relativas de los renglones que componen la dieta de cocodrilos liberados y residentes es significativa ( $r_{\text{Spearman}} = 0,93$ ;  $n = 8$ ,  $p < 0,05$ ), lo cual confirma su similaridad.

Sin embargo, existen diferencias en la aparición de restos de un ave en un contenido estomacal de un cocodrilos liberado y en la presencia de restos de camarones en un residente, con baja frecuencia en ambos casos. Los insectos pequeños, caracoles pequeños y arácnidos, no se incluyeron en los análisis por las razones antes expuestas, a pesar de la notoria frecuencia de los primeros en los contenidos estomacales de cocodrilos liberados y residentes. Finalmente, en todos los contenidos estomacales hubieron restos no identificados debido a su avanzada digestión, denominados misceláneos.

**Tabla 11:** Análisis de los contenidos estomacales de cocodrilos liberados (n= 13) y cocodrilos residentes (n= 20) capturados en el Embalse Tacarigua. Peso acumulado en gramos. [X]=Número aproximado, (X) = Número promedio.

Renglones	Cocodrilos liberados (n= 13)			Cocodrilos residentes (n= 20)		
	# Acumulado			# Acumulado		
	Número estómagos	Cantidad ind.	Peso (gr)	Número estómagos	Cantidad ind.	Peso (gr)
<b>ALIMENTICIOS</b>						
<b>INSECTA</b>	11	30	17,50	15	41	13,50
Coleóptera	2	2	3,00	1	1	0,50
Hemiptera						
Belastomatidae	2	2	6,00	4	4	2,00
Orthóptera						
Gryllotalpidae.	6	6	3,00	8	8	4,00
Arácnida (No ident.)	3	3	1,50	2	2	1,00
Insectos peq. (No. ident.)	9	17	4,50	10	26	5,00
<b>CRUSTACEA</b>	12	36	103,5	16	48	84,70
<i>Poppiana dentatus.</i>	12	36	103,5	15	47	84,20
Camarones (no ident.)				1	1	0,50
<b>MOLLUSCA</b>	11	47	9,50	12	61	18,00
<i>Pomacea sp.</i>	10	16	8,00	11	12	16,00
<i>Thiara sp.</i>	3	31	1,50	4	49	2,00
<b>OSTEICHTHYES (PECES)</b>	10	20	58,50	12	31	30,00
<i>Caquetaia kraussii</i>	5	5	52,00	9	9	14,50
<i>Hoplias malabaricus</i>	1	1	0,50	-	-	-
Peces (no ident.)	4	14	6,00	3	21	16,50
<b>REPTILIA</b>	4	4	206,00	4	4	23,50
<i>Trachemys scripta</i>	3	3	6,00	3	3	22,50
<i>Iguana iguana</i>	1	1	200,00	1	1	0,50
<b>AVES</b>						
Ave (no ident.)	1	1	0,50	-	-	-
<b>MISCELANEOS</b>	13	-	-	20	-	-
<b>NO ALIMENTICIOS</b>						
Nemátodos	11	[364] (33)		13	[466] (35)	
Piedras	7	36 (5)		6	26 (4)	
Vegetación	13	-	-	19	-	-

mayores de 1 m.

Figura 22: Frecuencia relativa de presas encontradas en 13 contenidos estomacales de *C. acutus* liberados en el Embalse de Tacarigua.

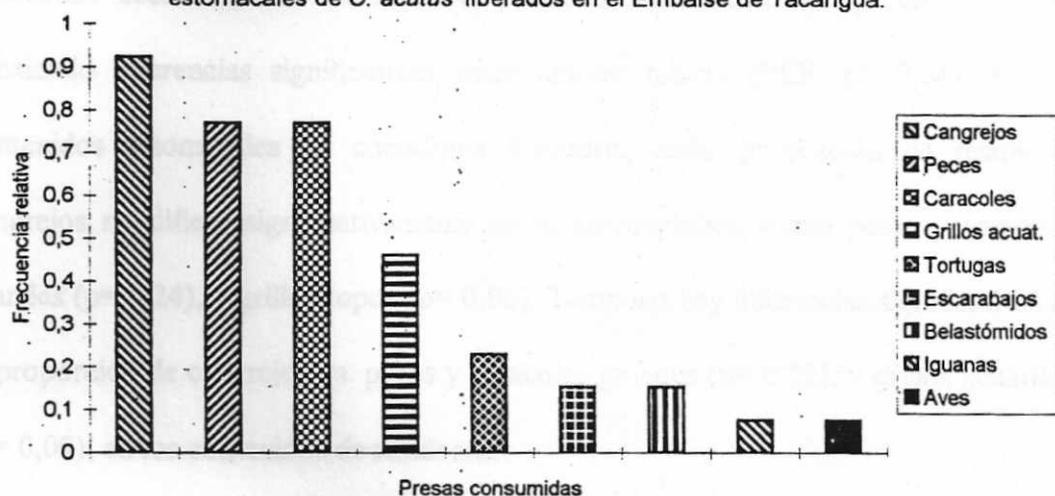
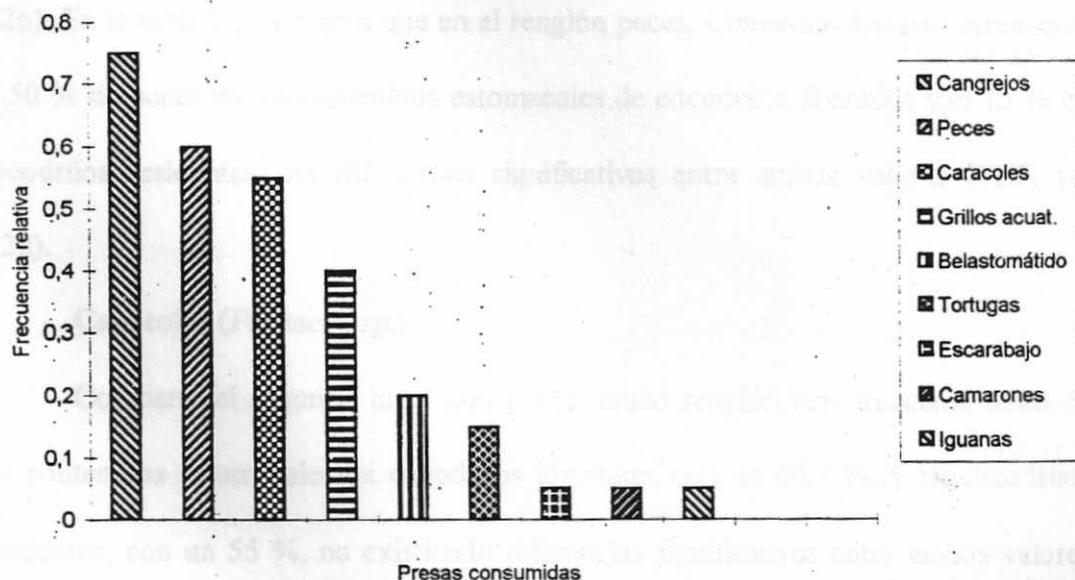


Figura 23: Frecuencia relativa de presas encontradas en 20 contenidos estomacales de *C. acutus* residentes del Embalse de Tacarigua.



### **Cangrejos (*Poppiana dentata*)**

Es el renglón con mayor frecuencia en los contenidos estomacales de cocodrilos liberados, con un 92,3 %, y cocodrilos residentes, con un 75 %, no existiendo diferencias significativas entre ambos valores (PEF,  $p= 0,21$ ). En los contenidos estomacales de cocodrilos liberados, dicha proporción de restos de cangrejos no difiere significativamente de otros renglones, como peces y caracoles grandes ( $p= 0,24$ ), y grillos topos ( $p= 0,06$ ). Tampoco hay diferencias significativas en la proporción de cangrejos vs. peces y caracoles grandes ( $p= 0,22$ ), y grillos acuáticos ( $p= 0,09$ ), en los contenidos de residentes.

### **Peces**

Ocupa el segundo lugar como renglón mas frecuente tanto en los contenidos estomacales de cocodrilos liberados, con un 60,7 %, como en cocodrilos residentes, con un 55 %, no existiendo diferencias significativas entre ambos valores (PEF,  $p= 0,26$ ). En la tabla 9 se observa que en el renglón peces, *Caquetaia kraussii* representa el 50 % de peces en los contenidos estomacales de cocodrilos liberados y el 75 % en cocodrilos residentes, sin diferencias significativas entre ambos valores (PEF,  $p= 0,22$ ).

### **Caracoles (*Pomacea sp.*)**

Comparte el segundo lugar con peces, como renglón mas frecuente tanto en los contenidos estomacales de cocodrilos liberados, con un 60,7 %, y en cocodrilos residentes, con un 55 %, no existiendo diferencias significativas entre ambos valores (PEF,  $p= 0,26$ ).

### Grillos topos (Familia Gryllotalpidae)

Entre insectos, los restos de los representantes de esta familia son muy frecuentes en los contenidos de cocodrilos liberados, con un 46,2 %, y de cocodrilos residentes, con un 40 %, no difiriendo significativamente ambos valores (PEF,  $p=0,18$ ).

### Otros renglones

No se hallaron diferencias significativas en el consumo de tortugas (PEF,  $p=0,44$ ), belastomátidos (PEF= 0,55) y escarabajos (PEF,  $p=0,33$ ).

Los restos de cangrejos en cocodrilos liberados entre 1000 y < 1500 mm de LT, y  $\geq 1500$  mm de LT (figuras 24 y 25), siguen ocupando el primer lugar, seguidos de caracoles, peces y grillos. Los insectos pequeños también ocupan un notable lugar entre los anteriores. La correlación de las frecuencias relativas de los renglones que componen la dieta de ambas clases de tamaños de cocodrilos liberados es significativa ( $r_{\text{Spearman}}=0,82$ ;  $n=6$ ,  $p=0,04$ ).

En las figuras 26 y 27 se observa una relativa mayor cantidad de renglones en los cocodrilos liberados < 1500 mm, posiblemente atribuible a la diferencia en el número de individuos. A pesar del bajo número de ítems, no fue significativa la correlación de las frecuencias relativas de los renglones que componen la dieta de ambas clases ( $n=5$ ,  $p=0,10$ ), observándose cómo con el aumento de LT, la frecuencia de restos de cangrejos pareciera disminuir e incrementar la frecuencia de restos de

Figura 24: Frecuencia relativa de presas consumidas por *C. acutus* liberados < 1500 mm de LT (n= 7).

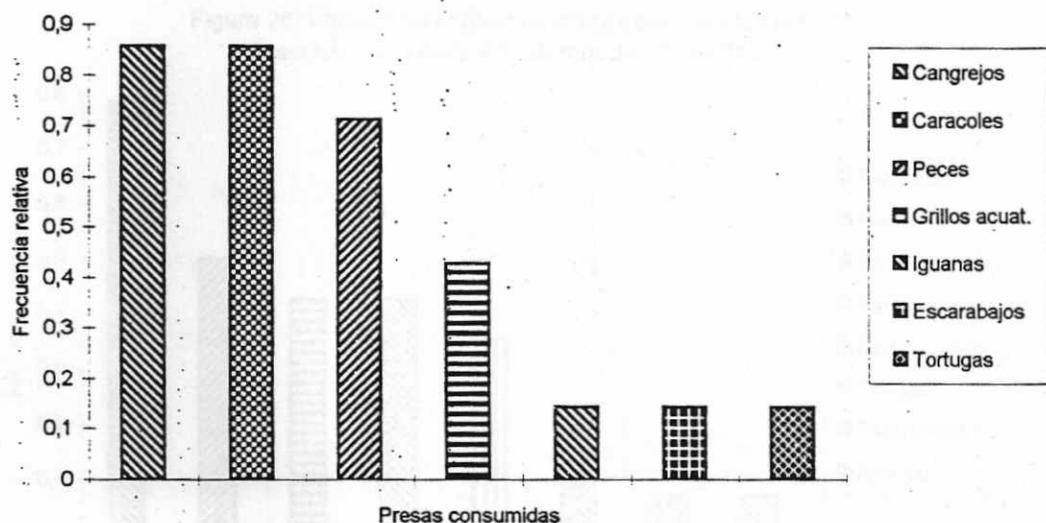


Figura 25: Frecuencia relativa de presas consumidas por *C. acutus* liberados > 1500 mm de LT (n= 6).

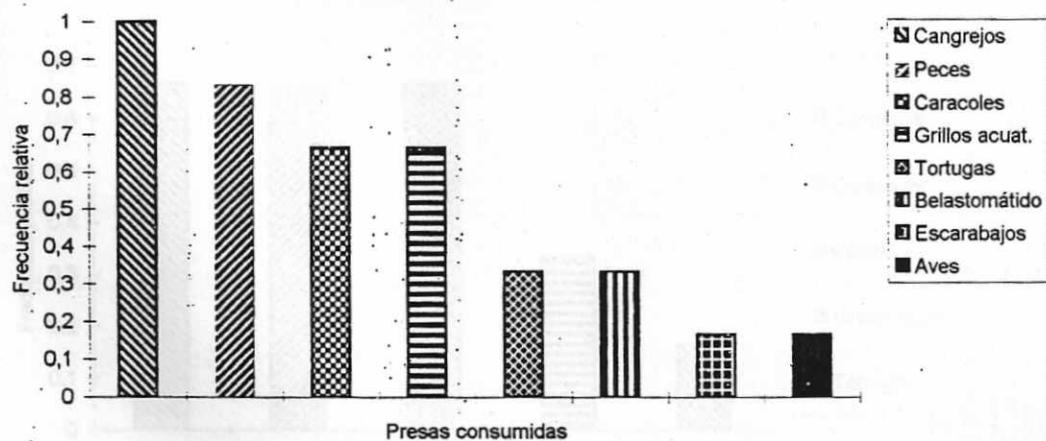


Figura 26: Frecuencia relativa de presas consumidas por *C. acutus* residentes < 1500 mm de LT (n= 14).

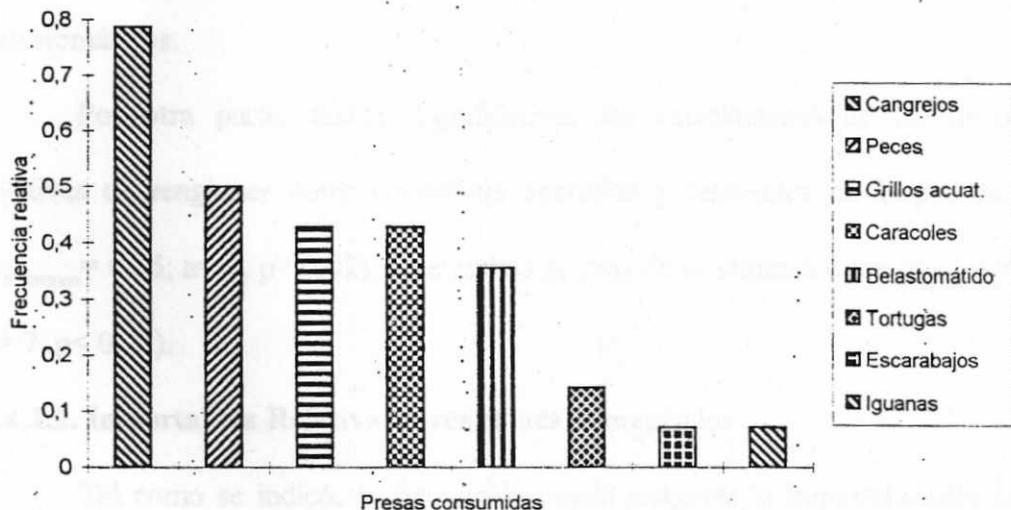
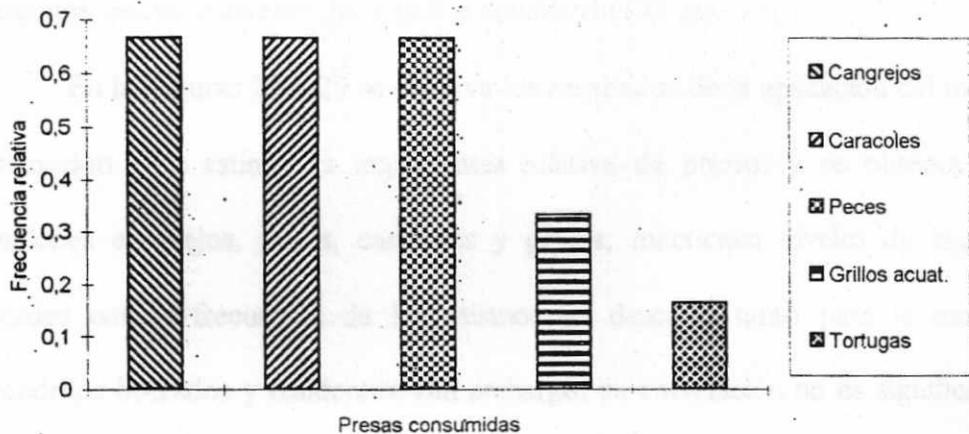


Figura 27: Frecuencia relativa de presas consumidas por *C. acutus* residentes > 1500 mm de LT (n= 6).



peces, sin llegar a ser esto último significativo (PEF,  $p= 0,82$ ). Igualmente, en los contenidos estomacales de cocodrilos residentes  $\geq 1500$  mm de LT se reduce la aparición de insectos pequeños, y no se encuentran restos de escarabajos y belastomátidos.

Por otra parte, fueron significativas las correlaciones de las frecuencias relativas de renglones entre cocodrilos liberados y residentes de la primera clase ( $r_{\text{Spearman}} = 0,76$ ;  $n= 8$ ,  $p= 0,02$ ), y de ambos grupos de la segunda clase ( $r_{\text{Spearman}} = 0,92$ ;  $n= 7$ ,  $p < 0,05$ ).

#### 3.4.1.2. Importancia Relativa de renglones alimenticios

Tal como se indicó, la frecuencia puede exagerar la importancia de algunos renglones. En la tabla 9 se observa que los reptiles a pesar de tener renglones con baja frecuencia, pueden representar una significativa contribución en biomasa, como es el caso de los restos de una iguana, los cuales pesaron mucho más (200 gr) que el peso acumulado de 77 restos de individuos de los renglones más frecuentes, es decir, cangrejos, peces, *Pomacea sp.* y grillos acuáticos (173 gr).

En las figuras 28 y 29 se observa los resultados de la aplicación del método de ordenación para estimar la importancia relativa de presas, y se observa que los renglones cangrejos, peces, caracoles y grillos, mantienen niveles de importancia acordes con la frecuencia de los mismos ya descrita, tanto para la muestra de cocodrilos liberados y residentes. Sin embargo, su correlación no es significativa ( $n= 4$ ,  $p= 0,20$ ). Hay un asomo de importancia del renglón iguanas entre cocodrilos

liberados y del renglón tortugas entre residentes, lo cual puede significar la importancia de otros reptiles en la dietas de ambos grupos.

Cuando se evalúa la importancia relativa de los renglones entre las clases de cocodrilos liberados y residentes ya definidas, se observa que el renglón peces es el de mayor importancia. En las figuras 30 y 31, donde se presenta la importancia relativa de presas en cocodrilos liberados entre 1000 y < 1500 mm de LT y  $\geq 1500$  mm de LT, se observa esto, a excepción de los cocodrilos liberados  $\geq 1500$  mm de LT, en los cuales se mantiene la importancia del renglón cangrejos. Sin embargo la correlación de la importancia relativa de los renglones es significativa ( $r_{\text{Spearman}} = 0,88$ ;  $n = 6$ ,  $p = 0,01$ ).

En las figuras 32 y 33 se muestran la importancia relativa de presas en cocodrilos residentes de las referidas clases. También se observa una mayor importancia del renglón peces y una reducción de la importancia relativa del renglón caracoles, mucho mas en cocodrilos  $\geq 1500$  mm de LT. Fue significativa la correlación de la importancia de renglones que componen la dieta de ambas clases ( $n = 5$ ,  $p = 0,05$ ).

Finalmente, fue significativa la correlación de la importancia relativa de renglones entre cocodrilos liberados y residentes de la primera clase ( $r_{\text{Spearman}} = 0,79$ ;  $n = 7$ ,  $p = 0,03$ ), pero no fue significativa entre cocodrilos liberados y residentes  $\geq 1500$  mm ( $n = 5$ ,  $p = 0,11$ ).

#### 3.4.1.3. Renglones No Alimenticios

En la Tabla 9 se presenta la frecuencia y abundancia de los renglones no alimenticios, a saber, nemátodos, piedras, y vegetación. La frecuencia de nemátodos en los contenidos estomacales de cocodrilos liberados fue de 84,6 %, y en residentes

Figura 28: Importancia relativa de presas consumidas por *C. acutus* liberados, en base al método de ordenación.

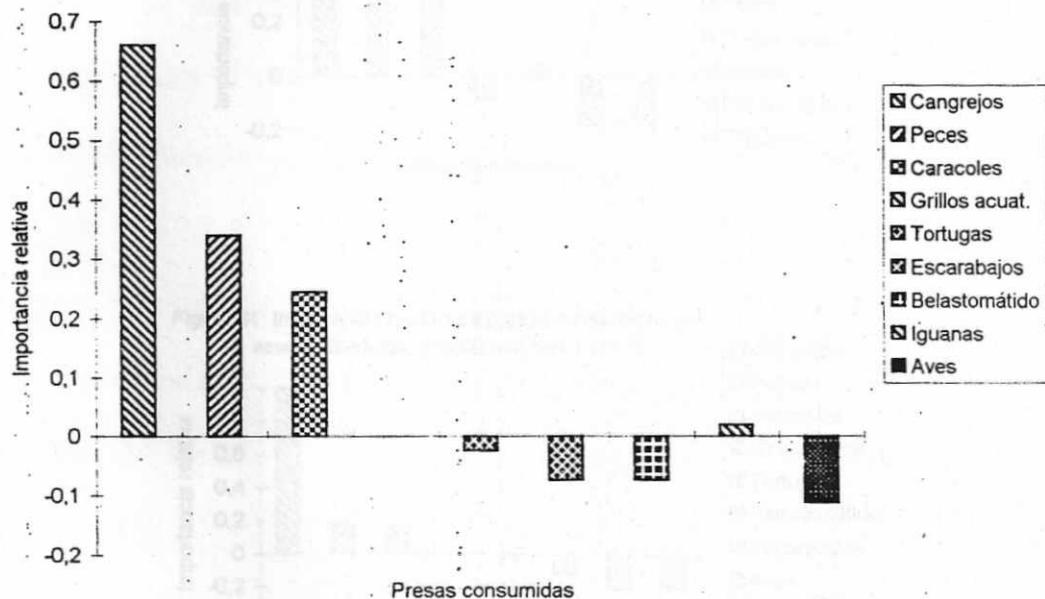


Figura 29: Importancia relativa de presas consumidas por *C. acutus* residentes, en base al método de ordenación.

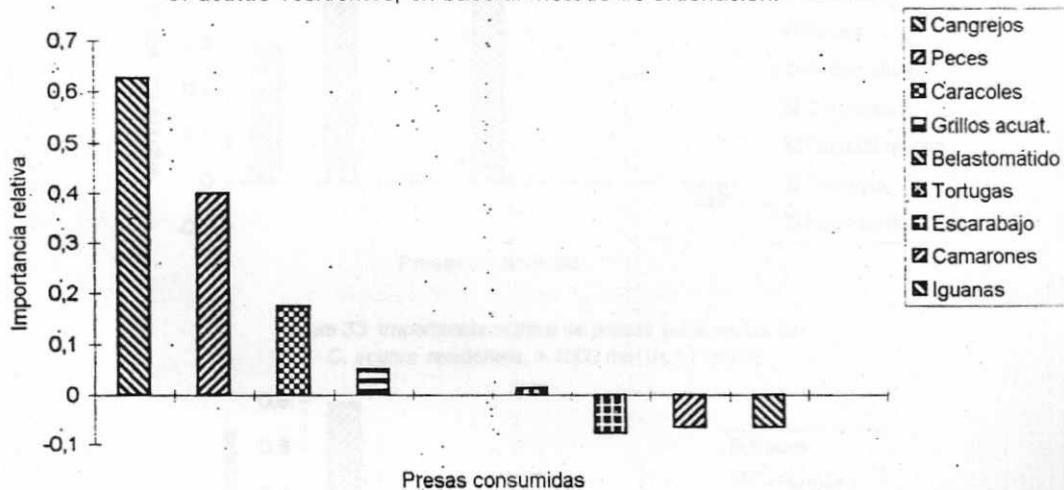


Figura 30: Importancia relativa de presas consumidas por *C. acutus* liberados, < 1500 mm de LT (n= 7).



Figura 31: Importancia relativa de presas consumidas por *C. acutus* liberados,  $\geq 1500$  mm de LT (n= 6).

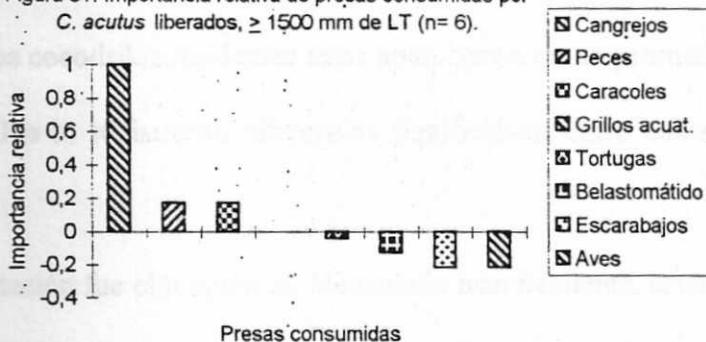


Figura 32: Importancia relativa de presas consumidas por *C. acutus* residentes, < 1500 mm de LT (n= 12).

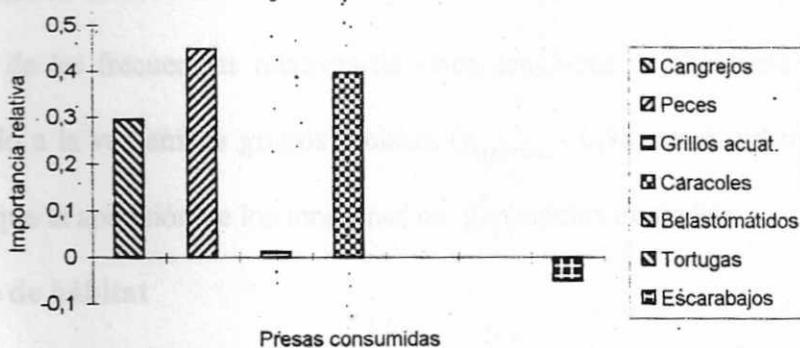
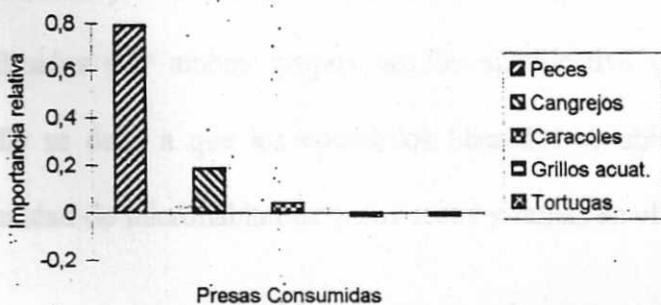


Figura 33: Importancia relativa de presas consumidas por *C. acutus* residentes, > 1500 mm de LT (n= 6).



fue de 65 %, no difiriendo significativamente (PEF,  $p=0,20$ ). En promedio, se estimó la presencia de mas de 33 nemátodos en el contenido estomacal de cocodrilos liberados y mas de 35 en residentes. En algunos casos estos superaban la cifra de 50, y en otros solo aparecían apenas 2 ó 3.

En el 53,8 % de los contenidos estomacales de cocodrilos liberados se encontraron piedras, en un número promedio de 5 piedras por contenido, mientras que en el 30 % de los cocodrilos residentes estas aparecieron en un promedio de 4 piedras por contenido. No se registraron diferencias significativas entre ambas proporciones (PEF,  $p=0,15$ ).

La vegetación fue el renglón no alimenticio mas frecuente, estando presente en la totalidad de contenidos estomacales de los cocodrilos liberados y residentes.

En las figuras 34 y 35 se ilustra la frecuencia relativa de los referidos renglones en los contenidos de cocodrilos liberados y residentes, y entre las clases ya citadas. La correlación de las frecuencias relativas de estos renglones es altamente significativa considerando a la vez ambos grupos y clases ( $r_{\text{Spearman}} = 0,98$ ;  $n=6$ ,  $p < 0,05$ ), lo cual demuestra que la aparición de los renglones no alimenticios es similar.

#### 3.4.2. Uso de hábitat

En la figura 36 se muestran las frecuencias relativas de microhábitats usados por cocodrilos liberados y residentes. La correlación de las frecuencias relativas de microhábitats utilizados por ambos grupos no fue significativa ( $n=6$ ,  $p=0,18$ ). Probablemente ello se debe a que los cocodrilos liberados se ubicaron con mayor frecuencia en la unidad de microhábitat de palos secos y ramas en el agua (EPA), que

los cocodrilos residentes, siendo las diferencias significativas (PEF,  $p= 0,01$ ). Los cocodrilos residentes tendieron a estar mas entre y sobre la vegetación acuática (EVEA/SVA) que los cocodrilos liberados, pero las diferencias no fueron significativas.

En las figuras 37 y 38 se presentan las frecuencias relativas de microhábitats ocupados por cocodrilos liberados y residentes, en función de las clases de LT establecidas en este estudio, encontrándose que individuos liberados entre 1000->1500 mm de LT son los que mas frecuentaron la unidad EPA. En relación a residentes de la misma clase, las diferencias son significativas (PEF,  $p= 0,03$ ). La referida clase de cocodrilos liberados se ubica mas en unidades asociadas a las orillas, como lo son EPA, EVEA SVA y ESA, mientras que los cocodrilos liberados  $\geq 1500$  mm de LT parecieran tener una mayor amplitud de ocupación, estando en las anteriores y en otras como aquellas libres de vegetación y de aguas profundas denominada Aguas Abiertas (AA), y fuera del agua, en tierra (ET).

En caso de cocodrilos residentes, ambas clases ocupan simultáneamente las unidades de microhábitats establecidas, pero se observa una alta frecuencia de cocodrilos residentes, y en mayor valor los individuos  $> 1500$  mm de LT, entre la vegetación acuática (EVEA). La unidad SVA, es decir, sobre la vegetación acuática, mas la frecuentan individuos de la primera clase. Esto puede significar que a pesar que ambas clases ocupan unidades similares, pareciera haber una separación en sentido vertical en su uso.

Figura 34: Frecuencia relativa de renglones no alimenticios en contenidos estomacales de *C. acutus* liberados.

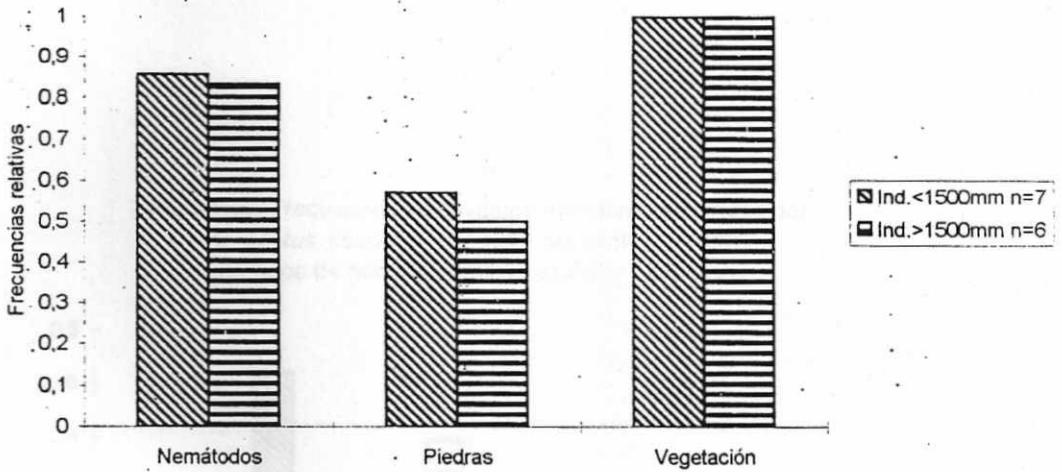


Figura 35: Frecuencia relativa de renglones no alimenticios en contenidos estomacales de *C. acutus* residentes.

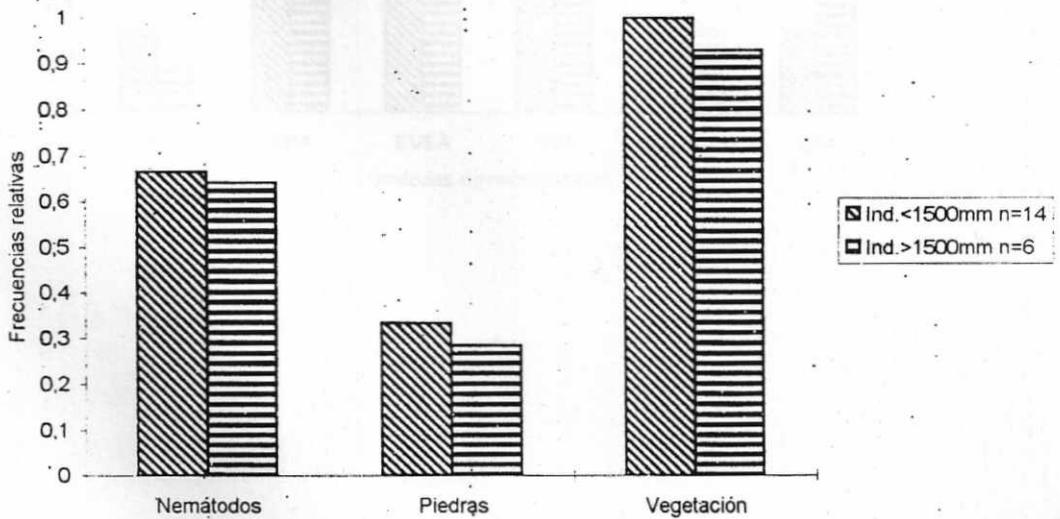


Figura 36: Frecuencias relativas de microhábitat usados por *C. acutus* liberados (n= 13) y residentes (n= 25). Las tipos de microhábitats se explican en el texto.

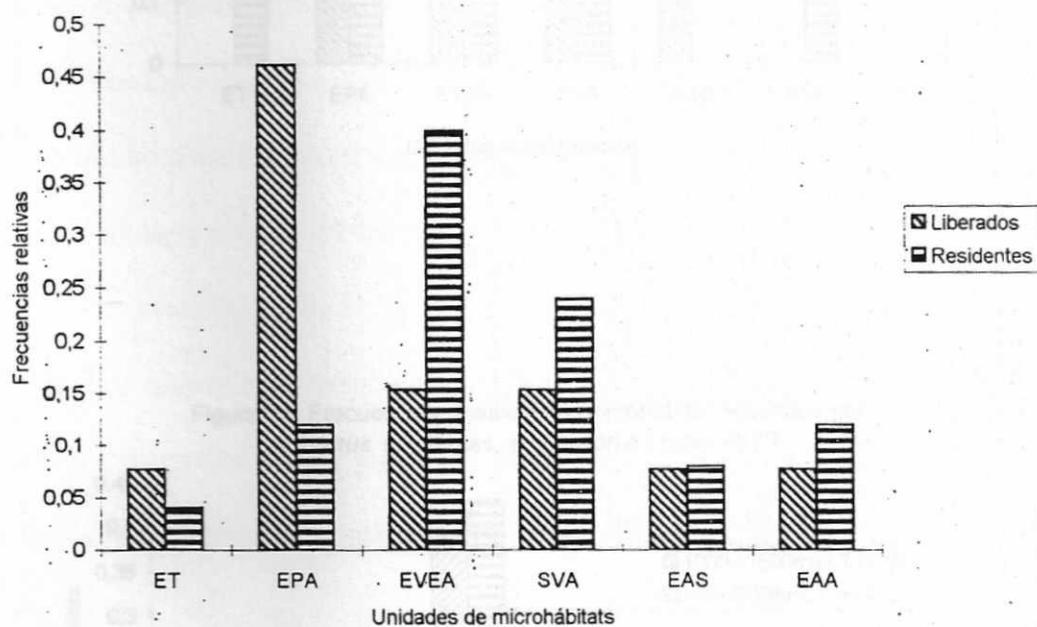


Figura 37: Frecuencias relativas de microhábitat ocupados por *C. acutus* liberados, en función clases de LT.

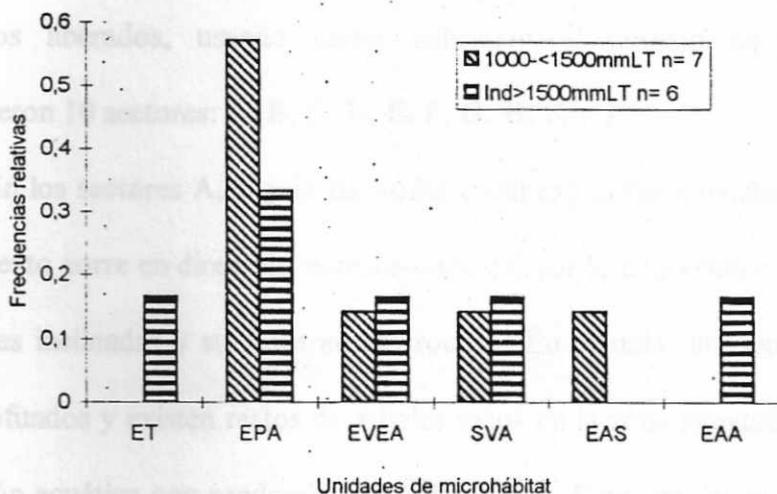
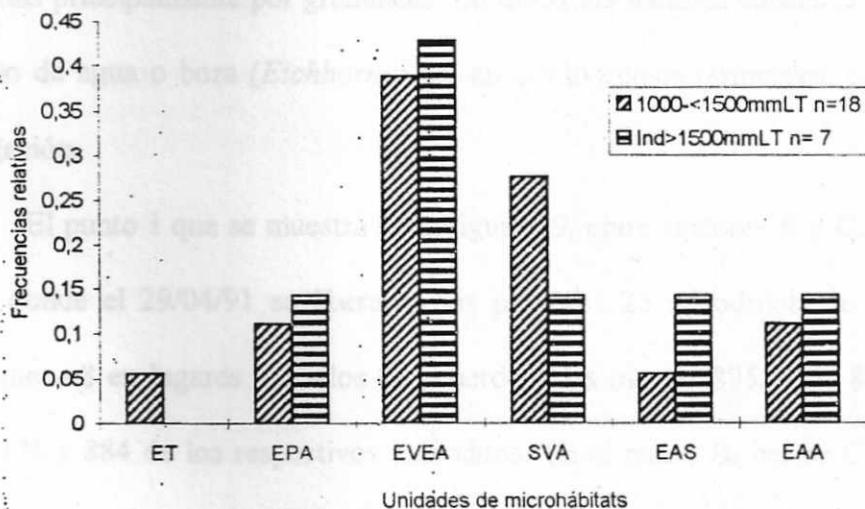


Figura 38: Frecuencias relativas de microhábitat ocupados por *C. acutus* residentes, en función a clases de LT.



### 3.4.3. Distribución

En la figura 39 se presenta un mapa esquemático de la sectorización del Embalse Tacarigua y de la ubicación de los puntos de liberación y captura de los cocodrilos liberados, usando como indicativo el número de las marcas. Se establecieron 10 sectores: A, B, C, D, E, F, G, H, K y J.

En los sectores A, B y D las orillas están expuestas a mucho oleaje, debido a que el viento corre en dirección noreste-suroeste, por lo cual están erosionadas, tienen pendientes inclinadas y su substrato es rocoso. En cambio, los sectores C y E son poco profundos y existen restos de árboles secos en la zona inundada, con abundante vegetación acuática con predominio de *Chara sp* y *Najas sp*, las cuales dependiendo del nivel del agua pueden encontrarse sumergidas o flotando.

Los sectores F, G, H, K y J son los más profundos y son zonas donde se aprecia una mayor intervención de la tierra con fines pecuarios, estando las orillas cubiertas principalmente por gramíneas. En todos los sectores existen concentraciones de lirio de agua o bora (*Eichhornia sp*) en sus extremos terminales, que impiden la navegación.

El punto I que se muestra en la figura 39, entre sectores B y C, representa el lugar donde el 29/04/91 se liberaron los primeros 25 cocodrilos, de los cuales se capturaron 8 en lugares ubicados de acuerdo a las marcas 895, 871, 880, 876, 874, 872, 378 y 884 de los respectivos individuos. En el punto II, sector C, se realizó la segunda liberación de 15 cocodrilos, el 30/03/92 y los cocodrilos capturados de ese grupo son los ubicados de acuerdo a las marcas C113, C130 y 4IVD.

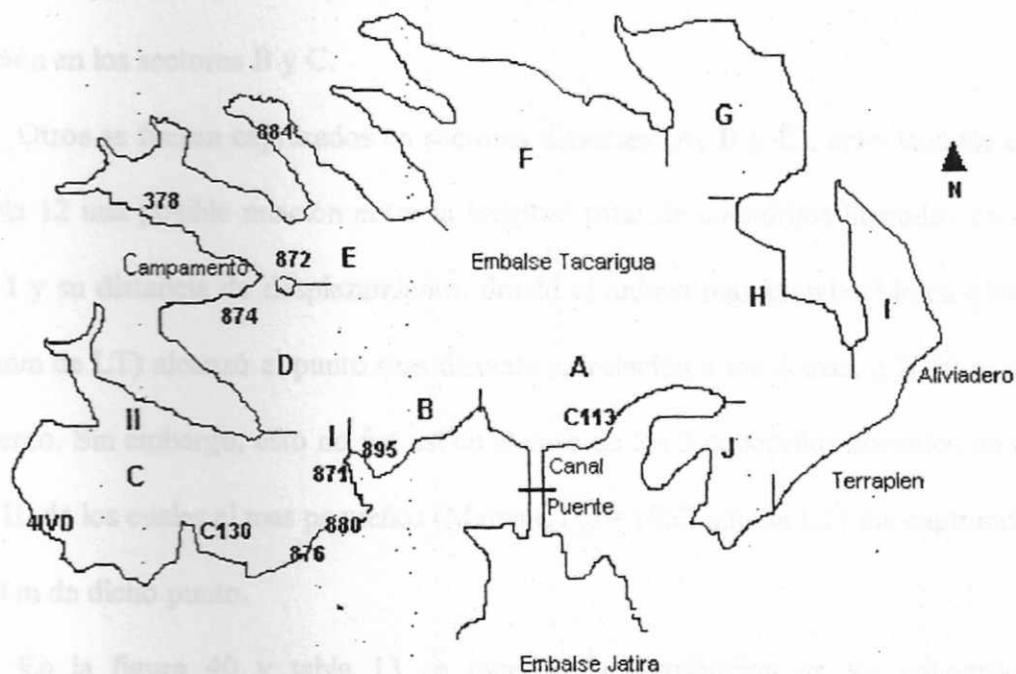


Figura 39: Mapa esquemático de la sectorización del Embalse de Tacarigua. Ubicación de puntos de liberación (I y II) y de captura de 11 *C. acutus* liberados (Se indican por número de marca).

Los referidos puntos de liberación se escogieron por su relativa baja profundidad y abundante vegetación acuática. Como se aprecia en la referida figura, y se confirma en la Tabla 12, en la cual se resume la estimación de las distancias de desplazamiento de los 11 cocodrilos liberados para el momento de su captura, la mayoría de los individuos capturados se mantuvieron cercanos a los puntos de liberación en los sectores B y C.

Otros se fueron capturados en sectores distantes (A, D y E), apreciándose en la Tabla 12 una posible relación entre la longitud total de cocodrilos liberados en el punto I y su distancia de desplazamiento, donde el animal mas grande (Marca 884= 1928 mm de LT) alcanzó el punto mas distante en relación a los demás, a 2000 m de este punto. Sin embargo, esto no fue así en el caso de los 3 cocodrilos liberados en el punto II, de los cuales el mas pequeños (Marca C113= 1057 mm de LT) fue capturado a 3000 m de dicho punto.

En la figura 40 y tabla 13 se muestra la distribución de los cocodrilos residentes en base a las estructuras por tamaños estimadas e índice de abundancia por sector, para Septiembre de 1996. De acuerdo a los resultados, en los sectores C, E, F, y G, la subpoblación de dichos sectores tienen un amplio espectro de clases de tamaño, con una mayor presencia de adultos específicamente en el sector G. Sin embargo, los niveles de abundancia de cocodrilos  $\geq 60$  cm de LT están por debajo del promedio, a excepción del sector G.

**Tabla 12:** Estimación de las distancias de desplazamiento de 11 *C. acutus* liberados relación a su punto de liberación y su punto de captura. Las distancias estimadas son las más cortas entre los dos puntos, considerando tramos por orillas y tramos lineales. Los sectores se describen en el texto.

Fecha y sector de liberación	Número de marca	Distancias (m)	Longitud Total (mm)	Sector de captura
25 Marzo 1991	871	100	1580	C
Entre sectores B y C	895	150	1295	B
	880	300	1520	C
	876	500	1475	C
	874	1300	1610	D
	872	1500	1780	E
	378	1800	1450	E
	884	2200	1928	E
30 Marzo 1992	C103	800	1222	C
Sector C	4IVD	1000	1170	C
	C113	3000	1057	A

**Tabla 13:** Índices de abundancia (IA) de *C. acutus* y *Caiman crocodilus* residentes Embalse de Tacarigua, por sector. LT = Longitud Total, NO = No Observados, EN = Estimado, X = Valor promedio, DE = Desviación Estándar. Los sectores se describen en el texto.

Sector	Longitud de orillas (km)	<i>C. acutus</i> > 60 cm LT	IA (ind/km)	<i>Caiman sp</i> > 60 cm LT	IA (ind/km)
A	1,4	5	3,57	NO	0
B	1,2	4	3,33	1	0,83
C	5,4	19	3,52	8	1,48
D	1,2	6	5,00	1	0,83
E	4,2	11	2,61	5	1,19
F	3,4	12	3,53	3	0,88
G	2,6	13	5,00	1	0,10
H	0,8	5	6,25	NO	0
I	2,5	7	2,80	8	3,20
J	2,5	9	3,60	1	0,40
Total	25,2	91	X = 3,92 DE = 1,14 n = 10	28	X = 1,11 DE = 0,94 n = 8

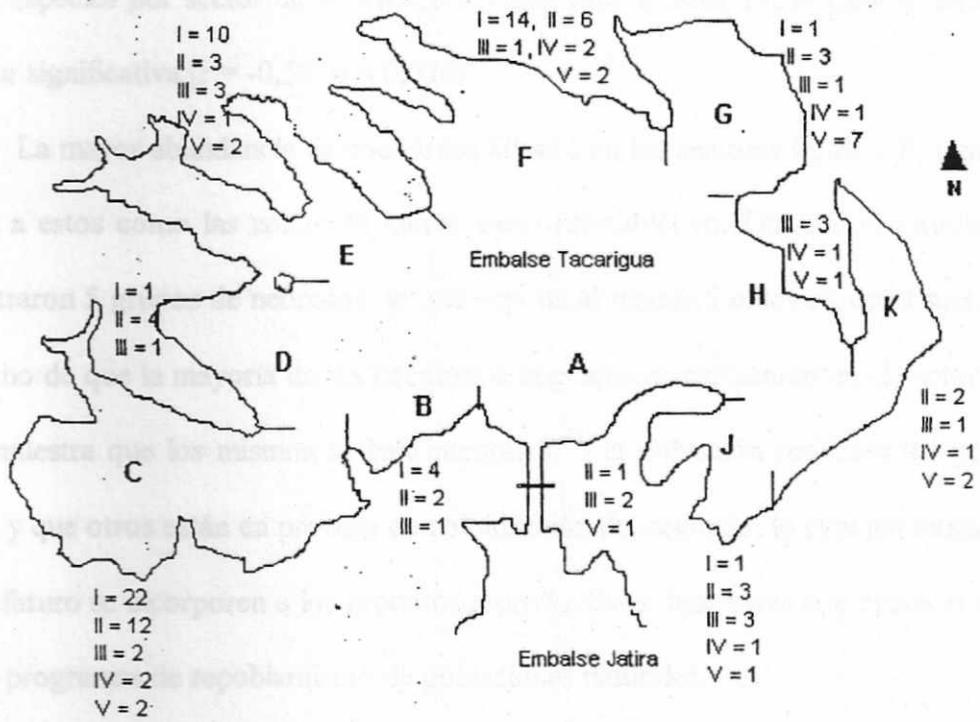
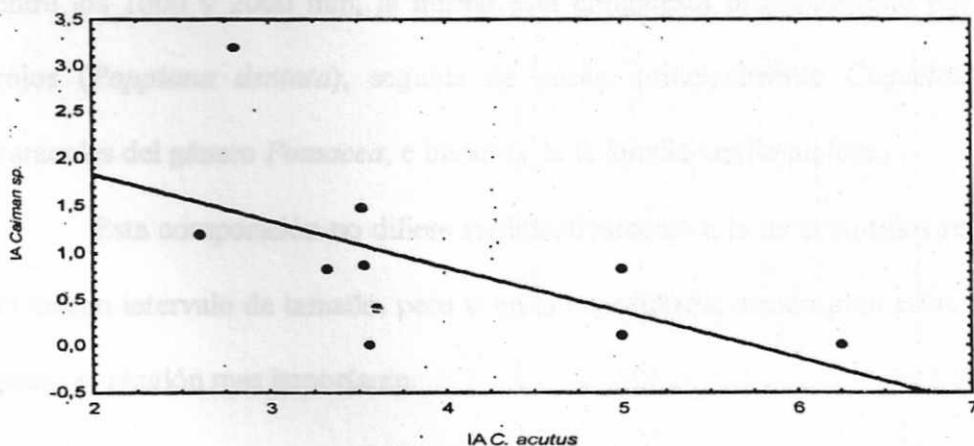


Figura 40: Distribución de *C. acutus* residentes del Embalse de Tacarigua por clases de tamaño y sectores, para Septiembre de 1996. Clases (en cm): I = < 60, II = 60-120, III = 120-180, IV = 180-240, V = > 240 (en LT).

Por otra parte, estos sectores son los mas amplios y complejos en relación a zonas de hábitats, lo cual posibilita también la existencia de poblaciones relativamente abundante de babillas, las cuales se ubican principalmente en zonas superficiales con abundante vegetación acuática. En la figura 41 se presenta la correlación de los IA de ambas especies por sector de acuerdo a los datos de la tabla 13, la cual es negativa pero no significativa ( $r = -0,58$ ,  $p = 0,076$ )

La mayor abundancia de cocodrilos Clase I en los sectores C, E, y F, también señala a estos como las zonas de mayor éxito reproductivo. Durante el estudio, se encontraron 5 grupos de neonatos, lo que supone al menos 5 nidos en estos sectores. El hecho de que la mayoría de los cocodrilos liberados se capturaran en el sector C y E, demuestra que los mismos se han integrado a la población residente del primer sector y que otros están en proceso de colonización del segundo, lo cual garantiza que en un futuro se incorporen a los procesos reproductivos, fase clave que indica el éxito de los programas de repoblamiento de poblaciones naturales.

Figura 41: Correlación de IA de *C. acutus* y IA de *C. crocodylus* por sectores del Embalse de Tacarigua. (IA *Caiman sp* = 2,81 - 0,49 IA *C. acutus*  
Correlación:  $r = -0,58$ ,  $p = 0,076$ )



### 3.5. Discusión

Los análisis de dietas basados en muestras de contenidos estomacales tienen algunas limitaciones, producto de la variabilidad en la digestibilidad de presas y la posibilidad de ingestión secundaria (Thorbjarnarson 1993, Tucker et al. 1996). También el metabolismo de cocodrilos y las tasas de digestión varían en función de la biomasa y la temperatura, por lo cual el tiempo de paso del alimento por el aparato digestivo afectará la interpretación de lo observado en los contenidos estomacales (Webb et al. 1991, Tucker et al. 1996).

Ante esta situación, puede existir una sobrerrepresentación de presas con partes del cuerpo difícil de digerir. Al respecto se evaluó *C. porosus* este aspecto, constatándose que se incurrió en una sobrestimación de un 21 a 26 % en el porcentaje de ocurrencia de presas, producto de la retención de partes remanentes de animales consumidos (Webb et al. 1991).

Tomando en cuenta estas consideraciones, en los resultados del estudio de las dietas de *C. acutus* liberados, se observa que en ejemplares con longitudes totales entre los 1000 y 2000 mm, la misma está compuesta principalmente por cangrejos rojos (*Poppiana dentata*), seguida de peces, principalmente *Caquetaia kraussii*, caracoles del género *Pomacea*, e insectos de la familia Gryllotalpidae.

Esta composición no difiere significativamente a la de cocodrilos residentes en el mismo intervalo de tamaño, pero sí en la importancia, siendo para estos últimos los peces el renglón más importante.

Seijas (1988) y Chávez (1993) también reportaron la presencia de cangrejos rojos en las dietas de cocodrilos. Los crustáceos forman parte importante en la dieta de *C. acutus* en otras localidades, como *Aratus pisonii* en el Río Yaracuy (Seijas & Chávez 1991) y *Uca bergerssi* en *C. acutus* subadultos (90 a 180 cm LT) del Lago Etang Saumatre, Haití (Thorbjarnarson 1998).

En otras especies se ha reportado la importancia de los crustáceos, incluyendo también camarones, en las dietas de juveniles y subadultos: *C. porosus* (Webb et al. 1978, Taylor 1979, Shahrul & Stuebing 1996), *Crocodylus johnstoni* (Webb et al. 1983), *Caiman crocodilus* (Castroviejo et al. 1976, Seijas & Ramos 1980, Ayarzagüena 1983, 1984; Thorbjarnarson 1993) y en cocodrilos amazónicos (Magnunsson 1985).

En relación al orden de importancia y clases de tamaño, Seijas (1988) y Chávez (1992) encontraron que la importancia de insectos decae con el aumento de la LT de los cocodrilos, mientras que la importancia de peces y cangrejos tiende a incrementar. La declinación ontogenética en la preferencia de insectos en las dietas de cocodrilos también se ha reportado para otras especies como *Caiman crocodilus* (Thorbjarnarson 1993) y *C. johnstoni* (Tucker et al. 1996)

En este sentido, la variación en las dietas de los cocodrilos liberados y residentes observadas en este estudio, al compararla con los resultados de los trabajos anteriores, es acorde a la partición ontogenética de las dietas propuesta por Alvarez del Toro (1974) y Thorbjarnarson (1989) y descrita para otros cocodrilos por Cott

(*Crocodylus niloticus*, 1961), Chabreck (*Alligator mississippiensis*, 1971), Taylor (*Crocodylus porosus*, 1979), y Webb et al (*Crocodylus johnstoni*, 1983).

Por tales razones, los resultados de este estudio en relación al análisis en la composición de dietas, en cierta forma concuerda con lo reportado en otras especies.

La presencia de restos de otros reptiles en la dieta de *C. acutus* subadultos liberados y residentes se relaciona con la abundancia de los mismos en el embalse. Guada (1990) encontró que cerca de un 10 % de la muestra de Morrocoy de Agua o Jicotea (*Trachemys scripta*) capturada, presentaba heridas en su caparazón, presumiblemente de cocodrilos, siendo la mayor incidencia de ataques en ejemplares pequeños.

Seijas (1988) y Chávez (1992) también encontraron restos de *Trachemys scripta* en sus estudios. Otros autores han reportado el consumo de tortugas por esta especie. Schmidt (1924 citado por Thorbjarnarson 1989) destacó que en Honduras, un cocodrilo de 300 cm LT contenía en su estomago un caparazón de tortuga. Medem (1982) hizo observaciones de un *C. acutus* alimentándose de una tortuga (*Podocnemis lewyani*). Thorbjarnarson (1989) encontró en un estómago restos de una tortuga (*Pseudemys decorata*).

En relación a la posibilidad de ingestión secundaria, en las muestras de contenidos estomacales fue usual encontrar presas muy digeridas y desmenuzadas, lo cual impidió que se pudiera discernir acerca del posible error. Sin embargo, se han realizado investigaciones donde se ha intentado evaluar los efectos de tal ingestión,

usando para ello matrices de correlación, dando como resultado ninguna evidencia de un error potencial en las apreciaciones de los resultados (Tucker et al. 1996).

En relación a los parásitos observados en los contenidos estomacales, Seijas (1988) y Chávez (1992) también encontraron una alta frecuencia y abundancia de nemátodos, lo cual asociaron a que los cocodrilos son piscívoros. Seijas (1988) señaló al género *Dujardinascaris* entre los presentes en los contenidos estomacales de *C. acutus*, el cual ha sido reportado para otros cocodrilos (Cott 1961, Taylor 1979).

A pesar de que Seijas (1988) indicó que la asociación de peces y nemátodos debía manejarse con cautela ya que en contenidos de Babillas también encontró nemátodos, siendo su dieta baja en peces, durante este estudio se capturaron varios peces adultos y se observó que en sus vísceras había muchos nemátodos adheridos.

Por otra parte, la presencia de parásitos en los estómagos de cocodrilos se ha relacionado a condiciones de agua dulce. Webb et al. (1982) encontraron parásitos en el 44 % de las muestras de *C. johnstoni* de ríos, mientras que Shahrul & Stuebing (1996) registraron una baja incidencia en *C. porosus* de estuarios, justificando la baja incidencia al posible stress hiper-osmótico que puede alterar sus ciclos de vida.

La existencia de vegetación y piedras en los estómagos de esta especie se ha relacionado a sus modos de búsqueda del alimento. Thorbjarnarson (1988) atribuyó al hecho de que *C. acutus* sea un cazador activo entre la vegetación sumergida y/o sobre el substrato, la presencia de abundante vegetación y gastrolitos en sus contenidos estomacales.

Aparentemente el consumo accidental de vegetación es común entre cocodrilos, reportándose valores de 40 % en muestras de estómagos de *C. johnstoni* (Webb et al. 1982) y de 75 % en *C. porosus* (Shahrul & Stuebing 1996).

Seijas (1988) y Chávez (1992) encontraron que la frecuencia y abundancia de piedras fue mayor en los contenidos estomacales de cocodrilos que en los contenidos de las babillas. De acuerdo a Seijas (1988), sus resultados sugieren que las piedras son ingeridas a propósito, ya que si lo fueran de manera accidental, las mismas serían más abundantes y frecuentes en babillas, las cuales emplean mucho tiempo en tierra y dependen bastante de presas terrestres.

El consumo de gastrolitos puede ser una consecuencia del modo de forrajeo activo de los cocodrilos (Chávez 1992), reportándose que el contenido de los mismos se correlaciona con el tamaño del animal (Alvarez del Toro 1974, Ayarzagüena 1983, Tucker et al. 1996). En este estudio no se encontró dicha posible relación ya que se evaluó la dieta de un segmento de la población, pero el consumo accidental de vegetación, insectos y caracoles pequeños se asume como resultado de un modo activo de captura, tal como se estableció en la metodología (Punto 3.3.1).

En relación al análisis de los usos de hábitats, es importante resaltar que se encontraron diferencias significativas entre los usos de hábitats de cocodrilos liberados y residentes. Los primeros fueron ubicados principalmente en zonas de las orillas con palos secos y ramas de árboles en el agua, mientras que los segundos se detectaron principalmente entre zonas de vegetación acuática. Los animales < 1500 mm de LT del

primer grupo fueron los más encontrados entre palos en el agua, lo cual puede ser interpretado como un instinto de cautela, consecuencia de su crianza en cautiverio.

En este sentido, aparentemente los cocodrilos liberados se están ubicando en estratos de hábitats no frecuentados normalmente por la abundante población residente de cocodrilos e incluso de babillas. Seijas (1988) señaló que en el caso particular del Embalse Tacarigua, la abundante vegetación acuática y subacuática genera que los hábitats sean estructuralmente complejos, lo cual favorece la simpatria entre cocodrilos y babillas. Las macrófitas acuáticas en apariencia separan físicamente ambas poblaciones, por lo cual los encuentros e interacciones directas entre ellos podría ser menos frecuentes. Esto puede explicar la aparente segregación entre cocodrilos liberados y residentes.

Sin embargo, la posible correlación negativa entre la abundancia de cocodrilos y babas por sector, indica que puede estar sucediendo un efecto excluyente que puede repercutir en la viabilidad del repoblamiento con cocodrilos liberados. Seijas (1988) encontró también una correlación negativa entre la abundancia de cocodrilos y babas, considerando diversas localidades en la costa del país, lo que lo llevó a concluir que las babas pudiesen estar retrasando la recuperación de los cocodrilos.

Tal efecto puede estar dado por el hecho de que la vegetación acuática realmente no evita que interacciones negativas tengan lugar, por lo cual los cocodrilos de una mismas clases de tamaño y las babas, se separan. Sin embargo, el hecho que los cocodrilos liberados frecuenten un microhábitat diferente al de los residentes indica

que la estructuración si está favoreciendo la coexistencia entre clases, y posiblemente con babillas, por lo cual tales ambientes favorecen los programas de repoblamiento

En relación a la posible relación entre dispersión y tamaño del animal, los resultados corroboran que los animales que se desplazaron más y aparentemente tienen un territorio mas amplio, son los cocodrilos liberados de mayor tamaño. En un estudio del movimiento estacional de *A. missisipiensis* machos usando radios transmisores, se encontró que la mínima distancia diaria recorrida por 4 ejemplares fue aproximadamente de  $720 \pm 123,3$  metros y la máxima distancia 6 km, en un período de 225 días. Las razones de estos últimos desplazamientos tienen que ver con la época de reproducción (Goodwin & Marion 1978).

Los desplazamiento de los cocodrilos liberados parecieran responder al patrón de distribución espacial de la población de cocodrilos residentes. En la tabla 12 se aprecia que el cocodrilo No 884 de 1928 mm de LT, es el de mayor tamaño y uno de los que ha tenido mayor desplazamiento (2,2 km), desde el punto de liberación hasta el sector E. De acuerdo a lo mostrado en la figura 40, el sector E, junto a los sectores F y G, poseen un amplio espectro de clases adultas y además, son zonas potenciales de reproducción, lo cual podría ser la justificación de tal desplazamiento. Nos obstante, esto se debería corroborar con estudios específicos de seguimiento mediante técnicas de radiotelemetría.

## CAPITULO IV: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES

A pesar de las divergencias con relación a la hipótesis de trabajo, en términos generales los resultados muestran que los cocodrilos liberados se han adaptado exitosamente en el Embalse de Tacarigua. Las tasas de crecimiento de los cocodrilos liberados estadísticamente no se diferenciaron de las tasas de crecimiento de los residentes. La sobrevivencia se aproxima a lo obtenido en otros programas de restauración de poblaciones de estos especímenes, y los resultados sobre dietas, uso de hábitat y distribución, se amoldan a lo reportado en trabajos realizados por otros investigadores en el área. En este sentido, a pesar del tamaño de la muestra recapturada de cocodrilos liberados, se puede llegar a algunas conclusiones y recomendaciones sobre el programa de repoblación del Embalse Tacarigua.

Con relación al crecimiento, se tiene que las tasas de crecimiento de los cocodrilos de ambas cohortes tienden a reducirse con la edad, de manera similar a las tasas de crecimiento los cocodrilos residentes. Al comparar las primeras con las registradas mediante recapturas y a las estimadas mediante modelo, se obtuvieron diferencias que deberían ser verificadas con estudios mas profundos y específicos.

En particular, para la aplicación de los modelos se requiere de un amplio espectro de tallas, basándose el tamaño muestral de este trabajo en un limitado número de medidas de animales mayormente juveniles, lo cual pudo haber introducido errores de sobrestimación o subestimación en los parámetros.

Webb et al. (1978) encontraron que en la aplicación de modelos para el estudio de crecimiento de *C. porosus*, las relaciones de crecimiento de tallas intermedias no guarda relación con el crecimiento de animales grandes. Ellos establecieron diferentes curvas de crecimiento en función de la alimentación y de los hábitos alimenticios de juveniles y adultos de la referida especie.

En este sentido, estos investigadores establecieron que el crecimiento de juveniles es bajo debido a que se alimentan de una dieta poco energética, constituida principalmente por invertebrados. En tal sentido, su curva de crecimiento corresponde a tal dieta y el máximo tamaño corresponde al crecimiento bajo una dieta de tal tipo. En cambio, la curva de crecimiento de animales adultos corresponde a una dieta mas energética basada en vertebrados, a lo cual se une el hecho de que los ejemplares adultos son mas eficientes en la captura de dichas presas.

De ello se deduce que el conocimiento sobre la alimentación de los animales liberados es importante para entender el por qué de las posibles diferencias en el crecimiento. Los resultados del análisis de las dietas indican que aparentemente los cocodrilos liberados siguen el mismo cambio ontogenético propuesto por diversos autores, en el cual las clases de tamaño menor, compuestas por crías y juveniles, se alimentan principalmente de invertebrados acuáticos y terrestres, y pequeños peces, mientras que con el incremento del tamaño, se alimentan de presas mayores.

En las dietas de los cocodrilos liberados y residentes de tamaños intermedios (1000 a 2000 mm de LT) predominaron los cangrejos, seguidos de peces y moluscos.

Ambas dietas se diferencian por la importancia que tienen los cangrejos en liberados mientras que en los residentes tienen mayor importancia relativa los peces.

En cierta forma, estos resultados concuerdan con los de Seijas (1988) y Chávez (1992), quienes encontraron que en los cocodrilos juveniles el consumo de insectos acuáticos y camarones decae con el aumento del tamaño, incrementando la importancia de peces, cangrejos, gastrópodos (principalmente *Pomacea sp*) y reptiles.

De lo anterior se desprende que aparentemente los cocodrilos liberados capturados dependen más de invertebrados, principalmente cangrejos con bajos niveles energéticos en comparación a las presas de importancia en los residentes de la misma talla, constituidas por peces, por lo cual posiblemente a ello se deban las diferencias encontradas en el crecimiento.

Aparte de la disponibilidad y calidad del alimento como factor que influye en las tasas de crecimiento de cocodrilos, también se han señalado los cambios fisiológicos que ocurren durante el crecimiento. En estudios sobre el crecimiento de *C. porosus* se encontró los procesos de cría en cautiverio pueden generar cambios fisiológicos (Webb et al. 1978), y se ha propuesto que la digestión y asimilación de alimentos no son funciones eficientes en estómagos de cocodrilos que repetidamente están llenos, como ocurre con ejemplares en cautiverio (Webb et al. 1991).

En los estudios de Webb y colaboradores, se obtuvo que las tasas de conversión de alimentos de cocodrilos silvestres fueron apreciablemente mayores (82,4 %) que las de cocodrilos mantenidos en cautiverio (17-40 %). En función de ello, los ejemplares silvestres objeto del estudio requerían de alimento equivalente al 4 % de su

peso por semana, mientras que los mantenidos en cautiverio necesitaron 4 veces esa cantidad para mantener tasas de crecimientos similares.

Sin embargo, hay que tomar en cuenta que los análisis de dietas basadas en el método de lavado estomacal tiene el problema de los posibles errores de apreciación en el consumo, producto de la acumulación de restos difíciles de digerir en los contenidos estomacales. Por tales errores las tasas de conversión de determinado alimento pueden ser subestimadas a causa de una sobrestimación de las tasas de consumo, como el caso de restos de insectos, conchas de moluscos o pelos de mamíferos (Webb et al. 1991).

En relación a los índices de condición física, establecidos en función de la longitud y peso de los animales, la mejor condición física y la baja incidencia de ectoparásitos de los cocodrilos liberados, en relación a residentes, pueden estar relacionadas a los hábitos que han desplegado los primeros en el medio natural.

La baja tasa de crecimiento obtenida en los cocodrilos liberados, que contrasta con el incremento en peso, relativamente similar al registrado en la fase de cría cautiverio durante la cual se alimentaban los cocodrilos liberados *ad libitum*, aparentemente son la causa de la mejor condición física de los cocodrilos liberados en relación a los residentes.

Por otra parte, el hecho de que los cocodrilos residentes tiendan a frecuentar microhábitats muy cercanos a las orillas, puede conducir a que los mismos no están realizando los esfuerzos que despliegan los cocodrilos silvestres en la búsqueda de

alimento entre vegetación y aguas libres de vegetación, lo que les ocasiona a un mayor gasto energético, y por ende a una reducción de la acumulación de biomasa.

Sin embargo, la época del año y la disponibilidad de alimento, seguramente son aspectos que sinérgicamente influyen en la condición física de los animales liberados y residentes. Brandt (1991) al comparar los índices de condición de *A. missisipiensis* entre meses, encontró diferencias significativas entre los bajos valores en primavera y verano, y los altos valores que determinó otoño.

En varios estudios donde se evaluó la condición física de ejemplares de *C. intermedius* en el Río Cojedes, se obtuvieron diferencias en los mismos, atribuibles a posibles variaciones en la disponibilidad de recursos por factores ligados a la alta contaminación de este río (Seijas 1993, 1998).

En este estudio no se pudo realizar una evaluación de la disponibilidad de presas, debido a que el esfuerzo que se hizo se asumió que no era representativo. Seijas (1988) y Chávez (1992) tampoco estimaron la abundancia de presas. Sin embargo, el primero hizo la salvedad que establecer la abundancia de presas en base a lo reportado en los contenidos estomacales, puede conducir a conclusiones opuestas. Como ejemplo indicó que si se parte de los resultados de los contenidos estomacales de babillas, se podría concluir que las arañas son escasas tanto en Tacarigua-Jatira como en el Embalse Pueblo Viejo (Estado Zulia), mientras si consideramos sólo los contenidos de los cocodrilos, la conclusión sería que las arañas son una de las presas más abundantes.

En estudios realizados con cocodrilos amazónicos se intentó establecer diferencias en las dietas en función a diferencias en los usos de hábitats, pero dada la proximidad de algunos puntos de muestreo, se estableció que más bien las aparentes diferencias ontogenéticas se relacionan mas a diferencias en el comportamiento para la captura de presas. En el caso de cocodrilos que habitan en simpatria entre si, se puede presentar un patrón de ocupación de orillas particular que modula la disponibilidad de presas y se traduce en una diferenciación en la efectividad en la estrategia de caza (Magnunsson 1987).

La situación encontrada en relación a la ocupación de las orillas entre los cocodrilos liberados y residentes de la misma talla, donde los primeros se separan de los segundos en el espacio en sentido horizontal, indican que las posibles diferencias en la disponibilidad de presas en tales microhábitat genera variabilidad en las estrategias de captura, lo cual se refleja en las características de sus dietas, tasas de crecimiento y condición física.

La dispersión y actual distribución de los cocodrilos liberados puede responder a una tendencia instintiva a buscar agua mas profundas y mayor espacio de hábitat, así como también pueden responder al presiones de tipo inter e intra específico.

Turker et el (1996) evaluaron algunas predicciones de la teoría de forrajeo óptimo al caso de cocodrilos, lo cual nos puede ayudar a entender, a la luz de nuestros resultados, el proceso de adecuación de los cocodrilos liberados a su nuevo ambiente.

La búsqueda de mayor espacio de hábitat puede obedecer a la posible escasez de recursos. En este sentido la mayor demanda de los mismos que se correlaciona con

el incremento de tamaño, obliga a que los cocodrilos tiendan a mejorar o optimizar su uso, por lo cual se desplazan entre sectores en pos de estos.

Bajo este contexto, los resultados coinciden con tal premisa ya que se observa que los cocodrilos liberados se aproximan al patrón de distribución de uso de hábitat por clases de tamaño observada en la población residente, donde clases juveniles están en aguas poco profundas y con mucha vegetación acuática, mientras que las clases adultas se ubican en zonas de aguas profundas, en los sectores F y G.

No obstante, el hecho de que el consumo de cocodrilos liberados se incline en términos de importancia por cangrejos, mientras que los cocodrilos residentes se inclina hacia peces, va en contra de otra premisa de esta teoría. Tal premisa, aplicada al caso de cocodrilos, establece que en la medida que los mismos crecen, los individuos deberían seleccionar preferentemente presas más provechosas, que en nuestro caso serían los vertebrados, y se debe bajar el consumo de presas poco provechosas, representadas en nuestro caso por los invertebrados.

Sin embargo, la preferencia espacial de los cocodrilos liberados ya evaluada, hace que sea más probable la captura de un cangrejo que un pez. Los cangrejos rojos fueron detectados en las zonas de agua someras con palos y vegetación acuática de las orillas, durante las primeras horas de la noche, de acuerdo a observaciones personales, lo cual coincide con las observaciones de Ayarzagüena (1983) sobre los hábitats de estos cangrejos en los Llanos, principal alimento de *Caiman crocodilus* juveniles en su estudio.

En base a esto se cumple otra premisa de la teoría de forrajeo óptimo evaluada por Turker et al. (1996), que establece que la tasa de encuentros está favoreciendo la preferencia por presas menos provechosas, que justifica el hecho de que aparezca con un mayor valor de importancia, los cangrejos en las dietas de los cocodrilos liberados.

Partiendo de la principal conclusión de este trabajo, en relación al posible éxito del repoblamiento del Embalse de Tacarigua con *C. acutus* criados en cautiverio, es importante incorporar un examen de las bases de los programas de restauración de especies animales, y en particular aquellos que involucran especies amenazadas, como es el caso de los cocodrilos.

En los últimos años se ha generado un interés en relación a la restauración de poblaciones de especies de la fauna silvestre amenazada de extinción, como herramienta de conservación, muchos de los cuales involucran a animales criados en cautiverio (Kleiman et al. 1994).

Sin embargo, existe un contraste del éxito alcanzado en los programas de restauración de especies cinegéticas, teniéndose como ejemplo los esfuerzos realizados por el Servicio de Pesca y Fauna Silvestre de los Estados Unidos en la recuperación de poblaciones de mamíferos y aves de interés cinegético, como los venados y los patos (US Department of the Interior 1987) y los programas de restauración de especies que presentan serias limitaciones en su recuperación, por sus bajos niveles poblacionales.

En este sentido, la restauración de poblaciones como herramienta de conservación de alta demanda ha sido escasamente evaluada, a pesar de contar con una serie de requisitos y criterios debidamente propuestos por la IUCN (1987a).

La base de tales criterio es la necesidad de que objetivamente se definan las circunstancias en que se considera su uso y organice un plan básico que además de facilitar metódicamente la ejecución del proyecto, ayude a evitar la pérdida de dinero y tiempo.

En Venezuela, los programas de liberación de cocodrilos se han asumido como una estrategia para su conservación. Recientemente se realizó un estudio de la reintroducción de *C. intermedius* en el Refugio de Fauna Silvestre Caño Guaritico, en el Estado Apure, donde se establece la consolidación de una población compuesta por alrededor de unos 30 ejemplares adultos (Lugo 1998).

En esta área protegida se habían liberado para 1995 un total de 514 ejemplares, proveniente de diversas localidades y criados en cuatro centros de cría establecidos para entonces en la región, en el marco de un programa de conservación que contempló la liberación de cerca de 1240 ejemplares en diversas localidades de los Llanos (Arteaga & Hernández 1997).

El contraste que existe entre los esfuerzos que se han realizado para recuperar a esta especie, en comparación a la limitada labor que se ha realizado con *C. acutus* en las costa del país, tienen que ver con el estado de amenaza crítica de la primera (Thorbjarnarson 1992, Rojas & Rodríguez 1993). En cambio, actualmente *C. acutus* se ha recuperado en algunas localidades de la costa del país (Seijas 1990, Arteaga 1997) y posee una mayor distribución en el Neotrópico que hace que esté en una situación sólo vulnerable (Thorbjarnarson 1992, Rojas & Rodríguez 1993)

La liberaciones masivas de cocodrilos es una estrategia que se ha llevado a cabo en programa de recuperación de *G. gangeticus* y *A. missisipiensis*, con resultados positivos. Rao et al (1995) reportaron la liberación de 3.865 gaviales en 12 ríos de la India, siendo exitosa en el Río Chambal, donde la sobrevivencia alcanzó valores de 33 % y las tasas de reclutamientos, de juveniles a adultos, fue de 79 %.

En un esfuerzo mas significativo, para 1996 se habían liberado cerca de 41.000 aligatores como parte de un programa del Departamento de Fauna y Pesca de Louisiana (USA) cuya sobrevivencia se estimó también un 33 % (Chabreck et al. 1997). A pesar de las medidas de protección adoptadas, en este área, se registró un canibalismo de animales liberados por parte de animales adultos residentes, cercano al 3,11 %, lo cual indica que tales aspectos deben ser tomados en cuenta a la hora de emprender programas de este tipo.

En este sentido, varios autores coinciden en señalar que las estrategias de restauración de poblaciones extirpadas solo serán efectivas en la medida que los factores que originaron la declinación poblacional estén claramente identificados y eliminados; o al menos controlados.

En el caso de la reducción de las poblaciones de *C. acutus*, las causas están bien documentadas y existe un buen análisis actual de los problemas que enfrentan las poblaciones silvestres (Seijas 1986, 1989, 1990; Thorbjarnarson 1989, 1993; Chávez 1992; Arteaga 1997).

Caughley & Sinclair (1994) sugirieron que cuando la causa de la extinción es desconocida, se debe realizar una prueba de liberación con pocos individuos o ensayos

con especies afines, como en los referidos casos de utilización del Cóndor Andino en estudios preliminares para la reintroducción del Cóndor Californiano, varios ensayos con grullas y también en la reintroducción de algunas especies de halcones. Un caso que demuestra el restablecimiento de poblaciones, cuando los factores causantes de la desaparición o declinación son corregidos, es el caso control del Zorro Rojo Europeo en Australia, lo cual permitió el éxito de programas de recuperación de otras especies de mamíferos que usaba como presa (Friend 1993).

En el caso de *C. acutus*, se debe estudiar el grado de competencia que existe en vida silvestre con *Caiman crocodilus*, ya que se ha señalado la presencia de la última como posible causa de retardó en la recuperación natural de la primera. Este aspecto es crucial si se continúan los proyectos de cría para liberar animales como estrategia de conservación.

También se debe establecer hasta cuando la suplementación se llevará a cabo y cuales serán los criterios para definir el éxito de la empresa. Un proyectos se ha definido como exitoso cuando se establece una población viable con una abundancia de al menos 500 individuos (Béck et al. 1994). Seijas & Chávez (1994) establecieron un tamaños poblacional de 200 adultos, como criterio de viabilidad en poblaciones silvestre de *C. intermedius*.

En cierta forma tales valores tienen que ver con la superación de bajos niveles poblacionales y obedecen a consideraciones que sugieren la existencia de umbrales en la abundancia numérica de las poblaciones, por debajo de los cuales la estocasticidad ambiental y demográfica reduce la viabilidad poblacional (Soulé 1985).

Demográficamente, por debajo de cierto tamaño poblacional (10 a 30 individuos) la probabilidad de extinción se incrementa bruscamente (Shaffer 1981). De la misma manera, en términos genéticos, cuando el tamaño poblacional está entre 50 y 100, posiblemente exista una disminución crónica en el fitness de los individuos, producto de la endogamia (Franklin 1980, Soulé 1980). Por otra parte, en las pequeñas poblaciones, la deriva genética puede generar una progresiva reducción de variabilidad genética (Soulé 1980). Entre los cocodrilos, estos aspectos han sido poco estudiados.

Por otra parte, es importante tomar en cuenta que el éxito de los programas de restauración de animales criados en cautiverio está relacionado al entrenamiento y aclimatación de los animales antes de liberarlos, así como la generación de empleo local y el desarrollo de programa de educación a las comunidades (Beck et al. 1994).

Estos dos últimos factores son cruciales en la ejecución de programas de restauración en las zonas tropicales, debido a los problemas derivados de la marginalidad social y limitada capacidad de las agencias gubernamentales. El hecho que la mayoría de las reintroducciones exitosas ocurra en zonas templadas, está relacionado que las agencias gubernamentales de manejo de la vida silvestre son competentes y cuentan con personal especializado (Beck et al. 1994).

Un aspecto que tiene que ver con el éxito de programas de repoblamiento, aparte del establecimiento de una población viable, tiene que ver con que se garantice un ecosistema inalterado. En relación a este particular, se debe iniciar un estudio que

correlacione las variables de calidad de agua y la abundancia, estructura y distribución de la población de cocodrilos *in situ*.

Seijas (1998) desarrolló un estudio de tal magnitud en el Río Cojedes y aportó importantes recomendaciones para el manejo y conservación de *C. intermedius*, entre las que se plantea la creación de una figura oficial de protección del área.

Existe un proyecto de inclusión de los Embalse Jatira y Tacarigua en una propuesta para la creación oficial de la Reserva de Fauna Tucurere, debido a su relevancia como lugar de refugio de una rica avifauna migratoria (Frank Espinosa y Sara Galves, Servicio de Fauna PROFAUNA, com. pers.), pero existe interés de la Gobernación del Estado Falcón, por la creación de un aeropuerto internacional en esta área que mantiene represada tal iniciativa.

Finalmente cabe destacar que existen otros beneficios indirectos que demuestran el éxito de los programas de este tipo, como lo son el incremento del interés público y apoyo a la conservación, el entrenamiento profesional, la garantía de protección al hábitat, y el incremento del conocimiento científico.

En el país en los últimos años ha aumentado la participación de profesionales en el área de la conservación. La Apertura Petrolera generó un verdadero repunte en el uso y búsqueda de la información para la evaluación de impactos ambientales. También diversos centros de formación académica han iniciado cursos de Conservación Biológica. Esto demuestra que en un futuro cercano, se tendrá la suficiente madurez de acometer verdaderos programas integrales de recuperación y fomento de áreas naturales y poblaciones de especies animales y vegetales.

## REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

ALVAREZ DEL TORO, M. 1974. Los *Crocodylia* de México (Estudio comparativo). Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. México. 70 pp.

ARTEAGA, A. (Compilador) 1993a. Plan de Acción: Supervivencia del Caimán del Orinoco en Venezuela. Thorbjarnarson J., Medina G., Nuñez R., Díaz D. & de Blohm C. edit. Grupo de Especialistas en Cocodrilos de Venezuela-FUDENA. Mimeografiado 88 pp.

ARTEAGA, A. 1993b. Repoblamiento del Embalse de Tacarigua (Estado Falcón, Venezuela) con Caimanes de la Costa (*Crocodylus acutus*) criados en cautiverio. Pp: 263-270. In: *Crocodyles*. Zoocria de los CROCODYLIA. AZOOCOL-INDERENA-IUCN. Proceeding of the 1<sup>st</sup> Regional Working Meeting of the Crocodile Specialist Group, IUCN - The World Conservation Union, Switzerland.

ARTEAGA A. 1997. Actualización de la situación poblacional del Caimán de la Costa (*Crocodylus acutus*) en las costas de Venezuela. Pp: 6-16. En: *MEMORIAS*. 4ta. Reunión Regional del Grupo de Especialistas en Cocodrilos de América Latina y El Caribe. Centro Regional de Innovación Agroindustrial, Sociedad para el Estudio y Conservación de los Cocodrilos en México, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

ARTEAGA, A. & G. HERNÁNDEZ. 1996. Evaluation of the reintroduction of *Crocodylus intermedius* in the Caño Guaritico Wildlife Refuge (Apure State, Venezuela). Pp: 207-221. In: *Crocodyles*. Proceeding of the 13th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group, IUCN - The World Conservation Union, Switzerland. ISBN 2-8317-0327-1.

ARTEAGA, A & C. SÁNCHEZ. 1996. Conservation and management of *Crocodylus acutus* in the low basin of the Yaracuy River. Pp: 153-161. In: *Crocodyles*. Proceeding of the 13th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group, IUCN - The World Conservation Union, Switzerland. ISBN 2-8317-0327-1.

ARTEAGA A., THORBJARNARSON J., SEIJAS A.E. & C. CHAVEZ. 1994. Situación Actual del Caimán del Orinoco en Venezuela. Pp: 127-135. In:

*Crocodiles*. Proceeding of the 12th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group, IUCN - The World Conservation Union, Switzerland.

ASHFORD, R. & R. MULLER. 1978. *Paratrichosoma crocodilus* n. gen. n. sp. from the skin of the New Guinea crocodile. *J. Helminth.* 52: 215-220.

AYARZAGUENA, J. 1983. Ecología del Caimán de Anteojos (*Caiman crocodilus*) en los Llanos de Apure, Venezuela. *Doñana Acta Vertebrata*. Número Especial 1983, 10: 1-136.

AYARZAGUENA, J. 1984. Variaciones en la dieta de *Caiman sclerops*. La relación entre morfología bucal y dieta. *Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle*. 44 (122): 1-136.

BECK, B. B.; L. G. RAPAPORT & A. C. WILSON. 1994. Reintroduction of captive-born animal. Pp: 265-286. In: *Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals*. P. J. S. Olney, G. M. Mace and A. T. C. Feistner, Eds. Chapman and Hall, London.

BERTALANFFY, L. von. 1934. Untersuchungen über die Gesetzmäßigkeiten des Wachstums. I. Allgemeiner Grundlagen der Theorie. *Roux' Arch. Entwicklungsmech., Org.*, 131: 613-653.

BIGIO, D. 1987. Aspectos de la Biología y Ecología del gallito de laguna, *Jacana jacana* (Charadriiformes: Jacanidae). Trabajo Especial de Grado. Escuela de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas. 43 pp.

BJORNDAL, K.A. & BOLTEN. 1988. Growth Rates of Immature Green Turtle, *Chelonia mydas*, of Feeding Grounds in the Southern Bahamas. *Copeia* (1): 71-77.

BJORNDAL, K.A., BOLTEN A.B., COAN Jr. A.L. & P. KLEIBER. 1995. Estimation of Green Turtle (*Chelonia mydas*) Growth Rates Length-Frequency Analysis. *Copeia* (3): 555-564.

BLOHM, T. 1973. Conveniencia de criar crocodilidos en Venezuela con fines económicos y para prevenir su extinción. Pp: 1-13. En: *Memorias del I. Simposio Internacional de Fauna Silvestre y Pesca Fluvial y Lacustre Amazónica*. Manaus.

BRANDT, L. 1991. Growth of juvenile alligator in Par Pond, Savannah River Site, South Carolina. *Copeia* (4): 1123-1129.

BRAZAITIS, P. 1973. The identification of living crocodilians. *Zoologica*. 58: 59-105.

BRISBIN, I. L. 1990. Growth curve analyses and their application to the conservation and captive management of crocodilians. Pp: 116-145. In: *Crocodiles*. Proceeding of the 9th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group, IUCN - The World Conservation Union, Switzerland. Volume 1.

BRYLSKE, A & D RICHARDSON. 1991. PADI: Rescue Diver Manual. PADI Santa Ana CA. USA. 170 pp.

CAMPBELL, R. C. 1990. Statistics for Biologist. 3<sup>rd</sup> edition. Cambridge University Press, Cambridge. 446 pp.

CASTROVIEJO, J., IBÁÑEZ, C. & F. BRAZA. 1976. Datos sobre la alimentación del babo o caimán chico (*Caiman sclerops*). II Seminarios sobre Chigüires y Babas (Resumen) Maracay-Venezuela.

CAUHGLEY, G. & A. R. E. SINCLAIR. 1994. Wildlife Ecology and Management. Blackwell Scientific Publications. Boston.

CHABRECK, R.H. 1971. The food and feeding habit of alligator from fresh and saline environment in Louisiana. Proc. S. E. Assoc. Game Fish & Comm. 25:17-24.

CHABRECK, R. H., WRIGHT, V. ADDISON, B & D. BOSSERT. 1997. Survival of farm-released Alligator in a freshwater marsh in Louisiana, USA. Pp: 60-69. En: *MEMORIAS*. 4ta. Reunión Regional del Grupo de Especialistas en Cocodrilos de América Latina y El Caribe. Centro Regional de Innovación Agroindustrial, Sociedad para el Estudio y Conservación de los Cocodrilos en México, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco.

CHAVEZ, C. 1992. Separación del nicho entre la población de Caimán de la Costa (*Crocodylus acutus*) y Baba (*Caiman crocodilus*) en el Embalse de Jatira, estado Falcón. Trabajo Esp. de Grado Univ. Central de Venezuela. 95 p.

- CITES. 1985. Manual de identificación. Volume 3: reptilia, amphibia, pisces. Peter Dollinger Editor. Secretariat of the Convention. Lausanne, Switzerland.
- CONWAY, W. G. 1980. An overview of captive propagation. Pp: 199-208. In: *Conservation Biology*. M. E. Soulé and B. A. Wilcox, Eds. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- COTT, H. B. 1961. Scientific results of an inquiry into the ecology and economic status of the Nile crocodile (*Crocodylus niloticus*) in Uganda and Northern Rhodesia. *Trans. Zool. Soc. London* 29: 211-356.
- CROCODILE SPECIALIST GROUP-SSC-IUCN. 1994. Revised IUCN Red List Categories for Crocodylians. *NEWSLETTER*. 14 (2): 23- 25.
- DODD, C. K. & R. A. SEIGEL. 1991. Relocation, repatriation, and traslocation of amphibian and reptiles: are they conservation strategies that work?. *Herpetologica*, 47 (3): 336-350.
- EISENBERG, J. F. 1980. The Mammalian Radiation: An analysis of trends in evolution, adaptation, and behavior. The University of Chicago Press, Chicago. 610 p.
- ESPINOZA, E. Desarrollo de los criaderos de babas *Caiman crocodilus* en los Llanos Venezolanos. Pp: 127-134. En: *Memorias II Simposio Nacional de Biotecnología*, Maracaibo.
- FABENS, A. J. 1965. Properting and fitting of the von Bertalanffy growth curve. *Growth* 29: 265-289
- FITZGERALD, L. 1988. Dietary Patterns of *Caiman crocodilus* in the Venezuelan Llanos. Thesis in master of Sciences in Biology. University of México. New México. 74 pp.
- FITZGERALD, L. 1989. An Evaluation of Stomach Flushing Techniques for Crocodylians. *J. of Herpetology*. 23, (3): 170-172.
- FRANKLIN, O. H. 1980. Evolutionary change in small populations. Pp: 135-149 In: *Conservation Biology*. M. E. Soulé and B. A. Wilcox, Eds. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

- FRIEND, T. 1993. Recent Meeting. Pp: 2. In: *Reintroduction News*. Newsletter of the Re-introduction Specialist Group of IUCN's Species Survival Commission (SSC). Number 7, December 1993.
- GABY, R., MCMAHON M. P., BONSACK, W. N. & J. GLEMAN. 1981. The population of the American crocodile, *Crocodylus acutus* (Reptilia, Crocodylidae) at the Turkey Point power plant site. Coral Gables: Metcalf and Eddy. Inc.
- GOODWIN, T. M. & W. R. WAINE. 1979. Seasonal Activity Ranges and Habitat Preferences of Adult Alligator in a North-Central Florida Lake. *J. Herpetology* 13 (2): 157-164.
- GUADA, H. 1990. Introducción al estudio de la dieta de la Jicotea (*Trachemys scripta chichiriviche*) (Testudines: Emydae) en el Embalse Jatira-Tacarigua, estado Falcón, Venezuela. Trabajo Especial de Grado. Escuela de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas. 89 pp.
- IUCN. 1987a. Cría en Cautiverio. Posición de la Unión Mundial para la Naturaleza UICN. Gland, Suiza, 4 de Setiembre de 1987.
- IUCN. 1987b. Traslocation of living organisms. IUCN-The World Conservation Union Position Statement. Gland, Switzerland, 4 de September 1987.
- JONES, E. K., CLIFFORD J. E., KEIRANS E. & M. KOHLS. 1972. Tick of Venezuela. (Acarina: Ixodoidea) with a key of the species of *Amblyomma* in the Western Hemisphere. Brigham Young University Science Bull. (Biologica Series) 17 (4): 1-14.
- KING, F. W. & P. BRAZAITIS. 1971. Species identification of commercial crocodylians skin. *Zoologica* (New York) 56: 15-48.
- KIRKPATRICK, R. L. 1980. Indices fisiológicos en la gestión de la vida silvestre. Pp: 105-118. En: *Manual de Técnicas de gestión de Vida Silvestre*. Versión en español. R. Rodriguez Ed. Wildlife Society: 105-118
- KLEIMAN, D. G. 1989. Reintroduction of Captive Mammals for Conservation. *Bioscience*, 39: 152-161.

KLEIMAN, D. G., M. R. STANLEY PRICE & B. B. BECK. 1994. Criteria for reintroductions. Pp: 287-303. In: *Creative Conservation: Interactive management of wild and captive animals*. J. S. Olney, G. M. Mace & A. T. C. Feistner, Eds. Chapman and Hall, London.

KREBS, CH. J. 1988. Fortran programs for ecological methodology. Department of Zoology. University of British Columbia. Vancouver B.C. V6t 2a9. Canada. 156 pp.

KREBS CH. J. 1989. Ecological Methodology. University of British Columbia. Harper Collins Publishers. 664 pp.

LUGO R., M. 1998. Evaluación del programa de liberación del Caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en el Refugio de Fauna Silvestre Caño Guaritico y alrededores (Edo. Apure, Venezuela).

LUY, A. Ecología alimentaria de un consumidor especialista: El Gavilán Caracolero (*Rosthreamus sociabilis*) (Falconiformes: Accipitridae). Trabajo Especial de Grado. Escuela de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas. 26 pp.

MADER D. R. 1996. Reptile medicine and surgery. W. B. Saunder Company. Philadelphia.

MAGNUSSON, W. E. 1985. Habitat selection, parasites and injuries in Amazonian crocodilians. *Amazoniana* 9 (2): 193-204.

MARNR. 1979. Resolución No. 95 del 28 de Noviembre de 1979.

MATA, A. & J. ZALZMAN. 1987. Segregación de nichos en una comunidad de garzas (Aves: Ardeidae) de la costa Este del Estado Falcón. Trabajo Especial de Grado. Escuela de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas. 53 pp.

MAC. 1969. Balance hidrológico del Embalse Cauce-Jatira-Tacarigua del sistema de riego Río Tocuyo del Estado Falcón. División de Hidrológica MOP. Mimeografiado. 7 pp.

- MEDEM, F. 1982. Los Crocodylia de Sur América. Vol. I. Edit. Carrera 7a. Ltda. Bogotá. Colombia.
- MESSEL, H., G. C. VORLICEK, A. G. WELLS, and W. S. GREEN. 1982. The status and dynamic of *Crocodylus porosus* populations in the tidal waterways of northern Australia. Pp: 127-173. In: *Crocodyles*. Proceeding of the Working Meeting of the Crocodile Specialist Group, IUCN - The World Conservation Union, Switzerland.
- MESSEL, H. & G. C. VORLICEK. 1986. Population dynamics and status of *Crocodylus porosus* in the tidal waterways of Northern Australia. *Australian Wildl. Research* 13: 71-111.
- MORRISON, M. 1992. *Wildlife Hábitat Relation Shift: Concept and Applications*. Univ. of Wisconsin. 356 pp.
- MUÑOZ, M. 1997. Seguimiento por radio-telemetría de juveniles del Caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en el Parque Nacional Cinaruco-Capanaparo, "Santos Luzardo" (Edo. Apure): Pp: 161-166. En: *Ciencias y Conservación en el Sistema de Parques Nacionales de Venezuela*. Novo I., L. G. Morales, C. T. Rodríguez, G. Martínez y I. De Hertelendy (Editores). Caracas.
- RAMO, C. BUSTO, B. & J. UTRERA. 1992. Breeding and Rearing the Orinoco crocodile *Crocodylus intermedius* in Venezuela. *Biological Conservation* 60: 109-119.
- RAMOS O., S. 1975. Evaluación calorimétrica a nivel individual en *Caiman crocodilus* (Linneaus, 1758) de la población localizada en el Módulo Experimental de Mantecal, Estado Apure, Venezuela. Trabajo Especial de Grado. Escuela de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas. 88 pp.
- RAO R.J., BASU D., HASAN S.M., SHARMA B.B., MOLUR S. & S WALKER (Editors). 1995. Population and Habitat Viability Assessment (P.H.V.A) Workshop for Gharial. Report February 1995. *Zoos' Print*. Zoo Outreach Organization / C.B.S.G., India. Volume X (8). 60 pp.

- RICHARDS, F. J. 1967. A flexible growth function for empirical use. *Jour. Exp. Bot.* 10: 290-300.
- RIVERO-BLANCO, C. 1974. Hábitos reproductivos de la baba en los Llanos de Venezuela. *Natura* 52: 24-29.
- RODRIGUEZ, A. G. & M. D. ROBINSON, 1986. Estudio del crecimiento en cautiverio de la baba, *Caiman crocodilus*, durante los primeros meses de vida. Pp: 62-79. In: *Crocodiles*. Proceeding of the Working Meeting of the Crocodile Specialist Group, IUCN - The World Conservation Union, Switzerland.
- ROJAS, F. & J. P. RODRIGUEZ. 1993. Libro Rojo de la Fauna Silvestre de Venezuela. Fundación Polar - PROVITA. Caracas. Venezuela. 450 pp.
- SEIJAS, A. E. 1986. Situación actual del Caimán de la Costa, *Crocodylus acutus*, en Venezuela. Pp: 80-108. In: *Crocodiles*. Proceeding of the Working Meeting of the Crocodile Specialist Group, IUCN - The World Conservation Union, Switzerland.
- SEIJAS, A. E. 1988. Hábitat use by American crocodile and the Spectacled caiman coexisting along the Venezuelan coastal. Dissertation present to the graduate school of the University of Florida for degree of Magister Science. 100 pp.
- SEIJAS, A. E. 1990. Status of the American crocodile (*Crocodylus acutus*) in Venezuela. A review. Pp: 144-156. In: *Crocodiles*. Proceeding of the Working Meeting of the Crocodile Specialist Group, IUCN - The World Conservation Union, Switzerland.
- SEIJAS, A. E. 1992. Zoológico de babas. Pp: 36-49. En: *Libro de conferencias del III Simposium de Especies Animales Subutilizadas*. Guanare, 14 y 15 de mayo de 1992. A. Cardozo (Ed.). Talleres Gráficos del Congreso de la República, Caracas.
- SEIJAS, A. E. 1993. Estado poblacional y aspectos ecológicos del Caimán del Orinoco (*Crocodylus intermedius*) en los ríos Cojedes y Sarare, Venezuela. UNELLEZ. 36 pp.

SEIJAS, A. E. 1998. The Orinoco Crocodile (*Crocodylus intermedius*) in the Cojedes River System, Venezuela: Population status and ecological characteristics. Tesis Doctoral. Univ. de Florida. 193 pp.

SEIJAS, A. E. & C. CHAVEZ. 1991. Conservación del Caimán de la Costa en el Río Yaracuy y Parque Nacional Laguna de Tacarigua. Informe preparado para FUDENA. 80 pp.

SEIJAS, A. E. & C. CHAVEZ. 1994. Plan Estratégico para Conservación del Caimán del Orinoco en Venezuela. Servicio Autónomo de Fauna. PROFAUNA Magaly Ojeda (ed) Dirección de Manejo de Fauna Silvestre.

SEIJAS A. E., CORDERO D. G. y A. CHANG. 1990. Cría en cautiverio de Caimanes de la Costa (*Crocodylus acutus*) con fines de repoblamiento. *BioLlania* (7):13-27.

SEIJAS, A. E. & S. RAMOS. 1980. Características de la dieta de la babilla (*Caiman crocodilus*) durante la estación seca de las sabanas moduladas del estado Apure, Venezuela. *Actas Biológicas Venez.* 10: 373-389.

SHAFFER, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*, 31:131-134.

SHAHRUL ANUAR MOHD SAH & R. B. STUEBING. 1996. Diet, growth and movements of juvenile crocodile *Crocodylus porosus* Schneider in the Klias River, Sabah, Malaysia. *J. Tropical Ecology* 12: 651-662.

SCHMIDT, K. P. 1924. Notes on Central American crocodile. *Field Mus. Nat. Hist. Zool. Ser.* 12: 231-234.

SOKAL, R. & F.J. ROHLF. 1969. *Biometry*. W. H. Freeman and Co., San Francisco. 776 pp.

SOULÉ, M. E. 1980. Thresholds for survival: maintaining fitness and evolutionary potential. Pp: 135-149. In: *Conservation Biology*. M. E. Soulé and B. A. Wilcox, Eds. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

SOULÉ, M. E. 1985. What is Conservation Biology? *BioScience*, 35 (11): 727-734.

U.S. DEPARTMENT OF THE INTERIOR - FISH AND WILDLIFE SERVICE. 1987. 50 Years Restoring America's Wildlife 1937-1987. The Pitman-Robertson Federal Aid in Wildlife Restoration Act. Magazine. 15 pp.

VELASCO, A. 1993. Modelo de manejo en babas *Caiman crocodilus*. Monografía de Especialización en Manejo y Conservación de Fauna Silvestre y Acuática. Universidad Simón Bolívar. Caracas. 39 pp.

VELASCO, A., R. MOLINET & S. GUTIERREZ. 1994. Growth Model of Males Spectacled Caiman (*Caiman crocodilus*) in Hato Cedral, Venezuela. Pp: 299-302. In: *Crocodiles*. Proceeding of the 12th Working Meeting of the Crocodile Specialist Group, IUCN - The World Conservation Union, Switzerland.

WEEB, G. & H. MESSEL. 1977. Abnormalities and injuries in the estuarine crocodile, *Crocodylus porosus*. *Aust. Wild. Res.* 4: 311-319.

WEBB, G., MESSEL H., CRAWFORD J. & M. YERBURY. 1978. Growth rates of *Crocodylus porosus* (Reptilia: Crocodylia) from Arnhem Land Northern Australia. *Aust. Wild. Res.* 5: 385-399.

WEEB, G., MANOLIS, S. & BUCKWORTH. 1982. *Crocodylus johnstoni* in the McKinley river area. N. T. I. Variation in the diet and new method of assessing the relative importance of prey. *Aust. J. Zool.* 30 (6): 877-899.

WEEB, G. & CH. MANOLIS. 1983. *Crocodylus johnstoni* in the McKinlay River area, N. T. V. Abnormalities and injuries. *Aust. Wild. Res.* 10: 407-420.

WEEB, G., HOLLYS, G & CH. MANOLIS. 1991. Feeding, Growth, and Conversion Rates of Wild Juvenile Saltwater Crocodile (*Crocodylus porosus*). *J. Herpetology*. 25 (4): 462-473.

WILKINSON, P. & W. RHODES. 1997. Growth rates of American Alligator in coastal South Carolina. *J. Wildl. Manage.* 61 (2): 397-402.

WOODWARD, A., HINES, T., ABERCROMBIE, C. L. & J. D. NOCHOLS. 1987. Survival of young American Alligator on a Florida Lake. *J. Wildl. Manage.* 5 (4): 931-937.

Apéndice 1: Resumen de los datos sobre marcaje, fechas de nacimiento, captura y liberación, Longitudes Totales (LT), Longitudes Corporales (LC), y Pesos (P) de 11 *C. acutus* recapturados en el Emb. Tacarigua.

No.	Fecha capt./rec.	Marcas	LTmm	LCmm	Pgr	Fecha lib	LTmm	LCmm	Pgr	Fecha nac	LTmm	LCmm	Pgr
1	12-Mar-96	880/C9	1620	830	12250	25-Abr-91	1231	688	8000	14/3/88	267,00	138,00	66,00
2	12-Mar-96	895/C72	1295	689	6400	25-Abr-91	761	390	1550	20/5/89	260,00	134,00	75,00
3	11-Jun-96	872/C60	1780	980	21500	25-Abr-91	1183	635	7500	14/3/88	263,00	134,00	61,00
4	12-Jun-96	876/C11	1475	820	10800	25-Abr-91	1245	638	8000	14/3/88	265,00	135,00	61,00
5	13-Jun-96	874/C66	1610	880	16000	25-Abr-91	1265	673	9000	14/3/88	272,00	140,00	65,00
6	15-Ago-96	884/C16	1928	1060	23000	25-Abr-91	1233	688	8000	14/3/88	251,00	131,00	54,00
7	05-Sep-96	871/(25)	1580	882	13200	25-Abr-91	1232	690	8500	14/3/88	265,00	134,00	63,00
8	15-Oct-96	C103(7)	1222	654	6600	30-Mar-92	1058	560	6000	15/6/90	276,00	141,00	62,00
9	15-Oct-96	IV-4-D	1170	631	4600	30-Mar-92	720	382	1300	15/6/90	256,00	131,00	54,00
10	08-Ene-97	378/C75	1600	850	13600	25-Abr-91	732	392	1450	20/5/89	277,00	140,00	82,00
11	08-Ene-97	559-C113	1054	569	3200	30-Mar-92	570	285	650	15/6/90	255,00	131,00	58,00

Fecha	LTmm	LCmm	Peso gr	Sexo	Fecha	LTmm	LCmm	Peso gr	Sexo
05-Sep-96	248	128	53	?	08-May-97	1160	625	4800	M
05-Sep-96	255	129	58	?	08-May-97	590	310	500	M
05-Sep-96	258	132	58	?	23-Abr-96	690	370	720	M
05-Sep-96	261	133	51	?	01-Mar-96	730	382	960	M
05-Sep-96	261	131	57	?	14-Mar-96	735	395	1100	M
05-Sep-96	264	135	64	?	01-Mar-96	748	392	950	M
05-Sep-96	264	136	61	?	03-Sep-96	810	422	1200	M
05-Sep-96	265	136	64	?	23-Abr-96	865	450	1500	M
05-Sep-96	265	135	62	?	03-Sep-96	890	469	1700	M
05-Sep-96	268	135	67	?	10-Nov-96	895	493	1800	M
05-Sep-96	1333	727	6600	H	17-Oct-96	1015	540	2300	M
01-Mar-96	608	330	600	H	24-Abr-96	1036	540	2700	M
24-Abr-96	880	470	1600	H	05-Sep-96	1040	550	2900	M
05-Sep-96	880	470	1800	H	03-Sep-96	1090	580	3000	M
24-Abr-96	1020	545	3000	H	14-Mar-96	1110	590	3600	M
08-Ene-97	1025	550	2500	H	02-Mar-96	1130	595	3500	M
03-Sep-96	1115	607	3500	H	04-Sep-96	1170	635	4000	M
11-Jun-96	1310	780	7200	H	15-Oct-96	1193	643	4400	M
16-Oct-96	1325	730	6500	H	04-Sep-96	1215	742	7000	M
03-Sep-96	1425	785	8300	H	15-Ago-96	1255	685	5200	M
02-Mar-96	1600	858	12000	H	05-Sep-96	1255	667	5400	M
04-Sep-96	1920	1060	22000	H	15-Ago-96	1322	700	6800	M
14-Mar-96	2020	1050	35000	H	13-Mar-96	1395	745	8400	M
01-Mar-96	2070	1140	34000	H	13-Jun-96	1410	750	7600	M
10-Jun-97	2200	1190	-	H	13-Mar-96	1700	925	15000	M
					13-Jun-96	2020	1080	28000	M

