



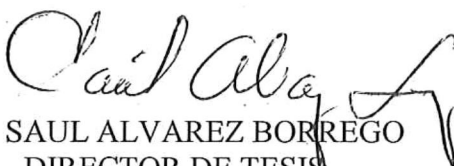
UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLOGICAS



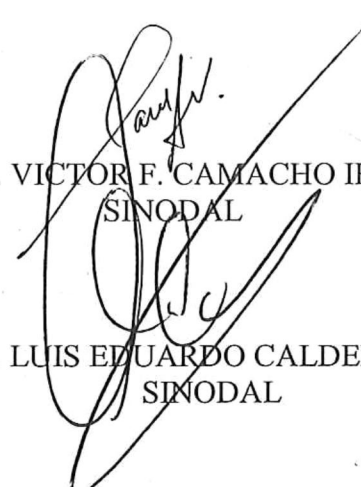
**LARVAS Y POSTLARVAS DE CAMARONES PENEIDOS EN EL
ALTO GOLFO DE CALIFORNIA Y CAPTURAS DE CAMARON
CON RELACION AL FLUJO DEL RIO COLORADO**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS EN OCEANOGRAFIA COSTERA
PRESENTA**

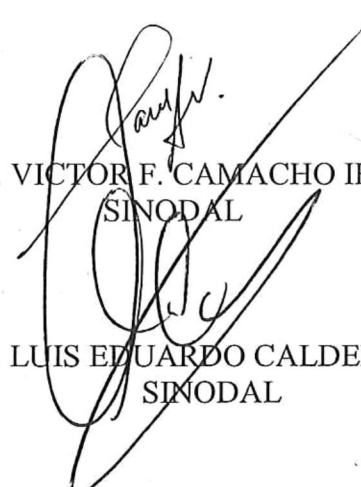
MANUEL SALVADOR GALINDO BECT

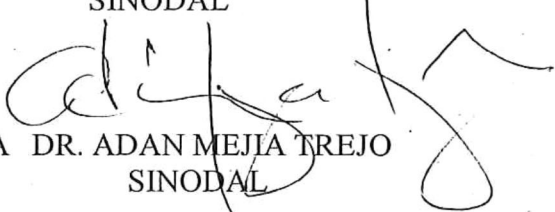

DR. SAUL ALVAREZ BORREGO

DIRECTOR DE TESIS


DR. VICTOR F. CAMACHO IBAR
SINODAL


DR. ROBERTO MILLAN NUÑEZ
SINODAL


DR. LUIS EDUARDO CALDERON AGUILERA
SINODAL


DR. ADAN MEJIA TREJO
SINODAL

ENSENADA, BAJA CALIFORNIA JUNIO DEL 2003.

DEDICATORIA

A mis padres:

Manuel Galindo Velázquez

Emilia Bect de Galindo

A mi esposa:

Gloria Hernández López

A mis hijos:

Carlos Alberto

Yadira Diray

Jéssica

A mis Hermanos:

Luis Arnulfo

y

Norma Guadalupe

AGRADECIMIENTOS

Instituciones:

A la **Universidad Autónoma de Baja California** que por conducto del postgrado en Oceanografía Costera ofrecido por la **Facultad de Ciencias Marinas y el Instituto de Investigaciones Oceanológicas** contribuyeron a mi formación académica.

A **PROMEP** por el apoyo económico brindado con la beca crédito No.UABC-20 del convenio PROMEP UABC-98-03-10.

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT)** por el apoyo económico brindado con la beca crédito No. 110209.

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT)** por el apoyo económico al proyecto No. 25555-T9712 "Circulación en el Alto Golfo de California" que permitió la colecta de larvas y postlarvas de camarón, así como la base de datos de corrientes eulerianas en el Alto Golfo de California

A **UC MEXUS-CONACYT** por el proyecto de colaboración: "Estuario del Río Colorado: Eventos Críticos de Desarrollo e Influencia del Medio Ambiente en el Ciclo de Vida del Camarón y Otras Especies Ecológica y Comercialmente Importantes" de donde se obtuvo la base de datos de postlarvas de camarón en el Canal Santa Clara.

A la **Comisión Internacional de Límites y Aguas (CILA)** que a través de su representante en Mexicali, B.C. Ing. Francisco Bernal Rodríguez, proporcionó la base de datos del flujo del Río Colorado en la frontera con los Estados Unidos.

AGRADECIMIENTOS

Personales:

Al **Dr. Saul Alvarez Borrego** por sus atinadas observaciones que contribuyeron al fortalecimiento del trabajo de investigación.

A los miembros del comité: **Dr. Roberto Millán Núñez, Dr. Víctor F. Camacho Ibar, Dr. Adán Mejía Trejo y Dr. Luis E. Calderón Aguilera** por su dedicación y esfuerzo para la revisión del trabajo.

Al **Dr. José Martín Hernández Ayón** en forma muy especial por su invaluable amistad, compañero de trabajo en los proyectos de investigación y por su apoyo en la colecta de muestras, generación de gráficas y manejo de datos.

Al equipo de trabajo que participó en la colecta de muestras biológicas: **Dr. Henry Mark Page, Robert Lee Petty, Dr. Eugenio A. Aragón Noriega, Ocean. Thania, Biol. Rigoberto y M.en C. Héctor Bustos Serrano. A Esperanza** por el análisis de las muestras biológicas. Sin ellos no hubiera sido posible la realización del trabajo.

Al **Dr. Miguel F. Lavín Peregrina** y su equipo de trabajo mi sincero agradecimiento por el apoyo brindado con su proyecto de investigación para la colecta de muestras biológicas a bordo del barco Francisco de Ulloa y por proporcionarme la base de datos sobre la oceanografía física del Alto Golfo de California.

Al **Dr. Alberto Aragón Noriega** por proporcionarme los datos de la producción camaronera del Alto Golfo de California y sus atinados comentarios de sus experiencias en los trabajos de investigación que ha desarrollado en el área de estudio.

Al **M. en C. Luis A. Galindo Bect** por su apoyo en el manejo de gráficas e imágenes de satélite utilizadas en este trabajo.

Al **Ocean. Roberto Perez Higuera** y al **Dr. S. Guido Marinone Mosheto** por proporcionarme información de gran utilidad para este trabajo.

Al **Biol. José Campoy** por las facilidades para el uso de la Estación de Campo de la Reserva de la Biosfera durante el período de muestreo.

RESUMEN

El Alto Golfo de California (AGC) y el delta del Río Colorado son reconocidas como áreas de reproducción y crianza de muchas especies de crustáceos y peces, sin embargo, son pocos los trabajos publicados que sustenten tal afirmación. Para entender el comportamiento histórico de las capturas de camarón desembarcadas en el AGC se requiere analizar su interacción de forma interdisciplinaria con procesos físicos y biológicos que suceden dentro y fuera del estuario. Para este propósito, se realizaron dos cruceros oceanográficos en la región oceánica fuera del estuario del Río Colorado para la colecta de larvas y postlarvas (PL) de camarón. Las colectas se realizaron del 29 de junio al 03 de julio y del 15 al 17 de agosto de 1999, cubriéndose 60 localidades distribuidas en el AGC. Para entender los procesos dentro del estuario, se generaron series de tiempo en las que se colectaron postlarvas y juveniles de *L. stylirostris* y *F. californiensis* en flujo y reflujo de marea viva en el Canal Santa Clara. Se utilizaron dos escalas temporales: 1.- Del 17 de marzo al 23 de noviembre del 2000, las muestras se colectaron cada dos semanas y al menos por dos ciclos de marea viva (flujo y reflujo); 2.- Del 31 de mayo al 6 de junio y del 12 al 17 de junio del 2000, las muestras se colectaron diariamente en flujo y reflujo de marea viva. Los resultados mostraron la presencia de larvas de camarones peneidos solamente en las muestras colectadas en el período del 29 de junio al 03 de julio. El área con mayor densidad de larvas de camarón se localizó cerca a la costa de Sonora, al sur de Punta Borrascoso y frente a Bahía Adahír, con dos centros de producción de larvas con valores máximos de 105 y 123 larvas $(10\text{ m}^3)^{-1}$ y ~20 km de retirado uno de otro. Los tamaños fluctuaron entre 1.2 y 4.8 mm de longitud total. La retención de las larvas en el área de desove durante todo el periodo larval, así como la dirección de la corriente residual calculada con dirección sur y oeste, evidencian que el transporte de larvas al área de crianza no fue por transporte "pasivo". La densidad de PL fluctuó entre <2 y 19 individuos $(10\text{ m}^3)^{-1}$, con los valores dominantes entre 2 y 6 PL $(10\text{ m}^3)^{-1}$ y con los estadios fluctuando principalmente entre PL1 y PL7 (13 y 18 días de nacidas). La mayor densidad de PL se registró muy cerca de la costa al norte de Punta Borrascoso y fueron PL1, lo que indica que la migración inicial se realizó en el período de un día y hacia ese punto de la zona litoral. Es por eso que la ruta de las larvas y postlarvas de camarón para ingresar al área de crianza incluye la retención de larvas en el área de desove, seguido por un desplazamiento rápido de postlarvas a la zona litoral de Sonora, para posteriormente migrar al área de crianza mediante la corriente de marea con dirección al estuario. En el período marzo-abril no se registró reclutamiento de postlarvas y juveniles al delta. Las postlarvas fueron registradas en todos los muestreos de mayo a noviembre del 2000, mientras los juveniles de junio a noviembre. Los organismos fueron separados, identificados, contados y medidos con el propósito de describir y cuantificar las especies de camarón que inmigraron al estuario del Río Colorado, y determinar el período con mayor reclutamiento, así como el tiempo de desarrollo durante su permanencia en el área. Los resultados muestran que el delta del Río Colorado, a pesar de haber perdido sus condiciones estuarinas, sigue siendo el área de crianza de los camarones peneidos *L. Stylirostris* y *F. Californiensis* con proporciones de 85% a 15% respectivamente. Las primeras dos semanas de Junio fue el período con mayor densidad de postlarvas de *L. Stylirostris* en el Canal Santa Clara, con densidad promedio de 17 PL m^{-3} el 4 de Junio. La densidad de postlarvas disminuyó gradualmente de junio a noviembre, con las tallas fluctuando entre 7 y 11 mm, pero con la mayor densidad en 8

mm. Las tallas pequeñas colectadas en el Canal Santa Clara, no difieren de las encontradas en este trabajo frente a Punta Borrascoso y en San Felipe y Golfo de Santa Clara por otros autores, por lo que el tiempo de transporte al estuario como área de crianza debió ser en un par de días. El reclutamiento de postlarvas de camarón al estuario se inició a mediados de mayo y el reclutamiento de postlarvas a juveniles los primeros dos días de Junio, de tal forma que los juveniles alcanzaron tallas de hasta 70 mm a mediados de junio, lo que indica que la permanencia de los estadios tempranos de camarón en el área de crianza es de aproximadamente un mes. La mayor densidad promedio de juveniles fue de 3 organismos m^{-3} el 14 de Junio. La captura comercial de camarón desembarcada en el AGC ha tenido fluctuaciones interanuales amplias durante el período 1957-99, éstas han sido asociadas a las fluctuaciones del aporte de agua dulce al estuario del Río Colorado, sin embargo, este es el primer trabajo para entender las causas que las originan.. Los resultados mostraron que durante el período 1950-79 sin aporte de agua del río, la captura comercial de camarón fluctuó entre ~1,000 y ~2,500 Tm $año^{-1}$, mientras que durante la década de 1979-88 con excedentes extraordinarios de agua del río la captura de camarón incrementó hasta >5000 Tm $año^{-1}$, por lo que el ingreso de agua dulce al estuario del Río Colorado estimuló el incremento en la captura comercial de camarón desembarcadas en el AGC. Cambios en la dimensión del área de crianza asociada a los procesos físicos de transporte de larvas y postlarvas al área, la disponibilidad de alimento, la depredación, así como los efectos de temperatura y salinidad en el proceso de osmoregulación pueden ser atribuidos al estímulo producido por el aporte del Río Colorado en la producción de camarón del AGC.

INDICE

	Pag.
INTRODUCCION GENERAL.....	1
I. DISTRIBUCION DE LARVAS Y POSTLARVAS DE CAMARONES PENEIDOS EN LA ZONA MARINA ADYACENTE AL ESTUARIO DEL RIO COLORADO.....	6
I.1. INTRODUCCION.....	6
<i>I.1.1. Hipótesis</i>	<i>11</i>
<i>I.1.2. Objetivos.....</i>	<i>12</i>
I.2. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	12
<i>I.2.1. Situación geográfica y características fisiográficas</i>	<i>12</i>
<i>I.2.2. Batimetría</i>	<i>13</i>
<i>I.4.3. Clima</i>	<i>14</i>
I.3. MATERIALES Y METODOS.....	15
<i>I.3.1. Períodos de muestreo</i>	<i>15</i>
<i>I.3.2. Localidades de muestreo</i>	<i>15</i>
<i>I.3.3. Colecta de larvas y postlarvas de camarón</i>	<i>16</i>
I.4. RESULTADOS	18
<i>I.4.1. Distribución espacial y abundancia de larvas</i>	<i>18</i>
<i>I.4.2. Frecuencia de tamaños.....</i>	<i>21</i>
<i>I.4.3. Distribución espacial y abundancia de postlarvas</i>	<i>24</i>
I.5. DISCUSION.....	28
I.6. CONCLUSIONES.....	44

II. RECLUTAMIENTO DE POSTLARVAS Y JUVENILES DE CAMARÓN AZUL (<i>Litopenaeus stylirostris</i>) Y CAMARÓN CAFÉ (<i>Farfantepenaeus californiensis</i>) AL ESTUARIO DEL RÍO COLORADO.....	45
II.1. INTRODUCCION	45
<i>II.1.1. Hipótesis.....</i>	<i>48</i>
<i>II.1.2. Objetivos</i>	<i>49</i>
II.2. MATERIALES Y MÉTODOS	49
<i>II.2.1. Descripción general del área.....</i>	<i>49</i>
<i>II.2.2. Colecta de muestras</i>	<i>50</i>
<i>II.2.3. Análisis de muestras en laboratorio</i>	<i>52</i>
II.3. RESULTADOS	54
<i>II.3.1. Temperatura y salinidad</i>	<i>54</i>
<i>II.3.2. Abundancias de postlarvas y juveniles</i>	<i>54</i>
<i>II.3.2.1. Abundancia promedio mensual de postlarvas y juveniles de L. stylirostris y F. californiensis</i>	<i>59</i>
<i>II.3.2.2. Abundancia promedio diaria de L. stylirostris y F. californiensis</i>	<i>61</i>
<i>II.3.2. Frecuencias de tallas de postlarvas y juveniles.....</i>	<i>64</i>
<i>II.3.2.1. Frecuencias mensuales de L. stylirostris</i>	<i>64</i>
<i>II.3.2.2. Frecuencias mensuales de F. californiensis</i>	<i>66</i>
<i>II.3.2.3. Frecuencias diarias de L. stylirostris</i>	<i>68</i>
II.4. DISCUSION	71
II.5. CONCLUSIONES.....	79

III. CAPTURA COMERCIAL DE CAMARON EN EL ALTO GOLFO DE CALIFORNIA Y SU RELACION CON LA DESCARGA DEL RIO COLORADO	80
III.1. INTRODUCCION.....	80
<i>III.1.1. Hipótesis</i>	<i>83</i>
<i>III.1.2. Objetivos</i>	<i>83</i>
III.2. MATERIALES Y METODOS	84
III.3. RESULTADOS.....	85
<i>III.3.1. Flujo del Río Colorado.....</i>	<i>85</i>
<i>III.3.2. Esfuerzo pesquero.....</i>	<i>88</i>
<i>III.3.3. Captura de camarón en el AGC</i>	<i>89</i>
<i>III.3.4. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)</i>	<i>92</i>
<i>III.3.5. Coeficiente de determinación entre las capturas de camarón en el AGC y el comportamiento del flujo del Río Colorado.....</i>	<i>94</i>
III.4. DISCUSION.....	97
III.5. CONCLUSIONES	114
IV. CONCLUSIONES GENERALES	116
V. LITERATURA CITADA	118

LISTA DE FIGURAS

	Pag.
Fig. 1. Diagrama general del ciclo biológico del camarón esquematizado a partir de la información disponible en la literatura (Subrahmanyam, 1971; García y Le Reste, 1981; García, 1985; Aragón Noriega y Calderón Aguilera, 2001).	7
Fig. 2. Area de estudio y batimetría del Alto Golfo de California expresada en metros. (Fuente: Thomson, 1969).....	13
Fig. 3. Localización geográfica del área de estudio y sitios de muestreo para larvas y postlarvas de camarón en el AGC.....	17
Fig. 4. Característica de la red de plancton con luz de malla de 505 μm utilizada para la colecta de larvas y postlarvas de camarón. Fuente: Aragón Noriega (2000).....	18
Fig. 5. Distribución de larvas totales de camarones peneidos (10 m^3) ⁻¹ en el AGC.....	21
Fig. 6. Distribución de larvas Zoea (10 m^3)-1 en julio de 1999.....	23
Fig. 7. Distribución de larvas Mysis (10 m^3) ⁻¹ en julio de 1999.....	24
Fig. 8. Distribución espacial de postlarvas de camarón (10 m^3) ⁻¹ en julio de 1999.	25
Fig. 9. Localización geográfica de los anclajes de corrientímetros instalados en el AGC durante el período de muestreo. Fuente: Godínez <i>et al.</i> (2000).	32
Fig. 10. Vectores progresivos de los datos originales del anclaje A2 en el período 29 de junio al 01 de agosto de 1999 (incluye el período de muestreo); nivel de 10 m sobre el fondo y razón de muestreo de 20 min; predicción del nivel del mar para San Felipe; y velocidad de corriente residual con datos filtrados a intervalos de 180 min. Fuente Godínez <i>et al.</i> (2000).....	33
Fig. 11. Vectores progresivos de los datos originales del anclaje A3 en el período 30 de junio al 22 de agosto de 1999 (incluye el período de muestreo); nivel de 10 m sobre el fondo y razón de muestreo de 20 min; predicción del nivel del mar para San Felipe; y velocidad de corriente residual con datos filtrados a intervalos de 180 min. Fuente Godínez <i>et al.</i> (2000).....	34

Fig. 12 Abundancia de postlarvas de camarón en San Felipe (a) y Santa Clara (b) en julio de 1996. Números negativos indican período nocturno. Fuente: Castillo Moreno (1998).	37
Fig. 13. Imagen de satélite LandSat 7 ETM que muestra lengüetas de depositación de sedimentos en la zona litoral de Sonora en el AGC y que marca la corriente litoral dominante en esta región.....	40
Fig. 14. Vectores progresivos de los datos originales del anclaje A0 en el período 29 de junio al 22 de agosto de 1999 (incluye el período de muestreo); nivel de 10 m sobre el fondo y razón de muestreo de 5 min; predicción del nivel del mar para San Felipe; y velocidad de corriente residual con datos filtrados a intervalos de 180 min. Fuente Godínez <i>et al.</i> (2000).	41
Fig. 15. Vectores progresivos de los datos originales del anclaje A1 en el período 29 de junio al 22 de agosto de 1999 (incluye el período de muestreo); nivel 10 m sobre el fondo y razón de muestreo de 5 min; predicción del nivel del mar para San Felipe; y velocidad de corriente residual con datos filtrados a intervalos de 180 min. Fuente Godínez <i>et al.</i> (2000).	42
Fig. 16. Imagen de satélite LandSat 7 ETM que muestra lengüetas de depositación de sedimentos en la zona litoral de Baja California en el AGC y que marca la corriente litoral dominante en esta región.	43
Fig. 17. Imagen de satélite LandSat 7, ETM de enero del 2001 que muestra la localización geográfica y el sitio de muestreo en el área de estudio.	51
Fig. 18. Abundancia promedio y error estándar mensual de postlarvas (a) y juveniles (b) de <i>L. stylirostris</i> y <i>F. californiensis</i>	60
Fig. 19. Abundancia promedio y error estándar diario de postlarvas (a) y juveniles (b) de <i>L. stylirostris</i> y <i>F. californiensis</i>	62
Fig. 20. Frecuencias de postlarvas y juveniles mensuales de <i>L. stylirostris</i> de acuerdo a las tallas registradas en los muestreos de mayo-noviembre del 2000.	65
Fig. 21. Frecuencias de postlarvas y juveniles mensuales de <i>F. californiensis</i> de acuerdo a las tallas registradas en los muestreos de mayo-noviembre del 2000.	67
Fig. 22. Frecuencias de postlarvas y juveniles diarias de <i>L. stylirostris</i> de acuerdo a las tallas registradas en los muestreos del 30 de mayo al 6 de junio del 2000.	69

Fig. 23. Frecuencias de postlarvas y juveniles diarias de <i>L. stylirostris</i> de acuerdo a las tallas registradas en los muestreos del 12 al 16 de junio del 2000.	70
Fig. 24. Flujo anual del Río Colorado en la frontera México-EUA. (Fuente: Francisco Bernal Rodríguez, Comisión Internacional de Límites y Agua, Mexicali, B.C., comunicación personal).....	82
Fig. 25. Imágenes de satélite Landsat 7 TM (Thematic Mapper) que muestran cambios en las dimensiones del área de marismas de agua dulce y salobre dependiendo del aporte del Río Colorado. (A) Con aporte de río el 9 de junio de 1984; (B) sin aporte del río en 1982.....	87
Fig. 26. Variación del número de barcos camaroneros en Puerto Peñasco en el período 1962-99. Fuente: Instituto Nacional de la Pesca en Guaymas.	89
Fig. 27. Captura comercial de camarón desembarcada en el Alto Golfo de California. Fuente: Instituto Nacional de la Pesca en Guaymas y Ensenada.	91
Fig. 28. Captura por unidad de esfuerzo de camarón desembarcado en Puerto Peñasco durante el período 1962-99.....	93
Fig. 29. Relación entre la captura por unidad de esfuerzo y la captura de camarón desembarcada en Puerto Peñasco durante el período 1962-1999. Los números en los puntos de referencia representan años.....	95
Fig. 30. Coeficientes de determinación a partir del análisis de regresión lineal simple entre la captura comercial de camarón desembarcada en el AGC en el período 1960-99 y el excedente del Río Colorado con respecto a la cuota de los $1.85 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$. (a) sin desfase; (b) desfase un año; (c) desfase dos años. n = número total de datos; $n_{q=0}$ = número de datos sin excedentes del río.	96
Fig. 31. Captura comercial de camarón desembarcada en el AGC, variación del número de barcos camaroneros en Puerto Peñasco y flujo del Río Colorado en la frontera México-EUA. (Fuente: Instituto nacional de la Pesca en Guaymas, Son. y Ensenada, B.C.; Francisco Bernal Rodríguez, Comisión Internacional de Límites y Agua, Mexicali, B.C.)	105

LISTA DE TABLAS

	Pag.
Tabla I. Tiempo en días que tardaría en viajar una larva de camarón desde Punta Borrascoso al estuario del Río Colorado (45 kms), considerando distintos medios de transporte, así como distintas velocidades y horas de viaje por día. Fuente: Aragón Noriega (2000) y Licón González (2000).	11
Tabla II. Abundancia de larvas de camarón totales y por estadios en cada una de las estaciones de muestreo.....	19
Tabla III. Abundancia de postlarvas de camarón en las estaciones de muestreo.....	26
Tabla IV. Calendario de fechas de muestreos realizados en el Canal Santa Clara durante el período 17 de marzo al 23 de septiembre del 2000.	52
Tabla V. Variación mensual de la temperatura y la salinidad superficial a nivel de marea de 1 m (NMM) a $P < 0.05$	54
Tabla VI. Proporciones mensuales de postlarvas y juveniles de <i>L. stylirostris</i> y <i>F. californiensis</i>	55
Tabla VII. Variación mensual de postlarvas y juveniles de <i>L. stylirostris</i> y <i>F. californiensis</i> $P < 0.05$	56
Tabla VIII. Abundancia de postlarvas (Pl) y juveniles de <i>L. stylirostris</i> y <i>F. californiensis</i> por muestreo durante el estudio.....	57
Tabla IX. Variación diaria de postlarvas y juveniles de <i>L. stylirostris</i> y <i>F. californiensis</i> $P < 0.05$	63
Tabla X. Comparación de las características bióticas y abióticas de algunos estuarios tropicales. Fuente: (Salini <i>et al.</i> , 1998).	77
Tabla XI. Tasa de crecimiento estimada para juveniles de peneidos en diferentes regiones.....	78
Tabla XII. Flujos de agua y concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ disuelto de algunos ríos de Norte América en el período 1988-90.	100

Tabla XIII. Cálculo del flujo de NO_3+NO_2 que debieron llegar al estuario del Río Colorado en el período 1979-88 considerando el flujo de agua excedente a la cuota de $1.85 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ establecida en el Tratado de Límites y Aguas de 1944 con los EUA y la concentración promedio de NO_3+NO_2 de 26.4 μM reportada en http://www.cciw.ca/gems/summary/usa88-e.html ,	102
--	-----

LARVAS Y POSTLARVAS DE CAMARONES PENEIDOS EN EL ALTO GOLFO DE CALIFORNIA Y CAPTURAS DE CAMARON CON RELACION AL FLUJO DEL RIO COLORADO

INTRODUCCION GENERAL

El Alto Golfo de California (AGC) es la región somera localizada en el extremo norte del Golfo de California donde el único aporte de agua dulce a esta región es la desembocadura del Río Colorado. La construcción de presas en los Estados Unidos (EUA) desde 1935, ha limitado el ingreso de agua dulce superficial al estuario del río solamente a los años con alta precipitación pluvial y deshielos anormales en la cuenca alta del río (Alvarez Borrego *et al.*, 1975; Cupul Magaña, 1994; Lavín y Sánchez, 1999). Es por esta razón que en general la desembocadura del río ha perdido sus condiciones estuarinas (Alvarez Borrego *et al.* 1975; Hernández Ayón *et al.*, 1993; Lavín *et al.*, 1998).

Para propósitos de este trabajo, aunque la desembocadura del río y la región de las islas Montague y Pelicano han perdido sus características estuarinas, a esa región se le nombrará por convención como estuario del Río Colorado.

El Alto Golfo de California y el estuario del Río Colorado representan un hábitat de reproducción y crianza para especies marinas que en una etapa temprana de su desarrollo buscan alimento, refugio y condiciones hidrológicas óptimas para su desarrollo, posteriormente las especies serán reclutadas a las poblaciones de adultos del AGC y estarán disponibles para ser capturadas durante la temporada pesquera de la región (Guevara Escamilla *et al.*, 1973; Aragón Noriega, 2000; Álvarez Borrego, 2001).

Los camarones peneidos forman parte de estas especies, los cuales se reproducen fuera del estuario y sus estadios tempranos migran al estuario para utilizarlo como área de crianza,

donde permanecen hasta juveniles y posteriormente son reclutados a la población de camarones adultos fuera del estuario (Berry y Baxter, 1969; Ehrhardt y Legault, 1999; Ehrhardt *et al.*, 2001). Así como para otras especies, el grado en que los factores físicos y/o bióticos regulan el reclutamiento de larvas y postlarvas de camarones al área de crianza, es variable de un sistema acuático a otro (Leggett y DeBlois, 1994; Limburg *et al.*, 1998).

Los camarones peneidos se dividen en “blancos” y “oscuros”, que corresponden a los géneros *Litopenaeus* y *Farfantepenaeus*, respectivamente. En general, se conoce que los camarones “blancos” viven en zonas más cercanas a la costa, son resistentes a las variaciones de salinidad y su actividad es principalmente de día. En contraste los camarones “oscuros” tienen actividad nocturna principalmente, se distribuyen en zonas más profundas y son sensibles a los cambios de salinidad (García, 1985; Gracia Gasca, 1992; García Borbón *et al.*, 1996).

Los camarones son organismos eurihalinos que de acuerdo a su ciclo de vida nacen en salinidades oceánicas de 35, cuando inmigran a la región estuarina en sus estadios postlarvales generalmente viven en salinidades por debajo de las oceánicas y por último regresan a condiciones oceánicas durante su estadio juvenil. Aunque el camarón es eurihhalino y las postlarvas pueden vivir en salinidades fluctuando entre 0 y 50 (Mair, 1980), estudios previos también muestran que es un organismo isosmótico, que tiende a equilibrar los osmolitos del cuerpo con los del medio ambiente que les rodea. La salinidad a la que las postlarvas de *L. stylirostris* alcanzan este equilibrio isosmótico es 24 (Castille Jr y Lawrence, 1981; Jiann Chu y Jin Nien, 1998).

En general es ampliamente aceptado que el transporte larval y postlarval de peneidos del área oceánica al área de crianza depende del sistema de corrientes y no de su habilidad

natatoria (Forbes y Benfield, 1986; Rothlisberg *et al.*, 1996; Benfield y Downer 2001). Aunque los estadios tempranos de camarones peneidos migran de la zona marina hacia habitats estuarinos, el mecanismo por el cual este proceso ocurre en el Alto Golfo de California (AGC) ha sido muy poco descrito. Solamente Calderón Aguilera *et al.* (2003) y .Gutiérrez *et al.* (2003) han intentado describir la posible migración de las larvas de camarones al estuario utilizando solamente el patrón de circulación simulado con un modelo numérico baroclínico tridimensional. En este trabajo se presentan los primeros resultados con la distribución y abundancia de larvas de camarones en el AGC, los cuales complementarán los resultados obtenidos por Calderón Aguilera *et al.* (2003) y Gutiérrez *et al.* (2003).

Entre algunos de los factores más importantes que influyen en los procesos físicos y biológicos en la zona costera se encuentran el aporte de agua dulce de los ríos, las mareas, los flujos de calor y los vientos (Legendre y Demers, 1985; Denes y Caffrey, 1988 Vézina *et al.*, 1995; Ardisson y Bourget, 1997). La respuesta del ecosistema marino producida por el ingreso de agua dulce del río es muy compleja, la influencia en las comunidades marinas está pobremente documentada y depende del flujo del río, la hidrografía y la topografía del área (Smetacek, 1986; Ardisson y Bourget, 1997). El efecto más importante de la descarga de agua dulce al ecosistema marino es el relacionado a cambios en la estabilidad de la columna de agua y a transporte horizontal (Cloern, 1984; Ardisson y Bourget, 1997), este último importante para el transporte de larvas de camarones peneidos al área de crianza.

Evidencias del efecto de la descarga de agua dulce en niveles tróficos altos provienen de correlaciones con estimadores de pesquerías como la captura comercial, la abundancia larval o el índice de supervivencia (Sutcliffe *et al.*, 1977). Los estudios en el ámbito internacional que señalan la importancia de las descargas de agua dulce en los estuarios y su

influencia en la captura comercial de camarón fuera del estuario son múltiples: EUA (Funicelli, 1984); Perú (Machii y Rodríguez, 1990); África (Gammelsrod, 1992; Mann y Lasier, 1996); Canada e Islandia (Ardison y Bourget, 1997); Sinaloa, México (Bect Valdez, 2000); AGC, México (Morales Zárate, 2001).

La pluma estuarina formada por la descarga de agua del Río Zambezi en la costa sur de África está caracterizada por contener alta concentración de materia orgánica y producir capturas altas de camarón *Penaeus indicus* (Mann y Lasier, 1996). Aunque el mecanismo de esta interacción no es claro, Da Silva (1986) demostró que hay una alta correlación entre captura comercial de camarón y el flujo del Río Zambesi. Por otro lado, también se ha encontrado alta correlación con flujo de río y otras especies, tal es el caso del Golfo de St Lawrence y la captura comercial de langosta con 9 años de desfase (Sutcliffe, 1973). Esto implica que la pluma estuarina tuvo efecto en la supervivencia de las larvas de langosta por el ingreso de agua dulce al estuario y se vio reflejado 9 años después.

Para consideraciones de manejo en la pesquería del camarón, se requiere generar una base de datos de las condiciones oceanográficas del AGC y estuario del Río Colorado durante eventos con y sin aporte de agua del Río Colorado, donde se consideren aspectos físicos, químicos y biológicos del agua, así como la abundancia de larvas de camarones en el área de desove, la abundancia de postlarvas que ingresan al estuario y la abundancia de juveniles que emigran fuera del estuario. Lo anterior permitirá entender los diferentes eventos que influyen el reclutamiento de los estadios tempranos de desarrollo al área de crianza y su relación con la pesquería comercial de camarón en el AGC.

Eventos que ocurren en las fases larval, postlarval y juvenil deben ser cruciales para la variabilidad en la fuerza de la clase anual (Connell, 1985). Es por eso que en este trabajo se

propuso estudiar: 1.- La distribución espacial de los diferentes estadios larvales de camarón en la región oceánica adyacente al estuario del Río Colorado en un período sin aporte de agua del río (julio y agosto del 2000); 2.- La variación en tamaño y abundancia de postlarvas y juveniles de camarón que ingresaron al estuario del río en el período de abril a noviembre del 2000; 3.-Analizar la captura comercial de camarón en el AGC con relación a la descarga del Río Colorado en el período 1957-99.

I. DISTRIBUCION DE LARVAS Y POSTLARVAS DE CAMARONES PENEIDOS EN LA ZONA MARINA ADYACENTE AL ESTUARIO DEL RIO COLORADO.

I.1. INTRODUCCION

Una fase importante en la historia de vida de muchos organismos oceánicos, es el uso del estuario del Río Colorado como área de crianza. Las especies que se reproducen fuera del estuario como los camarones peneidos y que posteriormente ingresan temporalmente al área de crianza, utilizan diferentes mecanismos de transporte durante su migración al estuario, los cuales han sido poco entendidos. Las larvas inicialmente planctónicas migran del área de desove fuera de la costa hacia la zona litoral, pasando por diferentes estadios de nauplios, zoea, protozoea y mysis, ya en la zona litoral migran al estuario en forma de postlarvas donde permanecen hasta estadio juvenil para posteriormente migrar fuera del estuario (Vance *et al.*, 1990, 1996 y 1998, Ciales y Lee, 1995; Yimin Ye, 2000; Benfield y Downer. 2001; Ehrhardt *et al.*, 2001; Ramos Cruz 2001; Ahmad Adnan *et al.*, 2002; Calderón Aguilera *et al.*, 2002) (Fig. 1).

Aragón Noriega y Calderón Aguilera (2001) al estudiar el desarrollo larval de *L. stylirostris* en laboratorio, encontraron que la transformación desde el desove a postlarva I (PL1) se realizó en un tiempo de 12 días, por lo que en este tiempo las postlarvas deberán estar en la zona litoral para iniciar la migración al estuario como área de crianza.

El modelo clásico sobre el ciclo de vida de peneidos establece que la vida adulta y la fase reproductora transcurren mar adentro sobre la plataforma continental; las hembras presentan diferentes desoves parciales, pero en general tienen 1 ó 2 desoves masivos durante el período reproductivo. Los huevos expulsados por la hembra eclosionan a las ~14 horas posteriores al desove y dan origen al primer estadio larval llamado nauplio. El nauplio se

alimenta de sus reservas vitelinas, presenta cinco etapas diferentes que ocurren en ~40 horas para convertirse en la primer protozoa. En este estadio dura ~6 días y la alimentación está basada en fitoplancton. Posteriormente la protozoa se convierte en mysis, fase en la que dura ~4 días para transformarse en la primer postlarva (PLI).

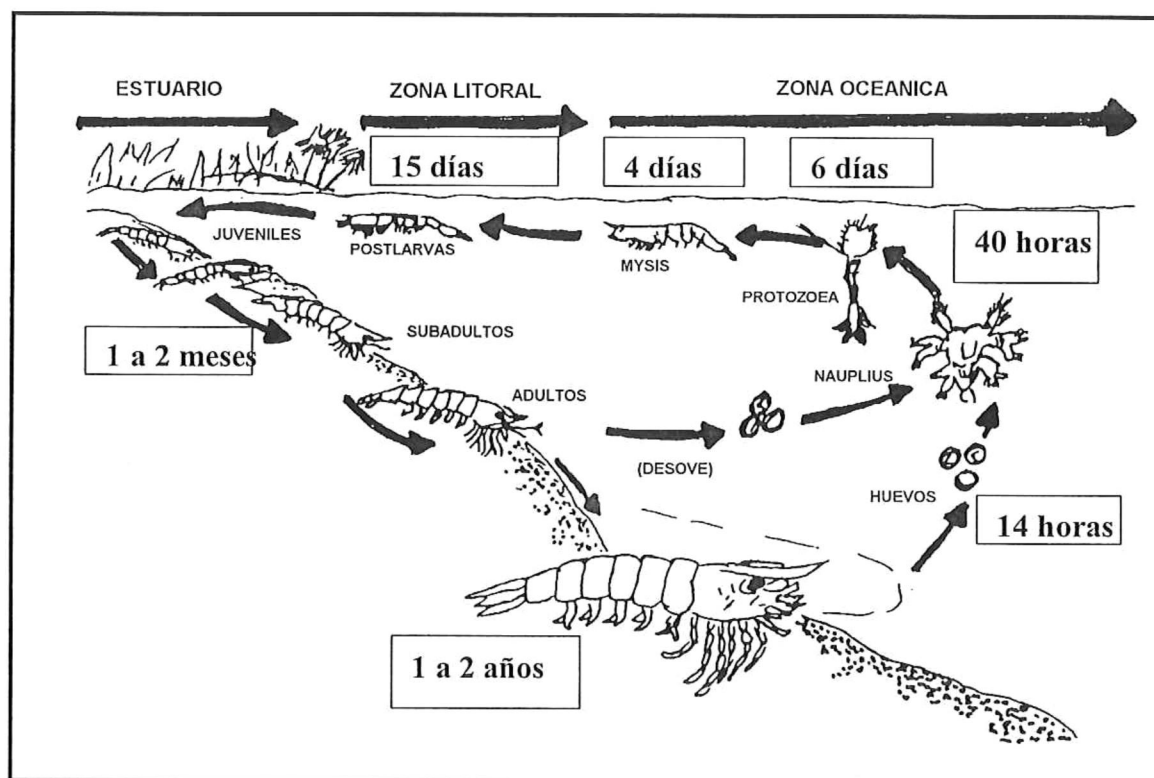


Fig. 1. Diagrama general del ciclo biológico del camarón esquematizado a partir de la información disponible en la literatura (Subrahmanyam, 1971; García y Le Reste, 1981; García, 1985; Aragón Noriega y Calderón Aguilera, 2001).

Los primeros estadios de la postlarva (6 a 8 días) presentan la forma de camarón en miniatura, pero difieren del adulto en detalles como el número de espinas en el rostro, la ausencia de caracteres sexuales secundarios y lo más importante es que sus branquias son menores en número y tamaño. Se les encuentra en el plancton y son la fase de transición entre la mysis planctónica y los juveniles bentónicos (García y Le Reste, 1981; García, 1985; Rodríguez Marín y Reprieto García, 1982). En el AGC las postlarvas se encuentran en la zona

de rompientes (Aragón Noriega y Calderón Aguilera, 2000; Aragón Noriega y Calderón Aguilera 2001; Calderón Aguilera *et al.*, 2002).

Dos criterios son utilizados para describir el mecanismo de migración de los organismos planctónicos a la costa, el primero considera un comportamiento “pasivo” donde el transporte neto del organismo está controlado principalmente por la dirección y velocidad de la corriente residual, ya que la habilidad natatoria tiene muy poca influencia (Boehlert y Mundy, 1988; Epifanio, 1988; Jager, 1999; Jager y Mulder, 1999); el segundo criterio se refiere a un comportamiento “activo” donde de acuerdo a la información contenida en la carga genética, el organismo realiza instintivamente migraciones verticales en la columna de agua relacionadas con la marea (Rothlisberg, 1982; Seliger *et al.*, 1982; Rothlisberg *et al.*, 1983, 1996; Condie *et al.*, 1999). Este movimiento le permite al organismo posicionarse en un lugar de la columna de agua donde aprovecha la velocidad y dirección de la corriente para permanecer o migrar del área de desove en el tiempo requerido de acuerdo a su ciclo biológico.

El mecanismo por el cual las larvas de camarón se transportan a la costa es aún controversial; diferentes autores mencionan que el ingreso se realiza mediante comportamiento “pasivo” (Sandifer, 1975; Diettel y Epifano, 1982). Sin embargo este mecanismo es cuestionado por Brooking y Epifano (1985), quienes mencionaron que sería difícil que organismos con comportamiento “pasivo” utilicen el transporte por corrientes de marea ya que a menudo el flujo neto es cero. Esto no es el caso para el AGC, ya que el transporte de trazadores pasivos en esta área se debe a la circulación por corrientes residuales inducidas por vientos y corrientes de marea (Lavín *et al.*, 1997), lo que implica que en caso que las larvas de camarón migren a la costa mediante transporte “pasivo”, la distribución de

los diferentes estadios larvales debería corresponder al patrón de circulación inducida por la dirección y velocidad de la corriente residual en el AGC.

Diferentes investigadores que consideran el transporte de las larvas de camarón mediante transporte “pasivo”, han realizado cálculos de las distancias y tiempos posibles que podrían recorrer las larvas de camarón desde el área de desove hasta el área de crianza. Para este propósito consideraron que las larvas se transforman a postlarvas en 14 días y que el transporte se realiza de acuerdo a la velocidad de la corriente residual con dirección al área de crianza. Para el Golfo de Carpentaria, Australia, las larvas de peneidos podrían ser transportadas de 70 a 100 km en un tiempo de 14 días (Rothlisberg, 1996); para el Golfo de St. Lawrence, Canada, se estimó que las larvas de camarón *Pandalus borealis* podrían ser transportadas aproximadamente 66 km en 12 días (Ouellet y Lefaivre, 1994).

La ocurrencia de larvas de camarón fuera de la costa es buena evidencia de la ocurrencia de desoves recientes, sin embargo, la fase larval en el ciclo de vida de este organismo ha sido pobremente estudiada ya que son muy pocos los trabajos publicados que muestran la dispersión de los diferentes estadios larvales. Los estudios mencionan que el área de desove está localizada donde no existen corrientes fuertes para que la larva no sea expuesta a corrientes adversas; que la circulación en forma de giros retiene poblaciones de diferentes formas planctónicas que permite que las larvas de peneidos permanezcan en el área fuera de la costa por algún tiempo después del desove (Temple y Fisher, 1967; Munro *et al.*, 1968; Jone *et al.*, 1970; Subrahmanyam, 1971; Criales y Lee, 1995). Aunque los trabajos anteriores no mencionaron si la retención se efectúa por transporte “pasivo” o “activo”, sus gráficas mostraron que la distribución espacial de larvas se encuentra mezclada y que los organismos permanecieron en el área de desove durante la fase larval.

Para el AGC, lo que se conoce actualmente es que está bien mezclado durante mareas vivas y parcialmente mezclado durante mareas muertas (Lavín y Sánchez, 1999; Lavín *et al.*, 1998). La circulación y transporte de materiales es principalmente en sentido ciclónico (Alvarez Borrego *et al.*, 1975; Argote *et al.*, 1998; Marinone, 1997; Marinone y Lavín, 1997; Carriquiry y Sánchez, 1999). Aunque en esta región no se ha determinado claramente la velocidad de la corriente residual, al modelar el comportamiento de la corriente residual en verano, Marinone y Lavín (1997) consideraron solamente viento característico del sudeste de 5 m s^{-1} y encontraron que se forma una corriente residual $<0.03 \text{ m s}^{-1}$ en sentido convergente a la región media del AGC. Este tipo de movimiento no es favorable para el transporte “pasivo” de larvas al estuario. Sin embargo, Maciel Gómez (1995) y Licón González (2000) utilizaron las corrientes de mareas y corrientes residuales reportadas por Marinone y Lavín (1997) para calcular el tiempo que tardaría en llegar una larva de camarón en forma “pasiva” desde Punta Borrascoso hasta el Golfo de Santa Clara (Tabla 1).

El comportamiento de la captura comercial de camarones adultos fuera del estuario ha sido asociado al aporte de agua dulce de los ríos (García y Le Reste, 1981; Da Silva, 1986; Day *et al.*, 1989), con mayores capturas en períodos con mayor aporte y viceversa. Este comportamiento ha sido asociado también al reclutamiento de postlarvas a los estuarios, ya que existen trabajos que muestran una correlación positiva con la descarga de ríos (Gracia Gasca, 1991; Vance *et al.*, 1998). Esto último es de vital importancia para el éxito o fracaso del ingreso de postlarvas de camarón a la costa y que posteriormente se verá reflejado en la captura comercial de este crustáceo.

Las especies de camarón que se pescan en el AGC son *Litopenaeus stylirostris* y *Farfantepenaeus californiensis* (Félix y Matthews, 1975; Snyder y Brusca, 1975; Rosas Cota *et*

al., 1996). El patrón de distribución de camarones adultos para estas dos especies en la época reproductiva se concentra en dos regiones litorales de Sonora, frente a Punta Borrascoso y El Desemboque, con el máximo desove en junio y julio (Rosas Cota *et al.*, 1998; Aragón Noriega *et al.*, 1999).

Tabla I. Tiempo en días que tardaría en viajar una larva de camarón desde Punta Borrascoso al estuario del Río Colorado (45 kms), considerando distintos medios de transporte, así como distintas velocidades y horas de viaje por día. Fuente: Aragón Noriega (2000) y Licón González (2000).

Corriente	Velocidad m/s	Horas/día	Km/día	Días en llegar
Residual	0.05	24	4.3	14
Residual	0.02	24	1.8	25
Marea	0.05	6	1.0	45
Marea	0.14	6	2.9	15
Marea	0.36	6	7.8	8
Marea	0.60	6	13.0	4
Marea	0.05	12	2.2	25
Marea	0.14	12	6.0	10
Marea	0.36	12	16.1	4
Marea	0.60	12	25.9	2

I.1.1.Hipótesis

- a.- La distribución y abundancia de larvas de camarones peneidos en el AGC es indicativa de la zona donde se realiza el desove.
- b.- Durante el período larval no tienen habilidad natatoria, por lo que la distribución de los diferentes estadios larvales y postlarvales fuera de la costa, estará determinada

por la dirección y velocidad de la corriente residual. Es decir, la migración hacia el área de crianza es por transporte “pasivo”

I.1.2. Objetivos.

- 1.- Definir el área de desove de los camarones adultos
- 2.- Describir la distribución de los diferentes estadios larvales y postlarvales de camarones peneidos en el AGC.
- 3.- Describir el patrón de inmigración de postlarvas de camarones peneidos al área de crianza del AGC.

I.2. Descripción del área de estudio

I.2.1. Situación geográfica y características fisiográficas

El AGC se localiza en el extremo norte del Golfo de California entre los 31°00' y 31°36' N y los 114°50' y 113°48' W, donde el único aporte significativo de agua dulce proviene del Río Colorado (Fig. 2). El río forma una cuenca de 2 a 8 km de ancho y 50 km de largo, el cual abre en la boca a un delta de 16 km de ancho (Alvarez Borrego, 2001). El AGC es un área triangular de 5000 km² comprendida en los límites de una línea imaginaria entre San Felipe, Punta Borrascoso y la antigua desembocadura del Río Colorado (Alvarez Borrego *et al.*, 1975; Godínez Sandoval, 1997; Lavín *et al.*, 1997) (Fig. 2). Se encuentran grandes extensiones de planicies bajas en ambas costas, así como las islas Montague y Pelicano localizadas en la desembocadura del Río Colorado.

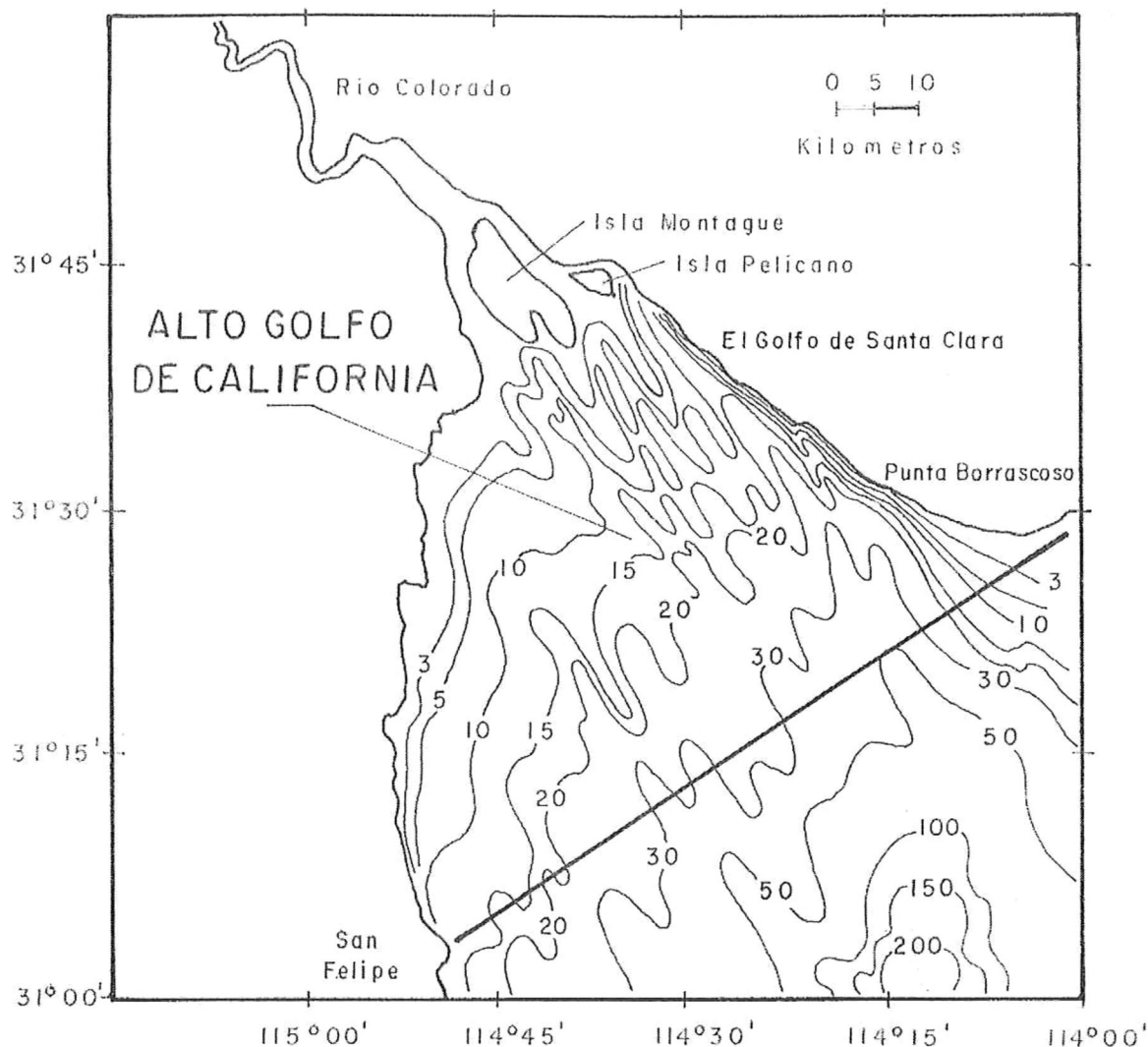


Fig. 2. Area de estudio y batimetría del Alto Golfo de California expresada en metros.
(Fuente: Thomson, 1969).

I.2.2. Batimetría

En general el AGC es relativamente somero, con profundidades menores a 30 m y promedio de 15 m (Fig. 2). La batimetría es irregular caracterizada por canales y bajos paralelos a la costa, los cuales forman barras de marea elongadas que se extienden desde la boca del río hasta 50 km al sudeste (Thomson, 1969; Meckel, 1975; Cupul Magaña, 1994). La mayor parte del área del AGC y hacia el lado de Baja California se caracteriza por una planicie de sedimentos donde la profundidad incrementa gradualmente hacia la cuenca

Wagner. Por el contrario, muy cerca de la costa de Sonora los cambios en profundidad se hacen abruptos evidenciando la presencia de un canal (Thompson, 1969; Alvarez Sánchez, 2000) (Fig. 2).

I.4.3. Clima

El clima es desértico continental con escasas lluvias, precipitación media anual de 68 mm en el Golfo de Santa Clara y 100 mm en San Felipe (Miranda *et al.*, 1990). Cinco es el número de días con lluvia por año desde la costa central del golfo hasta el AGC. La estimación de la evaporación media es de 1.1 m año^{-1} (Lavín *et al.*, 1998). Tiene dos estaciones climáticas bien marcadas, en invierno las diferencias de temperatura del aire entre el Golfo y la costa del Océano Pacífico son pequeñas, mientras en verano las diferencias pueden exceder hasta $10 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (Mosiño y García, 1974). La temperatura máxima del aire en verano es $>40 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (Roden, 1964).

Los vientos tienen un marcado ciclo estacional, con magnitudes de $8 \text{ a } 12 \text{ m s}^{-1}$ provenientes del noroeste en invierno y de $2 \text{ a } 5 \text{ m s}^{-1}$ del sudeste en verano (Lavín *et al.*, 1997). Estos autores mencionan que las cadenas montañosas en ambas costas canalizan el viento a lo largo del eje longitudinal del Golfo de California.

El flujo neto anual promedio de calor atmósfera-agua es hacia el agua, Lavín y Organista (1988) mencionaron que para el AGC son 69 W m^{-2} cerca de la costa y 83 W m^{-2} fuera de la costa, sin embargo, mas recientemente Castro *et al.* (1994) mencionaron que el flujo neto medio anual de calor para el Golfo Norte es de 121 W m^{-2} . Estos resultados sugieren que para evitar una acumulación de calor en el AGC, se requiere una circulación termohalina Norte-Sur y Sur-Norte, donde el AGC y el Golfo Norte exporten calor y sal hacia el Sur, y por otro lado, implica que debe existir un flujo en la circulación termohalina de fondo

hacia el Norte. Esto tiene importantes implicaciones ecológicas ya que al fluir el agua hacia el Norte, la circulación termohalina en el Golfo Norte se convierte en un mecanismo natural de fertilización para el Alto Golfo de California debido a que el flujo de agua profunda proviene con alto contenido de nutrientes inorgánicos que fluyen a la superficie (Alvarez Borrego, 2001).

I.3. MATERIALES Y METODOS

I.3.1. Períodos de muestreo

Se realizaron dos campañas de muestreo a bordo del barco oceanográfico Francisco de Ulloa del CICESE. La colecta de muestras se efectuó en los períodos del 29 de junio al 03 de julio (5 días) y del 15 al 17 de agosto de 1999 (3 días), coincidiendo con el período con mayor reclutamiento de postlarvas de camarón al AGC (Aragón Noriega, 2000; Calderón Aguilera *et al.*, 2002). Los muestreos se efectuaron en períodos de mareas vivas.

El período reproductivo de los camarones peneidos del AGC comprende aproximadamente de mayo a octubre, con etapas de huevo larvas y postlarvas en el orden de semanas (Fig.1). La captura comercial de los camarones adultos se inicia aproximadamente la segunda semana de septiembre hasta marzo.

I.3.2. Localidades de muestreo

Se diseñó una red de 60 estaciones hidrográficas de muestreo, con las que se cubrió el área de estudio limitada por los 31°00' y 31°36'N y los 114°50' y 113°48'W. Las localidades de muestreo fueron distribuidas en el área comprendida entre Puerto Peñasco, San Felipe y Santa Clara, a lo largo de siete transectos con orientación nordeste y situadas aproximadamente a 2 km de distancia una de otra (Fig. 3).

I.3.3. Colecta de larvas y postlarvas de camarón

En cada localidad de muestreo se realizaron lances verticales con una red de plancton de boca rectangular (0.40 x 0.50 m), y luz de malla de 505 μm (Calderón Aguilera y Burgueño, 1993; Aragón Noriega, 2000) (Fig. 4). Los arrastres se hicieron manualmente con la embarcación parada en cada localidad de muestreo, desde donde se envió la red hasta el fondo utilizando un pequeño peso en el copo para ayudar al hundimiento de la red. La recuperación de la red fue inmediatamente después de tocar el fondo, con un tiempo de recuperación fluctuando entre uno y dos minutos dependiendo de la profundidad. El volumen de agua filtrada varió entre 1 y 6 m^3 dependiendo de la profundidad.

Los organismos se fijaron inmediatamente después de la colecta en frascos de vidrio con una solución de formol al 4%. Posteriormente en el laboratorio las larvas de camarón se separaron, contaron y midieron. Se identificaron por especie siguiendo las claves propuestas por Rodríguez de la Cruz (1981) y Kitani y Alvarado (1982). Como el número de larvas en los muestreos fue muy bajo, el número de larvas fue referido a un volumen de 10 m^3 para hacer más cómoda la lectura.

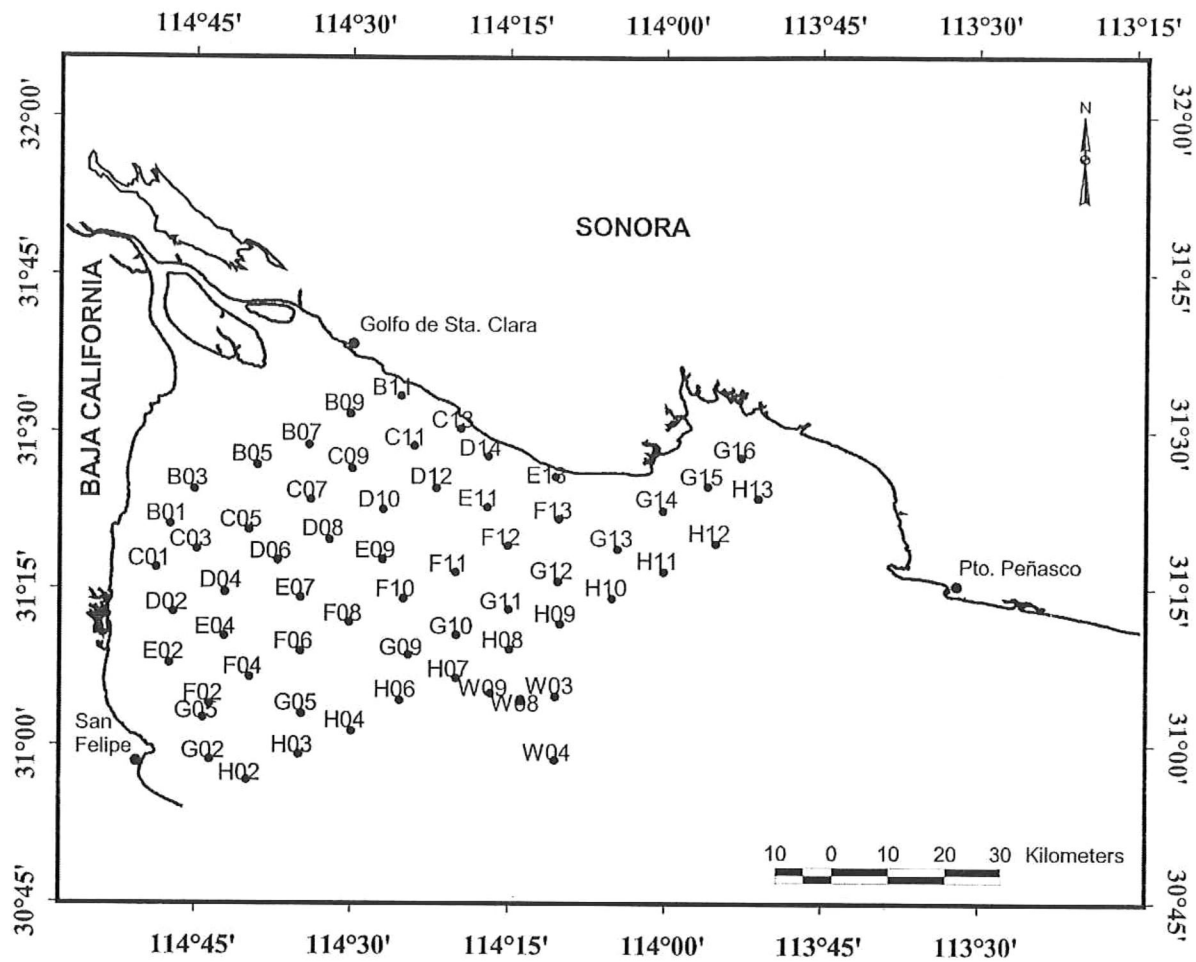


Fig 3. Localización geográfica del área de estudio y sitios de muestreo para larvas y postlarvas de camarón en el AGC.

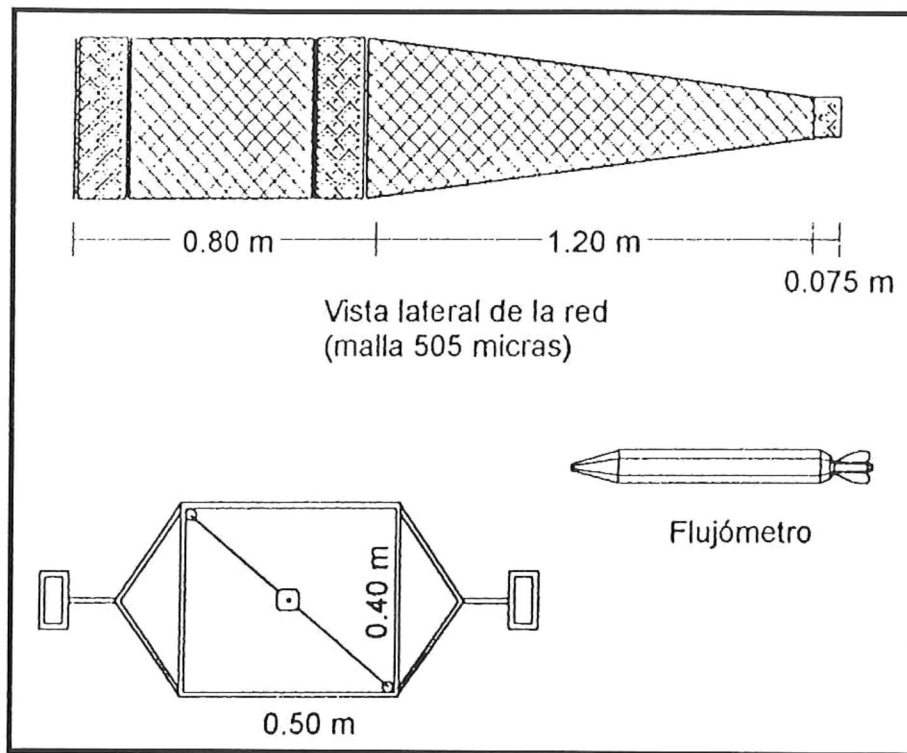


Fig. 4. Característica de la red de plancton con luz de malla de 505 μm utilizada para la colecta de larvas y postlarvas de camarón. Fuente: Aragón Noriega (2000).

I.4. RESULTADOS

I.4.1. Distribución espacial y abundancia de larvas

No se observaron larvas en las muestras colectadas en el crucero del 15-17 de agosto de 1999, por lo que solamente se muestran resultados de larvas de camarones peneidos para el período del 29 de junio al 03 de julio.

Las larvas fueron más abundantes cerca a la costa de Sonora, ligeramente al sur de Punta Borrascoso (Fig. 5). Se identificaron dos centros importantes de producción de larvas muy cercanos a la costa de Sonora, con valores máximos de 105 y 120 larvas $(10\text{ m}^3)^{-1}$ en las estaciones G13 y H12, respectivamente (Fig. 5 y Tabla II).

Tabla II. Abundancia de larvas de camarón totales y por estadios en cada una de las estaciones de muestreo.

Fecha	Estación	Hora	Prof.(m)	Larvas (10 m ³) ⁻¹	Zoeas (10 m ³) ⁻¹	Mysis (10 m ³) ⁻¹
30-Jun-99	B 01	09:40	5	0.0	0.0	0.0
30-Jun-99	B 03	10:35	10	0.0	0.0	0.0
30-Jun-99	B 05	11:55	10	0.0	0.0	0.0
30-Jun-99	B 07	13:15	10	0.0	0.0	0.0
30-Jun-99	B 09	14:15	15	0.0	0.0	0.0
30-Jun-99	B 11	15:20	15	0.0	0.0	0.0
30-Jun-99	C 01	21:45	5	0.0	0.0	0.0
30-Jun-99	C 03	20:55	12	0.0	0.0	0.0
30-Jun-99	C 05	20:00	15	0.0	0.0	0.0
30-Jun-99	C 07	18:55	17	0.0	0.0	0.0
30-Jun-99	C 09	18:00	18	0.0	0.0	0.0
30-Jun-99	C 11	17:00	15	3.3	3.3	0.0
30-Jun-99	C 13	16:10	10	0.0	0.0	0.0
30-Jun-99	D 02	22:40	8	0.0	0.0	0.0
01-Jul-99	D 04	00:20	15	0.0	0.0	0.0
01-Jul-99	D 06	01:25	24	0.0	0.0	0.0
01-Jul-99	D 08	02:23	25	0.0	0.0	0.0
01-Jul-99	D 10	03:25	20	0.0	0.0	0.0
01-Jul-99	D 12	04:25	24	2.1	0.0	2.1
01-Jul-99	D 14	05:25	21	7.1	0.0	7.1
29-Jun-99	E 02	18:25	10	5.0	2.5	2.5
29-Jun-99	E 04	19:30	15	0.0	0.0	0.0
29-Jun-99	E 07	21:13	25	2.0	2.0	0.0
29-Jun-99	E 09	22:43	25	0.0	0.0	0.0
29-Jun-99	E 11	09:45	30	3.4	1.7	1.7
29-Jun-99	E 13	08:05	10	0.0	0.0	0.0
01-Jul-99	F 02	13:55	17	0.0	0.0	0.0
01-Jul-99	F 04	13:25	25	2.0	0.0	2.0
01-Jul-99	F 06	12:35	20	2.5	2.5	0.0

Continuación.....

Fecha	Estación	Hora	Prof.(m)	Larvas (10 m ³) ⁻¹	Zoeas (10 m ³) ⁻¹	Mysis (10 m ³) ⁻¹
01-Jul-99	F 08	11:47	20	5.0	0.0	5.0
01-Jul-99	F 10	10:30	20	22.5	0.0	22.5
01-Jul-99	F 11	09:30	30	16.7	1.7	15.0
01-Jul-99	F 12	08:40	30	16.6	3.3	13.3
01-Jul-99	F 13	07:50	30	33.3	6.7	26.7
01-Jul-99	G 02	16:30	20	2.5	0.0	2.5
01-Jul-99	G 05	17:55	30	5.0	1.7	3.3
01-Jul-99	G 09	19:30	30	1.7	0.0	1.7
01-Jul-99	G 10	20:15	30	1.7	0.0	1.7
01-Jul-99	G 11	21:00	30	3.3	1.5	1.8
01-Jul-99	G 12	22:00	30	11.7	5.0	6.7
01-Jul-99	G 13	23:00	20	105.0	62.5	42.5
01-Jul-99	G 14	23:55	9	22.2	22.2	0.0
02-Jul-99	G 15	00:45	15	0.0	0.0	0.0
02-Jul-99	G 16	01:25	5	30.0	20.0	10.0
29-Jun-99	G5	16:15	15	10.0	3.3	6.7
03-Jul-99	H 02	05:00	25	8.0	6.0	2.0
03-Jul-99	H 03	04:00	25	12.0	6.0	6.0
03-Jul-99	H 04	03:00	27	1.9	0	1.9
03-Jul-99	H 06	02:00	30	23.4	1.7	21.7
02-Jul-99	H 07	07:35	30	36.6	23.3	13.3
02-Jul-99	H 08	06:43	15	0.0	0.0	0.0
02-Jul-99	H 09	06:00	30	0.0	0.0	0.0
02-Jul-99	H 10	05:10	30	0.0	0.0	0.0
02-Jul-99	H 11	04:25	20	10.0	5.0	5.0
02-Jul-99	H 12	03:25	15	123.3	80	43.3
02-Jul-99	H 13	02:30	13	0.0	0.0	0.0
02-Jul-99	W 03	09:45	30	0.0	0.0	0.0
03-Jul-99	W 04	10:35	30	1.9	0.0	1.9
02-Jul-99	W 08	09:55	30	0.0	0.0	0.0
02-Jul-99	W 09	08:15	30	3.3	3.3	0.0

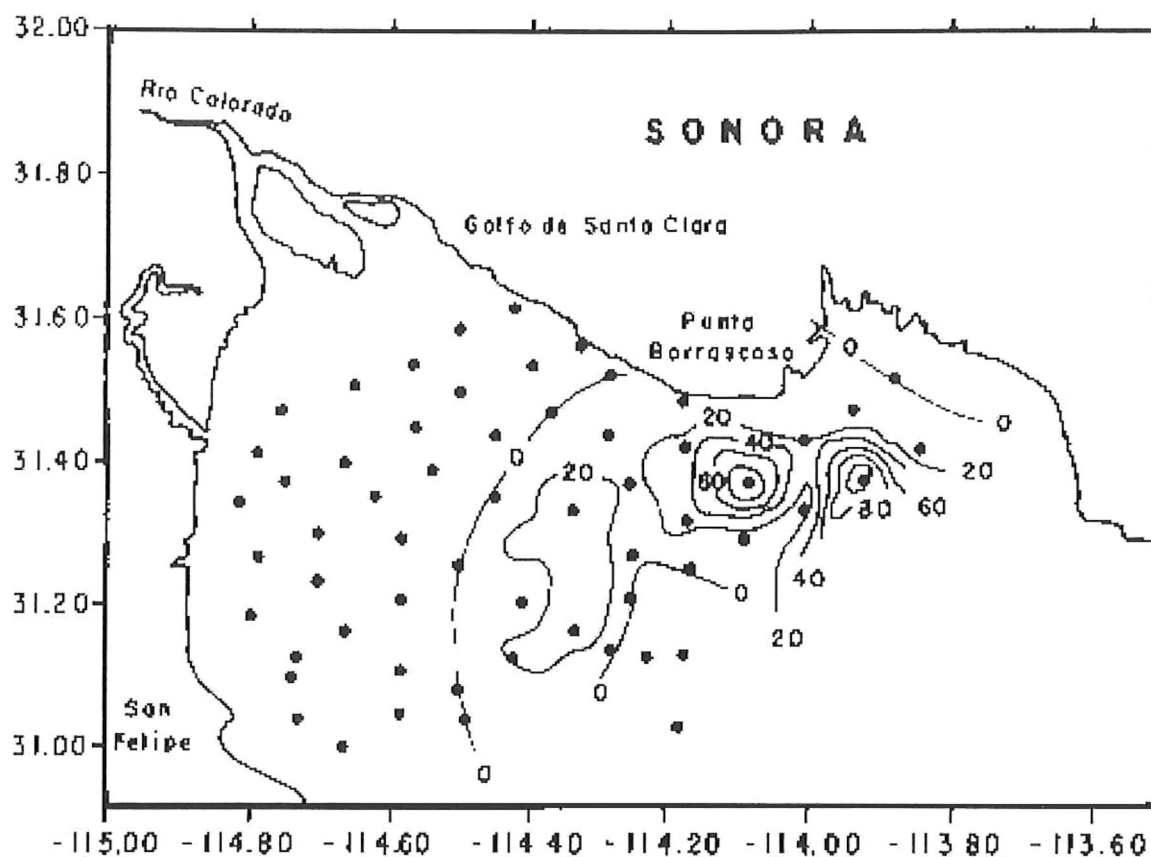


Fig. 5. Distribución de larvas totales de camarones peneidos ($10 \text{ m}^3)^{-1}$ en el AGC.

La distribución espacial fue en forma radial con los valores disminuyendo hacia la costa de Baja California y hacia el estuario del Río Colorado. Los valores fluctuaron entre 2 y 30 larvas por cada 10 m^3 en la mayor parte del área (Fig. 5). Es muy notorio que no se encontraron larvas de peneidos en las localidades muestreadas al norte de San Felipe y Punta Borrascoso.

1.4.2. Frecuencia de tamaños

En general la frecuencia por tamaños de larvas en el área de desove fue muy heterogénea, con tamaños fluctuando entre 1.2 y 4.8 mm de longitud total. En este intervalo de

tamaño se registraron todos los estadios larvales de Zoeas y Mysis, de los cuales el estadio Zoea fluctuó en el intervalo de 1.2 a 2.8 mm y el Mysis en el intervalo de 2.9 a 4.8 mm.

La mayor abundancia de Zoea se encontró en los transectos G y H muy cerca a la costa de Sonora, con máximos de 62 y 80 $(10\text{ m}^3)^{-1}$ en las localidades G13 y H12, respectivamente (Fig. 6 y Tabla II). La proporción por tamaños en estas localidades estuvo representada por 59.5 % y 64.9 % de Zoeas y 40.5 % y 35.1 % de Mysis, respectivamente. Otro núcleo de larvas pero con menor abundancia se registró en la estación H07 con 23 larvas $(10\text{ m}^3)^{-1}$ de las cuales el 63.6 % fueron de Zoea y 36.4 % de Mysis (Fig. 6).

La mayor abundancia de Mysis se presentó también en las localidades G13 y H12 con 42 y 43 larvas $(10\text{ m}^3)^{-1}$ respectivamente, con una ligera dispersión hacia la localidad F13 (Fig. 7 y Tabla II). También se observó otro núcleo de concentración de Mysis en el área comprendida entre las localidades F10 y H06 y H07 con 22, 21 y 13 larvas $(10\text{ m}^3)^{-1}$ respectivamente (Fig. 7 y Tabla II).

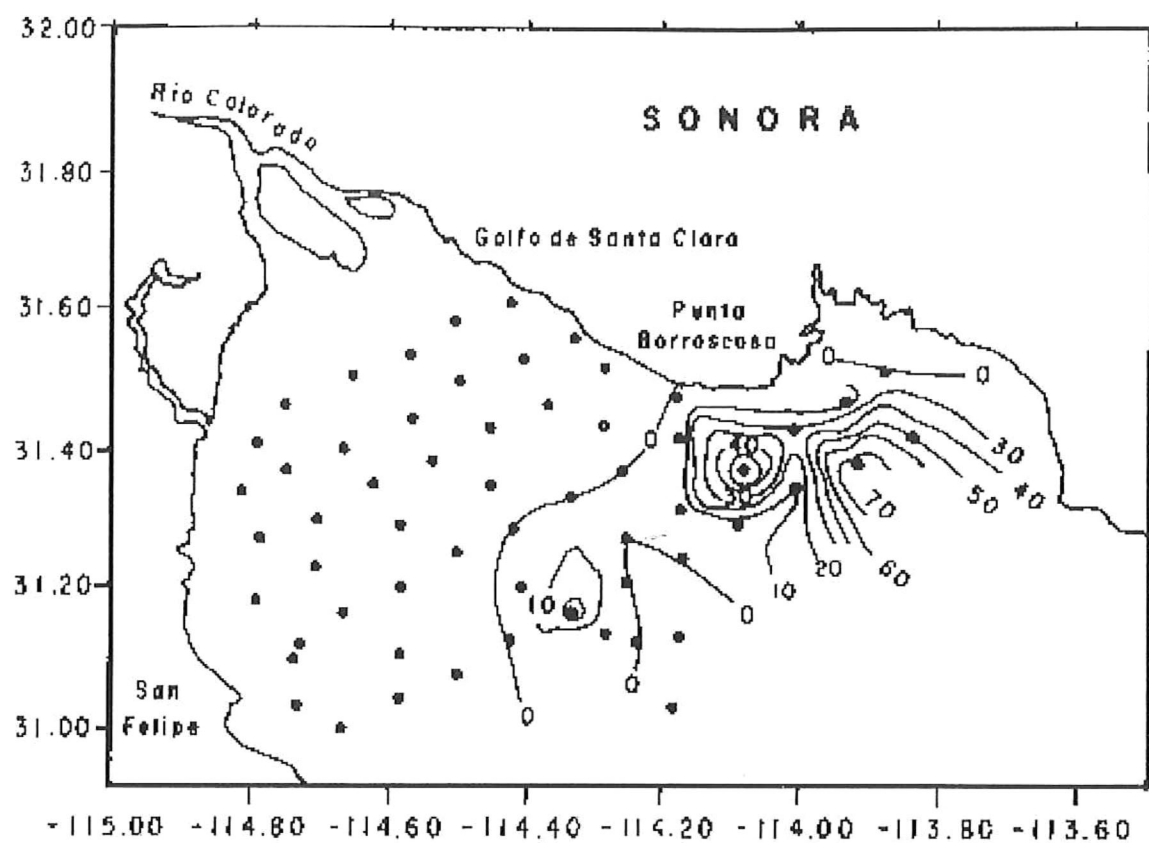


Fig. 6. Distribución de larvas Zoea (10 m^3)⁻¹ en julio de 1999.

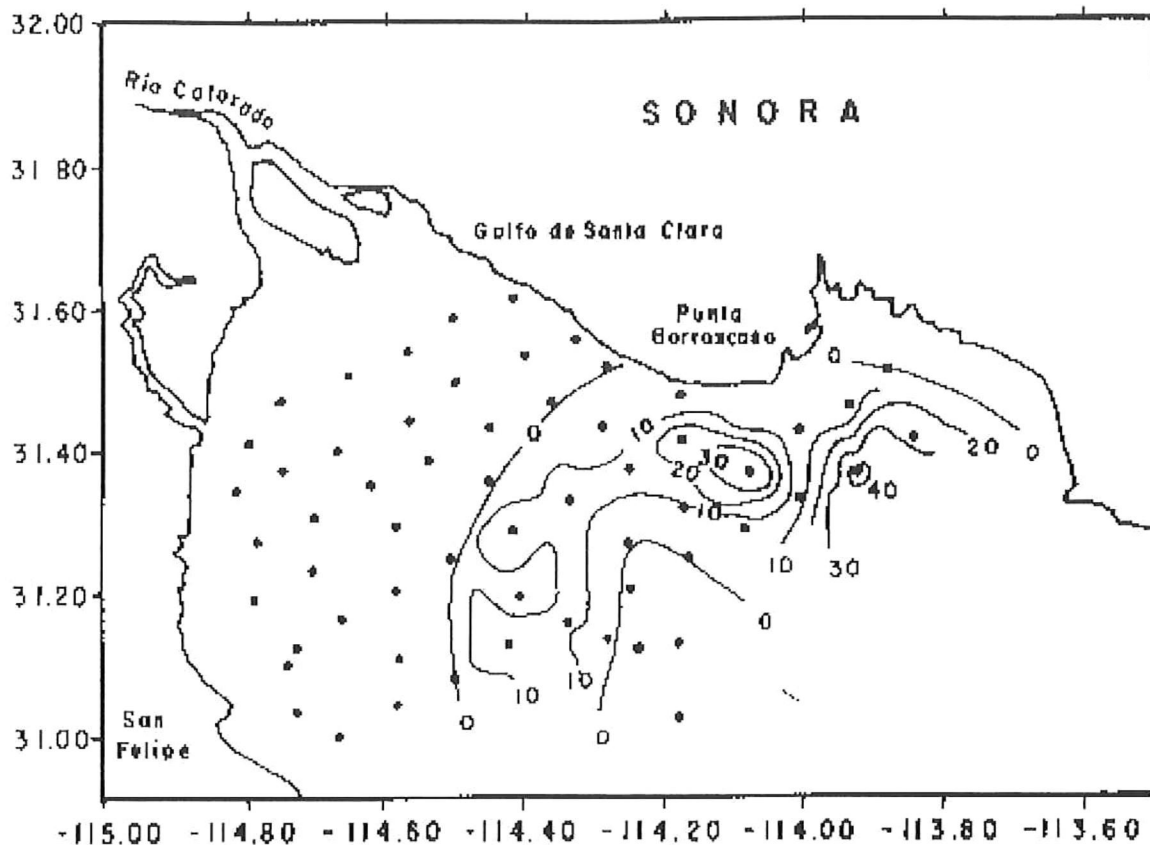


Fig. 7. Distribución de larvas Mysis (10 m^3)⁻¹ en julio de 1999.

I.4.3. Distribución espacial y abundancia de postlarvas

Al igual que en el análisis de larvas, los resultados muestran la presencia de postlarvas de camarones peneidos solamente en muestras colectadas en el período del 29 de junio al 03 de julio. El 100 % de las postlarvas encontradas fueron de *L. stylirostris*.

En general la abundancia de postlarvas fluctuó entre no detectables y 19 postlarvas (10 m^3)⁻¹, con valores entre no detectables y 6 postlarvas (10 m^3)⁻¹ en la mayor parte del área (Fig. 8 y Tabla III). La distribución espacial mostró una progresión de postlarvas hacia el norte del área de producción de larvas, con mayor abundancia en la región del AGC cerca a la costa de Sonora, entre Punta Borrascoso y Santa Clara (Fig. 8). Los valores se incrementaron en forma

radial hacia la costa de Sonora alcanzando el valor máximo de 19 postlarvas $(10\text{ m}^3)^{-1}$ en la localidad D14. (Fig. 8 y Tabla III).

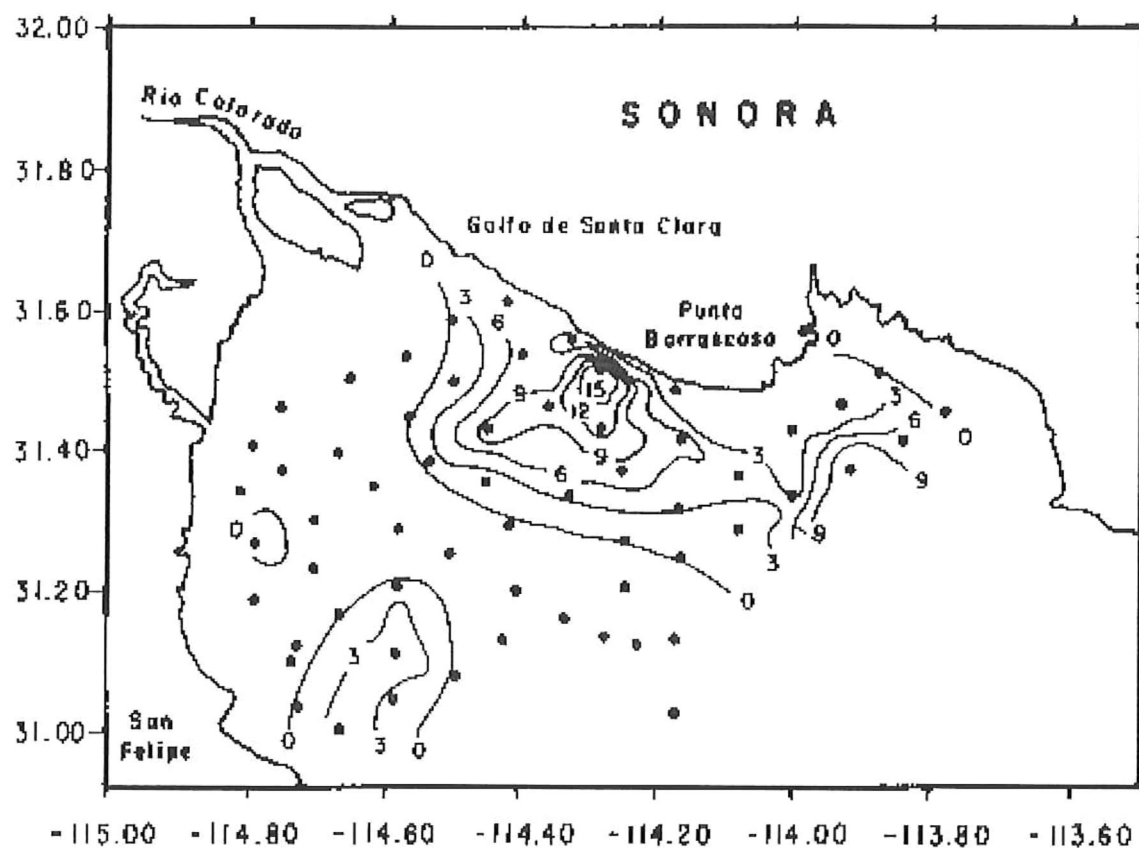


Fig. 8. Distribución espacial de postlarvas de camarón $(10\text{ m}^3)^{-1}$ en julio de 1999.

Tabla III. Abundancia de postlarvas de camarón en las estaciones de muestreo.

Fecha	Estación	Hora	Prof.(m)	<i>L. stylirostris</i> (10 m ³) ⁻¹
30-Jun-99	B 01	09:40	5	0.0
30-Jun-99	B 03	10:35	10	0.0
30-Jun-99	B 05	11:55	10	0.0
30-Jun-99	B 07	13:15	10	0.0
30-Jun-99	B 09	14:15	15	0.0
30-Jun-99	B 11	15:20	15	10.0
30-Jun-99	C 01	21:45	5	0.0
30-Jun-99	C 03	20:55	12	0.0
30-Jun-99	C 05	20:00	15	0.0
30-Jun-99	C 07	18:55	17	0.0
30-Jun-99	C 09	18:00	18	0.0
30-Jun-99	C 11	17:00	15	6.7
30-Jun-99	C 13	16:10	10	5.0
30-Jun-99	D 02	22:40	8	6.3
01-Jul-99	D 04	00:20	15	0.0
01-Jul-99	D 06	01:25	24	0.0
01-Jul-99	D 08	02:23	25	2.0
01-Jul-99	D 10	03:25	20	10.0
01-Jul-99	D 12	04:25	24	10.4
01-Jul-99	D 14	05:25	21	19.0
29-Jun-99	E 02	18:25	10	0.0
29-Jun-99	E 04	19:30	15	0.0
29-Jun-99	E 07	21:13	25	2.0
29-Jun-99	E 09	22:43	25	0.0
29-Jun-99	E 11	09:45	30	13.3
29-Jun-99	E 13	08:05	10	0.0
01-Jul-99	F 02	13:55	17	0.0
01-Jul-99	F 04	13:25	25	0.0
01-Jul-99	F 06	12:35	20	2.5
01-Jul-99	F 08	11:47	20	0.0

Continuación.....

Fecha	Estación	Hora	Prof.(m)	L. stylirostris
01-Jul-99	F 10	10:30	20	0.0
01-Jul-99	F 11	09:30	30	3.3
01-Jul-99	F 12	08:40	30	8.3
01-Jul-99	F 13	07:50	30	6.7
01-Jul-99	G 02	16:30	20	0.0
01-Jul-99	G 05	17:55	30	5.0
01-Jul-99	G 09	19:30	30	0.0
01-Jul-99	G 10	20:15	30	0.0
01-Jul-99	G 11	21:00	30	0.0
01-Jul-99	G 12	22:00	30	3.3
01-Jul-99	G 13	23:00	20	5.0
01-Jul-99	G 14	23:55	9	0.0
02-Jul-99	G 15	00:45	15	0.0
02-Jul-99	G 16	01:25	5	0.0
29-Jun-99	G5	16:15	15	0.0
03-Jul-99	H 02	05:00	25	4.0
03-Jul-99	H 03	04:00	25	2.0
03-Jul-99	H 04	03:00	27	1.9
03-Jul-99	H 06	02:00	30	1.7
02-Jul-99	H 07	07:35	30	1.7
02-Jul-99	H 08	06:43	15	0.0
02-Jul-99	H 09	06:00	30	0.0
02-Jul-99	H 10	05:10	30	0.0
02-Jul-99	H 11	04:25	20	2.5
02-Jul-99	H 12	03:25	15	13.3
02-Jul-99	H 13	02:30	13	7.7
02-Jul-99	W 03	09:45	30	0.0
03-Jul-99	W 04	10:35	30	0.0
02-Jul-99	W 08	09:55	30	0.0
02-Jul-99	W 09	08:15	30	0.0

I.5. DISCUSION

Los resultados de este trabajo son el producto del primer esfuerzo para conocer el comportamiento de larvas de camarones peneidos en la región oceánica del AGC. Los únicos antecedentes en el área de estudio para entender el comportamiento de los estadios tempranos de esta especie son los relacionados con el reclutamiento y la abundancia de postlarvas en dos localidades del AGC (Maciel Gómez, 1995; Castillo Moreno, 1998; Aragón Noriega, 2000; Aragón Noriega y Calderón Aguilera 2000; Licón González, 2000).

Los camarones peneidos desovan fuera del área de crianza, por lo que es importante entender los mecanismos de transporte utilizados por las larvas después del desove para la migración a la zona litoral. En este trabajo se consideró que fenómenos físicos que producen advección oceánica se encuentran asociados a mecanismos de transporte utilizados por los estadios tempranos del camarón y que parte del éxito o fracaso del reclutamiento de postlarvas de camarón al área de crianza depende de estos mecanismos. Subrahmanyam (1971) mencionó que algunos factores que influyen el transporte y la distribución de larvas, son los movimientos propios, la adaptabilidad al medio ambiente que les rodea, el transporte por corrientes y la iluminación.

La distribución espacial de camarones adultos en el AGC durante el período reproductivo se encuentra principalmente a profundidades entre 15 y 25 metros desde un punto central entre San Felipe y Punta Borrascoso hasta muy cerca de la costa al sur de Punta Borrascoso y frente a Bahía Adahir (Rosas Cota *et al.*, 1998; Aragón Noriega *et al.*, 1999). Es probable que esta población de camarones adultos sea también la población de reproductores del AGC, ya que en este trabajo se encontró una buena correspondencia entre la ocurrencia de camarones adultos descrita por los anteriores autores con la distribución de larvas encontrada

en este trabajo. La identificación de larvas y postlarvas de camarones peneidos en este estudio confirma que el camarón azul *L. stylirostris* es la población de camarones más abundante en el AGC y que el área con mayores desoves se encuentra cercana a la costa de Sonora, en la región comprendida frente a Punta Borrascoso y Bahía Adahir.

Aragón Noriega (2000) y Licón González (2000) consideraron la migración de las larvas de camarón mediante “comportamiento pasivo” en línea recta desde Punta Borrascoso al Golfo de Santa Clara, para este propósito consideraron el patrón de circulación del AGC obtenido a partir de un modelo baroclínico tridimensional de capas integrado en la vertical y denominado Hamburg Shelf Ocean Model (HAMSOM), el cual fue desarrollado por Bakhaus (1985) y utilizado para el AGC por Gutiérrez *et al.* (2003) y Marinone (2003). El modelo tiene un tamaño de malla de 2.5' x 2.5' (~3.0 km x 4.6 km) en la horizontal y doce capas en la vertical, el cual está implementado para obtener la la velocidad de la corriente residual utilizando forzamiento por la temperatura superficial del agua, el balance de calor y la elevación de marea.

Para que las larvas puedan migrar los ~60 km que existen entre Punta Borrascoso y el Golfo de Santa Clara, se requiere que las larvas viajen 26 días en forma constante a una velocidad residual de 0.02 m s^{-1} , mientras que a 0.05 m s^{-1} las larvas tardarían los 14 días que es el tiempo de transformación a postlarva (Tabla I). Bajo esta consideración, en este trabajo se planteó que la distribución de los diferentes estadios larvales y postlarvales fuera de la costa estará influenciada por la dirección y velocidad de la corriente residual, por lo que se esperó encontrar un gradiente de dispersión con la mayor abundancia de larvas zoea en el área del desove (Punta Borrascoso), las mysis conforme se alejan del punto de desove y las postlarvas cercanas a Santa Clara.

La velocidad de la corriente residual frente a Punta Borrascoso calculada a partir de los datos obtenidos por los corrientímetros A2 y A3 mostró que no fue constante y con dirección opuesta al estuario del río (Figs. 9, 10 y 11). La menor velocidad de 0.02 m s^{-1} se registró generalmente durante períodos de mareas vivas y muertas (~ 3 a 5 días), mientras que la mayor velocidad de hasta 0.05 m s^{-1} (~ 3 a 5 días) generalmente en períodos de post y pre mareas vivas (Figs. 10 y 11). Estos resultados no sustentan los cálculos realizados por Aragón Noriega (2000) y Licón González (2000), por lo que aparentemente el mecanismo de ingreso de las larvas de camarones al estuario no es utilizando la corriente residual mediante transporte “pasivo”.

La distribución de las larvas por estadios zoeas y mysis mostró una mezcla heterogénea en el área del desove, lo que sugiere que la estrategia reproductiva del camarón es de realizar desoves parciales en tiempos muy cortos y que se mezclaron al no ser dispersadas a grandes distancias. Este patrón de distribución sugiere que la larva utilizó un comportamiento “activo” para permanecer en el área de desove y que probablemente se encuentre asociado a la circulación en forma de giro sincronizada con la capacidad de controlar su posición en la columna de agua como lo encontrado para otras especies de peneidos del Golfo de México (Temple y Clarence, 1967; Munro *et al.*, 1968; Jone *et al.*, 1970; Subrahmanyam, 1971; Criales y Lee, 1995).

Es posible que frente a Punta Borrascoso exista una circulación en forma de giro que favorezca la retención de larvas en el área del desove, ya que Godínez *et al.* (2000) al calcular la corriente residual de los primeros 10 m de la columna de agua en el período de marea viva del 29 junio al 22 de agosto de 1999 (mediciones simultáneas con este estudio), encontraron que los vectores progresivos de la corriente residual calculados a partir de los datos obtenidos

de dos corrientímetros instalados en diferentes localidades cercanas a Punta Borrascoso (A2 y A3) marcaron dirección sur y oeste respectivamente (Figs. 9, 10 y 11).

La acumulación de larvas de camarón en áreas donde la circulación oceánica es en forma de giros, ha sido descrita como favorable para otras regiones ya que este tipo de circulación favorece la acumulación de alimento que favorece la supervivencia y fortaleza de los estadios larvales de camarón en el período larval y además, facilita el movimiento de larvas de peneidos y peces hacia la región costera (Temple y Clarence, 1967; Munro *et al.*, 1968; Jone *et al.*, 1970; Subrahmanyam, 1971; Boehlert y Mundy, 1988; Criales y Lee, 1995). Estos autores mencionaron que la retención de larvas en los giros durante un tiempo posterior al desove permite que las larvas no sean alejadas de la costa, lo que favorece su movilidad a la zona litoral mediante sus actividades endógenas (posición en la columna de agua) sincronizadas con las corrientes de marea.

Los resultados de este trabajo muestran solamente el mecanismo de migración que utilizaron las larvas en un período sin aporte de agua del Río Colorado al estuario, pero el efecto en este mecanismo con el aporte del río es desconocido. Sin embargo y de forma especulativa hasta que se realicen muestreos con flujo del río al estuario, el río puede estimular una corriente perpendicular a la costa de Baja California que favorecería el transporte de las larvas desovadas entre San Felipe y Punta Borrascoso hacia la costa de Baja California y por otro lado puede favorecer el transporte de las larvas hacia una corriente litoral en la costa de Sonora con dirección al estuario como el modelo conceptual de transporte en un estuario descrito por Pinet (1992).

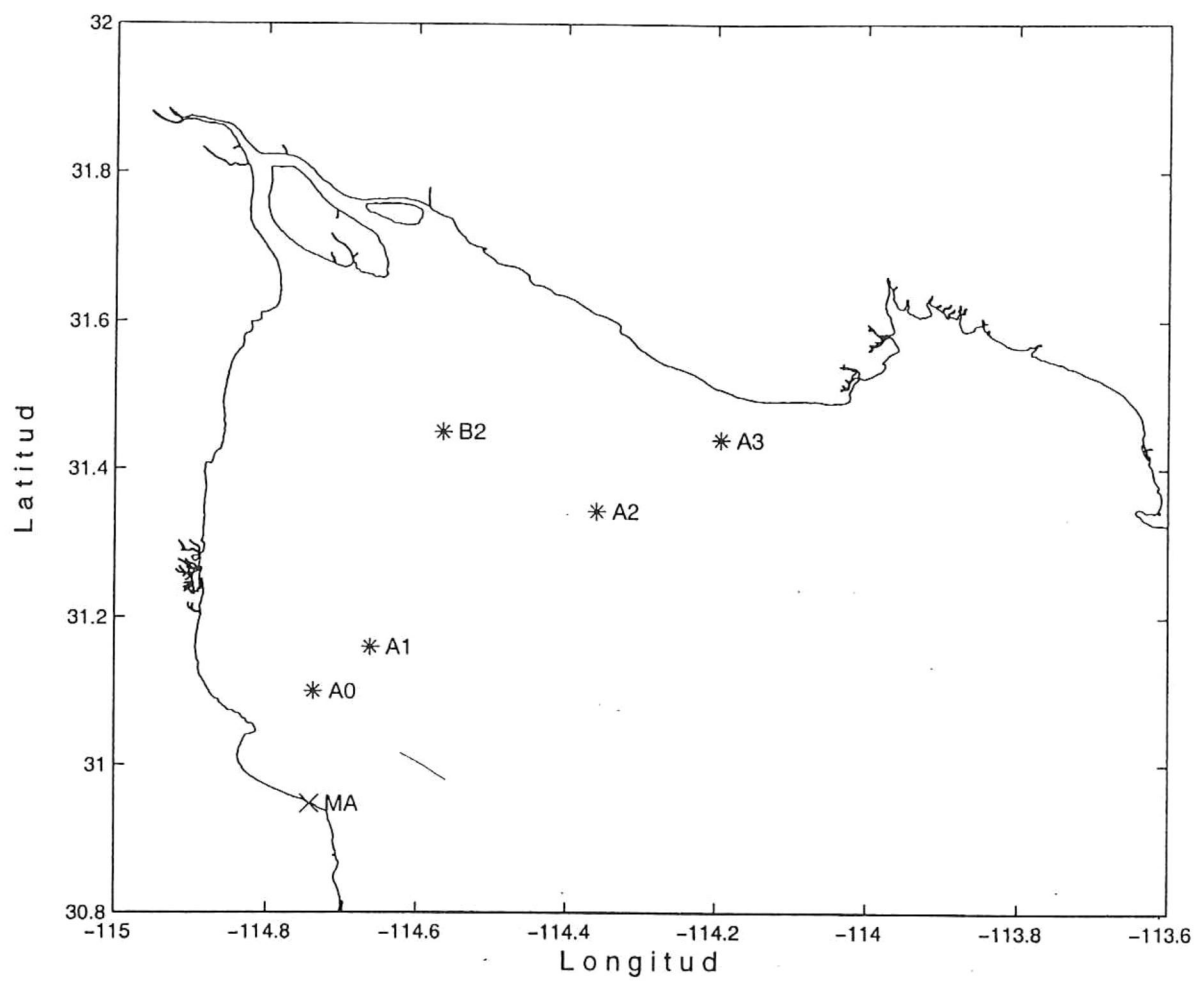


Fig. 9. Localización geográfica de los anclajes de corrientímetros instalados en el AGC durante el período de muestreo. Fuente: Godínez *et al.* (2000).

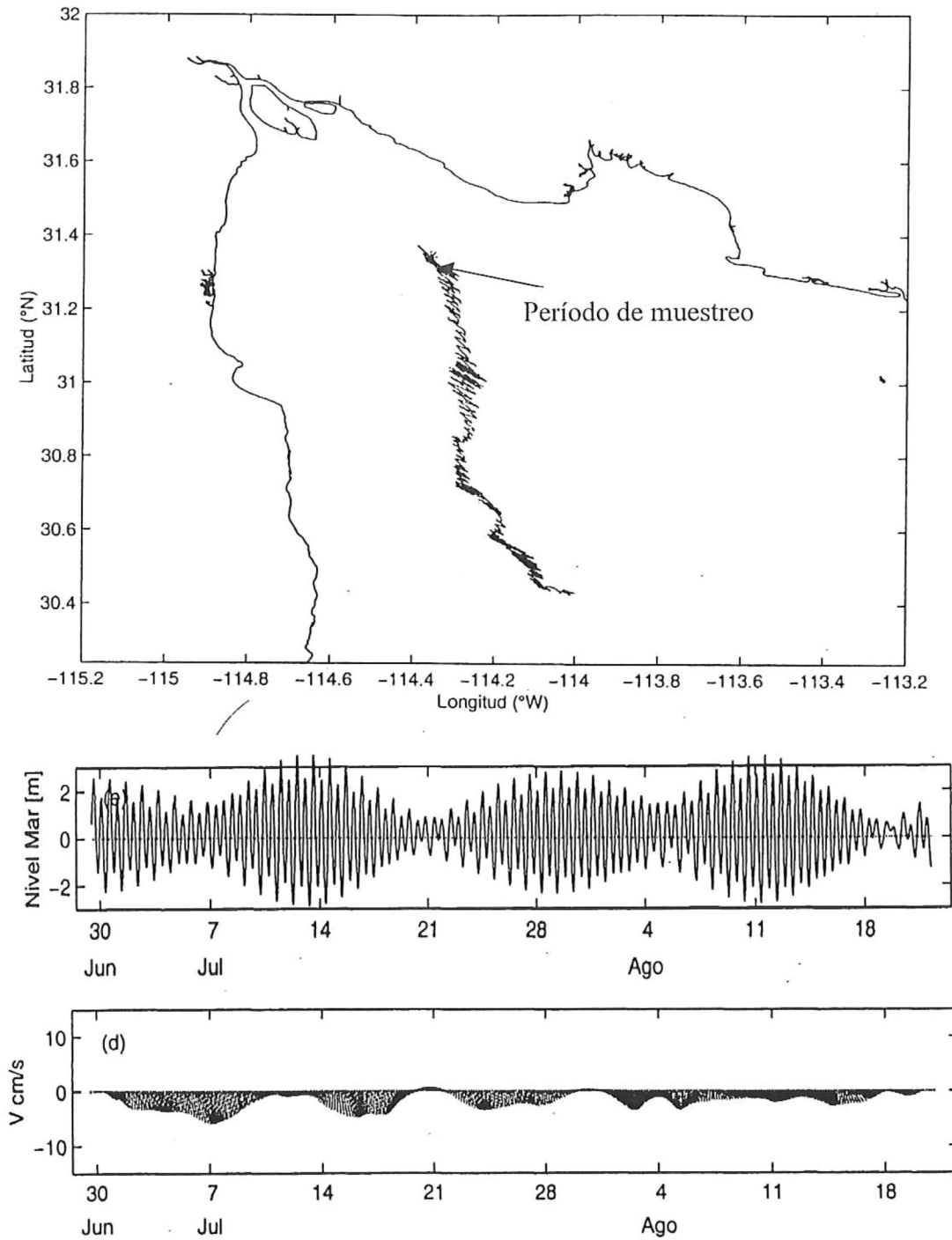


Fig. 10. Vectores progresivos de los datos originales del anclaje A2 en el período 29 de junio al 01 de agosto de 1999 (incluye el período de muestreo); nivel de 10 m sobre el fondo y razón de muestreo de 20 min; predicción del nivel del mar para San Felipe; y velocidad de corriente residual con datos filtrados a intervalos de 180 min. Fuente Godínez *et al.* (2000).

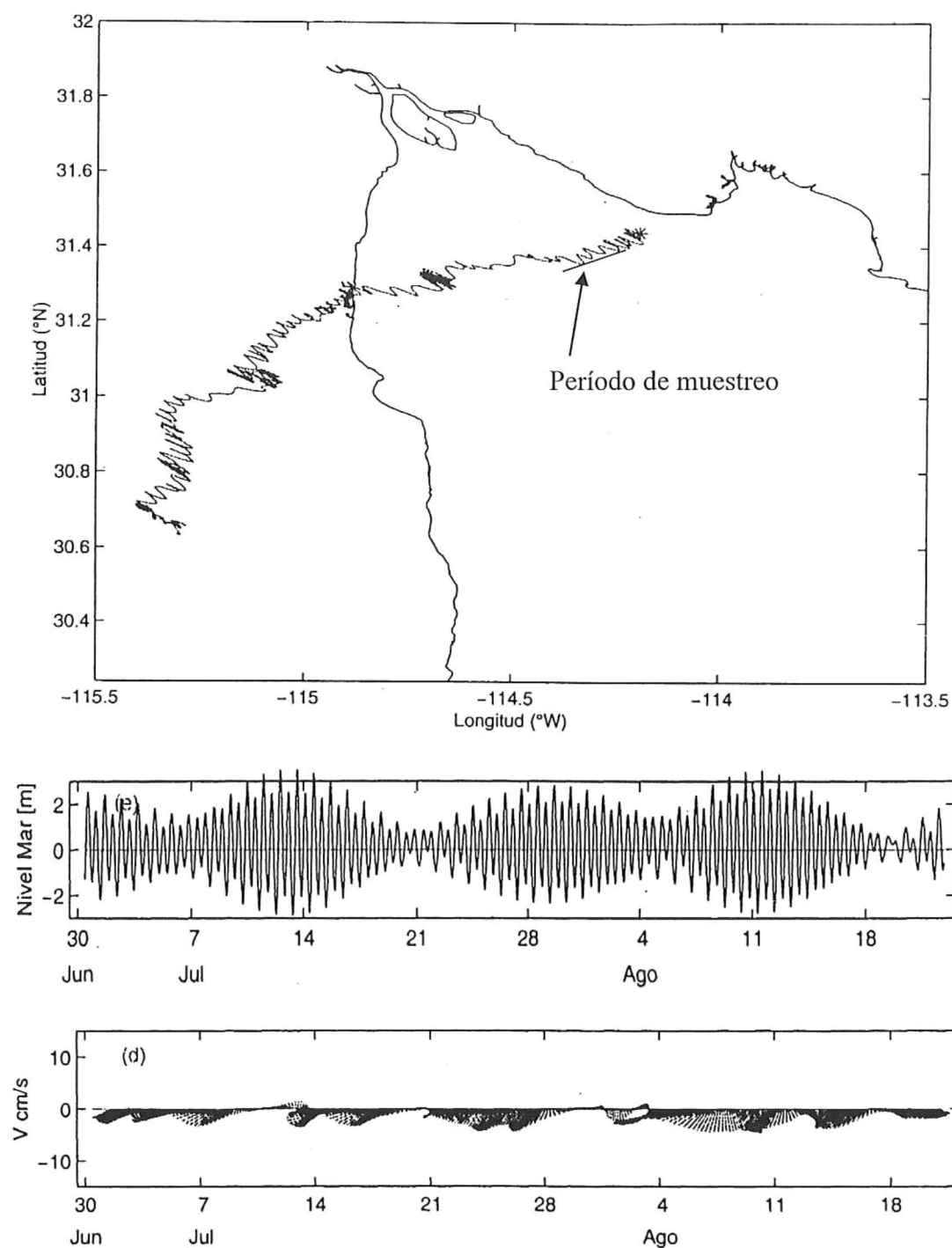


Fig. 11. Vectores progresivos de los datos originales del anclaje A3 en el período 30 de junio al 22 de agosto de 1999 (incluye el período de muestreo); nivel de 10 m sobre el fondo y razón de muestreo de 20 min; predicción del nivel del mar para San Felipe; y velocidad de corriente residual con datos filtrados a intervalos de 180 min. Fuente Godínez *et al.* (2000).

La fortaleza que el organismo adquiera durante el período larval será de vital importancia cuando ingrese al área de crianza (estuario) donde la salinidad reportada por Hernández Ayón *et al.* (1993) alcanza hasta 39 y deberán tener suficiente energía para gastarla en la osmoregulación. Estudios previos con diferentes camarones peneidos han demostrado que son organismos isosmóticos y que 24 es la salinidad a la cual los hemolitos de *L. stylirostris* alcanzan el equilibrio con el agua de mar (Castille Jr. y Lawrence, 1981).

Las larvas de camarón se transforman a postlarvas (PL) en los primeros 12 a 14 días después del desove dependiendo de la temperatura del agua y durante ese tiempo deben alcanzar la costa (Subrahmanyam, 1971; Aragón Noriega y Calderón Aguilera, 2001). Los resultados de este trabajo muestran que las larvas de camarón no fueron transportadas al estuario con la corriente residual en forma “pasiva”, sino que permanecieron la mayor parte del tiempo larval en el área de desove.

La homogeneidad en la dispersión de los estadios postlarvales, con el 100% de PL1 (~13 a 15 días de nacidas) en el área de desove y la zona litoral al Norte de Punta Borrascoso indica que aparentemente las larvas migran “activamente” a la costa en el período de un día posterior al inicio de la transformación a postlarvas. Es por esto que el medio de transporte debió ser con la dirección y la velocidad de las corrientes de marea. Al alcanzar la costa, las postlarvas migran constantemente al estuario utilizando el mismo medio de transporte, de tal forma que en las localidades más cercanas al estuario se encontró mayor heterogeneidad, con PL2-PL7 (~14-18 días) y solamente en la localidad C13 se encontraron PL7-PL11 (~18-22 días).

A diferencia del comportamiento larval en el que la permanencia de las larvas en el área de desove mezcla las larvas de distintos desoves, para el caso de las postlarvas, la

homogeneidad en la frecuencia de tallas mostró que la mayor población de postlarvas cercana a Punta Borrascoso proviene de una misma generación y que las postlarvas no permanecen por períodos largos en esa región ya que migran constantemente al área de crianza con cada corriente de marea favorable.

Aunque los estadios tempranos de camarones peneidos migran de la zona marina hacia habitats estuarinos, el mecanismo por el cual este proceso ocurre en el Alto Golfo de California (AGC) ha sido muy poco descrito. Solamente Calderón Aguilera *et al.* (2003) y .Gutiérrez *et al.* (2003) han intentado describir la migración de las larvas de camarones al estuario utilizando el patrón de circulación simulado con un modelo numérico baroclínico tridimensional. Los autores anteriores obtuvieron resultados distintos, ya que Calderón Aguilera *et al.* (2003) utilizaron el modelo solamente con la corriente residual y sugirieron que los orígenes de las larvas podrían ser del lado de Baja California y del lado de Sonora, los cuales estarían situados al sur de Puerto Peñasco a la altura del Desemboque. Por otro lado, Gutiérrez *et al.* (2003) utilizaron el mismo modelo pero lo simularon con partículas en movimiento, sus resultados sugirieron que las larvas no podrían viajar más de 40 kms y que los orígenes podrían estar en la región cercana a Punta Borrascoso y en una región entre San Felipe y Punta Borrascoso (al norte de Puerto Peñasco). Sin embargo ambos trabajos no realizaron colectas de larvas de camarón para confirmar sus resultados.

Aragón Noriega y Calderón Aguilera (2001) indicaron que las postlarvas muestreadas en San Felipe fueron sistemáticamente mas jóvenes que las del Golfo de Santa Clara, este resultado fue contrario a lo que esperaban considerando que la distancia a viajar de Punta Borrascoso donde se reporta la población mas importante de reproductores es mas corta al Golfo de Santa Clara que a San Felipe. Es probable que los resultados que obtuvieron esos

autores sean debido a que las postlarvas que arriban a la costa de Baja California sean originadas por un grupo de reproductores que generan larvas en la región central entre San Felipe y Punta Borrascoso, mientras que las que llegan al Golfo de Santa Clara sean originadas en un punto cercano a Punta Borrascoso como se muestra en las gráficas de distribución de larvas de este trabajo y sustentado por los resultados de Gutiérrez *et al.* (2003). Con estos orígenes de las larvas, la distancia es más corta de un punto entre San Felipe y el Borrascoso hacia la Baja California que de Punta Borrascoso al Golfo de Santa Clara.

Al comparar series de tiempo simultáneas en localidades cercanas al Golfo de Santa Clara y San Felipe, Castillo Moreno (1998) encontró que la abundancia máxima de postlarvas en julio de 1996 fue de 1,500 postlarvas m^{-3} en el Golfo de Santa Clara y 250 postlarvas m^{-3} en San Felipe y que la mayor abundancia en ambas localidades fue registrada durante marea muerta (Fig. 12). La diferencia en abundancia de postlarvas entre ambas costas indica que el ingreso de las postlarvas de camarón al área de crianza se realiza principalmente por la costa de Sonora, lo que es confirmado con los resultados obtenidos en este trabajo, ya que la mayor abundancia de larvas fue encontrada frente a Punta Borrascoso.

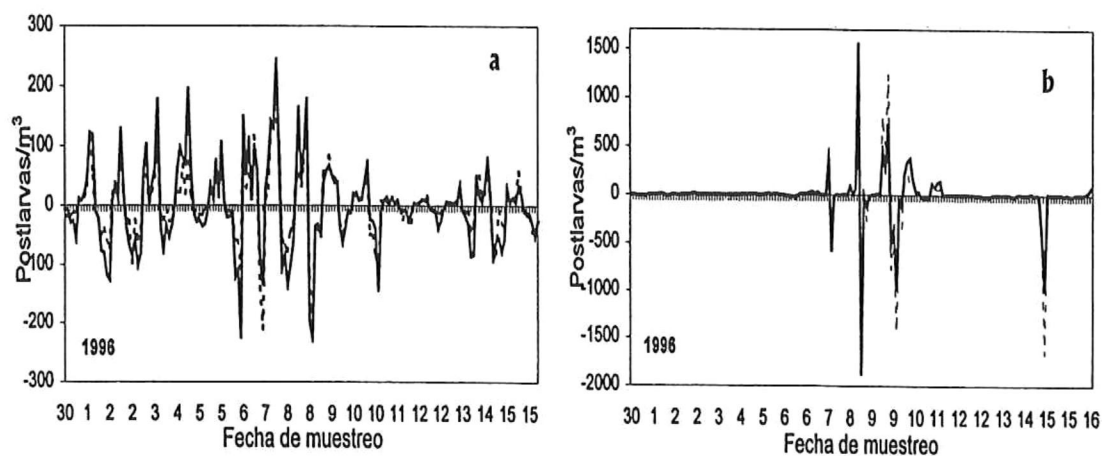


Fig. 12 Abundancia de postlarvas de camarón en San Felipe (a) y Santa Clara (b) en julio de 1996. Números negativos indican período nocturno. Fuente: Castillo Moreno (1998).

Es probable que las postlarvas ingresen al área de crianza mediante transporte “activo”, ayudadas por la corriente de marea y la corriente litoral con dirección norte. Las lengüetas de sedimentos depositadas en la costa desde Punta Borrascoso hasta el Golfo de Santa Clara evidencian el transporte litoral predominante hacia el norte (Fig. 13). Como las postlarvas de camarón tienen capacidad natatoria, su comportamiento “activo” les permite asentarse en el fondo durante el refluo de marea para no ser transportadas lejos del área de crianza, pero durante el flujo de marea las postlarvas se ponen en suspensión utilizando sus pleópodos para ser transportadas por la corriente de marea hacia el área de crianza (Hughes, 1969; Rothlisberg, 1982; Forbes y Benfield 1986; Rothlisberg, 1995; Rothlisberg *et al.*, 1996).

Por otro lado, Godínez *et al.* (2000) reportaron que para la costa de Baja California la corriente residual en las localidades A0 y A1 a 10 m de profundidad fue con dirección sur y que la mayor velocidad residual se registró durante marea pre-viva o post-viva (Figs. 9, 14 y 15). Aunque el resultado de la corriente residual medida fuera de la costa en el período de estudio es con dirección sur, la formación de lengüetas de sedimentos depositados en una franja de ~25 km al Norte de San Felipe evidencia un transporte litoral predominante hacia el norte (Fig. 16). Así como las postlarvas de camarón utilizan la corriente de marea y la corriente litoral con dirección norte para ingresar al estuario por el lado de Sonora, es probable que el mismo tipo de corrientes sean utilizadas por la costa de Baja California (Fig. 16).

La hipótesis original de este trabajo se basó en que el éxito de la migración “pasiva” de larvas a la costa dependía de la velocidad y dirección de la corriente residual predominante durante el desove y que el transporte de larvas a la costa se realizaría durante el período de 12 días de transformación a postlarvas. Con este criterio se debieron encontrar los primeros estadios larvales (Zoeas) en el área de desove, con una distribución de Mysis y postlarvas

conforme se alejan del área de desove y con dirección a la corriente residual. Los resultados obtenidos no apoyan la hipótesis planteada en este trabajo ya que la distribución de los diferentes estadios larvales fue heterogénea en el área del desove, lo que indica que las larvas no fueron transportadas por la corriente residual. Por otro lado, la corriente residual medida durante el estudio fue con dirección opuesta al estuario del Río Colorado, lo que indica que la migración de las larvas fue “activa” y el medio de transporte fué por las corrientes de marea y/o las corrientes litorales y no por las corrientes residuales.

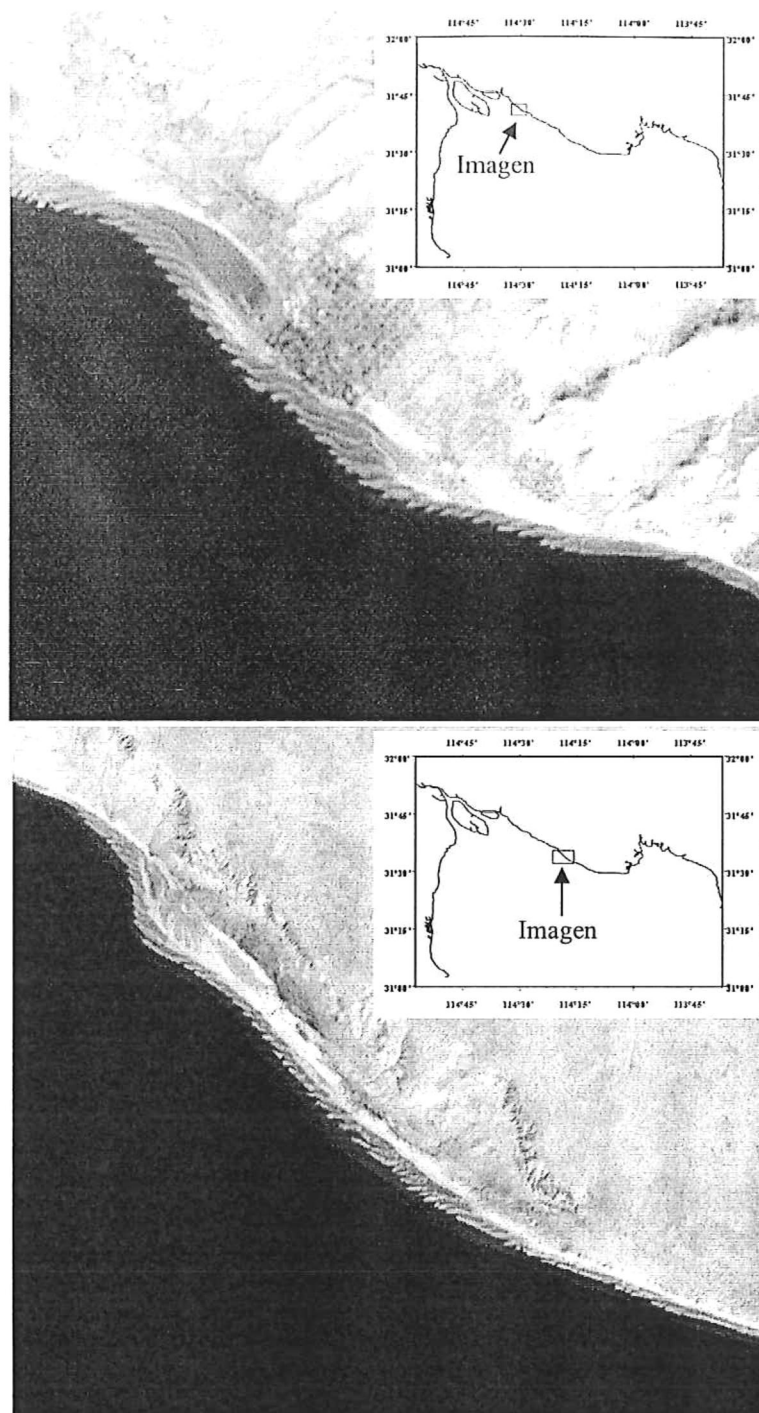


Fig. 13. Imagen de satélite LandSat 7 ETM que muestra lengüetas de depositación de sedimentos en la zona litoral de Sonora en el AGC y que marca la corriente litoral dominante en esta región.

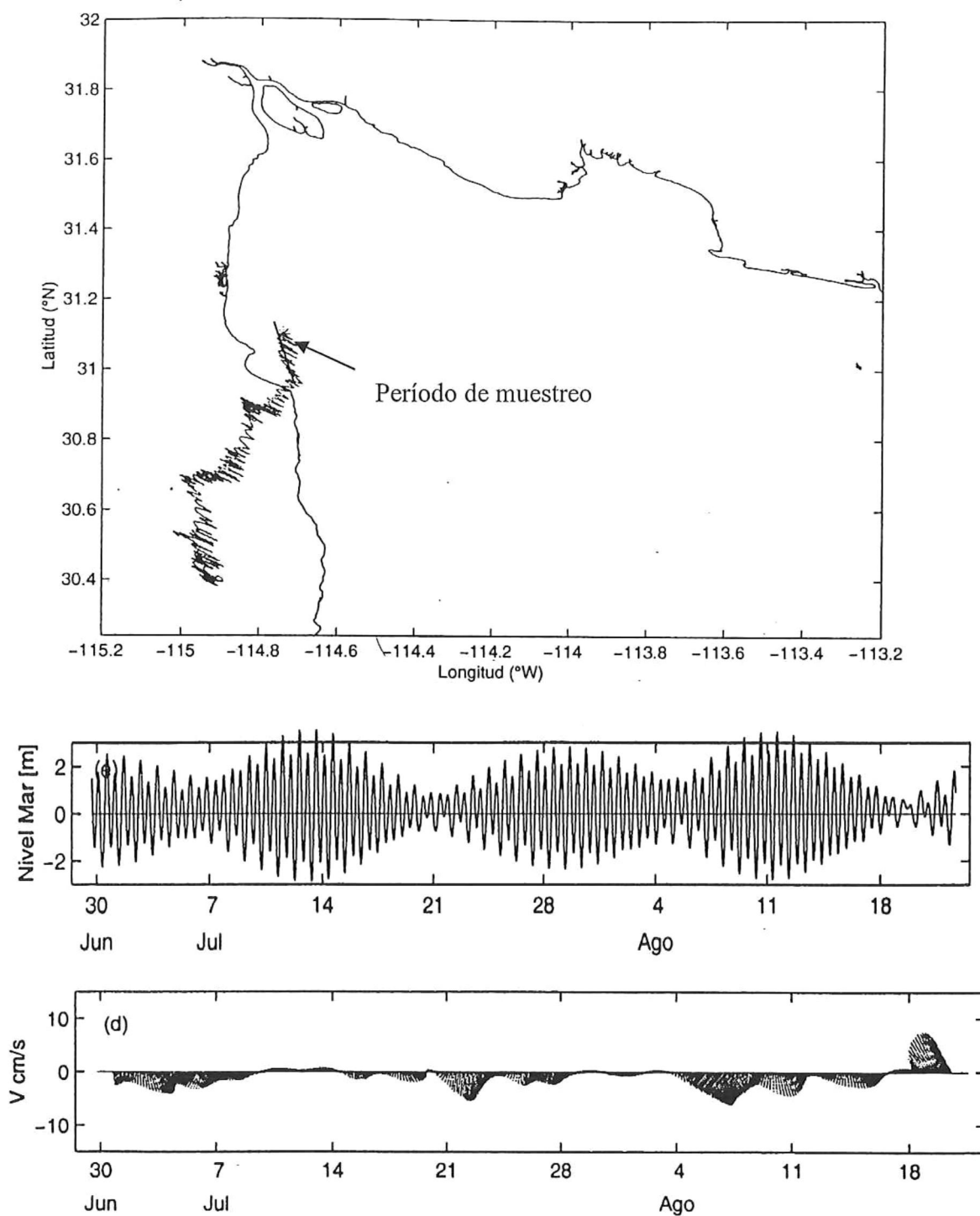


Fig. 14. Vectores progresivos de los datos originales del anclaje A0 en el período 29 de junio al 22 de agosto de 1999 (incluye el período de muestreo); nivel de 10 m sobre el fondo y razón de muestreo de 5 min; predicción del nivel del mar para San Felipe; y velocidad de corriente residual con datos filtrados a intervalos de 180 min. Fuente Godínez *et al.* (2000).

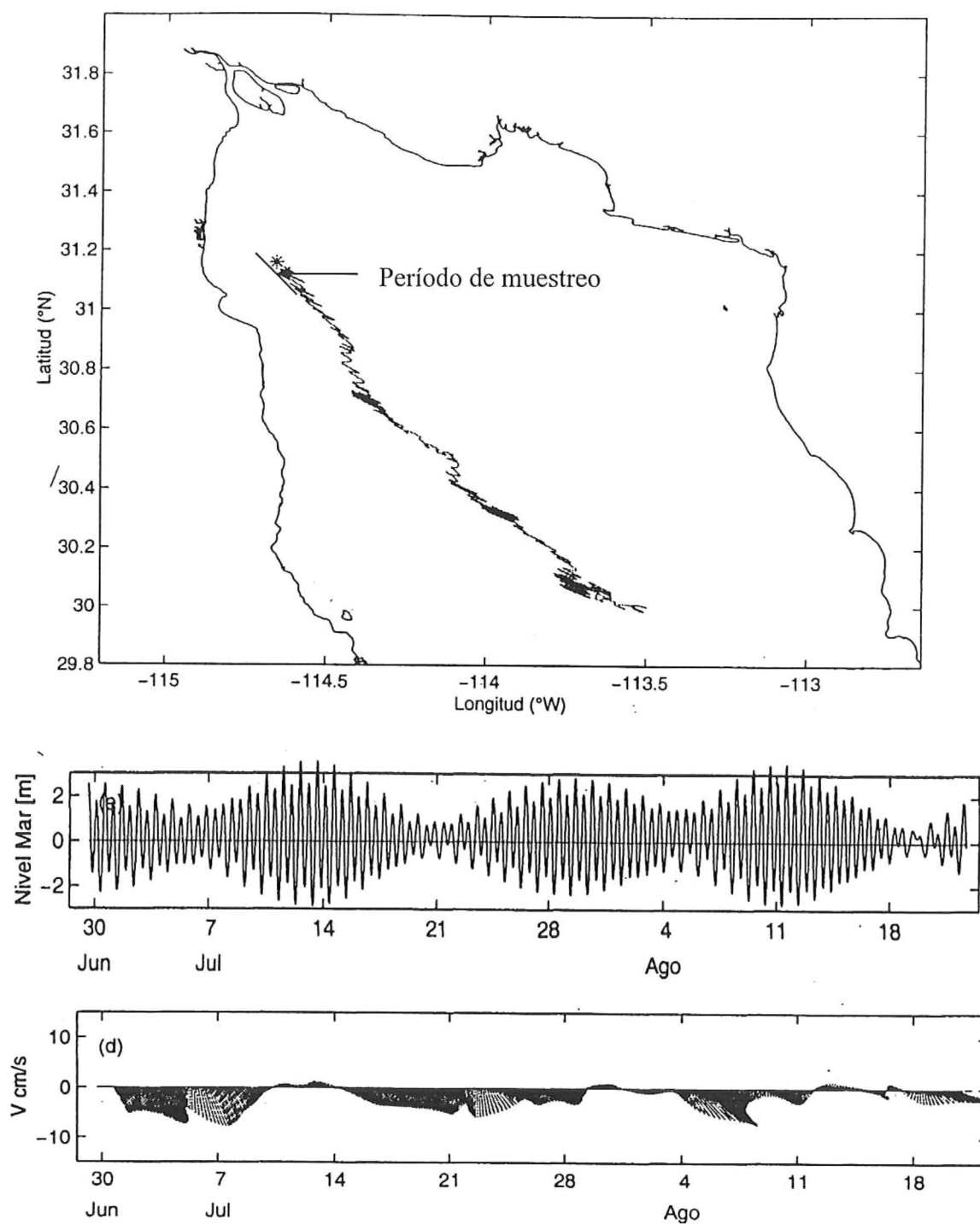


Fig. 15. Vectores progresivos de los datos originales del anclaje A1 en el período 29 de junio al 22 de agosto de 1999 (incluye el período de muestreo); nivel 10 m sobre el fondo y razón de muestreo de 5 min; predicción del nivel del mar para San Felipe; y velocidad de corriente residual con datos filtrados a intervalos de 180 min. Fuente Godínez *et al.* (2000).

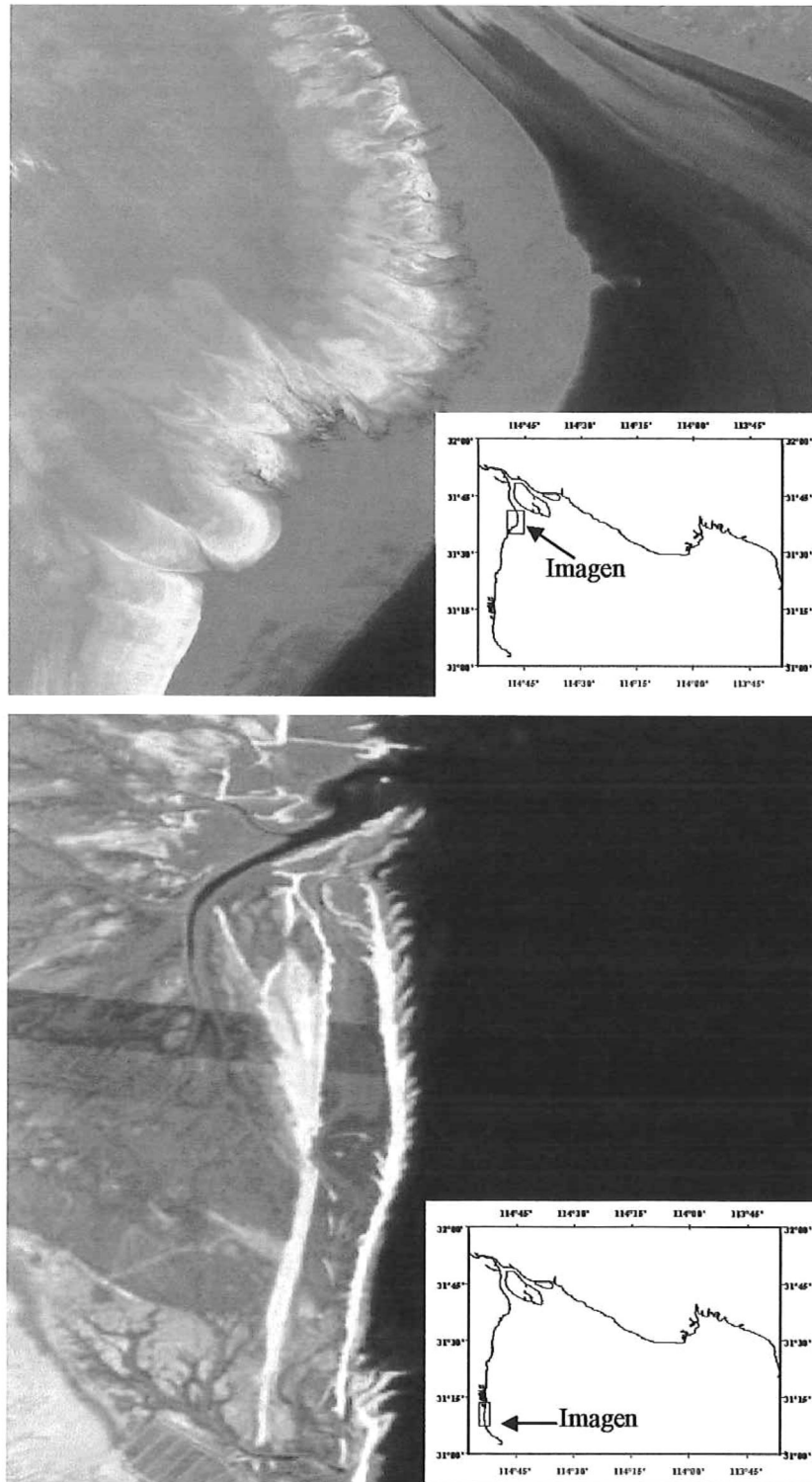


Fig. 16. Imagen de satélite LandSat 7 ETM que muestra lengüetas de depositación de sedimentos en la zona litoral de Baja California en el AGC y que marca la corriente litoral dominante en esta región.

I.6. CONCLUSIONES.

- 1.- El área con mayor abundancia de larvas se encontró cercana a la costa de Sonora, en la región oceánica al sur de Punta Borrascoso y frente a Bahía Adahír, en concordancia con el área con mayor abundancia de camarones reproductores adultos reportada en la literatura.
- 2.- Las larvas de camarón presentaron una distribución heterogénea en el área del desove, con una mezcla de diferentes estadios zoeas y mysis provenientes de diferentes desoves, lo que sugiere un comportamiento “activo” para su migración a la zona litoral sin el aporte de agua del río.
- 3.- La mayor cantidad de postlarvas de camarón alcanza inicialmente la zona litoral ligeramente al norte de Punta Borrascoso y la migración al estuario se realiza constantemente utilizando la corriente de marea y/o la corriente litoral.
- 4.- Las postlarvas de peneidos mas abundante en el AGC son de *Litopenaeus stylirostris*.

II. RECLUTAMIENTO DE POSTLARVAS Y JUVENILES DE CAMARÓN AZUL (*Litopenaeus stylirostris*) Y CAMARÓN CAFÉ (*Farfantepenaeus californiensis*) AL ESTUARIO DEL RÍO COLORADO.

II.1. INTRODUCCION

El estuario de Río Colorado está reconocido como área de crianza de numerosas especies de invertebrados, mamíferos marinos, peces y algunas en peligro de extinción como la vaquita marina (*Phocoena sinus*) y la totoaba (*Totoaba macdonadi*). Sin embargo, no existen trabajos con datos publicados que apoyen la afirmación de ser área de crianza. Los únicos trabajos que reportan la presencia de postlarvas y juveniles del camarón *L. Stylirostris* en el AGC y estuario del Río Colorado son los de Felix Pico y Mathews (1975) y García Pamanes y Chi Barragán (1991), éste último es un reporte no publicado y sus resultados subestiman el uso del estuario como área de crianza ya que el número de organismos capturados fue muy bajo.

Los únicos datos publicados que avalan el reclutamiento de postlarvas de camarón en la zona litoral adyacente al estuario del Río Colorado son series de tiempo simultáneas en San Felipe y Golfo de Santa Clara para la captura de postlarvas de *L. Stylirostris* y *F. californiensis* por Aragón Noriega y Calderón Aguilera (2000) y Calderón Aguilera *et al.* (2002). Aunque estos autores no reportaron la presencia de juveniles de camarón, mencionaron la posibilidad del uso de la zona litoral del AGC como área de crianza.

Los camarones peneidos desovan fuera de la costa y sus larvas son transportadas por corrientes marinas hacia la región litoral (Pearson, 1939; Rothlisberg y Miller, 1983; Rothlisberg y Church, 1994). Las postlarvas (PL) ingresan a los estuarios durante una etapa de su vida en busca de alimento y protección. En general, está reportado que permanecen en el área estuarina por espacio de dos a cuatro meses, para posteriormente incorporarse a la

población adulta fuera del estuario (Fig. 1). El proceso de reclutamiento de postlarvas de camarón al estuario y de juveniles al océano es importante para el comportamiento posterior de la pesquería de este crustáceo, ya que constituye la vía de renovación de las poblaciones adultas y el éxito de la clase anual para las futuras generaciones (Nance y Pantela, 1989; Criales y Lee, 1995; Aragón Noriega, 2000).

A diferencia de las condiciones hidrológicas en las que las postlarvas crecen en sistemas estuarinos y migran como juveniles al mar, en el AGC y estuario del Río Colorado desde los años 1930's en que se inició la construcción de presas en los EUA se recibe escaso volumen de agua dulce, por lo que la mayor parte del tiempo la salinidad incrementa hacia el interior, como se reporta en los estudios realizados por Alvarez Borrego *et al.* (1975), Hernández Ayón *et al.* (1993), Cupul Magaña (1994), Lavín *et al.* (1998) y Lavín y Sánchez (1999).

De la escasa información disponible en la literatura, solamente Hernández Ayón *et al.* (1993) y Cupul Magaña (1994) han reportado valores de salinidad hacia el interior del estuario que incrementan desde 36 al sur de las islas Montague y Pelicano, hasta 39 al norte de la isla Montague. A pesar de lo anterior hay una abundancia notable de postlarvas de camarón azul *L. stylirostris* en toda la zona litoral del AGC. Es decir, en el AGC a pesar de la alta salinidad, las postlarvas de camarón continúan utilizando la zona litoral como área de crianza, sin embargo, el grado de afectación en el desarrollo de las postlarvas y los juveniles sometidos a la alta salinidad en el estuario del río es desconocido.

El mecanismo utilizado por las postlarvas para ingresar al área de crianza, donde la corriente de marea tiene un papel primordial para el transporte e inmigración de postlarvas a la costa responde a diferentes estímulos físicos tales como diferencias de presión, salinidad y

temperatura. Hannah (1993) encontró una fuerte correlación entre reclutamiento de postlarvas y diferencias de nivel del mar asociadas a diferencias de presión durante las corrientes costeras, con estas diferencias de presión el organismo selecciona la marea para ponerse en suspensión e ingresar al área de crianza. Barton *et al.* (1993) mencionaron que las postlarvas de camarón utilizan los frentes térmicos y salinos en combinación con el ciclo de comportamiento diurno para seleccionar apropiadamente la dirección del flujo que facilite la acumulación de postlarvas en la boca de los estuarios. Así como las postlarvas utilizan diferentes estímulos para ingresar al área de crianza, la migración de camarones subadultos (juveniles) del estuario al océano es estimulada por la descarga del río (De Ben *et al.*, 1990; Vance *et al.*, 1998).

Cambios positivos o negativos han sido reportados para el reclutamiento de camarones peneidos debido a cambios en la dimensión del área de crianza, así como al aporte de agua dulce por lluvias o ríos (García, 1985; Gracia Gasca, 1989, 1991; Penn, 1984; Penn y Caputi, 1985, 1986; Gracia, 1991). Estos autores mencionaron que la descarga del río influencia el asentamiento postlarval, la supervivencia y el crecimiento, además de proporcionar mayor disponibilidad de espacio y alimento.

Los procesos que influyen en el reclutamiento son aún discutidos y generalmente se parte de la premisa que existe una proporción stock-recluta (progenitor-progenie). Dos son las líneas principales de estudio de esta proporción: la primera descrita mediante una curva asintótica en que llegando a un punto en la proporción stock-recluta, el reclutamiento ya no se incrementa y permanece constante; la segunda descrita por una curva en forma de domo donde posterior al punto máximo de la proporción stock-recluta el reclutamiento disminuye. La discusión se centra entonces en las condiciones que afectan el reclutamiento, donde

algunos autores afirman que las condiciones oceanográficas son las que determinan el éxito reproductivo, mientras otros afirman que el stock remanente después de la pesca será responsable de continuar con el ciclo (García, 1996).

Partiendo de la relación stock–recluta se han diseñado modelos matemáticos para el manejo de la pesquería de camarones peneidos (García, 1996). Se ha encontrado una mejor aproximación a las capturas comerciales cuando se incluyen las descargas de ríos y la temperatura superficial del mar que sin considerar las condiciones oceanográficas (García, 1996).

Se requiere una base de datos con abundancias de larvas en el área de desove del AGC, de postlarvas y juveniles en el estuario del Río Colorado, así como las características hidrológicas de temperatura, salinidad, clorofila y productividad orgánica primaria en esas áreas durante eventos con y sin aporte de agua del Río Colorado. Esto incluye información sobre reclutamiento, crecimiento y supervivencia de la especie en el estuario. La información puede ser de utilidad para integrarse a modelos matemáticos aplicados a las pesquerías y que ayuden a predecir la explotación comercial de camarón en el AGC.

Es por eso que en este estudio se propuso cuantificar la variación temporal en abundancias y tallas de postlarvas y juveniles de *L. stylirostris* y *F. californiensis* en el Canal Santa Clara, un estero fuertemente influenciado por la marea en el estuario del Río Colorado.

II.1.1. Hipótesis

- 1.- Los camarones peneidos del AGC *L. stylirostris* y *F. californiensis* utilizan el estuario del Río Colorado como área de crianza.
- 2.- Los estadios postlarvales y juveniles de camarón utilizan el flujo y reflujo de la corriente de marea como medio de transporte para ingresar y salir del área de crianza.

- 3.- Las postlarvas y los juveniles utilizan el área de crianza por períodos relativamente cortos en el orden de semanas.

II.1.2. Objetivos

- 1.- Determinar el período y la especie con mayor reclutamiento de postlarvas de camarón al estuario del Río Colorado.
- 2.- Cuantificar la abundancia de postlarvas y juveniles de camarón azul (*L. stylirostris*) y camarón café (*F. californiensis*) que se reclutan al estuario del Río Colorado por corrientes de marea de marzo a noviembre del 2000.
- 3.- Cuantificar los tiempos de desarrollo postlarvales y juveniles durante su permanencia en el área de crianza.

II.2. MATERIALES Y MÉTODOS

II.2.1. Descripción general del área

El estuario del Río Colorado es un sistema macro-mareal (~7m) de ~165,000 ha localizado en el extremo norte del Alto Golfo de California (Filloux, 1973). Es un sistema dominado por canales y esteros con condiciones de marea similares a las reportadas por Gutiérrez y González (1989) para San Felipe. El río se ramifica en su desembocadura en dos canales principales que rodean la isla Montague, posteriormente al llegar a la isla Pelicano el canal del lado de Sonora se ramifica también en dos canales antes de alcanzar el AGC (Fig. 17).

Existe un número pequeño de esteros laterales a los canales principales propiamente conocidos como Canal Santa Isabel y Canal Santa Clara que se distinguen de numerosos esteros laterales menores por su mayor longitud y profundidad (Fig. 17). Las islas Pelicano y Montague rodeadas por los canales principales permanecen casi completamente sumergidas

en períodos extremos de marea alta. La vegetación consiste casi por completo de *Distichlis palmeri*, la cual está presente solamente a elevaciones mayores de 5 m sobre el nivel medio del mar (NMM). Una baja descarga de agua de río y una alta razón de evaporación propician un estuario negativo o antiestuario, donde la salinidad alcanza valores de hasta 39 al Norte de la Isla Montague durante marea baja (Hernández Ayón *et al.*, 1993).

Se utilizó el Canal Santa Clara como sitio de estudio (Fig. 17). Este “canal” es un estero de aproximadamente 5 km de largo, 75 m de ancho y 6 m de profundidad, el cual se vacía de agua completamente durante marea viva mínima baja. Se encuentra localizado en la costa de Sonora en la región Sur del estuario del Río Colorado, se llena de agua de mar por medio de la marea y no tiene aporte de agua dulce.

II.2.2. Colecta de muestras

Para la colecta de muestras se eligió un punto fijo en el interior del Canal Santa Clara localizado aproximadamente a 300 m de la boca que comunica al canal principal frente a la Isla Pelicano (Fig. 17).

El muestreo fue diseñado bajo dos escalas temporales:

1.- En el período del 17 de marzo al 23 de noviembre del 2000 se colectaron muestras cada dos semanas y al menos por dos ciclos de marea viva continuos (flujo y reflujo) (Tabla IV).

2.- Del 31 de mayo al 6 de junio y del 12 al 17 de junio del 2000 se realizaron series de tiempo intensivas, colectando muestras diariamente en flujo y reflujo de mareas vivas (Tabla IV).

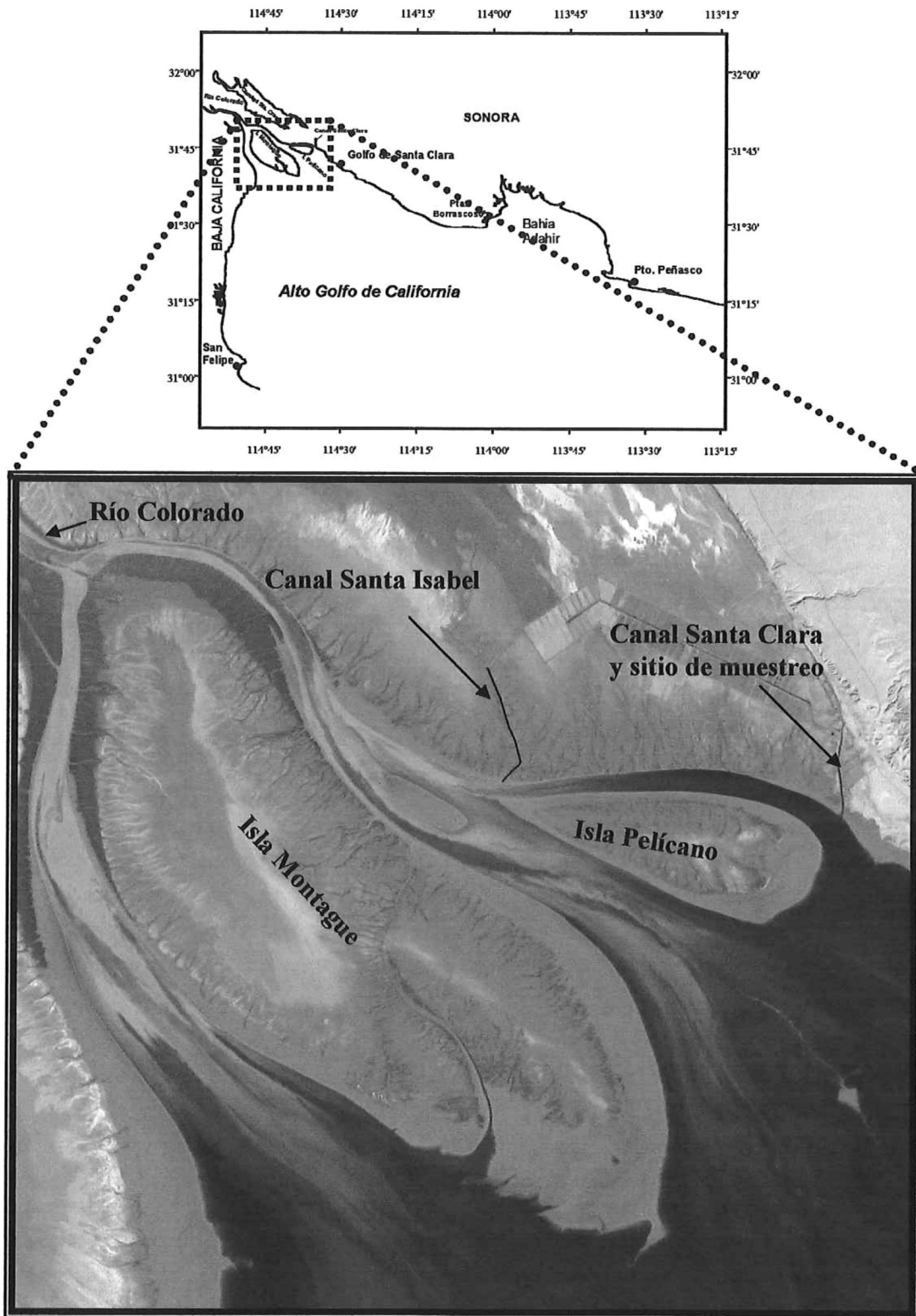


Fig. 17. Imagen de satélite LandSat 7, ETM de enero del 2001 que muestra la localización geográfica y el sitio de muestreo en el área de estudio.

Tabla IV. Calendario de fechas de muestreos realizados en el Canal Santa Clara durante el período 17 de marzo al 23 de septiembre del 2000.

MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	JULIO	AGOSTO	SEPT.	OCT.	NOV.
17	1-3	1-2	1-7	30-1	12	12-13	10-11	21-23
26	16-17	15-16	12-17	13-17	25-27	23-26	23-24	
		30-31		28-29				

Para la colecta de muestras se utilizó una embarcación de 22 pies de eslora anclada como plataforma fija. Las muestras se obtuvieron con una red de plancton circular de 0.5 m de diámetro, luz de malla de 505 μm y un flujómetro mecánico General Oceanics (Modelo 2030) instalado en la boca de la red cuando el nivel de la marea estaba a 1 m. La profundidad se estimó con una cuerda a manera de sonda marcada a un metro. La red fue desplegada entre 0.5 y 1.0 m de la superficie del agua por 10 minutos, durante este tiempo la corriente de marea proporcionó el flujo de agua con los organismos a través de la red.

Las muestras colectadas se depositaron inmediatamente en frascos de 500 ml con una solución de formaldehído al 4% para su preservación y posterior análisis en laboratorio.

II.2.3. Análisis de muestras en laboratorio

Las postlarvas de camarón fueron separadas, contadas y medidas considerando el total de la muestra o en su caso submuestras con un tamaño máximo de 100 organismos de acuerdo con Maciel Gómez (1995). La identificación por especie se realizó siguiendo las claves propuestas por Mair (1979), Mair (1981), Calderón Pérez *et al.* (1989a) y Calderón Pérez *et al.* (1989b). Las abundancias de postlarvas y juveniles de *L. stylirostris* y *F. californiensis* (No. m^{-3}) fueron calculadas dividiendo el número de individuos capturados entre el volumen de agua que pasó por la red. Los organismos fueron medidos para obtener la talla como

longitud total (LT) (del extremo distal del rostrum al extremo distal del telson). Para la medición se utilizó un micrómetro montado en un microscopio compuesto utilizando los objetivos 10X y 20X. Simultáneamente a los muestreos biológicos se efectuaron mediciones de temperatura y salinidad en la superficie del agua utilizando un YSI modelo 50.

Las postlarvas fueron consideradas en las tallas de 7 a 12 mm y los juveniles en las tallas mayores a 13 mm. A los datos se les aplicó un análisis estadístico separando las postlarvas de los juveniles y por cada una de las dos especies estudiadas. Se utilizó el programa Systat 10 (SPSS 2000) para aplicar un análisis de varianza (ANOVA) de una vía con $p < 0.05$ para comparar por separado los promedios mensuales de las abundancias de postlarvas y juveniles de *L. stylirostris* y *F. Californiensis*. De la misma forma se compararon por separado los promedio mensuales de las tallas de postlarvas y juveniles de ambas especies. Se utilizó la prueba a posteriori de Tukey para identificar diferencias significativas entre los meses.

II.3. RESULTADOS

II.3.1. Temperatura y salinidad

Los promedios mensuales de temperatura incrementaron gradualmente $\sim 2^{\circ}\text{C}$ cada mes, de 26.2°C en mayo a 32.0°C en de agosto, posteriormente decreció drásticamente a 23.6°C en octubre y a 15°C en noviembre (Tabla V). La fluctuación de temperatura fue muy extrema, con el valor mínimo de 14.3°C en noviembre y el máximo de 34.5°C en agosto (Tabla V). En contraste, la salinidad no mostró un patrón de variación definido, con los promedios mensuales fluctuando entre 36.2 en noviembre y 38.0 en junio (Tabla V). El valor mínimo de 36.1 en julio y noviembre, y el valor máximo de 40.6 en junio (Tabla V).

Tabla V. Variación mensual de la temperatura y la salinidad superficial a nivel de marea de 1 m (NMM) a $P < 0.05$

Meses	Salinidad					Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)				
	n	$\bar{X}$	S	Min	Max	n	$\bar{X}$	S	Min	Max
Mayo	10	37.1	0.99	35.6	38.8	10	26.2	2.79	22.0	30.7
Junio	31	38.0	1.40	35.2	40.6	31	28.4	1.88	25.5	32.5
Julio	11	37.2	0.64	36.1	38.3	11	29.4	1.13	27.4	31.2
Agosto	6	36.9	0.34	36.6	37.5	6	32.0	1.60	30.5	34.5
Septiembre	15	37.2	0.79	36.4	39.5	15	28.1	2.63	24.0	33.3
Octubre	8	37.3	0.98	36.3	39.2	8	23.6	2.78	19.7	27.5
Noviembre	3	36.2	0.12	36.1	36.3	3	15.0	1.02	14.3	16.2

II.3.2. Abundancias de postlarvas y juveniles

Las postlarvas y juveniles de camarones peneidos no estuvieron presentes en los muestreos de marzo y abril del 2000. Las especies de camarones que ingresaron al estuario del

Río Colorado fueron *L. stylirostris* y *F. californiensis*, con una proporción promedio de postlarvas de mayo a noviembre de 85.7 % y 14.3 % respectivamente (Tabla VI). La proporción promedio de juveniles para estas mismas especies fue de 88.8 % y 11.2 % respectivamente (Tabla VI).

Tabla VI. Proporciones mensuales de postlarvas y juveniles de *L. stylirostris* y *F. californiensis*.

Meses	Postlarvas (%)		Juveniles(%)	
	<i>L. stylirostris</i>	<i>F. californiensis</i>	<i>L. stylirostris</i>	<i>F. californiensis</i>
Mayo	96.5	3.5	0.0	0.0
Junio	91.0	9.0	94.7	5.3
Julio	69.7	30.3	68.2	31.8
Agosto	71.9	28.1	63.7	36.3
Septiembre	76.8	23.2	80.1	19.9
Octubre	25.8	74.2	84.2	15.8
Noviembre	51.7	48.3	99.8	0.2
Promedio general	85.7	14.3	88.8	11.2

En general las abundancias de postlarvas por ciclos de marea fueron muy variables, los valores fluctuaron desde valores mínimos <0.10 para ambas especies en la mayor parte de los meses, hasta un máximo de 39.34 Pl m^{-3} de *L. stylirostris* y 8 Pl m^{-3} de *F. californiensis* el 3 de junio para ambas especies (Tablas VII y VIII). Las abundancias de juveniles fluctuaron desde no detectables en la mayor parte de los meses, hasta un máximo de 6.83 m^{-3} de *L. stylirostris* y 1.22 m^{-3} de *F. californiensis* el 14 de junio para ambas especies (Tablas VII y VIII).

Tabla VII. Variación mensual de postlarvas y juveniles de *L. stylirostris* y *F. californiensis*
 $P < 0.05$.

			Mayo	Junio	Julio	Agosto	Sept.	Octubre	Nov.
Postlarvas m ⁻³	<i>L. stylirostris</i>	$\bar{X}$	3.88	9.59	2.53	3.08	3.27	0.21	0.08
		n	7	30	15	6	13	5	2
		Error std	2.14	1.87	0.57	1.43	1.23	0.08	0.03
		Mínimo	0.04	0.22	0.18	0.85	0.06	0.05	0.05
		Máximo	15.33	39.34	7.51	10.08	17.20	0.53	0.10
	<i>F. californiensis</i>	$\bar{X}$	0.14	0.95	1.03	1.20	0.98	0.60	0.07
		n	7	30	15	6	14	5	2
		Error std	0.09	0.33	0.23	0.33	0.26	0.33	0.00
		Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.07
		Máximo	0.64	8.64	2.66	2.06	2.90	1.87	0.07
Juveniles m ⁻³	<i>L. stylirostris</i>	$\bar{X}$	0	0.90	0.25	0.10	0.21	0.19	0.00
		n	7	30	14	6	14	8	2
		Error std	0	0.28	0.07	0.05	0.05	0.07	0.00
		Mínimo	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00
		Máximo	0	6.83	0.67	0.33	0.58	0.60	0.00
	<i>F. californiensis</i>	$\bar{X}$	0	0.05	0.11	0.06	0.05	0.04	0.01
		n	7	30	14	6	15	8	2
		Error std	0	0.04	0.05	0.02	0.02	0.02	0.01
		Mínimo	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		Máximo	0	1.22	0.60	0.13	0.17	0.11	0.02

Tabla VIII. Abundancia de postlarvas (Pl) y juveniles de *L. stylirostris* y *F. californiensis* por muestreo durante el estudio.

Fecha	Hora	S	T°C	Pl m ⁻³		Juveniles m ⁻³	
				<i>L. stylirostris</i>	<i>F. californiensis</i>	<i>L. stylirostris</i>	<i>F. californiensis</i>
02-May	05:15	35.6	24.3	0.00	0.00	0.00	0.00
02-May	09:10	36.0	24.4	0.00	0.00	0.00	0.00
02-May	18:00	38.8	27.7	0.00	0.00	0.00	0.00
15-May	17:43	37.0	26.3	0.04	0.00	0.00	0.00
15-May	21:01	36.7	25.8	0.27	0.02	0.00	0.00
16-May	05:12	37.4	22.0	0.23	0.02	0.00	0.00
16-May	09:43	36.8	23.0	0.29	0.00	0.00	0.00
30-May	20:15	36.5	28.7	15.33	0.64	0.00	0.00
31-May	17:21	38.4	30.7	6.68	0.14	0.00	0.00
31-May	20:38	37.5	28.7	4.34	0.18	0.00	0.00
01-Jun	05:07	40.6	25.5	0.75	0.00	0.00	0.00
01-Jun	09:37	36.6	27.3	32.88	0.00	0.00	0.00
02-Jun	05:30	40.3	26.3	1.95	0.13	0.07	0.02
02-Jun	18:55	38.7	30.5	18.45	1.18	0.30	0.03
02-Jun	22:07	38.3	28.7	8.88	0.99	0.00	0.00
03-Jun	06:25	39.4	26.5	0.92	0.10	0.14	0.00
03-Jun	11:03	35.2	28.9	3.50	0.48	0.01	0.00
03-Jun	19:50	38.8	31.5	13.22	0.55	0.11	0.02
03-Jun	22:35	37.8	30.0	39.34	8.64	0.61	0.00
04-Jun	07:05	40.0	27.4	2.93	0.64	0.26	0.00
04-Jun	11:30	36.2	29.9	14.68	0.61	0.02	0.02
04-Jun	21:02	39.7	30.4	32.09	2.79	0.23	0.00
05-Jun	08:15	39.9	27.1	10.94	5.15	0.20	0.03
05-Jun	12:14	36.2	30.5	15.06	0.63	0.11	0.00
06-Jun	09:15	40.4	26.4	13.87	1.89	0.35	0.02
12-Jun	04:30	37.9	26.0	2.36	0.20	0.46	0.00
12-Jun	07:10	36.6	27.0	6.91	0.77	0.09	0.00
13-Jun	04:54	37.6	26.7	2.40	0.33	2.11	0.02
13-Jun	07:57	36.5	27.5	10.66	0.68	0.69	0.00
13-Jun	19:30	37.3	30.2	1.17	0.00	0.00	0.00
14-Jun	05:00	37.6	27.0	1.60	0.10	6.83	0.02
14-Jun	08:35	36.6	27.9	15.31	0.31	2.16	0.06
14-Jun	18:44	37.7	29.7	10.32	0.21	1.76	1.22
15-Jun	05:26	37.6	26.8	2.31	0.10	4.82	0.00
15-Jun	09:00	36.5	28.3	9.92	1.10	1.78	0.00
15-Jun	19:26	38.0	29.7	10.55	0.44	0.00	0.00
15-Jun	20:22	38.1	29.4	2.01	0.00	0.22	0.00
16-Jun	06:15	38.3	25.9	1.94	0.22	2.39	0.03
30-Jun	18:24	38.7	32.5	0.22	0.07	0.58	0.00
30-Jun	20:45	37.2	30.9	0.52	0.06	0.55	0.00
01-Jul	05:29	38.3	28.2	0.48	0.03	0.15	0.00
01-Jul	09:59	36.1	29.8	4.33	2.66	0.42	0.60

Continuación.....

Fecha	Hora	S	T°C	Pl m ⁻³ <i>L. stylirostris</i>	Pl m ⁻³ <i>F. californiensis</i>	Juveniles m ⁻³ <i>L. stylirostris</i>	Juveniles m ⁻³ <i>F. californiensis</i>
13-Jul	18:27	37.1	29.3	0.68	0.24	0.00	0.00
14-Jul	05:05	37.3	27.4	0.79	0.53	0.36	0.00
14-Jul	09:00	36.6	29.0	0.18	0.25	0.67	0.00
14-Jul	18:50	37.4	30.7	5.10	1.79	0.26	0.32
14-Jul	20:45		30.4	3.42	1.61	0.00	0.00
15-Jul	05:50		28.5	0.31	0.24	0.55	0.00
15-Jul	09:40		29.6	2.08	1.51	0.53	0.08
15-Jul	19:00	37.4	31.2	4.08	1.92	0.00	0.00
28-Jul	17:42	37.2	32.4	7.51	1.88	0.03	0.09
28-Jul	19:57	36.5	31.2	2.43	1.91	0.05	0.16
29-Jul	04:38	37.6	30.1	2.20	0.30	0.45	0.05
29-Jul	09:16	34.5	30.9	1.87	0.53	0.00	0.32
12-Ago	03:49	36.7	30.5	10.08	1.64	0.00	0.13
12-Ago	09:13	36.7	30.9	0.85	0.00	0.33	0.00
26-Ago	08:07	36.6	31.5	2.16	1.84	0.02	0.02
26-Ago	17:20	37.1	34.5	1.53	1.20	0.15	0.02
26-Ago	19:54	37.0	33.4	2.84	2.06	0.02	0.11
27-Ago	04:25	37.5	31.1	1.00	0.47	0.06	0.05
12-Sep	18:15	38.1	33.3	1.58	1.35	0.36	0.10
12-Sep	21:28	36.8	31.9	2.90	2.90	0.00	0.06
13-Sep	05:57	39.5	29.7	0.49	0.41	0.32	0.07
13-Sep	09:58	36.4	30.6	1.24	0.39	0.18	0.00
23-Sep	07:01	36.8	27.6	0.06	0.00	0.00	0.00
23-Sep	16:32	37.0	28.3		0.13	0.08	0.04
23-Sep	19:16	36.9	28.5	2.21	0.49	0.36	0.17
24-Sep	03:40	37.0		5.53	2.37	0.28	0.00
24-Sep	08:25	36.7	26.7	17.20	0.35	0.29	0.04
24-Sep	16:47	37.3	28.3	1.98	0.70	0.17	0.00
24-Sep	20:38	37.0	27.8	1.30	0.56	0.11	0.05
25-Sep	04:17	37.3	25.1	4.06	2.71	0.58	0.17
25-Sep	09:11	36.8	25.6	2.41	0.68	0.00	0.00
26-Sep	05:04	38.1	24.0	1.51	0.71	0.20	0.03
26-Sep	09:38	36.8	25.8	0.00	0.00	0.00	0.00
10-Oct	17:22	38.1	27.5	0.53	1.87	0.18	0.03
10-Oct	20:53	36.8	27.2	0.13	0.56	0.06	0.03
11-Oct	05:43	39.2	19.7	0.18	0.35	0.60	0.01
11-Oct	09:04	36.9	24.6	0.15	0.05	0.42	0.00
23-Oct	15:55	36.5	23.4	0.05	0.16	0.04	0.00
23-Oct	20:29	36.7	23.3			0.08	0.11
24-Oct	04:14	37.5	21.1			0.13	0.11
24-Oct	08:33	36.3	21.8			0.04	0.00
22-Nov	21:01	36.1	16.2	0.10	0.07	0.00	0.02
23-Nov	04:42	36.3	14.6	0.05	0.07	0.00	0.00

II.3.2.1. Abundancia promedio mensual de postlarvas y juveniles de *L. stylirostris* y *F. californiensis*

La abundancia promedio de postlarvas de *L. stylirostris* presentó dos valores máximos, con el valor máximo-máximo de 9.59 Pl m^{-3} en junio y el máximo-mínimo de 3.27 Pl m^{-3} en septiembre (Fig. 18a y Tabla VII). Posterior al primer máximo, la abundancia promedio de postlarvas disminuyó drásticamente a 2.53 Pl m^{-3} en julio y posterior al máximo de septiembre, la abundancia promedio disminuyó a 0.21 Pl m^{-3} en octubre y finalmente 0.05 Pl m^{-3} en noviembre (Fig. 18a y Tabla VII). En contraste, la abundancia promedio de postlarvas de *F. californiensis* fue considerablemente menor que *L. stylirostris*, con los valores mínimos de 0.14 y 0.07 Pl m^{-3} en mayo y noviembre respectivamente, y el valor máximo de 1.20 Pl m^{-3} en agosto (Fig. 18a y Tabla VII).

Al igual que en las postlarvas, los juveniles de ambas especies no fueron registrados de marzo a mayo y presentaron dos máximos. La abundancia mensual promedio de juveniles de *L. stylirostris* máxima-máxima fue 0.9 m^{-3} en junio y la máxima-mínima de 0.21 m^{-3} en septiembre (Fig. 18b y Tabla VII). Las abundancias mensuales promedio de juveniles de *F. californiensis* fueron menores que *L. stylirostris*, con una abundancia máxima de 0.11 m^{-3} en casi todo el estudio (Fig. 18b y Tabla VII).

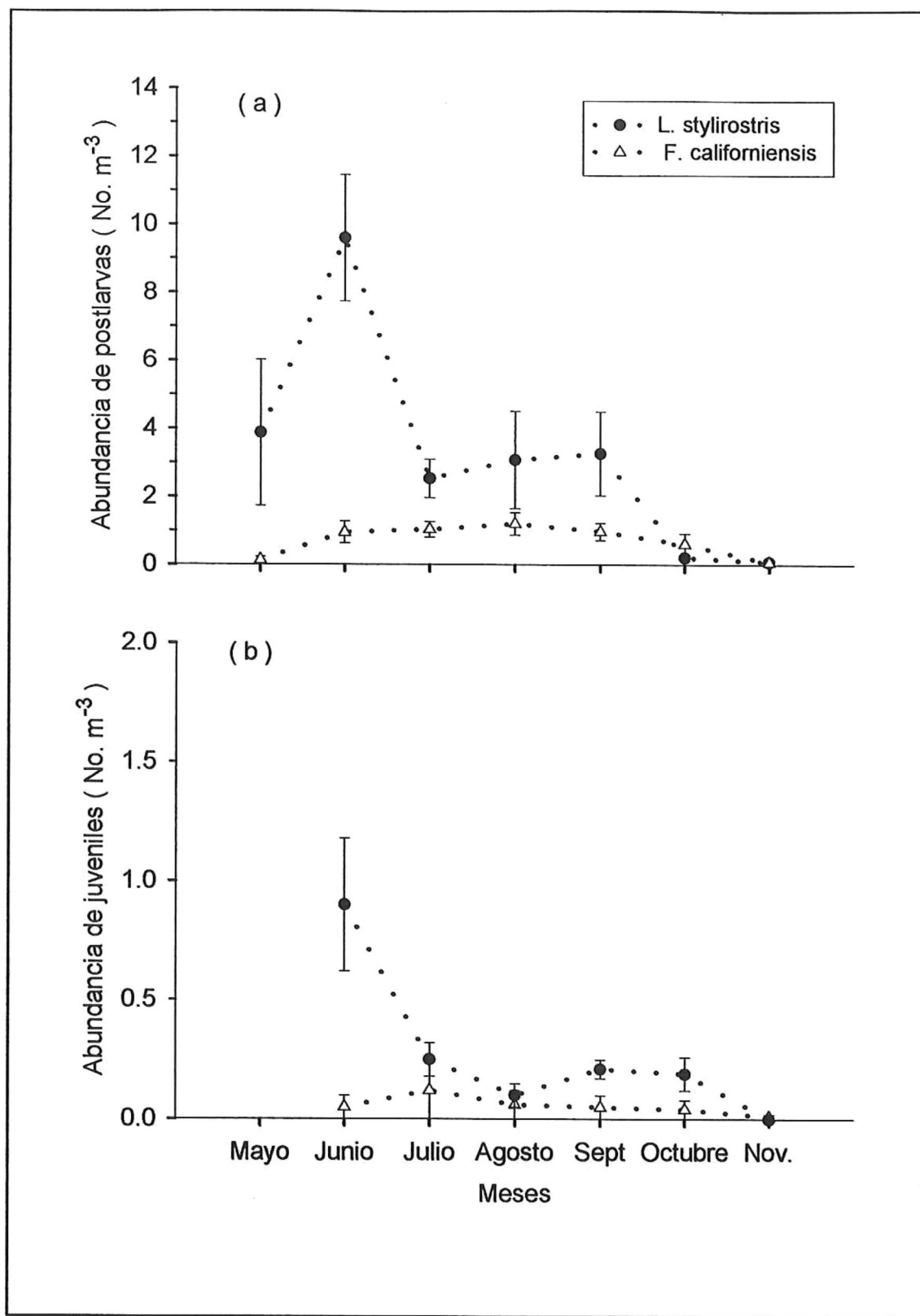


Fig. 18. Abundancia promedio y error estándar mensual de postlarvas (a) y juveniles (b) de *L. stylirostris* y *F. californiensis*.

II.3.2.2. Abundancia promedio diaria de *L. stylirostris* y *F. californiensis*

La abundancia promedio diaria de postlarvas de *L. stylirostris* presentó valores entre 9.76 Pl m^{-3} y 16.82 Pl m^{-3} entre el 30 de mayo y 6 de junio, con excepción del día 31 de mayo que presentó un valor de 5.51 Pl m^{-3} (Fig. 19a y Tabla IX). En la segunda semana de junio, las abundancias de postlarvas decrecieron drásticamente a valores menores de 7 Pl m^{-3} con un mínimo de $\sim 1.94 \text{ Pl m}^{-3}$ el 16 de junio. (Fig. 19a y Tabla IX). Por el contrario, las abundancias de postlarvas de *F. californiensis* durante la primera semana de junio fluctuaron entre no detectables el día 1 de junio a 2.89 Pl m^{-3} el 5 de junio; mientras en la segunda semana de junio, las abundancias fluctuaron entre 0.16 Pl m^{-3} el 14 de junio y 0.49 Pl m^{-3} el 12 de junio (Fig. 19a y Tabla IX).

Los primeros juveniles fueron registrados el 2 de junio con una abundancia promedio de 0.12 m^{-3} de *L. stylirostris* y 0.02 m^{-3} de *F. californiensis* (Fig. 19b y Tabla IX). Los valores de *L. stylirostris* se incrementaron ligeramente durante la primera semana de junio hasta 0.35 m^{-3} el 6 de junio, mientras que en la segunda semana de junio la abundancia promedio se incrementó exponencialmente de 0.28 m^{-3} el 12 de junio a 2.69 m^{-3} el 14 de junio, para nuevamente descender a 1.2 m^{-3} el 16 de junio (Fig. 19b y Tabla IX). La abundancia promedio de juveniles de *F. californiensis* fue muy constante con valores $< 0.02 \text{ m}^{-3}$, con excepción del 14 de junio en que se registró una abundancia promedio de $0.33 \text{ organismos m}^{-3}$ (Fig. 19b y Tabla IX).

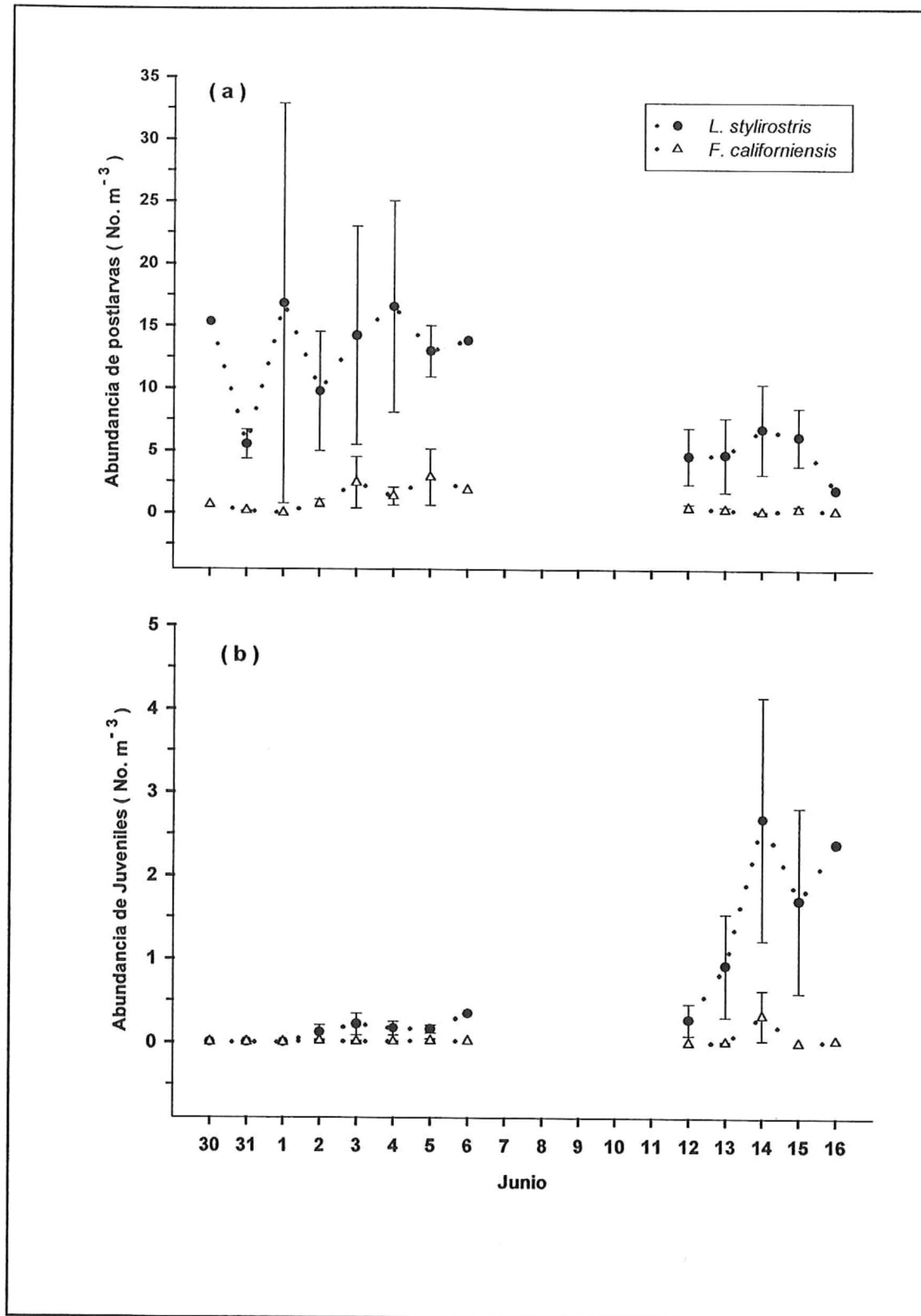


Fig. 19. Abundancia promedio y error estandar diario de postlarvas (a) y juveniles (b) de *L. stylirostris* y *F. californiensis*.

Tabla IX. Variación diaria de postlarvas y juveniles de *L. stylirostris* y *F. californiensis*
 $P < 0.05$.

	Postlarvas m ⁻³						Juveniles m ⁻³					
	<i>L. stylirostris</i>			<i>F. californiensis</i>			<i>L. stylirostris</i>			<i>F. californiensis</i>		
Mayo y Junio	$\bar{X}$	N	error std	$\bar{X}$	n	error std	$\bar{X}$	n	error std	$\bar{X}$	n	error std
30	15.33	1	0	0.64	1	0.00	0	0	0	0	0	0
31	5.51	2	1.17	0.16	2	0.020	0	0	0	0	0	0
1	16.82	2	16.07	0.00	2	0.00	0	0	0	0	0	0
2	9.76	3	4.78	0.77	3	0.32	0.12	3	0.09	0.02	3	0.01
3	14.25	4	8.77	2.44	4	2.07	0.22	4	0.13	0.01	4	0.01
4	16.57	3	8.47	1.35	3	0.72	0.17	3	0.08	0.01	3	0.01
5	13.00	2	2.06	2.89	2	2.26	0.16	2	0.05	0.02	2	0.02
6	13.87	1	0	1.89	1	0.00	0.35	1	0.00	0.02	1	0.00
12	4.64	2	2.28	0.49	2	0.29	0.28	2	0.19	0.00	2	0.00
13	4.74	3	2.98	0.34	3	0.20	0.93	3	0.62	0.01	3	0.01
14	6.81	4	3.63	0.16	4	0.07	2.69	4	1.46	0.33	4	0.30
15	6.20	4	2.34	0.41	4	0.25	1.71	4	1.11	0.00	4	0.00
16	1.94	1	0	0.22	1	0.00	2.39	1	0.00	0.03	1	0.00

II.3.2. Frecuencias de tallas de postlarvas y juveniles

II.3.2.1. Frecuencias mensuales de *L. stylirostris*

Las postlarvas de *L. stylirostris* en los meses muestreados fluctuaron desde las tallas pequeñas de 7 mm de longitud total, hasta las tallas grandes de hasta 12 mm, pero con la mayor frecuencia en tallas de 8 y 9 mm (Fig. 20). La frecuencia máxima fue de $\sim 2.0 \text{ Pl m}^{-3}$ en la talla de 8 mm a finales de mayo y principios de junio, con otro máximo de menor magnitud en tallas de 9 mm y abundancia de 1.5 Pl m^{-3} en agosto (Fig. 20). La frecuencia disminuyó drásticamente de septiembre a noviembre con 1.0 Pl m^{-3} y $<0.1 \text{ Pl m}^{-3}$ en la talla de 9 mm respectivamente (Fig. 20). Las tallas fueron significativamente diferentes entre los meses (ANOVA de una vía, $p < 0.001$, $F=10.64$, $\text{g.l.}=5$, $n=2,591$). La comparación pareada mostró que en mayo fueron menores que en septiembre y octubre (prueba a posteriori de Tukey $p < 0.05$) (Fig. 20).

Los estadios juveniles de *L. stylirostris* se registraron inicialmente en junio con una frecuencia máxima de $0.31 \text{ individuos m}^{-3}$ en la talla de 35 mm, sin embargo, las tallas fluctuaron entre los 13 y 70 mm (Fig. 20). Los otros meses presentaron valores muy bajos de frecuencia sin una clara distribución por tamaño, los valores de frecuencia disminuyeron drásticamente de $0.05 \text{ individuos m}^{-3}$ en julio a $0.01 \text{ individuos m}^{-3}$ en noviembre (Fig. 20). Al igual que en las postlarvas, los juveniles también presentaron diferencia significativa entre meses (ANOVA de una vía, $p < 0.001$, $F=13.99$, $\text{g.l.}=4$, $n=1,668$). La comparación pareada mostró que la talla media en junio ($44.0 \pm 13.3 \text{ mm LT}$, $n=114$) fue significativamente mayor que los otros meses (prueba a posteriori de Tukey $p < 0.05$).

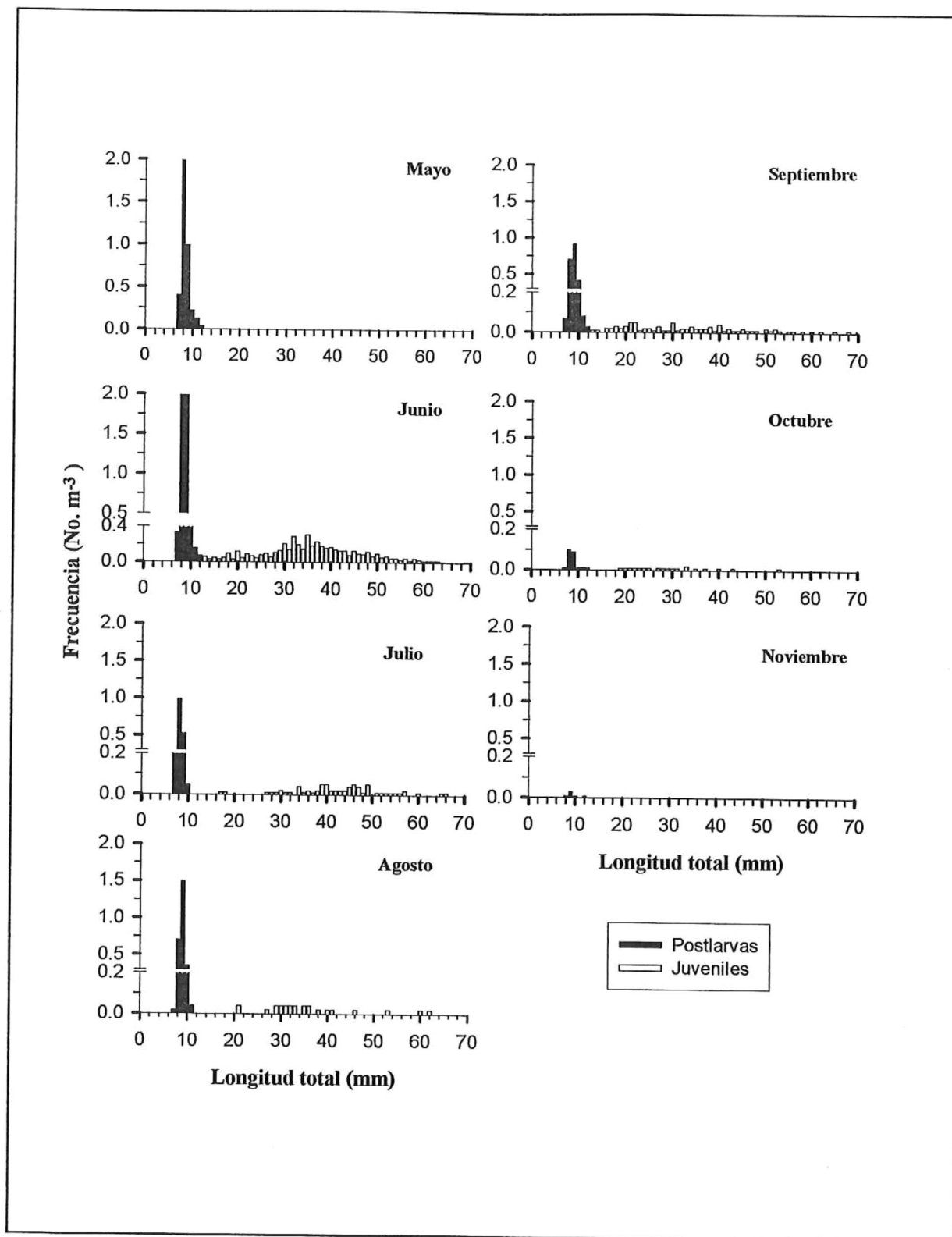


Fig. 20. Frecuencias de postlarvas y juveniles mensuales de *L. stylirostris* de acuerdo a las tallas registradas en los muestreos de mayo-noviembre del 2000.

II.3.2.2. Frecuencias mensuales de *F. californiensis*

La frecuencia de postlarvas de *F. californiensis* incrementó de 0.09 Pl m⁻³ en mayo a 0.60 Pl m⁻³ en agosto del 2000 y disminuyó de 0.30 Pl m⁻³ en septiembre a 0.03 Pl m⁻³ en noviembre (Fig. 21). En general la moda mensual fluctuó entre tallas de 9 y 10 mm (Fig. 21). Las postlarvas de *F. californiensis* presentaron diferencias significativas de tallas entre meses (ANOVA de una vía, $p<0.01$, $F=5.30$, g.l.=6, $n=757$). Aunque la diferencia entre meses fue significativa, las diferencias en tallas fueron muy pequeñas (<0.5 mm) y sin clara tendencia estacional.

Los estadios juveniles de *F. californiensis* no mostraron una moda clara en el período estudiado, los valores de frecuencia fueron muy bajos, de un máximo de 0.05 individuos m⁻³ en junio, disminuyendo hasta un mínimo de 0.01 individuos m⁻³ en noviembre (Fig. 21). La talla fluctuó entre 13 y 46 mm en todo el estudio. La talla promedio de juveniles de *F. californiensis* también presentó diferencia entre meses (ANOVA de una vía, $p<0.02$, $F=4.45$, g.l.=4, $n=182$). La comparación pareada mostró que el tamaño promedio (31.0 ± 10.0 mm LT, $n=5$) en agosto fue significativamente mayor que los otros meses (prueba a posteriori de Tukey $p<0.05$).

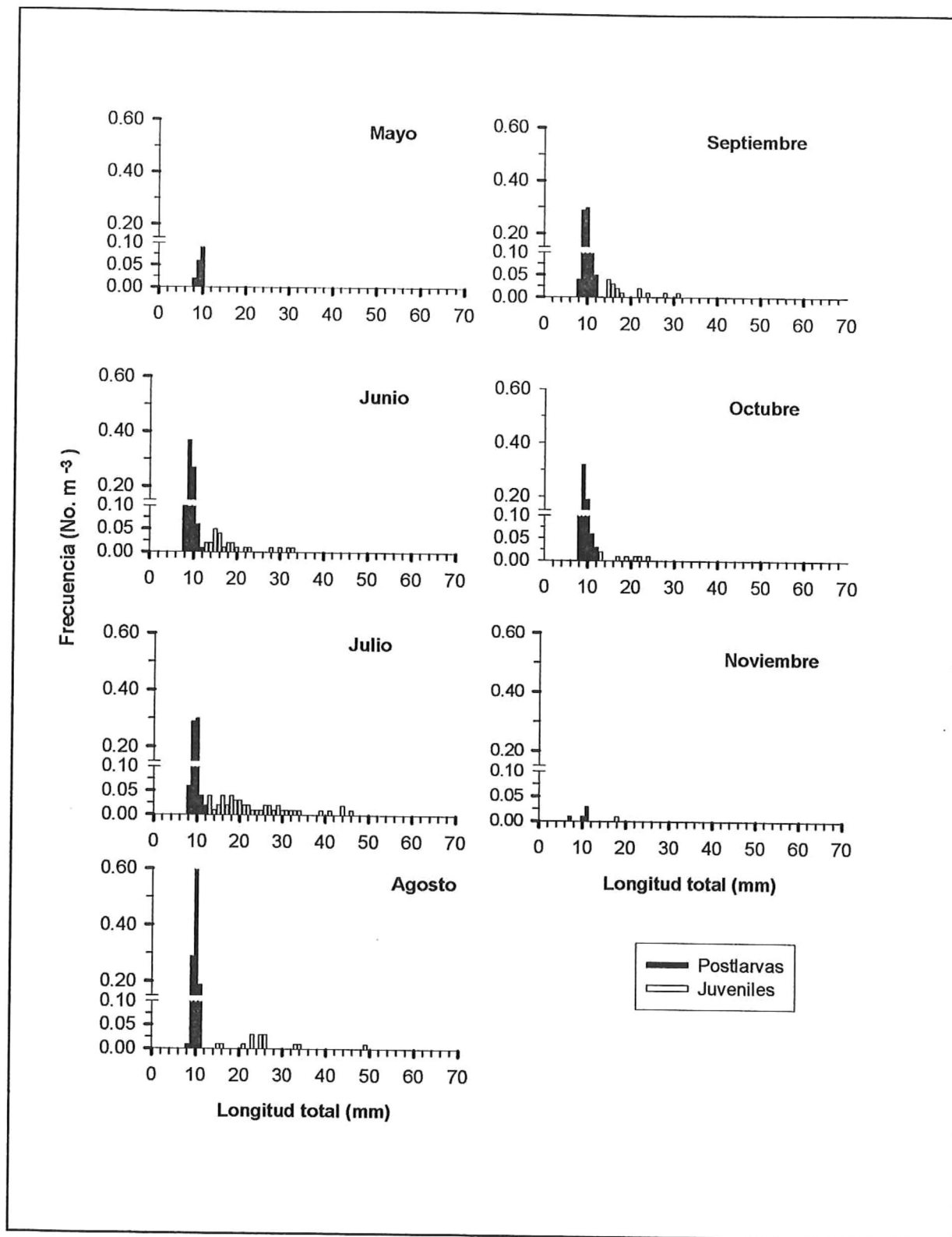


Fig. 21. Frecuencias de postlarvas y juveniles mensuales de *F. californiensis* de acuerdo a las tallas registradas en los muestreos de mayo-noviembre del 2000.

II.3.2.3. Frecuencias diarias de *L. stylirostris*

Las frecuencias diarias de postlarvas de *L. stylirostris* fluctuaron entre tallas de 7 mm y 12 mm del 30 de mayo al 16 de junio, con frecuencias máximas en tallas entre 8 y 9 mm (Figs. 22 y 23). Las frecuencias fueron muy variables, generalmente $>4.0 \text{ Pl m}^{-3}$ en el período del 30 de mayo al 6 de junio, mientras que del 12-16 de junio la frecuencia decreció diariamente de $\sim 3.0 \text{ Pl m}^{-3}$ el 12 de junio a $\sim 1.0 \text{ Pl m}^{-3}$ el 16 de junio (Figs. 22 y 23).

Los estadios juveniles de *L. stylirostris* no fueron registrados en mayo. En general la talla de los organismos colectados se incrementó diariamente, de organismos entre 13 y 23 mm el 1 de junio a 42 mm el 5 de junio y frecuencias menores a $0.5 \text{ individuos m}^{-3}$ (Fig. 22). Posteriormente, del 12 al 16 de junio incrementó la frecuencia de juveniles ($>0.5 \text{ individuos m}^{-3}$) hacia tallas mayores de 30 mm (Fig. 23).

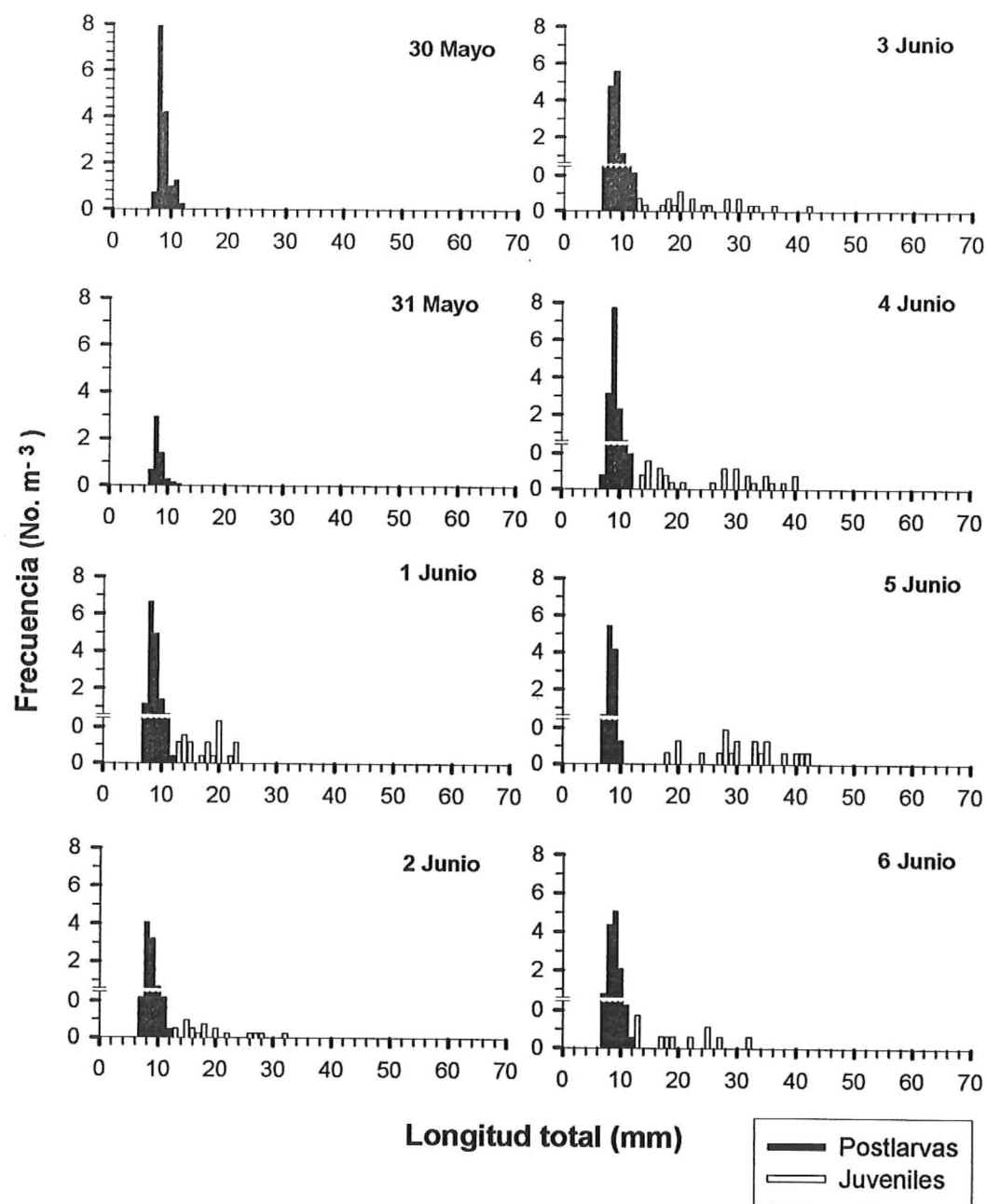


Fig. 22. Frecuencias de postlarvas y juveniles diarias de *L. stylirostris* de acuerdo a las tallas registradas en los muestreos del 30 de mayo al 6 de junio del 2000.

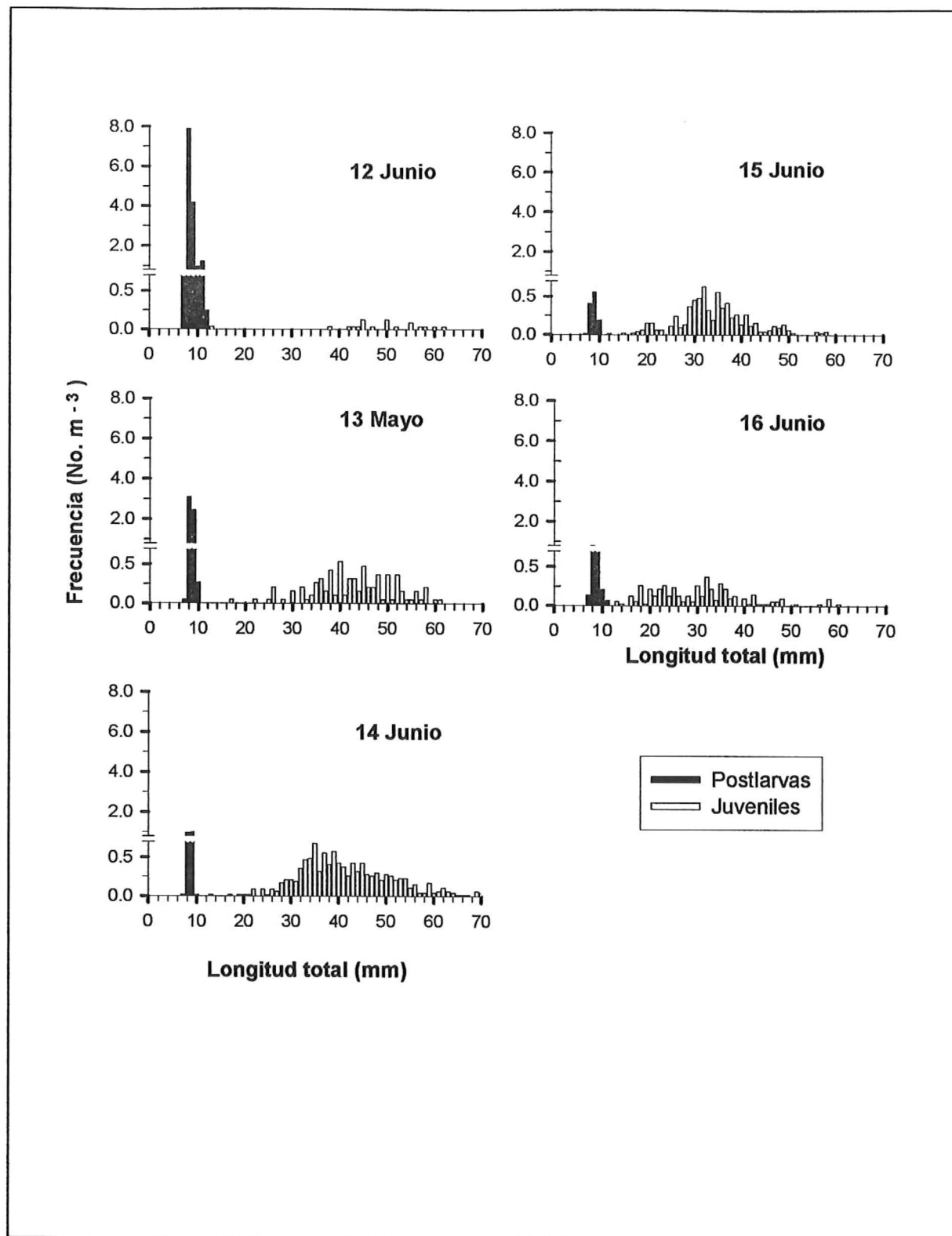


Fig. 23. Frecuencias de postlarvas y juveniles diarias de *L. stylirostris* de acuerdo a las tallas registradas en los muestreos del 12 al 16 de junio del 2000.

II.4. DISCUSION

Los resultados obtenidos en este trabajo son producto del primer esfuerzo para cuantificar abundancias de postlarvas y juveniles de *L. stylirostris* y *F. californiensis* en un estero de marea en el estuario del Río Colorado. Los únicos datos publicados sobre el reclutamiento de postlarvas de camarón en la zona litoral adyacente al estuario del Río Colorado (San Felipe y El Golfo de Santa Clara), son los de Aragón Noriega y Calderón Aguilera (2000) y Calderón Aguilera *et al.* (2002). Estos autores no reportaron la presencia de juveniles de camarón, pero mencionaron la posibilidad del uso de la zona litoral del AGC como área de crianza.

Los camarones peneidos son especies estuarino-dependientes durante la etapa temprana de desarrollo, pero los mecanismos por los cuales las postlarvas de camarones localizan el área de crianza estuarina han sido pobremente estudiados (Mair *et al.*, 1982). Actualmente el estuario del río recibe un volumen escaso de agua dulce, por lo que la mayor parte del tiempo la salinidad incrementa hacia el interior (Alvarez Borrego *et al.*, 1975; Hernández Ayón *et al.*, 1993; Cupul Magaña, 1994; Lavín, *et al.*, 1998; Lavín y Sánchez, 1999). En este trabajo la salinidad a lo largo del estudio estuvo en un promedio de 38.5 ± 1.3 . A pesar de que las condiciones estuarinas han cambiado a antiestuarinas, los resultados de este trabajo mostraron que los camarones *L. stylirostris* y *F. californiensis* utilizaron el Canal Santa Clara como área de crianza durante el período de mayo a octubre del 2000.

Se ha reportado que las postlarvas utilizan los gradientes de salinidad durante el flujo y reflujo de marea para orientar su migración al estuario (Keiser y Aldrich, 1976; Mair, 1980), esta migración puede ser acompañada de transporte por marea, sincronizada con diferencias de salinidad (Hughes, 1969; 1972; Dall *et al.*, 1990), o de presión hidrostática (Forbes y

Benfield, 1986). Sin embargo, el reclutamiento de postlarvas de camarón a estuarios hipersalinos como el del Río Colorado también se ha documentado (Penn, 1985; Mair *et al.*, 1982). Es probable que la atracción de las postlarvas de camarón a seguir utilizando el estuario del Río Colorado como área de crianza no sea por gradientes de salinidad, sino una respuesta biológica al contenido de sustancias disueltas de origen biogénico en el agua estuarina y que son llamadas “olfactantes” (Benfield y Aldrich, 1991 y 1992).

La abundancias de postlarvas de *L. stylirostris* fue más abundante que la de *F. californiensis* con proporciones de 85% y 15% respectivamente, estas proporciones son similares a la captura comercial de estas especies en el AGC (Rosas Cota *et al.*, 1998), pero opuestas a la proporción de postlarvas reportada por Castillo Moreno (1999), por lo que la proporción podría variar de un año a otro. Al igual que los resultados de este trabajo, estudios realizados con anterioridad en otras regiones han mostrado que la abundancia de postlarvas de camarón blanco en esteros y estuarios de Sinaloa y Oaxaca siempre fueron comparativamente superiores al camarón café (Siu Quevedo, 1995; Medina Reyna, 1999; Ramos Cruz, 2001).

La heterogeneidad en las tallas de postlarvas y juveniles de *L. stylirostris* y *F. californiensis* en el Canal Santa Clara, es evidencia que los estadios tempranos de desarrollo utilizan el estuario del Río Colorado como área de crianza. La frecuencia de tallas pequeñas de postlarvas de hasta 7 mm de longitud (18 días de nacida) en ambas especies confirma que el transporte “activo” al área de crianza es muy eficiente y que se realiza en un tiempo corto (1 a 2 días), ya que las tallas fueron similares a las colectadas al Norte de Punta Borrascoso (Capítulo 2) y a las reportadas por Castillo Moreno (1998) y Aragón Noriega y Calderón Aguilera (2001) en la zona litoral del AGC fuera del estuario. Es probable que el transporte de las postalvas de la zona litoral del AGC hacia el estuario sea muy eficiente debido a que las

postlarvas se ponen en suspensión cuando las corrientes de marea y el transporte litoral son con dirección al estuario, pero cuando la corriente de marea y el transporte litoral es en sentido inverso al estuario, las postlarvas se asientan en el fondo para evitar ser transportadas fuera del estuario.

En general las mayores abundancias de postlarvas de *L. stylirostris* por muestreo se iniciaron el 30 de mayo con 15.3 Pl m^{-3} y continuó el 1, 3 y 4 de junio con abundancias por muestreo de hasta 32.9, 18.5 y 39.3 Pl m^{-3} respectivamente. Aunque el reclutamiento de postlarvas fue persistente durante el período mayo-octubre del 2000, el ingreso de postlarvas de *L. stylirostris* más importante se efectuó la primera semana de junio. Lo anterior indica que los primeros desoves de *L. stylirostris* debieron iniciar en las primeras dos semanas de mayo, con el desove masivo durante la tercera semana de mayo, ya que la transformación de las larvas a postlarvas es de ~ 2 semanas (García, S. y L. Le Reste. 1981; Aragón Noriega y Calderón Aguilera, 2001).

Posterior al reclutamiento masivo de postlarvas de *L. stylirostris*, la abundancia descendió drásticamente durante las últimas dos semanas de junio pero fue seguida por un incremento en la abundancia de juveniles, por lo que la variación en la abundancia de juveniles depende de la supervivencia de las postlarvas de las dos semanas anteriores. La disminución drástica en la abundancia de las postlarvas e incremento en la abundancia de juveniles durante las últimas dos semanas de junio, sugiere que la transformación de postlarvas a juveniles se efectúa en un par semanas. El reclutamiento de postlarvas y juveniles al AGC a finales de primavera y principios de verano es similar al de otros camarones peneidos, pero el tiempo de residencia en el estuario es menor a un mes, comparado con ~ 3 meses reportado para otras especies (García, 1985). Es posible que las postlarvas que se

reclutan al estuario en otoño no sobrevivan ya que fueron encontrados muy pocos juveniles después de septiembre.

La intensidad del desove en peneidos sigue el ciclo de la temperatura (Jones *et al.*, 1970), por lo que es probable que el desove máximo de las postlarvas colectadas a finales de mayo y principios de junio, ocurriera a mediados de mayo cuando la temperatura del agua en el área de estudio se encontraba en los ~25 °C. La temperatura del agua es un estímulo para la maduración y desove masivo de camarones peneidos (Allen *et al.*, 1980), trabajos realizados en laboratorio por Moore *et al.* (1974), Chamberlain y Lawrence (1981) y Robertson *et al.* (1991) mencionaron que temperaturas de 20 a 29 °C estimularon desoves masivos de *L. stylirostris*, *F. californiensis* y *L. vannamei*.

La temperatura del agua ha sido identificada como uno de los factores que afecta la actividad osmoregulatoria de los crustáceos (Mantel y Farmer, 1983). Fallas en la capacidad de adaptación a los cambios de salinidad y temperatura pueden resultar en alta mortalidad de postlarvas y juveniles de peneidos (Apud, 1988). El balance osmótico cambia dependiendo del efecto combinado de temperatura y salinidad, a mayor temperatura y salinidad el organismo gasta más energía para osmoregular (Jiann Chu *et al.*, 1996; Jiann Chu y Jin-Nien, 1998).

En este trabajo es difícil cuantificar el efecto de estas dos variables en la supervivencia de peneidos en el estuario, sin embargo, la mayor abundancia de postlarvas y juveniles fue registrada a salinidades entre 37 y 38, así como a temperaturas entre ~25 y ~29 °C en mayo y junio. Estos valores corresponden a la mayor supervivencia (70%) de postlarvas PL10 de *L. monodon* que fueron sometidas a diferentes salinidades y temperaturas en laboratorio (Parado Estepa, 1998). Este mismo autor, reportó que a esa misma salinidad pero a temperaturas de 22 y 33 °C la supervivencia de postlarvas fue de ~55% y ~12% respectivamente. En este trabajo

la salinidad permaneció en ~37 y la temperatura del agua se incrementó a 30 y 32 °C en julio y agosto por lo que pudo haber incrementado la mortalidad de las postlarvas.

Otro factor que no fue evaluado pero importante en el reclutamiento de postlarvas a juveniles de peneidos en el estuario, es el relacionado con la mortalidad por efecto de depredación, ya que la mortalidad se incrementa al disminuir el aporte de agua dulce al estuario (Salini *et al.*, 1998). Estos autores mencionaron que los patrones de depredación en áreas costeras están fuertemente influenciados por factores abióticos y tipos de hábitat, los cuales determinan la composición de las especies depredadoras y presas (Tabla X). Cuando las condiciones hidrográficas del estuario se hacen más oceánicas, la diversidad de hábitat y el número de depredadores estenohalinos se incrementan asociados a la disminución de la turbiedad e incremento en la salinidad.

Como ejemplo, el estuario del Río Norman, Australia, tiene alta turbiedad con relativamente alto ingreso de agua dulce y baja diversidad de hábitat. Este estuario sostiene poblaciones grandes de *P. merguensis*, pero relativamente pocas especies depredadoras (Salini *et al.*, 1998). La composición de especies en el estuario está fuertemente determinada por la turbiedad (Cyrus y Blazer, 1987), ya que decrece la razón de alimentación de los depredadores visuales (Blaber *et al.*, 1985; Hecht y Van Der Lingen, 1992).

Las frecuencias de tallas indican que los juveniles de *L. stylirostris* pudieron incrementar en talla de ~13 mm a ~35 mm de longitud en ~ 2 semanas y que algunos pudieron alcanzar hasta ~ 60 mm en este período. La razón de crecimiento estimada en este trabajo para las fases de postlarvas y juveniles, fue similar a la documentada para peneidos del Pacífico Mexicano, Golfo de México y Australia (Menz y Bowers, 1980; Garcia and LeReste, 1981; De Loach *et al.* 1991; Vance *et al.*, 1998) y Alto Golfo de California (Mathew, 1975; García

Pamanes, 1991) (Tabla XI). Posteriormente, el camarón emigra fuera del estuario para completar la fase adulta del ciclo de vida (Garcia and Le Reste, 1981; Vance et al., 1998). Desgraciadamente no se pudo documentar información comparativa sobre abundancias de postlarvas y juveniles con y sin aporte de agua dulce

Así como en las postlarvas de *L. stylirostris*, el reclutamiento de postlarvas de *F. californiensis* fue también continuo de mayo a octubre, pero sin el pico de máxima abundancia a finales de primavera y principios de verano. La frecuencia de tallas de mayo y junio sugieren que la razón de crecimiento de *F. californiensis* ($\sim 5 \text{ mm mes}^{-1}$) fue menor que la de *L. stylirostris* ($\sim 35 \text{ mm mes}^{-1}$).

Tabla X. Comparación de las características bióticas y abióticas de algunos estuarios tropicales. Fuente: (Salini *et al.*, 1998).

Lugar de estudio	Diversidad de habitat	Turbiedad (NTU)	No. Sp.	Sp. tiburón	Porcentaje piscívoros mayores	Agua dulce
Trinity (Blaber, 1980)	Bajo	Bajo 1.7-18	55	1	15	Alto
Ponggol (Blaber, 1980)	Bajo/medio	Alto	78	Sin datos	19	Alto
Río Norman (Blaber <i>et al.</i> , 1994)	Bajo	Alto 9.5-2656	100	2	23	Alto
NW W Australia (Blazer, 1980)	Bajo	Bajo 0.5-5.3	113	5	36-40	Bajo
Morrumbene (Blaber, 1980)	Alto	Medio/alto	114	Sin datos	19	Medio
Términos (Yañez-Arancibia, 1980)	Alto	Bajo/medio	121	0	27	Medio
Chilka Lake (Blaber, 1980)	Alto	Alto	152	Sin datos	19	Medio
Groote (Brewer <i>et al.</i> , 1995; Blaber <i>et al.</i> , 1994)	Alto	Bajo 1.3-1.7	179	9	29	Bajo
Río Embley (Salini <i>et al.</i> , 1990; Blaber <i>et al.</i> , 1994)	Medio/alto	Bajo-medio 0.2-55	197	6	26	Medio

Tabla XI. Tasa de crecimiento estimada para juveniles de peneidos en diferentes regiones.

Especie	Localidad	Razón de crecimiento (mm mes⁻¹)	Referencias
General	México	~30-60	García y Le Reste (1981)
<i>P. setiferus</i>	Golfo de México	~32	De Loach <i>et al.</i> (1991)
<i>L. stylirostris</i>	Golfo de México	~34-92	Menz y Bowers (1980)
<i>L. stylirostris</i>	Alto Golfo de California	~50-62	Felix Pico y Mathews, 1975; García Pámanes (1991) de la Fig.23
<i>L. merguensis</i>	Australia	~60	Vance <i>et al.</i> , 1998

Es necesario crear una base de datos de varios años sobre el tiempo de reclutamiento de los estadios tempranos del camarón al estuario del Río Colorado, con las abundancias de postlarvas y juveniles, así como las tasas de crecimiento. Esta base de datos utilizarla en modelos matemáticos relacionados con variables ambientales como la descarga del río, las velocidades y direcciones de las corrientes, las dimensiones del área de crianza, la disponibilidad de alimento y la presión de pesca para entender la importancia de los factores que influyen la variación temporal en la abundancia de los camarones adultos fuera del estuario

II.5. CONCLUSIONES

- 1.- El estuario del Río Colorado funciona como el área de crianza de camarones peneidos.
- 2.- Las especies de camarones *L. stylirostris* y *F. californiensis* ingresaron al estuario con una proporción de 85% a 15% respectivamente.
- 3.- Las primeras postlarvas de *L. stylirostris* y *F. Californiensis* con tallas entre 7 y 10 mm fueron registradas a mediados de mayo, mientras que los primeros juveniles con tallas entre 15 y 20 mm en los primeros días de junio (~2 semanas de diferencia). Posteriormente los juveniles alcanzaron tallas hasta ~60 mm con una moda en los ~35 mm a mediados de junio (~2 semanas de diferencia).
- 4.- El período reproductivo de los camarones peneidos del AGC comprendió aproximadamente de mayo a octubre.

III. CAPTURA COMERCIAL DE CAMARON EN EL ALTO GOLFO DE CALIFORNIA Y SU RELACION CON LA DESCARGA DEL RIO COLORADO

III.1. INTRODUCCION

El desarrollo histórico de la pesquería de camarón frecuentemente muestra grandes fluctuaciones interanuales en el ámbito mundial (Balsiger, 1981; Clark y Anthony, 1981; Gaffney, 1981; Houde y Rutherford, 1993). Estudios realizados en otras regiones con relación a la pesquería del camarón mencionan que las fluctuaciones en las capturas anuales de camarones adultos se encuentran positivamente correlacionadas con las descargas de los ríos, las lluvias y la temperatura, la marea, el flujo de calor y los vientos, como el caso de Sinaloa, México (Castro Aguirre, 1976; Castro Ortiz, 1987; del Valle Lucero y Martín, 1995; Bect Valdez, 2000); el Golfo de México (Gracia, 1989) el noreste de Australia (Vance *et al.*, 1998); en Perú (Machii y Rodríguez, 1990; Tadanobu y Rodríguez, 1990; Mendo y Tam, 1993); en Senegal, Mozambique y Provincia de Cape en Africa (Le Reste, 1979; Da Silva, 1986; Gammelsrod, 1992; Reddering, 1988); en Texas y Louisiana en los EUA (Gunter y Clark, 1969; Koutitonsky *et al.*, 1990).

El aporte de agua dulce de algunas zonas costeras es una de las principales fuentes de energía externa en forma dinámica, de nutrientes inorgánicos y de material orgánico particulado, sin embargo, poco es conocido sobre los mecanismos por los cuales esta energía influencia la producción biológica en niveles tróficos intermedios y altos (Ardisson y Bourget 1997). Aunque la respuesta es controversial, las fluctuaciones interanuales en la captura comercial de camarones adultos fuera del estuario han sido relacionadas con la generación de larvas de camarones en el área de desove, así como con la supervivencia de postlarvas y juveniles en el estuario (Browder *et al.*, 1989; Gracia Gasca, 1991; Hannah, 1993; Jiann Chu *et al.*, 1996; Vance *et al.*, 1998; Jiann Chu y Jin Nien, 1998).

Entre los efectos de los río en los sistemas estuarinos y marinos se encuentran los relacionados con la estabilidad de la columna de agua que influye en la flotabilidad de los estadios tempranos de desarrollo (Drinkwater, 1986); la disponibilidad de nutrientes e incremento en la producción primaria (Castro Aguirre, 1976; Edwards, 1978; Smetacek, 1986; Cloern, 1991; Nixon, 1992; Houde y Rutherford 1993; Snow *et al.*, 2000); y el transporte horizontal controlado por la marea que influye en el reclutamiento de estadios tempranos al área de crianza (Rothlisberg, 1982; Svendsen, 1986; Arreguín Sánchez, 1994). Estos efectos tiene repercusiones notables en la zona estuarina y área marina adyacente, manifestándose en primer término en las especies que en una etapa de su desarrollo son estuarino-dependientes y en segundo, en la reducción de la producción pesquera de la región (Mann y Lazier, 1996; Ardisson y Bourget 1997).

El aporte de agua dulce a la zona costera generalmente depende de las fluctuaciones en la precipitación pluvial, las cuales frecuentemente están asociadas a las variaciones interanuales de gran escala influenciadas por “El Niño” (Horel y Wallace, 1981; Chen, 1983; Childers *et al.*, 1990; Mann y Lazier, 1996). Así también, la construcción de presas a nivel mundial como medio de control para satisfacer los requerimientos de agua de las poblaciones humana, ha disminuido el aporte de este vital líquido a los estuarios (Tolmazin, 1985; Nichols *et al.*, 1986; Drinkwater, 1986; Reddering, 1988; Mann y Lazier, 1996).

En el AGC, el volumen de agua dulce que ingresa al estuario del Río Colorado ha pasado de $\sim 20,700 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ hasta antes de la construcción de las presas Hoover y Glenn Canyon, a flujos ocasionales que dependen de los excedentes de los $1.850 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ establecidos como cuota anual en el Tratado de Límites y Aguas firmado con los Estados Unidos el 3 de febrero de 1944 (Secretaría de Relaciones Exteriores, 1975; Fradking, 1981)

(Fig. 24). Esta asignación actualmente es utilizada totalmente para necesidades agrícolas y urbanas sin considerar los cambios ecológicos que se inducirían por la restricción del agua dulce al estuario (Sykes, 1937).

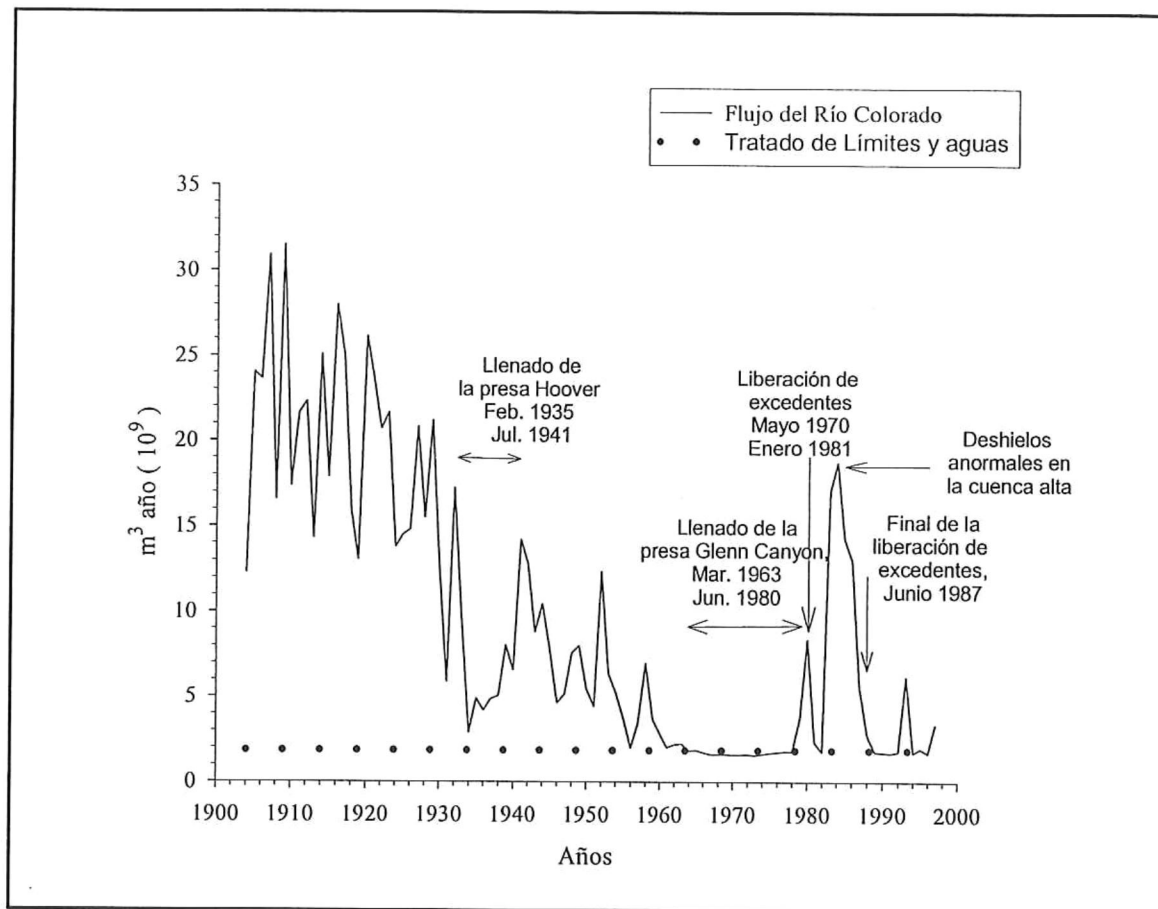


Fig. 24. Flujo anual del Río Colorado en la frontera México-EUA. (Fuente: Francisco Bernal Rodríguez, Comisión Internacional de Límites y Agua, Mexicali, B.C., comunicación personal).

La explotación comercial de camarones peneidos representa una de las actividades pesqueras más importantes en el AGC, siendo el camarón azul *L. stylirostris* la especie que representa aproximadamente el 90 % de las capturas totales (Rosas Cota *et al.*, 1996). Así como en otras regiones del mundo, los registros históricos de las capturas anuales de camarón desembarcadas en Puerto Peñasco, San Felipe y Golfo de Santa Clara, consideradas en este

trabajo como representativas del Alto Golfo de California, muestran fluctuaciones importantes en la captura comercial de esta especie (Delgado Marchena y Pedrín Osuna, 1996; Rosas Cota *et al.*, 1996). Estas fluctuaciones son atribuidas en principio al resultado de una sobre explotación debida a los barcos arrastreros (Rosas Cota *et al.*, 1996), pero por otro lado, mucho se ha especulado pero no se ha documentado el efecto en las fluctuaciones por la falta de agua dulce del Río Colorado al estuario.

III.1.1. Hipótesis

- 1.- La captura comercial de camarón en el AGC está relacionada con el ingreso histórico de agua dulce al estuario proveniente del flujo variable del Río Colorado, de tal forma que la captura es mayor durante períodos con aportes del río que sin aportes.
- 2.- Las capturas de camarón se incrementan un año posterior a los eventos “El Niño” debido al incremento en la precipitación pluvial
- 3.- La captura comercial de camarón se encuentra en relación directa con el incremento del esfuerzo pesquero.

III.1.2. Objetivos

- 1.- Analizar el comportamiento histórico de la captura comercial de camarón en el AGC con relación al aporte de agua dulce del Río Colorado.
- 2.- Analizar la captura comercial de camarón con relación a los eventos “El Niño”.
- 3.- Analizar el comportamiento del esfuerzo pesquero con relación a la captura comercial de camarón

III.2. MATERIALES Y METODOS

Se obtuvieron datos históricos del flujo del Río Colorado recibido en la línea internacional con los EUA en el período 1900-1998 (Comunicación personal: Francisco Bernal, Comisión Internacional de Límites y Aguas, CILA, Mexicali, B.C.). Se consideró que la cuota establecida en el Tratado Internacional de Límites y Aguas con los EUA ($1.85 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$) es utilizada totalmente para actividades agrícolas y urbanas, por lo que cualquier excedente a este valor es el volumen de agua que ingresó al estuario del río y AGC. Aunque en realidad el volumen de agua que pudo haber ingresado al estuario es menor a los excedentes del río, ya que las autoridades responsables del manejo del agua en Mexicali dejan de bombear agua de los pozos para que los mantos freáticos se recarguen y utilizan los excedentes del río para satisfacer las necesidades agrícolas y urbanas. Desgraciadamente no se ha medido la cantidad de agua que realmente llega al estuario por lo que para este trabajo se usarán los datos reportados por la CILA y los excedentes serán la diferencia entre el valor de la CILA y el 1.85×10^9 del Tratado Internacional de Límites y Aguas con los EUA.

Se obtuvieron registros históricos del número de barcos pescando legalmente en el período 1962-1999 y de capturas anuales de camarón desembarcadas en Puerto Peñasco, San Felipe y Golfo de Santa Clara en el período 1950-99 (Instituto Nacional de la Pesca en Guaymas y Ensenada). Las capturas anuales de camarón de los tres puertos mencionados fueron sumadas para representar el comportamiento de esta pesquería en el AGC. Para obtener la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) como una aproximación de la abundancia poblacional, las toneladas de camarón capturadas fueron divididas entre el número de barcos pescando.

En la imposibilidad de hacer un análisis de correlación múltiple por la falta de datos hidrográficos de temperatura, salinidad, clorofila y productividad orgánica primaria, se graficaron los valores de las capturas de camarón desembarcadas en el AGC, con relación al número de barcos para el período 1962-1999 y el flujo de agua del río en la línea internacional con los EUA. Así también, se determinó el coeficiente de determinación (r^2) a partir de un análisis de regresión lineal simple entre los excedentes del Río Colorado y las capturas de camarón en el AGC, sin desfase y con desfase de uno y dos años. Este desfase se debe a que el agua dulce que ingresó durante un año puede influir en los camarones capturados en una o dos temporadas posteriores de pesca. Se consideró que como el camarón tiene un promedio de vida de 1 a 2 años, el agua que les llega a los estadios tempranos de camarón en un año, se ve reflejado en la captura comercial del año posterior. Así también, los excedentes del río en la década de los años 80's inundaron los humedales del Río Hardy, la Laguna Salada y la Ciénega de Santa Clara, los cuales pudieron influenciar con agua dulce a los estadios tempranos de camarón de hasta dos años posteriores a que dejaron de enviar excedentes del río.

III.3. RESULTADOS

III.3.1. Flujo del Río Colorado

El control del flujo del río se inició en 1935 cuando se terminó la construcción de la presa Hoover. A partir de ese año el flujo del río en la cuenca baja se vio drásticamente disminuido (Fig. 24). Después de nueve años de la construcción de la presa, el 3 de febrero de 1944 se firmó el Tratado de Límites y Aguas entre México y Estados Unidos. En este tratado se asignó a México un volumen de agua que correspondió aproximadamente al 10% del flujo promedio anual del río y que no debe ser menor a $1.85 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ (Secretaría de

Relaciones Exteriores, 1975). En la asignación de la cuota anual de agua a México ninguna de las partes consideró al Alto Golfo de California y al estuario del Río Colorado como receptores del agua dulce y los cambios en el funcionamiento ecológico de esas áreas. De hecho no había existido preocupación por modificaciones al ambiente hasta que ambos países firmaron la minuta 306 en El Paso, Texas, el 10 de diciembre del 2000, donde expresaron su interés en conocer los problemas ecológicos del estuario del Río Colorado.

El flujo del Río Colorado en la frontera con los EUA ha fluctuado con relación a la construcción de presas en los EUA; en el período 1910-20 anterior a la construcción de presas, la descarga promedio anual del río fue de $21.37 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$. Posteriormente en 1934 con el llenado de la presa Hoover la descarga decreció hasta $1.78 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$. Después del llenado de la presa Glenn Canyon en 1979, cambios climáticos globales provocaron precipitaciones y deshielos anormalmente altos en la cuenca alta del Río Colorado, el agua no pudo ser retenida en las presas de EUA y propició flujos extraordinarios del río en el período 1979-88 de hasta $\sim 18.0 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ muy similar al flujo promedio del río sin presas (Fig. 24). En este período se inundaron grandes extensiones de humedales de Baja California aledaños al Río Colorado como la Laguna Salada, el Río Hardy y la Ciénaga de Santa Clara. Las imágenes de satélite LandSat muestran que en 1986 estos humedales estaban conectados (Fig. 25). Flujos de agua mayores al establecido en el tratado de límites y aguas también fueron liberados en 1993 y 1998-2000.

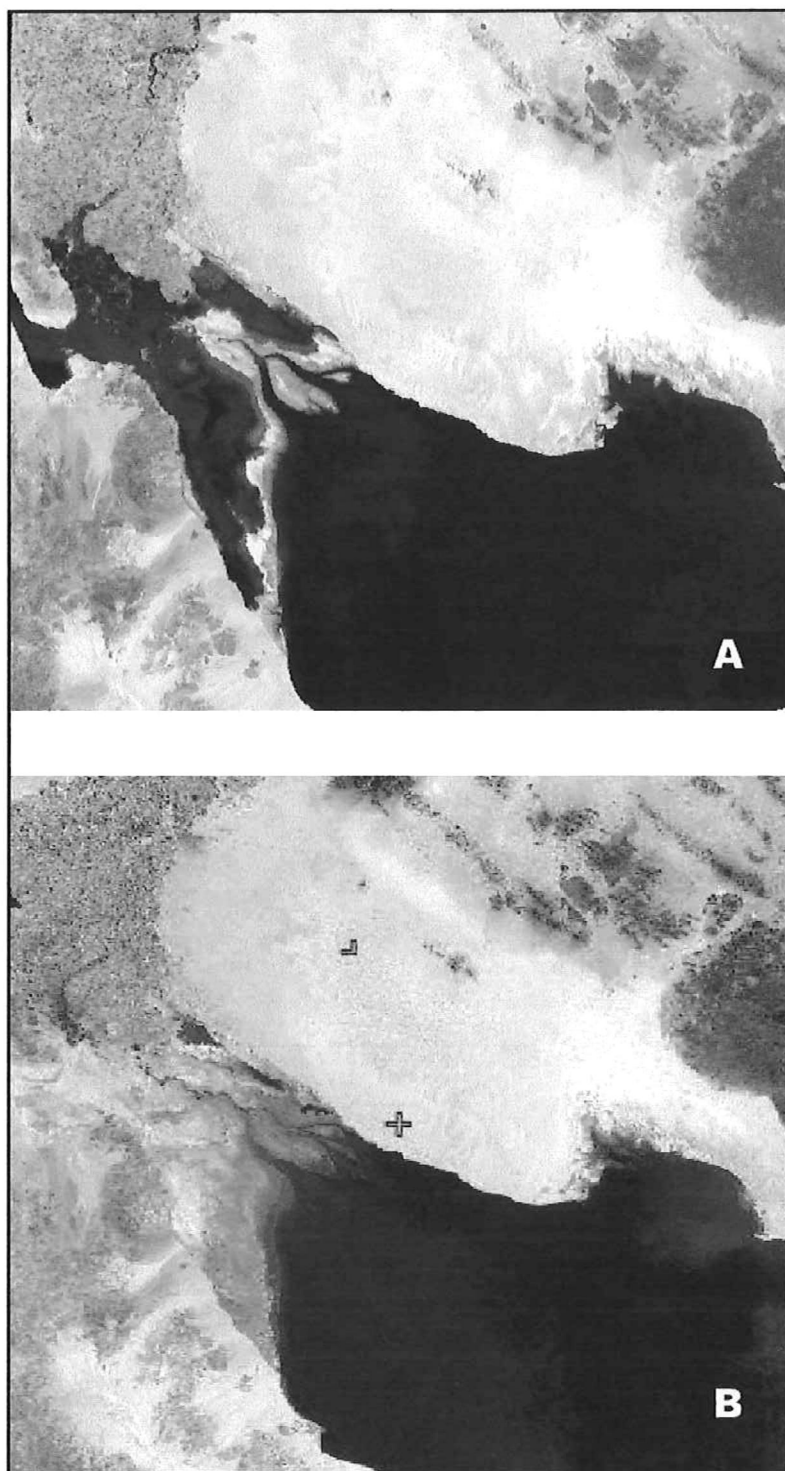


Fig. 25. Imágenes de satélite Landsat 7 TM (Thematic Mapper) que muestran cambios en las dimensiones del área de marismas de agua dulce y salobre dependiendo del aporte del Río Colorado. (A) Con aporte de río el 9 de junio de 1984; (B) sin aporte del río en 1982.

III.3.2. Esfuerzo pesquero

Desgraciadamente la base de datos sobre el número de barcos y pangas que realizan la actividad pesquera en el AGC no es completa. La información más completa data de 1962 y es la referente a barcos en Puerto Peñasco. Para propósito de este estudio, como la flota pesquera de este puerto contribuye con mas del doble de la captura comercial de camarón desembarcada en el AGC (San Felipe, el Golfo de Santa Clara y Puerto Peñasco), se consideró como representativa para este estudio (Fig. 26).

En general el esfuerzo pesquero se incrementó de 70 a 238 barcos en el período 1962-1980, permaneciendo más o menos estable entre 212 y 220 barcos hasta 1990. Posteriormente se inició un descenso drástico hasta 67 barcos en 1994 y un incremento nuevamente hasta alcanzar 118 barcos en 1997. Este incremento fue debido a la venta de la flota pesquera del Golfo de Santa Clara a los armadores de Puerto Peñasco (Fig. 26).

Es importante señalar que este esfuerzo pesquero está enmascarado por el número desconocido de pangas. La actividad artesanal con pangas se inició ilegalmente a finales de la década 1970 e inicios de 1980 y no fue hasta 1999 que se autorizó esta actividad. Esto indica que aunque el número de barcos legalmente pescando en el período 1980-1990 permaneció estable, en realidad el esfuerzo pesquero se incrementó por el número de pangas no sujetas a control, y que aunque el número de barcos disminuyó en el período posterior a 1990, en realidad el esfuerzo pesquero es desconocido. Al momento no existe una metodología para normalizar el esfuerzo pesquero de las pangas para compararlo con el de los barcos.

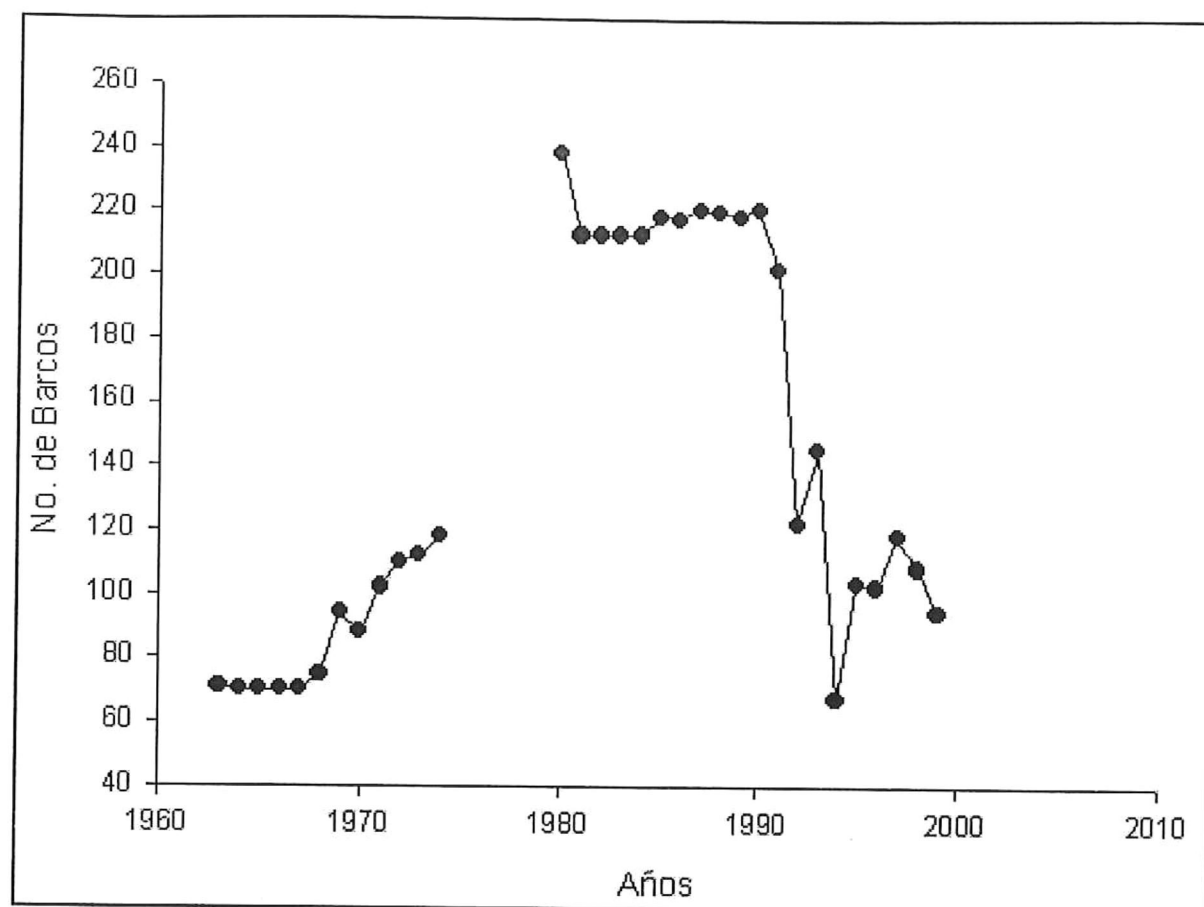


Fig. 26. Variación del número de barcos camaroneros en Puerto Peñasco en el período 1962-99. Fuente: Instituto Nacional de la Pesca en Guaymas.

III.3.3. Captura de camarón en el AGC

Se consideró que las capturas comerciales de camarón desembarcadas en San Felipe, el Golfo de Santa Clara y Puerto Peñasco son representativas de esta pesquería en el AGC, sin embargo este último es el puerto que contribuye con la mayor proporción (Fig. 27).

En general se observaron 3 períodos con proporciones distintas de capturas, el primero sin aporte de agua del río en el período 1950-79, donde las capturas de camarón fluctuaron entre 998 y 2,783 toneladas métricas anuales ($Tm\ año^{-1}$) y promedio de $1,861\ Tm\ año^{-1}$; el segundo influenciado por aporte de agua del río en el período 1980-90 con valores entre un mínimo de $2,504\ Tm\ año^{-1}$ en 1989-90 y un máximo de $5,375\ Tm\ año^{-1}$ en la temporada

1986-87; el tercero en el período 1991-99 con aportes de agua del río pero con cantidades significativamente menores que en 1980-1990, con valores fluctuando entre 529 Tm año^{-1} en la temporada 1991-92 y $1,883 \text{ Tm año}^{-1}$ en la temporada 1997-98 (Fig. 27). En 1975, 1977, 1979 y el período 1982-84 no se tienen datos de la captura de camarón en Puerto Peñasco por lo que la captura total del AGC debe ser mayor que el mostrado en la figura 27 para esos años.

En el primer período sin aporte de agua del río, se muestran dos fases: la primera fase marca el inicio de esta pesquería (1950-1957) en el que se reportaron capturas muy estables alrededor de 1000 Tm año^{-1} ; la segunda fase en el período 1958-1978 con el esfuerzo pesquero incrementando exponencialmente, pero las capturas de camarón estabilizadas en un promedio de $2,216 \text{ Tm año}^{-1}$ (Figs. 26 y 27). También se observaron fluctuaciones interanuales con incrementos y decrementos donde los valores máximos de captura correspondieron a uno y dos años posteriores a los eventos El Niño de 1962-63, 1965-66, 1969-70 y 1972-73 (Fig. 27).

En el segundo período (1980-88) con aporte de agua del río, la captura de camarón incrementó rápidamente hasta alcanzar $5,375 \text{ Tm año}^{-1}$ en 1987 y $5,327$ en 1989, siendo la mayor captura en la historia de esta pesquería. Posteriormente la captura de camarón disminuyó drásticamente a $2,504 \text{ Tm año}^{-1}$ en 1990 (Fig. 27).

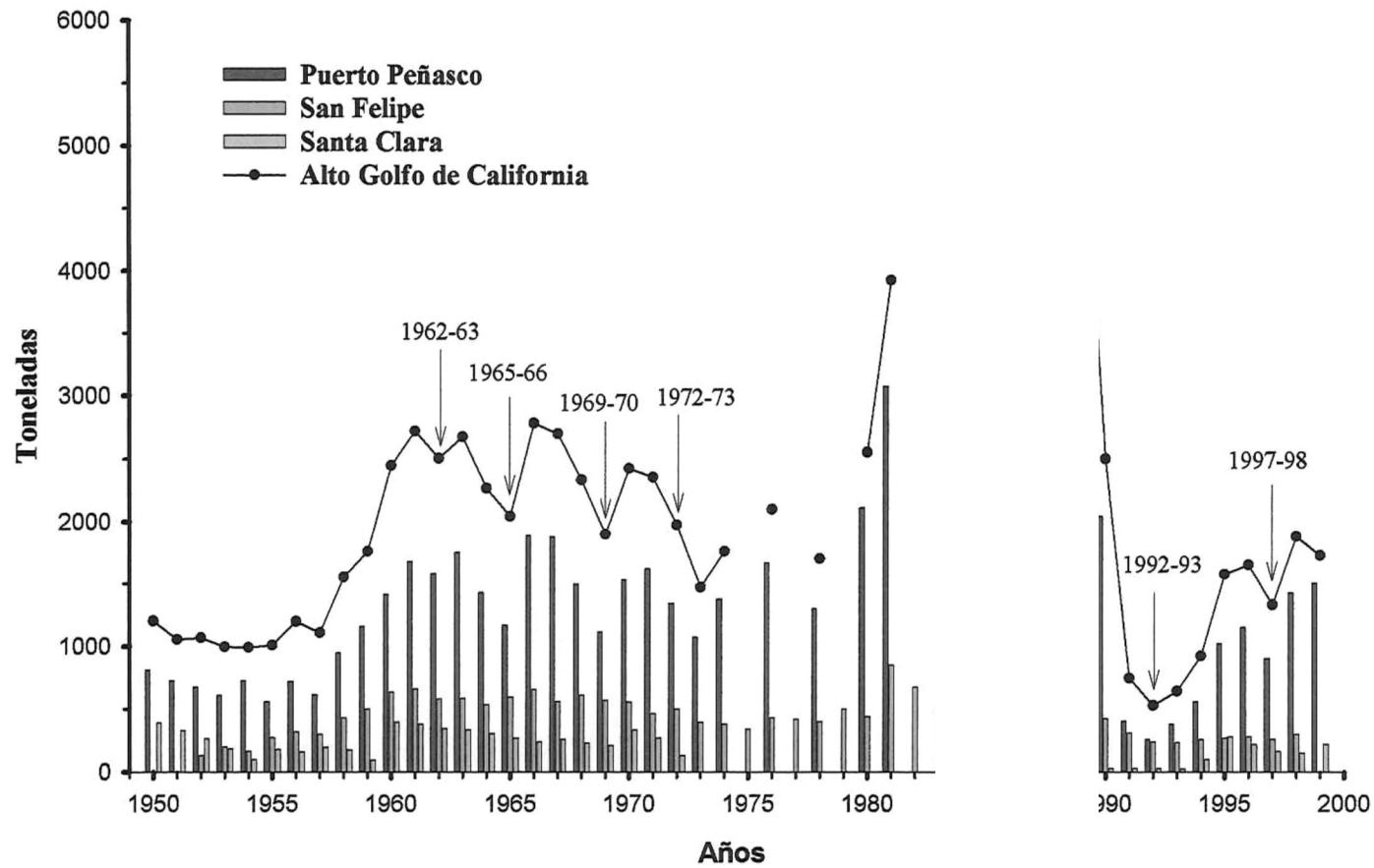


Fig. 27. Captura comercial de camarón desembarcada en el Alto
Fuente: Instituto Nacional de la Pesca en Guaymas y En
números indican los años "El Niño".

lifornia.
lechas y

En el tercer período se alcanzó el valor mínimo en la historia de esta pesquería con 529 Tm año⁻¹ en la temporada 1991-92. A partir de este año se observó una recuperación gradual en la captura de camarón de hasta 1,883 Tm año⁻¹ en la temporada 1997-98, valor que se encuentra en el valor promedio de 1,861 Tm año⁻¹ mencionado para el período 1950-79 sin aporte del río (Fig. 27). A pesar de un aporte de agua del río en 1993 similar al de 1980, hubo en 1994 una captura de camarón reportada de apenas ~20 % de la captura de 1981.

III.3.4. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE)

La falta de información confiable sobre el número de barcos y pangas, el número de viajes y el tiempo trabajado, impide realizar el cálculo adecuado de la CPUE. Un ejemplo de esto es que las capturas anuales reportadas en San Felipe, Golfo de Santa Clara y Puerto Peñasco corresponden a la pesca realizada por barcos legalmente registrados y a pangas no sujetas a control. Aunque la captura de camarón con chinchorro de línea fue autorizado en agosto de 1996, la existencia de cooperativas pesqueras con esa actividad fue un hecho desde la década de los años 1980's.

Datos disponibles sobre el número de barcos y capturas de camarón en el período 1962-99 muestran que la CPUE disminuyó de 27 a 10 Tm año⁻¹ barco⁻¹ en el período 1962-74 (Fig. 28). En el período 1980-1988 la CPUE se incrementó de 9 a 21 Tm año⁻¹ (Fig. 28). Nuevamente en el período 1991-99 la CPUE disminuyó hasta un mínimo de 2 Tm año⁻¹ en 1992 para posteriormente incrementarse hasta 16 Tm año⁻¹ en 1999 (Fig. 28).

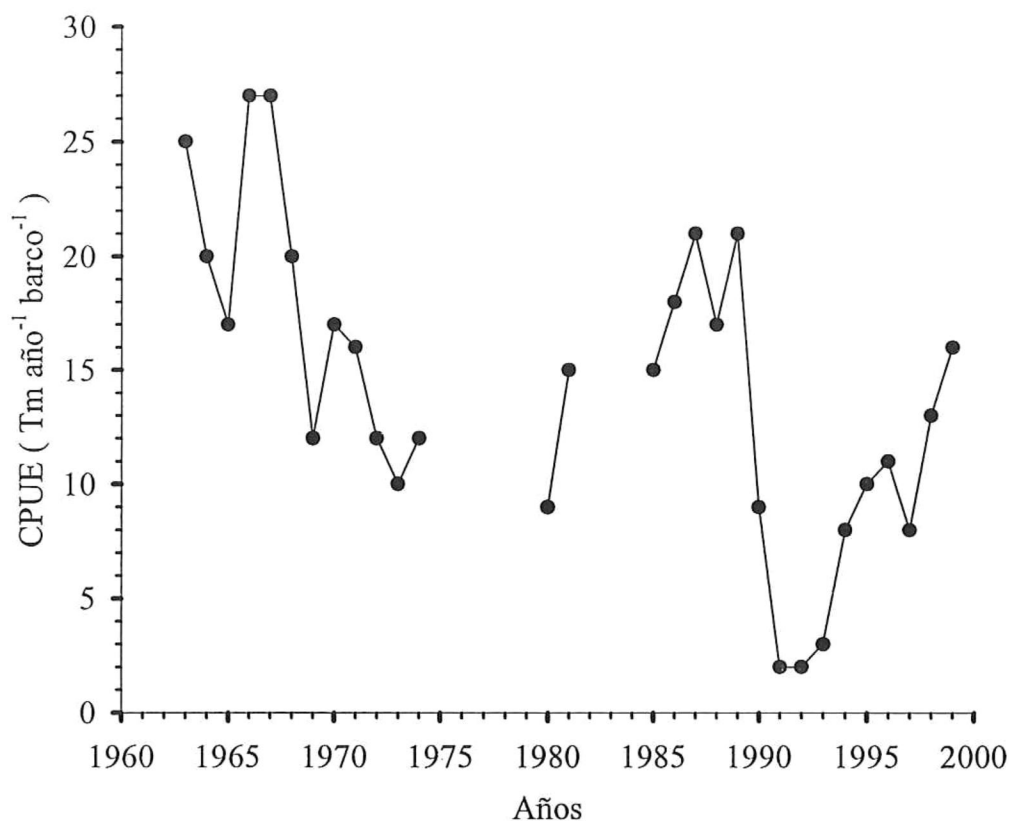


Fig. 28. Captura por unidad de esfuerzo de camarón desembarcado en Puerto Peñasco durante el período 1962-99.

La relación entre la captura de camarón desembarcada en Puerto Peñasco y la CPUE muestra los períodos bien diferenciados con aporte y sin aporte de agua del Río Colorado (Fig. 29). El período 1979-88 con aporte de agua del río registró capturas de camarón entre 2,113 y 4,638 Tm año⁻¹ en 1980 y 1989 respectivamente; durante el período sin aporte de agua anterior a 1980, las capturas fueron entre 618 y 1,888 Tm año⁻¹ en 1957 y 1966 respectivamente; durante el período con aporte de agua posterior a 1990 las capturas fueron entre 259 y 1,507 Tm año⁻¹ en 1992 y 1999 respectivamente (Fig. 29). La década de los años

sesenta registró la mayor CPUE con capturas totales de camarón entre 1500 y 2000 Tm año⁻¹; la década de los setenta registró menor CPUE con capturas totales de camarón entre 1000 y 1500 Tm año⁻¹; la década de los ochenta registró un incremento en la CPUE con la captura total de camarón de 2000 a 4,500 Tm año⁻¹; la década de los noventa la CPUE disminuyó drásticamente con capturas de camarón por debajo de las 1000 Tm año⁻¹ (Fig. 29).

III.3.5. Coeficiente de determinación entre las capturas de camarón en el AGC y el comportamiento del flujo del Río Colorado.

Se utilizaron datos de las capturas de camarón desembarcadas en los tres puertos representativos del AGC (Puerto Peñasco, San Felipe y Santa Clara), con datos del comportamiento del Río Colorado en la frontera con los EUA durante el período 1960-1999 para calcular el coeficiente de determinación entre estas dos variables (Fig. 30). En el caso del comportamiento del río, a cada año se le restó $1.850 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ para obtener los años sin y con excedentes de agua respecto a la cuota anual pactada en el Tratado de Límites y Aguas de 1944 y así determinar los años sin y con aporte de agua del río al estuario respectivamente. Se aplicó un análisis de regresión lineal simple entre los excedentes del Río Colorado y las capturas de camarón desembarcadas en el AGC, sin desfase, con desfase de un año y con desfase de dos años ($r^2 = 0.374$; 0.503 y 0.576) (Fig. 30). Los datos de capturas de camarón en el período 1950-59 no fueron incluidos en el análisis de regresión por considerar que los valores dependieron más del bajo esfuerzo pesquero debido al inicio de esta pesquería que de algún estímulo producido por el Río Colorado.

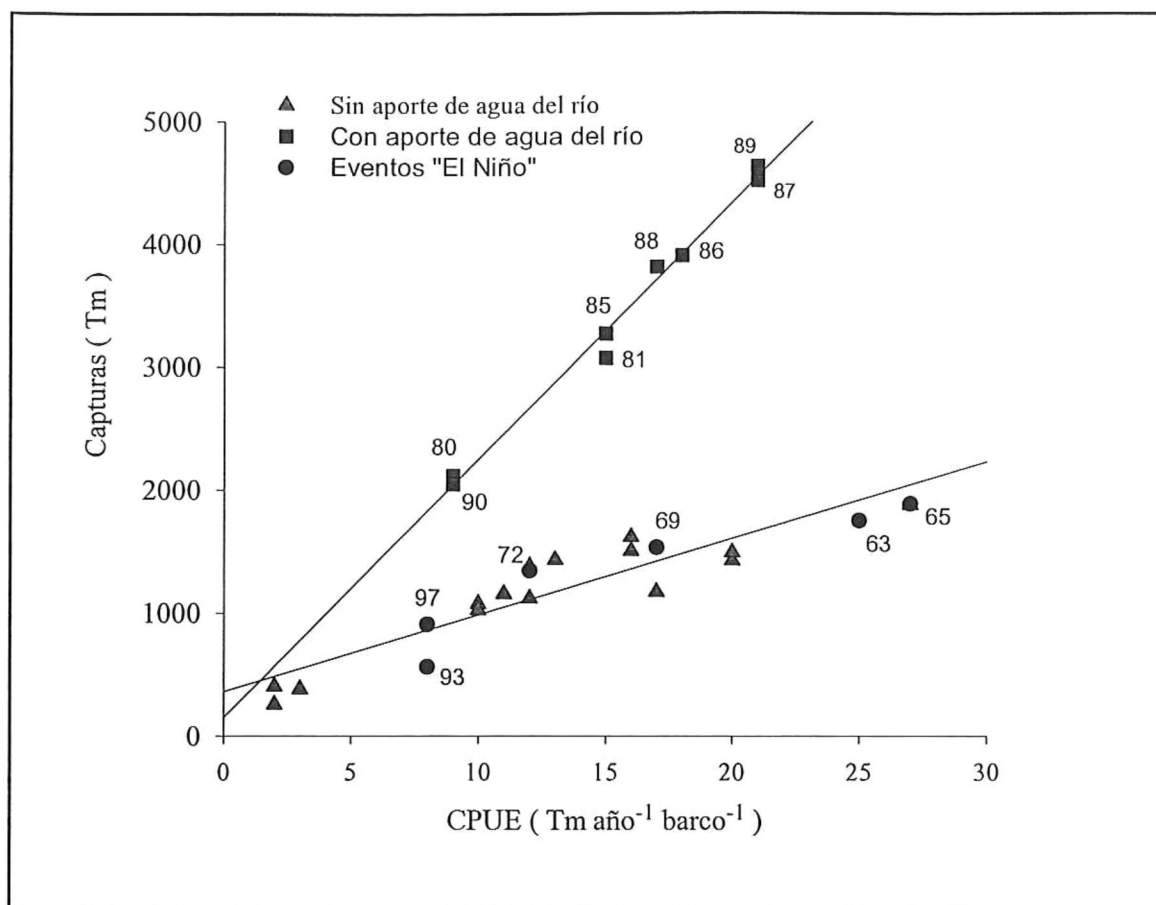


Fig. 29. Relación entre la captura por unidad de esfuerzo y la captura de camarón desembarcada en Puerto Peñasco durante el período 1962-1999. Los números en los puntos de referencia representan años.

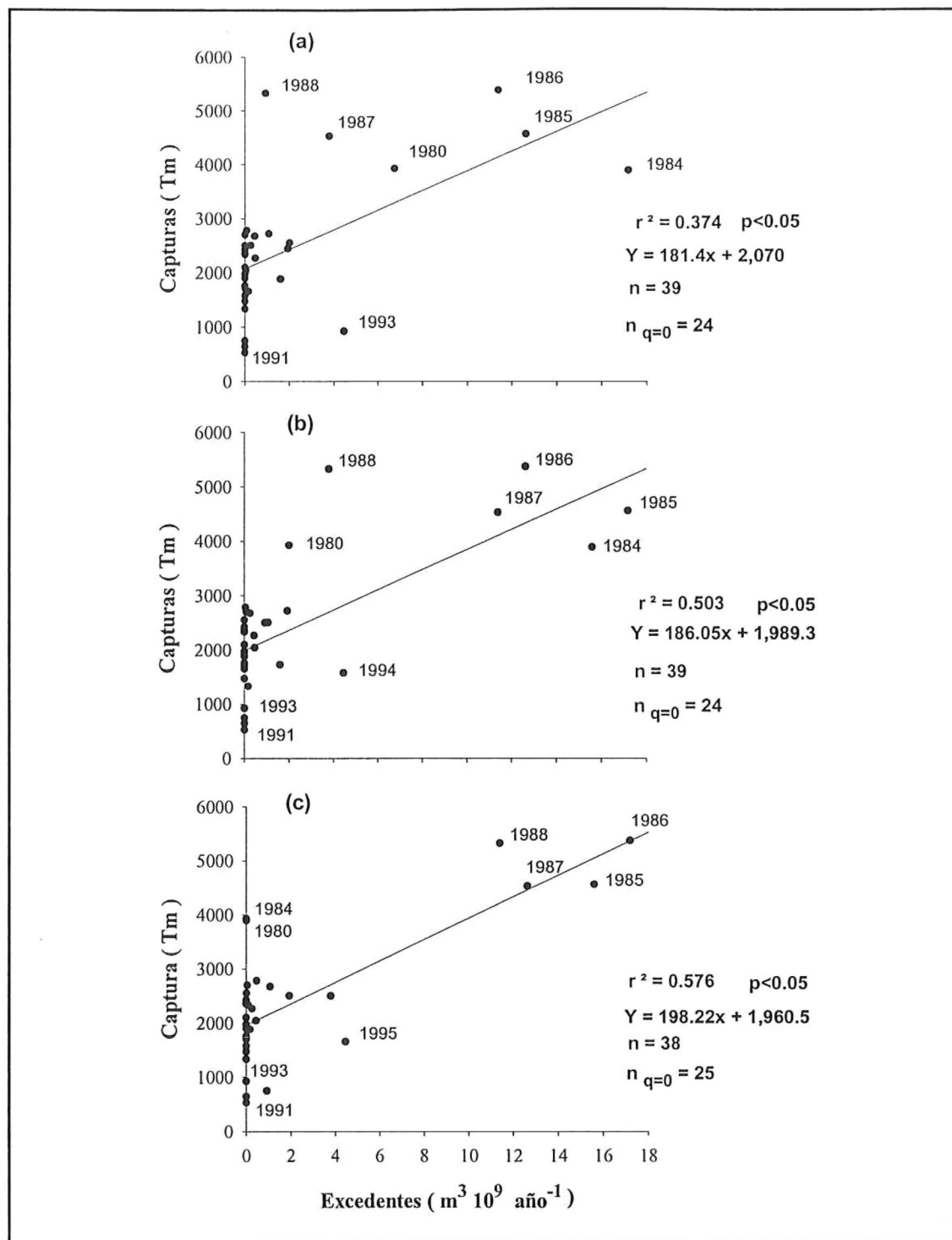


Fig. 30. Coeficientes de determinación a partir del análisis de regresión lineal simple entre la captura comercial de camarón desembarcada en el AGC en el período 1960-99 y el excedente del Río Colorado con respecto a la cuota de los $1.85 \times 10^9 m^3 \text{ año}^{-1}$. (a) sin desfase; (b) desfase un año; (c) desfase dos años. n = número total de datos; $n_{q=0}$ = número de datos sin excedentes del río.

III.4. DISCUSION

En este trabajo se describe y analiza la captura comercial de camarón *L. stylirostris* desembarcada en el AGC en el período 1950-1999. El análisis descriptivo de este patrón de comportamiento a largo plazo tiene fundamental importancia al relacionarlo con períodos sin y con aporte de agua dulce al estuario del Río Colorado.

Es posible que la población de camarones adultos en el AGC esté regulada en parte por procesos físicos y biológicos estimulados por el flujo variable del Río Colorado y que las fluctuaciones interanuales de las capturas desembarcadas en el AGC sean una respuesta al ingreso inconsistente de agua dulce al área de crianza.

Múltiples estudios señalan la importancia de las descargas de agua dulce en los estuarios y su influencia en la producción biológica fuera del estuario: EUA (Funicelli, 1984); Perú (Machii y Rodríguez, 1990); África (Gammelsrod, 1992); Africa, Canada e Islandia (Mann y Lasier, 1996); Canada (Ardison y Bourget, 1997); Sinaloa (Bect Valdez, 2000); AGC (Morales Zárate, 2001).

Ha sido práctica común señalar el incremento de salinidad como causa de la disminución en la captura comercial de camarón del AGC asociada al flujo variable del Río Colorado. Sin embargo, las especies estuarino-dependientes durante la etapa temprana de su desarrollo toleran cambios muy amplios de salinidad (2-40) (Liu y Zhong, 1986) y solamente la energía osmótica gastada para osmoregular en condiciones de alta salinidad es requerida para el crecimiento (Panikkar, 1968).

En períodos sin aporte de agua dulce al estuario del Río Colorado, la salinidad en la región más interna del estuario se incrementó hasta 39 (Hernández Ayón *et al.*, 1993). Este valor se encuentra muy por arriba de la salinidad óptima de 24 en la que el camarón se encuentra en equilibrio con el medio que le rodea (Castille Jr y Lawrence, 1981). Es decir, por

arriba o por debajo de este punto isosmótico, el camarón gasta energía para osmoregular (mantener en equilibrio la salinidad de su cuerpo con el medio ambiente que le rodea) por lo que su efecto se refleja en una disminución del crecimiento.

Los estuarios están identificados como rutas importantes de material particulado y disuelto de origen continental que ingresan a los océanos (Pritchard y Shubel, 1981). Tradicionalmente se ha considerado a los ríos como la fuente externa de nutrientes inorgánicos disueltos al medio costero (Meybeck, 1982; Chester, 1990; Milliman, 1991). Sin embargo, hay diferencias muy claras entre porciones del océano que dependen de los ríos para la obtención de los nutrientes y las que no dependen de los ríos como muchas regiones costeras influenciadas por surgencias y procesos advectivos.

Para el caso en que la zona costera depende de los ríos, Mann y Lazier (1996) al discutir el efecto de los ríos y la pluma estuarina en la producción secundaria de los estuarios, mencionaron ejemplos de alteración en la productividad biológica en el estuario del Río Nilo (Egipto), los mares Azov y Aral (Rusia), el Río Santee en Carolina del Norte y el Río Zambezi en Sudáfrica (Drinkwater, 1988). En Islandia, Thordardottir (1986) reportó que la estratificación inducida por el flujo del río proporcionó condiciones favorables para el incremento en la producción de fitoplancton y zooplancton y que los copépodos son componentes importantes para la dieta de los consumidores secundarios. Otro ejemplo es el río San Joaquín al norte de San Francisco, Ca., que al reducir a solamente el 36% el aporte de agua al estuario, la producción primaria y secundaria se redujo (Nichols, 1985). Probablemente uno de los cambios más dramáticos en el flujo del río hacia los estuarios sea el efecto en la erosión costera, la disminución de la fertilidad y exportación de material terrestre al océano (Mantoura *et al.*, 1991).

Por el contrario, Bahía San Quintín y el Estero de Punta Banda son cuerpos costeros que no dependen del agua dulce de los ríos, ya que sus aguas tienen alta concentración de nutrientes disueltos y son altamente productivos (Alvarez Borrego *et al.*, 1975). Mucha de esta productividad se debe al aporte de nutrientes del sedimento a la columna de agua (Camacho Ibar y Alvarez Borrego, 1987). En parte también se debe al aporte oceánico, principalmente cuando hay surgencias costeras (Lara Lara *et al.*, 1980; Millán *et al.* 1982). El Golfo de California no es la excepción a estos procesos de enriquecimiento de nutrientes, Alvarez Borrego (2001) mencionó que el golfo tiene tres mecanismos naturales de fertilización: vientos que inducen surgencias, mezcla por mareas, y la circulación termohalina.

Pocos han sido los progresos para elucidar los mecanismos de interacción de las pesquerías con los flujos de ríos. En Islandia, Thordardottir (1986) encontró que los estadios tempranos de copépodos son importantes en la dieta de larvas como segundos consumidores y encontró también que la mayor producción de zooplancton correspondió a los años con la producción de fitoplancton favorecida bajo condiciones provistas por el agua dulce.

El Programa Global de Monitoreo para la calidad del agua reporta la concentración de nitrógeno en forma de nitratos para diferentes ríos de los EUA (<http://www.cciw.ca/gems/summary/usa88-e.html>), los datos muestran que los ríos de Norte América incluido el Colorado son potencialmente fuente importante de nutrientes al océano tanto por la concentración como por el flujo del río (Tabla XII).

Tabla XII. Flujos de agua y concentración de NO₃-N disuelto de algunos ríos de Norte América en el período 1988-90.

Fuente: <http://www.cciw.ca/gems/summary/usa88-e.html>.

RIO	FLUJO m ³ s ⁻¹			NO ³ -N µM		
	Min.	Max.	Media	Min.	Max.	Media
Columbia	3,511	7,674	5,749	7.1	28.6	15.0
Colorado	129	886	506	21.4	78.5	26.4
Delaware	93	892	323	42.8	4,357.1	428.5
Mississippi	5,154	29,736	18,280	50.0	121.4	85.0
Missouri	596	5,918	1,842	7.1	92.8	48.5
Niagara				7.1	35.7	15.0
Ohio	1,045	26,904	8,557	7.1	135.7	75.0
Yukon	1,345	19,257	10,424	7.1	14.2	10.0

Cupul Magaña (1994) reportó que la concentración de nutrientes en el período del 10 al 15 de marzo de 1993 se incrementó con relación a la disminución de salinidad, de tal forma que a salinidades de 0 en la región del río, la concentración de NO₂, NO₃, PO₄ y SiO₂ fue de 2.5, 30, 2 y 325 µM respectivamente; a salinidades de 12 en el área adyacente a la Isla Montague, la concentración de NO₂, NO₃, PO₄ y SiO₂ disminuyó a valores de 1.7, 15, 1.5 y 200 µM respectivamente; a salinidades de 26 frente al Golfo de Santa Clara, la concentración de NO₂, NO₃, PO₄ y SiO₂ disminuyó hasta 1.0, 9, 1.4 y 100 µM respectivamente. Comparando estos resultados con los reportados por Hernández Ayón *et al.* (1993) para 1989-90, se observó que las concentraciones de nutrientes también fueron altas durante un período sin aporte de agua dulce, con valores máximos de hasta 15, 53, 11.5 y 92 µM para NO₂, NO₃, PO₄ y SiO₂ respectivamente a ~20 km al norte de la isla Montague (río arriba).

Aunque la literatura resalta la mayor capacidad de producción de los estuarios debido al aporte de nutrientes por los ríos (Houde y Rutherford, 1993), en realidad este efecto no se hizo evidente con los excedentes de 1993 y 1995, lo que significa que para que exista un efecto en la captura de camarón debe haber un flujo por arriba de los excedentes recibidos en esos años ($4.4 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$). De acuerdo con los pocos datos disponibles (Fig. 30) este umbral de aporte de agua del río, parece estar por encima de $10^{10} \text{ m}^3 \text{ año}$.

Es posible que el incremento en las capturas de camarón en los años 80's sea debido a que los volúmenes de agua dulce tan elevados que enviaron al estuario en ese período, incrementaron la dimensión de los humedales como área de crianza (Fig 25), más que por el aporte de nutrientes. Será necesario esperar a que ocurra nuevamente algo similar a los flujos de la década de los años 80's para estudiar mas apropiadamente la influencia de los cambio en el área de humedales, la salinidad y el aporte de nutrientes en las fases larvales, postlarvales y juveniles del camarón.

Con la finalidad de corroborar la concentración de nitratos reportada por el Programa Global de Monitoreo (Tabla XII), en agosto del 2001 se colectó una muestra de agua del Río Colorado en el efluente de la presa Morelos, el resultado fue de $30 \mu\text{M}$ de $\text{NO}_3 + \text{NO}_2$, este valor es el mismo reportado por Cupul Magaña (1994) en el período del 10 al 15 de marzo de 1993 para salinidades de cero en el estuario del Río Colorado (Norte de la Isla Montague).

Al calcular el flujo de nitratos al estuario del Río Colorado durante el período 1979-88 considerando la concentración promedio de $26.4 \mu\text{M}$ mencionada en la Tabla VI y que solamente llegaron los excedentes al Tratado Internacional de Límites de Agua con los EUA ($1.85 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$), el resultado mostró que el río debió exportar nutrientes al AGC (Tabla XIII).

Tabla XIII. Cálculo del flujo de NO_3+NO_2 que debieron llegar al estuario del Río Colorado en el período 1979-88 considerando el flujo de agua excedente a la cuota de $1.85 \times 10^9 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ establecida en el Tratado de Límites y Aguas de 1944 con los EUA y la concentración promedio de NO_3+NO_2 de $26.4 \mu\text{M}$ reportada en <http://www.cciw.ca/gems/summary/usa88-e.html>.

Años	Excedentes del Río Colorado $\text{m}^3 \text{ año}^{-1} (10^9)$	Flujo de NO_3+NO_2 Tm año^{-1}
1979	1.88	696
1980	6.55	2,423
1981	0.48	178
1982	0	0
1983	15.20	5,632
1984	16.9	6,246
1985	12.4	492
1986	11.10	4,122
1987	3.69	1,365
1988	0.84	310

Es ampliamente reconocido que la concentración de nutrientes disueltos en el medio marino es uno de los factores claves para la producción de fitoplancton como fuente de alimento (Dugdale, 1989; Riley y Chester, 1989; Nixon, 1992; Snow *et al.*, 2000) y que la producción pesquera de los estuarios está relacionada con esta producción primaria (Houde y Rutherford, 1993). Aunque los nutrientes disueltos en el océano pueden ser de origen marino debido a procesos de surgencias o de origen terrestre debido al aporte de ríos y escurrimientos de agua superficial durante las lluvias, en particular las principales fuentes de nutrientes en el

estuario del Río Colorado son de origen oceánico por efecto de marea y por escurrimientos superficiales del Río Hardy y Río Colorado durante eventos extraordinarios.

La pregunta principal en este trabajo es si el fitoplancton del AGC está siendo limitado por los nutrientes cuando no hay aporte de agua del río, ya que con y sin el río hay una cantidad muy grande de materia orgánica en suspensión (García Lepe y Larroque, 1976). Esta pregunta será respondida en la medida que se realicen estudios de productividad orgánica primaria, nutrientes inorgánicos disueltos y materia orgánica en suspensión de forma simultánea, en períodos con y sin aporte de agua del río.

El ingreso de agua dulce al estuario del Río Colorado en el período 1979-88 proporcionó condiciones favorables para la recuperación de este recurso pesquero, de tal forma que las capturas comerciales de camarón en el AGC se incrementaron rápidamente a más del doble que las reportadas en el período sin aporte de agua dulce del río.

Después de haberse mantenido capturas anuales de camarón en un promedio de 1,864 Tm durante 20 años sin el aporte de agua del río, los primeros excedentes del Río Colorado recibidos en la frontera con los EUA por haberse llenado la presa Glen Canyon en 1979, incrementaron rápidamente las capturas de las temporadas 1979-81.

El estímulo producido durante el período con aporte de agua dulce en la década 1979-88 propició condiciones favorables para la recuperación de la población de camarón, reflejándose en un rápido incremento de la producción camaronera del AGC. Efectos producidos por este estímulo se reflejaron en las capturas de camarón de uno y dos años posteriores al ingreso de agua dulce al ecosistema del AGC, llegando a más de 5,000 Tm año⁻¹ en las temporadas 1986-87 y 1988-89. Esto fortalece la hipótesis de que el Río Colorado juega

un papel muy preponderante en el reclutamiento y supervivencia de estadios tempranos de camarones al área de crianza.

La respuesta biológica al estímulo del río de hasta por dos años de retraso es explicada por la acumulación de agua en los humedales del Río Hardy, la Laguna Salada y la Ciénega de Santa Clara, los cuales se llenaron por el ingreso sostenido de excedentes del río durante 9 años en la década de los años 1980's. El agua dulce acumulada en estos humedales y la gran cantidad de material orgánico particulado que debieron haber llegado al estuario en ese periodo, favoreció a las condiciones de área de crianza por al menos dos años posteriores a la finalización del envío de excedentes. Durante el período de envío de excedentes fueron recuperadas grandes extensiones de humedales perdidos que pasaron de 5,800 a 63,000 ha (Glenn *et al.*, 1995), siendo mayor en 1983 cuando se liberaron excedentes del río 10 veces por arriba de la cuota establecida en el tratado internacional de límites de agua firmado en 1944 (equivalente al flujo promedio natural del río) y menor durante la década de los años 70's y finales de los 80's, períodos caracterizados por no haber excedentes en la cuota del río (Fig. 25a y 25b).

Los excedentes de agua dulce enviados en la década de los años 80's ampliaron significativamente los humedales como área de protección y crianza disponible para las diferentes especies, conectando la Laguna Salada con el Río Hardy y la Ciénega de Santa Clara. Este reservorio de agua aparenta una inmensa granja natural de camarón que permaneció hasta por dos años posteriores a la finalización del envío de excedentes de agua del río, por lo que las capturas de camarón continuaron altas durante ese período.

El comportamiento histórico de las capturas de camarón en el AGC respondió principalmente a los períodos con y sin aporte de agua dulce del río, más que al incremento

del esfuerzo pesquero (Fig. 31). En el período 1950-79 sin aporte de agua dulce al estuario, el esfuerzo pesquero incrementó exponencialmente, pero la captura comercial de camarón permaneció relativamente estable en $\sim 2,000$ Tm año⁻¹. Por el contrario, las capturas de camarón incrementaron exponencialmente hasta $>5,000$ Tm en el período 1980-88 con el aporte de agua dulce y no por el incremento en el número de barcos, ya que en 1980 el número de barcos fue el máximo de la historia pero la captura de camarón fue de $\sim 2,500$ Tm año⁻¹. Así también, el número de barcos disminuyó hasta 1992 como respuesta a la disminución drástica en la captura de camarón de 1990 y 1991 (Fig. 31).

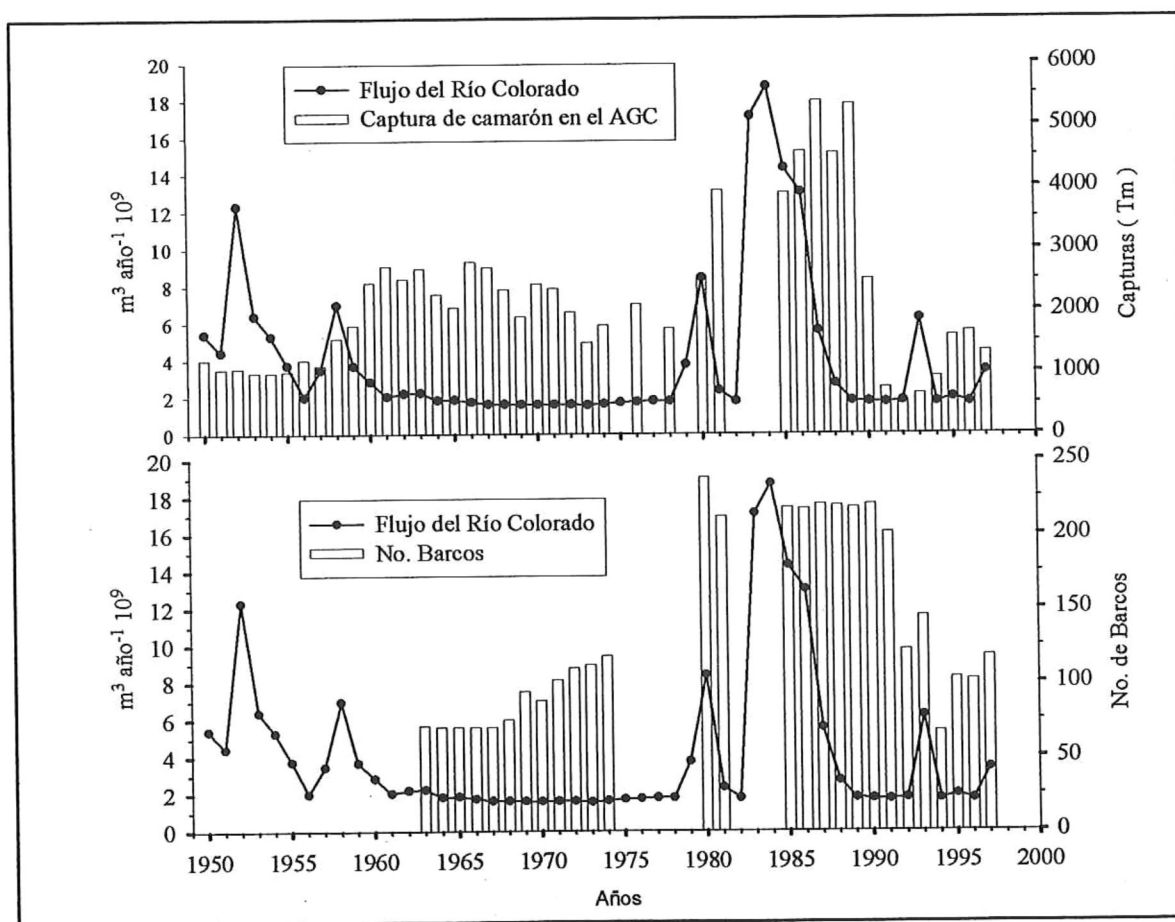


Fig. 31. Captura comercial de camarón desembarcada en el AGC, variación del número de barcos camaroneros en Puerto Peñasco y flujo del Río Colorado en la frontera México-EUA. (Fuente: Instituto nacional de la Pesca en Guaymas, Son. y Ensenada, B.C.; Francisco Bernal Rodríguez, Comisión Internacional de Límites y Agua, Mexicali, B.C.)

En el caso del camarón que alcanza su talla comercial en un período relativamente corto (seis meses), la población responde rápidamente cuando encuentra condiciones ambientales favorables para su desarrollo, tal es el caso de la temporada de pesca 1981 que incrementó al doble ($\sim 4,000 \text{ Tm}$) con los primeros excedentes de agua dulce en 1980.

Al analizar el comportamiento de las capturas comerciales de camarón por períodos cortos (1963-65; 1966-69; 1970-73) se observó un aparente efecto de sobrepesca que influyó en la disminución de la población de camarón, considerando las capturas como índice de la magnitud poblacional. Sin embargo al considerar un período largo (1960-74), se observó que aunque el tamaño de la población está relativamente estable, las capturas de camarón fueron mayores uno y dos años posteriores a los eventos ENSO de 1962-63, 1965-66, 1969-70, 1972-73 y 1997-98. Probablemente estos incrementos en las capturas de camarón se encuentran relacionados al ingreso de agua dulce al estuario debido al incremento en la precipitación pluvial asociados a los ENSO. Las capturas de camarón se incrementaron un año posterior a los años 1962, 1965-66, 1969, 1973 y 1997 que fueron caracterizados por mayor precipitación pluvial (Pavía y Badán, 1998). Para el caso del ENSO 1972-73 aparentemente no se observó el incremento en las capturas de camarón como en los ENSO anteriores, sin embargo, este incremento sí correspondió con el año posterior a la mayor precipitación pluvial de 1973.

Las fluctuaciones en las capturas de camarón desembarcadas en el AGC no siempre son atribuibles al esfuerzo pesquero y aparentemente están relacionadas a las fluctuaciones del medio ambiente. Morales Zárate (2001) al aplicar un modelo ecológico a los flujos de biomasa en la región Norte del Golfo de California encontró que respondieron favorablemente a cambios climáticos globales que estimularon derretimientos anómalos de nieve en la cuenca alta del río y que provocó los excedentes de agua dulce del Río Colorado al estuario. Estos

cambios climáticos también estimularon los eventos ENSO y la precipitación pluvial. El estímulo producido por el agua dulce que ingresó al estuario del Río Colorado incrementó las capturas de camarón de una temporada de pesca posterior al ingreso del agua. La respuesta biológica al aporte de agua dulce por ríos y a los eventos ENSO también ha sido reportada para otros lugares (Childers *et al.*, 1990; Del Valle y Martin, 1995; Mann y Lasier (1996); Bect Valdez, 2000).

Es factible pensar que a mayor flujo de río mayor disponibilidad de nutrientes y mayor biomasa de fitoplancton como alimento, sin embargo, Snow *et al.* (2000) encontraron que con flujo de río muy alto, la tasa de renovación del agua se incrementa para la región estuarina y la biomasa de fitoplancton decrece. Los estuarios con esta característica de “lavado” presentan el florecimiento fitoplanctónico en el punto de equilibrio entre la concentración de nutrientes y el tiempo de residencia del agua cuando la salinidad es de ~ 24 (Snow *et al.*, 2000).

La disminución drástica en las capturas de camarón del AGC de hasta 529 Tm año^{-1} registrada en la temporada 1991-92 con CPUE de hasta 2 Tm año^{-1} en Puerto Peñasco, se encuentra asociada en primer término a la finalización del período con aporte de agua dulce, sin embargo este valor se encuentra muy por abajo de las $1,864 \text{ Tm año}^{-1}$ obtenidas como promedio en el período 1950-1978 de no aporte de agua dulce. Es probable que la diferencia en las capturas de camarón en los períodos sin aporte de agua del río antes de 1980 y posterior a 1990 sea un efecto de sobrepesca debido al incremento del esfuerzo pesquero durante el período 1980-90 sobre todo por las pangas, aunado a la disminución de la capacidad productiva del estuario debido a la falta de agua del río.

La gráfica de las capturas de camarón con relación al flujo del Río Colorado y los coeficientes de determinación $r^2 = 0.503$ ($p < 0.05$) y $r^2 = 0.576$ ($p < 0.05$) con desfase de uno y

dos años entre las capturas de camarón y los excedentes del río en el período 1960-1999 mostraron que aparentemente el incremento en la captura de camarón desembarcada en el AGC en el período 1979-88 estuvo relacionado con el aporte de agua del río al estuario. Sin embargo, la información disponible es muy limitada ya que el período con aporte de agua dulce al estuario debido a los excedentes del río en la década de los años 80's fue solamente de 9 años continuos, de los cuales no se pudieron obtener registros de la captura de camarón para el período 1982-84 (3 años). Es por esta razón que los coeficientes de determinación obtenidos se encuentran limitados solamente a 6 datos representados por el aporte del río y la significancia de los coeficientes de determinación obtenidos con desfases de uno y dos años se encuentran sustentados principalmente por cuatro datos de los años 80's con flujos del río por arriba de $10^{10} \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$. Es decir, la mayor parte de los datos de las capturas de camarón han sido en años sin aporte de agua del río.

Diversos son los mecanismos por los cuales la descarga del río puede afectar positivamente la pesquería del camarón. En la literatura disponible se menciona que existe mayor supervivencia de estadios tempranos de desarrollo al incrementarse el área de crianza debido a menor competencia por espacio y alimento, así como por mecanismos de protección (Browder *et al.*, 1989; Gracia Gasca, 1991); transporte (Barton *et al.*, 1993; Rothlisberg *et al.*, 1995), temperatura (Del Valle y Martin, 1995), alimento (Limburg *et al.*, 1999); intercambio osmótico por problemas de temperatura y salinidad (Jiann Chu *et al.*, 1996; Jiann Chu y Jin Nien, 1998). Así como en otros lugares, es probable que la presencia o ausencia de aporte de agua dulce al estuario del Río Colorado esté influyendo en los mismos mecanismos mencionados, los cuales también están asociados con la dimensión del área de crianza y la recuperación de humedales perdidos.

Browder *et al.* (1989) aplicaron un modelo numérico mediante imágenes de satélite para explicar la disminución en la captura comercial de camarón café desembarcada en la costa de Louisiana, con relación directa a la pérdida de humedales. Es probable que aunque el comportamiento de las capturas de camarón esté relacionado con las dimensiones del área de crianza por la pérdida de humedales, en realidad la explicación es más compleja y esté relacionada a factores ambientales como disponibilidad de alimento, depredación, transporte e intercambio osmótico por efecto de temperatura y salinidad como se mencionó anteriormente.

Relaciones entre capturas de camarón y flujo de río han sido reportadas para otros lugares, asociando el reclutamiento de postlarvas al estuario con el flujo del río y con variables ambientales como incremento en precipitación pluvial, vientos, temperatura del agua y diferencias en el nivel del mar (Gunter y Clark, 1969; Vance *et al.*, 1998; Mann y Lasier, 1996; Bect Valdez, 2000; Aragón Noriega y Calderón Aguilera, 2000).

Muñoz Arriola *et al.* (1999) contrastaron diferencias en el cálculo del balance de agua, sal y nutrientes inorgánicos en el AGC de años con y sin ingreso de agua del río, estos autores encontraron que el tiempo de residencia fue de 15 a 31 días con y sin agua del río respectivamente. Encontraron también que el metabolismo orgánico neto fue 5 veces mayor con flujo del río al estuario ($-14.8 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ con flujo y $-3.2 \text{ mmol C m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ sin flujo). Al comparar estos resultados con la captura comercial de camarón desembarcada en el AGC, se observó que durante el período 1979-88 con aporte del río también fue hasta 5 veces mayor que durante el período seco (1950-78). Aunque el AGC tiene mecanismos de fertilización por procesos advectivos, el incremento en la capacidad de producción por efecto del ingreso de cantidades importantes de nitrógeno durante los excedentes del río es desconocido.

Millán Núñez *et al.* (1999) también mencionaron diferencias importantes en la productividad orgánica primaria en el estuario del Río Colorado durante el ciclo anual agosto de 1989 a junio de 1990, con valores decreciendo de $14 \text{ mgCm}^{-3}\text{h}^{-1}$ en agosto de 1989 a $6.4 \text{ mgCm}^{-3}\text{h}^{-1}$ en febrero de 1990, $3.2 \text{ mgCm}^{-3}\text{h}^{-1}$ en abril de 1990 y $0.5 \text{ mgCm}^{-3}\text{h}^{-1}$ en junio de 1990. Es notorio el decrecimiento en los valores de productividad del verano de 1989 al verano de 1990 (14 a $0.5 \text{ mgCm}^{-3}\text{h}^{-1}$ respectivamente). Es probable que este tipo de variaciones en la disponibilidad de alimento sea parte de los mecanismos que soportan la biomasa de postlarvas de camarón que ingresan al área de crianza y que posteriormente se reflejó en la captura comercial fuera del estuario.

Al comparar la captura comercial de camarón de 1989 y 1990, se observó la captura más alta y más baja respectivamente en la historia de esta pesquería, este desplome coincidió con el descenso en los valores de productividad orgánica primaria mencionado por Millán Núñez *et al.* (1999). Aunque la disponibilidad de nutrientes no es limitante en el AGC y estuario del Río Colorado, no se tiene una explicación a la disminución de la productividad orgánica primaria mencionada por Millán Núñez *et al.* (1999).

Houde y Rutherford (1993) al hacer un análisis de la variabilidad en las pesquerías de EUA, reconocen que existió una relación entre la alta producción primaria soportada por el alto ingreso de nutrientes al estuario, con la captura comercial de peces fuera del estuario. Iverson (1990) al aplicar un modelo de producción para un estuario, zona de surgencias, la región costera y el océano encontró que existe una relación lineal entre la producción primaria de cada zona y las capturas de peces, con mayor producción en los estuarios disminuyendo progresivamente hacia el océano. Mostró que la producción de peces fue el 10% de la producción primaria, de tal forma que mientras en el estuario la producción de peces fue

aproximadamente $400 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, la producción primaria fue de $4,000 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; en la zona de surgencias $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ correspondió a $2,000 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; en la zona costera $175 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ correspondió a $1,750 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$; en el océano $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ correspondió a $200 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Para el caso del AGC no se cuenta con suficientes datos de productividad orgánica primaria durante el período con y sin aporte de agua del río al estuario, sin embargo, las capturas de camarón fueron de $\sim 5,000 \text{ Tm año}^{-1}$ durante el período con aporte y de $\sim 2,500 \text{ Tm año}^{-1}$ sin aporte de agua del río (Fig. 27).

Al hacer un análisis de las proporciones en la producción de peces mostradas por Iverson (1990) y las proporciones en la producción de camarón del AGC con y sin aporte de agua del río al estuario, observamos que aunque el estuario y la zona de surgencia son regiones altamente productivas, la producción de peces y de camarones fue el doble durante un comportamiento estuarino que en zonas de surgencias. Lo anterior indica que la producción de camarón en el AGC durante el período sin aporte de agua del río es comparable con la producción de una zona de surgencias.

En este trabajo se plantean 4 factores como posibles causas:

1.- Disminución en la dimensión del área de crianza.

Áreas de inundación como la Laguna Salada, cuenca del Río Hardy y Ciénega de Santa Clara pertenecen al ecosistema de humedales del Río Colorado y se han visto drásticamente disminuidas por el control del flujo del río. Glenn *et al.* (1995) mencionaron que de 1973 a 1993 el área de marismas varió entre 5,800 y 63,000 hectáreas dependiendo del aporte del río, siendo mayor en 1983 cuando se liberaron excedentes de agua del río 10 veces por arriba de la cuota establecida en el tratado internacional de límites de agua y menor en la década de los años 70's y finales de los 80's cuando no hubo excedentes en la cuota del río.

Estos humedales formaban parte importante en la interacción del camarón con el área de crianza ya que la formación de marismas y hábitat de aguas salobres someras disminuye la competencia por espacio y alimento. Así también, es probable que la disminución de salinidad en el estuario cuando existe aporte de agua dulce forme una barrera física de protección que impide el paso de depredadores oceánicos al área de crianza. Es probable también que la ausencia de aportes de agua dulce hacia el estuario rompa esta barrera salina permitiendo mayor depredación y por lo tanto menor supervivencia de camarones y otras especies ecológica y comercialmente importantes.

2.- Procesos físicos de transporte.

Los camarones del Alto Golfo de California se reproducen en mar abierto a una profundidad de 20 a 25 metros, las larvas que se generan en el momento del desove utilizan mecanismos de retención asociados al patrón de circulación oceánica, se mantienen en esa área durante el período de transformación a postlarvas (~12 días), posteriormente utilizan la corriente de marea para trasladarse hacia la costa (playa) en un período corto de ~un día. Nuevamente utilizan la corriente de marea y la corriente litoral para migrar al área de crianza donde permanecen por un período menor a un mes (este trabajo).

La circulación oceánica y la corriente litoral son mecanismos de transporte que se encuentran estrechamente asociados a la magnitud de la corriente de marea y al estímulo producido por el flujo del río. En el Alto Golfo de California la circulación oceánica es en sentido contrario a las manecillas del reloj, es decir, el agua ingresa por la costa de Sonora y sale por la costa de Baja California (Alvarez Borrego *et al.*, 1975; Carriquiry y Sánchez, 1999). Por principio de conservación de masa, con un flujo del río ingresando por la costa de Baja California puede estimular una corriente con dirección oeste que favorecería el transporte

de las larvas desovadas entre San Felipe y Punta Borrascoso hacia la costa de Baja California y por otro lado puede estimular una corriente litoral en la costa de Sonora con dirección al estuario como el modelo conceptual descrito por Pinet (1992).

3.- Alimento.

La capacidad productiva de un ecosistema se encuentra sustentada en la productividad orgánica primaria (fitoplancton) como fuente de alimento. La concentración de nutrientes disueltos en el medio marino es uno de los factores que estimulan la producción de fitoplancton (Nixon, 1992; Snow *et al.*, 2000), procesos advectivos producidos por mareas y surgencias en el Alto Golfo de California son actualmente la fuente de energía que hace de esta región altamente productiva. Así como los procesos oceánicos fuera del estuario favorecen la disponibilidad de alimento, en los estuarios la fuente de alimento externo más importante es proporcionada por los ríos (Houde y Rutherford, 1993).

4.- Enfermedades virales

Aunque en 1993 se recibieron excedentes de agua del río similar a 1980 ($>5,000 \times 10^6$ m³ año⁻¹), la influencia en la captura comercial de camarón no se reflejó de igual forma para ambos años. El factor asociado a la disminución de las capturas de camarón posteriores a 1990 es el relativo a la salud de la población de camarones, ya que en 1990 se registró por primera vez la presencia del virus IHNV (Infectious Hypodermal and Hematopoietic Necrosis Virus) en poblaciones silvestres del AGC (Lighter *et al.*, 1992; Pantoja Morales, 1993). Sin embargo, el impacto producido por este virus en la cadena alimenticia del océano es desconocido.

Es ampliamente conocido pero poco documentado el problema de enfermedades virales en las granjas de camarones establecidas a lo largo de la costa de Sonora y Sinaloa. Hasta 1987 las zonas de cultivo de camarón del noroeste se encontraban libres del virus

IHHNV (Lightner *et al.*, 1992). En ese mismo año, postlarvas de camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) fueron trasladadas desde los Estados Unidos de América (EUA) hasta la Paz, B.C.S. y al Estado de Sinaloa con fines de cultivo y experimentación (Lightner *et al.*, 1990; Lightner *et al.*, 1992). Tres años después (1990), todas las granjas y laboratorios en la costa de Sonora se encontraban infectados con el IHHNV (Lightner *et al.*, 1992).

Es probable que los virus que infectan las granjas sean liberados al medio natural durante el recambio diario de agua y que éste sea el conducto por el cual sean infectadas las poblaciones de camarón silvestre. La presencia y distribución de este virus en poblaciones silvestres del AGC no ha sido bien documentada, solamente se tiene registro de algunos muestreos aislados en la parte norte y centro del Golfo de California (Lotz *et al.*, 1991 y Pantoja Morales, 1993). Este último autor, colectó muestras de camarones de 39 localidades a lo largo del Golfo de California, 6 de las cuales fueron del AGC; 15 en el Golfo Norte pero al sur de Puerto Peñasco; y 18 en el Golfo Sur. Los resultados obtenidos mostraron una distribución amplia del virus, con un porcentaje de infección fluctuando entre 23% y 100% de las muestras analizadas para el AGC (la cantidad de organismos analizados fluctuó entre 6 y 16).

III.5. CONCLUSIONES

- 1.- La captura comercial de camarón desembarcada en el AGC se incrementó a más del doble en el período 1979-88 con el estímulo producido por el ingreso de agua dulce al estuario del Río Colorado.
- 2.- El incremento a más del doble en la producción camaronera en el período 1979-1988 fue favorecido por el incremento en las dimensiones del área de crianza al inundarse los humedales del Río Hardy, la Laguna Salada y la Ciénega de Santa Clara.

- 3.- El comportamiento histórico de las capturas de camarón en el AGC respondió principalmente a los períodos con y sin aporte de agua dulce más que al comportamiento del esfuerzo pesquero. El esfuerzo pesquero disminuyó drásticamente de 1992 a 1994 como respuesta a la disminución drástica en la captura de camarón de 1990 a 1993.
- 4.- La captura comercial de camarón incrementó un año posterior al los eventos “El Niño”, con excepción del Niño 1972-73, sin embargo todos respondieron al comportamiento de la precipitación pluvial.
- 5.- Hace falta más investigación interdisciplinaria que fortalezca la interacción entre los procesos físicos de transporte de las larvas y las postlarvas al área de crianza, con los cambios en las dimensiones del área de crianza, la disponibilidad de alimento y los cambios en las condiciones hidrográficas producidas por el aporte del Río Colorado.
- 6.- Hace falta más investigación con relación a enfermedades virales en poblaciones silvestres de camarón.

IV. CONCLUSIONES GENERALES

- 1.- El área con mayor abundancia de larvas se encontró cercana a la costa de Sonora, en la región oceánica al sur de Punta Borrascoso y frente a Bahía Adahír, en concordancia con el área con mayor abundancia de camarones reproductores adultos reportada en la literatura.
- 2.- Las larvas de camarón presentaron una distribución heterogénea en el área del desove, con una mezcla de diferentes estadios zoeas y mysis provenientes de diferentes desoves, lo que sugiere un comportamiento “activo” para su migración a la zona litoral sin el aporte de agua del río.
- 3.- La mayor cantidad de postlarvas de camarón alcanza inicialmente la zona litoral ligeramente al norte de Punta Borrascoso y la migración al estuario se realiza constantemente utilizando la corriente de marea y/o la corriente litoral.
- 4.- Las postlarvas de peneidos mas abundante en el AGC son de *Litopenaeus stylirostris*.
- 5.- El estuario del Río Colorado funciona como el área de crianza de camarones peneidos.
- 6.- Las especies de camarones *L. stylirostris* y *F. californiensis* ingresaron al estuario con una proporción de 85% a 15% respectivamente.
- 7.- Las primeras postlarvas de *L. stylirostris* y *F. Californiensis* con tallas entre 7 y 10 mm fueron registradas a mediados de mayo, mientras que los primeros juveniles con tallas entre 15 y 20 mm en los primeros días de junio (~2 semanas de diferencia). Posteriormente los juveniles alcanzaron tallas hasta ~60 mm con una moda en los ~35 mm a mediados de junio (~2 semanas de diferencia).
- 8.- El período reproductivo de los camarones peneidos del AGC comprendió aproximadamente de mayo a octubre

- 9.- La captura comercial de camarón desembarcada en el AGC se incrementó a más del doble en el período 1979-88 con el estímulo producido por el ingreso de agua dulce al estuario del Río Colorado.
- 10.- El incremento a más del doble en la producción camaronera en el período 1979-1988 fue favorecido por el incremento en las dimensiones del área de crianza al inundarse los humedales del Río Hardy, la Laguna Salada y la Ciénega de Santa Clara.
- 11.- El comportamiento histórico de las capturas de camarón en el AGC respondió principalmente a los períodos con y sin aporte de agua dulce más que al comportamiento del esfuerzo pesquero. El esfuerzo pesquero disminuyó drásticamente de 1992 a 1994 como respuesta a la disminución drástica en la captura de camarón de 1990 a 1993.
- 12.- La captura comercial de camarón incrementó un año posterior al los eventos “El Niño”, con excepción del Niño 1972-73, sin embargo todos respondieron al comportamiento de la precipitación pluvial.
- 13.- Hace falta más investigación interdisciplinaria que fortalezca la interacción entre los procesos físicos de transporte de las larvas y las postlarvas al área de crianza, con los cambios en las dimensiones del área de crianza, la disponibilidad de alimento y los cambios en las condiciones hidrográficas producidas por el aporte del Río Colorado.
- 14.- Hace falta más investigación con relación a enfermedades virales en poblaciones silvestres de camarón.

V. LITERATURA CITADA

- Ahmad Adnan, N., N. R. Loneragan y R. M. Connolly. 2002. Variability of, and the influence of environmental factors on, the recruitment of postlarval and juvenile *Penaeus merguensis* in the Matang mangroves of Malaysia. *Marine Biology* 141, 241-251 p.
- Allen, D. M., J. H. Hudson y T. J. Costello. 1980. Postlarval shrimp (*Penaeus*) in the Florida keys: species, size, and seasonal abundance. *Bull. Mar. Sci.* 30(1):21-33 p.
- Alvarez Borrego, S. 2001. The Colorado River Estuary and the Upper Gulf of California, Baja, Mexico. In: U. Seeliger & B. Kjerfve (eds.), *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Ecological Studies 144, Springer Verlag, Berlín Heidelberg, 360 p.
- Alvarez Borrego, S, G. Ballesteros Grijalva y A. Chee Barragán. 1975. Estudio de algunas variables fisicoquímicas superficiales en Bahía San Quintín, en verano, otoño e invierno. *Ciencias Marinas*, 2(2):1-9 p.
- Alvarez Borrego, S., B. P. Flores Báez y L. A. Galindo Bect. 1975. Hidrología del Alto Golfo de California II. Condiciones durante invierno, primavera y verano. *Ciencias Marinas*, 2(1): 21-36 p.
- Apud, F. 1988. Prawn grow-out practices in the Philippines. En: *Biology and culture of Penaeus monodon*. BRAIS State of the Art Series No.2. Aquacult. Dep. SEAFDEC, Tigbauan, Liloilo, 89-118 p.
- Aragón Noriega, E. A. 2000. Ecología del reclutamiento del camarón azul *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson, 1871) en el Alto Golfo de California. Tesis de Doctorado en Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. Ensenada, B.C. 117 p.

- Aragón Noriega, E. A. y L. E. Calderón Aguilera. 2000. Does damming of the Colorado river affect the nursery area of blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* (Decapoda: Penaeidae) in the Upper Gulf of California?. *Revista de Biología Tropical*, 48(4):867-871 p.
- Aragón Noriega, E. A. y L. E. Calderón Aguilera. 2001. Age and growth of shrimp (Decapoda: Penaeidae) postlarvae in the Upper Gulf of California. *Aqua Journal of Ichthyology and Aquatic Biology*, 4(3):99-104 p.
- Aragón Noriega, E., C. Cervantes Valle, A. R. García Juárez y L. E. Calderón Aguilera. 1999. Distribución y abundancia de la población desovante de camarones del norte del Golfo de California durante el verano de 1996. *Ciencia y Mar* 3(9):37-48 p.
- Ardisson, P. L., y E. Bourget. 1997. A study of the relationship between freshwater runoff and benthos abundance: a scale-oriented approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45, 535-545 p.
- Argote, M. L., M. F. Lavín y A. Amador. 1998. Barotropic residual circulation in the Gulf of California due to the M2 tide and wind stress. *Atmósfera* 11, 173-197 p.
- Arreguín Sánchez, F. 1994. Trenes in monthly recruitment/spawning stock ratio (R/SSr): the brown shrimp *Penaeus aztecus* from the north west of Mexico. Workshop on stock-recruitment relationships in Australian crustacean fisheries. Joondoburri Conference Center, June 1-3, 23-34 p.
- Baba, J., C. D. Peterson y H. J. Schrader. 1991. Fine-grained terrigenous sediment supply and dispersal in the Gulf of California during the last century. En: Dauphin, J. P. y Simoneit, B. R. T. (eds.), *The Gulf and Peninsular Provinces of the California*. 589-602 p. The American Association of Petroleum Geologists. Memoir 47, Tulsa, Oklahoma.

- Bakhaus, J. O. 1985. A three-dimensional model for the simulation of shelf sea dynamics. Deutsche Hydrographische Zeitschrift 38, 165-187 p.
- Balsiger, J. W. 1981. A review of pandalid shrimp fisheries in the northern hemisphere. En: T. Frady (Ed.) Proceedings of the International Pandalis Shrimp Symposium. Sea Grant Rep. 81-3, 7-38 p.
- Barton, D. R., R. F. Shaw, W. H. Herke y R. H. Blanchet. 1993. Recruitment of postlarval and juvenile brown shrimp (*Penaeus aztecus* Ives) from offshore to estuarine waters of the Northwestern Gulf of Mexico. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 36, 377-394 p.
- Bect Valdez, J.A. 2000. Condiciones ambientales que influyen en la producción comercial de camarón de la región costera adyacente a la desembocadura del Río San Lorenzo, Sinaloa. Universidad Autónoma de Sinaloa, Facultad de Ciencias del Mar, Tesis de Maestría, 40 p.
- Benfield, M. C. y D. V. Aldrich. 1991. A laminar-flow choice chamber for testing the responses of postlarval penaeids to olfactants. Contributions on Marine Science 32, 74-87 p.
- Benfield, M. C. y D. V. Aldrich. 1992. Attraction of postlarval *Penaeus aztecus* Ives and *P. setiferus* (L.) (Crustacea: Decapoda: Penaeidae) to estuarine water in a laminar-flow choice chamber. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 156, 39-52 p.
- Benfield, M. C. y R. G. Downer. 2001. Spatial and temporal variability in the nearshore distributions of postlarval *Farfantepenaeus aztecus* along Galveston Island, Texas. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 52, 445-456 p.
- Berry, R. C. y K. N. Baxter. 1969. Predicting brown shrimp abundance in the northwestern Gulf of México. Fao Report, 57, 75-98 p.

- Blaber, S. J. M. 1980. Fish of the Trinity Inlet system of north Queensland with notes on the ecology of fish faunas of tropical Indo-Pacific estuaries. *Australian journal of Marine and Freshwater Research* 31, 137-146 p.
- Blaber, S. J. M., J. W. Young y M. C. Dunning. 1985. Community structure and zoogeographic affinities of the coastal fishes of the Dampier region of north-western Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 36, 247-266 p.
- Blaber, S. J. M., D. T. Brewer y J. P. Salini. 1994. Comparisons of the fish communities of tropical estuarine and inshore habitats in the Gula of Carpintería, northern Australia. En: *Changes in Fluxes in Estuaries, ECSA22/ERF Symposium* (Dyer K. R. & orth, R. J., eds.). *International Symposium Series*, Olsen & Olsen, Copenhagen, 363-372 p.
- Boehlert, G. W. y B. C. Mundy. 1988. Roles of behavioral and physical factors in larval and juvenile fish recruitment to estuarine nursery areas. *American Fisheries Society Symposium*, 3, 51-67 p.
- Brewer, D. T., S. J. M. Blaber y J. P. Salini. 1995. Feeding ecology of predatory fishes from Groote Eylandt in the Gulf of Carpentaria, Australia with special reference to predation on penaeid prawns. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 40, 577-600 p.
- Briggs, M.K. y S. Cornelius. 1998. Opportunities for ecological improvement along the lower Colorado River and delta. *Wetlands* 18(4):513-529 p.
- Brookins, K. G., y C. E. Epifano. 1985. Abundance of brachyuran larvae in a small inlet over six consecutive tidal cycles. *Estuaries*, 8, 60-67 p.
- Browder, J. A., L. N. May Jr., A. Rosenthal, J. G. Gosselink, R. H. Baumann. 1989. Modeling future trends in wetland loss and brown shrimp production in Louisiana using thematic mapper imagery. *Remote Sens. Environ.* 28, 45-59 p.

- Calderón Aguilera, L. E., E. A. Aragón Noriega, H. A. Licón, G. Castillo Moreno y A. Maciel Gómez. 2002. Abundance and composition of penaeid postlarvae in the Upper Gulf of California. En: Contribution to the study of East Pacific Crustaceans, M. E. Hendrickx (ed.), 150 p.
- Calderón Aguilera, L. E. y J. C. Burgueño. 1993. Análisis y evaluación de la situación actual de la pesquería de camarón (*Penaeus* sp) en el Golfo de California. Comunicaciones Académicas. Serie Ecología CICESE CIECT9301, 21 p.
- Calderón Aguilera, L. E., S. G. Marinote y E. A. Aragón Noriega. 2003. Influence of oceanographic processes on the early life stages of the blue shrimp (*Litopenaeus stylirostris*) in the Upper Gula of California. Journal of marine Systems 39, 117-128 p.
- Calderón Pérez, J. A., E. Macías Regalado, F. A. Abreu Grobois y Rendón Rodríguez. 1989 a. Antennular flagella: A useful character for distinguishing subgenera among postlarval shrimp of the genus *Penaeus* (Decapoda) from the Gulf of California. Journal of Crustacean Biology, 9(3):482-491 p.
- Calderón Pérez, J. A., E. Macías Regalado y S. Rendón Rodríguez. 1989 b. Clave de identificación para los estadios de postlarva y primeros juveniles de camarón del Género *Penaeus* (Crustacea:Decapoda) del Golfo de California. México. Ciencias Marinas, 15(3):57-70 p.
- Carbajal, N. 1993. Modelling of the circulation in the Gulf of California. Berichte aus dem Zentrum für Klima-und Meeresforschung. Reihe B: Ozeanographie, No.3.
- Carbajal, N. y Y. Montaña. 1999. Tasas de crecimiento y escalas de bancos de arena en el Delta del Río Colorado. Ciencias Marinas, 25(4):525-540 p.

- Carbajal, N., A. Souza y R Durazo. 1997. A numerical study of the ExROFI of the Colorado River. *Journal of Marine Systems*, 12, 17-33 p.
- Carriquiry, J. D., A. L. Cupul Magaña y P. G. Castro Castro. 1992. Anomalías en el balance sedimentario en el delta del Río Colorado? *GEOS, Union Geofis. Mex.*, 12:15
- Carriquiry, J. D. y A. Sánchez. 1999. Sedimentation in the Colorado River delta and Upper Gulf of California after nearly a century of discharge loss. *Marine Geology* 158, 125-145 p.
- Castille Jr, F. L. y A. D. Lawrence. 1981. The effect of salinity on the osmotic, sodium and chloride concentrations in the hemolymph of euryhaline shrimp of the genus *Penaeus*. *Comp. Biochem. Physiol.* 68, 75-80 p.
- Castillo Moreno, G. 1998. Efecto de algunas variables ambientales sobre la abundancia relativa de postlarvas de camarón del género *Litopenaeus* y *Farfantepenaeus* (Crustácea: Decapoda) en el Alto Golfo de California. Tesis de Maestría. CICESE Ensenada, B.C. 79 p.
- Castro Aguirre, J. L. 1976. Efecto de la temperatura y precipitación pluvial sobre la producción camaronera. *Memorias, Simposio sobre Biología y Dinámica Poblacional de Camarones*, INP, 8-13 agosto 1976, Guaymas, Son. México, Tomo 1, 77-88 p.
- Castro Ortiz, J. L. 1987. Variación interanual de la producción de camarón en el sistema de Santa María de la Reforma Sinaloa, México. En: *Simposium sobre Investigación en Biología y Oceanografía Pesquera en México*, La Paz, B.C.S., abril 1987, 73-79 p.
- Castro, R., M. F. Lavín y P. Ripa. 1994. Seasonal heat balance in the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research*, 99(C2):3249-3261 p.

- Chamberlain, G. W. y A. D. Lawrence. 1981. Effect of light intensity and male and female eyestalk ablation on reproduction of *P. vannamei* and *P. stylirostris*. *Journal of the World Mariculture Society*, 12(2):357-372 p.
- Chávez, E.A., y D. Lluch. 1971. Estado actual de la pesca de camarón en el noroeste de México. *Revista de la Sociedad Mexican de Historia Natural* 32:141-156 p.
- Chen, W. Y. 1983. The climate of spring 1983 a season with persistent global anomalies associated with El Niño. *Mon. Weather Rev.* 111, 2371-2384 p.
- Chester, R. 1990. *Marine Geochemistry*, Chap.3. The transport of material to the oceans: the river pathway, 14-77 p. Unwin Hyman, London, 698 p.
- Childers, D. L., J. W. Day Jr y R. A. Muller. 1990. Relating climatological forcing to coastal water levels in Louisiana estuaries and the potential importance of El Niño-Southern Oscillation event. *Climate Research*, 1, 31-42.
- Clark, H. y V. C. Anthony. 1981. An assessment of the Gulf of Maine northern shrimp resource. En: T. Frady (Ed.) *Proceedings of the International Pandalis Shrimp Symposium*. Sea Grant Rep. 81-3, 207-224 p.
- Cloern, J. E. 1984. Temporal dynamics and ecological significance of salinity stratification in an estuary (South San Francisco bay, USA). *Oceanologica Acta* 7, 137-141 p.
- Cloern, J. E. 1991. Annual variations in river flow and primary production in the South San Francisco Bay Estuary (USA). En: *Estuaries and Coasts: Spatial and temporal intercomparasions* (Elliott, M. & Ducrotoy, J. P., Eds.). Olsen & Olsen, International Symposium Series, denmark, 91-96 p.
- Cohen, M., C. Henges Jeck y G. Castillo Moreno. 2001. A preliminary water balance for the Colorado River delta, 1992-1998. *Journal of Arid Environments*, 49, 35-48 p.

- Condie, S. A., N. R. Loneragan y D. J. Die. 1999. Modelling the recruitment of tiger prawns *Penaeus esculentus* and *P. semisulcatus* to nursery grounds in the Gulf of Carpentaria, northern Australia: implications for assessing stock-recruitment relationship. Mar. Ecol. Progress series, 178, 55-68 p.
- Connell, J. H. 1985. The consequences of variation in initial settlement vs. post-settlement mortality in rocky intertidal communities. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 93, 11-45 p.
- Criales, M. M., y T. N. Lee. 1995. Larval distribution and transport of penaeid shrimps during the presence of the Tortugas Gyre in May-June 1991. Fishery Bulletin 93, 471-482 p.
- Cupul Magaña, A. L. 1994. Flujos de sedimentos en suspensión y de nutrientes en la cuenca estuarina del Río Colorado. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas. UABC., Ensenada, B.C., México. 117 p.
- Cyrus, D. P. y S. J. M. Blaber. 1987. The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 1. Field studies at Lake St. Lucia on the south eastern coast of Africa. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 109, 53-70 p.
- Dall, W., Hill, B.J., Rothlisberg, P.C., Staples, D.J., 1990. The Biology of the Penaeidae. En: Blaxter, J. H. S.; Southward, A. J. (Eds.) Adv. in Mar. Biol. Vol. 27. Academic Press, London, p. 1-489.
- Da Silva, A. J. 1986. River run-off and shrimp abundance in a tropical coastal ecosystem: The example of the Sofala Bank (Central Mozambique), En: S. Skreslet (ed) The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems. Springer Verlag, Berlin.. NATO ASI series, V. G7, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 329-344 p.

- Day, J. W. Jr., C. A. S. Hall, W. M. Kemp and A. Yáñez Aranchibia. 1989. *Estuarine Ecology*. New York: Wiley, 558 p.
- De Ben, W. A., W. D. Clotheir, G. R. Ditsworth y D. J. Baumgartner. 1990. Spatiotemporal fluctuations in the distribution and abundance of demersal fish and epibenthic crustacean in Yaquina Bay, Oregon. *Estuaries* 13(4):469-478 p.
- Del Valle, I y P. Martin. 1995. Interannual variation in the catch and mean length of penaeid shrimp in the lagoons and coastal waters of Sinaloa, NW México, and their possible link with environmental factors. *ICES Mar. Sci. Symp.*, 199, 370-378 p.
- Delgado Marchena, M. y O. A. Pedrín Osuna. 1996. La pesca en el Alto Golfo de California. Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. Instituto Nacional de la Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera de Ensenada. Ensenada, B.C., Boletín No.1
- Diario Oficial. 1993. Decreto por el que se declara área natural protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera, la región conocida como Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, ubicada en aguas del Golfo de California y los municipios de Mexicali, Baja California. , Puerto Peñasco y San Luis Río Colorado, Sonora. En: *Diario Oficial de la Federación*, jueves 10 de junio de 1993, México, D.F.. 24-28 p.
- Diettel, A. I., y C. E. Epifano. 1982. Seasonal abundance and vertical distribution of crab larvae in Delaware Bay. *Estuaries*, 5, 197-202 p.
- Drinkwater, K. F. 1986. On the role of freshwater outflow on coastal marine ecosystem: a workshop summary. En: *The role of freshwater outflow on coastal marine ecosystems* (Skreslet, S., ed). NATO ASI Series, V. G7, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 429-238 p.

- Dugdale, C. R. 1989. Modeling new production in upwelling centers: A case study of modeling new production from remotely sensed temperature and color. J. Geophys. Res., 94(C12):18119-18132.
- Edwards, R. R. C. 1978. The fishery and fisheries biology of penaeid shrimp on the Pacific coast of Mexico. Oceanog. Mar. Biol. Ann. Rev. Harold Barnes (Ed.). Aperdeen University Press, 16,143-180 p.
- Ehrhardt, N. M. y C. M. Legault. 1999. Pink shrimp, *Farfantepenaeus duorarum*, recruitment variability as an indicator of Florida bay dynamics. Estuaries, 22, 471-483 p.
- Ehrhardt, N. M.; C. M. Legault y V. R. Restrepo. 2001. Density-dependent linkage between juveniles and recruitment for pink shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*) in southern Florida. ICES Journal of Marine Science, 58, 1100-1105 p.
- Epifanio, CH. E. 1988. Transport of invertebrate larvae between estuaries and the continental shelf. American Fisheries Society Symposium, 3, 104-114 p.
- Félix Pico , E. y C. P. Mathews. 1975. Estudios preliminares sobre la ecología del camarón en la zona cercana a la desembocadura del Río Colorado. Ciencias Marinas, 2(2):68-85 p.
- Filloux, J.H. 1973. Tidal patterns and energy balance in the Gulf of California. Nature, 243, 217-221 p.
- Forbes, A.T. y Benfield, M.C. 1986. Tidal behaviour of post-larval penaeid prawns (Crustacea Decapoda Penaidae) in southeast african stuary. Journal Exp. Mar. Biol. Ecol. 102, 23-34.
- Fradkin, P.L. 1981. A river no more, the Colorado River and the West. Alfred A. Knopf, New York.

- Funicelli, N. A. 1984. Assessing and managing effects of reduced freshwater inflow to two Texas estuaries. En: V. S. Kennedy (ed) The estuary as a filter, 435-446 p.
- Gaffney, F. G. 1981. History of research and management of Alaskan shrimp. En: T. Frady (Ed.) Proceedings of the International Pandalis Shrimp Symposium. Sea Grant Rep. 81-3, 77-80 p.
- Gammelsrod, T. 1992. Variation in shrimp abundance on the Sofala Bank, Mozambique, and its relation to the Zambezi River runoff. Estuarine, Coastal and Shelf Science 35, 91-103 p.
- García, S. 1985. Reproduction, stock assessment models and population parameters in exploited Penaeid shrimp populations. pp 139-158. In Rothlisberg P. C. B. J. Hill and D. J. Staples (Editors) Second Australian National Prawn Seminar, NOS2. Cleveland, Australia.
- García S. 1996. Stock-Recruitment Relationships and Precautory Approach to Management of Tropical Shrimp Fisheries. Mar Freshwater Res. 47, 43-58
- García, S. y L. Le Reste. 1981. Life cycles, dynamics, exploitation and management of coastal penaeid shrimp stocks. FAO Tish. Tech. Paper No. 203, 215 p.
- García Borbón, J. A., E. F. Balart, J. J. Gallo, y P. A. Loreto Campos. 1996. "Pesquería del Camarón". En M. Casas Valdez, y G. Ponce Díaz (eds). "Estudio del Potencial Pesquero y Acuícola de Baja California Sur". 187-206 p. Editorial. Ubicación.
- García Pámanes, F. y G. Chi Barragán 1991. Biología reproductiva y dinámica poblacional del camarón azul *Penaeus stylirostris* (Stimpson) en el Alto Golfo de California. Informe Final de Investigación Universidad Autónoma de Baja California. Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Ensenada, B. C. 100 pp.

- Glenn, E.P., C. Lee, R. Felger y S. Zengel. 1995. Effects of water management on the wetlands of the Colorado River Delta, México. *Conservation Biology*, 10(4):1175-1186 p.
- Glenn, E.P. , C. Lee, R. Felger y S. Zengel. 1996. Effects of water management on the wetlands of the Colorado River delta, México. *Conservation Biology*, 10, 1175-1186 p.
- Glenn, E.P., R.S. Felger, A. Burquez y D.S. Turner. 1992. Ciénaga de Santa Clara: Endangered wetland in the Colorado River delta, Sonora, México. *Natural Resources Journal* 32(4):817-824 p.
- Gracia Gasca, A. 1989. Ecología y pesquería del camarón blanco *Penaeus setiferus* (Linnaeus 1767) en la Laguna de Términos Sonda de Campeche. Tesis Doctoral, facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 127 pp.
- Gracia Gasca, A. 1991. Spawning stock recruitment relationshipsof white shrimp in the southwestern Gulf of México. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 120(4):519-527 p.
- Gracia Gasca, A. 1992. Explotación y manejo del recurso camarón. *Ciencia y Desarrollo XVIII* 106, 83-95.
- Godín, G. 1972. The analysis of tides. University of Toronto Press. Toronto. 254 p.
- Godínez Sandoval, V. M. 1997. Condiciones antiestuarinas en el Alto Golfo de California. Tesis de Maestría en Ciencias en Oceanografía Física. CICESE, carretera Tijuana-Ensenada, Ensenada, B.C., México, 86 p.
- Godínez, V. M., M. F. Lavín, R. Ramírez Mendoza, J. C. Leal Lupercio, M. S. Galindo Bect y J. M. Hernández Ayón. 2000. Datos meteorológicos y de corrientes en el Alto Golfo de California: del 29 de junio al 22 de agosto de 1999. Informe Técnico. Comunicaciones Académicas, seerie Oceanografía Física, CICESE, 61 p.

- Greenberg, J.B. y C. Vélez Ibáñez. 1994. La dinámica de la comunidad en tiempo de crisis: Una revisión etnográfica del Alto Golfo. En: Comunidad marítima y la Reserva de la Biosfera: Crisis y reacción en el Alto Golfo de California. Eds. McGuire, T.R., y J.B. Greenberg. Occasional Paper No.2 Bureau of Applied Research in Anthropology University of Arizona, Tucson, Arizona. 165 p.
- Guevara Escamilla, S., M. A. Huerta Díaz, E. Félix Pico, C. Farfán y C Matheus. 1973. Biología. En: Estudio químico sobre la contaminación por insecticidas en la desembocadura del Río Colorado, tomo II. Reporte final a la Dirección de Acuacultura de la Secretaría de Recursos Hidráulicos, Univ. Auton. De Baja California, Ensenada, B.C.
- Gunter, G. y J. E. Clark. 1969. The relation of rainfall and fresh-water drainage to the production of the penaeid shrimps (*Penaeus fluviatilis* Say y *Penaeus aztecus* Ives) in Texas and Louisiana waters. In: FAO Fish Reports, 3:875-892 p.
- Gutiérrez, G. Y J.I. González. 1989. Predicciones de marea de 1990: estaciones mareográficas del CICESE. Informe Técnico OC-89-01, CICESE, Ensenada, B.C., México, 129 p.
- Gutiérrez O. O., S. G. Marinote y A. Parés Sierra. (2003). Numerical simulation of larval shrimp dispersion in the northern region of the Gulf of California. Journal of Marine Systems. (sometido).
- Hannah, R. H. 1993. Influence of environmental variation and spawning stock levels on recruitment of ocean shrimp (*Pandalus jordani*). Can. J. Fish. Aquat. Sci., 50, 612-622 p.
- Hecht, T. y C. D. Van Der Lingen. 1992. Turbidity induced changes in feeding strategies of fish in estuaries. South African Journal of Zoology 27, 95-107 p.

- Hernández Ayón, J. M, M S. Galindo Bect, B. P. Flores Báez y S. Alvarez Borrego. 1993. Nutrient concentrations are high in the turbid waters of the Colorado River Delta. Est. Coast. Shelf Science, 37, 593-602 p.
- Horel, J. D. y J. M. Wallace. 1981. Planetary-scale atmospheric phenomena associated with the Southern Oscillation. Mon. Weather Rev. 109, 813-829 p.
- Houde, E. D. Y E. S. Rutherford. 1993. Recent trends in estuarine fisheries: predictions of fish productions of fish production and yield. Estuaries 16(2):161-176 p.
- <http://www.cciw.ca/gems/summary/usa88-e.html>. United Nations Environment Programme GEMS/WATER. Global Environment Monitoring System Freshwater Quality Programme. Statistics for United States of America.
- Hughes, D.A. 1969. Responses to salinity change as a tidal transport mechanism of pink shrimp, *Penaeus duorarum*. Biol. Bull. 136, 43-53
- Hughes, D.A. 1972. On the endogenous control of tide-associated displacements of pink shrimp, *Penaeus duorarum* Burkenroad. Biol. Bull. (142): 271-280
- Iverson, R. L. 1990. Control of marine fish production. Limnology and Oceanography 35, 1593-1604.
- Jager, Z. 1999. Selective tidal stream transport of flounder larvae (*Platichthys flesus* L.) in the Dollard (Ems Estuary). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 49, 347-362 p.
- Jager, Z. y H. P. Mulder. 1999. Transport velocity of flounder larvae (*Platichthys flesus* L.) in the Dollard (Ems Estuary)
- Jiann Chu, Ch. y L. Jin Nien. 1998. Osmotic concentration and tissue water of *Penaeus chinensis* juveniles reared at different salinity and temperatura levels. Aquaculture 164, 173-181 p.

- Jiann Chu, Ch., L. Jin Nien, Ch. Chung Tin y L. Min Nan. 1996. Survival, growth and intermolt period of juvenile *Penaeus chinensis* (Osbeck) reared at different combinations of salinity and temperature. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology*, 204, 169-178 p.
- Jones, A. C., D. E. Dimitriou, J. J. Ewald y J. H. Tweedy. 1970. Distribution of early developmental stages of pink shrimp, *Penaeus duorarum* in Florida water. *Bull. Mar. Sci.* 20(3):634-661 p.
- Keiser, R.K. y D. V. Aldrich. 1976. Salinity preference of postlarval brown and white shrimp (*Penaeus aztecus* and *P. setiferus*) in gradient tanks. Texas A&M University Sea Grant
- KRISTENSEN, I. 1964. TAMU-SG-75-208. 260 P.
- Kitani, H. y J. N. Alvalado. 1982. The larval development of the pacific brown shrimp *Penaeus californiensis* Holmes reared in the laboratory. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 48(3):375-389 p.
- Koutitonsky, V. G., R. E. Wilson y M. I. El-Sabh. 1990. On the seasonal response of the Lower St. Lawrence Estuary to buoyancy forcing by regulated river runoff. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 31, 359-379 p.
- Lavín, M. F. , E. Beier y A. Badán. 1997. Estructura hidrográfica y circulación del Golfo de California: Escalas estacional e interanual. En: M. F. Lavín Ed. *Contribuciones a la Oceanografía Física en México*. Unión de Geofísica Mexicana. Monografía 3, 41-171 p.
- Lavín, M. F., V. M. Godínez and L.G. Alvarez. 1998. Inverse-estuarine features of the Upper Gulf of California. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 47, 769-795 p.
- Lavín, M. F. y S. Organista. 1988. Surface heat flux in the Northern Gulf of California. *Journal of Geophysical Research*, 93(C11):14033-14038 p.

- Lavín, M. F. y S. Sánchez. 1999. On how the Colorado River affected the hydrography of the Upper Gulf of California. *Continental Shelf Research*, 19, 1545-1560 p.
- Lee, T. N., M. E. Clarke, E. Williams, A. F. Szmant y T. Burger. 1994. Evolution of the Tortugas gyre and its influence on recruitment in the Florida Keys. *Bulletin of Marine Science*, 54, 621-646 p.
- Leggett, W. C. y E. DeBlois. 1994. Recruitment in marine fishes: Is it regulated by starvation and predation in the egg and larval stage? *Neth. J. Sea Res.* 32, 119-134 p.
- Le Reste, L. 1979. The relation of rainfall to the production of the penaid *Penaeus duorarum* in the Casamance estuary (senegal). Paper presented to the fifth Internacional Symposium of the Tropical Ecology, Kuala Lumpur, 5 p. (Citado en García y Le Reste, 1981).
- Licón González H. A. 2000. Dispersión de postlarvas de camarones (*Litopenaeus stylirostris* y *Farfantepenaeus californiensis*) en el Alto Golfo de California. Tesis de Maestría CICESE 63 pp.
- Lightner, D. V., T. A. Bell y R. M. Redman. 1990. A review of the known hosts, geographic range and current diagnostic procedures for virus diseases of cultured penaeid shrimp. En: *Advances in Tropical Mariculture: Pathology of Molluscs, Crustaceans and Finfish*. Weppe (ed), Aquacop Ifremer Actes de Colloque, 9, 113-126 p.
- Lightner, D. V., R. R. Williams, T. A. Bell, R. M. Redman y L. A. Perez. 1992. A collection of case histories documenting the introduction and spread of the virus disease IHHN in penaeid shrimp culture facilities in Northwestern Mexico. *ICE Mar. Sci. Symp.*, 194, 97-105 p.

- Limburg, K. E., M. L. Pace y K. K. Arend. 1999. Growth, mortality, and recruitment of larval *Morone ssp.* In relation to food availability and temperatura in the Hudson River. Fish. Bull. 97, 80-91 p.
- Liu, R., Z. Zhong. 1986. Penaeid shrimp of the South China Sea. Agriculture Publishing House. Beijing, China, 240 p.
- Lotz, J. M., R. M. Overstreet, D. V. Lightner y R. M. Redman. 1991. Ocurrance of IHHN virus in penaeid shrimp from wild populations of the Eastern Pacific Ocean. World Aquacul. Soc., 22nd Annual Conf. And Expo. Program and Abstracts. 40 p.
- Machii, T. y E. Rodríguez. 1990. Stock assessment of penaeid shrimp in Peru and the influence of river discharge on the shrimp resource. Journal of the Tokio University of Fisheries, 77(1):9-19 p.
- Maciel Gómez A. H. 1995. Abundancia de postlarvas del camarón (*Penaeus* sp) durante el periodo reproductivo 1993 en una localidad del Golfo de California. Tesis de Maestria. CICESE, Ensenada, B.C. 66 p.
- Mair, J. M. 1979. The identification of postlarval of four species of postlarval of *Penaeus* (Crustacea:Decapoda) from Pacific Coast of México. J. Zool. Land. 188, 347-351 p.
- Mair, J. M. 1980. Salinity and water type preferences of four species of postlarval (*Penaeus*) from west México. Journal Experimental Marine Biology and Ecology, 45, 69-82 p.
- Mair, J. M. 1981. Identification of small juvenile penaeid shrimp from the Pacific coast of Mexico. Bulletin of Marine Science 31(1):174-176.

- Mair, J. M., J. L. Watkins y D. I. Williamson. 1982. Factors affecting the immigration of postlarval shrimp into a Mexican lagoon system. Proceeding of an International Symposium on Coastal Lagoon, SCOR/IABO/UNESCO, Bordeaux, France, 8-14 September, 1981. *Oceanology Acta*. 14 (Suplement):339-345 p.
- Mann, K. H. y J. R. N. Lazier. 1996. Dynamics of marine ecosystems. Biological-Physical interactions in the oceans. Blackwell Science, Cambridge, 394 p.
- Mantel L. e I. Farmer. 1983. Osmotic an ionic regulation. En: D. E. Blis (ed.), *The Biology of crustacea*, Vol. 5, Academic Press, New York, 53-161 p.
- Mantoura, R. F. C., Martin, J. M.. y Wollast, R. 1991. Ocean Margin Processes in Global Chabge, 1-3 p., John Wiley & Sons Ltd.
- Marinone, S. G. 1997. Tidal residual currents in the Gulf of California: Is the M2 tidal constituent sufficient to induce them?. *Journal of Geophysical Research*, 102, 8611-8623 p.
- Marinone, S.G. 2001. The mean and seasonal circulation in a three dimensional model of the Gulf of California. *Journal of Geophysical. Research*. (Sometido).
- Marinone, S. G. y M.F. Lavín. 1997. Mareas y corrientes residuales en el Golfo de California. *Contribuciones a la Oceanografía Física en México*. Unión Geofísica Mexicana, Monografía 3, 113:139 p.
- Mattews, T. M., W. W. Schroeder y D. E. Sterns. 1991. Endogenous rhythm, light an salinity effects on postlarval brown shrimp *Penaeus aztecus* Ives recruitment to estuaries. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 154, 177-189 p.

- McGuire, T. R. 1994. Introducción: Crisis y oportunidades. En: Comunidad marítima y la Reserva de la Biosfera: Crisis y reacción en el Alto Golfo de California, T. R. McGuire y J. B. Greenberg (Editores). Occasional paper No.2 Bureau of Applied Research in Anthropology, University of Arizona, 1-8 p.
- McGuire, T. R. y J. B. Greenberg. 1994. Comunidad marítima y la Reserva de la Biosfera: Crisis y reacción en el Alto Golfo de California. Occasional papers No.2. Bureau of Applied Research in Anthropology, University of Arizona, Tucson, Arizona, 165 p.
- Meckel, L. D. 1975. Holocene sand bodies in the Colorado delta area, northern Gulf of California. In: Broussard MC (ed) Deltas, models for exploration. Houston Geol Soc., Houston, 239-265 p.
- Medina Reyna, C. E. 1999. La retención de las artes de pesca de camarón en la laguna Mar Muerto de Oaxaca. Ciencia y Mar. 3 (7): 13-22.
- Mellink, E., E. Palacios y S. González. 1997. Non-breeding waterbirds of the delta of the Río Colorado, México. J. Field Ornithology 68(1):113-123 p.
- Mendo, J. y J. Tam. 1993. Multiple environmental states affecting penaeid shrimp production in Peru. Naga, The Iclarm Quarterly. Fishbyte Section, 44-47 p.
- Menz, A., B. Bowers. 1980. Bionomics of *Penaeus vannamei* an *P. Stylirostris* Stimpson in a lagoon on the Mexican Pacific Coast. Estuarine Coastal and Marine Science, 685-697 p.
- Meybeck, M. 1982. Carbon, Nitrogen and Phosphorus transport by world rivers. Ame. Jour. Science, 282, 401-450.
- Millán Núñez, R., E. Santamaría del Angel, R. Cajal Medarano y O. A. Barocio León. 1999. El delta del Río Colorado: Un ecosistema con alta productividad primaria. Ciencias Marinas, 25(4):509-540 p.

- Milliman, J. D. 1991. Flux and fate of fluvial sediment and water in coastal seas. En: Mantoura, R. F. C., Martin, J. M. y Wollas, R. (eds), Ocean Margin Processes in Global Change, 69-68 p, John Wiley & Sons Ltd.
- Miranda Reyes, F., S. Reyes Coca y J. García López. 1990. Climatología de la region noroeste de México. Parte I: Precipitación. Rep. Tec. EBA No.3 CICESE, Ensenada, B.C., México, 160 p.
- Moore Jr. D. W., R. W. Sherry y F. Montañez. 1974. Maturation of *Penaeus californiensis* in captivity. World Maricul. Soc. Workshop, 5, 445-450 p.
- Morales Abril, G. 1994. Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. Ecológica, 3(2):26-27 p.
- Morales Zárate, M. V. 2001. Modelo ecológico de flujos de biomasa en la región norte del Golfo de California. Tesis de Maestría, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. 71 p.
- Mosiño, P. y E. García. 1974). The climate of México. In: Bryson R. A., Hare F. K. (eds) World survey of climatology, vol.II: climates of North America. Elsevier, New York.
- Muñoz Arriola, F., J. Carriquiry Beltrán, E. Nieto García Y J. M. Hernández Ayón. 1999. Colorado River Delta. En: Mexican and cCentral American coastal lagoon system: Carbon, nitrogen and phosphorus fluxes (regional workshop II). LOICZ report & studies 13, 59-64 p.
- Munro, J. L. y A. C. Jones. 1968. Abundance and distribution of the larvae of the pink shrimp (*Penaeus duorarum*) on the Tortugas Shelf of Florida, August 1962-october 1964. Fishery Bulletin, 67(1):165-181 p.

- Nance, J. M., y F. J. Patella. 1989. Review of the Tortugas shrimp fishery from May 1987 to January 1989. U. S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFS-238, 11p.
- Nichols, F. H., J. E. Cloern, S. N. Luoma y D. H. Peterson. 1986. The modification of an estuary. *Science* 231, 567-573 p.
- Nieto García, E. 1998. Nutrientes en el norte del Golfo de California durante condiciones estuarinas y antiestuarinas. Tesis de Maestría en Ciencias en Ecología Marina. CICESE, carretera Tijuana- Ensenada, Ensenada, B.C., México, 86 p.
- Nieves Zedeño, M. Y H. Aubert. 1993. The spatial organization of offshore shrimping. In McGuire, T. R. and J. B. Greenberg (eds.). *Maritime community and biosphere reserve: Crisis and response in the Upper Gulf of California*. Paper No.2 Bureau of Applied Research in Anthropology University of Arizona, Tucson, AZ. 76-89 p.
- Nixon, S. W. 1992. Quantifying the relationship between nitrogen input and the productivity of marine ecosystems. *Advances in Marine Technology Conference*, 5, 57-83 p.
- Ouellet, P. y D. Lefaivre, D. 1994. Vertical distribution of northern shrimp *Pandalus borealis* larvae in the Gulf of St. Lawrence; implication for trophic interactions and transport. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 123:132.
- Panikkar, N. K. 1968. Osmotic behavior of shrimp and prawns in relation to their biology and culture. *FAO Fish. Rep.* 57, 527-538 p.
- Pantoja Morales, C. R. 1993. Prevalencia del virus IHHNV en poblaciones silvestres de camarón azul (*Penaeus stylirostris*) en la costa de Sonora, México. Tesis de Maestría en Acuicultura. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, Campus Guaymas. 43 p.

- Parado Estepa, F. D. 1998. Survival of *Penaeus Monodon* postlarvae and juveniles at different salinity and temperature levels. *The Israeli Journal of Aquaculture-Bamidgeh* 50(4):174-183 p.
- Pavía, E. G. y A. Badán. 1998. ENSO modulates rainfall in the Mediterranean Californias. *Geophysical Research Letters*, 25(20):3855-3858 p.
- Payne, J.M., F.A. Reid y E.C. González. 1992. Feasibility study for the possible enhancement of the Colorado River delta wetlands, Baja California Norte, México. Report to Ducks Unlimited, Inc., and Ducks unlimited of México, Sacramento, CA, USA.
- Pearson, J.C. 1939. The early life histories of some american penaeidae, chiefly the commercial shrimp *Peanaeus setiferus* (Linn.). *Bull. Bur. Fish. Wash.* 49, 1-73 p.
- Penn, J. W. 1984. The behavior and catchability of some commercially exploited Penaeids and their relationship to stock and recruitment. pp 173-186. In: Gulland J. A. and B. J. Rothchild (Editors.) *Penaeids Shrimp: Their biology and management*. Fishing News Books Ltd., Farnham, UK.
- Penn J. W. y N. Caputi 1985. Stock-recruitment relationships for the tiger prawn (*Penaeus esculentus*) fishery in Exmouth Gulf, Western Australia, and their implications for management. In Rothlisberg P. C. B . J. Hill and D. J. Staples (Editors) *Second Australian National Prawn Seminar, NOS2*. Cleveland, Australia. pp 165-173.
- Penn J. W. y N. Caputi 1986. Spawning stock-recruitment relationships and environmental influences on the tiger prawn (*Penaeus esculentus*) fishery in Exmouth Gulf, Western Australia. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 37:491-505.
- Pinet, P. R. 1992. *Oceanogrophy an introduction to the planet oceanus*. West plublishing company. 571 p.

- Pritchard, D. W. y J. R. Schubel. 1981. Physical and geological processes controlling nutrients levels in estuaries. En: Nelson, B. J. (ed), Estuaries and nutrients. 47-69 p. Human Press Inc.
- Ramos Cruz S. 2001. Composición por tallas, edad y crecimiento de *Litopenaeus vannamei* (Natantia:Penaeidae) en la laguna Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México. Revista de Biología Tropical 48(4): 873-882.
- Reddering, J. S. V. 1988. Prediction of the effects of reduced river discharge on the estuaries of the south-eastern Cape Province, South Africa. South African Journal of Science 84, 726-730 p.
- Redfield, A. C., B. H. Ketchum y F. A. Richards. 1963. The influence of organisms on the composition of seawater. In: M. N. Hill (Ed.), The sea, V.2, Interscience. 26-77 p.
- Reyes, A. C. Y M. F. Lavín. 1997. Effects of the autumn-winter meteorology upon the surface heat loss in the Northern Gulf of California. Atmósfera 10:101-123 p.
- Riley, J. P. y R. Chester. 1989. Introducción a la Química Marina. AGT Editor, S.A. 459 pp.
- Robertson, A. I. 1988. Abundance, diet and predators of juvenile banana prawns, *Penaeus merguensis*, in a tropical mangrove estuary. Australian Journal of Marine and Freshwater Research 39, 467-478 p.
- Robertson, L., W. Bray y A. Lawrence. 1991. Reproductive response of *Penaeus stylirostris* to temperature manipulation. J. World Aquaculture Society, 22(2):109-117 p.
- Roden, G. I. 1964). Oceanographic aspects of the Gula of California. In: Andel TjH van, Shor G. G. Jr (eds) Marine geology of the Gula of California. A symposium. Am. Assoc. Petrol. Geol. Mem. 3, 30-58.

- Roden, G. I. Y G. W. Groves. 1959. Recent oceanographic investigations in the Gulf of California. J. Mar. Res., 18, 10:35 p.
- Rodríguez de la Cruz, M. A. 1981. Descripción de los estadios larvales de *Penaeus stylirostris* Stimpson, y sus diferencias con *Penaeus californiensis*, Holmes. An. Esc. Nac. Cienc. Biol., México, 25:9-38 p.as Cota J.A., V.M. García Tirado y J.R. González Camacho. 1996. Análisis de la pesquería de camarón de altamar en San Felipe, B.C. durante la temporada de pesca 1995-1996. Boletín CRIP Ensenada INP-SEMARNAP 2, 23-30 p.
- Rodríguez Marin, F. & J. Reprieto García. 1982. El cultivo del camarón azul *Penaeus stylirostris* (Stimpson). Centro de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad de Sonora. Hermosillo, Mexico. 126 pp.
- Rosas Cota J. A., V. M. García Tirado y J. R. Gonzalez Camacho 1996. Análisis de la pesquería de camarón de altamar en San Felipe, B. C. durante la temporada de pesca 1995 – 1996. Boletín CRIP Ensenada INP - SEMARNAP 2, 23-30.
- Rosas Cota, J. A., J. R. González Camacho y V. M. García Tirado. 1998. Informe técnico del muestreo de camarón de altamar realizado en la parte norte del Golfo de California durante el mes de junio y julio de 1998. Proyecto camarón del Alto Golfo de California. Centro Regional de Investigación Pesquera, Instituto Nacional de la Pesca. Ensenada, B.C. 8 p.
- Rothlisberg, P. C. 1982. Vertical migration and its effect on dispersal of penaeid shrimp larvae in the Gulf of Carpinteria, Australia. Fish. Bull. US 80, 541-554 p.
- Rothlisberg, P. C., J. A. Church y A. M. G. Forbes. 1983. Modelling the advection of vertically migrating shrimp larvae. J. Mar. Res. 41, 511-538 p.

- Rothlisberg, P. C. y J. A. Church. 1994. Processes controlling the larval dispersal and postlarval recruitment of penaeid Prawns. En: Coastal and Estuarine Studies. P.W. Sammarco and M. L. Heron (Eds.). The Bio-Physics of marine larval dispersal. 31 pp.
- Rothlisberg, P. C., J. A. Church y C. B. Frandry. 1995. A mechanism for near-shore concentration and estuarine recruitment of post-larval *Penaeus plebejus* Hess (Decapoda, Penaeidae). Estuarine, Coastal and Shelf Science, 40, 115-138 p.
- Rothlisberg, P.C., P. D. Craig y J. R. Andrewartha. 1996. Modelling penaeid prawn larval advection in Albatros Bay, Australia: Defining the effective spawning population. Marine Freshwater Research, 47, 157-168 p.
- Rothlisberg, P.C. & C.B. Miller. 1983. Factors affecting the distribution, abundance and survival of *Pandalus jordani* (Decapoda:Pandalidae) larvae off the Oregon Coast. Fish. Bull. 81, 455-472 p.
- Rogers, B. D., R. F. Shaw, W. H. Herke y R. H. Blanchet. 1993. Recruitment of postlarval and juvenile brown shrimp (*Penaeus aztecus* Ives) from offshore to estuarine waters of the northwestern Gulf of Mexico. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 36, 377-394 p.
- Salini, J. P., S. J. M. Blaber y D. T. Brewer. 1990. Diets of piscivorous fishes in a tropical Australian estuary with particular reference to predation on penaeid prawns. Marine Biology 105, 363-374 p.
- Sandifer, P. A. 1975. The role of pelagic larvae in recruitment to population of adult decapod crustaceans in the York River estuary and adjacent lower Chesapeake Bay, Virginia. Estuarine and Coastal Marine Science, 3, 269-279 p.

- Secretaría de Relaciones Exteriores. 1975. La salinidad del Río Colorado, una diferencia internacional. Colección del archivo histórico diplomático mexicano. Tercera Epoca, Serie Documental/13, 175 pp.
- Seliger, H. H., J. A. Boggs, R. B. Rivking, W. H. Biggley y K. R. H. Aspden. 1982. The transport of oyster larvae in an estuary. *Marine Biology* (Berlin), 71, 57-72 p.
- Silber, G. K., M. W. Newcomer, P. C. Silber, H. Perez Cortez y G. M. Ellis. 1994. Cetaceans of the northern Gulf of California: distribution, occurrence, and relative abundance. *Mar. Mammal Sci.* 10, 283-298.
- Siu Quevedo, M. E. 1995. Composición específica y abundancia de postlarvas de *Penaeus* spp (CRUSTACEA:DECAPODA) en el canal Ostial del sistema lagunar Huizache-Caimanero y en la zona litoral adyacente en Sinaloa, México. Tesis de Maestría. CICESE 79 pp.
- Smetacek, V. S. 1986. Impact of freshwater discharge on production and transfer of materials in the marine environment. In: The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems (Skreslet, s., ed.). NATO ASI series, V. G7, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 85-106 p.
- Snow, G. C., J. B. Adams y G. C. Bate. 2000. Effect of river flow on estuarine microalgal biomass and distribution. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 51, 255-266 p.
- Snyder Conn, E. y R. C. Brusca. 1975. Shrimp population dynamics and fishing impact in the Northern Gulf of California. 1967-1968. *Ciencias Marinas* 2(2):54-67 p.
- Subrahmanyam, C. B. 1971. The relative abundance and distribution of penaeid shrimp larvae off the Mississippi coast. *Gulf Research Reports*, 3(2):291-345 p.

- Sutcliffe, W. H. 1973. Correlations between seasonal river discharge and local landings of the American lobster (*Homarus americanus*) and Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) in the Gulf of St. Lawrence. J. Fish. Res. Bd. Can. 30:856-859 p.
- Sykes, G. 1937. The Colorado Delta. Publication No.460. Carnegie Institution of Washington, D.C.
- Sutcliffe, W. H. Jr., K. Drinkwater y B. S. Muir. 1977. Correlations of fish catch and environmental factors in the Gulf of Maine. Journal of the Fisheries Research Board of Canada, 34, 19-30 p.
- Svendensen, H. 1986. Mixing and exchange processes in estuaries, fjords and shelf waters. En: The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems (Skreslet, S., ed.). NATO ASI Series, Vol. G7. Springer-Verlag, Berlin.
- Tadanobu, M. y E. Rodríguez. 1990. Stock assessment of penaeid shrimps in Peru and the influence of river discharge on the shrimp resource. Journal of the Tokyo University of Fisheries, 77(1):9-19 p.
- Temple, R. F. y C. C. Fisher. 1967. Seasonal distribution and relative abundance of planktonic stage shrimp (*Penaeus*) in the northwestern Gulf of Mexico, 1961. Fishery Bulletin 66(2):323-334 p.
- Thompson, R. W. 1969. Bathymetry and sedimentation. En: Thomson, D. A., A. R. Mead, J. R. Schreiber Jr., J. A. Hunter, W. F. Savage y W. W. Rinne (Eds.). Environmental impact of brine effluents on Gulf of California. U. S. Dept. Interior, Office of Saline Water, Res. & Dev. Prog. Rep. 387, 72-82 p.

- Thordardottir, T. 1986. Timing and duration of spring blooming south and southwestm of Iceland, 345-360 p. In: S. Skreslet (ed) The role of freshwater outflow in coastal marine ecosystems. Springer-Veriag, Berlin.
- Tolmazin, D. 1985. Changing coastal oceanography of the Black Sea. 1: Northwest shelf. Prog. Oceanog. 15, 217-276 p.
- Trenberth, K. E. y J. W. Hurrell. 1994. Decadal atmosphere-ocean variations in the Pacific. Clim. Dyn. 9, 303-319 p.
- Vance, D. J., M. D. E. Haywood, D. Heales, R. Kenyon and N. Loneragan. 1998. Seasonal and annual variation in abundance of postlarval and juvenile banana prawns *Penaeus merguensis* and environmental variation in two estuaries in tropical northeastern Autralia: a six year study. Mar. Ecol. Progress ser. 163, 21-36 p.
- Vance, D. J., M. D. E. Haywood, D. S. Heales, D.S. Staples. 1996. Seasonal and annual variation in abundance of postlarval and juvenile grooved tiger prawns *Penaeus semisulcatus* and environmental variation in the Embley River, Australia: a six year study. Marine Ecology Progress Series 135, 43-55 p.
- Vance, D. J., M. D. E. Haywood y D. J. Staples. 1990. Use of mangrove estuary as a nursery area by postlarval and juvenile Banana Prawns, *Penaeus merguensis* de Man, in Northern Australia. Estuarine Coastal and Schelf Science 31:689-701 p.
- Ware, D. M. 1995. A century an a half of change in the climate of the NE Pacific. Fish. Ocenogr. 4(4):267-277 p.

- Yáñez-Arancibia, A., F. A. Linares y J. W. Day Jr. 1980. Fish community structure and function in Terminos Lagoon, a tropical estuary in the southern Gulf of Mexico. Estuarine perspectives. En: Proceedings of the Fifth Biennial International Estuarine Research Conference (Kennedy, V. A., ed.). Jekyll Island, Georgia, October 7-12 1979, 465-482 p.
- Yimin Ye. 2000. Is recruitment related to spawning stock in penaeid shrimp fisheries?. Journal of Marine Science 57, 1103-1109 p.
- Zamora Arrollo, F., P. Nagler, M. Briggs, D. Radtke, K. Rodríguez, J. García, C. Valdes, A. Huete y E. Glenn. 2001. Regeneration of native trees in response to flood releases from the United States into the delta of the Colorado River, México. Journal of Arid Environments, 49, 163-171 p.