Tabla 10. Material retenido por la barrera de protección

| Descripción del Material (gr.peso húmedo drenado) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Fecha | Macroalgas | Especies | Moluscos | Hojas | Ramas | Plantas Terrestres |
| 09-12-96 | 443.7 | | 20.6 | 1,386.3 | 503.9 | 6.9 |
| 10-01-96 | 284.9 | *Ulva lactuca* (90%)<br>*Enteromorpha spp.*(5%)<br>*Dictyota ciliolata* (5%) | 6.0 | 250.8 | 5.3 | |
| 11-02-97 | 602.5 | *Ulva lactuca* (70%)<br>*Enteromorpha spp.*(29%)<br>*Dictyota ciliolata* (1%) | 30.5 | 216.7 | 163.9 | 6.0 |
| 19-03-97 | 1,203.8 | *Ulva lactuca* (45%)<br>*Enteromorpha spp.*(1%)<br>*Dictyota ciliolata* (45%)<br>*Chaetomorpha spp.*(7%)<br>*Ulva lobata* (1%)<br>Alga roja indet. (1%) | 203.9 | 368.7 | 336.0 | 77.59 |
| 23-04-97 | 2,205.4 | *Ulva lactuca* (36%)<br>*Enteromorpha spp.*(19%)<br>*Dictyota ciliolata* (43%)<br>*Ulva lobata* (1.2 %)<br>*Diptiopteris spp.* (0.76%) | 253.7 | 30.9 | 30.9 | |

Tabla 11. Variación estacional de la biomasa de macroalgas y especie dominante en la Vena del Caimán

| Fecha de colecta | Peso Seco g m$^{-2}$ | Spp. dominante | % | (Peso seco) g m$^{-2}$ |
|---|---|---|---|---|
| 10/03/1997 * | 736.11 | *Spyridia filamentosa,* | >52 | 382 |
| | | *Enteromorpha sp.* | >14 | 103 |
| | | *Ulva lactuca* | >13 | 95.7 |
| | | * Resto menor a | 11.8% | |
| 19/03/1997 | 295.50 | *Enteromorpha* sp | >83 | 245.3 |
| | | *Ulva lactuca* | >15 | 44.3 |
| 02/05/1997 | 437.10 | *Entermorpha sp.* | >43 | 187.9 |
| | | *Dictyota sp.* | >52 | 227.3 |
| 29/05/1997 | 411.26 | *Enteromorpha* sp. | >89 | 366.0 |
| 15/08/1997 | 513.34 | *Chaetomorphoa* sp | >54 | 277.2 |
| | | *Spyridia filamentosa* | >40 | 205.3 |
| 27/09/1997 | 21.30 | *Spyridia sp* | >55 | 11.7 |
| | | *Chaetomorpha sp.* | >21 | 4.5 |
| | | *Enteromorpha sp.* | >13 | 2.8 |
| 15/01/1998 | 85.30 | *Enteromorpha* sp | >80 | 68.2 |
| | | *Sypiridia sp.* | >16 | 13.6 |
| 23/02/1998 | 31.00 | *Ulva lobata* | >82 | 25.4 |
| 27/03/1998 | 119.62 | *Enteromorpha* sp | >90 | 107.7 |

* Estero La Sirena.

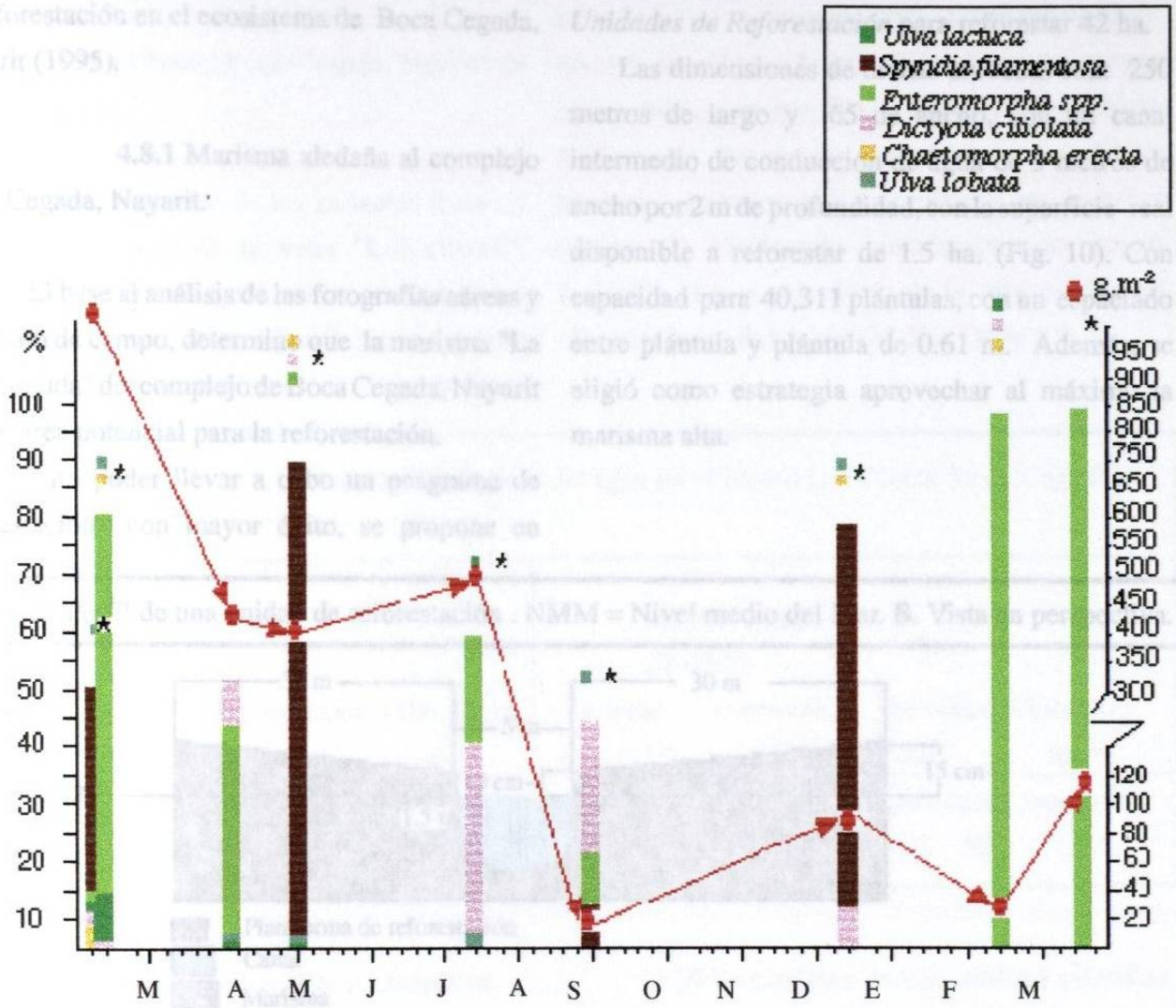



Fig. 14 Variación estacional de la frecuencia y biomasa en peso seco de macroalgas en el bajo de inundación (plataformas artificiales) del Estero de Urías, Sinaloa (1997-1998). * Presencia < 10 %.

**4.8** Determinación de las áreas potenciales de reforestación en el ecosistema de Boca Cegada, Nayarit (1995).

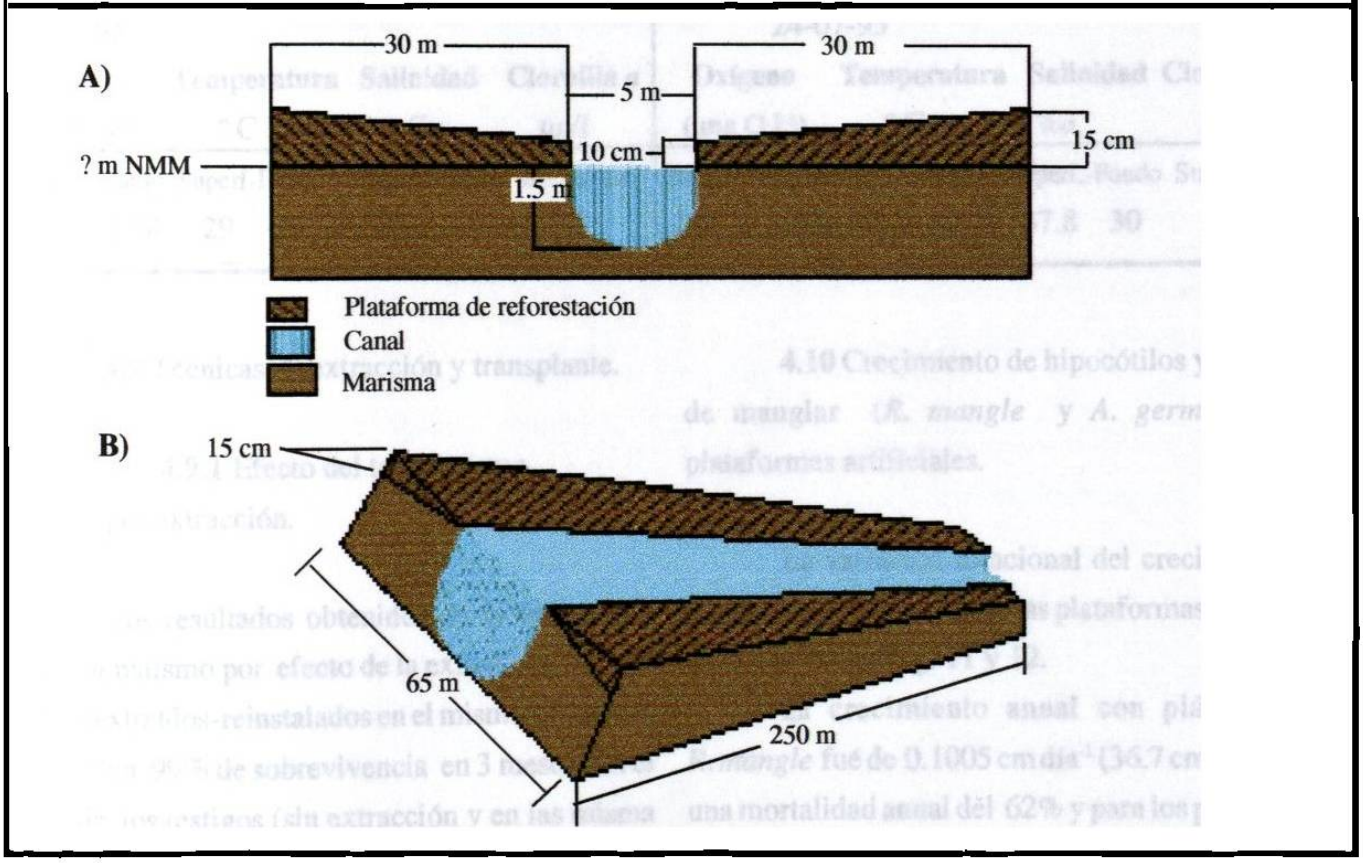
**4.8.1** Marisma aledaña al complejo Boca Cegada, Nayarit.

El base al análisis de las fotografías aéreas y el trabajo de campo, determino que la marisma "La Tronconuda" del complejo de Boca Cegada, Nayarit como área potencial para la reforestación.

Para poder llevar a cabo un programa de reforestación con mayor éxito, se propone en específico para esta marisma, el diseño de 28 *Unidades de Reforestación* para reforestar 42 ha.

Las dimensiones de dichas unidades son: 250 metros de largo y 65 de ancho, con un canal intermedio de conducción de agua de 5 metros de ancho por 2 m de profundidad, con la superficie real disponible a reforestar de 1.5 ha. (Fig. 10). Con capacidad para 40,311 plántulas, con un espaciado entre plántula y plántula de 0.61 m. Además, se eligió como estrategia aprovechar al máximo la marisma alta.

Fig.10. **A** Perfil de una unidad de reforestación . NMM = Nivel medio del Mar. **B.** Vista en perspectiva.



**4.8.2** Determinación de los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua en el Estero Los Olotes. Boca Cegada, Nayarit de 1995 (Tabla 11).

La determinación de las variables fisicas y químicas del agua de la vena "Los Olotes", específicamente en el punto denominado como embarcadero (punto A, Mapa 2), refleja una evidente influencia de la marea del estero de Varadero en la hidrología de esta vena. Las variables medidas en el agua durante la marea baja (por la mañana) indican niveles de oxígeno bajos (3 mg/l), y una mayor concentración en clorofila *a*. El oxígeno sube hasta 4.78 con la entrada de agua de mar, que diluye tambien los niveles de las clorofilas a casi la mitad (Tabla 12). Finalmente , temperatura no mostró variación alguna por efecto de la profundidad en ninguna de las dos horas del día (Tabla 12).

Tabla 12. Parámetros físicos, químicos y biológicos del agua en el Estero Los Olotes. Boca Cegada, Nayarit de 1995.

| MAREA BAJA 24-07-95 | | | | | | | MAREA ALTA 24-07-95 | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Oxígeno ($mg\ O_2 l^{-1}$) | | Temperatura °C | | Salinidad ‰ | | Clorofila *a* *ug/l* | Oxígeno ($mg\ O_2 l^{-1}$) | | Temperatura °C | | Salinidad ‰ | | Clorofila *a* *ug/l* |
| Superf.- | Fondo | Superf- | Fondo | Superf.- | Fondo | Superficie | Superf.- | Fondo | Superf- | Fondo | Superf.- | Fondo | Superficie |
| 4.74 | 4.78 | 29 | 29 | 30 | --- | 3.7 | 2.63 | 3.08 | 30 | 30 | 37.8 | 30 | 7.6 |

**4.9** Técnicas de extracción y transplante.

**4.9.1** Efecto del traumatismo por extracción.

Los resultados obtenidos de la evaluación del traumatismo por efecto de la extracción fueron: En los extraídos-reinstalados en el mismo orificio se obtuvo un 99% de sobrevivencia en 3 meses. En el caso de los testigos (sin extracción y en las misma zona) se obtuvo 100 % de sobrevivencia en 3 meses.

**4.10** Crecimiento de hipocótilos y plántulas de manglar (*R. mangle* y *A. germinans)* en plataformas artificiales.

La variación estacional del crecimiento de las especies de manglar en las plataformas se pueden observar en las Fig. 11 y 12.

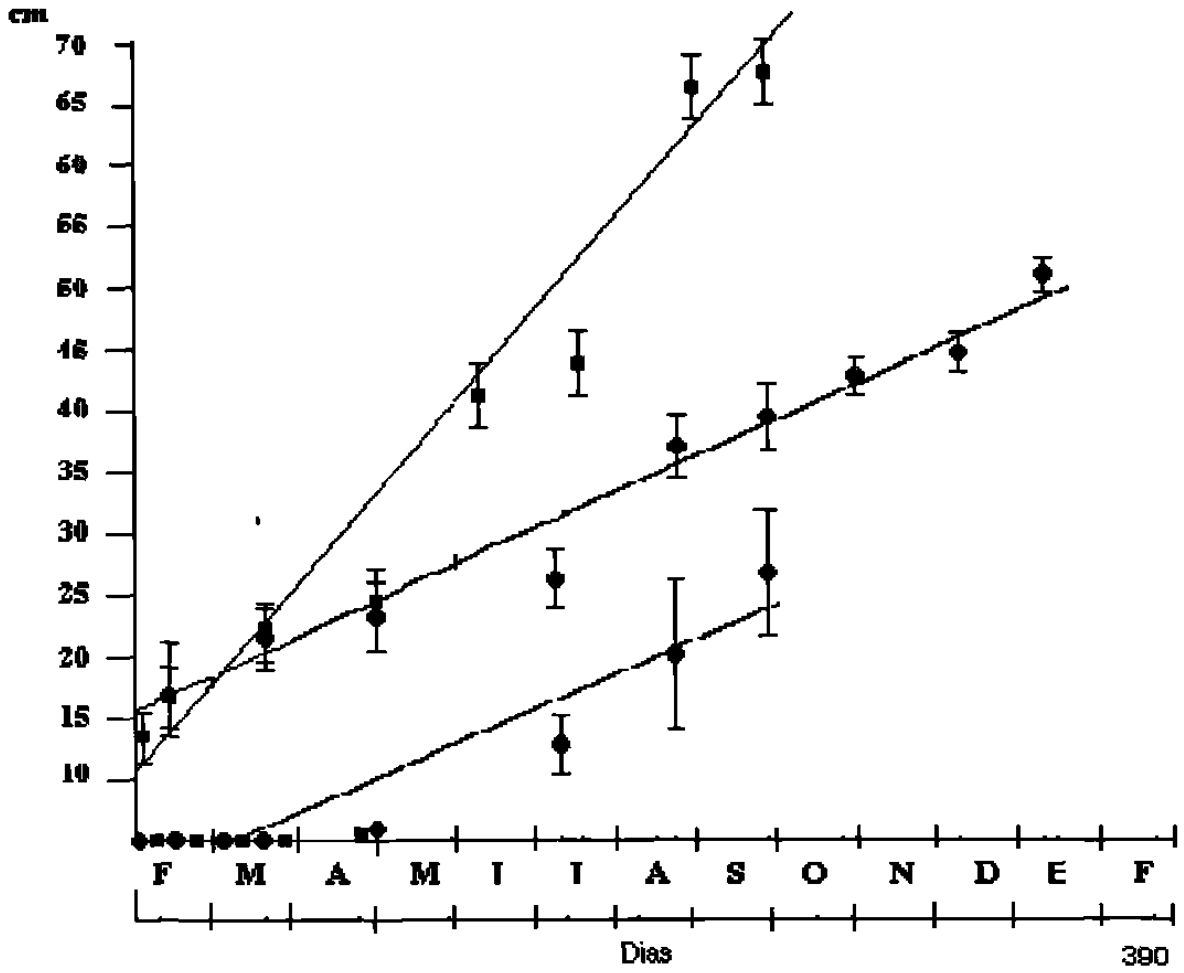
El crecimiento anual con plántulas de *R. mangle* fué de 0.1005 cm $día^{-1}$ (36.7 cm $año^{-1}$) con una mortalidad anual del 62% y para los propágulos de 0.14 cm $día^{-1}$ incluyendo el periodo de latencia

de 1 a 1.5 meses que no presenta crecimiento, con un 100% de remoción/mortalidad en 9 meses. Para plántulas de *A. germinans* fué de 0.088cm día$^{-1}$ (32.12 cm año$^{-1}$) con un 87% de mortalidad anual.

Crecimiento y mortalidad bajo condiciones del medio ambiente natural.

Los propágulos y plántulas utilizadas como control se localizaron dentro del bosque de manglar. Los propágulos de *R. mangle* presentaron un periodo de latencia de 1.5-2 meses, observandose tan sólo una tasa de crecimiento de 0.0024 cm día$^{-1}$ con un 100% de remoción/mortalidad a los tres meses. En el caso de las plántulas la razón de crecimiento fué de 0.242 cm día$^{-1}$ (58.8 cm/8 meses) con un notorio incremento en el crecimiento del 100%, durante el periodo de septiembre a octubre, pero un 100 % en la mortalidad en el octavo mes (Fig. 11)

En el bosque de *A. germinans* las plántulas presentaron comparativamente una razon de crecimiento bajo de 0.018 cm día$^{-1}$ (6.6 cm año$^{-1}$), con baja mortalidad (53%) en un año (Fig.12).




● Hipocotilos en la plataforma y = 0.118 (x) y = 0, $X_1$ = 31.15 días. $r^2$ = 0.65
● Plántulas en plataforma y = 0.1005 (x) + 15.68 $r^2$ = 0.75
■ Plántulas en el bosque y = 0.2420 (x) + 10.6 $r^2$ = 0.85
■ Hipocotilos en el bosque y = 0.0024 (x)

Fig. 11 Crecimiento promedio (cm,sd) y curva de regresion en plántulas/hipocotilos de *R.mangle* en una plataforma artificial y en el bosque de manglar durante 1996-1997.

de 1 a 1.5 meses que no presenta crecimiento, con un 100% de remoción/mortalidad en 9 meses. Para plántulas de *A. germinans* fué de 0.088cm $día^{-1}$ (32.12 cm $año^{-1}$) con un 87% de mortalidad anual.

Crecimiento y mortalidad bajo condiciones del medio ambiente natural.

Los propágulos y plántulas utilizadas como control se localizaron dentro del bosque de manglar. Los propágulos de *R. mangle* presentaron un periodo de latencia de 1.5-2 meses, observandose tan sólo una tasa de crecimiento de 0.0024 cm $día^{-1}$ con un 100% de remoción/mortalidad a los tres meses. En el caso de las plántulas la razón de crecimiento fué de 0.242 cm $día^{-1}$ (58.8 cm/8 meses) con un notorio incremento en el crecimiento del 100%, durante el periodo de septiembre a octubre, pero un 100 % en la mortalidad en el octavo mes (Fig. 11)

En el bosque de *A. germinans* las plántulas presentaron comparativamente una razon de crecimiento bajo de 0.018 cm $día^{-1}$ (6.6 cm $año^{-1}$), con baja mortalidad (53%) en un año (Fig.12).

Análisis estadístico

Las pruebas de significancia para la razón de crecimiento entre *R.mangle* y *A.germinans* con las plántulas en las plataformas y el medio natural (controles en el bosque de manglar) y entre plántulasy propágulos de *R.mangle* se presentan en la Tabla 13:

Tabla 13. Pruebas de significancia para la razón de crecimiento de dos especies de manglar en una plataforma artificial y en el bosque de manglar.

| COMPARACIONES | t Tablas | t-observada | P | Significancia * |
|---|---|---|---|---|
| R.m. plat. vs R.m. nat. | 1.97 | 12.23 | 9.1 e-27 | S |
| R.m. plat. vs A.g. plat. | 1.97 | 1.18 | 0.237 | NS |
| A.g. plat. vs A.g. nat. | 1.97 | 10.34 | 2.76 e-22 | S |
| R.m. plat. plántulas vs hipocotilos. plat. | 1.55 | 1.99 | 0.12 | S * * |
| R.m. nat. vs A.g. nat. | 1.97 | 19.02 | 6 e-51 | S |

* Prueba con un valor de significancia del 99 %

** Prueba con un valor de significancia del 95%

La razón de crecimiento no fué significativa entre las dos especies de manglar instaladas en las plataformas (*R. mangle* y *A.germinans*). El resto de las comparaciones que se presentan en la tabla superior muestran una diferencia significativa en su razón de crecimiento.

**4.11** Características físicas y químicas del sedimento y agua superficial e intersticial en dos bosque de manglar ( *A.germinans* y *R. mangle)* y bajo de mareas el Estero de Urías, Sinaloa.

Se tomaron muestras de suelos tanto en el bosque de *R. mangle*, *A.germinans* como en el bajo de mareas donde se realizo el experimento con la plataforma artificial, mostrando en la Tabla. 14 con detalle las propiedades del suelo. El tipo más común tiene una textura de arena-limoso, excepto en el bosque de *A. germinans* que fué tipicamente de arena-arcilloso. La acidez del suelo presento rangos de pH desde 5.8 a 7.6. La materia orgánica fué muy variables comparada con los tres sitios de interes. El valor más alto de materia orgánica se localizo en el bajo de inundación con 80% en el mes de mayo y en el mismo sitio con valores bajos de 5.24% en septiembre y 4.13 % en febrero.

Tabla 14. Análisis granulométrico del sedimento en el bosque de dos especies de manglar y un bajo de inundación

| | Promedio | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Ambiente** | **Arena %** | **Limo %** | **Arcilla %** | **Mat. Org. %** | **pH intersticial** | **Salinidad intersticial‰** |
| Bosque de *R. mangle* | 92.8 | 2.4 | 4.8 | 11.9-15.6 | 6.0-7.2 | 20.0-38.0 |
| Bosque de *A. germinans* | 82.8 | 10.2 | 7.0 | 20.6-37.3 | 5.8-6.9 | 18.0-45.0 |
| Bajo con plataformas artif. | 96.2 | 3.1 | 0.75 | 4.13-80.0 | 7.2-7.6 | 25.0-38.0 |

| *** Rango de tamaño en las arenas:** | **Más abundantes mm (< 90%)** | **Presencia (mm)** |
|---|---|---|
| Bosque de *R. mangle* | 0.0070 a 0.0035 | |
| Bosque de *A. germinans* | 0.0098 a 0.0049 | |
| Bajo con plataformas artif. | 0.0197 a 0.0098 | 0.111 a 0.0025 |

**4.13** Ciclo anual de las características físicas, químicas y biológicas del agua en el Estero de Urías, Sinaloa.

La variación de los parámetros físicos, químicas y biológicos del agua de la Vena El Caiman se caracteriza por elevadas temperaturas de junio a septiembre (verano) con las máximas salinidades a finales de la época de sequía (mayo y junio) y las más bajas salinidades en las épocas de lluvias (septiembre). Los valores de oxígeno más altos se detectaron durante el invierno de diciembre a febrero. Las clorofilas presentaron valores bajos para sistemas lagunares y con un comportamiento variable (Tabla. 15).

Tabla 15. Variaciones estacionales de temperatura, salinidad, oxígeno y clorofilas *"a"* total en la Vena del Caiman del Estero de Urías, Sinaloa (1996-1997).

| Fecha | Temperatura °C | Salinidad ‰ | Oxígeno mg $O_2$/l | Clorofilas *"a"* total mg / $m^3$ |
|---|---|---|---|---|
| 26-09-96 | 31 | 20 | 2.61 | 0.31 |
| 09-12-96 | 24 | 38 | 4.20 | 2.51 |
| 21-02-97 | 23 | 40 | 5.20 | 3.22 |
| 02-05-97 | 27 | 45 | 2.86 | 0.30 |
| 23-06-97 | 30 | 45 | 2.04 | 1.24 |

**4.12** Intensidad luminosa en el bosque de *R.mangle* y *A.germinans,* y en las plataformas artificiales.

Se determino la intensidad luminosa en el bosque de *A. germinans* bajo tres condiciones: con sol (aperturas en el dosel de los árboles), sombra (dosel cerrado) y en zonas con plántulas. Los rangos de intensidad de luz variaron de 96,500 a 137,500 lux con sol, de 2,250 a 11,220 lux con sombra y 2,950 a 19,760 lux con plántulas. Para bosque de *R. mangle* se intento determinar las mismas zonas que en *A.germinans* , pero en el caso de las zonas soleadas no fué posible puesto que el dosel del bosque era bastante denso y en poco tiempo se cerro por completo, por lo cual solo se determinó la intensidad luminosa en áreas donde se presentaba las plántulas, cuyo rango fué de 10,501 a 11,314 lux. En las zona del bajo de inundación donde se colocaron las plátaformas artificiales presento un rango de intensidad de luz de 107,600 a 130,900 lux.

**4.14** Diseño del vivero experimental

**4.14.1** Estimación del volúmen de agua desplazado por los materiales del filtro biológico

Se estimó un volumen de agua del 40.6% del volumen total ocupado por la grava( (59.4% desplazado) y 35% para la arena (65% desplazado) con un tamaño del grano de 0.111 a 0.0025 en pulgadas de diámetro .

**4.14.2** Crecimiento experimental de plántulas bajo diferentes condiciones de intensidad luminosa (Vivero experimental).

Se examino la relación entre la luz y el crecimiento/mortalidad en plántulas de *A. germinans*, encontrandose que para plántulas con luz solar directa (con una intensidad de luz de 61,700 a 135,300 lux), su crecimiento y mortalidad fué menor que las plántulas bajo condiciones de atenuación de la luz (al 65% por medio de una malla, con intensidades de luz de 49,000 a 195,000 lux) de 0.09 cm/ día (17.8 cm/6.6 meses) y 0.13 cm día$^{-1}$ ( 25.1 cm/10 meses) y de una mortalidad de 15.8% y 73.3% respectivamente. Para plántulas de *R. mangle* con atenuación de la luz fué de 0.12 cm día$^{-1}$ (22.0 cm/7 meses) y una motalidad de 6 %, observandose mayor crecimiento que las plántulas bajo luz solar directa de 0.09 cm día$^{-1}$ (17.8 cm/6.6 meses) y una mortalidad de 13.3 % (Anexo. Foto 12).

Análisis estadístico

Las pruebas de significancia para la razón de crecimiento entre *R.mangle* y *A.germinans* con las plántulas con atenuación de la luz solar al 65% y luz directa se presenta en la Tabla 16.

Tabla 16. Las pruebas de significancia para la razón de crecimiento entre *R.mangle* y *A.germinans* con las plántulas con atenuación de la luz solar al 65% y luz directa.

| COMPARACIONES | t Tablas | t observada | P | Significancia |
|---|---|---|---|---|
| *R.m.*65% de atenuación vs *R.m.* directo | 1.97 | 1.03 | 0.304 | NS |
| *A.g.* 65% de atenuación vs *A.g.*directo | 1.97 | 0.87 | 0.390 | NS |

La razón de crecimiento no fué significativa entre las dos especies de manglar instaladas con atenuación de la luz y directamente a la luz solar (*R.mangle* y *A.germinans*)

**4.14.2.1** Condiciones de intensidad luminosa durante el periodo de luz (12 hrs) en un ciclo anual.

El promedio máximo de intensidad luminosa observada en el año para el vivero con manglar en los cinco puntos fué durante el verano en el día 15 de septiembre de 1997, con 8.58 x $10^5$ lux.día$^{-1}$. Posteriormente podemos observar en la Fig.13 *a, b,c,d, e*, una disminución en la intensidad luminosa, con el valor más bajo durante el invierno en el día 28 de enero de 1998 con 4.39 x $10^5$ lux.día$^{-1}$, aunque el mes de julio presento valores menores, debido a que el clima fué muy variable y permanecio casi todo el mes nublados (anormal). A partir del mes de junio se observa nuevamente el incremento en la intensidad luminosa.

Los periodos de máxima intensidad durante el día en el invierno fué entre las 11:00 a 12:00 de la tarde y durante el verano entre 11:00 a 15:00 aproximadamente, como lo podemos observar en la Fig. 13 *a,b,c,d, e*.

Fig.13. Intensidad luminosa durante 12 horas en 5 puntos del Vivero con manglar.

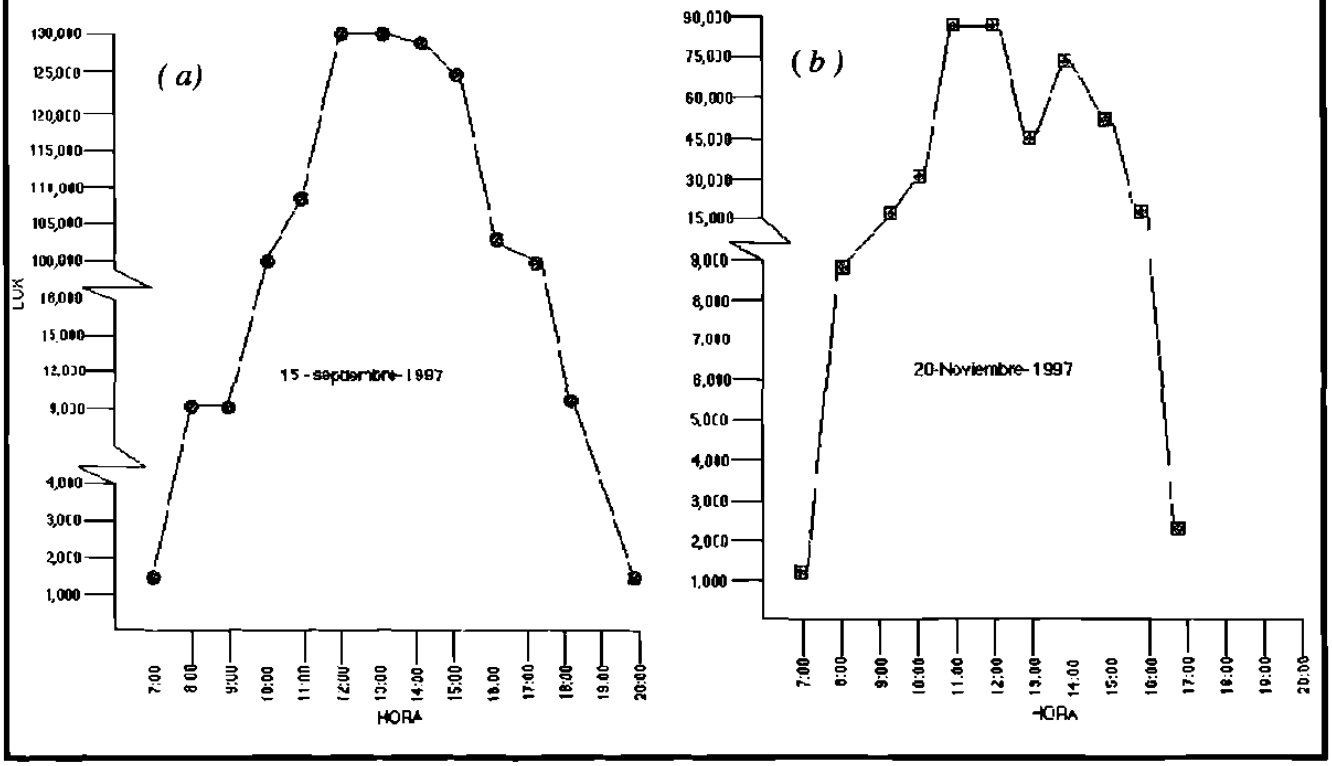
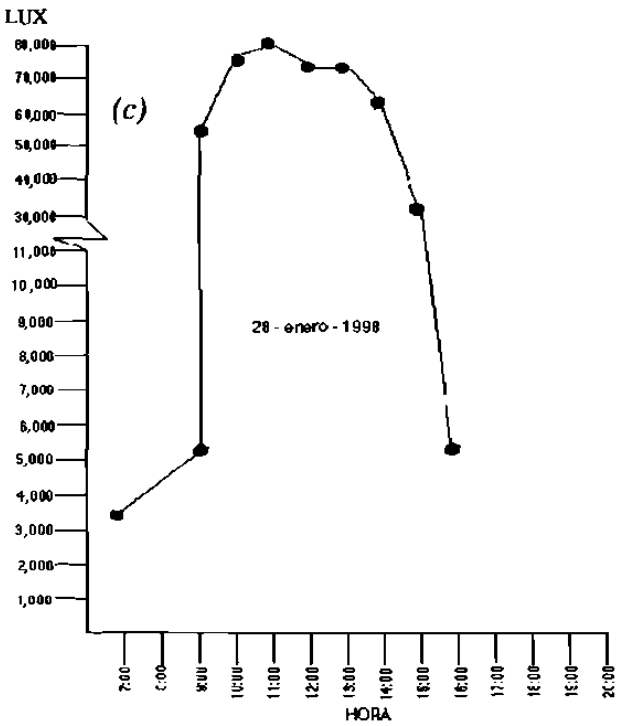
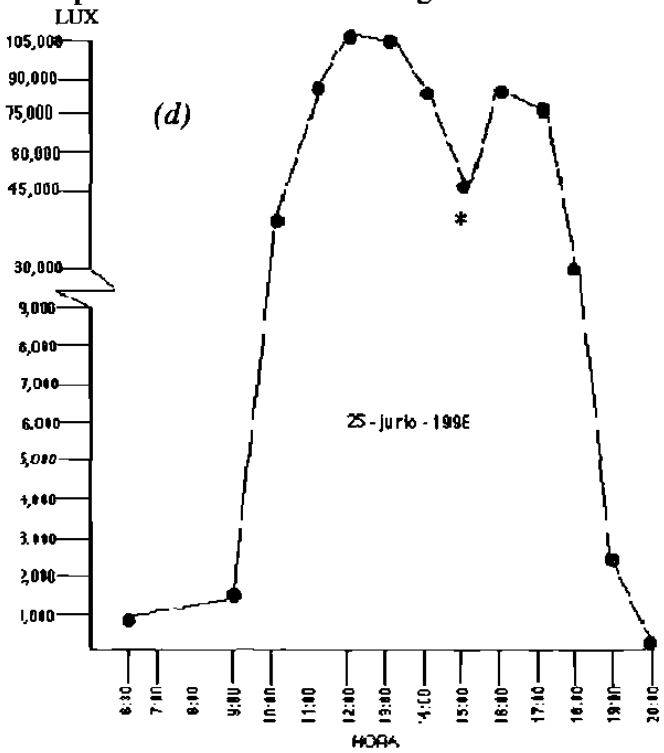
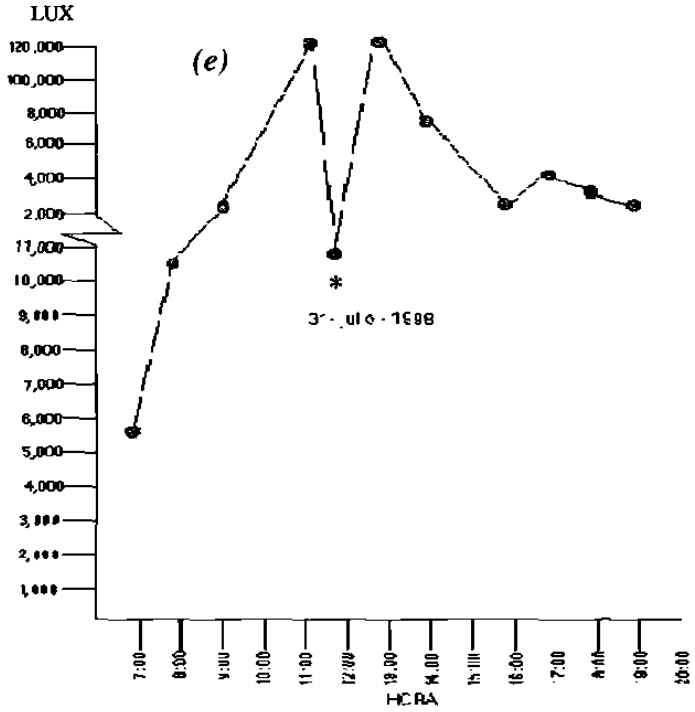


Fig. 13. Intensidad luminosa durante 12 horas en 5 puntos del Vivero con manglar.




* Nubosidad

**4.14.3** Factibilidad en la aplicación de las técnicas de fusión con dos especies de manglar: *R.mangle y A.germinans* y fustes *con A. germinans.*

**4.14.3.1** Experimentos de fusión en un vivero experimental.

Los resultados obtenidos en el éxito de la técnica fueron los siguientes:

1) Epoca verano-invierno: Tanto para *R.mangle* como *A.germinans* se observo para las fusiones con dos plántulas de talla promedio inicial de 33.0 cm +/- 7.9, un éxito del 60%. Así como las fusiones de tres raíces para *R. mangle* iniciando con una talla de 14.1 cm +/- 5.02. Para *A. germinans* en fusiones de tres se observo menor éxito con un 40%, con una talla promedio inicial de 15.01 cm +/- 3.4 . La sobrevivencia que presentaron las plántas posterior a la formación del callo con la fusion fué para *R. mangle* de **33** % y para *A.germinans* **33** %.

2) Epoca primavera-verano:En *R.mangle* en fusiones de dos y tres plántulas con 90 y 80% respectivamente con una talla promedio inicial de 25.6 cm +/- 5.7 y 30.5 cm +/- 13.1. En el caso de *A.germinans* se presento un 70 y 50% de éxito con fusiones de dos y tres plántulas, con una talla promedio inicial de 34.3 cm +/- 7.9 y 42.9 cm +/- 6.9. Con una sobrevivencia del 100% para ambas especies (Anexo. Foto 6).

Ambas épocas presentaron la formación del callo a partir de 1.5 meses en las dos especies.

**4.14.3.2** Aplicación de la técnica de reproducción vegetativa.

Los resultados del éxito obtenidos de la capacidad reproductiva tanto para *A. germinans* como *L. racemosa* fué de 15% con presencia de brotes a partir del mes y un 50 % con brotes a partir del segundo mes respectivamente (Anexo. Foto 7).

**4.15** Dendrocronología.

La datación de cada serie fué validada comparandola con el resto de las repeticiones de los radios y las otras muestras de la localidad. Las comparaciones entre los radios se hicieron en base al tamaño perimetral, se compararon entre sí los cortes transversales de los troncos con menos de 0.7 cm de diferencia, puesto que mayores a este los valores de correlación en su mayoria son menores a *r= 0.31.* En base a el análisis de fotografías aéreas de 1970 y 1995 permitio familiarizarse de manera general con la hidrología frecuente de la zona, el área de afectación de la granja, la evolución temporal del perfil costero, en específico en relación a la generación o remoción de manglar. Como se dispuso de material fotográfico en blanco y negro de 1970 y a colores a escala 1:5,000 de 1995, se pudo observar que en la porción occidental de la marisma (Alta y Media) se localiza

una franja de un bosque de manglar joven (Ver inciso **4.3** ) de aproximadamente 51 ha. en base a la interpretación de dos fotografías aéreas de diferentes años (1970 y 1995) realizadas por Hammann (com. pers.) como se puede apreciar en la Mapa 2. De tal manera que nos permitieran definir la reforestación natural del bosque a través del tiempo para confirmar y precisar la edad de los maglares, así como el número de anillos por año. En base a lo anterior se obtuvo los siguientes resultados:

| **Zona** | **Edad** |
|---|---|
| **1)** Vena La Diabla (Muertos) | 9 años |
| **2)** Zona de la playa (Muertos) | 14 años |
| **3)** Vena Los Olotes | |
| *Circunferencias mayores a 40 cm* | |
| Muertos | 20 años |
| Vivos | 20 años |
| Circunferencias | |
| Muertos (22.0 cm) | 7 años |
| Vivos (23.5 cm) | 13 años |

En base a esta información se localizaron las estructuras lenticulares, concordando con el periodo de 1984 hasta 1997 y con mayor frecuencia de 1989 al 1993 volviendo a disminuir hacia 1998.

# V. DISCUSION

Distribución, estructura e impacto ambiental en manglares de dos ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México.

El efecto causado por el fenómeno denominado "El Niño" fué demostrado en base al análisis del aporte de materia orgánica de los bosque de manglar negro (*A. germinans*) y mangle rojo (*R. mangle*) en el Estero de Urías, Sinaloa (Tabla 7).

Es relevante indicar que el conjuntos de estos eventos naturales y antropogénicos han sido la causa del 12% de mortalidad del total de los manglares de México de 1970 a 1995 (Tovilla, 1994).

A continuación se discuten las posibles fuentes de deterioro de los ecosistemas de manglar en el Estero de Urías, Sinaloa y Boca Cegada, Nayarit.

Los bosques de manglar exhiben una gran variabilidad en su estructura en base a sus parámetros medio ambientales, físicos y químicos del agua. Dichos factores incluyen concentraciones de nutrientes aportados por los ríos o escurrimientos terrigénicos, precipitación e intensidad de evaporación, nivel topográfico, frecuencia y periodo de inundación por la marea, composición del sedimento, tensores naturales como sequías prolongadas, altas salinidades, plagas y herbivorías. Los manglares presentan variabilidad en su comunidad, lo que origina distintos tipos fisonómicos de bosques (Tabla 17).

| | TIPO DE BOSQUE | | | |
|---|---|---|---|---|
| **Característica** | **Ribereño** | **Borde** | **Cuenca** | **Matorral** |
| Densidad *(rodales/ha)* | 1730 +/- 350 | 5930+/-3005 | 3580+/-394 | 25030 |
| Area basal *($m^2$/ha)* | 41.3 +/- 8.8 | 17.9 +/- 2.9 | 18.5 +/- 1.6 | 0.6 |
| Especies *(No./0.1 ha)* | 3 +/- 0.4 | 2.0 +/- 0.3 | 2.3 +/- 0.2 | 1 |
| Altura *(m)* | 17.7 +/- 3.7 | 8.2 +/- 1.1 | 9.0 +/- 0.7 | 1.0 |
| Defoliación *(g $m^{-2}$ $año^{-1}$)* | 1170 +/- 170 | 906 +/- 89 | 730 +/- 30 | 130 |
| Precipitación *(mm $año^{-1}$)* | + 1600 | + 1600 | + 1300 | 1605 |

Tabla 17. Características estructurales de diferentes tipos fisionómicos y productividad de hojarasca (Flores-Verdugo, 1992)

**5.1.1** Análisis fotográfico del Estero de Urías, Sinaloa (1977 a 1995).

Para el ecosistema de manglar tipo borde, se observó un valor muy similar en cuanto a su extension a través de los 18 años. La estructura forestal del manglar tipo borde en áreas poco perturbadas como se puede observar en la Tabla 3 en las venas del " Caiman" y "El Zacate" es mayor a diferencia del estero " El Confites" adyacente a una granja camaronícola. En este último caso es notable la disminución de la densidad (aproximadamente 50%) con respecto a las dos venas. Esta alteración se atribuye principalmente a la tala selectiva como consecuencia de la accesibilidad al sitio al usar los bordos de la granja como vías de extracción de madera para postes y leña. Twilley (1991) reporta comportamiento similar en los manglares adyacentes a granjas camaronicolas en Ecuador. La especie dominante es el manglar negro (*A. germinans*) y en segundo lugar el manglar rojo (*R. mangle*) e individuos aislados de manglar blanco (*L. racemosa*).

El manglar tipo matorral fué practicamente monoespecífico de *A. germinans* presentando densidades elevadas, pero áreas basales menores a los 7 $m^2$ $ha^{-1}$. Esto es debido probablemente a la hipersalinidad del suelo, por los cambios en el tiempo de inundación al encontrarse en la parte posterior de un bordo natural con 60 ‰ de salinidad ( Fig. 5). Esto provoca un mayor tiempo de residencia del agua y por lo tanto una tendencia a la hipersalinidad por la evaporación.

En el manglar tipo matorral presento un incremento en extension (ha) del 50% de 1977 a1995 (Tabla 1 ). Este aparente aumento también ha sido observado en otras áreas (ejemplo Boca Cegada, Nayarit, inciso **4.4.2**). Sin embargo es importante mencionar que la determinación del hectareaje no presenta precisión debido a la calidad de la fotografía aérea de 1977 y una parte significativa probablemente corresponda a matorrales terrestres.

Cabe mencionar que lo más relevante de dicho análisis es la disminución en la superficie de las marismas relacionados con la expansion de las granjas camaroneras hasta 1995 (Tabla 1).

**5.1.2** Análisis fotográfico de Boca Cegada, Nayarit de 1970 a 1998.

La region de Boca Cegada Nayarit forma parte del complejo lagunar estuarino de San Cristobal, San Blas y se caracteriza por tener manglares mejor desarrollados y más extensos que el Estero de Urías , con una altura promedio de 10 a 12 m en el manglar tipo borde (Tabla 18). Esto es debido a que las condiciones hidrológicas son más adecuadas, por los aporte de agua dulce de arroyos y los desbordes del río Santiago.

En base al material fotográfico de 1970 en comparación de 1995, se puede observar un

ecosistema constituido predominantemente por manglares y marismas. Es particularmente interesante hacer notar que en la porción occidental de la marisma "La Tronconuda" (alta y media. Mapa 2) se localiza una franja de un bosque de manglar de aproximadamente 51 ha en 1995 que corresponde a una marisma en 1970 ( Mapa 4 y 5). La aparición de este bosque de manglar "joven" es atribuido a un posible aumento en la sedimentación a niveles favorables para el desarrollo de los manglares, viendose reforzado con los análisis dendrocronológicos expuesto en la sección de 4.15. La razón de ello se ve reflejado en los niveles topográficos observados en la marisma de "La Tronconuda" (Fig. 6), donde la marisma presenta niveles inferiores (5 a 7 cm) a los manglares. Este incremento en la sedimentación se desconoce si fué por un proceso paulatino ó por uno o varios debordes del río Santiago.

La vena "Los Olotes" es la principal vía fluvial que drena hacia los manglares de la zona del complejo de Boca Cegada, estimándose en 250ha la zona total de influencia de esta vena.

Ramificaciones de esta vía, como la vena de "La Diabla", se convierten en canales vitalizadores menos definidos pero siempre imprescindibles para los manglares del lugar. De ahí el papel crítico que juega esta vía y las venas tributarias en la permanencia y crecimiento de los bosques de mangle de la zona. Por ello cualquier obra de ingenieria que obstaculice o llegue a bloquear los efectos de mareas por este caudal, tendrá repercusiones en los manglares como se puede a apreciar en el análisis de impacto de 1998 (Tabla 2, Mapa 3).

Tabla 18. Comparación de la estructura forestal de las dos áreas de estudio con respecto a otras zonas geográficas del Pacífico de México.

| Región | Densidad *(mangles/ha)* | Area Basal *($m^2$/ha)* | Tipo | Especie *(Número)* | Altura *(metros)* |
|---|---|---|---|---|---|
| Chantuto-Teculapa-Panzacola.* | 1722 | 41.7 | r | 5 | 18.0 |
| Chalatilla, Agua Brava* | 1316 | 28.8 | r | 3 | 8.8 |
| La Lechuguilla* | 4341 | 11.4 | b | 4 | 4.5 |
| El Verde* | 1430 | 11.9 | b | 1 | 7.0 |
| Punta Raquel* | 2022 | 12.5 | b | 2 | 7.0 |
| Boca la Tigra, Agua Brava* | 3203 | 14.0 | b | 3 | 7.5 |
| Marismas Nacionales* | 1461 | 16.9 | b | 3 | 5.2 |
| Barra de Navidad * | 2029 | 14.0 | b | 4 | 4.9 |
| Isla la Palma * | 2360 | 29.6 | c | 2 | 8.8 |
| Estero de Urías | | | | | |
| Vena El Caiman *a* | 3270 | 10.9 | b | 3 | 7.0 |
| Vena El Zacate *a* | 3,622 | 13.7 | b | 3 | 7.0 |
| Estero Confites *a* | 1,541 | 8.9 | b | 2 | 6.0 |
| Marisma La Sirena *a* | 36,000 | 7.2 | m | 1 | 1.0 |
| Boca Cegada, Nayarit | | | | | |
| Estero Los Olotes *b* (Embarcadero) | 1063 | 11.7 | b | 2 | 10 |
| Estero Los Olotes *b* | 2050 | 22.3 | b | 3 | 12 |
| Z.de Mangle Nuevo *b* | 3394 | 11.8 | c | 1 | 5.7 |
| Manglar matorral *b* | 40000 | 6.12 | m | 1 | >1.5 |

* Flores-Verdugo, *et. al.*, 1992
*a, b* Este estudio

Tipo
b : borde; c: cuenca; m: matorral; r: ribereño

**5.1.3** Comparación de estructuras forestales con respecto a otras regiones geográficas.

La estrucura forestal de zonas poco perturbadas del estero de Urías, Sinaloa corresponden en densidad y altura a manglares tipo borde con áreas basales bajas, aunque muy superiores a al tipo matorral (Tabla 17). Estas áreas basales son similares a las observadas en otras zonas semiáridas como "La Lechuguilla" y "El Verde" (Flores-Verdugo,*et al.*, 1992) por lo que los consideramos representativo de este clima. El estero de Urías, Sinaloa también presenta en su estructura forestal tanto en área basal como densidad valores similares a los registrados de ecosistemas del litoral Pacífico como Boca La Tigre en Agua Brava y en la zona de manglar "joven" del ecosistema lagunar de Boca Cegada (Tabla 18). Otro factor que determina el desarrollo estructural de los manglares de esta region son los huracanes. En particular los manglares del Noroeste de México se localizan en el cinturon de huracanes, donde ocurrren en un 80% dichos fenómenos y se considera la probabilidad de afectarse un punto determinando cada 25 años (Flores-Verdugo, 1990). Esto se ve apoyado en la relativa homogenidad en cuanto a su estructura forestal, que sugieren que son bosques de la misma generación (Tabla 3).

En Boca Cegada, Nayarit el área basal del mangle tipo borde de la vena "Los Olotes" (Punto B. Mapa 2) es de los más altos de las áreas de estudio, siendo ligeramente superior a los bosques tipo borde, pero con una densidad dentro del rango reportado para manglares tipo borde (Tabla 17. Flores-Verdugo, 1992). Los manglares del punto B presentaron una mayor amplitud de su franja como los puntos E y G, lo que indica menor influencia de las aguas hipersalinas de la marisma (Fig. 6), en comparación con el punto A (Tabla 4) y punto F (Tabla 5).

Con respecto a los manglares de "Los Olotes" del punto G (Tabla 5), se puede observar el valor más alto en área basal, correspondiendo a un manglar tipo ribereño, así como su densidad. Así mismo el punto E presento un área basal entre tipo borde y ribereño, y una alta densidad (Tabla 18). La baja densidad y elevada área basal de punto G en comparación con la alta densidad y menor área basal del punto E (Tabla 5), sugieren que los manglares cercanos a la vena " El Varadero", presentan condiciones hidrológicas por la influencia de mareas más adecuadas que los puntos retirados de esta vena, por lo cual son considerados como bosques maduros.

La zona de mangle nuevo presento una densidad similar a un bosque tipo cuenca y una área basal tipica de zonas semiáridas (Tablas 4 y 17. Lankford,1977).

Los manglares tipo matorral tanto del estero de Urías, Sinaloa como Boca Cegada, Nayarit son similares en área basal y densidad (Tabla 18), resultado de la hipersalinidad. La salinidad superiores a 80‰ es un factor limitante para el adecuado desarrollo de la planta, Fig. 4. Teas

(1979), menciona que debido a la hipersalinidad de los suelos del bosque de manglar existe una reducción en su crecimiento.

El ecosistema lagunar estuarino de Boca Cegada,Nayarit presentan en su estructura forestal tanto en área basal como densidad valores similares a los registrados de ecosistemas del litoral Pacífico de otras áreas geográficas con excepción de Chantuto-Teculapa -Panzacola, Chiapas (Segura-Zamora and Ramirez-García, 1990. Tabla 18), por la diferencia en los aportes de agua dulce (clima subhúmedo).

**5.1.4** Impacto en manglares de Boca Cegada,Nayarit(1970-1998).

**5.1.4.1** Impacto por construcción de presas.

Del análisis fotográfico de 1970 a 1998 se observó una fuerte erosión en la cósta alrededor de la desembocadura del río Santiago (Boca Asadero). Una peninsula de arena y manglares observada en 1970 desaparecio para 1995 (Mapa 3). Este fenómeno se confirmo en campo, determinandose una franja de manglar muerto a lo largo de la playa desde antes de la marisma baja hasta Boca Cegada como consecuencia de la fuerte erosión costera por el oleaje como se puede apreciar en el Mapa 3.

Dentro de la marisma baja se detecto una zona de *A. germinans* (mangle negro) muerto por sofocación de sus neumatóforos ocasionado por el acarreo de arena por olas de tormenta hacia su interior (manglar litoral. Mapa 3). Este fenómeno provablemente este relacionado con la presa de Aguamilpa.

La presa de Aguamilpa ademas de su función como deposito de agua y control de inundaciones, actua como una trampa de sedimentos los cuales dejan de llegar a la zona costera para conformar las playas. La presencia de lagunas de barrera arenosa y playas son producto del desequilibrio entre los procesos sedimentarios y los procesos erosivos en la costa. La principal fuente de sedimentos son los ríos. Cuando predominan los aportes de sedimentos por los ríos y corrientes litorales sobre los procesos erosivos del mar (oleaje) se forman las playas, las barreras arenosas y por lo tanto las lagunas costeras, los bajos y barras de la zona de mareas que son colonizadas por los manglares. Consecuentemente, la retención de los sedimentos por las presas pueden provocar que los procesos erosivos predominen sobre los sedimentarios y se inicie la erosion de las playas y barreras arenosas de las lagunas costeras como se ha observado en el área de estudio (Mapa 3). En base a los análisis fotográficos se estimo una erosión de aproximadamente 200 metros de playa inexistente previamente a la construcción de la presa de Aguamilpa. Este fenomeno sea observado en otras regiones geográficas como en el delta del río Nilo , el delta del río Missisipi y el río Colorado ( Boesch, 1982). A su vez la retención de agua por las presas provoca que las lagunas pierdan sus características hidrológicas cambiando a una bahía ó franja costera expuesta, por lo tanto perdiendo productividad, presentándo una mayor

intrusión salina y una mayor suceptibilidad al daño que puedan causar las olas de tormentas y huracanes.

Así mismo se pudo observar dos zonas de manglar muerto dentro del ecosistema de Boca Cegada, Nayarit. Una zona de manglar muerto de 10 ha (Tabla 2), denominada como Marisma/ manglar litoral (Mapa 2) cuya causa probable se debio al bloqueo de una vena por arena acarreada por el oleaje de tormenta a la parte posterior de la playa en proceso de erosión.

La segunda zona conformada por ambas venas (Los Olotes y La Diabla) drenan a una área de manglar tipo cuenca superior a las 200 hectáreas y tienen influencia de mareas principalmente por el Estero de Varadero donde se detecto una zona de manglar muerto de aproximadamente 12 ha (Cuenca La Diabla/Los Olotes, Mapa 2, Tabla 2). La causa de mortalidad de este bosque es desconocida, pero probablemente este relacionado con algun cambio en el patrón dé inundación por la vena de Los Olote y La Diabla. Es importante destacar que de no restablecer su patrón hidrológico original puede incrementarse la mortalidad.

La vena de "La Diabla" presento 14 ha de manglar muerto, que corresponde a un bosque tipo cuenca desconociendose la causa de su mortalidad (Cuenca de La Diabla. Mapa 2). Se presenta como hipótesis que debido al proceso natural de subsidencia (hundimiento) del suelo del manglar por compactación y a la falta de aportes de sedimentos por el represamiento del río Acaponeta, su nivel actual probablemente se encuentre por debajo de los niveles topográficos de distribución del manglar. En base al análisis dendrocronologico y estructura forestal, se determinó que es un bosque relativamente joven (10 años) y homogéneo.

Los manglares de la vena de La Diabla presentan las mismas características estructurales tanto para el año de 1995 (vivo) como de 1998 (muerto). Esto indica que no existe una perdida en la densidad y área basal, es decir que la mortalidad es reciente (< 4 años) debido a que aún no existe una remoción de madera muerta del bosque (Tabla 4 ,punto C y Tabla 5, punto H).

**5.1.4.2** Impacto de la acuacultura.

La destrucción de diversos humedales por la acuacultura ha acarreado problemas de calidad del agua en los cuerpos acuáticos adyacentes donde se ha visto un aumento en la turbidez, sedimentación y eutroficación. Un ejemplo es descrito por Primavera (1991) en Filipinas donde menciona que los beneficios producidos por el cultivo de *Penaeus monodon* son cuestionables en relación a los costos medio ambientales.

Se estima que el potencial acuícola para el estado de Sinaloa es de 40,000 ha (PND 1989-1994), desplazando la vegetación terrestre halófila original, como las praderas de *Salicornia sp.* y *Batis spp.* ("vidrillo").

Es importante mencionar que las interacciones entre la acuacultura y los ecosistemas

lagunares-estuarinos, marismas y manglares,en la región de Boca Cegada, Nayarit implican cambios en el paisaje, como la substitución directa de ciertos ecosistemas (principalmente marismas), así como el efecto indirecto a los ecosistemas adyacentes (lagunas costeras y manglares).

En el análisis de 1995 se identificó una zona de manglar deforestado de 42 ha en la vena La Culebra (Mapa 2) con el objeto de establecer una granja camaronera.

Para 1998 se efectuó el análisis de impacto ambiental en ecosistemas de manglar en la misma región para la zonas de manglar muerto en la vena Los Olotes, venas tributarias y una zona de manglar tipo cuenca a ambos lados de Los Olotes, donde se pudo observar un fuerte afectación por la granja camaronera establecida adyacente a las zonas antes mencionadas. Dicho efecto fué consecuencia del bloqueo total, durante 19 meses, de la influencia de la marea proveñiente del Estero Asadero, estimandose una pérdida de 58.6 ha de manglar (Area de influencia vena Los Olotes, Tabla 2, Mapa 2).

La superficie total de manglar afectado en las zonas adyacentes a las venas de Los Olotes y La Diabla se estima alrededor de 100.3 ha (Tabla 2).

La variación de los niveles de marea en una vena puede ser significativo como ocurrio en la vena de La Diabla, la cual fué temporalmente bloqueada en su parte intermedia dividiendo la vena en dos secciones (SE y NW).

La sección SE de la vena presentó variación menor del nivel de mareas (< 12 cm) a la sección NW. Esto lo atribuimos a que la zona NW de esta vena esta en contacto con el Estero de Varadero y por lo tanto bajo la influencia de mareas por Boca Cegada. La zona SE de la vena recibe poca influencia de mareas por el bloqueo temporal ocasionado con la construcción de un dren de descarga que interrumpen los flujos de agua provenientes del estero El Varadero. Esta zona recibe el aporte disminuido la marea desde San Blas por el Estero del Rey a varios kilómetros de distancia. Es de esperarse un incremento en la mortalidad por el bloqueo reciente lo que hace prioritario el restablecimiento de la comunicación.

La especie más afectada fué principalmente el manglar negro *A.germinans* principalmente de tipo borde, puesto que este bosque tiene relación hidráulica más directa con vena. El manglar tipo matorral que funcionalmente esta vinculado con la marisma no presento afectación notable. Es importante destacar que los escasos individuos de manglar blanco (*L.racemosa*) se encontraron vivos por ser una especies adaptada a aguas con escasa circulación (mayor tiempo de residencia) o poca variación de niveles de mareas.

**5.2** Productividad de hojarasca, degradación y crecimiento de área basal en el Estero de Urías, Sinaloa.

**5.2.1** Producción de hojarasca.

Los manglares forman parte de la vegetación de tipo perenne, presentando tasas variables de recambio foliar, lo que favorece una producción constante de materia orgánica en los bosques, esta producción queda disponible principalmente en forma de detritus y una pequeña porción es consumida por herbívoros ( Heald 1969, Odum *et al.*,1982).

La mayor productividad de los manglares es a través de la hojarasca (hojas, flores, frutos y ramas) que cae al suelo del bosque, con un aporte máximo durante la época de lluvias (Figs. 7 y 8). Dicho aporte varía a lo largo del año y dependera de los cambios ambientales o bien al grado de tensión natural o artificial a la cual este sujeto (Golley *et al.*,1962; Hernández y Muller 1971; Flores-Verdugo, 1985, Amarasinghe y Balaus, 1992; Dugan 1992; Day *et al.*, 1996).

El recambio total de las hojas en árboles de *A. germinans* es de 330+/-22días y para *R. mangle* de 165 días aproximadamente (Tovilla,1994). Lo que indica para esta última especie un recambio foliar total superior al 200% al año.

El aporte anual de hojas de manglar en el Estero de Urías, Sinaloa para el bosque de *A. germinans* es del 84.55 % de la hojarasca y para *R. mangle* del 61.7 %, lo que es característico de un bosque de manglar en estado juvenil. Este tipo de comportamiento es reportado por Snedaker y Lugo (1973) en regiones subtropicales, mencionando que el género de *Avicennia* tiene mayor aportación de materia orgánica a través de sus hojas. En cambio para los bosque climax de regiones templadas, el aporte por troncos y ramas llega a ser superior al 50% del total (Pool *et al.*, 1975).

La elevada productividad de hojarasca del bosque de manglar de *R. mangle* resulta particularmente notable (Fig. 7). El valor anual observado de hojarasca es elevado, estructuralmente pertenece al manglar tipo borde sin embargo su productividad corresponde a un manglar tipo ribereño cuya característica hidrológica es la de disponer de cantidades importantes de nutrientes terrigénicos (Tablas 17 y 19).

Comparativamente la productividad del bosque de *R. mangle* del sistema estuarino de Urías, Sinaloa, es similar a otros bosques de manglar del litoral Pacífico de México como El Verde Sinaloa (monoespecífico de *L. racemosa*), Agua Brava,Nayarit y Barra de Navidad, Jalisco (Flores-Verdugo,*et al.* 1992). Con respecto al Golfo de México la productividad de hojarasca de este bosques fué similar a La Mancha, Veracruz y L. Términos, Campeche (Flores-Verdugo,1992. Tablas 17 y 19).

El bosque de *A. germinans* posee una aporte de hojarasca y dinámica trófica tipica de los manglares tipo borde (Tablas 17 y 19), cuya productividad anual de hojarasca es

Tabla 19. Producción de hojarasca en ecosistemas de manglar

| Localidad | Defoliación de hojarasca g (p.s) $m^{-2}año^{-1}$ | Especie | Tipo | Lluvia (mm/ $año^{-1}$) |
|---|---|---|---|---|
| **COSTAS DEL PACIFICO** | | | | |
| Enfermeria* | 1631 | R | B | 250 |
| Balandras* | 948 | R | B | 250 |
| El Verde* | 1100 | L | R | 627 |
| Punta Raquel, Agua Brava* | 1015 | R,L | C | 1200 |
| Punta la Tigra, Agua Brava* | 1417 | R,L,A | B | 1200 |
| Barra de Navidad, Jalisco* | 1287 | R,L,A | R,C | 750 |
| Estero de Urías [a] | 1289 | R | B | 800 |
| Estero de Urías [a] | 651.7 | A | B | 800 |
| **GOLFO DE MEXICO** | | | | |
| Laguna La Mancha,* Veracruz | 1263 | R,A | R | 1250 |

* Flores-Verdugo, 1992
[h] Este Estudio

R, *Rhizophora mangle;* L,*Laguncularia racemosa;* A, *Avicennia germinans;* B, borde;R, ribereño, C, cuenca.

comparativamente el 50% del bosque de *R. mangle*.

Los mayores aportes de hojarasca en años tipicos (1996) ocurren en la época de lluvias (Julio a Octubre) y los menores durante el invierno (Figs. 7 y 8). Este patrón fué observado en forma similiar para ecosistemas de manglar de la región de Florida (Heald, 1969; Pool *et al.*, 1975). Estos autores atribuyen el mayor aporte de hojarasca, al aumento de la tasa fotosintética como consecuencia del aumento de la temperatura, irradiancia máxima, disponibilidad de agua dulce y nutrientes. Este patrón se ha observado también en manglares de otras regiones de México como Agua Brava, Nayarit (Flores-Verdugo y Briseño,1987). Sin embargo, esto no coincide con lo reportado por Flores-Verdugo en 1987, donde el mayor aporte se presento a finales de la época de sequía. Lugo y Snedaker (1975) mencionan que una alta tasa de defoliación sucede ocasionalmente en la época de sequía cuando esta es extremosa y de larga duración. Los patrones de defoliación pueden ser sensibles a la tensión salina en el sedimento, lo que aumenta el costo energético para mantener tejido fotosintetizante y por lo tanto para reducir la presion osmótica (por la elevada salinidad dentro de la planta) se logra mediante una defoliación intensa.

Las pruebas de significancia al 99% en el aporte de materia orgánica de ambos bosques nos confirman una variación estacional significativa de un año a otro. El mangle negro (*A.germinans*) es más suceptible en sus flores a esta variaciones climáticas y en *R.mangle* es particularmente significativo para frutos y en ciertas temporadas para hojas (Tabla 7).

Estas variaciones estacionales de 1996 a 1997 se atribuyen a varios factores posiblemente relacionados con el fénomeno del "Niño". Este fénomeno revierte los patrones climático normales, produciendo que una masa de agua cálida en la superficie del océano Pacífico se desplace cerca las costas de Centro y Sur de América y hasta las costas de California, reduciendo severamente la cantidad de lluvias en la costa Pacífica de Centroamérica. La severa reducción de lluvias limita la disponibilidad de agua dulce en los manglares, generando serios trastornos en los ciclos reproductivos, especialmente en especies del borde interno del manglar que depende de la lluvia y la escorrentía superficial para su sobrevivencia (Jimenez, 1994). En el caso del Estero de Urías se puede observar que la distribución estacional de las lluvias para 1997 fué particularmente anomalo en comparación a 1996 que representa un año tipico (Fig. 15) y su precipitación anual fué menor a la media anual (750.2 mm). Así mismo se puede observar anomalias en la temperatura y en la intensidad y dirección del viento, siendo un año más frio de lo normal en el invierno y más caluroso en el verano (Fig.15). Los vientos en años normales son vientos dominantes del noroeste en el invierno y del sur - sureste durante el verano. El 1997 fueron particularmente dominantes en intensidad y duración los vientos del noroeste (Comision Nacional del Agua, 1996), lo que provoco cambios

en el patrón de inundación de los manglares. Saenger (1997) menciona que la variación de más de 5° C en la temperatura durante el año afecta a los manglares en la regulación y excreción de las sales y en la respiración de las raíces, así como por los vientos que afectan su rendimiento fisiológico en su papel de regular la evapotranspiración de las hojas.

Manglares ubicados hacia tierra arriba firme son particularmente propensos a altas perdidas evaporativas y a la desecación del sustrato.

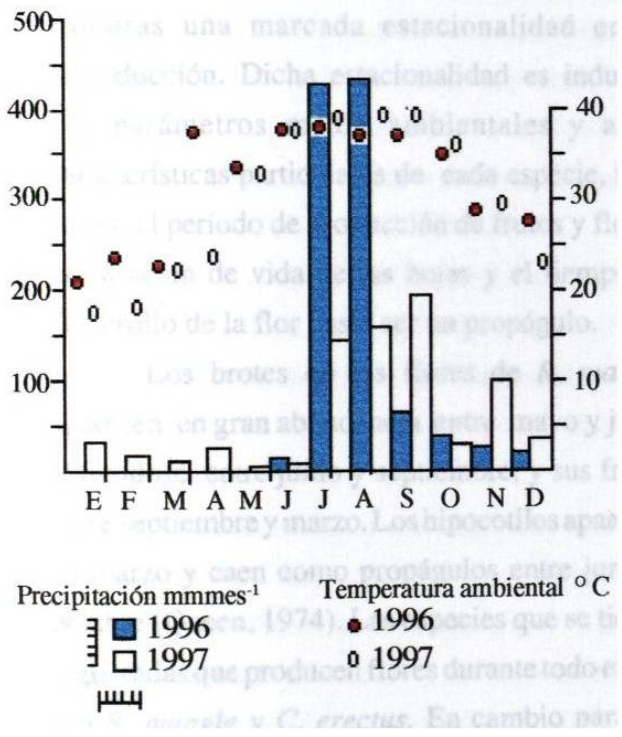



Fig. 15. Precipitación y temperatura ambiental de 1996 y 1997 en Mazatlán, Sinaloa (Comision Nacional del Agua, 1996-1997)

El Estero de Urías se vio afectada en el nivel del agua por efecto del viento del noroeste, que combinado con el efecto de Coriolis, provocan el abatimiento del nivel del agua que incluso llega a enmascarar el efecto de mareas. Consecuentemente, se incremento la distancia de los manglares al espejo de agua,siendo un factor de *tension para los manglares. Jimenez* (1994) menciona que existe gran variabilidad en el porcentaje de frutos que se estableceran en un sitio (del 8-55%), dependiendo de los niveles de inundación durante la época de frutificación y de la topográfia de cada sitio. El viento a su vez afecta a presion de vapor del suelo, hojas, y seres vivos provocando su deshidratación combinados con la irradiación solar y humedad del aire. Davis (1940) hace mencion que el factor de evaporación es fundamental en el desarrollo, crecimiento y establecimiento de los manglares. Jimenez (1994) hace referencia que la salinidad intesticial esta regulada por la evapotranspiración, el suministro de agua de mar y agua dulce ya sea por lluvia, descargas fluviales o por escorrentías superficiales.

Shaeffer-Novelli (1995) hace referencia que a cobertura vegetal, puede ser modificada por las características del sustrato debido a la mayor o menor contribución de materia orgánica, así como a precipitación, mareas, corrientes, oleaje, aporte de ríos, tormentas, vientos fuertes y cambios de dirección.

Producción de flores y frutos.

No sólo es importante la determinación de la productividad de los manglares, sino que también es prioritario el conocimiento del período de fructificación como requisito previo para la recolección de propágulos viables con fines de reforestación directa o trasplante en un vivero. Algunos autores reportan que los picos de producción de propágulos se realiza durante la época de verano en los meses de agosto a octubre en las especies de Norteamerica (Jimenez, 1994).

Los manglares inician su etapa de producción de frutos a partir del cuarto año (Noakes,1955). Estos vegetales presentan en etapas maduras una marcada estacionalidad en su reproducción. Dicha estacionalidad es inducida por parámetros medio ambientales y a las características particulares de cada especie, tales como: el período de producción de frutos y flores, la duración de vida de las hojas y el tiempo de desarrollo de la flor hasta ser un propágulo.

Los brotes de las flores de *R. mangle* aparecen en gran abundancia entre mayo y julio, abriendose entre junio y septiembre, y sus frutos entre septiembre y marzo. Los hipocotilos aparecen en marzo y caen como propágulos entre junio y octubre (Queen, 1974). Las especies que se tienen registradas que producen flores durante todo el año son *R. mangle* y *C. erectus*. En cambio para las especies *A.germinans* y *L. racemosa* sólo se presentan estacionalmente.

Este mismo comportamiento se observó para manglares de ambas especies en el Estero de Urías, Sinaloa.

Los hipocótilos de *R. mangle* en el Estero de Urías fueron en promedio de 12.5 gramos y una longitud promedio de 27.8 cm +/- 2.3. Siendo este peso menor y la longitud mayor a las registradas por Rabinowitz (1978). Este autor estima una variación de longitud entre 20 y 25 cm, con un peso aproximado de 15 g, haciendo referencia a que la talla de los hipocotilos tiene una correlación positiva con su viabilidad.

En el bosque de *R. mangle* del área de estudio los hipocotilos se presentaron durante la época de lluvias (julio a octubre) y una baja presencia en los meses de junio y enero (Fig. 7). La producción anual de los hipocotilos correspondió de 44,608 hipocotilos $ha^{-1}$ $año^{-1}$. Dicho valor es ligeramente superior a los reportados por Jimenez (1994) para *R. mangle* en Panamá, mencionando que la producción varia de 5,700 a 30,000 frutos $ha^{-1}año^{-1}$

Aunque se observa un comportamiento similar en la fenología reproductiva de un bosque de *R. mangle* de Panamá. La floración en Pánama es principalmente de enero a marzo extendiendose hasta noviembre(Jimenez,1994). Lewis (1982) reporta que los picos más altos en las especies de Norteamérica son de agosto a noviembre.

En el caso de las frutos de *A. germinans* del área de estudio estos se presentaron durante la época de lluvias (agosto a octubre) con una

producción anual de 2´ 754,146.3 semillas $ha^{-1}$ $año^{-1}$.

En particular para *R. mangle* la cantidad de hipocotilos producidos en el año en comparación con otras especies (*A. germinans y L. racemosa*) es más baja , puesto que su capacidad de dispersión es muy alto por presentar una gran reserva de material nutritivo que asegura su sobrevivencia. En el caso de mangle negro (*A. germinans)* y blanco (*L. racemosa*) la cantidad de semillas es alta y su capacidad de arraigarse a cualquier sitio es rápida (Jimenez, 1994). Es importante mencionar que estas especies se encuentra más limitadas por las mareas y el nivel de inundación para su distribución y arraigamiento (Christensen y Wium-Anderson, 1977). Esto va de acuerdo con lo observado en este trabajo, donde los niveles de distribución de las plántulas de *A. germinans* son menores a 5 cm en comparación con *R. mangle* que fué mayor a 35 cm (Fig. 5 y Tabla 6).

En Africa del Sur el principal periodo de fructificación para la especie de *Avicennia marina* Natal, es durante los meses de marzo a abril que corresponde a la temporada de Otoño (Lewis, 1982).

Algunos autores menciona que la temperatura es un factor importante para finalizar con la latencia de las yemas florales y a bajas temperaturas para plantas de zonas subtropicales en general no suelen producir flores. Esto fué observado para el bosque de *A. germinans* del Estero de Urías, Sinaloa (Fig. 8).

El 60% de los árboles mayores de 15 cm del diámetro (dap) producen flores durante la estación de sequía y un porcentaje elevado de las flores son abortadas durante bajas temperaturas (Jimenez, 1994). Para el bosque de *A. germinans* en el Estero de Urías se observo una menor producción de flores y semillas de 1997 y 1998 en comparación con 1996-1997. Así mismo se observo una disminución de un 64% en la producción de semillas de *A.germinans* de un año a otro (Fig.8). Para *R.mangle* la producción de semillas también se vio afectada con una disminución del 34%.

Este comportamiento como se ha mencionado con anterioridad esta relacionado con los cambios de temperatura, precipitación y vientos asociados a el efecto de " El Niño" (Figs. 7, 8 y 14).

Por lo cual podemos concluir que la regeneración natural del bosque se vera afectada por el fenomeno de "El Niño", así como la disponibilidad de semilla, hipocotilos y plántulas con fines de reforestación.

**5.2.2** Tasa de degradación de hojas de manglar.

La materia orgánica proveniente de las hojas de manglar en las lagunas costeras es de suma importancia debido a que através de los procesos biodegradativos,es una fuente importante para la producción heterotrófica (Mann,1982; Heald y Odum, 1970). Otro aspecto relevante que presenta la materia orgánica es la función reguladora que

tienen en diversos procesos biológicos que se efectúan en el ecosistema lagunar, como los taninos que estimulan la productividad primaria acuática y reducen la tasa de degradación del detritus (Prakash *et al.*, 1973; Valiela *et al.*, 1984; González-Farías y Mee, 1988).

La hojarasca una vez que cae al agua o al suelo del bosque, se inicia el proceso de descomposición por bacterias y hongos (detritus), aumentando su calidad alimenticia en comparación con el tejido vegetal vivo (Culden *et al.*, 1979; Newell,*et al.*,1984; Heald y Odum, 1970; Jimenez,1994).

Una parte significativa del detritus es removida constantemente por la acción de las corrientes de mareas o durante la época de lluvias. Este detritus es transportado hacia los estuarios y la zona marina adyacente. Flores Verdugo, *et al.* (1989) estima una exportación de detritus del Estero del Verde, Sinaloa al mar de 3.5 toneladas (peso seco) $ha^{-1}$ $año^{-1}$ (Flores-Verdugo,*et al.*,1994).

La degradación de las hojas de manglar en el Estero de Urías, Sinaloa,tiene un comportamiento exponencial negativo (Fig. 9). Esto lo atribuimos a que en las etapas inciales la degradación es muy rápida como consecuencia de la autólisis y la degradación de compuestos orgánicos sencillos. Posteriormente esta degradación se vuelve más lenta por la presencia de compuesto orgánicos más complejos y por lo tanto de más dificil degradación.

Las constantes de degradación para *R. mangle* tanto para la orilla (nivel del agua) como en el interior del bosque (nivel superior) fueron similares (Fig. 9). Esto indica que las condiciones ambientales son similares. Por lo contrario *A. germinans* presento el doble en la tasa de degradación en comparación con *R. mangle.*

Las diferencias en las degradaciones observadas entre los bosque de manglar en las dos especies (*R.mangle* y *A. germinans*) estriba principalmente en el bosque de *R. mangle* por las condiciones del sedimento aparentemente son más anóxicas, reflejado por valores de pH en el agua intersticial (Tabla 15, rango de 4.9 a 7.2) predominantes de suelos ácidos, con poco drenaje, mayor tiempo de residencia del agua y con una tendencia de acumulación de las arcillas como lo observado por Saenger,1997 en Australia, resultando tasas de degradación tan bajas. Es importante mencionar que en general los suelos de manglar son potencialmente ácidos, debido a la acumulación de pirita, la cual , a su vez, es resultado de la interacción entre material orgánica del detritus del manglar, iones sulfato provenientes del agua de mar, el hierro acarreado por el río y la presencia de condiciones anaérobicas (Jimenez,1994). En cambio para el bosque de *A. germinans* el valor alto en la tasa de degradación aparentemente se atribuye a que probablemente las hojas de *A. germinans* estan sujetas a una mayor fragmentación por el efecto mecanico de las mareas, mejores condiciones de oxígeno disuelto que favorecen la degradación, a un tiempo de residencia del agua menor y a una mayor actividad de la

macrofauna, aunque presenta pH ácidos en el agua intersticial (Tabla 15).

Al comparar las tasas de degradación del detritus del Estero de Urías, Sinaloa con las obtenidas en otros ecosistemas lagunares, se puede observar que para el bosque de *R.mangle* su tasa de degradación concuerdan con los observados en el Norte de Florida para los ambientes intermareales (Tabla 20. Gonzalez-Farías y Hernández-Garza, 1990).

Los valores de la tasa de degradación obtenidos para *R. mangle* son bajos comparados con otros ecosistemas del litoral Pacífico como Barra de Navidad , Jalisco y ambientes terrestres del estero El Verde (Sandoval y Zaragoza, 1986; Flores-Verdugo, 1986). Comparativamente los ambientes acuáticos y submareales del estero El Verde y Agua Brava su tasa de degradación es de 3 a 4 veces superiores a la degración de las especies de manglar del área de estudio. La degradación de las hojas de *A. germinans* son similares a los submareales del Norte de Florida e intermareal de Barra de Navidad, Nayarit (Tabla 20).

Tabla 20. Comparacion de la tasa de degradación en ecosistemas de manglar.

| Sistema y tipo | Tasa de dec. (k) mes $^{-1}$ | Salinidad ‰ | Remanente | sp. | Referencia |
|---|---|---|---|---|---|
| El Verde, Sinaloa. Boca Efímera | | | | | |
| Medio Amb. Acuático | 0.257 | 18 | 21.0% * | *L.r.* | (FloresVerdugo,1986) |
| Medio Amb. Terrestre | 0.052 | | 73.0 %* | *L.r.* | " |
| B. de Navidad, Jalisco | | | | | |
| Medio Amb. Acuático | 0.237 | | | *R.m.* | (Sandoval y Zaragoza, 1986) |
| Medio Amb. Terrestre | 0.127 | | | *R.m.* | (Sandoval y Zaragoza, 1986) |
| Medio Amb. Terrestre | 0.067 | | | *L.r.* | (Sandoval y Zaragoza, 1986) |
| Agua Brava, Nayarit | | | | | |
| Medio Amb. Acuático | 0.368 | | | *L.r.* | (González-Farías,1988) |
| Medio Amb. Acuático | 0.220 | | | *L.r.* | (González-Farías,1988) |
| North R., Fla | | | | | |
| Medio Amb. Acuático | 0.21 | | | *R.m.* | González-Farías |
| Medio Amb. Terrestre | 0.09 | | | *R.m.* | yHernández-Garza,1990 |
| Estero de Urías, Sinaloa. BocaPermanente. | | | | | |
| Medio Amb. Acuático | 0.09 | | 50.0 % | *R.m.* | (Este estudio) |
| Medio Amb. Terrestre | 0.09 | | 49.5% | *R.m.* | (Este estudio) |
| Medio Amb. Terrestre | 0.18 | | 24.0 % | *A.g.* | (Este estudio) |

* 270 días

** 180 días

Es importante destacar que aparentemente la tasa de degradación esta influeciada más por las condiciones medio ambientales que por la especie de manglar.

El origen de la variabilidad en la tasa de degradación de una laguna a otra , es atribuido a la gran variabilidad de los factores físicos, químicos y biológicos que influyen en la degradación del detritus e incluso se han reportado diferencias significativas entre las tasas de degradación del detritus en diferentes lugares de un mismo ecosistema (González-Farías y Hernández-Garza., 1990).

Algunos de los factores más importantes son: oxígeno disuelto, propiedades de las particulas del suelo y húmedad, actividad de los microorganismos, la influencia de la marea dentro del bosque, temperatura, salinidad, potencial redox, composición inicial del detritus, presencia de organismo masticadores (cangrejos detritivoros) y fraccionamientos por corrientes y olas ( Mann, 1982; Odum *et al.*,1982; Aksornkoa y Khemnark, 1984).

**5.2.3** Comparaciones de la tasa de crecimiento en área basal en fustes de adultos.

La determinación de la tasa de crecimiento en los manglares ha sido poco estudiada. La información existente se basa en el manejo de los manglares con fines de planificación y uso sustentable, a través de prácticas de aprovechamiento forestal.

Ulloa Delgado, *et al.* (1998) menciona que el conocimiento de la dinámica de crecimiento es de vital importancia para la definición de esquemas de manejo silvícola, conducentes a un uso sostenible de los bosques de manglar, buscando con esto la conservación del recurso.

Diversos autores han realizado la determinación del crecimiento de árboles de *Rhizophora apicula, L. racemosa, A.germinans* y *A. officinalis* tanto en el medio natural como transplantados de diferentes zonas geográficas como Tailandia, Bangladesh , Vietnam, Malasia, Puerto Rico y Colombia (Tabla 25).

Al comparar los crecimiento de estos autores con los del bosques de *R. mangle* y *A. germinans* del área de estudio podemos observar que las tasas de crecimiento en ambas especies son menores en tres ordenes de magnitud ($10^3$) al bosque de *Rhizophora spp.* reportado para Malasia (Tablas 8 y 25). Esto puede ser atribuido el clima semi-árido que predomina en nuestro sistema, en comparación a Malasia, Tailandia y Bangladesh donde se caracterizan por ser de clima lluvioso.

Con respecto a *R. mangle* de Puerto Rico podemos observar que su tasa de crecimiento es 62 veces menor que en el Estero de Urías, Sinaloa y con respecto a *A. germinans* es 31 veces menor. Esto probablemente esta relacionado con su tipo de sustrato (suelos calcáreo) y con aguas oligotróficas que caracteriza a los ecosistemas lagunares en Puerto Rico (Tabla 25). En cambio

Tabla. 25. Comparación de la tasa de crecimiento en área basal en fustes de adultos

| Autor | Especie | Sitio | Crec.diametral cm año$^{-1}$ | Crec.área basal cm$^2$ año$^{-1}$ | Crec.volumen cm 3 año$^{-1}$ ha$^{-1}$ |
|---|---|---|---|---|---|
| Ulloa Delgado, *et al.*, 1998 | *Rhizophora*<br>*Rhizophora* | Malasia<br>Malasia | | | 1.2 x 10 $^{10}$*<br>9.8 x $10^9$ |
| SAF, 1995 | *Rhizophora*<br>*L.racemosa* y *A.germinans* | Puerto Rico<br>Puerto Rico | 0.4<br>0.5 | 0.13<br>0.20 | |
| Guevara-Mancera, 1998 | *Rhizophora*<br>*Rhizophora* | Colombia<br>Colombia | 0.25-0.33*<br>0.30 | 0.05-0.08<br>0.07 | |
| Aksornkoae, 1997 | *R.apiculata* | Tailandia | | 0.15-0.29 | |
| Nguyen Hong, 1997 | *R.apiculata*<br>*A.officinalis*<br>*A.officinalis* | Vietnam<br>Bangladesh<br>Bangladesh | | 0.45 | <br>6.9 x $10^6$ (parte norte)<br>1.3-1.9 x $10^6$ (parte sureste) |
| Este Estudio<br>Este Estudio | *R.mangle*<br>*A.germinans* | México<br>México | | 8.1<br>6.2 | 1.4 x $10^7$<br>1.2 x $10^7$ |

* Para árboles de 15-35 (dap)
** Para árboles de 23.49 cm (dap)

para los ecosistemas lagunares mexicanos en general se caracterizan por tendencias meso-eutróficas en suelos arena-arcillosos (Tabla 14).

Con respecto a los bosques de *Rhizophora spp.* de las costas del Pacífico Colombiano podemos notar que su crecimiento es 101 a 162 veces menor en comparación con el Estero de Urías, Sinaloa. Guevara-Mancera, (1998) hace mencion que estas bajas tasas de crecimiento son probablemente resultado de la escasa intensidad luminosa que llega al suelo (Tabla 25).

En el caso de las plantaciones en Vietnam (Nguyen Hong, 1997) su crecimiento fué 18 veces menor al del Estero de Urías, Sinaloa y para Bangladesh (Nguyen Hong, 1997) es de 2.02 a 9.23 veces menor (Tabla 25).

Con esto podemos ratificar que en base a los resultados obtenidos por los diferentes autores, que las diferencias de crecimiento de los manglares en los diferentes países se basan principalmente en el clima, la etapa de desarrollo de los árboles, aportes fluviales , las condiciones de salinidad del agua, disponibilidad de nutrientes terrigénicos, influencia de mareas, gradiente topográfico y en la composición y características del sustrato para el buen desarrollo y crecimiento óptimo de los manglares. Jimenez (1994) hace referencia que el mejor desarrollo y crecimiento se registra bajo sustratos compuestos por fracciones finas (fracciones limo-arcillas), aunque en algunos casos las fracciones arenosas se hacen presentes, especialmente en el áreas frente a esteros cerca de barreras arenosas. Nguyen Hong (1997), obtuvo el mayor crecimiento en áreas donde el sedimento estaba compuesto por arena fina y arcilla, estando fuertemente afectado por las mareas altas-medias, concluyendo el autor como una zona apta para las plantaciones con *R. apiculata.*

**5.3** Consideraciones ambientales para la *reforestación con manglares.*

**5.3.1** Determinación de las áreas potenciales de reforestación en el ecosistema de Boca Cegada, Nayarit (1995).

En el estado de Nayarit existen ecosistemas de manglar que han sufrido daños por la construcción de carreteras cuyos bordos interrupen el paso de las mareas. Esto se puede observar en el entronque de San Blas, Nayarit-Bahía de Matanche *donde se vieron afectadas 200 ha de manglar.* Se recomendó restaurar la zona antes mencionada mediante el restablecimiento de la influencia de mareas con alcantarillas en la carretera donde se identifiquen las venas interrumpidas.

La operatividad de este tipo de programa requerirá de un diseño que permita el paso efectivo de agua hacia la zona de manglar perturbada, ademas de que se garantice el mantenimiento de las alcantarillas.

**5.3.1.1** Características de la unidades de reforestación en Boca Cegada, Nayarit.

En base la Fig. 6 se pudo determinar que la presencia de manglares y su grado de desarrollo estructural va a estar en función del nivel topográfico y la salinidad intersticial. Los manglares en esta zona se localizan en una plataforma natural 2 a 5 cm (12 a 17 cm) por arriba del nivel superior de la marisma (10 cm). A su vez la diferencia estructural del manglar tipo borde al tipo matorral se presenta cuando la salinidad intersticial cambia de 60 a 80 ‰. Asumiendo que la zona de reforestación sería dentro de la propia marisma, esto implicaria la construcción de plataformas dentro los niveles topográficos del manglar tipo borde y con canalizaciones que reduzcan la salinidad de la marisma (140‰) a salinidades tolerables para el manglar tipo borde (45 a 60 ‰).

Bajo esta hipotésis se diseño lo que denominamos Unidades de Reforestación (Fig. 10) que basicamente consisten en dragar un canal dentro de la marisma con comunicación directa o indirecta a la vena Los Olotes. Los sedimentos del dragado serian utilizados para construir las plataformas de reforestación. Cada Unidad de reforestación comprende dos plataformas con una superficie de 1.5 ha separados por un canal de penetración a la marisma. Cada plataforma tendría capacidad para instalar 40,311 plántulas.

Se determinaron las dimensiones de las Unidades de reforestación en función de los sedimentos necesarios para construir dos plataformas paralelas al canal de 30 m de ancho. Este ancho corresponde a la observada en los manglares tipo borde de la zona (Fig. 6).

Los parámetros ambientales en la vena de "Los Olotes" reflejan el efecto de la marea donde se puede observar los niveles de oxígeno disuelto más bajos (3 mg/l), una mayor concentración en clorofila "*a*" y elevada salinidad durante la marea

baja. El oxígeno sube hasta 4.78 con la entrada de agua de mar durante la marea alta, diluyendo los niveles de la clorofila y salinidad (Tabla 12). Por consiguiente una de las hipótesis para un programa de reforestación en marismas hipersalinas de niveles topográficos inferiores a los manglares, es que las obras de canalización funcionarían como sistemas de dilución de la salinidad intersticial, intrusión de agua con mayor concentración de oxígeno disuelto y remoción de tóxicos de suelos anaeróbicos facilitando el establecimiento natural (o por forestación) y crecimiento del manglar en las plataformas artificiales.

Así mismo se recomendaría este diseño en áreas de granjas camaronícolas donde los manglares, cumplirían con una segunda función importante actuando como un pantano semi-natural de tratamiento de agua y absorción de nutrientes provenientes de efluentes de granjas camaronícolas.

Es importante mencionar que los programas de reforestación requieren de aproximadamente 5 años para su evaluación.

A su vez refiriendonos al sistema de Boca Cegada, Nayarit, se recomienda obras de ingeniería que garanticen la permanencia intacta de las venas de Los Olotes y La Diabla con el propósito de mantener la comunicación de influencia de mareas por el estero del Varadero ( Mapa 2).

**5.3.2** Distribución topográfica de los manglares respecto al Nivel Medio del Mar en el Estero de Urías, Sinaloa.

En la Tabla 6 y Fig. 5 se pueden observar la distribución de plántulas, árboles adultos y matorrales de la diferentes especies de manglar. Es importante observar que en general los adultos tienen un rango de distribución mayor que las plántulas de su misma especie. *R. mangle* presento un intervalo de colonización topográfica mucho más amplio (71 cm) que *A. germinans* (> 7.5 cm) y entre plántulas *R. mangle* presento un intervalo de distribución (38 cm) mayor que las plántulas de *A.germinans* (3.5 cm).

Es importante destacar que los programas de reforestación de manglares con plántulas no deben basarse en la distribución topográfica de los adultos. El conocer la distribución topográfica de las plántulas aumenta la probabilidad de éxito en la reforestación, o que se aumente artificialmente a nivel topográfico con plataformas o con el uso de tubos de PVC (Riley, 1998).

*L. racemosa* se encuentra en una zona de transición entre *R. mangle* y *A. germinans*, como fué observado por Davis (1940). Sin embargo este autor menciona que *L. racemosa* aparentemente tolera casi todos los niveles de inundación, mientras que nosotros encontramos una distribución topográfica más limitada. Flores-Verdugo, *et al.*,. (1993) menciona que *L. racemosa* predomina en ecosistemas con menor influencia de mareas como lagunas costeras de boca efimera como El Verde,

Sinaloa o con comunicación restringida al mar Agua Brava, Nayarit,

En manglar tipo matorral de *A. germinans* se encuentra dentro de los niveles de distribución de los árboles adultos tipo borde. En este caso el factor limitante no es la topográfia, sino probablemente la salinidad intersticial (Tabla 6).

En bosques de *Avicennia marina* y *Aegiceras corniculatum* sus niveles de marea en relación al Nivel Medio del Mar Australiano (DMMA) son de 1.9 a 1.6 m, con un óptimo de 1.85 m. (Saenger,1997). Otros autores como Pulver (1976) refieren para *R. mangle* y *A. germinans* un rango de marea de 0.0-0.1 m y 0.3 a 0.7 m respectivamente. Para *A. germinans* y *L. racemosa,* Teas (1976) reporta 0.4 m.

Los niveles de distribución de *A. germinans* en el Estero de Urías, Sinaloa se encuentran por debajo de la distribución de *A. marina* de Australia. Pero ligeramente por arriba del nivel de distribución para *A. germinans* reportado por Teas (1976). Para *R. mangle* los niveles de distribución descritos por Goforth and Tomas (1980) y Pulver (1976) quedan dentro del intervalo de distribución de esta especie en el Estero de Urías, Sinaloa. El intervalo de distribución de *R. mangle* encontrado en el área de estudio (71 cm) es superior a los reportados por los otros autores (10 cm a 40 cm, Tabla 6) .

Davis (1940) para el género *Rhizophora* cita niveles de elevaciones de 0.3-0.7 m (40 cm de intervalo),en áreas con continuo inundación y pocos centímetros de columna de agua.

Autores como Teas (1976) menciona que la elevación topográfica con respecto al nivel de la marea es un factor significativo en el establecimiento del manglar; siendo el rango de elevación la media de las mareas más alta y la media de las mareas más bajas. Así mismo Cintron (1988 ) hace referencia al nivel, la frecuencia y exposición de inundación, como un factor importantes para la sobrevivencia de *Rhizophora mangle.*

Rabinowitz (1975) realizo experimentos sobre el nivel topográfico en 4 especies de manglar (*L. racemosa, Rhizophora sp., A. germinans, Pelliciera rizophorae*) , concluyendo que *L. racemosa* no se encuentra en lugares en los que vive *Rhizophora sp.* y *Pelliciera rizophorae.* En cambio *A. germinans* detecto que aparece en todas las zonas.

La elevación con respecto al nivel de la marea fué un factor significativo en la sobrevivencia y el crecimiento más adecuado de las plántulas de manglar.

**5.3.3** Plataformas artificiales y tasas de crecimiento.

En base a la determinación de la distribución topográfica de los manglares, se establecieron los niveles de las plataformas con repecto al nivel medio de las plántulas de cada especie y ajustadas al nivel medio del mar (Tabla 6,

Fig. 5). Debido que el intervalo de distribución de los árboles adultos es mayor que el de las plántulas, esto sugiere que despues de la colonización por plántulas de manglar al ir estas creciendo se extienden a otros niveles topográficos. De este modo las plataformas artificiales pueden incrementar la factibilidad de los procesos de reforestación, al incrementar artificialmente sus niveles de distribución a zonas topográficas diferentes como áreas de manglares adultos y en bajos de mareas.

La distancia entre plántulas se decidio considerando evitar la competencia entre ellas y permitir el desarollo de su raíz para el crecimiento óptimo de acuerdo a Cintrón ,1988.

Las curvas de crecimiento se pueden observar en la Figura 11 y 12. Aparentemente el crecimiento de hipocotilos y plántulas de la plataforma artificial para *R. mangle* presentaron diferencia significativa para el 95% (Tabla 13), resultando ser la tasa crecimiento de hipocotilos 1.17 veces mayor que el de plántulas (Tabla 21), a pesar de tener un periodo de latencia (cero crecimiento) de 31.3 días a una salinidad de 38 ‰ (Fig. 11). Sin embargo los hipocotilos presentaron una mortalidad/remoción elevada ( 100% en 9 meses contra 46.5% en las plántulas). Lieth y Masoom (1993) mencionan que el inico del crecimiento en los hipocotilos se observa entre 1.5 a 3 meses a una salinidad de 50‰ despues de ser transplantados. Aunque en las referencias recomiendan los hipocotilo para realizar la reforestación por ser más económicos y prácticos, nosotros creemos que las plántulas con su bolo de sedimento tienen más probabilidad de éxito que los hipocotilos.

Las plántulas control en el bosque de manglar efectivamente presentaron una tasa de crecimiento del 2.4 veces superior en comparación con la plataforma (Tabla 21). Sin embargo su mortalidad fué más elevada. Esto es de esperarse puesto que las plántulas en la plataforma tuvieron que pasar por un periodo de adaptación. Por otro lado la elevada tasa de crecimiento en el bosque natural se puede atribuir a la busqueda de luz por las plántulas, sin embargo la intensidad luminosa fué disminuyendo al aumentar el dosel de los árboles adultos (ver seccion 4.10)

Las tasas de crecimientos de los hipocotilos de las plataformas fueron 49.2 veces superior a los hipocotilos del medio natural (Tabla 21).

Con respecto a *A. germinans* en las plataformas se observo diferencia significativa con respecto a las plántulas control del bosque *A. germinans* (Tabla 21). La tasa de crecimiento de *A. germinans* en la plataforma fué 3.5 veces superior en comparación con las plántulas del bosque (Fig. 13).

Las plántulas en las plataformas tanto de *R. mangle* como *A. germinans* no presentaron diferencias significativa en sus tasas de crecimiento (Tabla 13). Esto indica que las condiciones ambientales en las plataformas afectan de la misma manera a ambas especies, aunque la mortalidad en

Tabla 21 . Comparación de crecimiento en diferentes áreas.

| AUTOR | CREC. cm dia$^{-1}$ | PERIODO (meses) | ESPECIE | MORTALIDAD % | CONDICION / SITIO |
|---|---|---|---|---|---|
| Lewis, 1980 | 0.088 | 20 | *R.mangle* | | Florida |
| | 0.18 | 8 | *R.mangle* | | Florida |
| Riley,1997 | 0.167 | 75 días | *R.mangle* | | PVC/Florida |
| | 0.13 | 75 días | *R.mangle* | | Florida |
| Bohorquez, y Prada, 1988 | 0.12 | 1 | *R.mangle* | | Colombia |
| Jimenez, 1994 | 0.06 | 1 | *R. racemosa* | | Costa Rica |
| Pulver,1976 | 0.06 | 11 | *R. mangle* | | Florida |
| | 0.04 | 11 | *R. mangle* | | Replantado y podado/Florida |
| | 0.09 | 11 | *L. racemosa* | | Florida |
| Este estudio | 0.10 | 12 | *R.mangle* | 61.5 | Plat. artificial/E. de Urias* |
| Este estudio | 0.118 | 9 | Hipocotilos | 100.0 | Plataforma artificial* |
| Este estudio | 0.09 | 12 | *A.germinans* | 52.0 | Plataforma artificial* |
| Este estudio | 0.24 | 8 | *R.mangle* | 100.0 | En el bosque* |
| Este estudio | 0.14 | 3 | Hipocotilos | 100.0 | En el bosque* |
| Este estudio | 0.02 | 12 | *A.germinans* | 15.0 | En el bosque* |
| Este estudio | 0.09 | 6 | *R. mangle* | 10.0 | Vivero experimental |
| Este estudio | 0.06 | 6 | *A.germinans* | 15.0 | Vivero experimental |
| Este estudio | 0.11 | 6 | *R. mangle* | 6.0 | Vivero experimental (atenuación del luz al 65%) |
| Este estudio | 0.10 | 6 | *A.germinans* | 73.3 | Vivero experimental (atenuación del luz al 65%) |

*A.germinans* fué mayor.

En el medio natural las plántulas de *A. germinans* presentaron una tasa de crecimiento menor en comparación con las plántulas del medio natural de *R. mangle*. En las plántulas de *A. germinans* probablemente el factor limitante en su crecimiento fué la intensidad luminosa (ver inciso 4.13).

La época del año que presento aparentemente mayor crecimiento y producción de hojas fué en el verano y época de lluvias ( julio a septiembre, Fig.11 y 12). Esto lo atribuimos a las altas temperaturas, condiciones estuarinas y por la disponibilidad de nutrientes terrigénicos que favorecen el óptimo desarrollo.

Otro factor que consideramos importante en la mortalidad y remoción de las plántulas esta relacionado con la intensidad de las mareas. La mayor mortalidad y remoción se presento durante los meses de agosto y septiembre cuando se tienen registradas las mareas más altas del año, lo que genera fuertes corrientes de mareas. La media de la marea más alta fué de 1.36 m MSL para agosto de 1996 , comparado con 0.96 m MSL de abril de 1996 (Tabla de mareas Geofísica, 1996).

Por otra parte, es relevante indicar que los hipocotilos que se reforestan naturalmente en el bosque o adyacentes a este, presentan un bajo porcentaje de implantación. Jimenez (1994) reporta un intervalo de sobrevivencia del 8 a 55%, además de que los pocos que alcanzan la etapa de plántulas mueren en un par de meses al cerrarse el domo de los árboles del bosque.

Consideramos que debido a la elevada mortalidad de plántulas e hipocotilos de ambientes naturales toleran cierto grado de extracción para efectos de reforestación sin afectar la población natural.

El crecimiento de *R. mangle* en plataforma fué ligeramente inferior al reportado por Riley (1998) en tubos de PVC y similar a su control en campo (Tabla 21), sin embargo el experimento de este autor comprendió sólo 75 días. *A. germinans* tuvo un crecimiento en plataformas ligeramente superior a los reportados en otras especies por Pulver (1976) y Jimenez (1994) y parecido a los Lewis y Haines (1980).

El crecimiento de *R.mangle* en el bosque en el estero de Urías, Sinaloa es elevado en comparación con otros sitios e incluso con respecto a otras especies. *A. germinans* tuvo un crecimiento notablemente menor (Tabla 21) comparado con otros sitios.

Es importante mencionar que despues del transplante las plántulas no tuvieron defoliación, por lo cual concluimos que las plántulas permanecieron desde un inicio en condiciones adecuadas y que el efecto de extracción y transplante fué nulo. Pulver (1976) menciona defoliaciones una vez transplantadas las plántulas, previa a la defoliación las hojas presentan amarillamiento en particular las hojas de la parte baja o distal de la plántula.

Así mismo es importante mencionar que para el éxito de esta técnica también esta en función de las características físicas y químicas del agua del estero y del sustrato utilizado para rellenar las plataformas. Macnae (1968) y Teas (1974) mencionan que los transplantes en suelos con concentraciones de 7 a 10 % de materia orgánica obtuvieron el óptimo de crecimiento.

*Las plataformas contenian un 11.3 % de* materia orgánica.

En cuanto a la textura del sedimento Saenger (1997) menciona que los sedimentos ricos en arena presenta mayor drenaje y por consiguente mejor crecimiento de las plántula.

En las plataformas la composición del sedimento fué predominantemente arena -limoso (Tabla 14).

Bohorquez (1987) realizando experimento sobre diferentes tipos de sustrato, concluyo que para el crecimiento óptimo de plántulas de *R. mangle* el sustrato más apropiado es el que esta compuesto por arena de mediana a fina.

**5.3.3.1** Intensidad luminosa en el bosque y plataformas artificiales.

Existen diferentes requerimientos de la luz y sombra entre los manglares. Ciertas especies presentan variaciones en sus requerimientos de una área a otra, así como entre plantas adultas, plantas jóvenes y plántulas de algunas especies. Dos tipos de manglares se han identificado: aquellos que toleran la sombra como plántulas y adultos, y aquellas especies que no toleran la sombra ni como plántulas ni como adultos. Otras especies no toleran la sombra como plántulas aunque si lo hacen como plantas adultas y viceversa (Saenger,1982).

En base a los resultados obtenidos *consideramos que la baja condición luz en el* bosques de *A. germinans* es un factor limitante para la sobrevivencia y crecimiento menor de las plántulas (0.025 cm $dia^{-1}$), comparado con las condiciones de intensidad luminosa en la plataforma artificial ( 0.09 cm $dia^{-1}$, Fig. 12, Tabla 21).

Riley (1997) menciona que no solo los factores edáficos (suelo-tierra) son escenciales para el buen desarrollo de las plántulas, sino que la fuente de luz es primordial para estimular el crecimiento por el fototropísmo que presentan las plántulas.

En las plataformas la intensidad luminosa varia 96, 500 a 137, 500 lux en diferentes épocas, en comparación a la parte interna del bosque de *A. germinans* que varió de 2, 950 a 19,760 lux. Como se puede observar la intensidad luminosa en la plataforma fué 10 veces mayor que en el bosque de *A. germinans*. Incluso dentro del bosque de *A. germinans* las zonas con plántulas resultaron 1.7 veces de mayor intensidad luminosa que las áreas de sombra sin plántulas.

El crecimiento de las plántulas *A. germinans*

en las plataforma fué 3.6 veces mayor a las plántulas del bosque (Tabla 21).

Este tipo de comportamiento para el género de *Avicennia* fué registrado en Australia donde las plántulas de *A. marina* se encuentran mejor adaptadas al crecer en condiciones expuestas, con poca capacidad de aclimatación a bajas intensidades de luz (Ball y Crichley,1982).

En el caso del bosque de *R. mangle* su mortalidad fué de un 100% en comparación con plántulas de la plataforma (62% en un año). Asumimos que esta elevada mortalidad fué la combinación de la atenuación de la luz al cerrarse el domo del bosque a los ocho meses y a las corrientes de marea de esa temporada.

*5.4 Características físicas y químicas del* sedimento y del agua superficial e intersticial en bosques de manglar, bajo de mareas y estero.

De acuerdo a Chapman (1977), los manglares dependen de siete factores fundamentales para su desarrollo: temperatura, corrientes, zonas protegidas, costas bajas, salinidad, mareas y sustrato. Adicionalmente Cintrón y Shaeffer-Novelli (1983) mencionan otros factores como los aportes de agua dulce y nutrientes terrigénicos.

*Temperatura ambiental*

La temperatura regula diversos procesos energéticos internos incluyendo la regulación y excresión de la sal, la respiración de las raíces, la fotosintéticos y respiratorios (Saenger, 1997).

La temperatura es un parámetro determinante en la distribución geográfica de los manglares. Diversas especies de manglar en particular del género *Avicennia,* toleran bajas temperaturas inferiores a 19° C por periodos cortos (MacNae, 1968 y Tovilla, 1994). Se ha reportado que el limite letal para *Avicennia* llega a ser de -9.4 ° C (Saenger, 1997). Al parecer en orden descendiente de tolerancia a las bajas temperaturas estan *Avicennia sp., Laguncularia sp.* y con menor tolera *Rhizophora sp.* (Savage, 1972). Normalmente las especies de manglar no soportan fluctuaciones mayores a 10°C observandose daños en la raíz y en el área foliar (Waizel,1972). Por otro lado Saenger (1997) menciona que la variación de más de 5° C en la temperatura durante el año afecta a los manglares en la regulación y excreción de las sales y en la respiración de las raíces.

En caso contrario,el género que soporta temperaturas mayores de 40 ° C es *Rhizophora* como se observó en Puerto Rico ( Kolohmainen *et al.*,1973).

Moore *et al.* (1972), Lugo y Snedaker (1974); Chapman (1976); Clough *et al.* (1982), mencionan que las temperaturas óptimas para el adecuado desarrollo de los procesos fotosintéticos de los manglares se registran alrededor de los 35 ° C.

La temperatura ambiental en el Estero de Urías oscilo entre un intervalo de promedio mensual de 20 a 30 ° C en años normales, estando ligeramente por debajo de las temperaturas óptimas

para el desarrollo adecuado para los manglares (Fig. 15).

*Temperatura del agua*

La temperatura del agua del área de estudio vario de 23 a 31 ° C durante un ciclo anual (Tabla 15). Por lo cual en esta region la mayor parte del tiempo la temperatura del agua no presenta un factor restrictivo para desarrollo y crecimiento de los manglares. Por otro lado en el Estero de Urías descargan aguas sobrecalentadas de la termoeléctrica con temperaturas superiores a los 45 ° C y aparentemente no tienen efecto en su productividad y desarrollo.

*Salinidad*

Existe una amplia tolerancia por parte de los manglares a diferentes condiciones ambientales, traduciendose en una gran variedad de respuestas funcionales y estructurales (Jimenez,1994). La salinidad del agua e intersticial estan consideradas como una de las características del agua que pueden afectar la zonación,estructura e incluso sobrevivencia de bosques de manglar.

En el Estero de Urías, Sinaloa, la salinidad del agua intersticial en los bosques de manglar de *R. mangle* y el bajo de mareas con las plataformas experimentales tuvieron una variación de 20 a 38‰, presentandose las salinidades más altas en el bosque de *A.germinans* (45 ‰) que es una especie conocida por su mayor tolerancia a la hipersalinidad. La bajas salinidades evidentemente estan asociadas a la época de lluvias.

En el agua del Estero las salinidades variaron de 20 a 45 ‰ (Tabla 15). Las altas salinidades ocurrieron en la época de sequía y durante las mareas bajas. Este comportamiento lo atribuimos a que durante las mareas altas se inundan las marismas y las zonas de matorrales de manglar con suelos hipersalinos, cuya salinidad excedente es removida durante las mareas bajas.

Jimenez (1994) y Dagar *et al.* (1993), mencionan que el suelo de los manglares sufren fuertes variaciones en las concentraciones de sales las cuales estan reguladas por la evapotranspiración, el suministro de agua de mar y agua dulce. Estos ultimos provenientes de las lluvia, descargas fluviales o escorrentías terrestres. Otros factores que consideramos importantes para la concentración de sales en el suelo de manglar son: el tiempo de residencia del agua en las llanuras de inundación, su profundidad, la cercania del manto fréatico a la superficie y la acción de macroorganismos que construyen galerias.

La salinidad intersticial del bosque de *A. germinans* del área de estudio fué similar a la salinidad del estero adyacente. Nosotros consideramos que lo anterior esta estrechamente relacionado con la presencia de galerias construidas por cangrejos: *Cardisoma crassum*, *Ucides occidentalis*,, *Sesarma sulcatum* , *Uca sp*, Los cangrejos permiten un buen drenaje evitando el estancamiento de aguas salinas y por lo tanto

condiciones de hipersalinidad. Macintosh (1988) menciona que los cangrejos de la familia Ocypodidae construyen y ocupan madrigueras las cuales continuan ampliando de manera progresiva en profundidad conforme el organismo crece.

En el bosque de *A. germinans* es notorio el cambio en la estructura forestal de 7 m a 1.5 m de altura, correspondiente a cambio de salinidad intersticial de 42 a 60 ‰ (Fig. 5). Es relevante mencionar que los manglares mejor desarrollados presentaron altas densidades de galerias de cangrejos, a diferencia de los manglares de tipo matorral en los que practicamente no se presentaron estas estructuras. No se encontro diferencia topográfica entre los manglares mejor desarrollados con respecto al matorral (Fig. 5).

Consecuentemente es importante la conservación de los cangrejos de zonas de manglar. Si por algún motivo son removidos, se incrementaria la salinidad del suelo y afectaría la estructura forestal del manglar (Flores-Verdugo y Agraz-Hernández, *en prensa*).

*pH del agua intersticial*

Los niveles de pH en los bosques de manglar del área de estudio se mantuvieron dentro de un intervalo ligeramente ácido a neutro, el agua del bajo con las plataformas artificiales se mantuvo dentro de un intervalo ligeramente básico (Tabla 14).

Los valores de pH que oscilaron de 4.9 a 7.2 son característicos de suelos ácidos de manglar con poco drenaje y con una tendencia de acumulación de las arcillas, aunque en suelos gruesos (con arena) llegan a presentarse suelos ácidos cuando son frecuentemente inundados (Saenger,1997).

Guevara-Mancera, *et al.* (1998) registra pH similares en Colombia a los encontrados en nuestro sistema, entre 6.6 y 7.93, considerando estos valores entre ligeramente ácidos y básicos, con condiciones reductoras, observandose una disminución en el valor de pH de marea alta a marea baja. Queen (1974) determino variaciones de pH 5.0 a 9.0, haciendo mencion que su variación es estacional, dependiendo de la precipitación, la marea y la tasa de evaporación.

En condiciones de marea alta el pH aumenta por la alta concentración de oxígeno disuelto y las aguas se acercan a caraterísticas de pH neutro. Durante la marea baja las aguas predominan las condiciones ácidas asociadas a la respiración anaerobica del detritus por bacteria y hongos de la parte interna del sedimento.

*Características del sedimento.*

Chapman (1939, 1940, 1944) menciona que los suelos areno-limosos son característica de los manglares. Los suelos óptimos para el buen desarrollo de los manglares estan compuestos por fracciones finas (fracciones limo-arcillas), aunque en algunos casos las fracciones arenosas se hacen presentes, especialmente en áreas frente a esteros

cercanos a las barreras arenosas (Jimenez, 1994).

Las características del sedimento en las zonas de manglar del área de estudio, las fracciones dominantes fueron areno-limoso con pequeñas fracciones de arcilla (Tabla 14).

En el Estero de Juan del Gozo (Jiquilisco), los suelos son similares a los del área de estudio (Estero de Urías, Sinaloa) con una importante fracción arenosas y turbas orgánicas. (Jimenez,1994).

En el manglar de Térraba-Sierpe, los suelos poseen generalmente un pH ligeramente ácido (6.3), con textura arenosa o arena -limosa. Los suelos con dominancia de fracciones arcillosas muestran también mayores concentraciones de fósforo y potasio (Chong,1988).

Queen (1974) reporta que la distribución del tamaño de grano en la superficie del sedimento en pantanos de manglar de *A. marina* y *A. alba* en Australia (arenas gruesas 75% y 4%; arenas finas 3.8% y 38.4%; sedimentos 1.7% y 31.3 % y arcillas 4.8 % y 4.1 % respectivamente) son similares a los obtenidos en nuestra área de estudio.

Los suelos arenosos, compuestos por anfibolas, piroxenos, magnétitas y vidrio volcánico, se localizan en la barreras y cerca de las bocas donde el oleaje es todavía considerable (Weyl,1954). Los limos se encuentran en áreas cubiertas de manglar y en sus alrededores (Jimenez,1994).

*Materia orgánica*

Los bosques de manglar se caracterizan por presentar alta concentracion de materia orgánica, la cual es atribuida al aporte de hojarasca que proveen los manglares, por consiguiente refleja un contínuo y alto grado de degradación de las hojas por parte de microorganismos y su contenido variará considerablemente de un sitio a otro. Estos suelos son potencialmente ácidos, debido a la acumulación de pirita, siendo a su vez,el resultado de la interacción entre material orgánico del detritus de manglar, iones sulfato provenientes del agua de mar, el hierro acarreado por el río y la presencia de condiciones anaérobicas (Jimenez, 1994).

Tomlison (1986) menciona que los suelos lodosos producen olores fuertes de sulfuro de hidrógeno, indicando propiedades anaeróbicas del agua intersticial del suelo. En el manglar de Barra de Santiago, en El Salvador, la mayor cantidad de materia orgánica (38.4%) fué observada en sitios alejados de los canales, donde la acción de lavado por corrientes es menor (Molina,1988).

Teas (1974) menciona que para los bosques de *A. germinans* en sitios con plántulas el sedimento esta compuesto principalmente por arenas con aproximadamente un 7% de materia orgánica y en bosques de un 25% ó más. Por lo tanto, podemos observar que los datos promedio anuales encontrados para el Estero de Urías en los bosques de *R. mangle* (26.5%) y *A. germinans* ( 20.5%),

son tipicos de estos bosques de manglar (Tabla 14).

En el caso del bajo de mareas donde se establecieron las plataformas artificiales el porcentaje de materia orgánica fué de 10.8% en promedio anual. Sin embargo presento la mayor variabilidad temporal en sus concentraciones (Tabla 14). Esto lo atribuimos a temporadas de acumulación de detritus proveniente de los manglares adyacentes y a temporadas de remoción por corrientes de mareas. Podemos observar que la cantidad de materia orgánica presente fué un factor primordial para el buen desarrollo y crecimiento de las plantas y esta de acuerdo a lo mencionado por Teas (1981). El mismo autor hacer referencia que en el medio natural las plántulas crecen bajo condiciones de materia orgánica dentro de un intervalo de 5 a 15 % en comparación de los bosque de manglar maduro que presentan concentraciones hasta de un 65% (MacNae, 1968).

**5.5** Impacto de macroalgas en los procesos de colonización de manglar en un ecosistema eutroficado (Estero de Urías, Sinaloa).

En ecosistemas lagunares estuarinos son frecuentes los afloramientos por macroalgas. La intensidad de estos afloramientos va a depender del grado de eutroficación natural o antropogénica.

La productividad de los ecosistemas lagunares estuarinos y manglares esta relacionada con la entrada de nutrientes que provienen de los ríos, escurrimientos terrestres y el reciclamiento de los nutrientes entre la columna del agua y el sedimento durante los procesos de mineralización microbiana (Flores-Verdugo,1990).

Sin embargo el incremento en la actividad humana (urbana, agrícola, industrial, etc.) durante periodos prolongados, provocan un incremento en la composición del nitrogéno y fosforo, así como en los problemas en la calidad del agua de los ecosistemas marinos (De la Lanza y Flores-Verdugo, 1998; Vollenweider,1992).

El constante aporte de concentraciones elevadas de nutrientes a los sistema lagunares-estuarinos tienen como resultado un incremento en la biomasa los productores primarios y una disminución en la diversidad. En el caso del fitoplancton se puede observar un aumento de la abundancia de diatomeas, nanoplancton y dinoflagelados, alcanzando deficiencias en el oxígeno así como la acumulación de limos. A su vez se observa un aumento en la biomasa de las macroalgas. Como indicadoras de este evento las especies de macroalgas *Ulva lactuca* y *Enteromorpha sp.* proliferan abundantemente y reflejan un aspecto negativo en áreas de recreación además de emitir malos olores (Dederen,1992).

La aparición de los afloramientos de macroalgas y el cambio en su composición y biomasa, esta relacionada con diversas causas, como el enriquecimiento por nutrientes (Lowthion *et al.*,1985; Bach y Josselyn,1978,1979;1978; Sawyer,1965; Tewari y Joshi,1988),cambios en intensidad de la luz (Cambridge *et al.*, 1986;

Silberstein *et al.*,1986); pastoreo (Warwichk et al.,1982) y diferencias interanuales en el flujo de río (Josselyn y West,1985).

En Australia se tiene registrado durante la época de estiaje, afloramientos de algas marinas como *Sargassum sp.*, *Syzigium sp.* y algunas otras especies de Rhodophytas que son arrastradas hacia la costa (Saenger,1997). Las plantaciones de manglar en Can Gio en particular y a lo largo de la costa de Vietnam, han sufrido una alta mortalidad o un crecimiento retardado debido a estas algas (Cabahug. *et al.,* 1986). Estos vegetales asfixian a las plántulas/hipocotilos, o se adhieren formando un peso adicional dando como resultado la inclinación o el rompimiento de éstos. Utawale (1997) considera el crecimiento excesivo de las macroalgas como una plaga para las plántulas e hipocótilos resforestados. Los géneros problemáticos durante su restauración con manglares a lo largo de la costa Oeste Central de la India fueron: *Enteromorpha* , *Monostroma* y *Ulva*. Schaeffer-Novelli (1995) menciona que los géneros registrados de macroalgas asociadas a los manglares son *Caulerpa*, *Enteromorpha, Cladophoropsis* , *Catenella, Caloglossa* y *Bostrychia.*

Dichos efectos se observaron en el Estero de Urías, Sinaloa, donde el afloramiento de macroalgas afecta la colonización natural de hipocótilos/semillas y la permanencia de plántulas de manglar (Tabla 9), presentándose los mismos géneros de la costa Oeste Central de la India (Tabla 11 y Fig. 14).

En el Estero de Urías, Sinaloa, existen una serie de asentamientos humanos irregulares cuyos drenajes descargan al sistema lagunar vía Estero del Infiernillo (Mapa 1). Por otro lado, la industria pesquera, como fabricas de harina de pescado, empacadoras de atún, sardina y camarón, así como los desechos de la flota camaronera y el rastro son otros aportadores importantes de nutrientes al sistema lagunar. Aunado a esto, recientemente el establecimiento de granjas camaronícolas, aunque aparentemente de poco impacto por abarcar proporcionalmente pocas hectáreas en las riberas del estero, su aporte directo a las venas adyacentes puede resultar significativo como fuente de eutroficación.

El aporte de nutrientes de una granja camaronícola del área (45 ha) en 1990, aportaba en términos de P y N, el equivalente a las descargas domésticas de una población de 242 a 1,070 habitantes respectivamente (modificado de los datos de Páez-Osuna, *et al.* 1997). Para 1997 la superficie de las granjas en el área es superior a las 90 ha (Tabla 1). El continuo desarrollo de esta actividad en su modalidad semi-intensiva puede afectar al medio ambiente por el continuo aporte de nutrientes, reflejándose en la calidad del agua.

Además de las fuentes de eutroficación antes mencionadas, existen otros aportes de nutrientes como las aguas tratadas del Puerto de Mazatlán al ser descargadas al mar (frecuentemente sin tratamiento alguno) cerca de la desembocadura

del Estero de Urías, Sinaloa, parte de dichas descargas pueden entrar al Estero durante las pleamares, en particular durante el invierno, cuando los vientos dominantes de NW encausan la corriente litoral hacia la entrada del Puerto (Comision Nacional del Agua, 1996).

En la Tabla 9 se puede observar que el efecto de la remoción/mortalidad de hipocótilos de *R. mangle* es de aproximadamente el 60% al mes de su transplante asociado a un acumulo de detritus principalmente con macroalgas, del 82% al segundo mes, manteniendose a través de dos meses sin remoción y una remoción del 100% al siguiente mes ( en total 100% en cinco meses) donde se acumulo una cantidad considerable de *Ulva lactuca* (Tablas 9 y 10). Comparativamente en la zona con una barrera de protección, la remoción fué solamente del 27% durante cinco meses. Con esto se demuestra el impacto del detritus de macroalgas (macroalgas más hojas) acarreado por las corrientes de marea en el proceso de colonización de los manglares.

Así como la importancia del uso de barreras de protección para el éxito de los proyectos de reforestación en zonas eutroficadas durante el periodo de desarrollo del sistema de raíz de los hipocótilos (Fig. 11) ó periodos de afloramientos de macroalgas (Tabla 11 y Fig. 15).

Es interesante destacar que la época de mayor producción de hipocótilos (Fig. 7) coincide con la ausencia de afloramientos de macroalgas (Fig. 14). Para proyectos de reforestación es importante esta consideración, sin embargo la mayor remoción de los hipocotilos en este estudio se registro en el invierno (diciembre de 1996) por *Ulva lactuca* combinado con hojas de manglar (Tablas 9 y 10). En sistemas lagunares eutroficados la presencia de esta especie puede ocasionar deficiencias en los procesos de colonización de manglares aún en periodos sin afloramientos.

La época donde se registro el mayor acumulo de detritus por macroalgas fué en la primavera (marzo y abril 1997, Tabla 9), correspondiendo a la época donde se encontraron las mayores biomasas de macroalgas (Fig. 14, Tabla 11).

Es importante destacar que el efecto abrasivo de macroalgas se reduce en hipocótilos que han desarrollado su sistema de raíces, como se pudo observar en marzo de 1997, donde a pesar de detectarse un acumulo de macroalgas muy elevado no se detecto remoción (Tabla 9).

El detritus de macroalga acumulado de manera predominante en la barrera protectora fué de *Ulva lactuca* (Tabla 21), aunque las especies de macroalgas dominantes en biomasa en el bajo de mareas fueron *Enteromorpha sp.* y *Chaetomorpha sp.*(Tabla 11). Esto se puede interpretar de varias maneras:

1. El detritus de *Ulva lactuca* proviene de zonas retiradas del bajo de mareas.

2. Su disco de fijación es menos resistente a las corrientes de mareas que el resto de las macroalgas.

3. Existe una selectividad en la retención de *Ulva lactuca* por la barrera protectora y posiblemente por los hipocótilos.

4. El efecto abrasivo de *Ulva lactuca* se vuelve sinergético al combinarse con hojas de manglar.

Balderas, *et al* (1990) menciona que en la Bahía de Mazatlán la menor riqueza de especies de macroalgas y el aumento de biomasa de ciertas especies se localizan en el área de la boca del Estero de Urías en comparación con zonas adyacentes y lo atribuyen a la cercanía de la planta de tratamiento de aguas negras y el emisor submarino. Otro parámetro que indico este tipo de alteraciones antropogénicas es la dominancia de dos clorofitas de los géneros *Ulva sp.* y *Enteromorpha sp.*, consideradas como indicadores de contaminación por concentraciones elevadas de amonio y nitrato en el agua (Cottom, 1910; Litt, en:Cottom, 1990; Balderas, *et al.* 1990; Lavery 1991).

La proliferación masiva de las macroalgas (*Ulva sp.* y *Enteromorpha sp.*) durante la primavera y el verano es un fenómeno que esta reportado a lo largo de todo el mundo y puede estar básicamente relacionado a procesos puramente ecológicos o de aportes terrigénicos (Letts y Richards (1911) ; Sawyer (1965), y Soulsby *et al.* (1985).

Un ejemplo claro es descrito por Sfriso *et al.* (1989) en el sistema lagunar de Venecia del Mediterráneo, el cual estimó una biomasa de *Ulva* por arriba de 550,000 tons en junio de 1987. En específico para la especie *Ulva lactuca* Dederen (1992) reporta 200,000 tons durante la primavera cada año, para Bretaña, Francia ( Bahía de Lannion y la Bahía de St. Brieuc).

Lavery (1991) menciona que el nitrogeno y el fosforo en abundancia controlan el crecimiento de *Ulva rigida*.

En el caso particular de *Ulva lactuca* Dederen (1992) menciona que aparentemente el crecimiento óptimo se realiza en concentraciones de $PO_4$-P y $NO_3$-N de 0.6 $gm^{-3}$. Además observo que concentraciones mayores de nitratos disminuye su producción , pero en cambio para concentraciones de fofatos mayores no se observa disminución en su crecimiento. Dicho autor menciona que el género *Enteromorpha* es un indicador de aporte constante y en aumento de fosfatos y nitratos.

Dicho comportamiento pudo ser observado a través del análisis de macroalgas para el Estero de Urías, Sinaloa, dominando los géneros que anteriormente se mencionaron, así como la característica de una baja riqueza en el resto de las macroalgas (Tabla 11). Esto lo atribuimos a los nutrientes provenientes de las descargas domésticas e industriales principalmente del Estero del Infiernillo y la zona portuaria industrial (Mapa 1).

Así mismo en el área de estudio se localizo durante el ciclo anual *Ulva lobata,* con una abundancia máxima durante el mes febrero de

1998 (Tabla 11).Esta especie se encuentra distribuida tanto en aguas salinas como dulces, particularmente abundante en aguas contaminadas por materia orgánica o residuales (Champan, 1977).

El género que se presento a principios de la época de invierno (mes de octubre) en el estero fué *Cladophora sp.*, considerada por Hillman *et. al* (1991) como un indicador de aporte constante de altas concentraciones de fosforo y nitrogeno. Dicho autor menciona que estas altas concentraciones alteran el balance ecológico y promueven su crecimiento.

Los géneros *Cladophora* y *Ulva* se caracterízan por seguir un ritmo circadiano respondiendo a la baja intensidad de luz, causados por aportes terrigénicos entre otros factores (Masini *et al.* 1990 y Darley, 1987, Fig. 15).

En nuestro país el desarrollo de la acuacultura es moderado, pero contínuo. En particular para el Estero de Urías el conjunto de los efluentes agrícolas y municipales se ha incrementando en los últimos 20 años, impactando el medio ambiente en forma negativa.

La marcada influencia de las mareas en el Estero de Urías presenta condiciones hidrodinámicas eficientes para la remoción de agua por mareas. Este comportamiento hidráulico permite una alta capacidad de limpieza del sistema, sin embargo es evidente que se está sobrepasando su capacidad de carga lo que se manifiesta con concentraciones relativamente elevadas de diversos metales pesados en sedimentos (Soto-Jimenez, 1998), presencia de grasas y aceites en el agua, suelos anóxicos y ocasionales concentraciones bajas de oxígeno disuelto.

Para la restauración de la calidad del agua del agua del Estero de Urías se recomienda localizar las fuentes puntuales de contaminación, establecer diferentes medidas de mitigación al instrumentar controles de contaminación y, simultáneamente, disminuir los efectos de las actividades productivas sobre el patrón hidráulico. Dichos critérios ecológicos permiten la ejecución de actividades productivas con un mínimo de conflictos ambientales.

### *5.6* Vivero experimental con sistema circulación cerrado y periodos de inundación simulados para manglares.

El establecimiento de los viveros se justifica cuando la regeneración por plantación directa es dificíl de lograr, o bien cuando es necesario producir plántulas de un cierto grado de desarrollo, así como una fuente importante de plántulas para los programas de reforestación.

Sin embargo los costo de las plántulas provenientes del vivero son más altos y presenta mayor dificultad para la plantación en comparación con los propágulos, lo que podría contrarrestar esta ventaja en ciertas situaciones (Saenger, 1997).

El cultivo de manglares del vivero experimental presento la modalidad de un filtro biológico permitiendole un buen drenaje por extracción de

agua por percolación. Es decir el agua es bombeada por los tubos de PVC forzando la filtración de agua a través de las diferentes capas del filtro biológico (Fig. 3), es importante mencionar que este tipo de vivero es el primero con un sistema de percolación y de recirculación de agua. Dicho vivero permanecio bajo condiciones de luz solar directa, con agua salobre de 15‰ con la finalidad de evitar infecciones de hongos y herbivoría en las plántulas e hipocotilos. La salinidad se selecciono por ser la más adecuada para el desarrollo y crecimiento óptimo de los manglares (Cintrón, G. y Schaeffer-Novelli, Y.,1983).

Sin embargo las plántulas previas a reforestación deberan ser aclimatadas durante un periodo razonable a la salinidad del sitio por reforestar.

Existen diversos autores que han realizado viveros en otras parte del mundo y con otras especies.

Saenger (1997) ha trabajado bajo condiciones de vivero con *Avicennia marina* mencionando que las tasa de crecimiento y de la supervivencia son significativamente más altas utilizando un 25% de agua marina que con agua dulce solamente (salinidad final 8.7‰). El mismo autor adicionó fertilizante para disminuir el tiempo de estresamiento por transplante y como mantenimiento de las plántulas, así como la aspersión diaria con agua dulce durante la noche.

En este estudio los trasplantes se realizaron con plántulas e hipocotilos de *A. germinans* y *R. mangle* durante el verano, por ser la estación más favorable para el crecimiento y con la finalidad de asegurar una sobrevivencia más alta. Se seleccionaron plántulas jóvenes, puesto que presentan un eficiente sistema para atrapar los nutrientes (Teas,1981). Lewis III(1982) recomienda que los transplantes se deberan realizar durante la época de mayor producción de semillas del año (verano en zonas subtropicales), pues asume que las condiciones son las más adecuadas , por lo cual se producirán plántulas más saludables.

En nuestro vivero se establecieron plántulas a una distancia de 0.30 m por el tamaño del bolo.

La evaluación por efecto del traumatismo confirma que la técnica de extracción con bolo fué adecuada al obtenerse una sobreviviencia de un 99% y ausencia de defoliación para ambas especies de manglar (*R.mangle* y *A. germinans*).

La sobrevivencia fué superior a los obtenidos por Lewis (1982) en *R. mangle* y *A. germinans*.

En comparación Pulver (1976) obtuvo una defoliación a los 36 días de haber realizado el transplante de *Rhizophora sp.* y *Laguncularia sp.* y a los 84 días para *Avicennia sp.*

Bohorquez y Prado (1987) hacen referencia que plántulas de tallas de 25 a 70 cm de altura plantados a una distancia de 0.9 m y regados quincenalmente con agua dulce, defoliaron en los primeros meses.

Es importante destacar que en los 36 días

y aproximadamente 84 días en que Pulver (1976) observó defoliación para *R. mangle* y *A. germinans* respectivamente, nuestro experimento reportó un incremento en biomasa foliar 1.1 veces más para *R. mangle* y 2.8 veces para *A. germinans* (88 días).

Lewis, III, (1982) menciona una sobrevivencia con plántulas reforestadas de 0-17% con tallas de 0.10 a 0.75 m para Texas con *A. germinans,* de 65-85% con tallas de 0.5 a 1.5 m (4-6 años) para Florida con *R. mangle,* 100% con tallas de 0.75 a 1.0 m en Florida con *L. racemosa* y 7.3% (después de 13 semanas) con tallas de 0.3 a 1.9 m en Florida con *A. germinans.*

**5.6.1.** Influencia de la intensidad luminosa en el crecimiento de plántulas manglar en el vivero experimental y el medio natural.

No se detecto diferencia significativa en el crecimiento de las plántulas de manglar bajo condiciones de luz directa en comparación con plántulas bajo condiciones de atenuación de la luz del (65%) con malla sombra (Tabla 16), pero se observo un incremento de biomasa foliar para *A. germinans* de 2.8 veces para las plántulas a luz directa ( en 88 días) y de 1.1 veces en condiciones de atenuación de la luz (de 94 días). De la misma manera fué observado para *R. mangle* con un incremento de 1.1 veces para los plántulas bajo condiciones de luz directa y 1.4 veces con las plántulas en condiciones de atenuación.

Esto sugiere que el mecanismo fotosintético de las plántulas establecidas en el vivero bajo condiciones de luz directa de *A.germinans* resulta ser más eficiente, con mayor adaptación a la luz directa que bajo condiciones de atenuación de luz, por otro lado, además su mortalidad fué mucho menor ( 15 % luz directa y 73.3% mallasombra). Aparentemente estas plántulas carecen de capacidad para utilizar eficientemente las aperturas en el dosel superior de los árboles adultos a través del cual queda expuestas al sol en el bosque, como se pudo observar en las plántulas bajo condiciones topográficas artificiales (plataformas artificiales en el Estero de Urías, Sinaloa) y en el medio natural (Fig. 12, Tabla 21).

En el caso de las plántulas de *R. mangle* en condiciones del vivero experimental, baja luz directa y atenuación de la luz a un 65%,se observo el mismo comportamiento, con crecimientos similares (Tabla 16 y Tabla 21).

Es importante mencionar que las plántulas de esta especie aparentemente presentan un mecanismo fotosintético poco eficiente bajo condiciones de atenuación de luz, presentando una mortalidad del 10%, ligeramente mayor a las plántulas expuestas a luz solar directa ( 6 %).

Esto difiere de Soemadihardjo, *et al.* (1997) que menciona que diversos autores han encontrado

diferencias en la sobrevivencia de plántulas con *R. apiculata, R. mucronata* y *Breuguiera gymnorrhiza* al realizar plantaciones en el medio ambiente con luz directa (55%) y plantaciones con sombra (85%) . La menor sobreviviencia con luz directa lo atribuye a los ataques por parte de los cangrejos y monos, así como al daño causado por la luz directa del sol sobre las plántulas.

Con respecto a *A. germinans* del vivero la razón de crecimiento fué 2.4 veces mayor que en el bosque y no fué significativo para la plataforma (Tablas 21 ).

La razón de crecimiento de las plántulas de *R.mangle* fué de 2.6 a 1.1 veces menor con respecto a las plántulas de la misma especie en el bosque y las plataformas respectivamente (Tabla 21).

Con respecto a *A. germinans* del vivero la razón de crecimiento fué de 2.4 veces mayor que en el bosque y no fué significativo para la plataforma (Tablas 21 y 22).

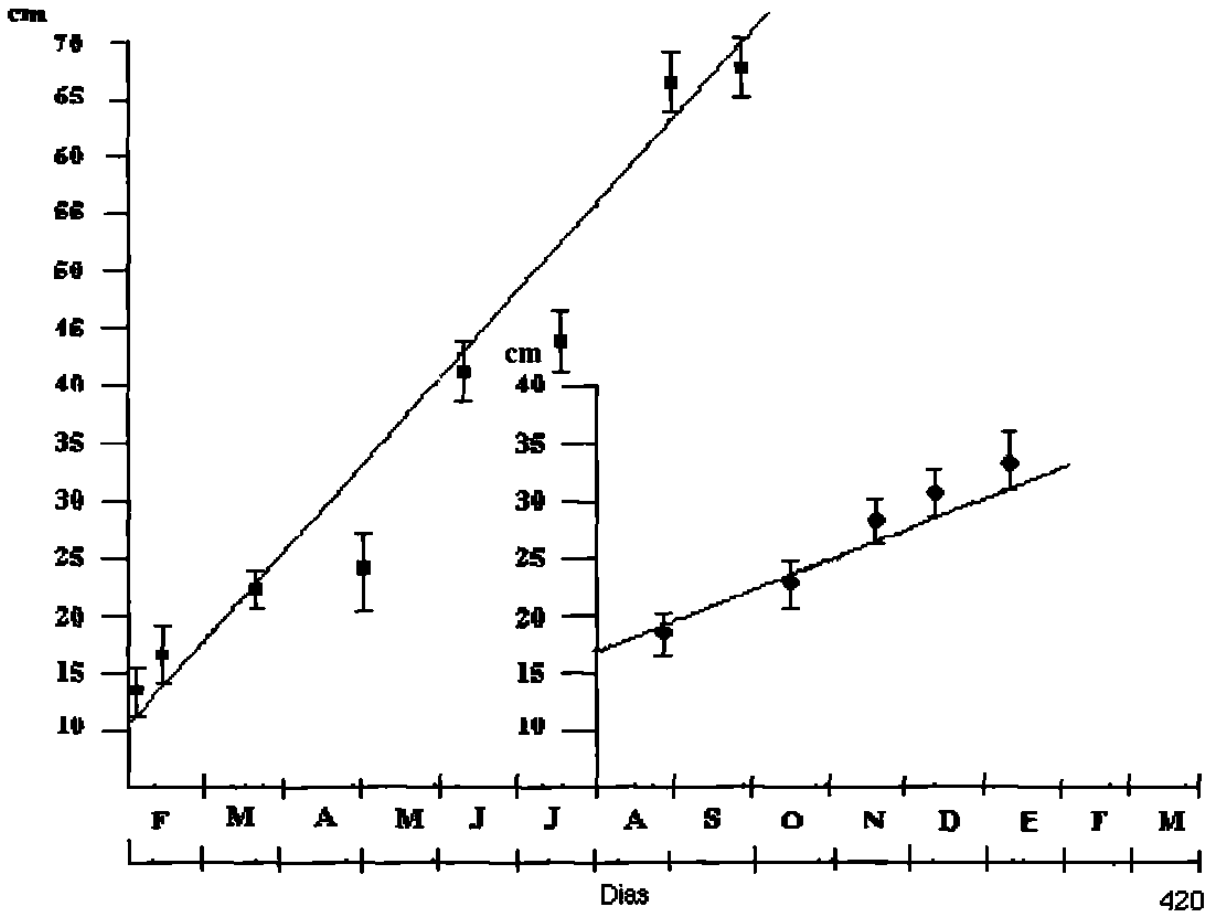
Podemos concluir que el crecimiento de *R. mangle* en el vivero fué inferior al bosque, pero con una sobrevivencia mayor, y ligeramente inferior a la plataforma mientras que *A. germinans* fué superior al bosque e igual que en la plataforma (Tabla 21). Sin embargo los experientos de *R. mangle* del vivero se realizaron en una temporada del año diferente a la del bosque (Fig. 16). Esto quiere decir que las condiciones de crecimiento de manglares del vivero fueron similares a las plataformas del bajo de mareas pero con una menor mortalidad en general.

Aunque los resultados indican que la tela sombra no tuvo efecto en el crecimiento y tuvo un efecto negativo en la sobrevivencia de *A. germinas* y en menor grado en *R. mangle* y difieren de los resultados de otros autores, consideramos que la aspersión y los periodos de inundación reducen los problemas de evapotranspiración por radiación solar directa considerandolos equivalentes a la función de la tela sombra. La baja sobrevivencia de las plántulas en las plataformas pudo ser consecuencia, entre otros factores,a la deshidratación por radiación solar y la salinidad elevada del estero (falta de aspersión o tela sombra).

Por otro lado, en el caso de la biomasa foliar se observó en ambas especies, que la luz

| COMPARACIONES | t Tabla s | t-observado | P | Significancia |
|---|---|---|---|---|
| *A.g.* vivero (luz direca) vs R.m. bosques | 1.97 | 3.67 | 0.0003 | S |
| A.g. (65% de antenuación) vs A.g.plataforma | 1.97 | 0.47 | 0.64 | NS |
| R.m.(65% de antenuación) vs R.m.plataforma | 1.97 | 8.66 | >0.001 | S |

Tabla 22. Comparaciones estadísticas del crecimiento de dos especies de plántulas de manglar en el bosque y un vivero experimental.




- Plántulas en el vivero experimental en luz directa. $y = 0.09\ (x) + 16.34$ $r^2 = 0.23$
- *Plántulas en el medio natural.* $y = 0.242\ (x) + 24.50$ $r^2 = 0.85$

Fig. 16 Crecimiento promedio (cm, sd) y curva de regresion en plántulas de *R.mangle* en el medio natural y en el vivero experimental en luz directa.

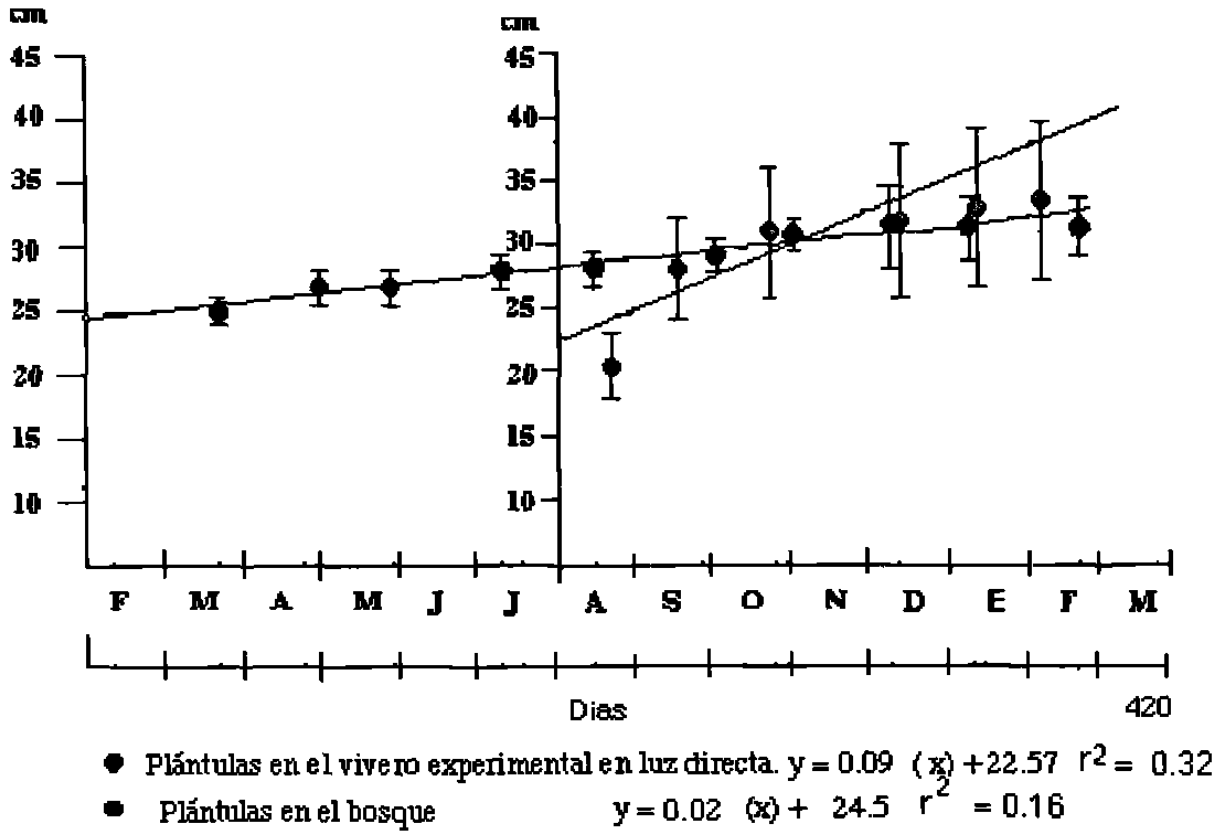
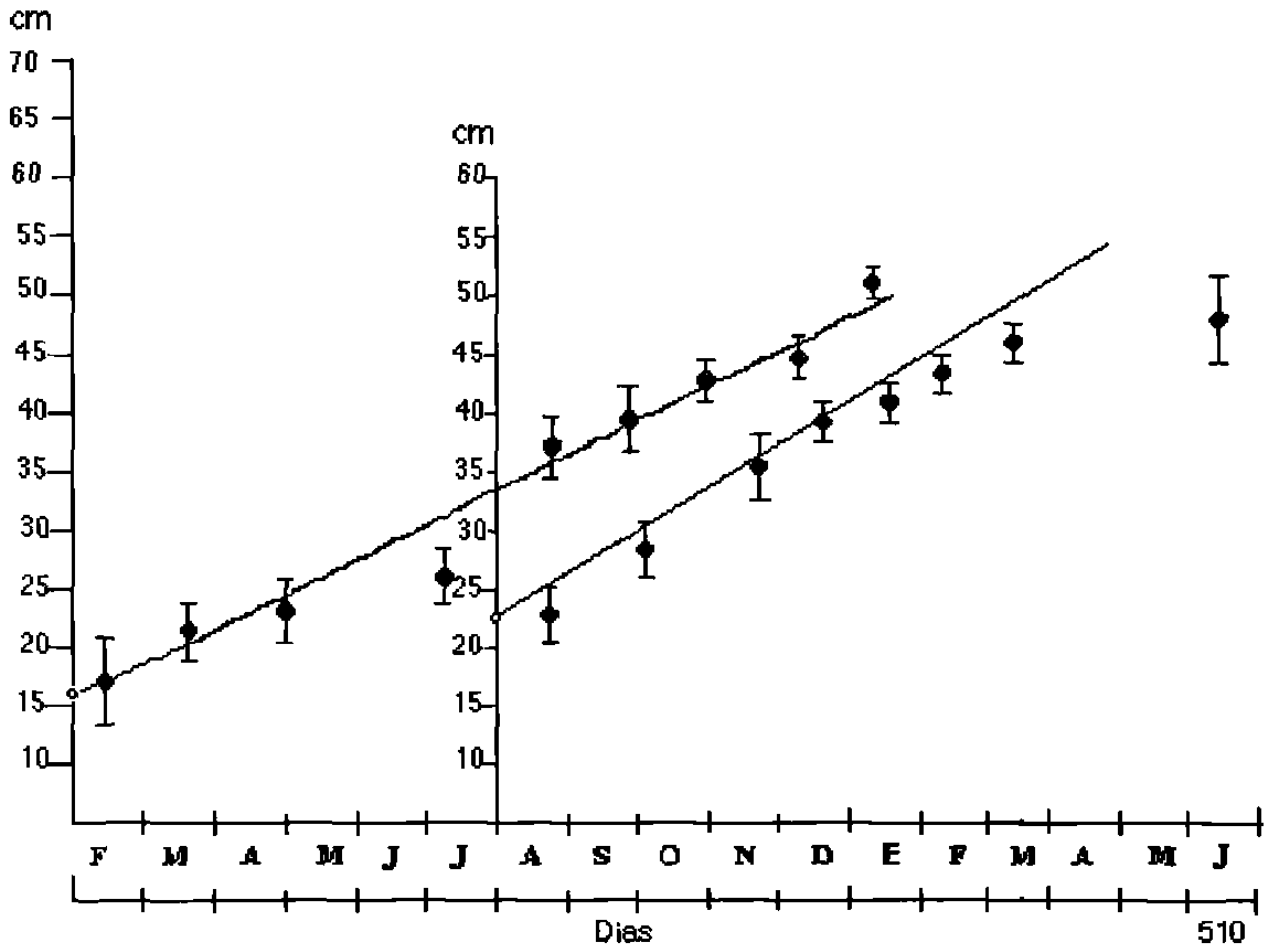



Fig. 17 Crecimiento promedio (cm, sd) y curva de regresion en plántulas de *A. germinans* en el medio natural y en el vivero experimental en luz directa.




- Plántulas bajo condiciones de atenuación de la luz $y = 0.113(x) + 23.3$ $r^2 = 0.42$
- Plántulas en la plataforma artificial $y = 0.1005(x) + 15.68$ $r^2 = 0.75$

Fig. 18 Crecimiento promedio (cm, sd) y curva de regresion en plántulas de *R. mangle* bajo condiciones de atenuación de la luz (65%) vs plataforma artificial.

foliar se observó en ambas especies, que la luz directa favoreció la producción de la biomasa foliar. Auque es importante mencionar en *R. mangle* en condiciones de atenuación de la luz favoreció la permanencia de las hojas, es decir, que aparentemente el porcentaje de defoliación fué menor. En el caso de *A.germinans* se observó que las plántulas con un rango de talla de 19.7 a 26.1 cm le favorecieron las condiciones de atenuación de la luz aumentando su biomasa foliar en comparación a tallas menores (menores a 19.6 cm). En ambas especies se pudo observar el incremento la producción de hojas a partir del mes y medio.

**5.7.** Factibilidad en la aplicación de las técnicas de fusion y fustes en manglares.

**5.7.1** Experimentos de fusion

A partir de los resultados obtenidos de las fusiones de las dos especies de manglar, podemos concluir que *R. mangle* es más suceptible a la técnica como al éxito en la formación del callo.

En el caso del mangle negro (*A.germinans*) la respuesta fué de menor suceptibilidad en cuanto a la formación del su callo y la permanencia de este. Esto lo atribuimos a las características de su tallo y la talla de las plántulas que se utilizaron. Por lo cual recomendamos para *A. germinans* el utilizar plántulas de mayor tamaño.

Es recomendable que se desaten los troncos una vez formados los callos de la fusion. En el caso específico de *A.germinans* es importante que se pode después de mes y medio, puesto que tiende a desprenderse el callo formado por la fusion, a diferencia de *R. mangle.*

La técnica de fusion en base a los resultados de sobrevivencia y éxito de la fusión en dos épocas del año para ambas especies, se recomienda se realice durante las estaciones primavera-verano, por ser las condiciones óptimas para la fotosíntesis de acuerdo a Saenger (1997).

**5.7.2** Técnica de reproducción vegetativa.

Los manglares *A. germinans, Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus* poseen tejidos de reserva o meristemos secundarios que les da la capacidad de reproducción vegetativamente, probablemente esto sea un mecanismo de adaptación a impactos por huracanes (Flores-Verdugo com. pers.)

*L. racemosa* presenta alta tasa en reproducción vegetativa, debido a que es menos exigente en los periodos de inundación y cambios en la temperatura.

Fustes de *L. racemosa* fueron sembrados directamente en el vivero experimental bajo condicion de inundación permanente (5 cm de columna de agua dulce), con presencia de los brotes a las dos semanas. Es importante evitar la acumulación de gases nocivo como sulfuros e hipersalinidad. El porcentaje de éxito es alto (90%) en el verano en comparación con el invierno (20%)

Por otro lado es posible desarrollar la técnica de fustes de *L. racemosa* colocados inicialmente bajo condiciones hidropónicas de

agua dulce para el desarrollo de raíces y posteriormente transplantadas a sustratos de arena.

Para fustes de *A. germinans* sembrados en el vivero experimental con 2 días de inundación y 5 días secos, la sobrevivencia fué del 15%. Aparentemente se asume que el tiempo de inundación fué insuficiente, puesto que se observo la presencia de brotes a partir de 3 meses y posteriormente se secaron. Se recomienda un mayor tiempo residencia y recirculación del agua.

**5.8** Dendrocronología.

Los manglares usualmente presentan escasos anillos de crecimiento, lo cual dificulta o anula la determinación de la edad. Una excepción es la madera de *Diospyros ferrea*, reportado por Duke *et al.* (1981). Este autor observo anillos de crecimiento visibles al microscopio con una razón de 7 anillos por cada cuatro años. Esta determinación es frecuentemente inusual por el tren tan irregular de la época de lluvias (Tomlinson, 1974).

El análisis dendrológico de los rodales de *A. germinans* de Boca Cegada, Nayarit describe el crecimiento, datación y tendencias de alteraciones del medio ambiente (Tablas 23 y 24) como inundaciones, sequías, huracanes y cambio del patrón hidrológico por construcción de presas u otras causas.

En este análisis se observó la presencia de estructuras lenticulares, que aparentemente estan relacionadas con alteraciones del medio ambiente (Gutierrez, *com. pers.*).

Banijbatana (1958) menciona que para árboles maduros de *Rhizophora sp.* con un diámetro de 20.7-22.3 cm presentan una edad aproximada de 39 a 43 años, en base a parcelas de explotación silvícola con una rotación de 40 años. En la Tabla 23 podemos encontrar diámetros (dap) de *R. apiculata, A. officinalis, A.marina* y *A. alba* de distintas edades de lotes de explotación silvícola. Es importante destacar que la determinación de la edad de estos autores no fué en base a un análisis dendrocronólogico.

Los análisis de datación de este trabajo realizados en rodales de las venas Los Olotes, La Diabla y manglares muertos por sofocación de la zona litoral de Boca Cegada, Nayarit, fueron similares , en base a el diámetro, a los reportados para Tailandia en rodales de 5.99 a 7.20 cm diámetro en *R. apiculata.* Pero difieren en general para Bangladesh con excepción de Bandar y Gorokgata en *A. officinales* y *A. alva.*

Es importante aclarar que las diferencias entre diámetros y las edades son muy variables dependiendo de las condiciones ambientales particulares de cada zona o dentro de la misma zona.

La datación con anillos es posible en zonas áridas y semiáridas por presentar una clara estacionalidad entre lluvias y sequías.

En base a las fotografias aéreas se confirmo la utilidad de la dendrocronología al

comparar la misma área en diferentes años (1970-1995), así como la presencia de eventos naturales y antropogénicos.

La determinación de los anillos de crecimiento en manglares abre la posibilidad para descubrir la información ecológica contenida en la madera presente en zonas subtropicales con marcada estacionalidad.

En base a la datación y el análisis de las fotografias aéreas, se interpreto y confirmo las causas de la mortalidad en las diversas zonas de manglar (Tablas 2 y 24). Por medio de esta técnica se confirmo, que el bosque en la zona de estudio su edad oscila de10.8 a 24 años y se origina posterior a la clausura de Boca del Rey (1974-1975). Consecuentemente su mortalidad (1998) no tiene relación con este evento. Los manglares han tenido el tiempo para colonizar y adaptarse a los cambios hidrológicos causados por la clausura de Boca del Rey quedando solamente algunos relictos dispersos de áreas de manglar muerto.

Así mismo en base al análisis de fotográfias aéreas de la cuenca de La Diabla de 1970 a 1995, se pudo observar que el bosque de esta área se estableció después de 1975, por lo que es razonable la edad inferida a través del análisis dendrocronológico (10.8 -11.5 años, Tabla 23).

En particular se observaron estructuras lenticulares dentro del periodo de 1984 hasta 1997 y con mayor frecuencia de 1989 al 1993 (disminuyendo paulatinamente para 1997) indicando estresamiento por otros procesos medioambientales. El periodo de mayor frecuencia corresponde a tres eventos importantes (Tabla 24):

1. Dos años con grandes sequías , siendo el de 1993 el más seco en 30 años.
2. El impacto en la zona por el Huracán Rosa.
3. La construcción de la presa Aguamilpa.

En base a esta información podemos concluir que para zonas subtropicales con dos épocas del año marcadas (lluvias y secas), en base a la adaptación de la técnica dendrocronólogica, el análisis de fotografías aéreas y la recopilación de información climatica e hidrologíca del área, podemos datar y realizar interpretación cronologíca para *A. germinans*.

La presencia de dos anillos por año de *A. germinans* se puede atribuir a dos eventos naturales: a una época de sequía y a una época probablemente asociada a periodos de inundación prolongadas (mareas más altas del año) o a periodos de desecación prolongadas( mareas más bajas del año).

Por otro, lado la presencia de sales en los anillos posiblemente refleje condiciones de estresamiento por hipersalinidad.
(Teas, 1979)

Para el análisis cronológico se requiere de un mayor número de muestras para que sea estadisticamente significativo.

Tabla 23." **DESCRIPCION DE LA EDAD CON SU DIÁMETRO CORRESPONDIENTE EN BOCA CEGADA, NAYARIT Y OTRAS "**

***A. officinalis*** **(Bangladesh) ***

| Lugar | Edad | Diámetro**** |
|---|---|---|
| Charkashem | 12 | 12.22 |
| Bogachattar | 11 | 10.59 |
| Bandar | 13 | 8.82 |

***A. marina*** **(Bangladesh) ***

| Lugar | Edad | Diámetro **** |
|---|---|---|
| Bogachattar | 11 | 13.21 |
| HaliShahar | 9 | 4.02 |
| Gorokghata | 10 | 7.79 |

***A. alba*** **(Bangladesh) ***

| Lugar | Edad | Diámetro**** |
|---|---|---|
| Bandar | 13 | 5.53 |
| Gorokghata | 10 | 6.68 |

***R. apiculata*** **(Tailandia ) ****

| Lugar | Edad | Diámetro**** |
|---|---|---|
| Provincia de Pattani, Tailandia | 9 | 5.47 |
| | 10 | 5.63 |
| | 12 | 5.99 |
| | 13 | 6.00 |
| | 14 | 6.34 |
| | 18 | 9.11 |

***A. germinans*** **(México, Boca Cegada,Nayarit)**

| Lugar | Edad | Diámetro **** | No. de anillos | No. de Troncos |
|---|---|---|---|---|
| Vena Los Olotes | 12.0 -14.6 | 6.0- 7.4 | 29.2-24.1 | 4 |
| | 21.3 -22.2 | 13.7-11.6 | 43.7-42.7 | 3 |
| | 18.0 -24.5 | 11.5-15.0 | 37.0-49.0 | 1 |

* Siddqi, y Khan, 1997
** Wechakit, 1987
***Area de Estudio, 1998
**** cm (Dap)

Tabla 24. Información sobre eventos tanto naturales como antropogénicos.

Especies de manglar (Consideraciones):

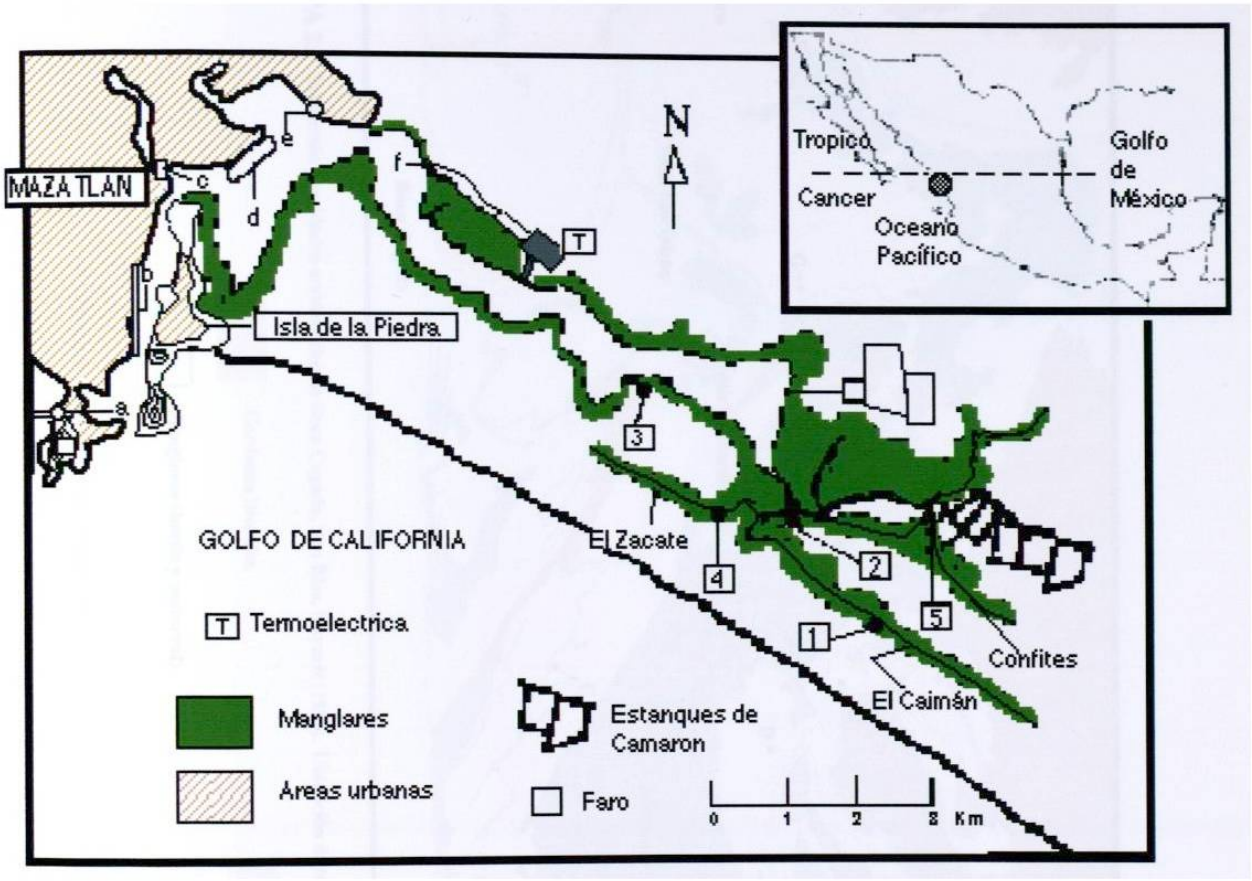
*Diospyros ferrea* 7 anillos por 4 años (2 anillos por año). Duke et. al, 1981.
*Rhizophora mangle* 1 anillo por año (Tomilson, 1984)
*Avicennia germinans* 2 anillos por año. (Estudio)

| Afectación | Año |
|---|---|
| Gasto elevado R. Santiago* | 1967 |
| Gasto elevado R.Santiago* | 1973 |
| Clausura Boca del Rey** | 1974-1975 |
| Gasto elevado R. Santiago* | 1976 |
| Año seco*** | 1982 |
| Año seco*** | 1989 |
| Huracan Rosa | 1990 |
| Construccion Aguamilpa | 1990 |
| Año seco*** | 1993 |
| Año seco*** | 1994 |
| Efecto del Niño | 1997-1998 |

Aportes fluviales del Río Santiago:

* 15. 83 x $10^6$ $m^3$ $año^{-1}$(1967), 14.8 $10^6$ $m^3$ $año^{-1}$ (1973), normal (de 4-9 x $10^6$ $m^3$ $año^{-1}$), 13. 15 x $10^6$ $m^3$ $año^{-1}$ (1976).

***2.8 x $10^6$ $m^3$ $año^{-1}$(1982) 3.1 x $10^6$ $m^3$ $año^{-1}$(1989), 0.9 x$10^6$ $m^3$ $año^{-1}$(1993), 1.3x $10^6$ $m^3$ $año^{-1}$(1994).




MAPA 1. Ubicación del Estero de Urías ( ● ). Toponímia, zona de manglar; areas urbanas y sitios de muestreos: Sitios 1: Plataformas y area de *R. mangle*, Sitio 2: Bosque de *A. germinans*, Sitio 3: Llanura de inundación (marismas), Sitio 4: Estructura forestal en la vena del Zacate y Sitio 5: Estructura forestal en la vena Confites. a: Planta de tratamiento y emisor submarino, b: zona de muelles, c: Puente Juárez, d: Muelle flota camaronera, e: Rastro y f: salida de descarga de la termoelectrica.