

197
26j.

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO



FACULTAD DE CIENCIAS



BIBLIOTECA
INSTITUTO DE ECOLOGIA
UNAM

DEGRADACION DE LA VEGETACION HALOFITA
Y SU RELACION CON LA CALIDAD DEL AGUA
PARA EL CULTIVO DE PENEIDOS EN LA LAGUNA
DE HUIZACHE - CAIMANERO, SINALOA MEXICO.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE

B I O L O G O

P R E S E N T A :

PATRICIA ANGELICA ROJO DIAZ



MEXICO, D. F.



FACULTAD DE CIENCIAS
DIRECCION ESCOLAR

1994



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

A todos aquellos que estuvieron conmigo en los momentos determinantes de mi carrera.

A mi mami Patty y Juan.

A mis queridos hermanos Mario, Armando, Gaby, Lupita, Dany y Juan Carlos.

A mi Pápa Enrique Rojo

A Hector Manuel Lozano M.

A mis abuelas Raquel y Chuchita.

A mi tía Mily y sus hijos Susy, Lalo, y Chucho Palomo.

AGRADECIMIENTOS

Principalmente a la Dra. Guadalupe de la Lanza Espino, por su excelente dirección, valiosa amistad y apoyo en todos los momentos que marcaran pauta en mi futuro.

Al jurado que revisó corrigió y sugirió en los puntos importantes para culminar y presentar este trabajo de investigación, M. C. Rebeca González Villela, M. C. Patricia Fuentes Mata, M. C. José Luis García Calderón, Dr. Alberto Sánchez Martínez.

A mis compañeros y amigos del Laboratorio de Química y Productividad Acuática, Salvador Hernández Pulido, Cristian Tovilla y Normita.

A mi amigo Pepe Monroy y su linda familia, Juan José Alonso, Sonia Colín de Cololun y fam., Ricardo Magallanes.

A Marielena Hoyo Bastien.

A Sarita y Tacho Lozano Montes.

A todos mis buenos amigos de la facultad y Profesores.

CONTENIDO.

RESUMEN	1
INTRODUCCION	2
ANTECEDENTES	4
AREA DE ESTUDIO	7
DISEÑO EXPERIMENTAL	9
RESULTADOS	12
DISCUSION	20
CONCLUSIONES	24
LITERATURA CITADA	26

Degradación de la vegetación Halofita y su relación con la calidad de agua para el cultivo de Peneidos en la Laguna de Huizache-Caimanero, Sinaloa México.

RESUMEN.

Se obtuvieron experimentalmente nutrientes (NH_4^+ , PO_4^{\equiv} , CO) a partir de un pretratamiento de descomposición durante 90 días, de halofitas costeras (**Sesuvium sp, Cressa sp, Suaeda sp. y Salicornia sp.**). Los detritos obtenidos fueron proporcionados como fertilizante y/o alimento a camarones peneidos en 15 jaulas colocadas en la Laguna de Huizache-Caimanero Sin., durante 35 días. Los contenidos *in situ* de ortofosfatos mostraron durante los primeros 10 días niveles de 7.3 a 2.0 ug-at/l y de amonio de 7.3 a 4.9 ug-at/l, considerados óptimos para la fotosíntesis de productores primarios y de la calidad de agua. La disponibilidad de nutrientes mostró que el uso de este fertilizante y/o alimento, en las jaulas de cultivo de camarón de una superficie de 4 m² por 1.2 m de altura y con la adición de un kilogramo de halofitas por cada 200 litros de agua, no ocasionó contaminación por nutrientes en la fase acuosa dentro ni fuera de las jaulas.

Una segunda degradación del material orgánico halofito detrítico o fertilizante (adicionado a las jaulas experimentales) señaló tres etapas (cuantificada como DBO y DQO, representativas de la carga de carbono orgánico de fácil disponibilidad) un primer decaimiento en los cuatro días iniciales, un segundo a los 10 días, y el último a los 35 días. Los contenidos de DQO y DBO fueron bajos 2.5-3.5 mg O₂/l y 3.4 mgO₂/l, respectivamente.

INTRODUCCION

Los recursos pesqueros con que cuenta México son amplios, debido a la gran extensión de su zona costera que alcanza los 10 000 Km., comprendiendo las costas del Océano Pacífico, Golfo de California, Golfo de México, y el mar del Caribe, con 123 Lagunas costeras (Lankford, 1977) las cuales son importantes dado que, cerca del 70% de la pesca mundial se basa en organismos estuario dependientes (Mc Hung, 1976).

En la costa del Pacífico mexicano se localiza la Laguna de Huizache-Caimanero, Sinaloa, considerada por varios autores como una de las más importantes de esta costa; en esta laguna, la dinámica ambiental hace que las condiciones sean propicias para que el recursos pesquero se explote exitosamente, como es el caso del camarón; colocando tanto a este sistema acuático como al Estado de Sinaloa, de los primeros productores de este organismo a nivel nacional (Blake, y Blake 1981).

La necesidad de contar con mayores fuentes alimenticias, el hombre ha tenido que acudir a la acuicultura de especies de valor comercial, por ejemplo camarones peneidos y de un manejo relativamente fácil. Sin embargo, uno de los principales problemas en el cultivo de camarones peneidos es el suministro de una dieta adecuada. Los hábitos alimenticios de los camarones peneidos pueden clasificarse como de tipo omnívoro (Quasim y Sankaranarayanan, 1972) con un porcentaje considerable (80%) de detritos, que han sido registrados en su contenido estomacal (de la Lanza et al; 1986) a pesar de que se considera que esta dieta puede tener bajo contenido protéico. En un buen número de estudios se manifiesta la necesidad de un alto nivel de estos compuestos.

Se ha observado que la mezcla de una fauna y flora béntica con el material vegetal detrítico tiene una alta eficiencia en la conversión protéica, que se traduce en un incremento en el crecimiento y sobrevivencia del recurso; dado lo anterior, se infiere que tanto la vegetación como los detritos, son parte importante en la alimentación de los camarones, ya sea através del suministro de una dieta artificial

bajo condiciones de cultivo o en el medio natural, (de la Lanza. et al; 1986).

En la zona costera de Sinaloa, la vegetación de halofitas representa un potencial de biomasa y productividad altas en la agricultura de aguas salinas. Esta comunidad está conformada por los géneros **Salicornia sp**, **Cressa sp**, **Sesuvium sp.**, **Suaeda sp** entre las mas importantes; los cuales representan un aporte de detritos orgánicos y fertilización para el béntos durante la época de lluvias (de la Lanza, 1981).

Esta situación favorece el desarrollo de una microbiota diversa debido a la presencia de materiales nutritivos ofreciendole a las aguas lagunares ciertas características químicas que favorecen el consumo, crecimiento y hábitat para los estadios juveniles de los camarones (Calderón-Pérez,1977); asimismo de bajo impacto por su origen autóctono no antropogénico.

En los últimos años la humanidad, en especial los países del tercer mundo han encaminado las investigaciones al uso de todo tipo de recursos naturales, incluyendo desperdicios de actividad agropecuaria como excretas (Vázquez, 1986) y restos vegetales (Sarmiento, 1986).

La acuicultura representa una alternativa muy particular que permite aprovechar este tipo de recursos, ya sea utilizándolos como fertilizantes o como alimento para incrementar la producción en estanques piscícolas, ofreciendo así solución, tanto al problema alimentario como el de contaminación (Woaynarovich, 1980; Porras, 1981)

ANTECEDENTES

Existen numerosos estudios sobre vegetación acuática en las lagunas costeras o estuarios enfocados principalmente a su distribución, abundancia, taxonomía, ciclos de vida y ecología.

No obstante, en las dos últimas décadas se ha incrementado el interés entre los ecólogos marinos por el estudio de la productividad macrofítica, la descomposición de la materia orgánica y el destino de los detritos disueltos y particulados, su importancia en las cadenas alimentarias, y los ciclos minerales en los sedimentos.

Especialmente los trabajos relacionados con el presente tema se encuentra el de Acharya (1935), que estudió la descomposición anaeróbica en la paja de arroz, así como los factores que la modifican. Quasim y Sankaranarayanan (1972), determinaron la composición de detritos orgánicos en un estuario de la India y el contenido calórico en material suspendido y sedimentado. Fenchel (1977), hizo una serie de observaciones de los aspectos de descomposición de los pastos marinos, bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas, así como los organismos implicados en la descomposición primaria de los detritos. Godshalk y Wetzel (1978a, 1978b, y 1978c), realizaron un estudio periódico de la descomposición de macrofitas vasculares de agua dulce, bajo condiciones controladas de oxígeno y temperatura, determinando posteriormente la influencia de la composición de las plantas estudiadas, esto se comparó con la angiosperma marina **Zostera marina**. Kudryavtsev y Kudryavtseva (1982), estudiaron la velocidad de descomposición de **Potamogeton lucens** en un reservorio litoral y los factores de que depende la descomposición. Kenworthy y Thayer (1984), hicieron una comparación de la producción y descomposición de raíces y rizomas de **Thalassia testudium** y **Zostera marina** en ecosistemas templados y subtropicales. Pellikan (1984), estudió la descomposición de detritos y pastos verdes de **Zostera marina** bajo condiciones de aerobiósisis y anaerobiósisis y los cambios químicos que experimenta en el tiempo.

Godshalk y Wetzel (1978a), encontraron que el oxígeno es un factor limitante en la descomposición de la materia orgánica. Valiela et al.(1984), consideran que la composición química tiene gran

importancia ya que afecta la velocidad de degradación de la materia orgánica, y consecuentemente la mineralización e inmovilización de nutrientes. A su vez Pellikan (1984), señala que los cambios químicos de los detritos reflejan el resultado neto de los procesos de descomposición.

Por otro lado Zieman, et al.(1984), mencionan que para entender el papel de los detritos de las plantas vasculares en sistemas estuarinos es necesario examinar cuatro factores: la producción de las plantas vasculares, la degradación y colonización microbiana, la exportación de este material detrítico y su utilización.

Quasim y Sankaranarayanan (1972) y Golterman (1975), estimaron que los detritos de plantas vasculares como fuente alimenticia para un amplio grupo de animales estuarinos, sugiere que los microorganismos descomponedores mantienen una población detrívora, y mineralizan todo el material orgánico muerto.

Kenworthy y Thayer (1984), encontraron que los detritos orgánicos originados de las raíces y rizomas de pastos marinos, son importantes en los procesos heterotróficos para los ciclos energéticos y de nutrientes de ecosistemas bénticos.

Zieman, et al. (1984), en buena parte evidenciaron que los organismos detrívora debieran en gran medida satisfacer sus requerimientos nutricionales de los componentes microbianos de los detritos, mientras que los materiales vegetales suministran una fuente de carbono y energía para la biosíntesis.

En México hasta la fecha se cuenta con los trabajos realizados en el laboratorio de Química y Productividad Acuática del Instituto de Biología (UNAM), bajo el programa de productividad de la zona costera. Entre estos esta el de Raz-Guzmán y Sosa Luna.(1982), quienes efectuaron un estudio de la degradación de la vegetación halofita (**Salicornia subterminalis**, **Sesuvium portulacastrum**, **Suaeda tampicensis** y **Cressa truxillencis**), así como su composición química, estimación de biomasa y aportación de este material al sedimento y a la columna de agua, en el sistema lagunar de Hizache-Caimanero, Sinaloa.

De la Lanza, (1986a), integró una serie de información enfocada a la diagénesis de la materia orgánica en sedimentos

lagunares, tendiente a aquellas transformaciones aeróbicas y anaeróbicas en esa fase. De la Lanza, et al . (1986)., cuantificaron el consumo de material detrítico de halofitas costeras en la Laguna de Huizache-Caimanero por *Penneus vanamei* y *Peneus stylirostris* quienes presentaron una tasa de crecimiento significativamente mayor ($p < 0.025$) con respecto a los individuos control de dieta desprovista de material halofito; el incremento porcentual fue del 69%.

Sarmiento, (1986) realizó la descomposición de vegetación halofita bajo condiciones experimentales de aerobiólisis y anaerobiólisis, con diferentes modalidades tomando 4 especies de la Laguna de Huizache-Caimanero, con el objeto de determinar el aporte de compuestos liberados en el agua y la diferencia de tiempo en la degradación y liberación, productos de la descomposición. Encontró que los rendimientos obtenidos apartir del proceso de descomposición de halofitas podría ser empleado para la obtención de bioabono.

Debido a los resultados obtenidos en éstas dos últimas aportaciones realizadas en el Laboratorio de Química y Productividad Acuática; la presente aportación forma parte de un consecuente estudio, en donde se busca la utilización del material halofito que representa un potencial alto del recurso y su cultivo, además de existir abundantes especies en México.

Por lo anterior, la presente contribución tiene como objetivos:

Evaluar los efectos físico-químicos de los detritos procedentes de halofitas colocadas durante 35 días en el Tapo Caimanero de la Laguna de Huizache-Caimanero, a través de la variación temporal de ortofosfatos (PO_4^{3-}), amonio (NH_4^+) y carbono orgánico estimados a través de la DBO y DQO en jaulas de cultivo de camarón.

Analizar la concentración y disponibilidad de PO_4^{3-} y NH_4^+ del agua con adición de bioabono halofito, comparado con otros fertilizantes.

Ofrecer la alternativa de su empleo con los beneficios de su bajo impacto, tomando en cuenta su naturaleza, frecuencia de adición y carga de materia orgánica.

AREA DE ESTUDIO.

La Laguna Huizache-Caimanero está ubicada al sur del Estado de Sinaloa entre los 22° 50' y 23° 05' de latitud norte y los 105° 55' y 106° 20' longitud oeste. Está conformada por la Marisma de Huizache y la Laguna de Caimanero, abarcando ambos cuerpos de agua una superficie total aproximada de 175 Km² (Chapa y López, 1969). La separación entre estos cuerpos de agua está dada por un pronunciado angostamiento llamado "Desagüe Pozo de la Hacienda" (Fig. 1).

La comunicación entre la Laguna Huizache-Caimanero y el mar, se realiza a través de angostos esteros que presentan amplias llanuras de inundación. El Estero "Botadero" comunica a la Laguna de Huizache con el Río Presidio en las proximidades de la Boca Barrón, mientras que el Estero de "Agua Dulce" une a la Laguna de Caimanero con el Río Baluarte en las cercanías de la Boca Chametla (Ayala-Castanares, et al., 1970). La profundidad del sistema varía según la época del año alcanzando su máximo en lluvias (Junio-Septiembre) con 60 a 80 cm en Huizache, mientras que en la cuenca de Caimanero alcanza aproximadamente 150 cm. Arenas (1970) señala que la temperatura media es de 24° C, presentándose las más elevadas en el Tapo Pozo de la Hacienda con temperatura de 36° C durante junio a septiembre, mientras que las mínimas en el Tapo Caimanero con 15° C en la época invernal (febrero). La oscilación anual extrema es de 21° C para todo el sistema. El mismo autor indica que la salinidad en el sistema Huizache-Caimanero se caracteriza por presentar amplias oscilaciones estacionales y regionales que están determinadas por varios factores como son la influencia de marea, el aporte fluvial y la insolación.

De acuerdo con la modificación de García (1973) a partir del sistema de Köpen, el área presenta un clima cálido subhúmedo con precipitación en verano-invierno. La vegetación circundante está formada por un cinturón de manglares. Entre la vegetación halofita más importante, Raz-Guzmán y Sosa Luna (1982) señalan a las halofitas **Salicornia subterminalis**, **Sesuvium portulacastrum**, **Suaeda tampicensis** y **Cressa truxillensis**. Como vegetación sumergida más representativas, Oliva Martínez, (1978), propone a las algas **Cladophora sp**, **Enteromorfa sp**, **Spyrogyra sp** y **Oedogonium sp**, así como la fanerógama **Ruppia maritima**

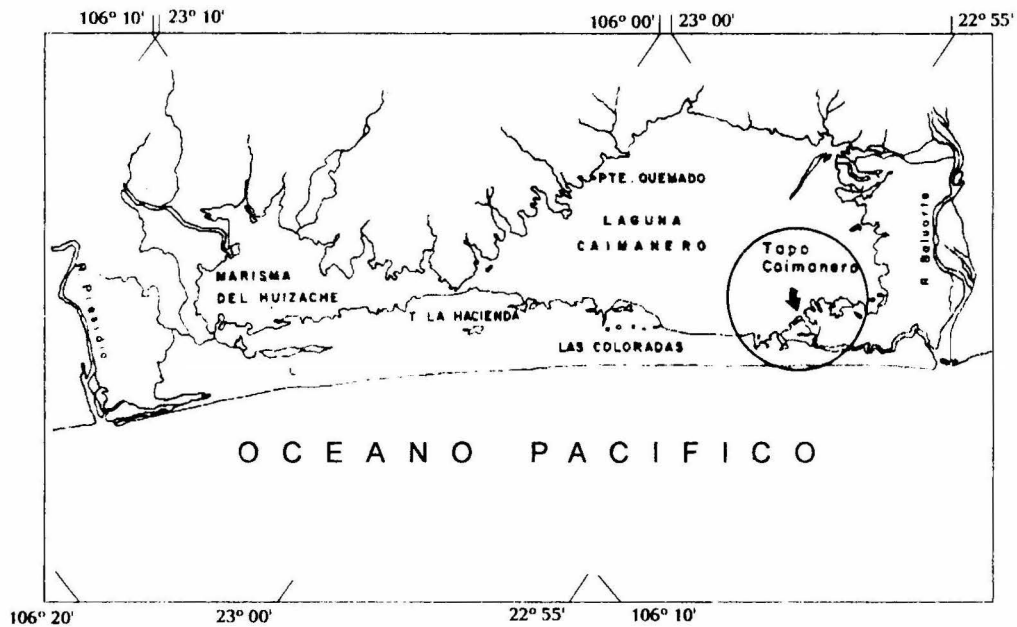


Fig.1. Ubicación de la laguna de Huizache y Caimanero, Sin. y localización del área de experimentación

DISEÑO EXPERIMENTAL.

El desarrollo del presente experimento se dividió en dos fases (Fig. 2): 1) Elaboración del bioabono o fertilizante a través de la descomposición de la vegetación halofita y formación de detrito bajo condiciones de laboratorio y 2) Liberación de micronutrientes o adición experimental de detrito **in situ** en la Laguna de Huizache-Caimanero, donde se cuantificó el contenido de ortofosfatos, amonio, demanda biológica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO), parámetros considerados para la calidad del agua y para los productores primarios.

Elaboración del bioabono.

El material vegetal utilizado para la elaboración de bioabono, se colectó a partir de cuatro géneros de halofitas (**Sesuvium sp**, **Cressa sp**, **Suaeda sp**, y **Salicornia sp**); que se establecen en las superficies desecadas de la Laguna de Huizache-Caimanero. De cada género se obtuvo una biomasa de 94 Kg. y un volumen total de 375 Kg. El material vegetal fue fraccionado y mezclado hasta obtener tallas de aproximadamente 1 cm, y así se mantuvo durante 90 días en 4 estanques o posas de descomposición de 500 litros, de salinidad de 10 o/oo.

Liberación de nutrientes provenientes del bioabono halofito.

El experimento de liberación de nutrientes provenientes de detritos de halofitas se llevó a cabo en la localidad del Tapo Caimanero (Fig. 1) en donde se colocaron 15 jaulas, para mantener durante 35 días el detrito en el interior. Las jaulas fueron construidas con malla de plástico de 3 mm. de abertura, con una superficie de 4 m² por 1.2 m. de altura sostenidas por cuatro pilotes de madera, su parte superior permaneció descubierta a través del experimento para evitar aislamiento del ambiente estuarino. Se adicionó en las 15 jaulas 25 Kg. de bioabono (detrito de halofitas) mezclado con 25 Kg. de sedimento lagunar, para la estabilización durante 24 h. Se designó al agua del exterior (agua lagunar) como control.

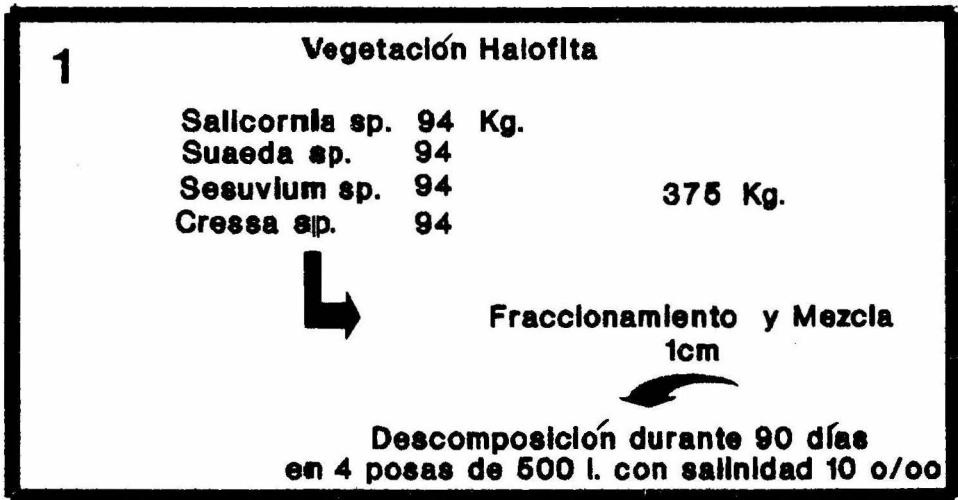
Cada tercer día en la fase acuosa se determinó los niveles de ortofosfatos (PO_4) y amonio (NH_4^+) según técnica de Strickland y Parson, (1978); demanda biológica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (DQO) según la técnica descrita por APHA (1980)

Estas dos ultimas variables permitieron cuantificar el carbono lixiviado y el nivel del proceso de descomposición.

Una vez concluido el experimento se estimó la tasa de liberación de PO_4^{3-} y NH_4^+ . Se utilizó el paquete estadístico Lotus 123 ver. 2.2 y Harvard Graphics para la realización de promedios y regresión lineal y exponencial.

Para resultados y discusión se calcularon los promedios de las jaulas de cada parámetro (PO_4^{3-} , NH_4^+ , DBO, DQO), con el propósito de establecer el efecto en las jaulas de cultivo y para la calidad de agua dentro y fuera.

ELABORACION
DEL
BIOABONO



LIBERACION
DE
NUTRIENTES

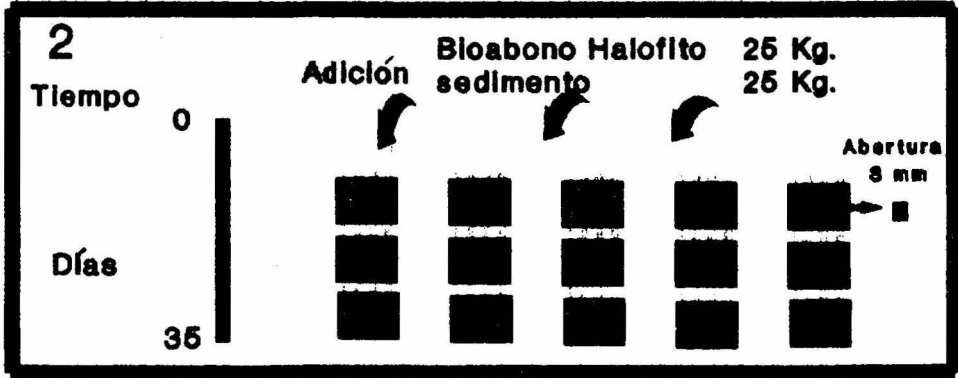


Fig.2 Diseño experimental. 1.Elaboración del Bioabono 2.Liberación de Nutrientes

RESULTADOS.

ORTOFOSFATOS. los contenidos de ortofosfatos tuvieron un comportamiento similar en las 15 jaulas de cultivo, (Tabla 1, Fig.3); la máxima concentración fue al primer día, con un promedio de 7.2 ug-atP-PO₄/l, y la mínima con 1.52 ug-atP-PO₄/l a los 12 días. La reducción de ortofosfatos fue de un 20% representado por la siguiente ecuación $PO_4 = 1.96e^{(-0.13t)}$ con una $r_2=0.99$ correspondiente a la curva rectificada (Fig. 4).

En los 23 días restantes los ortofosfatos presentaron intervalos poco variables de 0.9 a 2.9 ug-atP-PO₄/l. En el exterior de las jaulas (agua lagunar) se determinó un máximo el primer día de 5.8 ug-at/l, contenido que fue inferior al de las jaulas, el mínimo se observó a los 35 días, con un contenido de 0.99 ug-at/l.

Tabla1. Comportamiento de PO_4^{3-} en 15 jaulas procedente de la fertilización con material halofito en descomposición, en la Laguna de Huizache-Caimanero.

Muestreo	Jaula 1	Jaula 2	Jaula 3	Jaula 4.
Días	-----ug-at P- PO_4 /l-----			
1	3.36	4.33	3.85	7.27
10	1.7	1.46	1.22	1.46
12	1.46	1.46	0.12	0.97
15	0.73	0.73	1.58	1.95
18	1.46	1.09	2.19	1.7
22	1.95	1.95	1.99	1.95
24	3.17	3.17	2.19	1.95
35	1.46	2.44	1.22	2.19
	Jaula 5	Jaula 6	Jaula 7	Jaula 8
1	9.76	7.57	6.22	6.22
4	2.39	2.14	1.9	3.12
10	1.7	2.19	1.95	2.19
12	1.7	2.1	1.46	1.7
15	1.45	1.7	1.95	1.95
18	1.95	1.95	1.83	1.8
22	1.95	1.7	1.95	1.95
24	2.19	2.44	2.44	2.44
35	3.66	1.95	3.17	
	Jaula 9	Jaulas 10	Jaula 11	Jaula 12
1	6.34	5.97	5.12	6.71
4	1.9	2.14	2.63	2.14
10	1.92	2.44	2.68	2.19
12	1.22	1.95	1.7	2.44
15	2.19	1.95	1.7	2.19
18	2.19	1.58	1.58	2.8
22	1.7	2.92	2.44	1.95
24	2.44	2.44	2.19	2.44
35	0.97	1.7	0.97	0.48
	Jaula 13	Jaula 14	Jaula 15	Jaula 16
1	7.32	6.58	7.8	5.85
4	1.65	3.12	2.87	2.14
10	2.19	2.68	2.44	3.41
12	1.7	1.7	2.8	2.1
15	1.95	2.44	2.44	2.19
18	2.56	2.31	2.19	2.19
22	1.95	1.95	2.68	3.17
24	1.95	2.44	2.67	3.41
35	1.95	1.46	2.44	0.9

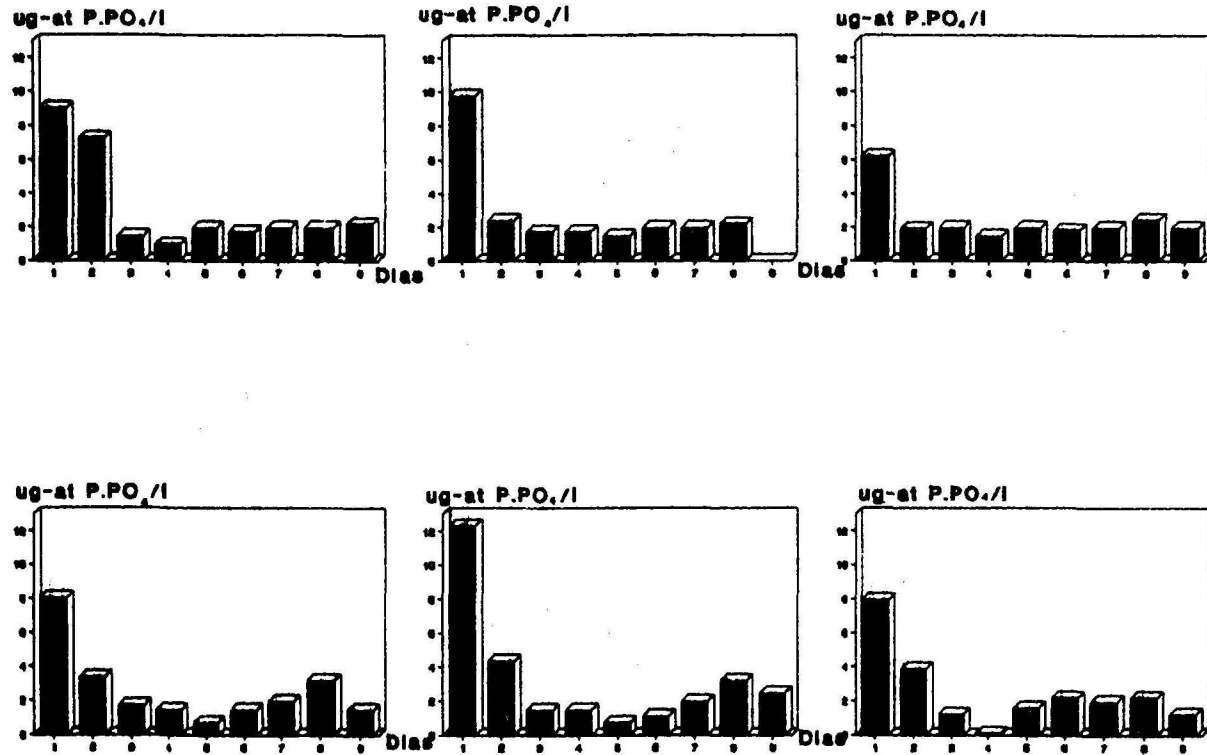
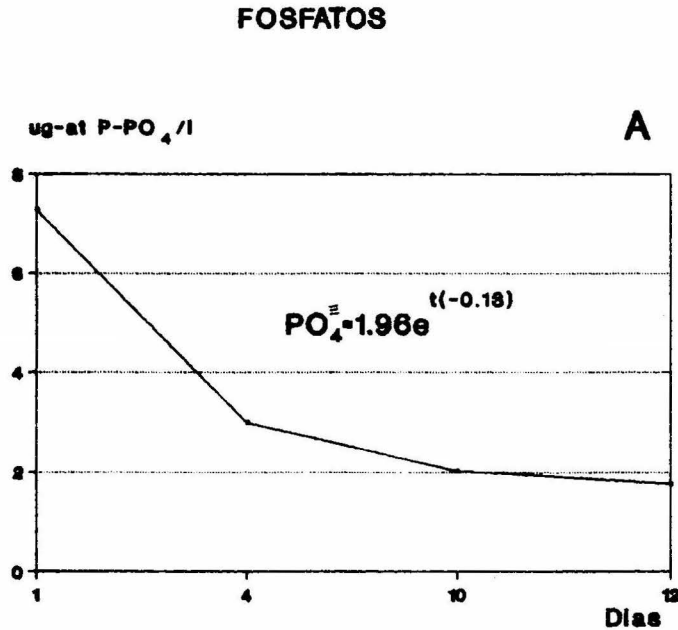
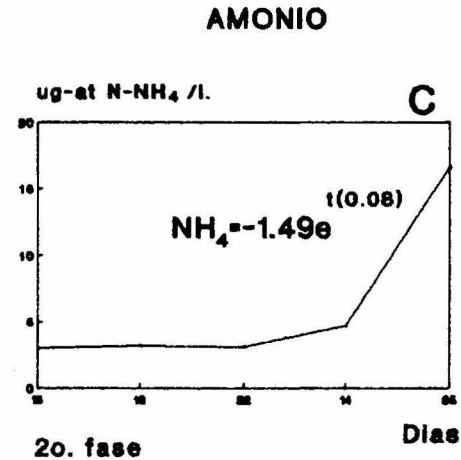
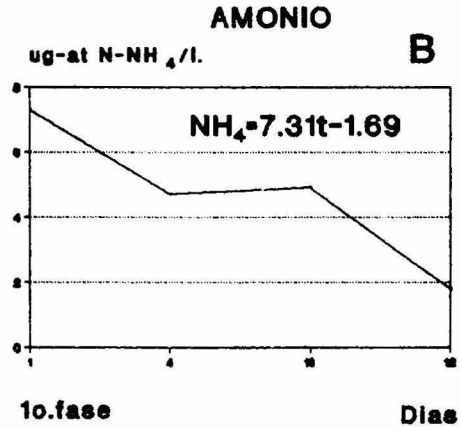


Figura 3. Comportamiento de los ortofosfatos durante 35 días en 8 de 15 jaulas experimentales de fertilización para consumo de material halofito en descomposición (detrito) por camarones penidos



- A) Correlación exponencial decreciente entre PO_4^{3-} /tiempo
- B) Correlación lineal entre NH_4^- /tiempo (primera fase).
- B) Correlación exponencial creciente entre NH_4^- /tiempo (segunda fase).



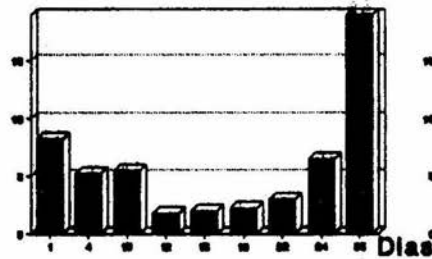
AMONIO. La variación temporal de los contenidos de NH_4^+ para las 15 jaulas presentó un comportamiento similar (Tabla 2, Fig. 5), con dos tendencias durante los 35 días. En los primeros 12 días hubo una disminución del 25% de la concentración original, con el mayor contenido el primer día de 7.32 ug-at/l, y el mínimo de 1.88 ug-at/l a los 12 días semejante a los ortofosfatos, representada por la siguiente ecuación. $y=7.31x-1.69$, con una $r^2=0.99$ correspondiente a la curva rectificadora (Fig.3). Una segunda fase fue el incremento de 3.0 ug-at/l a los 15 días, a 16.6 ug-at/l a los 35 días. Esta última fue 2.2 veces mayor que la del contenido inicial; cuya ecuación a partir de los 15 días fue exponencial creciente siendo $\text{NH}_4^+ = -1.49 e^{t(0.08)}$ con una $r^2 = 0.89$ (curva rectificadora) (Fig. 4).

El exterior (agua lagunar) tuvo una variación temporal similar al de las jaulas pero con la mitad de contenido; así como un aumento de 9 ug-at/l equivalente a la mitad a los 35 días.

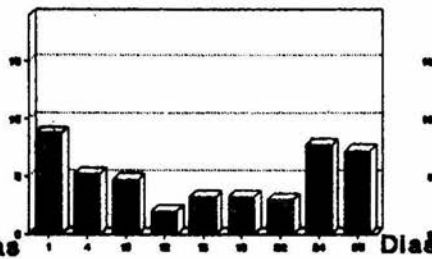
Tabla 2. Comportamiento de NH_4^+ en 15 jaulas, procedentes de la fertilización con material halofito en descomposición durante 35 días, en la Laguna de Huizache-Caimanero, México.

Muestreo Días	Jaula 1	Jaula 2		Jaula 3	Jaula 4
		-----ug-at N-NH ₄ /l-----			
1	1	4.37	7.87	6	
4	6.75	6.5	4.25		3.75
10	4.5	4.37	5.75		5
12	1	0.5	1		0.5
15	3.5	4	3		4
18	3.15	3	3		2.75
22	2.37	2.25	3.25		2.25
24	4.25	4.25	5.5		4.5
35	2.25	31	13.25		31
	Jaula 5	Jaula 6	Jaula 7	Jaula 8	
1	4.5	6.87	7.25	6.75	
4	4.5	4.25	4	4.25	
10	4.75	4.87	4.25	5.25	
12	2.5	2.75	0.5	1.5	
15	3.25	2.5	2.75	2.75	
18	10.75	2.12	3	2.25	
22	3.25	3	3.25	3	
24	6.5	4.25	3.75	4	
35	8.75	18.75	10.75		
	Jaula 9	Jaula 10	Jaula 11	Jaula 12	
1	8.25	8.75	8.25	8.75	
4	3	5.75	5.25	5.25	
10	4.25	4.62	5.5	4.75	
12	1.5	2	1.75	2	
15	2.5	2.5	3	3.25	
18	3.25	2.25	2.25	3.25	
22	3.25	3.75	3	3	
24	4.75	4.25	6.5	7.75	
35	1.72	15.75	43.5	7.25	
	Jaula 13	Jaula 14	Jaula 15	Jaula 16	
1	9.12	11	11.12	7.25	
4	5.25	4.5	3.5	6.5	
10	6.5	5.25	4.62	6	
12	3.5	2.75	4.5	3	
15	2.75	3.25	3	3.75	
18	3.5	1.75	2	3	
22	3.25	4.25	4.25	4.37	
24	4	5	5	5.75	
35	15.75	17.5	16.25	9	

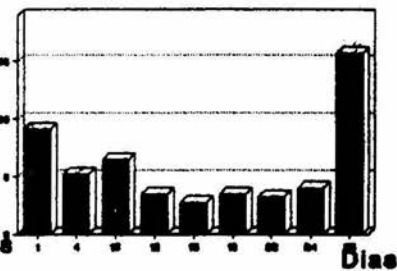
ug-at $N-NH_4^+$ /l



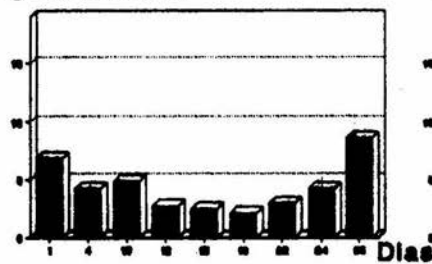
ug-at $N-NH_4^+$ /l



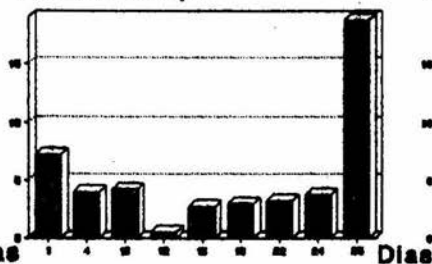
ug-at $N-NH_4^+$ /l



ug-at $N-NH_4^+$ /l



ug-at $N-NH_4^+$ /l



ug-at $N-NH_4^+$ /l

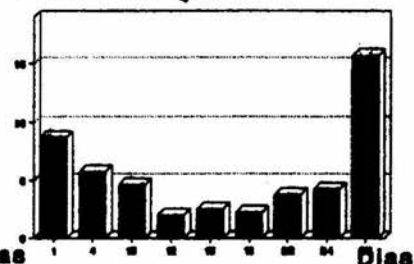


Figura 5. Comportamiento de el NH_4^+ durante 35 días en 6 de 15 jaulas experimentales de fertilización para consumo de material halofito en descomposición (detrito) por camarones penidos.

DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO (DBO). La DBO mostró un comportamiento similar para las 15 jaulas de cultivo (Tabla 3, Fig. 6). La máxima concentración fue en el primer día con 7.17 mg O₂/l, (203.0 ug-atC/l), y la mínima de 3.37 mg O₂/l, (104.1 ug-atC/l) a los 10 días; la disminución del contenido a los 10 días fue de 2.1 veces. En los 12 días restantes la DBO fue de 3.44 mg O₂/l.

Los niveles del exterior (agua lagunar); mostró su máximo de 7.8 mg O₂/l el primer día, y el mínimo de 2.4 a los 10 días; en el resto del tiempo la concentración fue inferior con respecto a las jaulas (2.9 mg O₂/l).



Tabla 3. Comportamiento de la DBO en 15 jaulas procedentes de la fertilización con material halofito en descomposición, en la Laguna de Huizache-Caimanero, México.

Muestreo Días	Jaula 1	Jaula 2	Jaula 3	Jaula 4
	-----mg O ₂ /l-----			
1	3.87	8.43	8.89	4.33
4	5.7	3.47	3.47	3.07
10	3.99	3.3	3.3	2.96
12	4.56	3.99	4.5	4.33
15	4.9	4.1	2.35	3.64
18	6.95	3.99	3.99	3.76
22	4.21	4.21	3.53	3.63
24	5.81	5.81	4.5	4.56
35				
	Jaula 5	Jaula 6	Jaula 7	Jaula 8
1	6.27	11.4	9.23	7.52
4	3.42	3.42	4.1	3.19
10	3.19	3.19	3.13	3.19
12	5.35	4.56	4.61	4.58
15	4.33	3.94	3.81	4.21
18	3.99	4.56	5.7	3.99
22	3.63	3.62	3.53	3.63
24	4.44	5.35	5.52	5.01
35				
	Jaula 9	Jaula 10	Jaula 11	Jaula 12
1	6.95	6.92	6.84	6.29
4	3.53	3.42	3.42	3.3
10	3.19	3.07	3.36	3.02
12	2.85	4.21	4.56	5.21
15	4.27	3.99	3.99	3.99
18	4.1	3.99	3.99	5.7
22	3.53	3.76	3.87	3.59
24	3.42	3.87	4.56	4.1
35				
	Jaula 13	Jaula 14	Jaula 15	Jaula 16
1	6.61	7.29	7.06	7.87
4	5.24	3.42	3.42	3.16
10	5.75	3.13	2.9	2.39
12	5.78	5.32	4.67	4.61
15	5.01	3.99	3.99	3.87
18	5.7	3.99	3.99	3.13
22	4.32	3.64	3.64	3.19
24	5.3	4.73	4.67	3.6

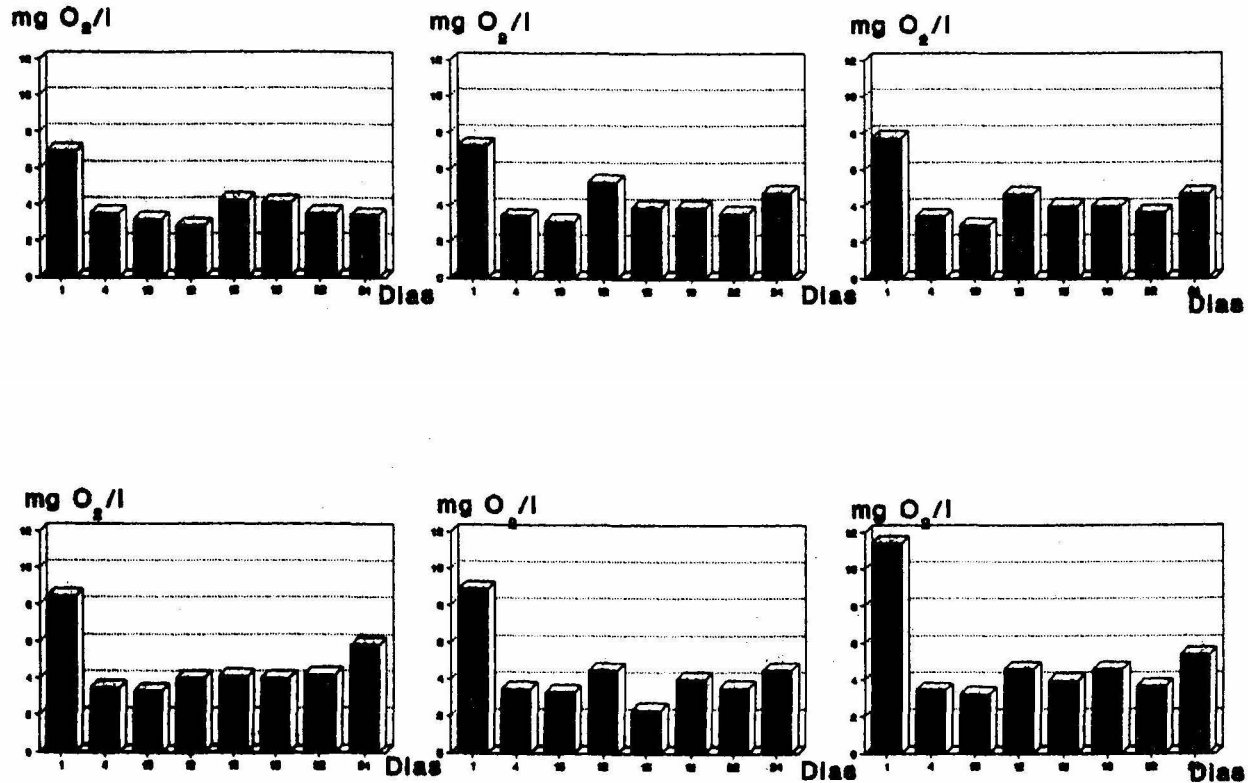


Figura 6. Comportamiento de la DBO durante 35 días en 6 de 15 jaulas experimentales de fertilización para consumo de material halofito en descomposición (detrito) por camarones penidos

DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO (DQO). Los niveles de la DQO oscilaron dentro de un intervalo de 2.5 a 3.5 mgO₂/l en 25 días. El cambio temporal de la DQO para las 15 jaulas experimentales de cultivo fue similar (Tabla 4, Fig. 7). El nivel máximo promedio se detectó el primer día con 11.86 mgO₂/l, (365 ug-atC/l), posteriormente una disminución del 30.2% al cuarto día, con 2.9 mgO₂/l, (104.1 ug-at/l). El contenido del exterior (agua lagunar); presentó un máximo de 2.4 mgO₂/l a los cuatro días y el mínimo a los 24 días de 8.0 mgO₂/l. Dentro de los 20 días restantes se mantuvo de 3.5 a 2.5 mgO₂/l.

La DBO en promedio fue 1.4 veces menor con respecto a la DQO al inicio del experimento, a partir del cuarto día y por el tiempo que duró el experimento la proporción correspondiente a la demanda química y biológica de oxígeno fue 1:1 (Fig. 8).

Tabla 4. Comportamiento de la DQO en 15 jaulas procedentes de la fertilización con material halofito en descomposición, en la Laguna de Huizache-Caimanero, México.

Muestreo Días	Jaula 1	Jaula 2	Jaula 3	Jaula 4
	-----mg O ₂ /l-----			
1	9.28	17.28	16.16	17.12
4	10.4	3.3	3.3	2.96
10	2.8	2.16	4.56	3.76
12	2	2.3	1.84	3.32
15	2.4	7.68	3.04	2.88
18	2.72	0.8	1.6	0.8
22	1.92	2.4	2.24	1.84
24	3.04	3.04	3.04	3.04
35	2.56	6.56	3.68	3.68
	Jaula 5	Jaula 6	Jaula 7	Jaula 8
1	16.8	14.4	9.6	5.92
4	3.19	3.19	3.13	3.19
10	2.16	4.72	1.2	3.12
12	3.6	4.88	2.64	3.28
15	2.4	2.24	2.4	1.92
18	6.72	4.64	2.4	1.12
22	3.52	3.84	2.08	3.2
24	7.52	3.04	3.04	3.2
35	3.68	4	6.56	
	Jaula 9	Jaula 10	Jaula 11	Jaula 12
1	9.28	10.56	10.08	10.72
4	3.19	3.07	3.07	3.02
10	3.12	2.64	5.68	3.6
12	3.36	5.52	3.44	6
15	2.56	4.32	3.2	3.04
18	3.2	0.64	3.2	4.48
22	1.92	2.08	2.88	2.4
24	3.04	3.2	4	3.04
35	1.6	3.84	5.76	3.2
	Jaula 13	Jaula 14	Jaula 15	Jaula 16
1	9.76	10.56	10.4	6.57
4	5.75	3.13	2.9	2.39
10	1.68	3.68	2	5.84
12	4.08	4.24	6	5.84
15	4	6.24	2.4	4.72
18	6.08	1.44	3.2	4
22	2.4	2.4	2.4	5.28
24	2.4	3.68	3.36	8
35				

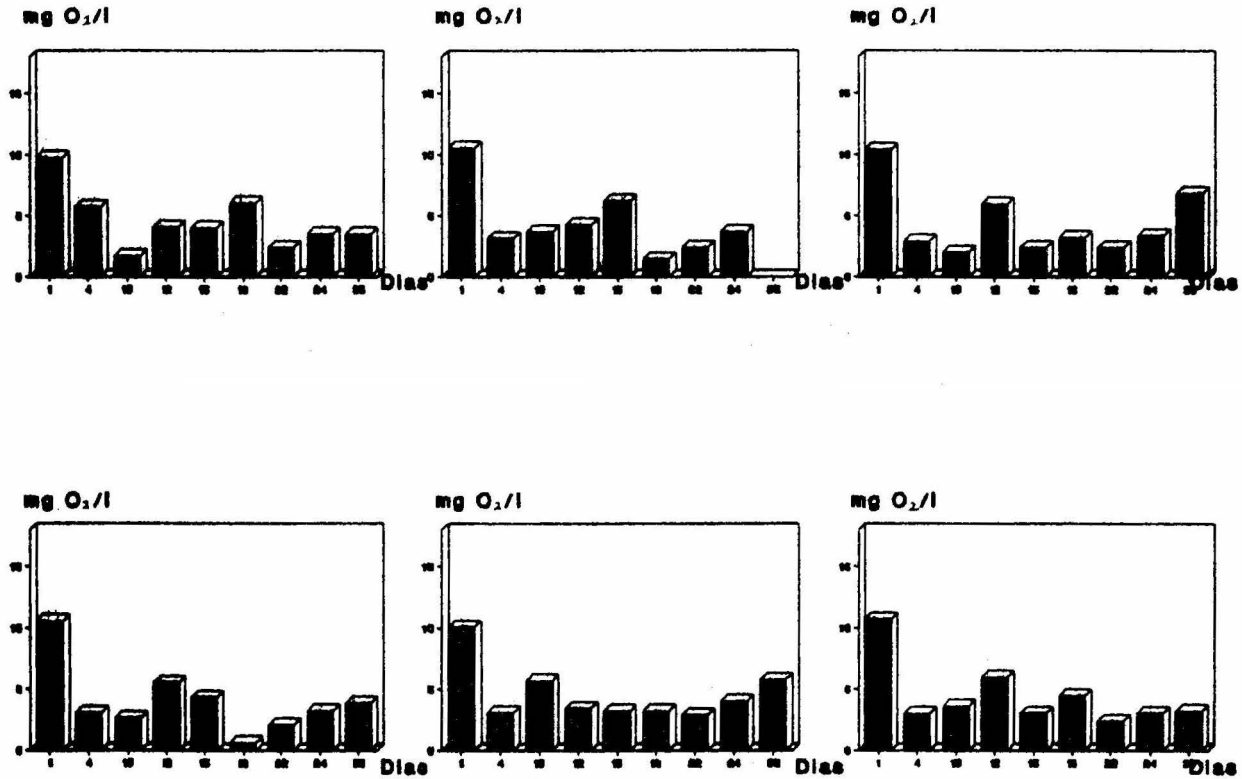


Figura 7. Comportamiento de la DQO durante 35 días en 6 de 15 experimentales de fertilización para consumo de material halofito en descomposición (detrito) por camarones penidos.

DISCUSION. NUTRIENTES.

La concentración de fósforo principalmente en la forma química de ortofosfatos es considerado como un elemento limitante, para la productividad de ambientes acuáticos (Boyd, 1979). Se ha determinado un desarrollo adecuado de los productores primarios en condiciones naturales con contenidos de 1.2-6.4 ug-at/l (de la Lanza, 1986b).

El enriquecimiento de nutrientes tales como el fósforo en ambientes acuáticos, promueve la productividad en fase acuosa (Hutchinson, 1957); que a su vez es consumida por el zooplancton (camarón entre otros invertebrados).

La adición del fertilizante y/o bioabono a las jaulas promovió condiciones favorables para el florecimiento del fitoplancton; reflejado en los niveles que se encontraron durante los 10 días iniciales (7.3-2.0 ug-at/l), dentro de lo reportado por los anteriores autores y Arredondo, (1992), para piscicultura.

El tiempo más apropiado para la utilización del bioabono de halofitas para mantener contenidos adecuados en aguas para fines de cultivo, lo representan adiciones de 1 Kg. de detrito de halofitas (con previo tratamiento) por cada 200 l. de agua, con repeticiones de cada 10 días.

La evaluación del detrito proveniente de halofitas como posible contaminante en el agua lagunar fue nulo, debido a que los contenidos no sobrepasaron los límites señalados para aguas eutrofizadas (Pillay, 1992); hacia el exterior el impacto fue aparentemente inexistente reflejado por los niveles inferiores al de las jaulas (Tabla 1). Lo anterior representa un control en la calidad de agua, en donde se persigue tener niveles óptimos que conduzcan a altas productividad sin provocar problemas ambientales en los espacios de cultivo así como en los alrededores (Pillay, 1992).

La disponibilidad de fósforo no solo afecta la fase acuosa sino también la sedimentaria no cuantificada en este trabajo; en donde las condiciones de oxidación-reducción, absorción y desabsorción modifican fuertemente su disponibilidad (Arenas y de la Lanza, 1990);

incluso el fósforo atrapado en el sedimento considerado como reserva, puede ser incorporado al sistema acuático a través de las raíces de plantas que actúan como bombas de fósforo (Mc. Roy, et al., 1972), y se estima que se genere mayor impacto (de la Lanza et al., 1992).

En acuicultura, existen diferentes tipos de fertilizantes, por lo que, se comparó el contenido de ortofosfatos procedente del bioabono de halofitas con excretas de cerdo obtenido en biodigestores. Vázquez, (1986), cuantificó un contenido de 8.8 mg P-PO₄/l por cada 555 Kg. de bioabono; el cual fue similar al liberado por el material halofito con 8.6 mg P-PO₄/l por cada 555 kg. lo que muestra una proporción en contenido de 1:1; sin embargo el tiempo de disponibilidad fue 90 días para el material halofito contra 126 días de las excretas de cerdo. Basado en lo expuesto anteriormente se comprueba que el material vegetal halofito presentó un menor tiempo, lo que para fines de acuicultura representa una alternativa mas.

Para el caso del amonio el intervalo de concentración que se considera adecuado para el desarrollo de biota en condiciones naturales es 2.5-10 ug-at N.NH₄/l, (de la Lanza, 1986b); El enriquecimiento de amonio al medio acuoso procedente del material halofito fertilizante se encontró dentro de los niveles considerados como óptimos (7.3-4.0 ug-at/l).

El rendimiento obtenido del amonio mostró que el bioabono de halofitas podría ser empleado adecuadamente en la fertilización de aguas destinadas para acuicultura, basadas en productores primarios acuáticos (7.3-4.9 ug-at/l).

El nivel adecuado de amonio durante los 10 días iniciales, resulta de la adición de 1 Kg. de bioabono halofito (con previo tratamiento) por cada 200 l. de agua, óptimo para la acuicultura.

La adición del fertilizante aportó adecuadas condiciones de amonio y fósforo en los primeros 10 días, lo que significó que el tiempo de retención para las posteriores adiciones debe ser dentro de este lapso

La adición del fertilizante o bioabono no incrementó o provocó contaminación de nutrientes en la fase acuosa del interior de las jaulas, así como tampoco se vió afectado el exterior, dado los niveles

inferiores de amonio (Tabla 2), comparado con lo registrado por de la Lanza et al. (1994) para aguas contaminadas (35.7 ug-at/l).

Para considerar la eficiencia y disponibilidad con respecto a otro tipo de fertilizante orgánico, como por ejemplo las excretas de cerdo en biodigestores, se encontró que la adición del detrito proveniente de halofitas (4.9-7.3 ug-at N-NH₄/l) presentó un superávit con respecto al trabajo de Vázquez, (1986) (0.8-7.5 ug-at N-NH₄/l). Además el fertilizante halofito dispuso amonio en esas concentraciones en 90 días y las excretas en 126 días lo que representa un menor gasto de tiempo.

El contenido de amonio presentó dos comportamientos, el primero en los 10 días iniciales, y el correspondiente a los 25 días restantes donde el incremento fue dos veces mayor que el inicial, que puede ser asociado entre otras causas con la baja capacidad de retención de amonio que tienen los sedimentos, que pueden causar una disminución en la absorción y acumularse en la fase acuática, como lo encontraron Arenas y de la Lanza. (1990), lo que conduce a inferir que la acumulación de amonio en la fase líquida está relacionada con el sedimento, no cualificado en este trabajo; además a la continuidad de disponibilidad del detrito particulado, (de la Lanza, 1991) dicha situación debe ser tomada en cuenta para el vaciado y la limpieza del estanque entre cada periodo de cultivo.

DEMANDA BIOLÓGICA Y QUÍMICA DE OXÍGENO (DBO, DQO).

El intervalo de la DQO (2.5-4.2 mg O₂/l), señaló contenidos bajos promedio de materia orgánica en las jaulas experimentales de cultivo de camarón fertilizadas con halofitas en descomposición; niveles bajos según criterio de de la Lanza, et al.(1986)

En las jaulas el bioabono halofito mostró tres etapas a través de las cuales la materia orgánica cuantificada como DBO y DQO (carga de carbono orgánico de fácil oxidación), continuó en proceso de descomposición, como lo han determinado otros autores, pero en una primera fase.

Sobresalió que la DBO en el primer día de la adición del fertilizante fue 1.4 veces menor que la DQO, lo cual refleja la mayor refractabilidad de los compuestos de celulosa y lignina hacia el ataque microbiano;

sin embargo a partir de los cuatro días posteriores fueron semejantes (proporción 1:1), que puede ser resultado, entre otras cosas, de la sedimentación del material particulado y su inmovilidad en el sedimento con formación de sustancias húmicas de difícil difusión.

Las tres etapas fueron (Fig. 8): A) Del 1o al 4o día, con decremento promedio del 70% de la DBO (8.6 a 3.5 y DQO de 11.8 a 3.8 mg O₂/l) lo que indicó una liberación de compuestos altamente hidrosolubles fáciles de ser utilizados según lo propuesto por Alexander, (1977); de la Lanza (1981); Raz-Guzmán y Sosa Luna, (1982); que también asocian al inicio del establecimiento de la microbiota degradadora del detrito. B) del 4o al 10o día en donde la degradación es lenta 0.2% (3.99-3.7 mg. O₂/l promedio tanto para DBO como DQO); en donde estos autores lo asocian a una mayor colonización de bacterias y hongos; C) de 10o al 35o día los niveles se mantuvieron en intervalo de 3.5 promedio mg O₂/l, lo que indicó el agotamiento de los hidrosolubles y la presencia de compuestos difíciles de degradar (0.02%), tales como la lignina, celulosa y hemicelulosa, considerado por Raz-Guzmán y Sosa Luna, (1982) en un estudio realizado con material halofito proveniente de la Laguna de Huizache-Caimanero, y hecho que asocian a que estos compuestos son consumidos muy lentamente por un grupo minoritario de organismos, y/o a su baja tasa de descomposición.

Desde el punto de vista ecológico, la previa descomposición de la vegetación halofita, y su posterior colocación *in situ* en la Laguna de Huizache-Caimanero, juega un papel importante, en relación a los procesos de continuidad mineralización, disponibilidad de nutrientes y fuente alimentaria para heterótrofos, y empleo en acuicultura con bajo impacto.

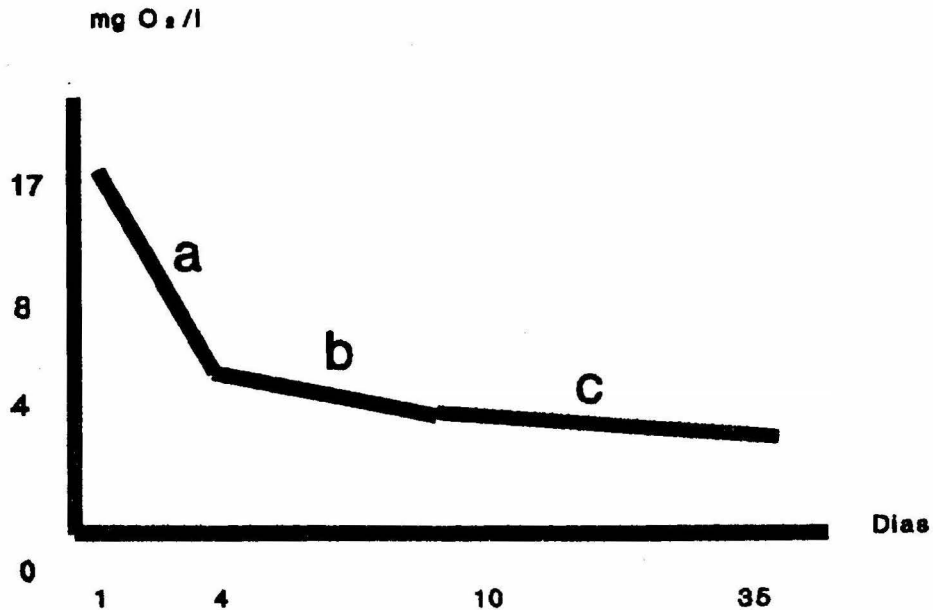


Figura 8. Segunda degradación proveniente del fertilizante halofito, en jaulas de cultivo de camarón, donde se muestra las tres etapas durante 35 días. a) 1 a 4o día, liberación de compuestos hidrosolubles. b) 4 a 10o día, subsecuente colonización por hongos y bacterias. c) descomposición lenta y estable.

CONCLUSIONES.

-Los niveles de disponibilidad de ortofosfatos y amonio en 35 días fueron semejantes para las 15 jaulas, lo que corrobora su reproducibilidad.

-La tendencia exponencial negativa de liberación de ortofosfatos con una $r^2=0.9$, mostró que se retira, asimila o se incorpora al sedimento a una tasa de tiempo menor y más predecible, a diferencia del amonio que presenta una asimilación lineal negativa con una $r^2=0.8$ retirándose ó reincorporándose más lentamente al sedimento.

-Para obtener una concentración de 7.3 a 2.0 ug-at/l de ortofosfatos y 7.3 a 4.0 ug-at/l de amonio usados como bioabono o fertilizante procedente de la descomposición de halofitas (durante 90 días), se requiere de un kilogramo / 200 l de agua.

-El tiempo adecuado para mantener concentraciones óptimas de fertilización de ortofosfatos y amonio para productores primarios en jaulas de cultivo de camarones peneidos corresponde a 10 días, lo que requiere de adiciones posteriores.

-La adición del bioabono no incrementó los niveles de ortofosfatos y amonio de manera ostensible en el interior, así como tampoco en el exterior de las jaulas.

-La homogeneidad en los contenidos de ortofosfatos puede ser resultado de la alta capacidad de retención de fósforo en el sedimento.

-Los altos contenidos de amonio al finalizar el experimento señalaron la baja capacidad de retención de amonio en el sedimento y/o la continuidad de descomposición del material detrítico halofito. Esto sugiere el vaciado y limpieza de jaulas o estanques entre cada periodo de cultivo.

-La DBO fue 1.4 veces menor que la DQO los cuatro días iniciales, lo que reflejo mayor refractibilidad de la celulosa y lignina; sin embargo en el resto de tiempo del experimento ambos parámetros fueron semejantes, resultado de la sedimentación del material particulado y su inmovilización en el sedimento con formación de sustancias húmicas.

-El proceso de descomposición del fertilizante o bioabono adicionado a las jaulas de cultivo mostró, a semejanza de la descomposición del material vegetal original, tres procesos pero de menor intensidad.

-a) en la primera fase se presentó la mayor pérdida de materiales disueltos, correspondiente al 70%, que se considera como alto consumo microbiano.

-b) la segunda etapa de degradación se asocia a una mayor colonización de bacterias y hongos, correspondiente a una disminución del 0.2%.

-c) la tercera etapa de degradación correspondió a la presencia de compuestos resistentes que no son accesibles a los degradadores inmediatamente, siendo la liberación lenta pero constante (0.02%).

-La carga de materia orgánica fue baja, pero adecuada para mantener un reciclaje de nutrientes en la fase acuosa.

-Dada la frecuencia de adición, el nulo impacto en el suministro del fertilizante o bioabono halofito en la fase acuosa, su potencialidad de cultivo agrícola y su naturaleza autóctona en la Laguna de Huizache-Caimanero, es una alternativa potencial en acuicultura.

LITERATURA CITADA

-Acharya, N.C. 1935. Studies on the Anaerobic Decomposition of Plant Materials.II. Some Factors Influencing the Anaerobic Decomposition of Rice Straw (*Oryza sativa*). 4(1):953-960.

-Alexander, M. 1977. Introduction to Soil Microbiology. Willey. Nueva York. 136-141 p.

-Alvares C. J., M.A. Aquino G., F. Alonzo R., J. B. Millan y F. Torres F. 1984. Composición y abundancia de las larvas de Peces en el Sistema Lagunar Huizache-Caimanero. Parte I Agua dulce 1978. An. Ints. Cienc. del Mar y Limnol. UNAM, 11((1): 163-180.

-APHA,1980. Standard Methods for the examination of water and wastewater, 14th ed. Inc. USA. 609 p.

-Arenas F. V. , 1970. Informe Final de las investigaciones correspondientes a hidrología y productividad en los planes piloto de Escuinapa y Yavaros. Ins. Biol. UNAM y SRH. 191-233.

-Arenas F. y De La Lanza E.1990. El Metabolismo como determinante de intercambio de nutrientes en sedimentos ricos en Materia Orgánica en una Laguna Costera. Ciencias Marinas, 16 (3): 45-62 p.

-Arredondo J.L.1992. Piscicultura. Breve descripción de los criterios y técnicas para el manejo de calidad de agua en estanques de piscicultura Intensiva. Secretaría de Pesca, Dirección General de Acuacultura 198 p.

-Ayala C. A., M. Gutiérrez y V. M. Malpica. 1970. Informe Final de los Estudios de Geología Marina en las Regiones de Yavaros, Son., Huizache-Caimanero y Agiabampo, Sin. Durante la Primera Etapa. Ints. Biol. UNAM y SRH.:3-190.

-Blake C. B. y F. Blake. 1981. Age determination in six species of fish from a Mexican Pacific coastal lagoon. *J. Fish Biol.* (1982) 18, 471-478.

-Boyd, C.E. 1979. *Water Quality in warmwater fish ponds.* Auburn University Auburn, Alabama 359 p.

-Chapa, S. H. y S. López R., 1969. Resultados preliminares del estudio ecológico y pesquero de las lagunas litorales del sur de Sinaloa, México. En: AYALA, C. y F.B. PHLEGER (EDS). *Lagunas Costeras: Simposio Mem. Simp. Inter. Lagunas Costeras.* UNAM-UNESCO. México, 1967. 653-662.

-Calderón, Pérez, J. 1977. Efecto de algunos factores físicos sobre la inmigración de postlarvas de **Peneus sp** en el Estero Agua Dulce del Sistema Lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa. Univ. Nal. Auton. de Mex. Tesis de Licenciatura (Biología) Fac. de Ciencias. 53 p.

-De La Lanza G. 1981. Importancia de la Materia Orgánica en los sedimentos de la Laguna de Huizache-Caimanero, Sinaloa México. Tesis Doctoral Ciencias del Mar. CCP P del CCH. 93 p.

-De la Lanza, E. G. 1986a. Química de la Fase Sedimentaria en las Lagunas Costeras. I Reunión Alejandro Villalobos. Publicaciones Especiales de Inst. de Biol. Univ. Nal. Auton. de Mex. 200-213.

-De la Lanza 1986b. Calidad ambiental de la Laguna de Mezcaltitlan, Nayarit, México, Durante el estiaje: *An. Inst. Cienc. del Mar y limnol.* UNAM, 13 (2) 315-328.

-De la Lanza G., Rodríguez M., Soto L. 1986. Ensayo Experimental Del Consumo De Detritos de Halofitas Por Los Camarones Peneidos **Penaeus vannamei** Y **P. stylirostris**. *Ann. Inst. Biol..UNAM.* 57, Ser. Zool. (1): 199-212.

-De la Lanza, E. G. 1991. Importancia ecológica de los ciclos biogeoquímicos en los sistemas lagunares. En: Figueroa-Torres., Alvarez-Silva, C. Esquivel-Herrera, A. y Ponce Márquez M. E. (Eds.) Físicoquímica y Biología de las lagunas costeras mexicanas. Serie grandes temas de la Hidrobiología 1 Univ. Autón. Metropolitana- U I: 7-24

-De la Lanza E, G., Hernández, S., Conde Gómez, J. y García Calderón J. L., 1992. Hidrología y difusión de nutrientes en sedimentos de drenes agroindustriales periféricos de la Laguna Ensenada del Pabellón, Sin. Memorias de los Resúmenes del IV Congreso Latinoamericano de Investigación en Ciencias del Mar. Universidad Católica de Chile, Coquimbo Noviembre de 1992.

- De la Lanza E, G., 1994. Química de lagunas costeras. En: De la Lanza, G. y Cáceres M.C. (Eds). Las Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano. Universidad Autónoma Baja California Sur.

-Fenchel, T. 1977. Aspects of the Decomposition of seagrasses. En: McRoy, C. P. and Helfferich, C. (ed). Seagrass Ecosystems a Scientific Perspective. Marcel Dekker, Inc., Nueva York 123-145.

-García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen. UNAM. Instituto de Geografía. 246p.

-Godshalk, L.G. y Wetzel, G.R. 1978a. Decomposition of Aquatic Angiosperms. I. Dissolved Components. Aquat. Bot. 5:281-300.

-Godshalk, L.G. y Wetzel, G.R. 1978b. Decomposition of Aquatic Angiosperms. II. Particulate Components. Aquat. Bot. 5: 301-327.

-Godshalk, L.G. y Wetzel, G.R. 1978c. Decomposition of Aquatic Angiosperms. III. *Zostera marina* L. and a Conceptual Model of Decomposition. Aquat. Bot. 5: 329-354.

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

-Golterman, L.H. 1975. Physiological Limnology. Elsevier Scientific Publishing Company. USA. 489 p.

-Hutchinson, G.E. 1957. A treatise on Limnology. Vol. I Geography, Physics, and Chemistry. John Wiley and Sons, Nueva York. 1815 p.

-Kenworthy, J.W. y Thayer, W.G. 1984. Production and Decomposition of the Roots and Rhizomes of Seagrasses, **Zostera marina** and **Thalassia testudinum** in temperate and subtropical Marine Ecosystems. Bull. Mar. Scien. 35 (3): 364-379.

-Kudryavtsev, V. M. y Kudryavtseva, N.A. 1982. Decomposition of **Potamogeton lucens** L. in the littoral of the Rybinsk Reservoir. Hidrobiological Journal. 18 (5):67-72.

-Lankford, R. R., 1977. Coastal Lagoons of Mexico, Their Origin and Classifications, Estuarine Processes, vol. II. Circulation, sediments, and transfer of material in the estuary. Martin Wiley Ed. Academic Press, New York, pp. 182-215.

-Mc Hugh, J. L., 1976. Estuarine Fisheries: Are they doomed ?. En: Wiley, M. (Ed.). Estuarine Processes, Vol. 1. Academic Press, Nueva York: 15-27.

-Mc Roy, R.J. Barsdate, and M. Nebert. 1972. Phosphorus cycling in a eelgrass (**Zostera marina**.) ecosystem. Limnol. Oceanogr. 17 (1): 58-67.

-Oliva, Martínez G. 1978. Estudio parcial de la vegetación sumergida de la Laguna Caimanero y Marisma Huizache, Sin. Tesis de Licenciatura (Biología). Fac. de Ciencias. UNAM. 51p.

-Pellikan, G.C. 1984. Laboratory Experiments on eelgrass (**Zostera marina** L.) decomposition. Netherlands Journal of Sea Research. 18 (3/4): 360-383.

-Pillay, T.V.R. 1992. Aquaculture and the environment. Fishing News Books Imprint of John Wiley and Sons inc. N.Y. Toronto. 189 p.

-Porras, D.D., 1981. Sobre la utilización en acuicultura de fertilizantes orgánicos (Desechos y Excretas). Área de hidrobiología. Escuela de Ciencias Biológicas Univ. Autóm. Edo. Morelos, México: 1-17

-Quasim, S.A. y Sankaranarayanan, N.V. 1972 Organic decomposition of a Tropical Estuary. Mar Biol. 15:193-199.

-Raz-Guzmán M. L. A. y M. R. Sosa Luna 1982. Evaluación de la degradación de vegetación halofita y su importancia en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura (Biología). Fac. de Ciencias. UNAM. 97p.

-Sarmiento, S., 1986. Descomposición de vegetación halofita bajo condiciones experimentales aeróbicas y anaeróbicas, con las modalidades luz y oscuridad. "Tesis de Licenciatura (Biología). Fac. de Ciencias. UNAM. México. 54p.

-Strickland, J. D. y R. Parson, 1978. Practical handbook of sea water analysis. Journal of the Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 167:311 p

-Valiela, I., Wilson, J., Buchsbaum R., Rietsma C., Bryant, D., Foreman, K., and Teal, J. 1984. Importance of chemical composition of salt marsh litter on decay rates and feeding by detritivores. Bull. Mar. Sci. 35 (3):261-269.

-Vázquez, G.A. 1986. Estudio de la calidad y variación temporal del excremento de cerdo fermentado, utilizado en la granja integral de policultivo de Tezontepec de Aldama, Hidalgo. Tesis de Licenciatura (Biología). Esc. Nac. de Est. Prof. Iztacala, UNAM. México. 58 p.

-Woaynarovich, E., 1980. Utilization of piggery wastes in fish pond. En: Pullin, R.S.V. y Shehadeh 2.H. (EDS). Agricultural wastes. (10): 125-128.

-Wolff, J.W. 1980. Aspect of the Chemistry of Estuaries. En: Olausson, E. and Cato, I. (eds), Chemistry and Biochemistry of Estuaries. John Wiley and Sons. New York. p. 264-290.

-Zieman, J.C., Macko, S.A. y Mills, A.L. 1984. Role of seagrasses and mangroves in estuarine food webs: temporal and spatial changes in stable isotope composition and amino acid content during decomposition. Bull. Mar. Sci. 35 (3): 380-392.