



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

“DESCOMPOSICION DE VEGETACION HALOFILA  
BAJO CONDICIONES EXPERIMENTALES DE  
AEROBIOSIS Y ANAEROBIOSIS, CON LAS  
MODALIDADES LUZ Y OBSCURIDAD”

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 :

MARIA DE LOS ANGELES SARMIENTO SANCHEZ

México, D. F.

1986



## **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 está 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.

## I N D I C E

Glosario.....	1
Resumen.....	2
Introducción.....	4
Antecedentes.....	8
Justificaciones y objetivos.....	11
Material y metodología.....	12
Resultados.....	15
Discusión.....	34
Conclusiones.....	47
Recomendaciones.....	49
Bibliografía.....	50

## G L O S A R I O

Cox	Carbono orgánico de fácil oxidación
CHO	• Carbohidratos solubles
CHON	Proteínas
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
Eh	Potencial redox
C/N	Proporción de carbono y nitrógeno
A. L.	Aeróbico con Luz
An. L.	Anaeróbico con Luz
A. O.	Aeróbico con Oscuridad
An. O.	Anaeróbico con Oscuridad

DESCOMPOSICION DE VEGETACION HALOFILA BAJO CONDICIONES EXPERIMENTALES DE AEROBIOSIS Y ANAEROBIOSIS, CON LAS MODALIDADES LUZ Y OSCURIDAD

RESUMEN

El presente trabajo de descomposición de vegetación halófila bajo condiciones experimentales de aerobiosis y anaerobiosis, con las modalidades luz y oscuridad, evaluó por triplicado la mezcla de cuatro especies recolectadas de la laguna de Huizahue-Caimanero (Salicornia subterminalis, Sesuvium portulacastrum, Suaeda tampsicensis y Cressa truxillensis), registrando semanalmente el aporte de compuestos liberados en el agua y la diferencia de tiempo en la degradación y liberación, productos de la descomposición.

El contenido de carbono orgánico de fácil oxidación presentó una mayor disponibilidad en aerobiosis, alcanzando valores de 80.75 mg/g; asimismo se alcanzaron los máximos rendimientos de proteínas con 34.25 mg/g, mientras que el contenido de azufre presentó los mejores resultados en anaerobiosis, con 351 ug/g, justificable a dicha condición y a la actividad de bacterias sulforeductoras. En cuanto a los resultados de los carbohidratos, demanda bioquímica de oxígeno y amonio, las diferentes condiciones experimentales no mostraron un curso definido en la descomposición; el primero se justifica al variable ciclo energético del carbono de los carbohidratos que constituye una de las fuentes de energía para el metabolismo microbiano; en lo referente al amonio su concentración máxima fue de 13.8 mg/g que aunque bajo, señala el posible uso de las halofitas en la obtención de bioabono.

La proporción de C/N calculada en base al carbono orgánico de fácil oxidación y el nitrógeno proteico, revela que el tiempo más apropiado en la obtención de este nitrógeno disuelto es de 28 días, donde alcanza una proporción de C/N de 5.78/1.31 (4.4), representando una valiosa fuente alimenticia para consumidores de

tritos.

En cuanto a las modalidades luz y oscuridad empleadas en -- las condiciones exnerimentales, el efecto luz fue el de mejor rendimiento para el azufre y amonio, señalando una relación de actividad reductora específica bacteriana.

Los rendimientos obtenidos de nitrógeno proteico mostraron -- que el proceso de descomposición de halofitas podría ser empleado para la obtención de bioabono, ya que presenta 850mg/l de nitrógeno de este origen entre los 21 y 42 días, semejantes a las obtenidas en digestores utilizados para la acuicultura. Específicamente esto se obtiene, cuando el material vegetal halófilo es presecado antes de que sea sometido a la descomposición como aquí se observó que actúan como una modalidad de un digestor.

Los resultados de carbono orgánico de fácil oxidación, carbohidratos, proteínas, demanda bioquímica de oxígeno, azufre y amonio en el análisis del material halofito de los triplicados, registtraron en general un comportamiento diferente entre sí, revelando que el proceso de descomposición difícilmente puede ser reproducible, si no se considera un control técnico más cuidadoso. Los registros de temperatura, pH y potencial redox son sin duda, algunos de los parámetros que se deben tomar en cuenta en el control de la descomposición bajo condiciones experimentales de laboratorio y -- utilización del material halofito como bioabono.

## INTRODUCCION

Una de las fuentes importantes de materia orgánica en la zona costera, la constituyen la comunidad de halofitas; en las que forma parte aquella vegetación terrestre de transición que crece durante la época de sequías en áreas desecadas de lagunas y estuarios (De la Lanza et al., 1986).

Las halofitas comprenden microorganismos vegetales y plantas vasculares tolerantes a la sal (Mudie, 1974), las cuales se han clasificado en relación a su tolerancia a la sal en miohalofitas y euhalofitas (Waisel, 1972).

Existen numerosas publicaciones acerca de la fisiología de las halofitas en cuanto a su tolerancia a la sal y los mecanismos implicados en esto, así como sobre su biología y ecología en ambientes salobres (Queen, 1974). Sin embargo, escasos son los estudios que se refieren a la vegetación halófila transicional en sistemas litorales, sobre todo en lo que respecta a su participación energética a través de los procesos de descomposición.

Es importante señalar que el mayor enfoque sobre el estudio de los detritos ha sido en macrovegetación sumergida y manglar, sobre todo a nivel de cadenas alimentarias. Una de las contribuciones más citadas es la de Odum y De la Cruz (1967).

La continua disponibilidad de nutrimentos para los consumidores es mantenida por la descomposición; este proceso frecuentemente es llamado mineralización, ya que la mayor parte de los nutrientes orgánicos son reoxidados a nutrientes inorgánicos por microorganismos, sin la necesidad de una fuente de energía externa (Golterman, 1975).

Las aguas naturales contienen materia orgánica en forma disuelta y particulada, algunas la presentan también en forma coloidal (Golterman, 1975). En su descomposición, parte de la materia orgánica particulada se transforma en disuelta, donde el carbono -

orgánico detrítico es un recurso en los sistemas acuáticos. Otra forma de descomposición es la conversión de biomasa vegetal a biomasa animal, como producto secundario, ya que se presenta una disipación neta de carbono y energía en el proceso (Godshalk y Wetzel, 1978a).

La descomposición de la materia orgánica sintetizada por los productores primarios se inicia inmediatamente después de que los organismos mueren, a través de la lixiviación, autólisis y posteriormente por la acción bacteriana, transformándola por procesos de mineralización a compuestos inorgánicos simples (De la Lanza, 1986). Los microorganismos que mineralizan el material orgánico muerto, incluyen bacterias, hongos y ciertas levaduras (Golterman, 1975).

La descomposición puede tener lugar bajo condiciones aeróbicas o anaeróbicas. En aerobiosis se presenta una rápida y eficiente utilización de la materia orgánica disuelta impidiéndose su acumulación, mientras que en anaerobiosis el proceso es lento con acumulación de materia orgánica disuelta (Godshalk y Wetzel, 1978a).

A pesar de que la materia orgánica se remineraliza más rápido bajo condiciones aeróbicas que anaeróbicas, este último proceso asegura un flujo continuo de materiales energéticos; pero por otro lado, la tendencia fácil de formar complejos de diferente talla molecular y grado de transformación bacteriana, conducirán también a la formación de sustancias húmicas (De la Lanza, 1986).

Los principales productos finales de la descomposición aeróbica incluyen dióxido de carbono, nitratos, sulfatos, fosfatos, -- agua y residuos resistentes a ser degradados. Característicamente la degradación anaeróbica produce dióxido de carbono, metano, amonio, aminas, mercaptanos, sulfuro de hidrógeno y compuestos resistentes (Stevens, 1976).

La vegetación lagunar muerta inicia su descomposición en la columna de agua a través de una serie de procesos físicos, químicos

cos y biológicos en un periodo muy variable, dependiendo de la magnitud de la producción y la calidad de los materiales. Mientras el agua se enriquece de compuestos solubles, como carbohidratos, nitrógeno orgánico y algunas sales, el sedimento recibe compuestos -- como lignina, celulosa y proteínas (De la Lanza, 1986).

No todos los constituyentes de los cuerpos de los animales y plantas se descomponen a la misma velocidad. En efecto las grasas, los azúcares y las proteínas se descomponen fácilmente, contrastando con compuestos resistentes como la celulosa y la lignina, entre otros. Los productos más resistentes a la descomposición pasan a formar el humus (Odum, 1972), constituyéndolo todo tipo de compuestos orgánicos que no se encuentran como tales en organismos vivos (proteínas, carbohidratos, aminoácidos, grasas, aceites, etc.) (De la Lanza, 1986).

Considerando lo anterior Godshalk y Wetzel (1978a) proponen para la interpretación de los estudios de descomposición, se tome en cuenta la composición elemental de las plantas y sus derivados, por la estrecha relación fisiológica entre el carbono y otros elementos que proporcionan información sobre la descomposición, así como las transformaciones involucradas de otros elementos.

Se pueden citar cuatro factores importantes de los que dependen de la descomposición en condiciones naturales y que son mencionados por diversos autores:

- 1) La temperatura del medio, que se encuentra en relación a los factores ambientales y cambios de estación (Godshalk y Wetzel, 1978a; Kudryavtsev y Kudryavtseva, 1982), teniendo un marcado efecto en el proceso de descomposición (Valiela et al, 1984).
- 2) El aporte de oxígeno al agua, que determinara la velocidad de descomposición (Kudryavtsev y Kudryavtseva, 1982), así como el grado de acumulación de materia orgánica disuelta, en condiciones oxigenadas ó en situaciones anóxicas (Godshalk y Wetzel, 1978a).
- 3) La composición química de las plantas que se encuentra en rela-

ción a la edad de estas (Kudryavtseva y Kudryavtseva, 1982), cambiando su composición elemental durante su ciclo de vida, pudiendo ser trasladado a otros órganos (Pellikaan, 1984).

4) Los microorganismos que producen la descomposición de los residuos vegetales, cuya principal función en el ecosistema es mineralizar la materia orgánica en compuestos inorgánicos simples, los cuales serán reciclados (Góltzman, 1975).

Independientemente existen otros factores que afectan la descomposición, siendo la calidad química de los detritos de gran significado para el consumo y crecimiento de los organismos detritívoros (Valiela et al, 1984).

## 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 y limnólogos por el estudio de la productividad macrofítica, la descomposición de la materia orgánica y el destino de los detrritos disueltos y particulados, su importancia en las cadenas alimenticias, y los ciclos minerales en los sedimentos.

Especialmente los trabajos relacionados con el presente tema se encuentran el de Acharya (1935), que estudió la descomposición anaeróbica en la paja de arroz, así como los factores que la modifican. Qasim y Sankaranarayanan (1972), determinaron la composición de detritos orgánicos en un estuario de la India y el contenido calórico 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 detrritos. 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, comparando éste 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 testudinum y Zostera marina en ecosistemas templados y subtropicales. Pellikaan (1984), - estudió la descomposición de detrritos y pastos verdes de Zostera marina bajo condiciones de aeróbiosis y anaeróbiosis y los cambios

químicos que sufre en el tiempo.

Godshalk y Wetzel (1978a), encontraron que el oxígeno es un factor limitante en la descomposición de la materia orgánica disuelta, siendo en condiciones aeróbicas más rápida la descomposición que en anaeróbiosis, estableciendo que los tejidos de las plantas vasculares son la mayor fuente de materia orgánica disuelta, especialmente en lagos con buen desarrollo de zonas litorales. La cantidad y la calidad del carbono detrítico disuelto y el subsecuente metabolismo estará entonces influenciado fuertemente por la composición del tejido y de las especies de plantas de las cuales se --origina.

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 Pellikaan (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.

Qasim 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 detritívora, 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 benthicos.

Zieman, et al (1984), en buena parte evidenciaron que los or

ganismos detritívoros derivan en gran medida 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 Acuáticas del Instituto de Biología (UNAM), bajo el programa de productividad de la zona costera. Entre estos está el de Rac-Guzmán y Sosa (1982), quienes efectuaron un estudio de la degradación de la vegetación halófila (Salicornia subterminalis, Sesuvium portulacastrum, Suaeda tancicensis y Cressa truxillensis), 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 Huizache-Caimanero, Sinaloa.

De la Lanza, et al (1986), integraron una serie de informaciones enfocadas a la diagénesis de la materia orgánica en sedimentos lagunares, tendiente a aquellas transformaciones aeróbicas y anaeróbicas en esa fase.

## JUSTIFICACIONES

México cuenta con un amplio sistema litoral, en el cual las lagunas costeras representan un potencial muy grande debido al -- aporte de materia orgánica en diferentes estados de descomposición, tanto de origen animal como vegetal, que suministran elementos nutricionales para especies consumidoras que habitan en las lagunas. El fitoplancton, las algas y las macrofitas acuáticas son los productores primarios, en la compleja cadena alimenticia que presentan estos ecosistemas (Romanenko et al., 1982). Igualmente la vegetación halófila, que se establece en la época seca del año y se -- descompone cuando el agua llega a su nivel normal en las lagunas, constituye otra fuente de materia orgánica (Arenas y De la Lanza, 1981).

Debido a sus características adaptativas esta última comunidad vegetal, por ser la más abundante y descomponerse estacionalmente en las lagunas, representa un mecanismo importante de reincorporación de nutrimentos al ecosistema, así mismo el proceso de descomposición de este material vegetal implica la formación de detritos asociados a una diversa comunidad microbiana. Por tal motivo y considerando lo anterior, es importante conocer los compuestos liberados durante la descomposición de la vegetación halófila bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas y el aporte de estos a la columna de agua bajo condiciones de laboratorio, estableciendo posibles relaciones del aporte de este material con la productividad primaria y de consumo por detritófagos (De la Lanza, 1986) de un sistema lagunar como el de Huizache-Caimanero.

## OBJETIVOS

1. Determinar bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas con luz y obscuridad de laboratorio, la evolución de la descomposición de la vegetación halófila.

2. Registrar semanalmente la temperatura y algunos compuestos liberados en el agua como producto de la descomposición halófila, tales como: carbono orgánico de fácil oxidación, carbohidratos solubles, proteínas, amonio y azufre, calculando la proporción de carbono y nitrógeno protéico en base al contenido de carbono orgánico de fácil oxidación y el nitrógeno protéico.

3. Estimar la demanda química de oxígeno requerido por los microorganismos para descomponer la materia orgánica como producto de la descomposición.

4. Estimar la diferencia de tiempo en la degradación y liberación de compuestos en las condiciones experimentales y sus correspondientes modalidades.

5. Evaluar la posibilidad de emplear estas halofitas como posible fuente de bioabono.

#### MATERIAL Y METODOLOGIA

Del sistema lagunar Huizache-Caimanero se recolectó una mezcla heterogénea de las cuatro especies más abundantes de halofitas Salicornia subterminalis, Sesuvium portulacastrum, Suaeda tancicensis y Cressa truxillensis, que fueron transportadas al laboratorio para la realización de la parte experimental, recolectándose durante 3 ocasiones en diferentes periodos estacionales (triplicados). Dicho material fue fragmentado a tallas de 1 cm aproximadamente y mezclado con agua cuya salinidad fue de 10 ‰. Esta mezcla fue colocada en recipientes de plástico bajo condiciones ambientales de aerobiosis y anaerobiosis con modalidades de luz y oscuridad como se muestra en la figura I.

Bajo estas condiciones se dejó que el proceso de descomposición se llevara a cabo en aproximadamente un mes tiempo considerado como adecuado tanto para la formación de bioabono (De la Lanza et al, 1986), como para la liberación de compuestos de bajo peso molecular y su mineralización y evitar la dominancia de compuestos

rafractarios. Sin embargo, en uno de los experimentos se estimó -- convenientemente prorrogar este tiempo, con el fin de conocer su -- comportamiento químico (56 días) en un tiempo más largo.

Se realizaron análisis semanales del material acuoso en cada recipiente para:

- a) Carbono orgánico de fácil oxidación soluble, por el método de -- oxidación húmeda con permanganato de potasio en medio alcalino --- (Carlberg, 1972).
- b) Carbohidratos solubles, que se estimaron por el método colorimétrico de antrona de Fairbairn (1935) y Roe y Zill (1956), modificado por Deriaz (1961) vide Allen (1974).
- c) Proteínas solubles, por la reacción colorimétrica de Biuret modificada por Ellman (1962), en medio fuertemente alcalino ( Polin-Lewry).
- d) Demanda química de oxígeno, por el método de Golterman (1971).
- e) La proporción de C/N, se calculó con base en el contenido de -- carbono orgánico de fácil oxidación y el nitrógeno protéico.
- f) La temperatura, a través de un termómetro convencional.
- g) Amonio, por método de electrometría (Whitfield y Jagner, 1981).
- h) El azufre disuelto, pH y potencial redox según APHA, et al (1963).
- i) Los resultados fueron expresados por mg de concentración/ g de material vegetal.
- j) Se elaboraron gráficas que representaban la concentración del -- parámetro químico en función del tiempo, con el objeto de hacer un seguimiento del mismo.

35-56 días de descomposición  
y análisis semanales de CO<sub>2</sub>,  
CH<sub>4</sub>, CHO N, DBO, NH<sub>4</sub>, S, -  
pH y Et.

Halófitas recolectadas  
(Salicornia subterminalis, Sesuvium portulacastrum,  
Suaeda tampicensis y Cressa truxillensis)

↓  
Fragmentación  
(aproximadamente de 1 cm)

↓  
140 Kg de muestra  
+  
240 l de agua  
(10 ‰)

↓  
Homogeneización

↓  
60 l de agua + 35 Kg de muestra  
(dividido para cada recipiente)

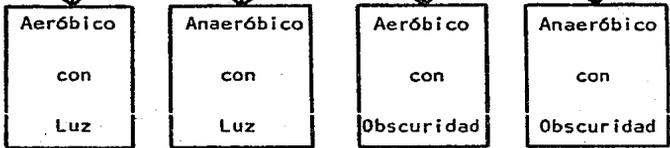


Fig. 1. Diagrama del método experimental llevado a cabo en el laboratorio para cada triplicado.

## RESULTADOS

La evolución en la concentración de carbono de fácil oxidación (Cox), mostró en todas las modalidades bajo aerobiosis y anaerobiosis, un comportamiento heterogéneo a lo largo del lapso de descomposición, con una tendencia generalizada al incremento al final del período experimental, a excepción del primer triplicado, que señaló en todas las modalidades una marcada oscilación con valores bajos de concentración. Los máximos fueron entre los 35 y 56 días, alcanzando valores de 80.75 mg/g en condiciones aeróbicas y la modalidad luz, mientras que los más bajos se registraron a los 14 y 21 días, con 2.31 mg/g (Tabla 1) en condiciones aeróbicas con obscuridad (Fig. 1).

El contenido de carbohidratos (CHO) presentó un rápido decremento en los triplicados 2 y 3, en todas las modalidades de aerobiosis y anaerobiosis entre los primeros 14 días con mínimos de 1.13 mg/g, inclusive esta disminución se observó hasta los 21 días (Fig. 2). Sin embargo en el triplicado número 1 se alcanzaron los máximos en el mismo período (14 días), en todas las modalidades, sobresaliendo el de anaerobiosis a la obscuridad con valores de 147.01 mg/g (Fig. 2-d; Tabla 2).

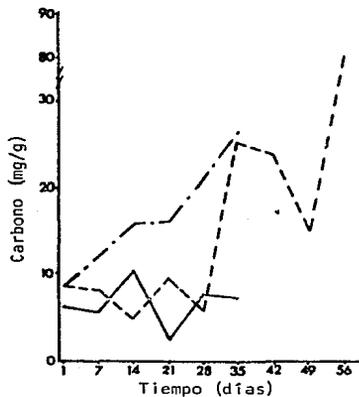
Especialmente el triplicado 2 a partir de los 35 días presentó un aumento significativo sobre todo en la modalidad luz de la condición aeróbica (Fig. 2-a).

Las fuertes disminuciones iniciales de los carbohidratos fueron acompañadas por pequeños incrementos de Cox, sin correspondencia en sus concentraciones.

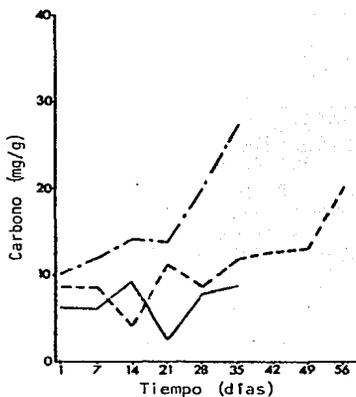
Las proteínas (CHON) presentaron en los triplicados 1 y 2 un incremento entre los 21 y 42 días para todas las condiciones experimentales y sus modalidades (Fig. 3), alcanzando un máximo de --

Tabla 1. Evolución del contenido de carbono orgánico de fácil oxidación (Cox) en miligramos por gramo de hoja para cada triplicado, en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-obscuridad, en relación al tiempo de descomposición.

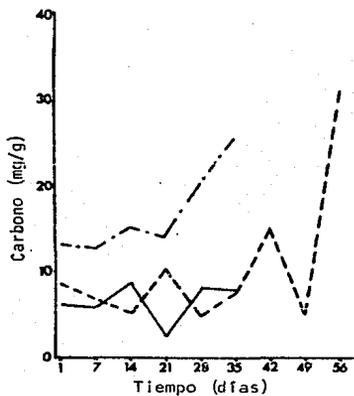
Condición Experimental	Tiempo de descomposición del Cox (días)									Máx	Mín	
	1	7	14	21	28	35	42	49	56			
<b>Triplicado 1</b>												
A. L.	6.34	5.66	10.46	2.47	7.77	7.36					10.46	2.47
An. L.	6.34	5.98	8.74	2.32	8.02	7.98					8.74	2.32
A. O.	6.34	6.14	9.34	2.31	7.94	8.87					9.34	2.31
An. O.	10.36	13.95	21.9	6.16	22.6	18.75					22.6	6.16
<b>Triplicado 2</b>												
A. L.	8.57	8.14	4.9	9.76	5.78	25.3	23.8	15.16	80.75	80.75	4.9	
An. L.	8.57	6.83	5.23	10.25	4.80	7.48	15.01	4.99	31.25	31.25	4.80	
A. O.	8.57	8.50	4.21	11.13	8.63	11.9	12.65	13.1	20.1	20.1	4.21	
An. O.	9.56	8.82	5.84	12.1	9.11	11.45	11.55	11.55	20.05	20.05	5.84	
<b>Triplicado 3</b>												
A. L.	8.68	12.05	15.95	16.2	21.0	26.5					26.5	8.68
An. L.	13.25	12.85	15.15	14.15	20.05	25.55					25.55	12.85
A. O.	10.06	11.95	14.1	13.9	20.2	27.6					27.6	10.06
An. O.	9.22	13.6	15.55	14.7	21.3	26.35					26.35	9.22



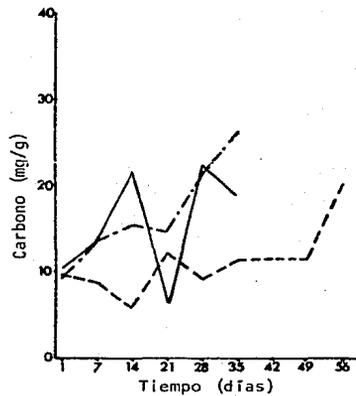
a) Aeróbico con luz



b) Aeróbico con oscuridad



c) Anaeróbico con luz



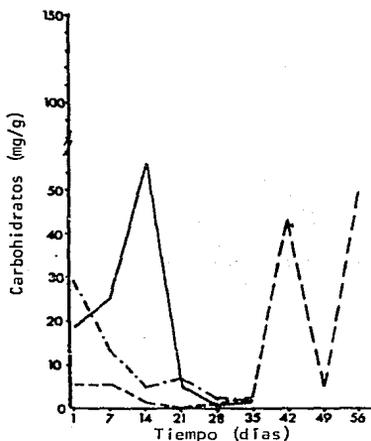
d) Anaeróbico con oscuridad

Triplicado 1 (—)      Triplicado 2 (---)      Triplicado 3 (-·-·-)

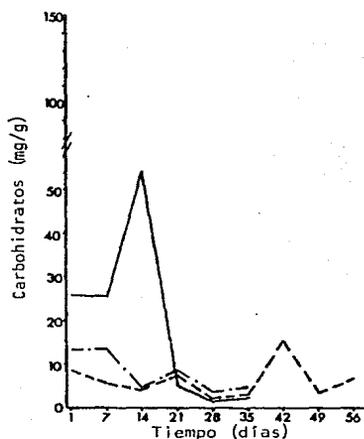
Fig. 1. Evolución de Cox (mg/g) durante el tiempo de descomposición del material halófito en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-oscuridad.

Tabla 2. Liberación de carbohidratos solubles (CH O) en miligramos por gramo de hoja para cada triplicado, en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-obscuridad, en relación al tiempo de descomposición.

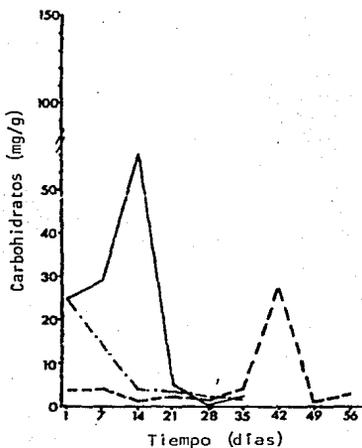
Condición Experimental	Tiempo de descomposición de CH O (días)									Máx	Mín	
	1	7	14	21	28	35	42	49	56			
Triplicado 1												
A. L.	18.19	25.18	64.57	4.62	0.50	1.36					64.57	0.50
An. L.	24.53	29.18	73.01	4.93	0.34	2.03					73.01	0.34
A. O.	25.9	25.72	61.22	4.93	1.18	2.45					61.22	1.18
An. O.	51.67	55.18	147.01	12.48	1.43	4.77					147.01	1.43
Triplicado 2												
A. L.	5.03	5.01	1.13	0.0	0.86	2.36	43.4	4.51	50.01	50.01	0.86	
An. L.	3.93	4.03	1.35	2.48	1.88	4.14	27.2	0.82	2.81	27.2	0.82	
A. O.	8.37	5.96	4.14	7.43	2.33	3.00	16.6	3.48	6.80	16.6	2.33	
An. O.	8.09	6.12	3.66	0.96	2.78	3.42	17.0	3.9	10.64	17.0	0.96	
Triplicado 3												
A. L.	29.35	13.68	4.79	6.90	2.09	1.81				29.35	1.81	
An. L.	24.75	13.95	3.92	3.78	2.15	1.92				24.75	1.92	
A. O.	13.41	13.5	4.87	8.4	3.99	4.01				13.5	3.99	
An. O.	10.66	12.55	5.14	8.19	6.43	2.72				12.55	2.72	



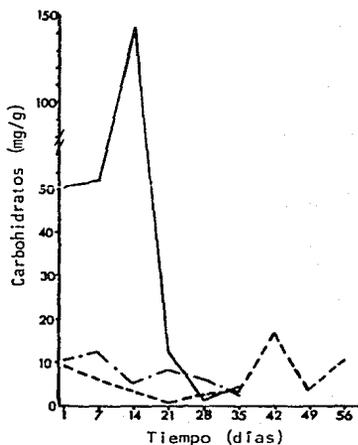
a) Aeróbico con luz



b) Aeróbico con obscuridad



c) Anaeróbico con luz



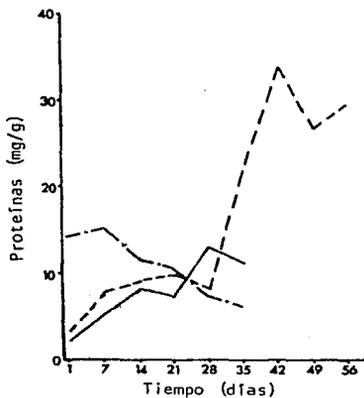
d) Anaeróbico con obscuridad

Triplicado 1 (————)    Triplicado 2 (-----)    Triplicado 3 (-·-·-·-·-)

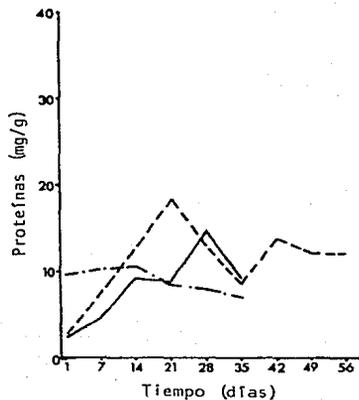
Fig. 2. Evolución de CHO (mg/g) durante el tiempo de descomposición del material halófito en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-obscuridad.

Tabla 3. Liberación de proteínas (CH O N) en miligramos por gramo de hoja para cada triplicado, en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-obscuridad, en relación al tiempo de descomposición.

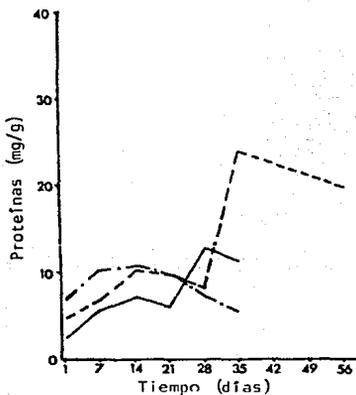
Condición Experimental	Tiempo de descomposición de CH O N (días)									Máx	Mín	
	1	7	14	21	28	35	42	49	56			
Triplicado 1												
A. L.	2.10	5.31	8.38	7.47	13.02	11.27					13.02	2.10
An. L.	2.24	5.64	7.08	6.09	12.94	11.35					12.94	2.24
A. O.	2.32	4.87	9.47	8.97	14.85	9.55					14.85	2.32
An. O.	6.66	12.30	16.72	15.66	28.47	24.5					28.47	6.66
Triplicado 2												
A. L.	3.24	7.90	9.28	9.94	8.19	22.55	34.25	26.65	29.65	34.25	3.24	
An. L.	4.69	6.71	10.29	9.76	8.12	24.1	22.8	21.4	19.95	24.1	4.69	
A. O.	2.81	7.95	12.75	18.55	12.84	8.78	13.92	12.44	12.44	18.55	2.81	
An. O.	2.98	10.27	13.15	10.0	14.03	10.94	13.6	12.76	12.4	14.03	2.98	
Triplicado 3												
A. L.	14.37	15.34	11.63	10.59	7.48	6.26				15.34	6.26	
An. L.	6.56	10.19	10.56	9.77	7.14	5.59				10.56	5.59	
A. O.	9.78	10.14	10.53	8.52	8.03	7.07				10.53	7.07	
An. O.	8.72	6.88	10.95	9.45	8.02	6.13				10.95	6.13	



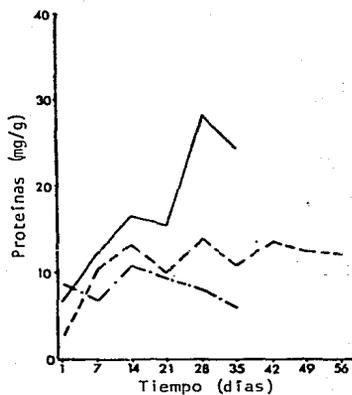
a) Aeróbico con luz



b) Aeróbico con obscuridad



c) Anaeróbico con luz



d) Anaeróbico con Obscuridad

Triplicado 1 (————) Triplicado 2 (-----) Triplicado 3 (-·-·-·-)

Fig. 3. Evolución de CHON (mg/g) durante el tiempo de descomposición del marial halófito en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-obscuridad.

34.25 mg/g (Tabla 3) bajo condiciones aeróbicas con luz (Fig.3-a), contrastando con el 3 que mostró comportamiento de decremento con un valor mínimo de 5.59 mg/g en condiciones anaeróbicas con la modalidad luz (Fig. 3-c).

Comparando estos resultados con los parámetros anteriores, se pudo notar que los máximos para las proteínas como para el carbono orgánico de fácil oxidación fueron encontrados en condiciones aeróbicas con luz, con un desfase entre las CHON y el Cox de 14 días.

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) señaló un comportamiento diferente entre sí, presentando el triplicado 3 un decremento al inicio de los experimentos, incrementándose posteriormente hasta alcanzar bajo condiciones anaeróbicas a la obscuridad 49.1 mg/O<sub>2</sub>/g a los 28 días ( Fig. 4-d); los mínimos fueron en el primer día de muestreo con 0.51 mg/O<sub>2</sub>/g (Tabla 4) bajo condiciones aeróbicas con luz (Fig.4).

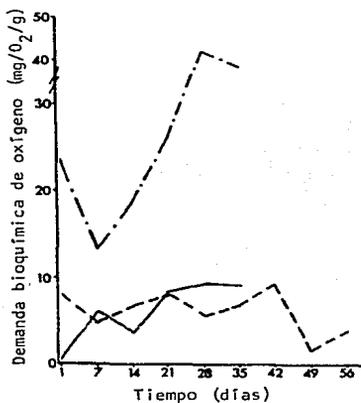
Los niveles de concentración de Cox y de los CHO fueron en lo general significativamente mayores que la DBO, no observándose semejanza tanto en los triplicados, como en las condiciones experimentales y sus modalidades.

La temperatura de los recipientes de descomposición mostraron una variación asociada al ambiente e indirectamente al diseño experimental (Tabla 5); en virtud de esto los triplicados 1 y 2 señalaron mayor semejanza (5°C de diferencia máxima, a los 7 días), dado que fueron realizados con 2 meses de diferencia, y el tercero se efectuó un año después presentando 7°C de diferencia máxima a los 35 días, respecto a los otros dos triplicados (Fig. 5).

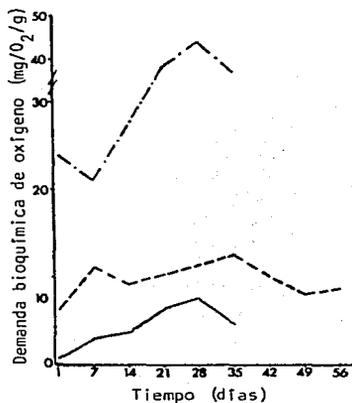
En cuanto al contenido de azufre, el triplicado 2 presentó una marcada tendencia al aumento en todas las condiciones experi-

Tabla 4. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en miligramos de oxígeno por gramo de hoja para cada triplicado, en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-obscuridad, en relación al tiempo de descomposición.

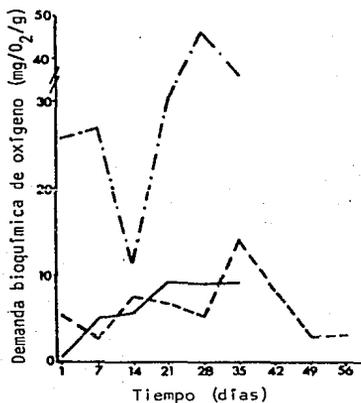
Condición Experimental	Tiempo de descomposición y DBO (días)									Máx	Mfn	
	1	7	14	21	28	35	42	49	56			
<b>Triplicado 1</b>												
A. L.	0.51	6.13	3.59	8.39	9.15	9.06					9.15	0.51
An. L.	0.54	5.12	5.72	9.26	9.03	9.10					9.26	0.54
A. O.	0.53	3.02	3.69	6.45	7.51	4.64					7.51	0.53
An. O.	1.25	11.15	12.35	18.45	17.4	15.75					18.45	1.25
<b>Triplicado 2</b>												
A. L.	8.35	4.8	6.67	8.1	5.67	6.75	9.37	1.5	3.75	9.37	1.5	
An. L.	5.55	2.76	7.56	6.70	5.32	14.37	8.4	2.95	3.1	14.37	2.76	
A. O.	6.13	11.33	9.33	10.31	11.35	12.6	10.01	8.1	8.86	12.6	6.13	
An. O.	5.72	23.75	21.05	10.63	12.45	8.95	11.9	10.63	10.46	23.75	5.72	
<b>Triplicado 3</b>												
A. L.	23.8	13.45	18.6	25.9	41.85	38.55				41.85	18.6	
An. L.	25.95	27.0	11.4	30.1	46.45	36.25				46.45	11.4	
A. O.	24.2	21.1	27.65	38.05	44.0	37.1				44.0	21.1	
An. O.	19.7	27.0	23.85	41.5	49.1	42.7				49.1	19.7	



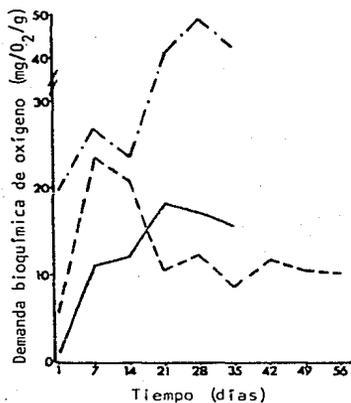
a) Aeróbico con luz



b) Aeróbico con oscuridad



c) Anaeróbico con luz



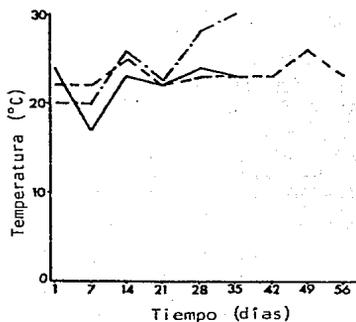
d) Anaeróbico con oscuridad

Triplicado 1 (————)    Triplicado 2 (-----)    Triplicado 3 (-·-·-·-)

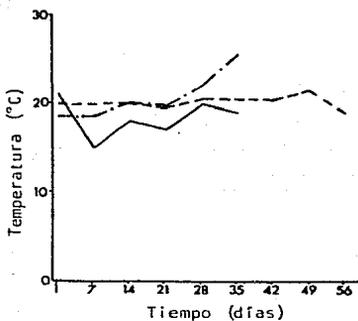
Fig. 4. Evolución de DBO (mg/O<sub>2</sub>/g) durante el tiempo de descomposición del material halófito en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-oscuridad.

Tabla 5. Registros de temperatura en grados centígrados para cada triplicado, en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-obscuridad, en relación al tiempo de descomposición.

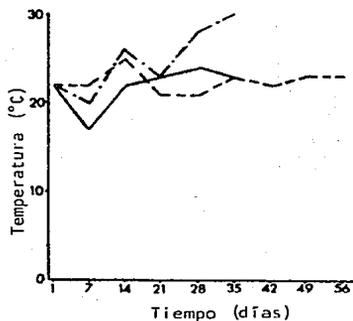
Condición Experimental	Tiempo de descomposición y temperatura (días)									Máx	Mín	
	1	7	14	21	28	35	42	49	56			
Triplicado 1												
A. L.	24	17	23	22	24	23					24	17
An. L.	22	17	22	23	24	23					24	17
A. O.	21	15	18	17	20	19					21	15
An. O.	20	16	22	20	23	20					23	16
Triplicado 2												
A. L.	22	22	25	22	23	23	23	26	23		26	22
An. L.	22	22	25	21	21	23	22	23	23		25	21
A. O.	20	20	20	19.5	20.5	20.5	20.5	21.5	19		21.5	19
An. O.	18.2	18.2	22.5	18.5	21	21	20	21	19		22.5	18.2
Triplicado 3												
A. L.	20	20	26	22.5	28	30					30	20
An. L.	22	20	26	23	28	30					30	20
A. O.	18.5	18.6	20	19.7	22	25.5					25.5	18.5
An. O.	18.5	18.3	23.5	20.5	25.5	30					30	18.3



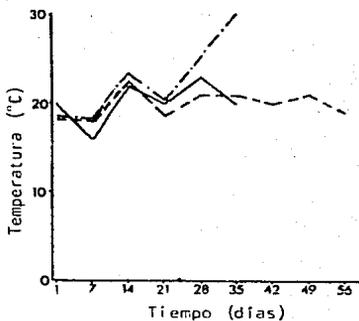
a) Aeróbico con luz



b) Aeróbico con obscuridad



c) Anaeróbico con luz



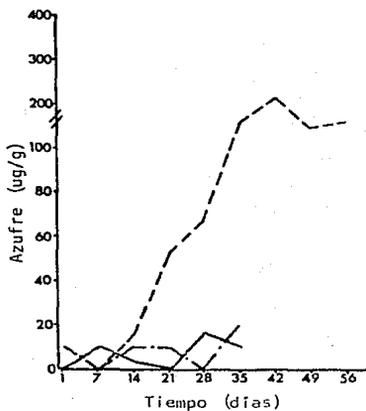
d) Anaeróbico con obscuridad

Triplificado 1 (————)    Triplificado 2 (-----)    Triplificado 3 (— · — · —)

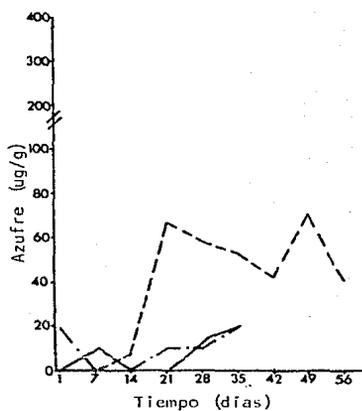
Fig. 5. Registros de temperatura (°C) durante el tiempo de descomposición del material halófito en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-obscuridad.

Tabla 6. Evolución del contenido de azufre (S) en microgramos or gramo de hoja para cada triplicado, en condiciones aeróbi cas-anaeróbicas y sus modalidades uz-obscuridad, en relación al tiempo de descomposición.

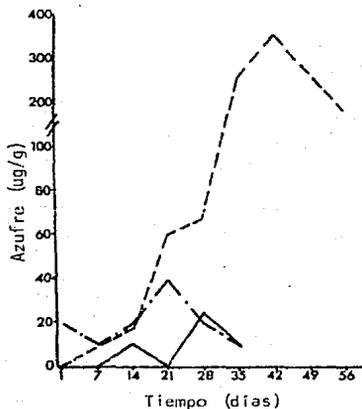
Condición Experimental	Tiempo de descomposición y liberación de S (días)									Máx	Mín	
	1	7	14	21	28	35	42	49	56			
<b>Triplicado 1</b>												
A. L.	0.0	10.0	3.0	0.0	16.0	10.0				16.0	3.0	
An. L.	0.0	0.0	10.0	0.0	24.0	10.0				24.0	10.0	
A. O.	0.0	10.0	0.0	0.0	14.0	20.0				20.0	10.0	
An. O.	0.0	30.0	10.0	4.0	67.0	20.0				67.0	4.0	
<b>Triplicado 2</b>												
A. L.	0.0	0.0	15.0	51.0	67.0	161.0	215.0	147.0	160.0	215.0	15.0	
An. L.	0.0	8.0	17.0	59.0	67.0	258.0	351.0	268.0	180.0	351.0	8.0	
A. O.	0.0	0.0	8.0	67.0	58.0	53.0	42.0	71.0	40.0	71.0	8.0	
An. O.	0.0	8.0	8.0	67.0	67.0	62.0	75.0	84.0	130.0	130.0	8.0	
<b>Triplicado 3</b>												
A. L.	10.0	0.0	10.0	10.0	0.0	20.0				20.0	10.0	
An. L.	20.0	10.0	20.0	40.0	20.0	10.0				40.0	10.0	
A. O.	20.0	0.0	0.0	10.0	10.0	20.0				20.0	10.0	
An. O.	20.0	20.0	20.0	20.0	20.0	20.0				20.0	20.0	



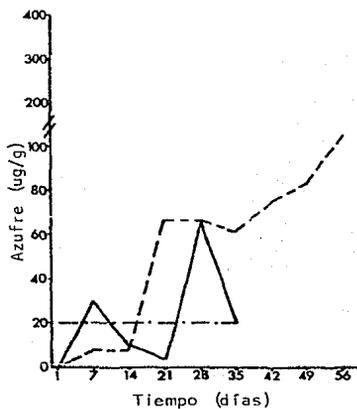
a) Aeróbico con luz



b) Aeróbico con Oscuridad



c) Anaeróbico con luz



d) Anaeróbico con oscuridad

Triplicado 1 (————)      Triplicado 2 (-----)      Triplicado 3 (-.-.-.-)

Fig. 6. Evolución de azufre (ug/g) durante el tiempo de descomposición del material halófito en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-oscuridad.

mentales y sus modalidades, con un máximo de 351.0 ug/g (Tabla 6) a los 42 días en anaerobiosis con luz (Fig. 6-c). El triplicado 3 se caracterizó por mantener un valor de 20.0 ug/g como máximo a -- los 35 días, excepto en condiciones anaeróbicas con luz, donde obtuvo 10.0 ug/g (Fig. 6).

Este parámetro no mostró relación alguna en su evolución con los parámetros anteriores..

Una de las variables que presentó un comportamiento cíclico fue el contenido de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), con sus máximos entre los 14 y 49 días con 18.8 mg/g (tabla 7) específicamente para la modalidad luz de la condición aeróbica, seguido de 17.5 mg/g de la anaeróbica bajo luz (Fig. 7).

Cabe hacer notar la coincidencia de máximos de amonio con aquellos de proteínas, carbono y azufre del triplicado 2, condición que se discutirá posteriormente.

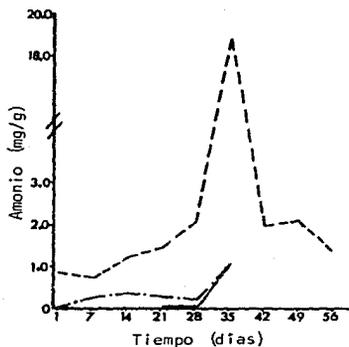
Debido a problemas técnicos tanto el potencial redox (Eh) como el pH sólo fueron medidos en el triplicado 3 (Tabla 8). En la primera variable se observaron potenciales redox francamente negativos para la modalidad luz de las condiciones aeróbica y anaeróbica (-530 mV al inicio experimental) con la peculiaridad de mostrar una tendencia a la positividad hacia la mitad del proceso, junto con la modalidad oscuridad en las dos condiciones (Fig. 8). Especialmente en estas últimas se registraron valores + 172.5 mV en -- oscuridad aeróbica y + 30 mV en oscuridad anaeróbica (Fig.8-b-d).

En forma general el comportamiento diferencial entre la modalidad luz en condiciones aeróbicas y anaeróbicas se asocia con el contenido y evolución del amonio en el triplicado 3, ya que se observó mayores concentraciones con potenciales más negativos.

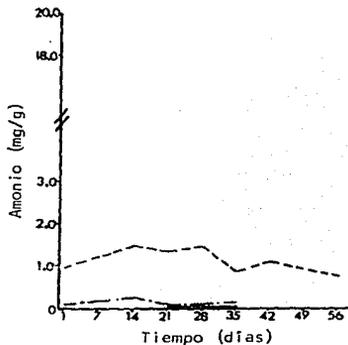
Las condiciones de pH fueron en lo general con tendencia a --

Tabla 7. Evolución del contenido de amonio ( $\text{NH}_4$ ) en miligramos por gramo de hoja para cada triplicado, en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-obscuridad, en relación al tiempo de descomposición.

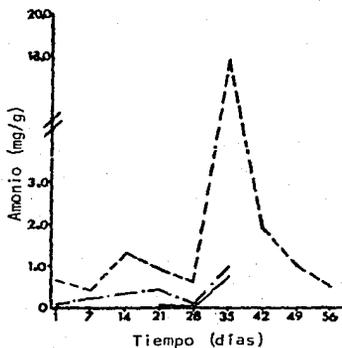
Condición Experimental	Tiempo de descomposición y contenido de $\text{NH}_4$ (días)									Máx	Mín	
	1	7	14	21	28	35	42	49	56			
Triplicado 1												
A. L.	0.0	0.0	0.0	0.016	0.016	1.07					1.07	0.016
An. L.	0.0	0.0	0.0	0.067	0.024	0.785					0.785	0.024
A. O.	0.0	0.0	0.0	0.036	0.014	0.014					0.036	0.014
An. O.	0.0	0.0	0.0	0.037	0.067	0.035					0.067	0.035
Triplicado 2												
A. L.	0.83	0.72	1.21	1.45	2.08	18.8	1.94	2.09	1.37	18.8	0.72	
An. L.	0.66	0.44	1.31	0.94	0.64	17.5	1.93	1.07	0.51	17.5	0.44	
A. O.	0.97	1.22	1.44	1.37	1.46	0.86	1.10	0.94	0.76	1.46	0.76	
An. O.	0.32	1.02	1.06	1.10	1.32	1.41	1.30	0.76	0.54	1.41	0.32	
Triplicado 3												
A. L.	0.04	0.24	0.36	0.30	0.20	1.04				1.04	0.04	
An. L.	0.09	0.23	0.34	0.42	0.19	0.99				0.99	0.09	
A. O.	0.08	0.18	0.22	0.08	0.08	0.12				0.22	0.08	
An. O.	0.07	0.13	0.16	0.09	0.06	0.42				0.42	0.06	



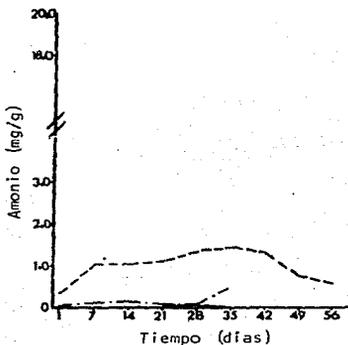
a) Aeróbico con luz



b) Aeróbico con obscuridad



c) Anaeróbico con luz



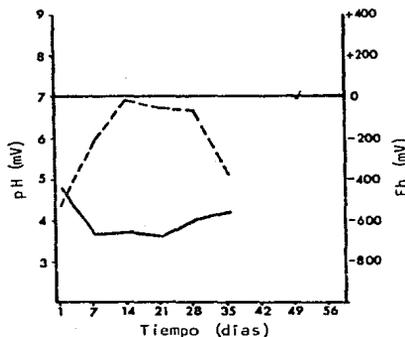
d) Anaeróbico con obscuridad

Triplificado 1 (——)      Triplificado 2 (-----)      Triplificado 3 (-.-.-.-)

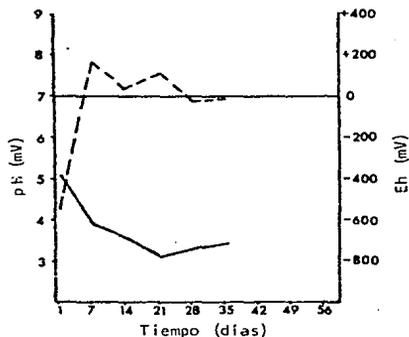
Fig. 7. Evolución de amonio (mg/g) durante el tiempo de descomposición del material halófito en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-obscuridad.

Tabla 8. Registros de pH y Potencial redox (Eh) en millivots para el triplicado 3, en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-obscuridad, en relación al tiempo de descomposición.

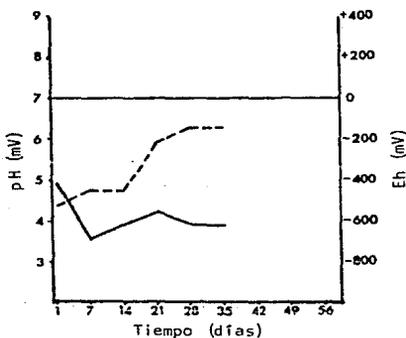
Condición Experimental	Tiempo de descomposición y registros de pH y Eh (días)											
	1		7		14		21		28		35	
A. L.	4.8	-530	3.6	-210	3.7	-20	3.6	-60	4.0	-70	4.2	-370
An. L.	4.9	-530	3.5	-450	3.9	-460	4.2	-220	3.9	-150	3.9	-150
A. O.	5.1	-537.5	3.9	+172.5	3.6	+40	3.1	+105	3.3	-20	3.4	-17.5
An. O.	5.1	-537.5	3.6	-385	3.6	-430	2.9	+30	3.6	-330	3.4	-205



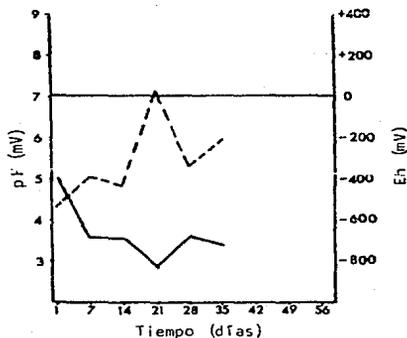
a) Aeróbico con luz



b) Aeróbico con obscuridad



c) Anaeróbico con luz



d) Anaeróbico con obscuridad

pH (————)

Eh (-----)

Fig. 8. Registros de pH y Eh (mV) durante el tiempo de descomposición del material halófito en condiciones aeróbicas-anaeróbicas y sus modalidades luz-obscuridad.

la mayor acidez, con valores de aproximadamente 5.0 al inicio y entre 3.4 a 4.2 al final (Fig. 8).

## DISCUSION

En los resultados del presente experimento, los triplicados mostraron comportamientos diferentes entre sí para las variables - aquí consideradas, pudiendo deberse a los factores temperatura, el grado de homogeneización y aquellos ambientales como presencia o - ausencia de oxígeno con modalidades de luz y oscuridad, que modificaron el proceso de descomposición. Acharya (1935) menciona que en los procesos de descomposición anaeróbica en paja de arroz, la temperatura y el medio intervienen en el curso y velocidad; asímismo estos factores son mencionados por Kudryavtsev y Kudryavtseva - (1982), en su estudio de descomposición de Potamogeton lucens quien además, observaron que también influye la composición química de los vegetales, la saturación de agua con oxígeno y los tipos de microorganismos que producen la descomposición.

La evolución de carbono orgánico de fácil oxidación (Cox) - mostró, en las diferentes condiciones experimentales una variación entre 80.75 mg/g y 2.31 mg/g, encontrándose el valor más alto en condiciones aeróbicas con luz y el más bajo en condiciones aeróbicas con oscuridad, alcanzándose los valores máximos al final de los muestreos a los 35 y 56 días y los mínimos a los 14 y 21 días.

Es notorio que la condición aeróbica fue la que presentó mayor disponibilidad de carbono disuelto como lo han observado otros autores, que De la Lanza (1986) recopiló. Asimismo, es importante señalar que las modalidades luz u oscuridad no determinan el curso de la descomposición.

Godshalk y Wetzel (1978a) en su estudio de descomposición de

angiospermas acuáticas, observaron que los efectos de aereación -- fueron significativos con respecto a las fracciones de peso molecular bajo, detectando en condiciones anaeróbicas una gran cantidad de carbono orgánico disuelto; 64% a 10°C y 53% a 25°C, promedio para todas las especies a los dos días, el cual fue inicialmente lixiviado del tejido de la planta siendo de un peso molecular menor de 1000, permaneciendo esta cantidad constante o decreciendo lentamente a través del periodo de descomposición a ambas temperaturas. Bajo condiciones aeróbicas, el carbono orgánico disuelto fue de un peso molecular menor de 1000 (46% a 10°C y 38% a 25°C) siendo inferior aún durante el periodo inicial de lixiviación, indicando que los compuestos de peso molecular bajo fueron rápidamente metabolizados cuando el oxígeno está presente aún a temperaturas bajas. Los resultados obtenidos por los autores anteriores señalaron valores muy altos en comparación con los obtenidos aquí, con una diferencia en los máximos de 5.7 y 13.8 veces mayores, mientras que en condiciones anaeróbicas y sus correspondientes modalidades de 20.5 y 20.1.

Para esto, Godshalk y Wetzel (1978a) señalan que la mayor -- pérdida de materiales disueltos ocurre en las primeras etapas de -- descomposición, aunque el aporte de carbono orgánico disuelto puede ocurrir en un periodo variable dependiendo de la especie, la -- condición del tejido y factores ambientales. Igualmente mencionan que puede haber diferencia en los resultados por aspectos técnicos como pretratamiento de material vegetal presecado, difiriendo al -- que podría esperarse en tejidos frescos, ya que las paredes de las células se dañan durante el proceso de secado y por lo tanto el -- contenido de las células puede ser más fácil de solubilizar durante la rehidratación. Esta situación no fue observada durante el de sarrollo de este estudio no obstante que el material vegetal fue -- tratado bajo distintas condiciones de secado y tiempo de preinicia do el proceso, lo cual significa que se sucedió una pérdida de ma-

teriales solubles no cuantificados.

En los resultados presentados por Maz-Guzmán y Sosa (1982) - para cada una de las especies de halofitas de la laguna de Huiza--che-Caimanero, en la degradación biológica en agua, registraron va-  
lores muy inferiores. La especie Salicornia subterminalis mostró -  
cifras de 0.108 mg/g que es 748 veces menor a la concentración re-  
gistrada en este estudio. Estas autoras consideran que la concen-  
tración observada es significativa para los procesos heterotrofi--  
cos de ese cuerpo de agua. Las altas concentraciones que se detec-  
taron en este trabajo pueden ser interpretadas como resultantes de  
las condiciones experimentales, que inclusive pueden observarse en  
la laguna, dadas las características climáticas tan cambiantes de  
la misma.

Los carbohidratos solubles (CHO) liberados en las diferentes  
condiciones, presentaron una fluctuación entre 147.01 mg/g y 0.34  
mg/g encontrándose el valor más alto en condiciones anaeróbicas a  
la obscuridad y el más bajo en condiciones anaeróbicas con luz. Es  
ta situación señala que el carbono de los CHO, no es asimilado mi-  
crobiológicamente tan rápido como en la condición aeróbica, situa-  
ción semejante a lo encontrado por Godshalk y Wetzel (1978a).

Pudiera pensarse que la concentración de los carbohidratos -  
solubles fuese equivalente al contenido de carbono orgánico de fá-  
cil oxidación, ya que este último corresponde al carbono orgánico  
soluble lixiviado. Sin embargo no se observó esta situación; inclu-  
sive en los periodos de los máximos registros. Una posible justifi-  
cación sería las técnicas de análisis empleadas y también la velo-  
cidad en formar compuestos refractarios (De la Lanza, 1986).

Por la experiencia obtenida en este estudio y la consulta bi-  
bliográfica, se puede indicar que la evolución de una variable en  
el proceso de descomposición, difícilmente es reproducible. El me-

por ejemplo es observado en el comportamiento de los carbohidratos, ya que los triplicados fueron diferentes entre sí.

Los máximos de carbohidratos se obtuvieron tanto a los 14 como a 42 días, con un significativo aumento en un triplicado ( 1 ), lo que pudo deberse a la dominancia de alguna de las especies. Al respecto Raz-Guzmán y Sosa (1982) encontraron que Salicornia subterminalis mostró valores 4 veces más altos en el contenido de CHO durante el proceso de descomposición, que dentro de la amplia variación en el proceso y características de los materiales, puede quedar justificado.

Aun cuando no se observó semejanza en los procesos aeróbico-anaeróbico y sus modalidades, en general la lixiviación inicial -- fue precedida por una disminución que se considera como consumo microbiano.

Fenchel (1977) elaboró una curva de número total de bacterias, flagelados y ciliados en agua marina con nutrientes minerales y hojas fragmentadas de Zostera sp., incubándolas a una temperatura de 20°C, observando que el número de bacterias suspendidas decrece fuertemente durante la 2a y 3a semana del experimento, después del cual gran parte del lixiviado ha sido metabolizado, explicando que en sistemas cerrados, donde la concentración de lixiviado permanece alto, sufre una rápida degradación bacteriana.

En uno de los triplicados se registro especialmente un segundo incremento a los 42 días, que pudo deberse no solo a una sucesión bacteriana, sino a la solubilización de polisacáridos de peso molecular alto (De la Lanza, 1986).

Incluso Raz-Guzmán y Sosa (1982) reportan en su análisis de carbohidratos solubles en agua suprayacente al sedimento, un segundo incremento a los 91 días, explicando que éste se debe al contenido de carbohidratos estructurales de lenta degradación, que varía de acuerdo con la especie y que los compuestos resistentes como la lignina poseen estructuras aromáticas y/o poliméricas, que no son

accesibles a los degradadores inmediatamente.

La diferencia de tiempo observada en el segundo máximo del presente experimento (42 días) y el registrado por las autoras (90 días) fue de aproximadamente la mitad, que es explicado por la fragmentación a que fuera sometido el material en este estudio.

Debido a la tendencia de formar sustancias refractarias que entran dentro del término humus, en el proceso de descomposición - existe una fracción muy importante de carbono que no es cuantificable a través de la técnica aquí empleada. Esta fracción es considerada por diferentes autores, como de significado ecológico dentro de las redes tróficas.

De la Lanza (1986) señala que el término de sustancias húmicas fue conceptualizado dentro de los estudios de la naturaleza química en materiales del suelo, y lo constituyen todo tipo de compuestos orgánicos que no se encuentran como tales en organismos vivos (proteínas, carbohidratos, aminoácidos, grasas, aceites, etc.). Höpner y Orlicsek (1976) vide in De la Lanza (1986), explican que las sustancias húmicas son resistentes a la biodegradación, y que la biomacromolécula que los constituye tiene diferentes tipos de uniones que no son de alta energía. No excluyendo la posibilidad de que la presencia de materiales húmicos provengan de la biodegradación de otras sustancias en el sedimento. Asimismo consideran que estos compuestos sean el estado final del carbono orgánico, y que si aún fuesen utilizables, sería en forma extremadamente lenta.

De la Lanza (1986) menciona que en el caso de la lignina y celulosa pobremente se remineraliza en el agua, incorporándose en cantidades significativas al sedimento, en donde se descompone en períodos muy largos, asegurando una fuente de energía para heterotrofos (principalmente bacterias) que a su vez participan en los cambios químicos, tanto de la fase acuática como de la sedimentaria.

Es especialmente importante señalar que el aporte de halófi-

tas al sedimento es muy alto en relación al contenido de celulosa, ya que en esta vegetación alcanza más de un 40%, lo cual significa un alto contenido de materia orgánica en esta fase para lagunas como Huizache y Caimanero (De la Lanza, 1981).

Las proteínas (CHON) mostraron una variación de 34.25 mg/g - entre los 21 y 42 días y 2.10 mg/g al inicio, encontrándose el valor máximo y el mínimo en condiciones aeróbicas con luz, pero en diferentes triplicados.

La condición aeróbica fue la que ofreció los mejores resultados en cuanto a nivel de proteínas. Sin embargo el triplicado 2 -- mostró inclusive concentraciones altas para todas las modalidades de las dos condiciones. Particularmente la colecta del material de este triplicado se caracterizó por un mayor tiempo de exposición al ambiente antes de ser procesados, lo cual pudo haber influido en su predescomposición como aquella condición registrada por Arenas y De la Lanza (1981), en la materia orgánica sedimentaria en la laguna de Huizache y Caimanero.

Raz-Guzmán y Sosa (1982), calcularon para las proteínas valores bajos, siendo 5 veces menores que los obtenidos en este experimento. Asimismo observaron la sucesión de curvas entre los carbohidratos y las proteínas, es decir cuando los carbohidratos aumentan las proteínas disminuyen y viceversa, explicando este comportamiento de acuerdo a lo considerado por Godshalk y Wetzel (1978a) quienes mencionan que las curvas de degradación varían según las condiciones físicas, químicas, biológicas y el tipo de planta en consideración.

El máximo de proteínas aquí registrado comprende un periodo de 20 días (entre los 21 y 42 días), lapso en el cual Raz-Guzmán y Sosa (1982) observaron 2 incrementos, esto lo explican a que pudo deberse a una colonización inicial por microorganismos en el mate-

rial vegetal en descomposición y el aumento de  $N_2$  orgánico correspondiente, seguido por una pérdida total de los elementos nitrogenados. Asimismo observaron para las cuatro especies una disminución en sus valores iniciales de proteínas, basándose para explicarlo en lo observado por Odum y De la Cruz (1967) en la detritificación de hojas de Spartina sp., donde las hojas vivas pierden 40% de su contenido de proteínas al morir, llegando a tener un 140% -- posteriormente de su contenido protéico inicial conforme se degradan debido al crecimiento de poblaciones microbianas.

El aumento relativo de proteínas hasta el final del presente experimento, puede también ser explicado por el nivel de fragmentación del material vegetal y su consecuente sostenimiento de mayor población microbiana.

Desde el punto de vista práctico si estos vegetales se emplearan para la elaboración de bioabono, se alcanzarían 850 mg N/1 procedentes de proteínas, semejantes a los obtenidos por Vázquez - (1986) en excrementos de cerdo (878.2 mg/l) fermentados en digestores para ser empleados en acuacultura.

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) mostró en las diferentes condiciones experimentales una variación de 49.1 mg/ $O_2$ /g y -- 44.0 mg/ $O_2$ /g, encontrándose el valor máximo en condiciones anaeróbicas a la obscuridad y el mínimo en aerobiosis a la obscuridad, -- teniendo sus valores más altos a los 28 días.

Las diferencias observadas entre las condiciones aeróbica y anaeróbica en cuanto a la DBO fueron escasas, de apenas 4 mg/ $O_2$ /g, lo cual significa que el aspecto técnico de la aereación no fue el adecuado, sobre todo cuando es comparado con las observaciones de Godshalk y Wetzel (1978a) respecto a la mayor cantidad de carbono en anaerobiosis.

Una de las posibles fuentes de energía para el metabolismo --

microbiano es el carbono de los carbohidratos solubles; respecto a esto se observó que a una mayor concentración de estos proseguía una de mayor DBO. Sin embargo, excedió el contenido de carbohidratos a la oxidación biológica lo cual significó tanto mayor disponibilidad de carbono o que no todo el carbono fue metabolizable.

El aspecto cíclico de disponibilidad de energía y consumo microbiano fue posible observarlo ya que nuevamente a un descenso de la DBO correspondió a un ligero aumento de los carbohidratos.

El contenido de azufre para todos los triplicados, tanto para las condiciones aeróbicas como anaeróbicas y sus correspondientes modalidades, mostraron una variación muy heterogénea; sin embargo se logró distinguir un ascenso desde el inicio hasta los 28 ó 42 días, pero en diferente magnitud. Especialmente el triplicado 2 presentó concentraciones más altas, alcanzandose hasta 351.0 ug de azufre a los 42 días en anaerobiosis con luz; esto concuerda con los máximos de amonio bajo las mismas situaciones; esta correspondencia se observó también para el resto de las otras condiciones. Desde el punto de vista de la condición de reducción es aceptable la presencia de ambos iones.

Una posible razón para justificar la diferencia entre el contenido máximo del triplicado 2 y el resto, puede ser debida a la composición y dominancia de la vegetación utilizada en la descomposición, condiciones de presecado del material vegetal y/o finalmente al contenido de sulfatos en el agua de descomposición.

Es importante señalar que el pretratamiento de exposición de secado al ambiente, se obtienen mejores resultados en cuanto a la obtención de amonio y en consecuencia de azufre en condiciones de anaerobiosis. Arenas y De la Lanza (1981) observaron que la desecación conduce a una mejor mineralización de la materia orgánica en sedimentos lagunares. Esto tiene un significado práctico para -

fines de explotación del recurso halófito en la acuicultura (De la Lanza et al, 1986).

La procedencia de azufre en el material vegetal puede no ser real, ya que solo ciertos aminoácidos (cistina, cisteína y metionina) lo contienen y no es común encontrarlos en halofitas. El aumento de azufre en la descomposición puede por lo tanto deberse en mayor grado al contenido de sulfatos en el agua, inclusive - en uno de los triplicados permaneció constante durante todo el proceso. La transformación del sulfato a azufre es a través de la actividad bacteriana bajo condiciones anaerobias y una fuente orgánica (Fenchel, 1977; Mann, 1982) que en este caso es el material vegetal.

Definitivamente bajo condiciones de anaerobiosis se obtuvieron mayores concentraciones de azufre y posiblemente el grado de aereación en los experimentos aeróbicos no fue el adecuado. Es importante señalar que la modalidad luz presentó los mejores rendimientos, que pudiera estar relacionado con el tipo de bacteria, como las purpuras sulforeductoras (Rheinheimer, 1980).

Al igual que el contenido de azufre, el amonio mostró una dominancia en concentración en uno sólo de los triplicados ( 2 ), alcanzando sus máximos en la modalidad luz de las condiciones aeróbica y anaeróbica; en cuanto a la primera condición, es posible que no se hayan alcanzado el estado de aereación adecuado, dada la relación con los niveles de azufre.

El efecto de la luz en las dos condiciones, parece haber determinado la influencia de una actividad específica bacteriana, esto se ve cuando se asocia el comportamiento del amonio y el azufre, especialmente cuando se comparan con la modalidad oscuridad en la que se alcanza menos de la mitad de la concentración en ambos parámetros.

Estos altos contenidos del triplicado 2 posiblemente fueron debidos, como ya se señaló anteriormente al presecado del material vegetal.

El valor de amonio máximo (13.8 mg/g ó 2242.4 mg/l que cede en la descomposición en condiciones aeróbicas con luz) aquí obtenido entre los 14 y 49 días, resulta ser definitivamente superior a lo registrado por Pellikaan (1984) en detritos de Zostera sp., con máximos de 6 mg.l<sup>-1</sup> a los 10 días. Evidentemente que esta planta acuática tiene una composición química distinta a las halofitas -- aquí estudiadas, que tienen alto contenido de lignina y celulosa y bajo en nitrógeno; sin embargo, respecto al notable aumento de este último elemento sólo se puede justificar aquí por la fuerte fijación de nitrógeno molecular microbiano que se haya sucedido, como Whitney, et al (1975) la reportan.

Tanto Pellikaan (1984) como Kudryavtsev y Kudryavtseva (1982) señalan que la edad de la planta influye en la composición elemental, cambiando no solo el contenido y forma del nitrógeno, sino en otros compuestos que pueden ser translocados de uno a otro órgano. Este hecho puede ser empleado para justificar también las variaciones en la concentración y evolución en los triplicados aquí trabajados.

Es posible que las concentraciones de amonio que se registraron hayan sido subestimadas, debido a la marcada tendencia de volatilización al ambiente. Difícilmente se puede pensar en una nitrificación que implicara la disminución del amonio, dada las condiciones de reducción prevaletientes.

El contenido de amonio disuelto en el agua de descomposición de la mayoría de los experimentos, a excepción del triplicado 2, no alcanzan las concentraciones adecuadas para ser empleado como bioabono, sin embargo el contenido total de nitrógeno proteico señala que el proceso de descomposición puede continuar hasta alcanzar cifras más apropiadas para este empleo; lo cual significa tam-

bién un alto stock de formas de nitrógeno, e inclusive de otra pro  
cedencia (fijación molecular).

Godshalk y Wetzel (1978a) consideran que bajo condiciones --  
anaeróbicas y de reducción, los procesos de descomposición son in-  
completos y muchos de los nutrientes permanecieron sujetos a los de-  
tritos. Al respecto los valores de redox registrados en el presen-  
te estudio mostraron una condición reducida alta al final y al ---  
principio del proceso, inclusive de los experimentos aeróbicos, ---  
condición por la cual era esperable una descomposición parcial.

Conforme las condiciones de redox mostraron una tendencia a  
la positividad, la demanda bioquímica de oxígeno fue mayor, lo ---  
lo cual significó la liberación de compuestos biológicamente oxida-  
bles, con la tendencia a la disminución cuando el redox se hizo ---  
más negativo; aspecto en parte explicable a la sucesión y disponi-  
bilidad bioquímica en los compuestos orgánicos.

Las condiciones registradas de pH en el presente estudio mar  
caron una tendencia fuerte a la acidez (5.1 a 2.9) entre los prime-  
ros 21 días. Esta situación es explicada con base a la formación -  
de ácidos orgánicos, formados durante el proceso (Godshalk y Wet-  
zel, 1978a; Pellikaan, 1984). La formación de estos compuestos que  
de llegar a ser determinante en la evolución de la fermentación, -  
llegando a detenerse el proceso sin que se realice la descomposi-  
ción completa, debido a la dominancia de un grupo de bacterias ( -  
Taiganides, 1977).

Esta situación se presenta comunmente en biodigestores o en descom-  
posiciones experimentales, sin embargo bajo condiciones de descom-  
posición natural, como aquellas observadas en cuerpos de agua lagu-  
nares pueden no observarse y no presentarse condiciones estrictas

de pH.

La proporción de C/N aquí calculada considera al carbono de fácil oxidación y el contenido de nitrógeno en las proteínas, calculados tanto al inicio, a la mitad y al final de aquel triplicado que mostró la máxima concentración de carbono.

La condición aeróbica con luz al inicio mostró una proporción de C/N de 8.57/0.52 (16.2), a la mitad del proceso (28 días) de 5.78/1.31 (4.4) y al final (56 días) de 80.75/4.74 (17.0). La disminución del carbono a la mitad del proceso puede estar en relación al metabolismo bacteriano; el aumento al final puede ser debido a la lenta y continua liberación de carbono tanto por actividad microbiana como química. El enriquecimiento de nitrógeno a la mitad del proceso, puede ser debido, al aumento de biomasa bacteriana, en la que el proceso de fijación molecular es determinante sobretodo en condiciones anaeróbicas (De la Lanza et al, 1975; Mandujano, 1979). Esto a su vez significa que el tiempo más apropiado en la obtención de nitrógeno protéico es de 28 días (mitad del proceso), que a su vez corresponde con el mínimo de amonio, representando una valiosa fuente alimenticia para consumidores, sobretodo en condiciones naturales e inclusive de cultivo (acuacultura).

Por otra parte, difícilmente se puede calcular una proporción de C/N en las condiciones fuertemente variables en un proceso de descomposición que depende de: edad de la planta, condiciones técnicas de colecta, tiempo de exposición al ambiente antes del inicio del proceso, características técnicas ó de diseño en los digestores o descomponedores, y aspectos intrínsecos del propio proceso. A pesar de lo anterior es importante observar la gran disponibilidad de carbono en condiciones aeróbicas y la contribución de nitrógeno protéico durante la formación de detritos.

El factor temperatura no mostró un efecto determinante en el proceso de descomposición en todas las modalidades de las condiciones aeróbicas y anaeróbicas, esto se debe a que su oscilación fue escasa. Se considera que el proceso fue mesófilo, por que incluye temperaturas entre 20° y 35°C (Sasse, 1984). Esto hace indicar que la velocidad y curso de la descomposición, como lo refieren otros autores fue alta (Kudryavtsev y Kudryavtseva, 1982).

Desde el punto de vista ecológico, la descomposición anaeróbica de las halofitas en el sedimento juega un papel importante, - como aquel señalado por Jørgensen y Fenchel (1974) vide Mann (1982) Fenchel (1977), Wolff (1980) y De la Lanza, et al (1986), en relación a los procesos de mineralización y fuente alimentaria para heterotrofos en áreas estuarinas.

Dadas las características de diseño del equipo de descomposición, se denominan pozas de sedimentación (empleadas en acuicultura) cuyo beneficio en el presente trabajo fue adecuado para descomposición de material halófito, pero con una alta heterogeneidad en el proceso, lo cual requerirá mayores controles técnicos.

## CONCLUSIONES

1.- El comportamiento del proceso de descomposición experimental de halofitas de la zona costera, bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas con sus modalidades luz y oscuridad, difícilmente puede ser duplicado, cuando no se consideran aspectos controlados como:

- a) Técnicos; una aereación adecuada y las condiciones de presencia o ausencia estricta de luminosidad.
- b) La mezcla o no del material vegetal a descomponer (por su composición química diferente)
- c) Pretratamientos, como desecación, fragmentación e inclusive volumen y calidad del sustrato (agua).

2.- El carbono de fácil oxidación, que puede corresponder al de bajo peso molecular, mostró una tendencia al ascenso inclusive hasta los 56 días de descomposición, lo cual asegura, una fuente continua de energía para consumidores. Sus concentraciones fueron siempre menores que los carbohidratos solubles, lo cual significa que las técnicas de análisis empleadas no fueran adecuadas, o que hay la presencia de compuestos más refractarios.

3.- La forma energética más utilizable microbiológicamente son los carbohidratos solubles, esto es a partir de los primeros 7 días, después del proceso de lixiviación.

4.- La disolución de proteínas, al igual que la formación de amoníaco y azufre parecen estar determinadas por el pretratamiento de desecado antes de someterse a descomposición. Los máximos se alcanzan entre los 21 y 42 días en aeróbiosis a la luz con 34.25 mg/g. Bajo esta circunstancia, es recomendable el empleo de halofitas para la obtención de biocarbono ya que se pueden obtener 850 mg/l de nitrógeno protéico a los 42 días, comparables a los obtenidos en

biodigestores.

5.- Debido a que el proceso de descomposición se realizó en lo que se denomina pozas de sedimentación, el contenido de amonio procedente de proteínas mostró una significativa volatilización, pero a pesar de eso sus niveles en disolución se asemejan a la de los pagtos marinos. Esto puede provenir de la fijación de nitrógeno molecular e incorporación de biomasa microbiana, ya que la composición bromatológica de las halofitas, muestra un contenido bajo de proteínas.

6.- Debido a las condiciones en que se llevó a cabo el proceso de descomposición del material halófito, solo se observó mejores rendimientos en la liberación de carbono orgánico de fácil oxidación (80.75 mg/g) y proteínas (34.25 mg/g) en aerobiosis, mientras que en anaerobiosis los resultados óptimos fueron en el azufre (351.0 - ug/g).

7.- De las modalidades empleadas en las condiciones experimentales el efecto luz fue solo determinante en el rendimiento de azufre y amonio, posiblemente relacionado con una actividad específica reductora bacteriana.

8.- A temperatura ambiental (mesófila 20° a 35°C) la velocidad y curso de la descomposición aeróbica ó anaeróbica y sus correspondientes modalidades, es recomendable para trabajar en condiciones in situ, como son las lagunas costeras.

9.- En lo que respecta al consumo de detritos provenientes de halofitas por heterotrofos, es de mayor calidad en cuanto a nitrógeno proteico en periodos de descomposición de 28 días en las que se alcanzan proporciones de C/N de 5.78:1.31 (4.4).

## RECOMENDACIONES

A través del experimento realizado con vegetación halófila, se estima conveniente para la obtención de resultados más reproducibles y posible uso de este material como bioabono:

1.- Desechar el material halófito un periodo de tiempo más largo, - ya que esta vegetación se encuentra expuesta a regimenes de sequía largos; asimismo dejar que el proceso de descomposición se desarrolle hasta un lapso de apartir de 40 días.

2.- Utilizar una sola especie de halófito para la obtención de bioabono, favoreciendo con esto el comportamiento de los procesos microbianos y factores físico-químicos.

3.- Considerar factores en la colecta y condición experimental como:

- a) edad de las plantas
- b) época del año
- c) temperatura
- d) salinidad

4.- Evaluar los rendimientos obtenidos por medio de un análisis estadístico que incluya promedios, desviación estándar, etc.

## BIBLIOGRAFIA

Allen, S. 1974. Chemical Analysis of Ecological Materials. Blackwell Scientific Publications, G.B. 565 p.

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

APHA, AWWA y WPCF. 1963. Métodos Estándar para el Examen de Aguas y Aguas de Desecho. Interamericana, New York. 609 p.

Arenas, F.V. y De la Lanza, E.G. 1981. The Effect of Dried and Cracked Sediment on the Availability of Phosphorus in a Coastal Lagoon. Estuaries. 4 (3): 206-212.

Arenas, F.V. y De la Lanza, E.G. 1983. Annual Phosphorus Budget of a Coastal Lagoon in the Northwest of México. Ecol. Bull. 35: 431-440.

Carlberg, S.R. (ed) 1972. New Baltic Manual. Methods for Sampling and Analysis of Physical, Chemical and Biological Parameters. International Council for Exploration of the Sea. Charlottenlund Slot. -- Dk-2920. Charlottenlund Demark. 145 p.

De la Lanza, E.G., Arenas, F.V., Taboada, J. y Rodríguez, A.M. 1975 Registro de la Fijación de Nitrógeno en el Sistema Lagunar Huizache y Caimanero, Sinaloa, México. An. Inst. Biol. Ser. Biol. Exp. UNAM. (1): 13-18.

De la Lanza, E.G. 1981. Importancia de la Materia Orgánica en los - Sedimentos de las Lagunas de Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. - Tesis de Doctorado en Ciencias del Mar (especialidad Oceanografía - Biológico Pesquera) UNAM. México. 93 p.

De la Lanza, E.G. 1986. Química de la Fase Sedimentaria en las Lagunas Costeras. I Reunion Alejandro Villalobos. Publicaciones Especiales del Inst. de Biol. Univ. Nal. Auton. de Méx. (en prensa).

De la Lanza, E.G., Rodríguez, A.M. y Soto, L.A. 1986. Ensayo Experimental del Consumo de Detritos de Halofitas por Camarones Peneidos (Pennaeus vannamei y P. stylirostris). An. Inst. de Biol. Serie -- Zool. Univ. Nal. Auton. de Méx. (en prensa).

Ellman, E.L. 1962. The Biuret Reactions: Changes in the Ultraviolet Absorption Spectra and its Application of Peptide Bonds. Analyt. Biochem. 3: 40-48.

Fenchel, T. 1977. Aspects of the Decomposition of Seagrasses. In : McRoy, C.P. and Helferich, C. (eds). Seagrass Ecosystems a Scientific Perspective. Marcel Dekker, Inc., New York. p. 123-145.

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.

Golterman, L.H. 1971. Methods for Chemical Analysis of Fresh Waters Blackwell Scientific Publications, Great Britain. 166 p.

Golterman, L.H. 1975. Physiological Limnology. Elsevier Scientific Publishing Company. USA. 489 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. of 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. Hydro--biological Journal. 18 (5): 67-72.

Mandujano, A.I. 1979. Evaluación de Mezclas de Estiercol de Bovino y Escuilmos Vegetales para obtención de Biogas. Inst. de Invest. -- Electricas. Cuernavaca, Morelos, México. 21 p.

Mann, H.K. 1982. Ecology of Coastal Waters. University of California Press. 322 p.

Mudie, P.J. 1974. The Potential Economic uses of Halophytes. In: -- Reimond, R.J. and Queen, H.W. (eds), Ecology of Halophytes. Academic Press Inc. USA. p. 565-598.

Odum, P.E. y De la Cruz, A.A. 1967. Particulate Organic Detritus in a Georgia Salt Marsh Estuarine Ecosystem, Ann. Assoc. Advan. Sci. -- Publ. Wpec. Estuaries. 83: 338-388.

Odum, P.E. 1972. Ecología. 3a ed. Interamericana, México. 638 p.

Pellikaan, G.C. 1984. Laboratory Experiments on Eelgrass (Zostera marina L.) Decomposition. Netherlands Journal of Sea Reseach. 18 - (3/4): 360-383.

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

Queen, H.W. 1974. Physiology of Coastal Halophytes. In: Reimond, R. J. and Queen, H.W. (eds), Ecology of Halophytes. Academic Press Inc USA. p. 345-353.

Raz-Guzmán, M.A. y Sosa, L.R. 1982. Evaluación de la Degradación de la Vegetación Halofita y su Importancia en el Sistema Lagunar Huizache-Caimanero, Sin., México. Tesis de Licenciatura (Biología). Fac. de Ciencias. UNAM. México. 97 p.

Rheinheimer, G. 1980. Aquatic Microbiology. 2a ed. John Wiley & --- Sons R.D. German. 235 p.

Romanenko, V.I., Raspopov, I.M. y Gak, D.Z. 1982. Microorganisms -- and Processes of Production and Decomposition of Organic Matter in Lakes and Reservoirs. Hidrobiological Journal. 18 (4): 1-9.

Sasse, L. 1984. Biogas Plants. Friedr. View & Sohn. German. 85 p.

Stevens, L.M. 1976. The Relationships of Seasonal Changes in Plants, Sediments, Nutrients and Water level in a Small Pond in Northe Florida. Thesis for the Degree of Master of Science. Univ. of Florida. 199 p.

Valiela, I. et al 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.

Taiganides, E.P. 1977. Bioengineering Properties of Feedlot Wastes. In: Animal Wastes, by Taiganides, E.P. (ed). Applied Science Pub. London. p. 131-153.

Waisel, Y. 1972. Biology of Halopytes. Academic Press. New York. - 395 p.

Whitney, D.E., Woodwell, G.M. y Howarth, R.W. 1975. Nitrogen Fixation in flax Pound: A long Island Salt Marsh. Limnol. Oceanogr. 20: 640-646.

Whittfield, M. y Jagner, D. 1981. Marine Electrochemistry. John Wiley & Sons. New York. 523 p.

Wolff, J.W. 1980. Aspects of the Chemistry of Estuaries. In: Olafsson, E. and Cato, I. (eds), Chemistry and Biochemistry of Estuaries John Wiley & 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.