

00381

rej ~ 14

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO.

FACULTAD DE CIENCIAS.

Estudio in situ de la degradación de la halofita *Salicornia subterminalis* y su relación con los mecanismos de movilización de nutrimentos a través de la interfase sedimento-agua, en el sistema lagunar Caimanero-Huizache, Sin. México.

TESIS.

Que para obtener el Grado de Doctor en Ciencias (Biología)

presenta

Miguel Alberto Rodríguez Medina.



JUN 1989

1989.

NO ADEUDA LIBROS
EN BIBLIOTECA
CENTRAL

México, D.F.

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



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.

CONTENIDO.

	Página
RESUMEN	1
INTRODUCCION	2
ANTECEDENTES	7
OBJETIVOS	12
AREA DE ESTUDIO	13
METODOLOGIA	17
RESULTADOS	21
I. MOVILIZACION NATURAL DE NUTRIENTES A TRAVES DE LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA	21
II. DEGRADACION DE <i>Salicocetia subterrimalis</i> Y SU RELACION CON LA MOVILIZACION DE NUTRIENTES A TRAVES DE LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA	24
1. CONDICION INICIAL EN EL SEDIMENTO	24
2. DEGRADACION DE <i>S. subterrimalis</i>	25
3. MOVILIZACION DE NITROGENO BAJO LAS DISTINTAS CONDICIONES EXPERIMENTALES	26
4. MOVILIZACION DE FOSFORO EN CONDICIONES EXPERIMENTALES	28
5. VARIACION EN EL CONTENIDO DE MATERIA ORGANICA EN EL SEDIMENTO, EN CONDICIONES EXPERIMENTALES	30
DISCUSION	32
I. MOVILIZACION NATURAL DE NUTRIENTES A TRAVES DE LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA	32
II. DEGRADACION DE <i>S. subterrimalis</i>	45
III. RELACION DEL PROCESO DE DEGRADACION DE <i>S. subterrimalis</i> CON LA MOVILIZACION DE NUTRIENTES A TRAVES DE	

LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA	52
1. MOVILIZACION DE FORMAS DEL NITROGENO	53
2. MOVILIZACION DE FORMAS DEL FOSFORO	59
IV. IMPORTANCIA DEL AMBIENTE SEDIMENTARIO Y <i>Salicornia subterminalis</i> EN EL SISTEMA LAGUNAR ESTUDIADO	63
CONCLUSIONES	73
LITERATURA CITADA	77
APENDICES	87

RESUMEN

El proceso de degradación in situ de *S. subterminalis* se relaciona con la liberación de nutrientes desde el sedimento, en aerobiosis. El sedimento constituye una reserva importante de los mismos, y contribuye con 66 y 43% respectivamente, del total de N y P que ingresan al sistema lagunar. Este sustrato presenta una heterogeneidad biogeoquímica espacial y temporal, con amplia variabilidad en la movilización de nutrientes.

Las tasas de movilización de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- del sedimento hacia el agua suprayacente en aerobiosis a la obscuridad, fueron de 100, 0.2 y 2.1 $\text{mgN}/\text{m}^2/\text{día}$ respectivamente; y de ortofosfatos de 2.7 $\text{mgP-PO}_4/\text{m}^2/\text{día}$ en 1986, que difiere de la calculada para 1985, de 42 $\text{mgP-PO}_4/\text{m}^2/\text{día}$. Durante el ciclo de secado e inundación de 10 a 11 meses, el 70% de la superficie lagunar queda expuesta. El volumen máximo de llenado, sólo se mantiene durante uno a dos meses. Para este periodo, se calculó un aporte anual de 2432 Ton de NH_4^+ , 5 ton de NO_3^- , 51 ton de NO_2^- y 62 ton de ortofosfatos desde el sedimento.

Las halofitas aportan un promedio de 29 y 21.0% del total de ganancias de nitrógeno y fósforo respectivamente, sin diferencias significativas entre la degradación en condiciones de luz y obscuridad. Esto constituye un factor que favorece la liberación de nutrientes (particularmente fósforo) a través de cambios fisicoquímicos en el sedimento y a nivel de la interfase. Las tasas promedio de movilización de ortofosfatos en presencia de *S. subterminalis* en degradación, fueron de 201 $\text{mgP-PO}_4/\text{m}^2/\text{día}$ para obscuridad y 57.2 $\text{mgP-PO}_4/\text{m}^2/\text{día}$ con iluminación, en contraste con 2.7 $\text{mgP-PO}_4/\text{m}^2/\text{día}$ en ausencia de halofita.

La liberación hacia el agua suprayacente a partir de *S. subterminalis*, fue de 984 ton N/año y 24 ton P/año, y representa el segundo aporte más importante, después del sedimento. El resto del nitrógeno y fósforo constituyentes de este vegetal (368 y 40 ton/año, respectivamente), permaneció en forma particulada y fue depositado en el sedimento, transportado en suspensión, exportado de la laguna o consumido por los organismos detritívoros.

El proceso de degradación de la halofita generó en consecuencia una condición reductora transitoria en el agua suprayacente. Por lo tanto, su relación con los mecanismos de movilización de nutrientes en la interfase, se estableció a través del nitrógeno y fósforo mineralizados a partir del material halofita incorporado al sedimento. Estos fueron liberados al agua intersticial o adsorbidos, y su movilización en ese sustrato pudo estar regida por factores fisicoquímicos, actividad microbiológica, bioturbación, gradientes de concentración, difusión, resuspensión y absorción por raíces de la vegetación existente.

INTRODUCCION

El sistema lagunar Caimanero-Huizache en el Estado de Sinaloa, es importante por sus recursos pesqueros, particularmente el camarón, cuya administración racional requiere un conocimiento adecuado, basado en el desarrollo de modelos sobre los diversos mecanismos biológicos y abióticos y su interrelación (Arenas y de la Lanza Espino, 1983). El ambiente sedimentario y la micro y macroflora asociadas, juegan un papel preponderante en lo que corresponde al intercambio y disponibilidad de nutrientes a través de la interfase sedimento-agua, para los productores primarios, en virtud de la coherencia de este complejo lagunar.

Las principales fuentes de ingreso de materia orgánica al sistema, incluyen fitoplancton, diatomeas bentónicas, la fanerógama *Euphia parviflora*, las cianofíceas azules, *Nostoc*, las clorofíceas *Enteromorpha* y *Cladophora*, manglares, material orgánico alóctono y la descomposición estacional de halofitas (Arenas y de la Lanza Espino, 1983).

Durante el periodo de sequía en que la laguna experimenta una disminución en su volumen, con un 70% de exposición de su superficie, el sedimento se ve sometido a un mecanismo de secado y aeritamiento resultantes de la intensa evaporación. Al respecto se han realizado estudios en el laboratorio, que han aportado información sobre el proceso de reincorporación de fósforo por interperismo durante tal periodo (Arenas y de la Lanza, 1981, 1983).

Según Stevens (1974), el descenso periódico del nivel de agua que se presenta anualmente en algunos ambientes costeros, pueda significar la difusión de una mayor proporción de oxígeno en los sedimentos, con una rápida remineralización de su contenido orgánico y el establecimiento de un mecanismo de reciclaje de nutrientes más activo; a la vez que permite que las plantas emergentes se fijen al sedimento expuesto y consolidado.

Con referencia al sistema de Caimanero-Huizache, Arenas (1979) calculó una liberación de 50 ton de amonio y 213 ton de nitrógeno orgánico disuelto y suspendido por difusión a través del sedimento, con 304 ton adicionales de esta última fracción, como consecuencia del proceso de resquebrajamiento en el ambiente sedimentario.

De acuerdo con Arenas y de la Lanza Espino (1983), el balance anual de fósforo en el complejo lagunar es como sigue: del total de pérdidas anuales, el 92% es por sedimentación, y el 8% por pesca y exportación al medio marino. De un total de 196 ton que ingresan al sistema a través de distintas vías, sólo el 12.7% es retornado a la columna de agua, como ortofosfatos y fósforo disuelto y suspendido, por difusión y resuspensión desde el sedimento. Señalan además, que la tasa de liberación es comparativamente mayor en aquellas áreas donde este último ha

pasado por una etapa de desecación y resquebrajamiento durante la estación seca; y le asignan una contribución de 5.7% del total de fósforo movilizado desde el ambiente sedimentario.

A medida que el proceso anual de desecación avanza, el fondo se ve colonizado por diversas especies de halofitas, entre las que destaca *Salicornia subterminalis*, Parish (1899) de la familia Chaenopodiaceae por su abundancia, con una biomasa húmeda estimada de 2000 gr/m² en la marca de máxima inundación a nivel más alto de agua, y 700 gr/m² para el nivel más bajo, con una media anual de 120 grC/m² (Raz-Guzmán Macbeth y Sosa Luna, 1982).

En lo referente a la composición química de *Salicornia subterminalis*, se encontró un contenido de 28.80±0.21% C, 3.85±0.05% N y 0.141±0.01% P en material colectado en 1980. (Arenas y Rodríguez - Medina, inédito). Por otro lado, Raz-Guzmán Macbeth y Sosa Luna (1982) registran una composición de 45% C para la misma especie en la misma localidad; y además, calcularon niveles de proteína de 32 a 55% del peso seco, que implican un contenido de 5-9% N que resulta extremadamente alto.

En relación con el carbono orgánico, se estima que la parte adyacente a la laguna incluyendo las áreas colonizadas por las halofitas, contribuye con el 49% de un total de 117 ton anuales de este elemento, que son aportadas al sistema por distintas fuentes (Arenas y de la Lanza, 1980).

Arenas (1979) calculó una contribución de 13,000 ton de nitrógeno por parte del ecosistema terrestre circundante, que incluye a la comunidad halofita y que representa aproximadamente un 94% del total de ingresos de este elemento al sistema.

La comunidad de halofitas es igualmente un componente de vital importancia dentro del ciclo biogeoquímico del fósforo, pues según las estimaciones realizadas por Arenas y de la Lanza Espino (1982), contribuye con 79 (40%) de las 196 ton anuales de este elemento, que representan ganancias al sistema.

Sarmiento Sánchez (1986) tomó datos de un estudio sobre descomposición de una mezcla presecada de *S. subterminalis*, *Sesuvium portulacastrum*, *Suaeda torpedinaria* y *Suaeda frutescens* en el laboratorio y bajo condiciones de luz con aerobiosis, donde se registró la mayor liberación de nitrógeno de proteínas (34.2 mg/g) a los 28 días. Por otro lado señala que el máximo de amonio fue de 18.8 mg/g se presentó entre los 21 y 42 días.

Arenas y Rodríguez - Medina (inédito) registraron valores instantáneos de lixiviación de nitrógeno orgánico de 34.15% en *Salicornia subterminalis*, mientras que el resto permaneció en forma particulada, durante un experimento de degradación de esta halofita en el laboratorio. Después de 22 a 36 días, el amonio registró su máximo de 21 y 20% bajo condiciones de burbujeo a la obscuridad y con iluminación, respectivamente. Estos autores registraron además, 7 a 8% de lixiviación instantánea de fósforo orgánico y 2 a 3% de formas inorgánicas.

Por lo anterior, se considera que esta comunidad, además de su contribución como fuente de nutrientes para los productores primarios acuáticos y en el balance de materia orgánica y nutrientes, puede tener un papel importante como fuente de alimento, fundamentalmente en forma de detrito (Arenas y de la Lanza, 1980 y de la Lanza et al., 1986). No obstante, debe señalarse que un aspecto aún sin investigar, es el referente a la relación del proceso de degradación de esta vegetación, con los mecanismos de movilización de nutrientes a través de la interfase sedimento-agua, como resultado de la mineralización de sus componentes orgánicos y la modificación de las condiciones fisicoquímicas en el ambiente circundante.

Una contribución importante al entendimiento de los mecanismos de degradación in situ de la materia orgánica derivada de la vegetación halófila en el sistema legunar Cañonero-Huizache y su influencia en el intercambio de nutrientes a través de la interfase sedimento-agua, lo constituye particularmente el estudio de *Salicornia subterminalis*, que es la especie citada con valores de biomasa más altos (Raz-Guzmán Macbeth y Sosa Luna, 1982), coincidente con una condición de inundación del área que ocupa, durante la época en que la laguna presenta su máximo embalse.

El estudio que se presenta, contribuye a un conocimiento más preciso de la dinámica de este sistema, en lo referente a la caracterización de la comunidad circundante de halofitas, desde el punto de vista de su contribución al balance de materia orgánica y nutrientes, constituyendo por consiguiente, un elemento importante de juicio para proponer futuras medidas de administración racional de este ecosistema.

Para tal efecto, es conveniente contar con un esquema que permita identificar los diversos componentes (ambiente sedimentario, masa de agua suprayacente, halofitas, fitoplancton, camarón, etc.) y su interrelación. Con tal finalidad, se propone el modelo que se presenta en la figura 1. En este esquema, los compartimientos se denotan con la letra O, mientras que las interrelaciones (flujos) entre éstos, se señalan con la letra K.

Conforme a esta simbología, O1 representa la existencia de nitrógeno y fósforo en el ambiente sedimentario, como constituyente de la biota de ese sustrato; en forma orgánica disuelta y particulada y como compuestos inorgánicos en disolución en el agua intersticial, insolubles o adsorbidos al material sedimentario. El compartimiento O2 corresponde a la existencia de nitrógeno y fósforo en la comunidad de halofitas, otros tipos de vegetación y la fauna pélica y demersal, cuyos restos pasan por un proceso de degradación en el agua suprayacente y en la superficie del sedimento; así como el detrito resultante de los mismos, formado como resultado de un proceso de transformación del material restante durante la degradación de la materia orgánica, conocido como litificación. Cabe señalar que, de acuerdo con la finalidad de este investigación, O2 estará restringido exclusivamente a la comunidad de halofitas. O3 representa a los

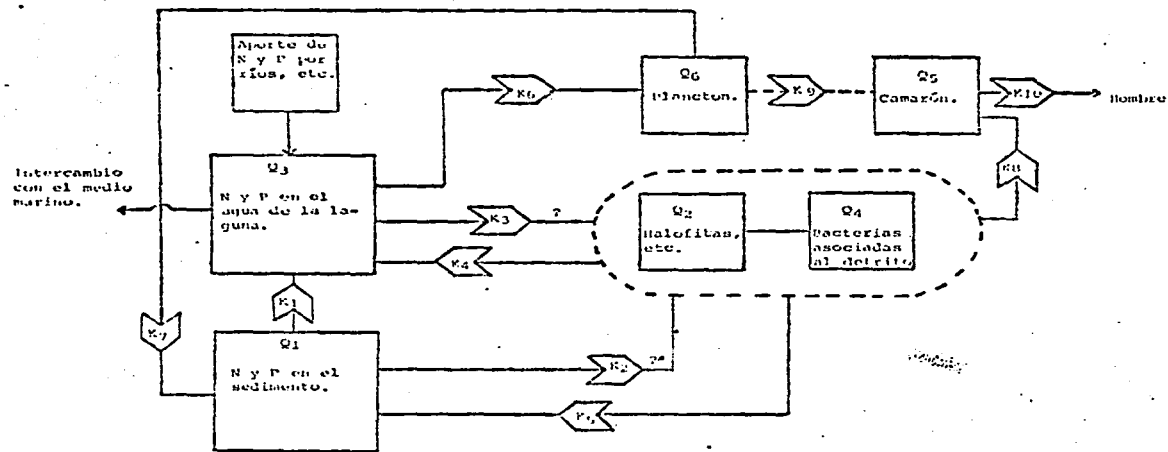


Figura 1.- Modelo hipotético del sistema lagunar de Camarón-Huizachón, donde se presenta la posición de la comunidad de halofitas y su interrelación con los demás componentes. La línea punteada que rodea a Q2 y Q4 significa que ante la dificultad para separar estos dos compartimentos, se consideran como uno solo. La línea punteada de K9 indica que este flujo no representa una relación directa entre plancton y camarón.

niveles de nitrógeno y fósforo en el agua, como distintas formas de nutrientes.

En el transcurso de la descomposición de material de naturaleza biológica con formación de detrito, se establece una diversa comunidad bacteriana en estrecha asociación con el sustrato (Adams *et al.*, 1970), de tal forma que es muy difícil separar el sustrato vegetal en degradación y las bacterias asociadas, en este caso representados por G2 y G4 respectivamente. Por tal razón, es conveniente considerarlos como un solo compartimiento, que constituye parte de la dieta para los consumidores en el sistema, entre los que se incluye el camarón (G3). El compartimiento G6, representa a la comunidad planctónica, que por medio de los productores primarios, se relaciona a través del flujo K6 con el componente G3 antes mencionado y con organismos detritívoros, a través de un proceso de detritificación.

El flujo K1 representa la movilización de nitrógeno y fósforo del sedimento, a través de un intercambio a nivel de la interfase en el agua suprayacente. Con referencia a este punto, Arenas (1979) reporta el efecto de distintas condiciones de salinidad sobre la tasa de movilización de nutrientes. Además pueden presentarse cambios diarios amplios en los niveles de oxígeno (Eduarda, 1973 y Arenas, 1979); y posiblemente en el potencial redox, derivados de la acción combinada de factores físicos, químicos y biológicos; que tienen un efecto sobre este flujo, el cual puede también presentarse en sentido inverso. K2 ejemplifica la asimilación de estos elementos en forma de nutrientes desde el sedimento, por la comunidad vegetal.

El flujo K3 (no considerado en esta investigación), es resultado de asimilación de los nutrientes del agua suprayacente, por algas del bentos y fanerógamas sumergidas.

Durante la degradación de la materia orgánica de halofitas y vegetación de otro tipo, parte del nitrógeno y fósforo orgánico e inorgánico, tanto en forma disuelta a través de un proceso de lixiviación, como suspendida, se libera al agua suprayacente (K4). El sedimento puede también verse enriquecido con estos elementos, a través de la descomposición de material orgánico (K5) que se deposita en la interfase y que puede quedar incluido en este sustrato. Por otro lado se presenta una incorporación de nutrientes a nivel de fitoplancton y consecuentemente niveles tróficos superiores que corresponde al flujo K6. Los reactivos de organismos planctónicos y consumidores, vienen a constituir parte del material detritivo a través de su depositación y enterramiento en el sedimento (K7).

El detrito resultante de la degradación del material vegetal, constituye una fuente de alimento para los detritívoros; y esta interrelación está representada por el flujo K8, que no se considera en este estudio.

Con referencia a una posible interrelación entre el componente

del sistema representado por el camarón y la comunidad planctónica, cabe recordar que los autores coinciden acerca del ciclo de vida del camarón y se acepta que éste penetra en estado postlarval al sistema lagunar y se establece en el benthos. Igualmente se reconoce un hábito detritívoro para este crustáceo (Flint y Rabalais, 1981; de la Lanza et al., 1984). Así pues, tal relación con el componente plancton, se presenta a través del detrito derivado de este último componente del ecosistema, incorporado al fondo. Por tal razón, se ignora en esta etapa, la relación 04---->K9----->05.

Una vez considerados los componentes del modelo, que no se tratan en este estudio, se elaboró una versión simplificada, que aparece en la figura 2.

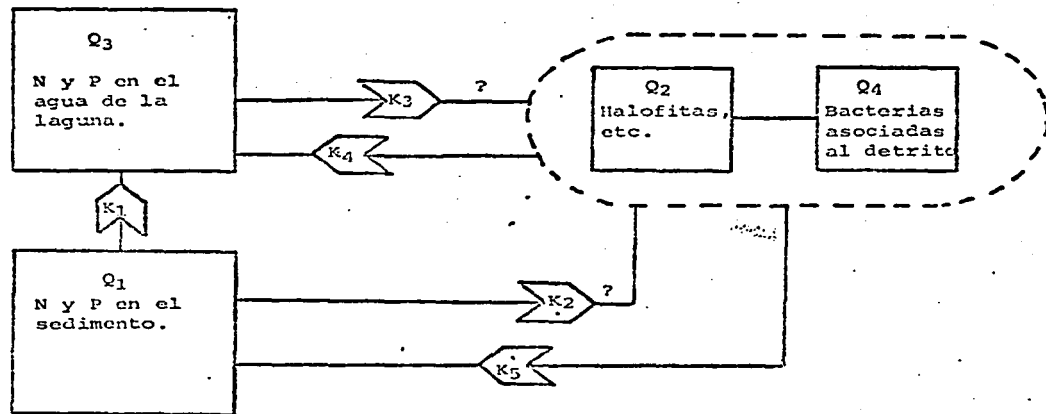


Figura 2.- Versión simplificada del modelo hipotético sobre el flujo de nutrientes en la laguna de Caimanero-Huizache, Sin.

ANTECEDENTES

Son diversos los estudios que sobre la movilización de nutrientes a través de la interfase sedimento-agua y los procesos de degradación y mineralización de la materia orgánica en ambientes lagunares costeros, han sido realizados.

Se considera que la regeneración y movilización de nutrientes en el sedimento, es un proceso en dos etapas: la primera, que constituye la actividad bacteriana y reacciones fisicoquímicas que determinan la concentración de nutrientes en el agua intersticial; y la segunda, que gobierna su intercambio a través de la interfase (Sorraya et al., 1974). Con referencia a esta última etapa, es una diversidad de factores la que determina que estos nutrientes sean o no liberados a la columna de agua suprayacente. Entre éstos se tienen las condiciones fisicoquímicas presentes; establecimiento de gradientes de concentración y procesos de difusión molecular; interacción con otras formas iónicas como en el caso del fósforo con el hierro y otros; el papel de algunas macrofitas como bombas de nutrientes; bioturbación de sedimentos; turbulencia con remoción de sedimentos y la actividad microbiana en general (Bégarier, 1977; Petr, 1977; Engvall, 1978 y Holm, 1978).

Las condiciones imperantes, de las cuales el potencial redox constituye un elemento fundamental, modifica la dinámica de la degradación orgánica y de la movilización de nutrientes (Valiela et al., 1984 y Melillo et al., 1984), de tal forma que si bien la degradación en condiciones de reducción es más restringida que en aerobiosis, se tiene el caso opuesto en lo que corresponde a la liberación de nitrógeno, que es más pronunciada (Valiela et al., 1984).

Mortimer (1971) propuso como mecanismo para explicar la liberación de nitrógeno en presencia de niveles altos de amonio cuando el potencial redox (Eh) disminuye, la desaparición de la capa superficial óxica que impide el balance, y asumió una adsorción de amonio a complejos de Fe(III) que son estables sólo bajo condiciones aeróbicas. Brezonik (1972) se refirió a una posible desadsorción de arcillas y coloides orgánicos como un mecanismo para liberación de NH_4^+ .

De acuerdo con Grundmanis y Murray (1977), también pueden presentarse composiciones del agua intersticial anormales a profundidades entre 20-30 cm en el sedimento, con máximos de NO_3^- o NO_2^- concordantes con un mínimo en la concentración de NH_4^+ , que se atribuyen a un proceso de irrigación con introducción de oxígeno a través de la actividad de los organismos excavadores, que facilitan procesos como el de la nitrificación.

Por otro lado la nitrificación, que está concentrada cerca de la capa de discontinuidad redox del sedimento, puede ser un componente principal de los balances de nitrógeno estuarinos (50-100% del reciclamiento de NH_4^+) (Kepp y Valiela, 1982).

Con referencias al fósforo, Mortimer (1971) y Tessenov (1972) en núcleos de sedimento intactos, observaron que una zona superficial de sedimento oxidado de menos de un milímetro de espesor, es suficiente para actuar como una trampa efectiva de complejos $Fe(III)-P$. Este tipo de mecanismo también ha sido reportado por Holm (1978) en sedimentos del Mar Báltico. Serruya et al. (1974) en sedimentos del Lago Kinneret expuestos a H_2S , registraron una liberación de fósforo, 17 veces mayor que en condiciones aeróbicas.

En experimentos realizados en sedimentos del Lago Mendota, Lee et al. (1976) encontraron que tanto en condiciones óxicas como anóxicas, el fósforo es liberado del sedimento al agua, y que la velocidad inicial de liberación es mayor en el segundo caso; sin embargo, bajo períodos prolongados, la liberación óxica iguala aproximadamente a la anóxica. Este mismo autor considera que la liberación óxica de nutrientes a través de la interfase, está relacionada primeramente con reacciones de mineralización y que de este modo juega un papel mucho más importante de lo que se pensaba, como autofertilizante de un cuerpo de agua, en términos de aporte de nutrientes.

Propp et al. (1980) y Klump y Martens (1981) consideran que la liberación de fosfatos bajo condiciones óxicas en el sedimento probablemente está determinada por descomposición microbiológica aeróbica, y lleva a la disolución, en el agua intersticial, compuestos de carbono orgánico, CO_2 , NH_4^+ , fosfatos. Esto es seguido por difusión del agua intersticial hacia el agua suprayacente.

De acuerdo con Helfrich y Kevern (1973) con un pH mayor de 8.0, la precipitación de fosfato principalmente en presencia de calcio, se incrementa mientras que a pH menores de 6.5 hay liberación de ortofosfatos. El principal resultado de estas reacciones de desadsorción y precipitación, es una transformación del fosfato adsorbido en hidroxipatita, que es prácticamente insoluble en aguas alcalinas (Anderson, 1975). Eggander y Schippel (1973) en una serie de experimentos sobre dinámica del fósforo y sulfato a través de la interfase sedimento-agua, registraron una disminución en el pH de 7.7 a aproximadamente 6.8-6.9, que se mantuvo constante durante su experimento. Tal variación, de acuerdo con estos autores, no puede ser la causa de la liberación de fosfato en condiciones reductoras, ya que con estos mismos valores de pH y bajo aerobiosis, el fosfato puede ser acumulado en el sedimento.

Diversos autores han coincidido al señalar entre los factores reguladores de los mecanismos de intercambio de nutrientes a los procesos de degradación de la materia orgánica (Eggander, 1973; Fogwell, 1973; Blair, 1977 y Holm, 1978). Estos son a la vez importantes desde el punto de vista de los cambios resultantes en la calidad bacteriológica del material débilmente romanente, al que se le ha dado una enorme importancia ecológica ya que se reconoce una conducta detritívora en diversos organismos, que al

mismo tiempo son tanto receptores de un producto, como participes dinámicos dentro de estos procesos de transformación (Odum *et al.*, 1973). Esta conducta asimismo se reconoce durante ciertas etapas del desarrollo del camarón (Menz, 1976; Edwards, 1978 y de la Lanza *et al.* 1984).

La velocidad y características de la mineralización de la materia orgánica en el sedimento, depende del tipo y cantidad de material que se deposita, y de las características fisicoquímicas tanto del sustrato sedimentario como del agua suprayacente, que también influyen significativamente en el destino de los productos formados (Patr, 1977).

Fenchel (1977) estudió la dinámica de la descomposición de pastos marinos en condiciones de aerobiosis y anaerobiosis. Godshalk y Wetzel (1978, a, b, c) llevaron a cabo estudios de similar naturaleza en macrofitas vasculares de agua dulce, y concluyeron que la composición química de sus tejidos es un factor importante en procesos como éste. Recientemente, Pellikán (1984) estudió la degradación de Zostera marina y detritos derivados, bajo condiciones de aerobiosis y anaerobiosis, y la variación de carbono, fósforo y nitrógeno. Zeman *et al.* (1984) comentan que la composición química es determinante en la dinámica de la degradación de la materia orgánica y consecuentemente en la mineralización e inmovilización de nutrientes. Valiela *et al.* (1984) entre otros autores, mencionan que el proceso de degradación de materia orgánica transcurre a través de una rápida lixiviación inicial (o disolución de compuestos orgánicos e inorgánicos), seguida de una fase donde predomina la actividad de descomponedores y finalmente una etapa muy lenta, durante la cual permanecen o se forman compuestos refractarios.

De acuerdo con Melillo *et al.* (1984), la cantidad de nitrógeno directamente asociada con la biomasa bacteriana, sólo representa una pequeña fracción de la masa total de nitrógeno en los materiales en descomposición, no obstante que ésta es agente importante en el proceso de inmovilización de nitrógeno. Este autor señala que hay producción de enzimas que degradan moléculas como polifenoles y ligninas, de cuyos productos de degradación, algunos recondensan con compuestos que contienen nitrógeno. Este ciclo de degradación y recondensación continúa a través de la degradación hasta tenerse compuestos húmicos ricos en nitrógeno. Se han reconocido al menos tres fases en la dinámica del nitrógeno durante la descomposición de un vegetal. Primero, un corto período de lixiviación donde aproximadamente el 25% de este elemento se pierde. Le sigue una fase de inmovilización neta, durante la cual aumenta la cantidad absoluta de nitrógeno. Finalmente hay una remineralización y liberación neta de este elemento. Estas tres fases, pueden aplicarse en muchos casos para entender la dinámica del fósforo (Melillo *et al.*, 1984).

Los cambios en el contenido de nitrógeno y en la relación C/N son difíciles de interpretar porque la lixiviación, el enriquecimiento de nutrientes de las partículas de detritos por colonización microbiana y la formación de compuestos estructurales

parecidos a proteínas, ocurren simultáneamente (Pellickaan, 1934). El mismo autor señala que esta relación no puede ser un buen criterio para estimar la calidad nutricional del detrito, pues además, al comparar sus valores iniciales y finales, observó que el número de veces en que esta proporción disminuyó, no fue significativamente mayor que sus incrementos.

Valiela et al. (1934) mencionan que la composición química del detrito también afecta a los detritívoros. Los fenoles solubles como el ácido ferúlico pueden influir negativamente la ingestión, a diferencia de las proteínas. El efecto de este ácido puede ser incluso obliterado cuando la concentración de nitrógeno es lo suficientemente alta. La concentración de tales compuestos cambia durante el proceso de degradación, por lo que la palatabilidad del detrito a distintos tiempos, también difiere. Además el crecimiento del consumidor es mayor con más nitrógeno disponible. Por su parte, Tenore et al. (1934) concluyen que el detrito derivado de vegetación vascular de marisma se degrada más lento que el de plancton y macroalgas y los cambios en su contenido calórico y de nitrógeno ocurren desfasadamente. Por varios meses, el valor alimenticio del detrito para algunos consumidores es pobre y es sólo hasta después de un largo período, que el contenido de nitrógeno aumenta por un proceso de inmovilización, con el consecuente mayor valor nutricional.

La Laguna de Coimanebo-Huizacha, ha sido estudiada en muy diversos aspectos. Se tienen así, trabajos sobre hidrología y producción comaronera de la zona (Soto López, 1967), hidrología (Arenas, 1970), el plancton (Gómez-Aguirre, 1967 y Gómez-Aguirre et al., 1970), geología (Phleger y Ayala-Castañares, 1970), evaluación de la fijación de nitrógeno en la laguna (de la Lanza et al., 1975, 1986), análisis textural de los estratos sedimentarios, análisis radiológico, químico y mecánico de los mismos e identificación de la fauna malacológica (Gutiérrez, 1976), producción primaria, consumo de oxígeno por sustrato y biomasa de invertebrados y peces en relación con el contenido de materia orgánica (Edwards, 1978), bacteriología del ambiente sedimentario (Rodríguez-Medina, 1978), distribución de materia orgánica en sedimentos (de la Lanza Espino, 1980), importancia del proceso de desecación de los sedimentos en la degradación de la materia orgánica y la disponibilidad del fósforo (Arenas y de la Lanza, 1981), importancia de la materia orgánica en los sedimentos, su correlación con distintos iones y elaboración de modelos predictivos (de la Lanza Espino, 1981), estimaciones de la tasa de producción primaria en *Spartina patillata* (Flores Sánchez, 1982).

Paz-Guzmán Macbeth y Sosa Luna (1982) realizaron un estudio de tipo experimental sobre la degradación de la vegetación helófila a nivel de laboratorio, en el que consideraron su composición química y aporte de material orgánico al sedimento y agua en este sistema. Señalan que durante la condición de microbiosis bajo la cual se realizaron sus experimentos, la descomposición fue menos eficiente y más lenta que la que se llevaba a cabo en condiciones de aerobiosis y que por tal razón, el ambiente sedimentario en la

laguna, puede actuar como reservorio de materia orgánica allí depositada. Sarmiento Sánchez (1986) en un estudio de la degradación de material halofito y factibilidad de empleo como bioabono, considera que el detrito resultante, representa una valiosa fuente alimenticia para consumidores, hecho que en cierta forma fue reafirmado para camarones pensidos, en un ensayo experimental de asimilación de diferentes calidades de material detritico (de la Lanza et al., 1986). Finalmente, Astorga de Riquer (1986) llevó a cabo un estudio bibliográfico de carácter integrativo donde remarca la importancia del sedimento y la comunidad de halofitas para el balance de materia orgánica y nutrientes en la Laguna y su relación con el recurso representado por el camarón.

OBJETIVOS.

El objetivo general de este trabajo, fue comprobar *in situ*, la hipótesis de si la degradación de la halofita *Salicornia subterminalis* desempeña un papel regulador en los procesos de movilización de nutrientes a través de la interfase sedimento-agua.

Se establecieron los siguientes objetivos específicos:

a) Reevaluar la reserva total de nitrógeno y fósforo en el ambiente sedimentario y su variación como resultado de la degradación de materia orgánica existente en la interfase sedimento-agua, y de aquella procedente de halófitas.

b) Estimar la importancia del sedimento como trampa de nutrientes o como fuente de aporte de los mismos hacia la columna de agua.

c) Determinar cómo la actividad fotosintética modifica los niveles de nutrientes liberados a través de la interfase sedimento-agua.

d) Estimar el contenido de carbono, nitrógeno y fósforo totales de *Salicornia subterminalis* al inicio de los experimentos y en el material detrítico resultante al término del mismo. Esto tiene por objeto valorar la contribución del material vegetal en degradación, al proceso de liberación de nutrientes a la columna de agua en forma directa, o a través de las modificaciones en las condiciones físicoquímicas (potencial redox, oxígeno disuelto y pH) en el agua, en el transcurso de su descomposición bajo condiciones de obscuridad e iluminación.

AREA DE ESTUDIO.

El sistema lagunar de Caimanero-Huizache se localiza en el Estado de Sinaloa, al sur del Puerto de Mazatlán, entre los 22°40' y los 23°07' Norte y entre los 106°00' y los 105°16' Oeste, en la llanura costera del Pacífico (Fig. 3).

La laguna está situada entre los ríos Presidio al norte y Baluarte al sur. Ambos ríos tienen cuencas de drenaje relativamente pequeñas, que en parte se extienden desde el flanco de la Sierra Madre Occidental. Varias corrientes pequeñas fluyen al sistema lagunar y sólo son activas durante la estación lluviosa (Phleger y Ayala-Castañares, 1972).

El sistema comprende dos cuencas: la noroeste, llamada del Huizache, de aproximadamente 5 por 15 km de extensión; y la sureste, llamada Caimanero, de 10 por 20 km, que se comunican a través de una constricción de cerca de 250 m de anchura. Ambas cuencas son planas y muy someras, y carecen de un sistema natural de canales. La mayor parte de ambas cuencas se llena de agua sólomente durante la estación lluviosa; con una profundidad máxima de 40 a 80 cm en Huizache, y de aproximadamente 150 cm en Caimanero, excluyendo los canales artificiales. Durante la estación seca, sólo la cuenca de Caimanero y una muy pequeña porción en Huizache, están parcialmente inundadas (Phleger y Ayala-Castañares, 1972; Arenas y de la Lanza, 1980 y 1983).

Hay dos esteros, uno a cada extremo de la laguna, que conectan con los estuarios de los ríos Presidio y Baluarte. Ambos son estrechos y sinuosos, de 8 a 10 km de longitud y bordeados por manglar (Phleger y Ayala-Castañares, 1972).

Una extensa barra arenosa bien consolidada de 1.5 y 3.5 km de ancho, limita a la laguna por su lado oeste, y se extiende cerca de 25 km entre las bocas de los ríos citados. Dicha barrera presenta tres morfologías distintas, en diferentes partes: una sección interna y parte de la cuenca de Caimanero, que presentan dunas y una forma irregular en su bordo interno; una morfología en la zona media donde existen varias indentaciones, extendiéndose desde el lado de la laguna, que parecen haber sido canales de inundación en un estado temprano de la barra; y una sección externa consistente de dunas paralelas, claramente desarrolladas. El tercer tipo de morfología se presenta cerca de los ríos y consta de depósitos aluviales, provenientes del delta de los mismos. La mayoría de los sedimentos en las cuencas son limo-arcillosos, con algunas zonas de arena y limo en Caimanero. Los sedimentos de la barrera, son principalmente arena con algo de limo y arcilla, especialmente en las depresiones entre las dunas (Phleger y Ayala-Castañares, 1972).

Gutiérrez (1974) concluye que el sedimento de la Laguna de Caimanero varía entre extremadamente mal clasificado y predominantemente lodoso en su textura, con excepción del área

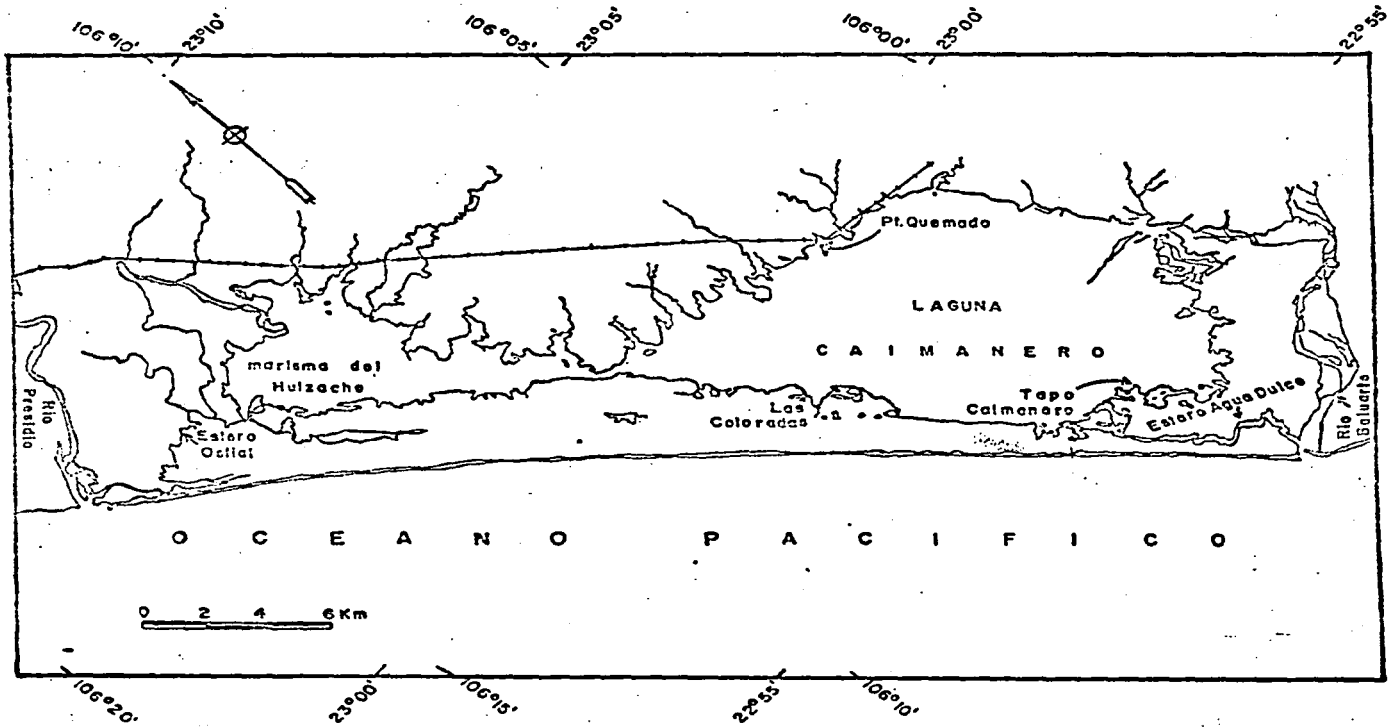


Figura 3.- Sistema lagunar de Caimanero-Huizache, Sin., México. Se señala la localidad de Tapo Caimanero, donde se realizó este estudio.

cercana a la barra y establece una relación directa entre el diámetro promedio y el contenido de materia orgánica; sin embargo, señala que no encontró relación alguna con la profundidad.

A este respecto, Arenas (1979) y de la Lanza Espino (1981) citan que el ambiente sedimentario es altamente heterogéneo desde el punto de vista bioquímico. De la Lanza Espino (1981) reporta que este aspecto presenta además una variabilidad temporal, relacionado con las marcadas fluctuaciones en los fenómenos meteorológicos. Al realizar una serie de transectos con análisis de contenido de materia orgánica y agua entre otros parámetros en el sedimento, de 1975 a 1977, se encontraron coeficientes de variación espacial de 79.72% para materia orgánica y 55.28% para contenido de agua respectivamente.

El clima en esta región es tropical, con régimen de lluvias en verano, presentando una precipitación promedio de alrededor de 800 mm con 80% de la lluvia durante julio-septiembre y un 12% entre octubre y junio. Las temperaturas medias mensuales van desde un mínimo de 19°C en enero, a 26°C durante julio-septiembre.

La vegetación se ha descrito en general como tropical, pudiendo distinguirse varios tipos: vegetación de duna costera, manglar y selva baja subcaducifolia (Cotena, 1973). En las orillas de la laguna, se localiza vegetación de tipo halofito que llega a cubrir un área de 28x10 m² (Arenas y de la Lanza Espino, 1981). De este último, las especies más abundantes son *Salicornia subterminalis*, *Suaeda portulacastrum*, *Suaeda torreyana* y *Crocea Anxillensis*, predominando la primera (Raz-Guzmán Macbeth y Sosa Luna, 1982).

Es importante destacar que este sistema lagunar está sujeto a la influencia de tormentas tropicales y huracanes, que son más frecuentes en agosto, septiembre y octubre (Serra, 1971). Estos eventos traen consigo por una parte, precipitaciones torrenciales de grandes proporciones y por otra, flujos de gran caudal que generan resuspensión del sedimento y redistribución de éste y algunos componentes de la vegetación acuática como es el caso de los pastos marinos y macroalgas. Además y como Arenas (1979) señala; estos eventos meteorológicos alteran el nivel medio del mar y determinan las áreas de cubrimiento lagunar. Resulta pues obvio que la extensión de las áreas colonizadas por las halofitas que son cubiertas por el agua, se ve igualmente sometida a la acción de estos factores, con la consiguiente variación del período durante el cual permanecen inundadas.

Es interesante hacer notar la actividad modificadora del hombre, por el uso del suelo para fines agrícolas, de las zonas circundantes a la laguna, que se ven sometidas a inundaciones periódicas, en la forma de un tipo de agricultura de temporal, con cultivos de tipo anual (Cortés Cotena, 1972; Raz-Guzmán Macbeth y Sosa Luna, 1982).

Durante la época de lluvias, en que la laguna se llena, la mayor parte de las aguas estacionales entran por el canal que

comunica a Caimanero con el estuario del río Baluarte y la mayor parte del flujo de salida es a través del canal que comunica a Huizache con el estuario del río Presidio (Soto López, 1969 y Phleger y Ayala-Castañares, 1972). Por otro lado, Edwards (1978) menciona que el aporte por escurrimiento es mayor en la cuenca de Huizache.

Mendoza von Borstel (1972) estableció una relación entre el nivel de agua en el sistema lagunar y el nivel medio de la marea, que presenta un ciclo anual con una variación cuya amplitud es de 60 cm, que es mayor entre mayo y noviembre y menor entre febrero y mayo. Este autor señala asimismo que como resultado de esa variación en el nivel del mar, el llenado de la laguna comienza antes del inicio del periodo de lluvias y se incrementa con este último.

Las temperaturas del agua en las cuencas someras, siguen cercanamente a las temperaturas del aire. Se presentan una temperatura máxima de 34°C de junio a septiembre y una mínima de 15°C en febrero. En relación con la salinidad, ésta presenta variaciones dependientes de los aportes de agua de mar y la evaporación. Sus valores van desde 1‰ a cerca de 60‰ en la restricción entre las dos cuencas. En la parte sureste de Caimanero, las salinidades varían entre 7‰ y 40‰. Aparentemente una cantidad significativa de sal en el agua, se deriva de sal residual acumulada en el sedimento, al vaciarse la laguna en su mayor parte durante la estación seca, por un descenso en el nivel del mar, asociado con la intensa evaporación. Por el contrario, durante la época de lluvias, las cuencas de Caimanero y Huizache mantienen condiciones dulceacuícolas y presentan un nivel medio mayor que el del mar (Phleger y Ayala-Castañares, 1972).

En suma, el área de estudio constituye un sistema estuarino metamórfico con un ciclo anual afectado frecuentemente por acción ciclónica o por la acción modificadora del hombre, al dragar los canales y otras partes del mismo, buscando mejorar las condiciones para la producción pesquera (Gómez-Aguirre *et al.*, 1974). En el futuro, el impacto ambiental de la actividad humana podría ser de mayor proporción, dado la práctica actual de introducir alimentos balanceados en el sistema, con la finalidad de atraer al camarón y en esa forma incrementar la eficiencia en su captura, además del interés por establecer la acuicultura en la zona, sin contar aún con un conocimiento adecuado de su efecto sobre la dinámica de ese ecosistema.

Es importante considerar estas alteraciones y referirlos al ambiente sedimentario, pues constituyen un factor de remoción y suspensión de sedimento. Esto significa además la incorporación adicional de materiales orgánicos al mismo, con la consecuente redistribución y heterogeneidad biogeoquímica que inciden sobre los procesos de intercambio de nutrientes a través de la interfase sedimentaria. Por otro lado, la actividad humana, además de los efectos sobre el ambiente para la acción ciclónica, puede crear cambios aislamiento de zonas, algunas de ellas abiertas por canales, por canalización.

Finalmente debe considerarse que la amplia heterogeneidad del ambiente sedimentario, aunada al proceso de desecación e inundación del mismo, dificultan el intentar un balance de carácter anual, que es indispensable cuando se pretende estimar la importancia de alguno de los componentes de este ecosistema.

METODOLOGIA.

El conocimiento sobre la importancia del proceso de degradación de la vegetación halófila, que antecede a la presente investigación, deriva de experimentación realizada en condiciones de laboratorio. No obstante, y sin pretender descartar dicha información, debe señalarse que en muchos casos, los resultados que se obtienen bajo tales condiciones, difieren de lo que ocurre en realidad, en virtud de los cambios fisicoquímicos y biológicos que ocurren entre el muestreo y el desarrollo de un determinado experimento.

La presente contribución se fundamenta en el carácter in situ de la experimentación, que es más representativa de las condiciones naturales.

Los experimentos se llevaron a cabo durante los años de 1985 y 1986 en las cercanías del Tapo Caimanero, localizado en el extremo sureste de la barra que separa al complejo lagunar del Océano Pacífico (Fig. 3). Esta localidad fue seleccionada por corresponder a una zona con una de las más altas densidades de halofitas, hasta con máximos de 5615 y 7193 g/m² (Raz-Guzmán Macbeth y Sosa Luna, 1982), y por las facilidades que brindaba, en cuanto a disponibilidad de corriente eléctrica, necesaria para la realización de los experimentos planeados, que requerían de aireación continua con el fin de mantener condiciones de aerobiosis, como es característico de la laguna.

Se tomaron manualmente 20 núcleos de sedimento en el área seleccionada, mediante tubos de PVC de 5 cm de diámetro por 30 cm de longitud, provistos con tapones de hule en ambos extremos, prelavados conforme a lo indicado por Carlberg (1972). Cada núcleo se subdividió en secciones a nivel de la interfase, uno, tres, cinco, diez y veinte centímetros de profundidad mediante un equipo para muestreo similar al utilizado por Niemistö (1974); esto permitió reducir el tiempo de exposición al aire de la muestra de sedimento durante su manipulación (Fig. 4).

Una parte de las submuestras obtenidas, se utilizó para determinación por duplicado, de la densidad del sedimento conforme a Axelsson (1971), que considera el efecto de la materia orgánica presente sobre los valores de este parámetro. Se realizó una extracción de agua intersticial para el análisis de las formas móviles de nitrógeno y fósforo, de acuerdo con Bloomqvist (1971). Este método tiene la particularidad de no afectar significativamente la composición de agua intersticial por procesos de disolución, precipitación o intercambio iónico durante la extracción. Los nutrientes analizados en el agua intersticial, fueron ortofosfatos por el método de Koroleff y emonio con la técnica del mismo autor (con la modificación del ácido isocianúrico de Ehring, que está exento de los problemas de calibración de reactivos que padecen otras técnicas, según se describen en Carlberg (1972)).

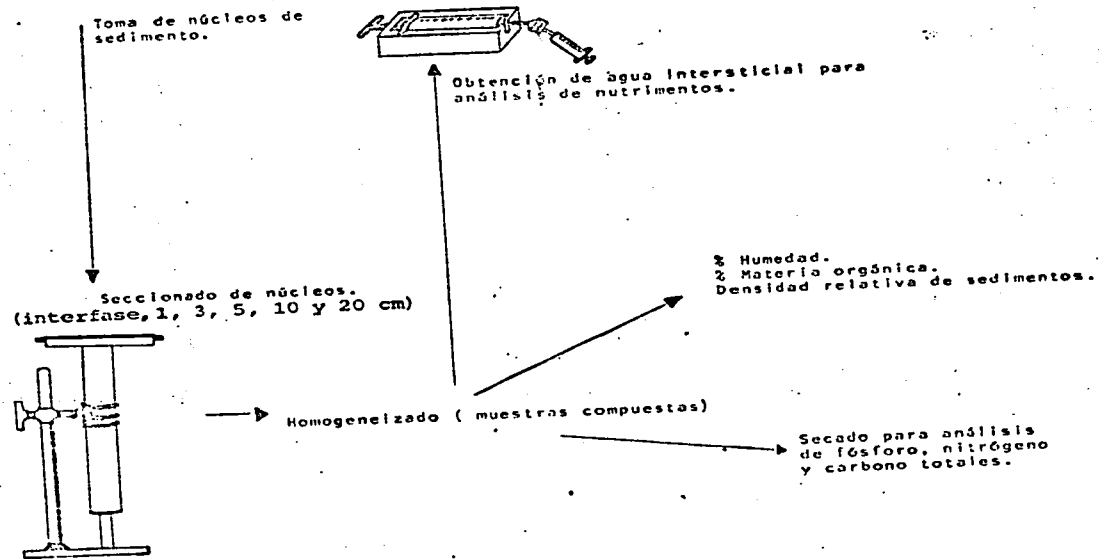


Figura 4.- Procedimiento que se siguió para el análisis de las muestras de sedimento colectadas.

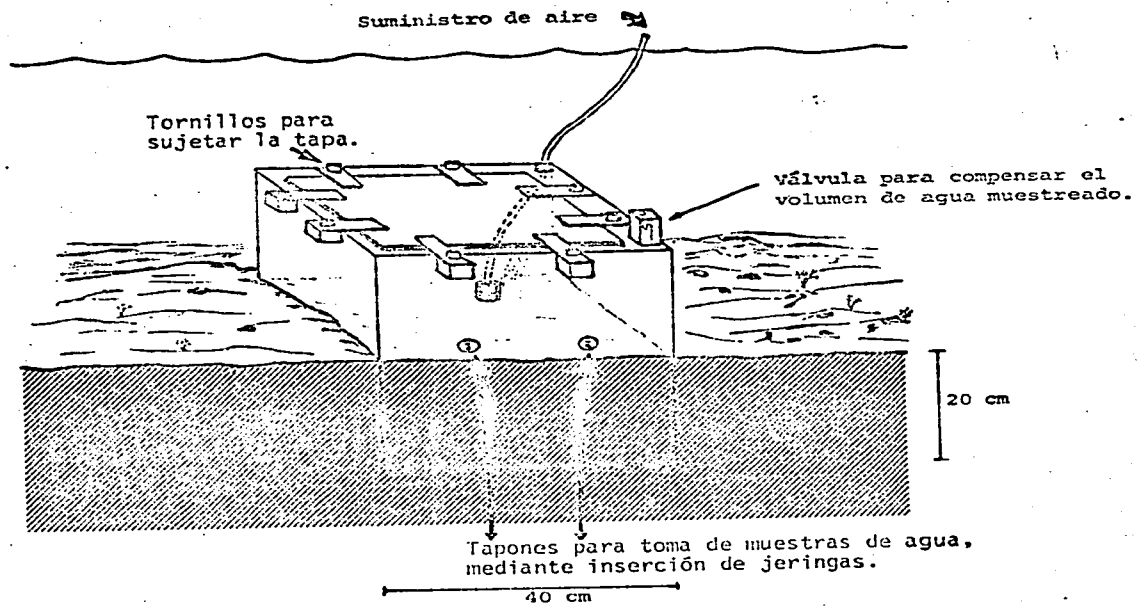


Figura 5.- Disposición de la cámara béntica que se utilizó para la realización de los diferentes experimentos.

La porción de sedimento restante, fue secada a 60°C, pulverizada y analizada por duplicado en su porcentaje de materia orgánica por ignición a 550°C, después de llevar a peso constante a 110°C (Dean, 1974); contenidos de fósforo total según la técnica de digestión con ácidos nítrico y sulfúrico empleada por Holm (1978) y N de Kjeldahl mediante el procedimiento de digestión reportado por Isaac y Johnson (1976) y determinación espectrofotométrica de amonio, de acuerdo con Carlberg (1972).

Con la finalidad de contar con sistemas sedimento-agua aislados, en los que se midió la movilización natural de nutrientes entre el ambiente sedimentario y el agua suprayacente y determinar la forma en que la desnitrificación del material halofito afectó este proceso; en forma paralela a estos muestreos y en la misma localidad, se colocaron 8 dispositivos de experimentación. Estos son cubos de plexiglas transparente u obscuro (mediante la aplicación de cuatro capas de pintura negro mate, para evitar el paso de luz) de 40 cm de lado, que equivalen a 1600 cm² de Área incluida. Tienen el fondo abierto hacia el sedimento y una tapa removible en la cara superior, que sella herméticamente con un sistema de empaques de hule, al ser asegurada con 8 tornillos. Cada caja contó con dos orificios con tapones de hule para toma de muestras de agua, colocados en las paredes verticales, que se hicieron coincidir con el nivel de la interfase sedimento-agua, cuando la compactación del sustrato lo permitió (10.0 cm sobre la interfase, en el caso de los experimentos sobre la movilización natural de nutrientes; y entre cero y 2.0 cm de altura, durante los correspondientes al estudio de la degradación de halofitas). Además, cada una fue equipada, con una válvula para reposición automática en cada muestreo con agua circundante, del volumen extraído mediante jeringas de 50 ml de acuerdo con Schippel, Bögner y Hallberg (1973) y Hallberg (comunicación personal) y con un sistema para aireación continua (Fig. 5).

Los dispositivos experimentales que en lo subsecuente se denominarán cámaras bénticas, se colocaron por duplicado para cada condición. Las variables experimentales fueron la adición de halofitos y la condición de iluminación. En algunos de ellos, se introdujeron 100 g de *S. subterminalis* deshidratada a 60°C y tamizada (para asegurar una homogeneidad de la muestra en su composición, con un tamaño de partículas entre 1 y 2 mm de diámetro por 1 cm de longitud) en bolsas de nylon de 20x20cm, con malla de 1 mm (Fig. 5).

Se tomó una muestra de agua de cada cámara béntica a los días cero, uno, tres, cinco, seis, siete, diez, trece y diecisiete, a las 12:00 h. En cada uno de dichas muestras se realizaron por duplicado, las siguientes determinaciones:

Ortofosfatos en agua filtrada y través de filtro de membrana de 0.45µ y fósforo total en agua no filtrada y digerida, conforme a lo señalado por Holm (1978), con un límite de detección de 0.01-0.03 µg/l. El fósforo no reactivo disuelto y suspendido se

Salicornia subterminalis

100 GR. SECADO A 60°C
EN BOLSAS DE DEGRADACION

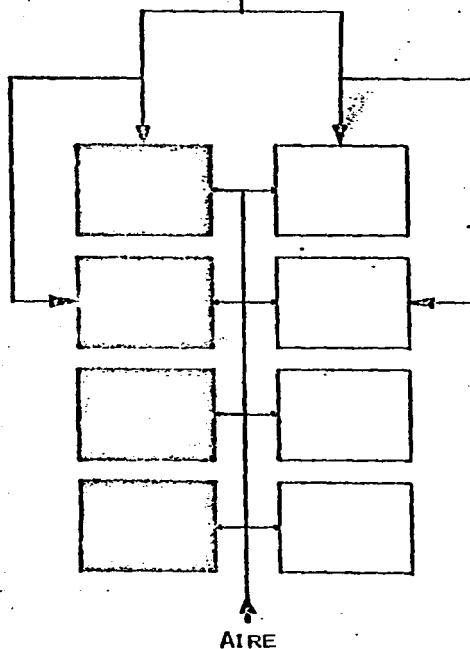


Figura 6.- ARREGLO DE LAS DIFERENTES CAMARAS UTILIZADAS PARA EL ESTUDIO DE DEGRADACION DE SALICORNIA SUBTERMINALIS Y EL INTERCAMBIO DE NUTRIENTES A TRAVES DE LA INTERFAZ SEDIMENTO-AGUA. EN NE CPO SE REPRESENTAN LAS CAMARAS EN LAS QUE SE IMPIDIO EL PASO DE LA LUZ; Y EN BLANCO, LAS TRANSPARENTES.

obtuvo por diferencia entre los valores correspondientes a las dos formas antes citadas. El amonio (NH_4), nitratos (NO_3) y nitritos (NO_2) en el agua, se determinaron con límites de detección de 0.005, 0.05 y 0.01 $\mu\text{g-at/l}$, respectivamente, de acuerdo con Carlberg (1972). Los análisis químicos de agua fueron corregidos por dilución, de acuerdo con la metodología de Schippel et al. (1973).

Tanto dentro de las cámaras como afuera de ellas, se midieron con igual periodicidad y a la misma hora, la temperatura en la interfase (a 50 cm de profundidad), el pH por electrometría, el potencial redox (Eh) con un electrodo de contacto, previamente calibrado con solución de Zobell, (1946), de acuerdo con Bågander y Niemistö (1978) y el oxígeno disuelto con un oxímetro calibrado mediante el método de Winkler. En esta forma pudo hacerse el seguimiento de la variación de estos parámetros en el interior y exterior de las cámaras bénticas, puesto que son factores que influyen sobre la degradación de materia orgánica y regeneración de nutrientes, así como su intercambio a través de la interfase. Adicionalmente se midió la salinidad del agua suprayacente, ya que además de su efecto sobre la solubilidad de oxígeno, puede regular la liberación de nutrientes (Arenas, 1979).

Al final del período experimental (17 días), se quitaron las tapas de las cajas de plexiglas, y se tomaron cuatro núcleos del sedimento contenido en cada una, para comparación con los correspondientes a la condición inicial en este estrato; con la finalidad de conocer los cambios en el contenido de materia orgánica, nitrógeno (N) y fósforo (P), así como el nivel de profundidad involucrado en los mecanismos de intercambio de nutrientes (Fig. 7). El material sedimentario, se procesó y analizó en igual forma al colectado inicialmente, cuando se colocaron las cámaras.

Con el fin de conocer la forma en que la planta se degradó y transformó en detrito; y para determinar la liberación de nutrientes a partir de sus tejidos, al término del experimento se retiraron de las cámaras bénticas las bolsas de malla de nylon, que contenían el detrito remanente derivado del material vegetal introducido en ellas.

Ambos tipos de muestras, fueron deshidratados a 60° C, pulverizados y utilizados para determinaciones de C, N y P totales, así como de porcentaje de materia orgánica, mediante las técnicas ya mencionadas. El contenido de carbono fue calculado a partir de los valores de materia orgánica, mediante la expresión $\text{C} = \text{Materia Orgánica} \times 1.8$ (Allen et al., 1974).

Con la finalidad de medir la variación en la composición de estos elementos químicos en el sedimento durante su detritificación, e inferir cómo fue la dinámica de su liberación hacia el agua suprayacente, se sumergió en una zona adyacente al sitio de experimentación, una serie de 10 bolsas de malla de nylon, similares a las ya descritas y con igual contenido de material vegetal, a 20 cm de profundidad mediante un batiscafo calibrado a 2

N y P en el
agua.

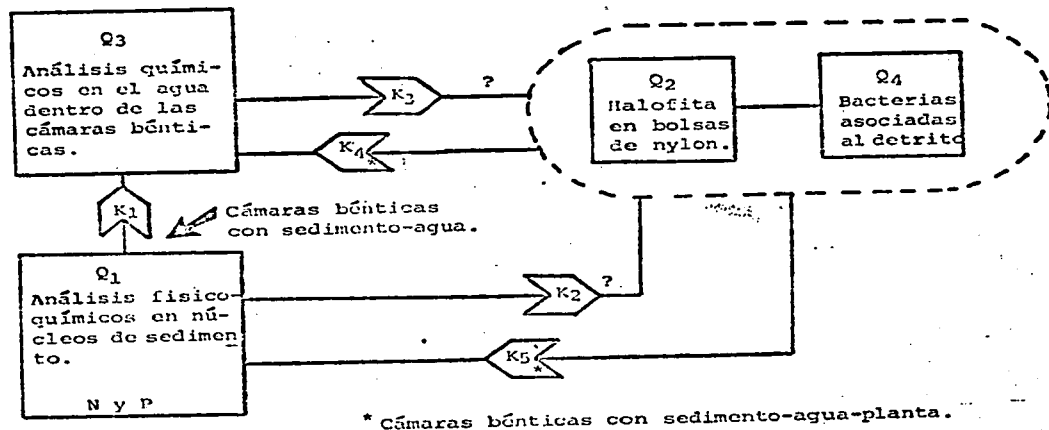


Figura 7.- Relación entre los diversos experimentos realizados, de acuerdo con el modelo hipotético simplificado.

m de distancia de las cámaras. La separación entre cada bolsa fue de 30cm, y éstas fueron retiradas con la misma periodicidad que la toma de muestras de agua. En este caso, existieron factores adicionales como la turbulencia en el agua, que incrementó la salida de partículas menores de 1mm de las bolsas y su transporte por flujos de marea.

En septiembre de 1985, por razones diversas, sólo se realizaron los experimentos para estimación del intercambio natural de nutrientes entre sedimento y agua (K1), bajo condiciones de aerobiosis con luz/obscuridad, sin adición de *S. subterminalis*.

En forma adicional, se experimentó con una cámara sin aireación, sellada al paso de la luz y excluyendo material halofito, con objeto de estimar la capacidad potencial del sedimento como fuente de aporte de nutrientes, sometido a condiciones extremas en la columna de agua, con bajas tensiones de oxígeno y valores de Eh cercanos a cero o negativos, característicos de una condición de anaerobiosis. La compactación del sustrato impidió contar con réplicas para cada uno de estos experimentos.

En abril de 1986, se colectó *Salicornia subterminalis*, material que fue preparado conforme al procedimiento ya descrito, y colocado en las bolsas de malla de nylon, para su empleo durante la segunda etapa de la investigación en agosto del mismo año.

Durante esta fase, se llevó a cabo el estudio de la movilización de nutrientes en presencia de halofitas en degradación. En esta ocasión, el diseño experimental se orientó a evaluar los efectos de los dos factores que fueron: luz-obscuridad y presencia-ausencia de *S. subterminalis*, sobre la dinámica de intercambio de nutrientes a través de la interfase.

Los resultados obtenidos en cada uno de los experimentos (se presentan incluyendo valores de desviación estándar entre réplicas de análisis y experimentos), se discutieron con el apoyo de análisis estadísticos básicos, de varianza bifactorial con réplicas iguales, correlación y regresión.

RESULTADOS.

I. MOVILIZACION NATURAL DE NUTRIENTES A TRAVES DE LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA.

1. Parámetros hidrológicos.

Durante el mes de septiembre de 1985, la temperatura en el agua fue $27.9 \pm 2.4^\circ\text{C}$ (Tabla 1). Debe señalarse que durante el día, la variación llega a presentar un patrón muy parecido al de la temperatura en el aire. Edwards (1978) reportó oscilaciones de 3 y 5°C durante el día, para abril y julio y durante el ciclo anual registró una fluctuación de 36°C en junio y julio a 22°C en enero.

Durante el periodo de lluvias de ese año, se registró una precipitación intensa en el área, de tal forma que la profundidad en la parte central de la laguna, rebasó los 3 m con una mayor extensión de terreno inundado. Esta condición de elevado aporte de agua dulce al sistema, coincidió con un bajo valor de salinidad de 2.0% (Tabla 1).

Con referencia al oxígeno disuelto en el agua circundante a las cámaras (Fig. 6), los valores registrados, son cercanos al máximo reportado en septiembre (7.6 mg/l con 110% de saturación entre las 12:00 y 16:00 hs.) por Edwards (1978). En las distintas cámaras de experimentación y exterior después de transcurrido el primer día, se registró un descenso promedio de $4.110.4 \text{ mg/l}$ en ese parámetro. Esto se debió a una perturbación en forma de resuspensión de sedimento, previa a la toma de muestras. Hacia el término del periodo experimental, el oxígeno empezó a incrementarse dentro de las cámaras, con una velocidad mayor en aquel donde no se impidió el paso de la luz y se contó con aireación, hasta alcanzar 6.6 mg/l contra 9.0 mg/l en el exterior.

En lo que corresponde a la caja oscura sin aireación, la concentración de oxígeno continuó disminuyendo con una tasa cada vez menor, hasta finalmente alcanzar un valor de 0.4 mg/l que de acuerdo con Enoksson y Rüdén-Berg (1966), se considera anóxico (Fig. 6).

El pH se mantuvo alrededor de la neutralidad y ligeramente alcalino, con una media de 7.6 ± 0.3 y una tendencia a incrementarse al avanzar el periodo experimental, con excepción de la condición de obscuridad sin aireación, donde se presentó una disminución hasta alcanzar 6.9 (Tabla 2). Holm (1978) cita que durante un cambio hacia condiciones de reducción, el pH disminuye sin importar las condiciones de oxígeno, de 7.7 a 6.3 ó 6.9.

Los valores de potencial de óxido-reducción (Eh) indicaron que prevaleció una condición de aerobiosis en la laguna, puesto que el promedio fue de $+385 \pm 10 \text{ mv}$, aunque con un comportamiento decreciente de principio a fin del experimento (Fig. 6). El comportamiento tanto afuera como dentro de las cámaras con

Tabla 1.- Variación de temperatura y salinidad en el agua circundante a los dispositivos de experimentación sobre movilización natural de nutrientes.

Tiempo (días)	Temperatura (° C)	Salinidad (‰)
0	34.0	2.0
1	29.0	0.0
3	29.0	2.0
5	29.0	0.0
7	28.0	2.0

Tabla 2.- Variación de pH en el agua circundante y dentro de los dispositivos de experimentación sobre movilización de nutrientes, bajo condiciones naturales.

Tiempo (días)	CONDICIONES EXPERIMENTAL			
	Agua Circundante	Luz con Aireación	Obsc. con Aireación	Obsc. sin Aireación
0	7.5	7.5	7.5	7.5
1	7.5	7.5	7.5	7.5
3	7.6	7.5	7.8	7.1
5	7.4	7.6	7.9	6.8
7	8.0	7.9	8.2	6.9

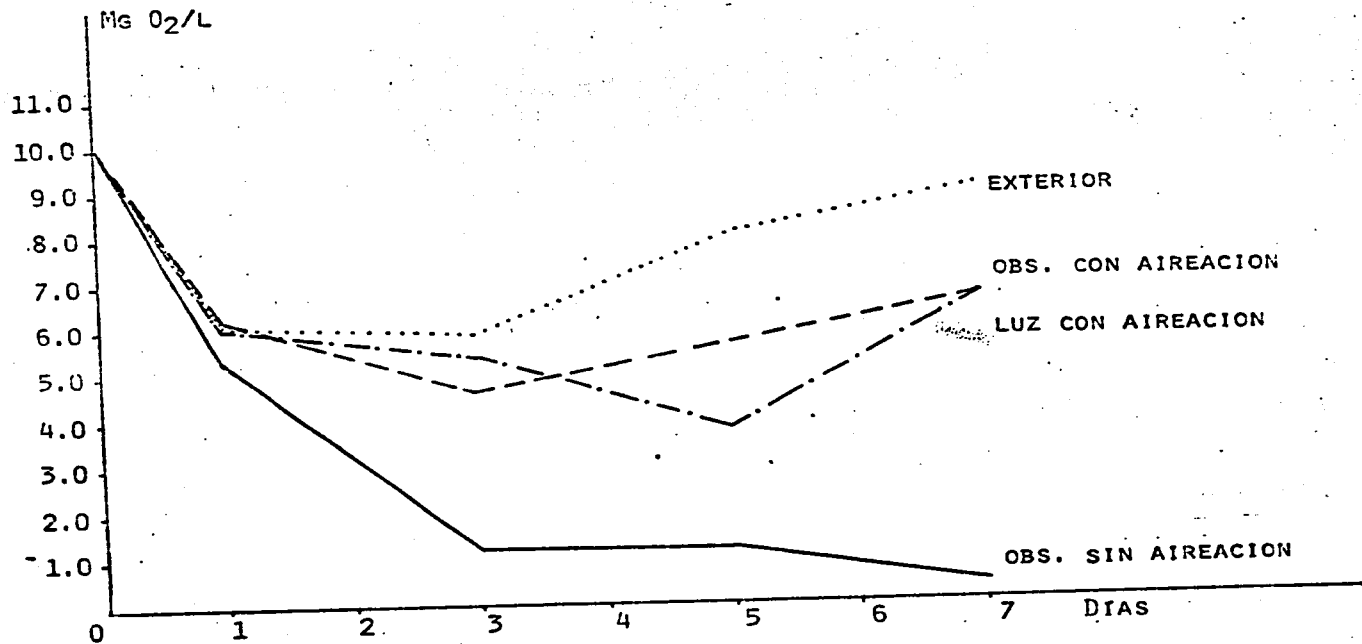


FIGURA 8.- VARIACION EN EL CONTENIDO DE OXIGENO DISUELTO EN EL AGUA SUPRAYACENTE, DURANTE LOS EXPERIMENTOS SOBRE MOVILIZACION NATURAL DE NUTRIENTES.

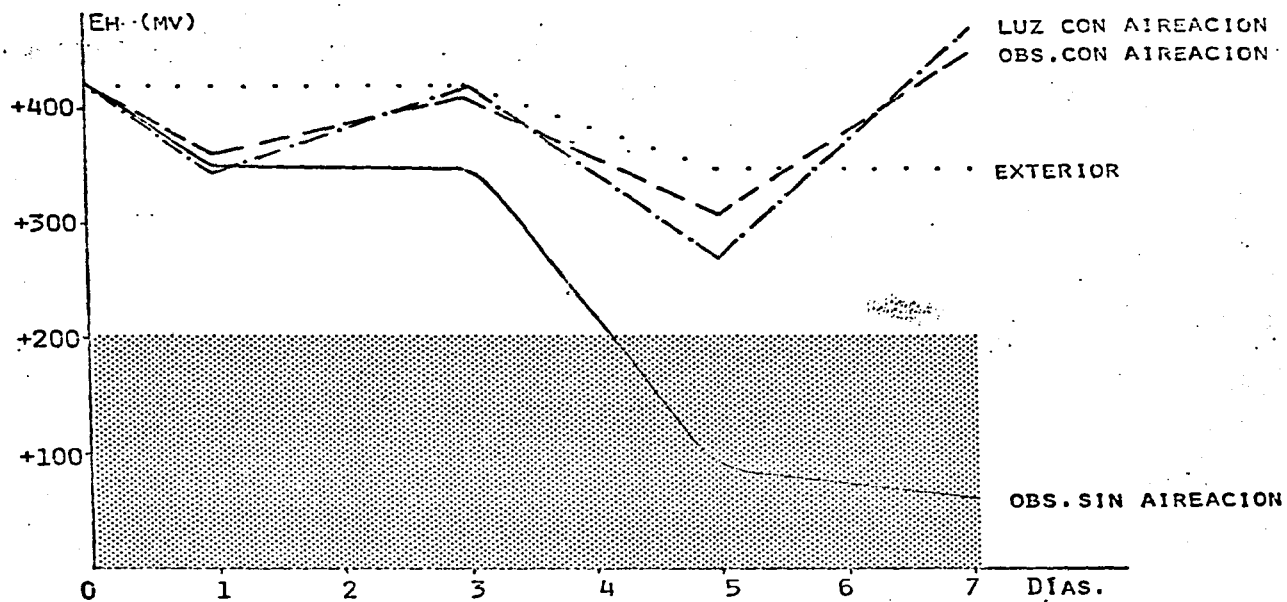


FIGURA 9 .- VARIACIÓN DEL POTENCIAL REDOX EN EL AGUA SUPRAYACENTE, DURANTE LOS EXPERIMENTOS SOBRE MOVILIZACIÓN NATURAL DE NUTRIENTES. EN SOMBRADO SE PRESENTA EL LÍMITE DE LOS PROCESOS REDUCTIVOS, SEGÚN MORTIMER (1942).

aireación fue parecido. Entre el quinto y séptimo días, este parámetro se mantuvo constante en su valor más bajo (+351 mv) en el medio externo, mientras que dentro de las cámaras con aireación, aumentó de un promedio de +331 a +461 mv.

En cambio, en condiciones de obscuridad sin aireación se registró una fase de relativa estabilidad, correspondiente a +340±4 mv durante los primeros tres días, para después disminuir con una velocidad de 123 mv/día. Después del quinto día, esta tasa de cambio fue notablemente menor (15 mv/día), para dar al término del experimento, su valor más bajo (+60 mv). Esta cifra fue inferior a +200 mv, considerado por Mortimer (1942) como límite de los procesos oxidativos.

El sustrato sedimentario con textura correspondiente a arena lamosa, presentó inicialmente un contenido promedio de agua en superficie de 71% que disminuyó a 33.6% a 10 cm de profundidad; un contenido de materia orgánica que varió de 4.5% en peso seco en superficie a 3.8% a 10 cm de profundidad y una densidad aparente promedio de 1.48 gr/cm³.

2. FORMAS DEL NITROGENO.

Las concentraciones de nitritos en el agua suprayacente fueron menores de 0.020 mgN-NO₂/l (Tabla 3). Se registró una disminución inicial a concentraciones indetectables, para después aumentar a 0.01 mgN-NO₂/l en el tercer día; y presentar una tendencia a mantenerse invariable en ese nivel de concentración, hacia el término del experimento, con excepción de la condición de obscuridad sin aireación, donde bajó y se conservó en 0.003 mgN-NO₂/l.

El contenido de N de Kjeldahl en el sedimento, disminuyó con la profundidad en forma casi lineal de 1.41±0.3 mg/g en superficie a 0.75 mg/g a 10.0 cm de profundidad, al inicio del experimento (Tabla 4).

Al comparar los contenidos de este elemento al final de las distintas condiciones experimentales, con la inicial mencionada en el párrafo anterior, se aprecian menores niveles de concentración tanto en superficie como en el fondo. A nivel de la interfase, se registró un valor de 1.14±0.34 mgN/g de sedimento seco, bajo luz con aireación; 0.73±0.03 mgN/g en obscuridad con aireación; y 1.17±0.05 mgN/g en el sedimento incluido en la cámara sin luz y aireación.

3. FORMAS DE FOSFORO.

Los ortofosfatos en el agua suprayacente presentaron su mayor tasa de liberación en obscuridad sin aireación. Al término del experimento, la concentración fue 0.04 mg P-PO₄/l (2.2 y 3.4 veces mayor que en obscuridad con aireación y luz con aireación respectivamente) (Tabla 5). Después de liberarse el primer día, ya se había iniciado la liberación de este nutriente, aunque en el caso de las cámaras lentas con aireación, el proceso se llevó a

Tabla 3.- Variación en la concentración de nitritos ($\text{mgN-NO}_2/\text{l}$) dentro de los dispositivos de experimentación sobre movilización natural de nutrientes. N.D. significa no detectable.

Tiempo (días)	CONDICION EXPERIMENTAL		
	Luz con Aireación	Obsc. con Aireación	Obsc. sin Aireación
0	0.020	0.020	0.020
1	N.D.	N.D.	N.D.
3	0.010	0.010	0.010
5	0.010	0.010	0.003
7	0.010	0.010	0.003

Tabla 4.- Perfil de Nitrógeno de Kjeldahl en el sedimento, bajo las distintas condiciones de experimentación sobre movilización natural de nutrientes. (mgN/g sedimento seco)

Tiempo (días)	7			
	0	Luz con Aireación	Obsc. con Aireación	Obsc. sin Aireación
Condición Experimental	INICIAL			
Profundidad (cm)				
0	1.41+0.34	1.14+0.01	0.73+0.03	1.17+0.05
1	1.31+0.07	0.92+0.03	0.66+0.02	1.02+0.03
3	1.11+0.05	0.50+0.05	0.51+0.06	0.72+0.10
5	1.03+0.15	0.54+0.02	0.62+0.06	0.77+0.03
10	0.75+0.03	- - -	- - -	- - -

Tabla 5.- Variación en la concentración de ortofosfatos (mg P-PO₄/l) dentro de los dispositivos de experimentación, sobre movilización natural de nutrientes.

CONDICION EXPERIMENTAL			
Tiempo (días)	Luz con aireación	Obsc. con aireación	Obsc. sin aireación
0	0.141	0.141	0.141
1	0.243	0.324	0.303
3	0.060	0.160	0.510
5	0.120	0.123+0.001	0.710
7	0.248+0.001	0.390	0.840

Tabla 6.- Variación en la concentración de fósforo disuelto y suspendido (mgP/l) dentro de los dispositivos de experimentación, sobre movilización natural de nutrientes. En este caso, se considera la fracción no reactiva.

CONDICION EXPERIMENTAL			
Tiempo (días)	Luz con aireación	Obsc. con aireación	Obsc. sin aireación
0	0.02	0.02	0.02
1	0.00	0.00	0.00
3	0.25	0.19	0.14
5	0.04	0.04	0.06
7	0.00	0.02	0.00

cabo de manera distinta, ya que las concentraciones disminuyeron de tal forma que al quinto día, el valor para ambas fue de 0.12 mg/l para finalmente subir a 0.39 y 0.25 mgP-PO₄/l en obscuridad y luz respectivamente. Contrasta con esto, la tasa de liberación casi constante de 0.09 mg/l/día en condiciones de obscuridad sin aireación.

El P no reactivo disuelto y suspendido en el agua suprayacente presentó un comportamiento similar, en las distintas condiciones experimentales, iniciando con un valor de 0.02 mg/l (Tabla 6). Durante el máximo registrado en el tercer día, se tuvo una concentración promedio de 0.17 ± 0.04 mg/l, para finalmente tener un valor promedio de 0.01 mg/l.

Con referencia al sedimento, el contenido de P total inicial tendió a aumentar con la profundidad (Tabla 7). Al término del experimento bajo iluminación con aireación, se registró un incremento 2 veces mayor que en la condición inicial, de la interfase hasta 5.0 cm de profundidad. En contraste con lo anterior, en obscuridad con aireación se registró una insignificante tendencia a la disminución de 0.3 mgP/g de la superficie a 5.0 cm; mientras que a la obscuridad sin aireación, la variación fue distinta, con un incremento de 0.53 ± 0.23 a 1.70 ± 0.19 mgP/g a 5.0 cm.

Al comparar en forma integral la suma de concentraciones en los estratos analizados, el cambio relativo en el P total respecto con la profundidad en el sedimento, bajo las distintas condiciones, fue únicamente bajo obscuridad y sin aireación, donde se registró una pérdida ligera de 0.34 mgP/g. Sin embargo, éste es distinta a la ganancia de 3.3 y 5.2 mgP/g correspondientes a luz con aireación y obscuridad con aireación, respectivamente.

El porcentaje de materia orgánica a nivel de superficie, en los núcleos de sedimento tomados al inicio de los experimentos, fue de $4.5 \pm 0.0\%$, seguido por un aumento de 0.2% y disminuyó a sólo $3.5 \pm 0.1\%$ a una profundidad de 5.0 cm. A los 10.0 cm, acusó un ligero incremento de 0.3% (Tabla 8).

En las muestras de material sedimentario correspondiente a la condición de iluminación con aireación, no se registró cambio alguno en el porcentaje de materia orgánica a nivel de la interfase, comparado con la situación inicial. A los 5.0 cm se presentó un decremento de 1.7%, para finalmente bajar hasta un valor de $2.6 \pm 0.2\%$; esto indica que la tendencia a disminuir se acentuó.

En obscuridad con aireación, el contenido de materia orgánica fue de $3.3 \pm 0.0\%$ en superficie, cifra comparativamente menor que en los dos casos anteriores. Después de un ligero descenso, prácticamente despreciable a los 3.0 cm, aumentó a $4.0 \pm 0.1\%$ a los 5.0 cm de profundidad.

El sedimento en condición de obscuridad sin aireación, fue el único con un valor en superficie ($5.2 \pm 0.1\%$), mayor al registrado

Tabla 7.- Contenido de fósforo total en el sedimento, bajo las distintas condiciones de experimentación sobre movilización natural de nutrientes. (mgP/g sedimento seco)

Tiempo (días)	0		7		
Condición Experimental	INICIAL	Luz con Aireación	Obsc. con Aireación	Obsc. sin Aireación	
Profundidad (cm)					
0	1.00+0.02	1.55+0.06	2.77+0.41	0.53+0.23	
1	1.16+0.02	1.68+0.48	2.69+0.64	1.19	
3	1.47+0.10	2.56+0.62	2.54+0.26	1.50+0.30	
5	1.63+0.65	2.78+0.83	2.46+0.05	1.70+0.19	
10	1.74+0.03	- - -	- - -	- - -	

Tabla 8.- Contenido de materia orgánica en el sedimento, bajo las distintas condiciones de experimentación sobre movilización natural de nutrientes. (% materia orgánica expresado en peso seco del sedimento)

Tiempo (días)	0		7		
Condición Experimental	INICIAL	Luz con Aireación	Obsc. con Aireación	Obsc. sin Aireación	
Profundidad (cm)					
0	4.5	4.5	3.3	5.2+0.1	
1	4.6+0.3	3.9+0.1	3.3+0.1	4.9+0.3	
3	4.7+0.2	2.8+0.3	3.1+0.2	4.2+0.1	
5	3.5+0.1	2.6+0.2	4.0+0.1	4.1+0.2	
10	3.8	- -	- -	- -	

al inicio del experimento. A mayor profundidad en el sedimento, la tendencia fue parecida, aunque para 3.0 cm, fue de $4.2 \pm 0.1\%$ y a 5.0 cm correspondió a $4.1 \pm 0.2\%$.

II. DEGRADACION DE LA SUBACUICULTIVA Y SU RELACION CON LA MOVILIZACION DE NUTRIENTES A TRAVES DE LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA.

En agosto de 1986, se realizó una nueva experimentación sobre movilización natural de nutrientes y durante esta etapa, se emprendió el correspondiente al proceso de degradación de halofitas y su relación con el mencionado mecanismo de intercambio. En esta ocasión, no se tuvo un periodo previo de intensas lluvias, lo que se reflejó en una distinta condición hidrológica (Tablas 9a y b).

Los resultados obtenidos sobre la movilización natural de nutrientes en esta fase, constituyen un elemento de referencia o control para los correspondientes al proceso de degradación de halofitas y su relación con dicho mecanismo.

La temperatura media en el agua circundante a los sistemas experimentales, fue $31.2 \pm 0.7^\circ\text{C}$, próxima a la registrada en 1985. La salinidad disminuyó de 22.0 a 16.0 ‰ durante el periodo experimental. El oxígeno disuelto en el exterior, presentó una concentración promedio de 5.3 ± 0.4 mg/l que resultó ser menor que la media registrada en el año de 1985.

El Eh en el agua suprayacente, presentó un valor medio de 261 ± 70 mv dentro de todas las cámaras bénticas, e inicialmente su comportamiento fue similar. En el caso del agua circundante el valor promedio fue de 346 ± 15 mv. Durante la experimentación de descomposición a la obscuridad, hubo un descenso importante en el Eh, que alcanzó un valor de -24 mv en el sexto día, para tender hacia valores positivos al término del experimento, a diferencia de la condición de iluminación, donde este descenso fue menor y con valores siempre positivos.

El pH se mantuvo prácticamente en la neutralidad, con un promedio de 7.2 ± 0.2 , muy próximo a la condición imperante en la etapa anterior.

1. CONDICIÓN INICIAL EN EL SEDIMENTO.

El sedimento donde se realizaron los experimentos, presentó las siguientes características: textura arenosa-lodosa, contenido de agua en superficie de $87.6 \pm 0.3\%$ y $57.0 \pm 0.1\%$ en fondo (20.0 cm); y densidad aparente de 1.43 g/cm³ en el estrato superficial y de 1.51 g/cm³ en el profundo.

El contenido de materia orgánica fue de $5.2 \pm 0.1\%$ en superficie y $5.1 \pm 0.2\%$ a 20.0 cm de profundidad, con un ligero descenso a $4.8 \pm 0.1\%$ en el estrato correspondiente a 3.0 cm y un valor máximo

Tabla 9 a.- Variación de Temperatura y Salinidad en el agua circundante a los dispositivos de experimentación sobre degradación de S. subterminalis y movilización de nutrientes.

Tiempo (días)	Temperatura (° C)	Salinidad (‰)
0	33.4	22.0
1	33.4	22.0
3	31.0	20.0
6	31.0	17.0
10	31.0	19.0
13	32.0	18.0
17	30.0	16.0

Tabla 9 b.- Variación de oxígeno disuelto, potencial redox (Eh) y pH, en el agua suprayacente, afuera y dentro de cada dispositivo de experimentación sobre degradación de S. subterminalis y movilización de nutrientes.

Condición experimental	Tiempo (días)	Oxígeno disuelto mg/l	Eh (mv)	pH
Control sin halofita en oscuridad.	0	4.9 ± 0.0	+340 ± 10	7.3 ± 0.0
	1	4.9 ± 0.0	+340 ± 10	7.3 ± 0.0
	3	3.2 ± 0.0	+521 ± 8	7.5 ± 0.0
	6	3.8 ± 1.4	+ 86 ± 5	7.2 ± 0.1
	10	- - -	+241 ± 5	7.3 ± 0.2
	13	- - -	+256 ± 30	7.3 ± 0.4
	17	- - -	+211 ± 10	7.3 ± 0.3
Degradación halofita en oscuridad.	0	4.9 ± 0.0	+340 ± 10	7.3 ± 0.0
	1	4.9 ± 0.0	+340 ± 10	7.3 ± 0.0
	3	3.4 ± 0.1	+358 ± 15	7.4 ± 0.1
	6	2.2 ± 0.4	- 24 ± 5	6.9 ± 0.1
	10	- - -	+ 16 ± 30	7.0 ± 0.0
	13	- - -	+ 81 ± 35	7.2 ± 0.1
	17	- - -	+141 ± 23	7.4 ± 0.1
Control sin halofita a la luz.	0	4.9 ± 0.0	+340 ± 10	7.3 ± 0.0
	1	4.9 ± 0.0	+340 ± 10	7.3 ± 0.0
	3	3.2 ± 0.8	+318 ± 15	7.2 ± 0.0
	6	3.4 ± 0.1	+246 ± 8	7.3 ± 0.1
	10	- - -	+321 ± 8	7.3 ± 0.0
	13	- - -	+401 ± 5	7.4 ± 0.2
	17	- - -	+354 ± 28	7.4 ± 0.0
Degradación halofita a la luz.	0	4.9 ± 0.0	+340 ± 10	7.3 ± 0.0
	1	4.9 ± 0.0	+340 ± 10	7.3 ± 0.0
	3	2.8 ± 0.1	+391 ± 120	7.2 ± 0.0
	6	3.9 ± 1.3	+121 ± 16	7.0 ± 0.4
	10	- - -	+256 ± 70	7.2 ± 0.0
	13	- - -	+291 ± 140	7.1 ± 0.0
	17	- - -	+201 ± 140	7.1 ± 0.1
Agua circundante	0	4.9 ± 0.0	+340 ± 10	7.3 ± 0.0
	1	4.9 ± 0.0	+340 ± 10	7.3 ± 0.0
	3	5.0 ± 0.0	+332 ± 5	7.3 ± 0.0
	6	5.6 ± 0.1	+349 ± 20	7.2 ± 0.1
	10	5.8 ± 0.2	+361 ± 10	7.3 ± 0.1
	13	5.2 ± 0.1	+346 ± 7	6.8 ± 0.0
	17	5.6 ± 0.1	+376 ± 23	7.3 ± 0.0

de $5.2 \pm 0.1\%$ a los 10.0 cm de profundidad (Tabla 10).

El contenido de N-Kjeldahl en el sedimento presentó un aumento de 1.03 ± 0.03 mgN/g peso seco a 1.65 ± 0.03 mgN/g entre la interfase y los 3.0 cm de profundidad, seguido de un descenso a 1.03 ± 0.03 mgN/g en el nivel de 5.0 cm (Tabla 10). A los 10.0 cm, se registró un pequeño incremento correspondiente a 1.19 ± 0.05 mgN/g y posterior descenso a 1.14 ± 0.01 mgN/g a 20.0 cm.

La determinación del contenido inicial de NH_4^+ en agua intersticial en los mismos niveles de profundidad y calculado para un cm³ arrojó concentraciones que comparadas con las del N-Kjeldahl, fueron en promedio 591 veces más bajas (Tabla 11).

En lo referente al contenido inicial de P total en el material sedimentario, se encontró una tendencia a disminuir de 0.54 ± 0.01 mgP/g peso seco a 0.41 ± 0.03 mgP/g, entre la interfase y los 20.0 cm de profundidad (Tabla 12).

La concentración de ortofosfatos en el agua intersticial, fue en promedio 703 veces menor en comparación con el P total contenido en cada estrato de profundidad, en un cm³ de sedimento (Tabla 13).

2. DEGRADACION DE *S. subterminalis*.

La composición química proximal que se registró en las muestras colectadas de esta especie, fue de $27.08 \pm 0.00\% \text{C}$, $2.95 \pm 0.02\% \text{N}$ y $0.15 \pm 0.00\% \text{KP}$ que equivale a una proporción atómica de 4550:438:1P.

Durante la degradación del material vegetal dentro de los bolsos de malla de nylon adyacentes a las cámaras bénticas, se registró un descenso inicial de 32.2% del material particulado, al transcurrir el primer día, para después continuar con una disminución gradual hasta 0.53% al término del experimento, a los 17 días (Tabla 14).

La proporción de materia orgánica en el material remanente, aumentó de $49 \pm 0.1\%$ a $87 \pm 0.4\%$ ($27 \pm 0.1\%$ a $46 \pm 0.3\%$ de C orgánico), como resultado de la disolución de compuestos lixiviables que fue más rápida, comparada con el cambio en el contenido de materia orgánica. Posteriormente, esta proporción disminuyó a $52.2 \pm 0.1\%$ ($29.9 \pm 0.1\%$ de C orgánico) a los 17 días (Tabla 15).

El contenido de N total experimentó al tercer día, un marcado descenso de 27.5 ± 0.8 mgN/g en peso seco hasta 11.9 ± 0.20 mgN/g. Al décimotercer día, el contenido de este elemento fue de 8.05 ± 0.39 , para subir a 9.30 ± 0.12 mgN/g al término del experimento (Tabla 14).

El contenido de P disminuyó también en forma gradual, desde un valor de 1.54 ± 0.01 a 0.71 ± 0.01 mgP/g peso seco, durante el transcurso de 13 días de experimentación (Tabla 14). Al

Tabla 10.- Contenido inicial de materia orgánica y nitrógeno de Kjeldahl en el sedimento donde se realizaron los experimentos de degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes. Los valores son referidos a peso seco*.

Tiempo (días)	Profundidad (cm)	Materia Orgánica*	Nitrógeno Kjeldahl* mgN/g
0	0	5.2±0.1	1.03±0.03
	1	5.0±0.2	1.16±0.03
	3	4.8±0.1	1.65±0.03
	5	4.9±0.1	1.08±0.03
	10	5.2±0.1	1.19±0.05
	20	5.1±0.2	1.14±0.01

Tabla 11.- Contenido de amonio en agua intersticial y nitrógeno de-Kjeldahl por cm³ de sedimento, para cada nivel de profundidad, al inicio del experimento. a=agua intersticial.

Profundidad (cm)	%H ₂ O	Densidad g/cm ³	Amonio mg/l	Amonio total _a mgN-NH ₄ ⁺	N-Kjeldahl total mg
1	88.5	1.43	1.17	1.5	880
3	71.7	1.18	1.23	1.0	1130
5	56.7	1.52	1.74	1.5	1050
10	54.8	1.47	2.02	1.6	1130
20	57.0	1.51	2.31	2.0	1100

Tabla 12.- Contenido inicial de fósforo total en el sedimento donde se realizaron los experimentos de degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes. Los valores son referidos a peso seco*.

Tiempo (días)	Profundidad (cm)	Fósforo Total* mgP/g
0	0	0.56±0.01
	1	0.57±0.03
	3	0.58±0.01
	5	0.51±0.04
	10	0.54±0.03
	20	0.41±0.03

Tabla 13.- Contenido de ortofosfatos en agua intersticial y fósforo total por cm³ de sedimento, para cada nivel de profundidad, al inicio del experimento. a= agua intersticial.

Profundidad (cm)	%H ₂ O	Densidad g/cm ³	Ortofosfatos		P-total
			mg/l	total _a µgP-PO ₄	total µgP
1	88.5	1.43	0.45	0.6	430
3	71.7	1.18	0.59	0.5	400
5	56.7	1.52	0.71	0.6	500
10	54.8	1.47	0.71	0.6	510
20	57.0	1.51	1.09	0.9	390

décimoséptimo día, se observó también un ligero incremento a 0.79 ± 0.02 mgP/g.

Al considerar la composición original de *S. subterminalis* y la del material detrítico resultante bajo las distintas condiciones mantenidas dentro de las cámaras bénticas, se encontró que el contenido de materia orgánica aumentó de 49 ± 0.2 a $84 \pm 0.4\%$ a los 17 días, bajo condiciones de obscuridad. Dentro de las cámaras transparentes, este cambio fue de 49 ± 0.2 a $80 \pm 0.6\%$ (Tabla 17).

En el mismo periodo el N total disminuyó de 29.5 ± 0.8 a 27.6 ± 0.6 mgN/g peso seco a la obscuridad, y 24.7 ± 0.3 mgN/g, bajo iluminación (Tabla 18).

El P total disminuyó de 1.54 ± 0.01 a 0.94 ± 0.01 mgP/g, en igual tiempo a la obscuridad, y 1.02 ± 0.05 mgP/g bajo iluminación (Tabla 18).

3. MOVILIZACIÓN DE NITROGENO BAJO CONDICIONES EXPERIMENTALES.

a) Movilización de nitrógeno en ausencia de material vegetal en degradación y a la obscuridad.

El amonio, inicialmente escaso, fue incrementándose paulatinamente con una tasa de 0.53 mgN-NH₄/l/día que después disminuyó a 0.21 mgN-NH₄/l/día entre el sexto y décimo días. En el último citado se registró la concentración máxima de 2.78 mgN-NH₄/l, después de la cual, descendió hasta un valor de 0.22 mgN-NH₄/l (Tabla 17).

Los nitritos registraron un incremento a partir de una concentración inicial de 0.01 ± 0.001 mgN-NO₂/l aunque con tasa variable, pues entre el sexto y décimo días, esta tuvo un valor de 0.08 mgN-NO₂/l/día y después del treceavo día, fue de 0.01 mgN-NO₂/l/día (Tabla 19). Al décimo día, la concentración fue de 0.14 ± 0.07 mgN-NO₂/l/día, para descender a 0.09 ± 0.04 mgN-NO₂/l/día al décimoséptimo día.

Los nitratos aumentaron de 0.01 ± 0.001 mgN-NO₃/l a 0.15 ± 0.01 mgN-NO₃/l entre el primero y décimotercer días, muy cercano al de NO₂ al décimo día y es importante señalar que la máxima tasa de incremento correspondiente al lapso comprendido entre el décimo y treceavo días, fue cercana al descenso registrado simultáneamente en la concentración de NO₂ (Tabla 19). Hacia el término del experimento, la tendencia en estos dos nutrientes se invirtió.

El contenido de N de Kjeldahl en el sedimento presentó una disminución de sólo 0.07 mg/g en peso seco en superficie, comparado con el inicial (Tabla 20). Su valor en ese nivel fue de 0.94 ± 0.04 mg/g y presentó un descenso hacia 0.47 ± 0.22 mg/g a los 20.0 cm. Si se compara integralmente los estratos muestreados, se encuentra una disminución de 2.8 mgN/g al término de este experimento.

Tabla 14.- Variación en el peso seco remanente de S. subterminalis en bolsas de degradación, fuera de los dispositivos de plexiglas.

Tiempo (días)	Porcentaje peso seco remanente
1	18.3
3	17.8
6	14.3
13	1.2
17	0.5

Tabla 15.- Variación en el porcentaje de Materia Orgánica y Carbono Orgánico en el material remanente de S. subterminalis en las bolsas de degradación, fuera de los dispositivos de plexiglas.

Tiempo (días)	% Materia Orgánica	% Carbono Orgánico
0	48.7±0.2	27.1±0.1
1	79.8±0.4	44.4±0.2
3	87.1±0.5	48.4±0.3
6	81.3±0.3	45.2±0.2
13	61.4±0.3	34.1±0.3
17	52.2±0.1	28.9±0.1

Tabla 16.- Variación en el contenido de Nitrógeno y Fósforo Totales en el material remanente de S. subterminalis en las bolsas de degradación, fuera de los dispositivos de plexiglas.

Tiempo (días)	mgN/g	mgP/g
0	29.54±0.82	1.54±0.01
1	30.32±1.61	0.93±0.01
3	11.94±0.80	0.82±0.02
6	10.05±0.00	0.85±0.03
13	8.05±0.39	0.71±0.01
17	8.80±0.12	0.79±0.02

Tabla 17.- Variación en el contenido de Materia Orgánica y Carbono Orgánico de S. subterminalis dentro de los dispositivos experimentales (expresada en peso seco del material remanente).

Tiempo (días)	Condición experimental	% Materia Orgánica	% Carbono Orgánico
0	inicial	48.7±0.2	27.1±0.1
17	luz	80.4±0.6	44.7±0.3
	obscuridad	84.2±0.4	46.8±0.2

Tabla 18.- Variación en el Contenido de Nitrógeno y Fósforo Totales de S. subterminalis dentro de los dispositivos experimentales (expresada en peso seco del material remanente).

Tiempo (días)	Condición experimental	mgN/g	mgP/g
0	inicial	29.5±0.8	1.54±0.01
17	luz	24.7±0.3	1.02±0.05
	obscuridad	27.6±0.6	0.94±0.01

Tabla 19.- Variación en la concentración de amonio, nitritos y nitratos en el agua suprayacente del control sin halofita, a la oscuridad.

Tiempo (días)	mgN-NH ₄ /l	mgN-NO ₂ /l	mgN-NO ₃ /l
0	0.07±0.001	0.007±0.001	0.008±0.001
1	0.07±0.001	0.007±0.001	0.008±0.001
3	0.20±0.04	0.006±0.002	0.002±0.001
6	1.95±0.43	0.006±0.004	0.006±0.001
10	2.78±0.45	0.140±0.07	0.010±0.001
13	1.60±0.21	0.060±0.03	0.150±0.01
17	0.22±0.02	0.090±0.04	0.090±0.04

Tabla 20.- Contenido de nitrógeno de Kjeldahl en el sedimento del control sin halofita a la oscuridad, al término del experimento. Expresado en peso seco.

Profundidad (cm)	mgN/g
0	0.96 ± 0.04
1	0.92 ± 0.16
3	0.83 ± 0.09
5	0.76 ± 0.04
10	0.53 ± 0.19
20	0.47 ± 0.22

b) Movilización de nitrógeno con degradación de *S. subterminalis* a la obscuridad.

El nivel de amonio durante los primeros seis días se mantuvo bajo, y después subió a $3.06 \text{ mgN-NH}_4\text{mg/l}$ al final del experimento, máximo que no fue marcadamente distinto del máximo alcanzado en el control, pero más tempranamente (Tabla 21).

Los nitritos alcanzaron un valor máximo de $0.14 \text{ mg N-NO}_2\text{/l}$, veinte veces menor que el encontrado en el NH_4^+ y también similar al alcanzado en el control (Tabla 21).

Con referencia a los nitratos, se tuvo un incremento neto de $0.01 \text{ mg N-NO}_3\text{/l}$, para alcanzar una concentración máxima de $0.02 \text{ mg N-NO}_3\text{/l}$ al treceavo día, que fue más de cien veces menor que la concentración máxima de NH_4^+ y claramente inferior al control (Tabla 21).

El contenido de N de Kjeldahl en el sedimento, al término del experimento de degradación de *S. subterminalis* a la obscuridad, disminuyó hasta $0.70 \pm 0.06 \text{ mg/g}$ a 5.0 cm de profundidad. A los 10.0 cm , se registró un aumento a $1.49 \pm 0.67 \text{ mg/g}$ para bajar nuevamente a $1.72 \pm 0.71 \text{ mgN/g}$ en el nivel de 20.0 cm (Tabla 22). En forma integral, estos cambios representan una disminución de sólo 0.35 mgN/g , 8 veces menor que en ausencia de halofitas en degradación a la obscuridad. No obstante, más que atribuirlo al aporte del material vegetal, se considera que fue resultado de la heterogeneidad ambiental, pues las mayores diferencias se presentaron a 10 y 20 cm de profundidad.

c) Movilización de nitrógeno en ausencia de *S. subterminalis*, en condiciones de iluminación.

El contenido inicial de amonio en el agua suprayacente, fue de $0.07 \text{ mgN-NH}_4\text{/l}$ con un máximo de $1.52 \pm 0.31 \text{ mgN-NH}_4\text{/l}$ al décimo día (Tabla 23), que fue 1.8 veces menor que en el control a la obscuridad. Al treceavo día, se registró un descenso a $0.54 \pm 0.05 \text{ mgN-NH}_4\text{/l}$, después del cual se registró un incremento a $1.18 \pm 0.11 \text{ mgN-NH}_4\text{/l}$ al décimo sexto día.

Las variaciones en la concentración de NO_3^- y NO_2^- en el agua suprayacente presentaron un comportamiento muy parecido (Tabla 24). Para ambos, la concentración máxima fue de 0.06 mg mgN/l (menor que en el control a la obscuridad), con una tendencia a la estabilización en este valor, al término del experimento.

El análisis del perfil de N de Kjeldahl en el sedimento presentó una tendencia al incremento desde un contenido inicial de $0.87 \pm 0.31 \text{ mgN/g}$ peso seco a 10.0 cm de profundidad, a $1.77 \pm 0.04 \text{ mgN/g}$ en superficie, más pronunciada en los primeros tres centímetros (Tabla 24). Sin embargo, dentro de esta tendencia, se registró un mínimo a los 3.0 cm , correspondiente a $1.23 \pm 0.28 \text{ mgN/g}$. Al considerar la totalidad de niveles muestreados, se calculó un incremento de amoníaco de 0.22 mg/g . Cabe señalar que

Tabla 21.- Variación en la concentración de amonio, nitritos y nitratos en el agua suprayacente de los experimentos sobre degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes, a la obscuridad.

Tiempo (días)	mgN-NH ₄ /l	mgN-NO ₂ /l	mgN-NO ₃ /l
0	0.07±0.001	0.007±0.001	0.008±0.001
1	0.07±0.001	0.007±0.001	0.008±0.001
3	0.16±0.03	0.006	0.012±0.01
6	0.00	0.055±0.004	0.004±0.001
10	3.02±0.30	0.010±0.001	0.010±0.001
13	2.81±0.04	0.130±0.12	0.020±0.01
17	3.06±0.05	0.140±0.13	-

Tabla 22.- Contenido de nitrógeno de Kjeldahl en el sedimento de los experimentos sobre degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes, a la obscuridad. Los valores se refieren a peso seco y al muestreo final.

Profundidad (cm)	mgN/g
0	1.04 ± 0.03
1	1.01 ± 0.05
3	0.94 ± 0.08
5	0.70 ± 0.06
10	1.49 ± 0.67
20	1.72 ± 0.71

Tabla 23.- Variación en la concentración de amonio, nitritos y nitros en el agua suprayacente del control sin halofita bajo iluminación.

Tiempo (días)	mgN-NH ₄ /l	mgN-NO ₂ /l	mgN-NO ₃ /l
0	0.07±0.001	0.007±0.001	0.008±0.001
1	0.07±0.001	0.007±0.001	0.008±0.001
3	0.36±0.03	0.004	0.007±0.001
6	1.01±0.03	0.006±0.004	0.000±0.004
10	1.52±0.31	0.040±0.01	0.030±0.02
13	0.56±0.05	0.060±0.03	0.060±0.03
17	1.18±0.11	0.060±0.05	0.050±0.03

Tabla 24.- Contenido de nitrógeno de Kjeldahl en el sedimento del control sin halofita bajo iluminación, al término del experimento. Los valores son referidos con base en peso seco.

Profundidad (cm)	mgN/g
0	1.77 ± 0.04
1	1.66 ± 0.43
3	1.26 ± 0.28
5	1.50 ± 0.40
10	0.87 ± 0.31
20	-

Tabla 25.- Variación en la concentración de amonio, nitritos y nitratos en el agua suprayacente de los experimentos sobre degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes, bajo iluminación.

Tiempo (días)	mgN-NH ₄ /l	mgN-NO ₂ /l	mgN-NO ₃ /l
0	0.07±0.001	0.007±0.001	0.008±0.001
1	0.07±0.001	0.007±0.001	0.008±0.001
3	0.62±0.03	0.006±0.002	0.014±0.001
6	1.10±0.05	0.002±0.001	0.004±0.001
10	1.07	0.230±0.02	0.220±0.02
13	1.65±0.20	0.050±0.04	0.430±0.06
17	0.28±0.05	0.080±0.01	0.160±0.09

Tabla 26.- Contenido de nitrógeno de Kjeldahl en el sedimento de los experimentos sobre degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes, bajo iluminación. Los valores están referidos con base en peso seco y al muestreo final.

Profundidad (cm)	mgN/g
0	1.22 ± 0.02
1	1.21 ± 0.03
3	1.19 ± 0.04
5	0.78 ± 0.26
10	0.88 ± 0.02
20	0.60 ± 0.05

fue en los dos primeros estratos del sedimento, donde se registró el mayor aumento.

d) Movilización de nitrógeno con degradación de *S. subterminalis* a la luz.

Fue apreciable el efecto de la luz, sobre una menor proporción de NH_4 liberado en comparación con la condición de obscuridad, durante el proceso de degradación de la halofita. Al treceavo día, se tuvo un máximo de 1.65 ± 0.20 mg $\text{N-NH}_4/\text{l}$ (ligeramente mayor que el registrado en el control correspondiente) producto de una tasa de liberación variable, para disminuir a 0.19 mg $\text{N}/\text{l}/\text{día}$ entre el décimo y treceavo días (Tabla 25). Posteriormente, se registró un descenso a 0.28 ± 0.05 mg/l.

Simultáneamente y con una tasa de incremento similar (0.06 mg/l/día), los nitratos experimentaron un aumento de un valor inicial de 0.01 mg $\text{N-NO}_3/\text{l}$ a 0.43 ± 0.06 mg $\text{N-NO}_3/\text{l}$ para el treceavo día y bajó a 0.16 ± 0.09 mg $\text{N-NO}_3/\text{l}$ (Tabla 25).

Los nitritos aumentaron bruscamente a 0.28 ± 0.02 mg $\text{N-NO}_2/\text{l}$ al décimo día; finalmente su concentración bajó a 0.08 ± 0.01 mg $\text{N-NO}_2/\text{l}$ al decimoséptimo día. (Tabla 25).

El perfil final de N de Kjeldahl en el sedimento presentó una tendencia a disminuir con la profundidad, semejante aunque en un nivel de concentración menor, con referencia al perfil inicial (Tabla 24). Sin embargo, el contenido de este elemento en el estrato superficial, fue de 1.22 ± 0.02 mgN/g peso seco, contra 1.03 ± 0.02 mgN/g que correspondió a la condición inicial.

Al considerar la totalidad de estratos analizados y comparar los valores inicial y final, se registró un descenso de 1.36 mgN/g. Esta cifra contrasta con el aparente enriquecimiento en el control correspondiente. Sin embargo, esto fue resultado de la diferencia existente por debajo de los 3 cm de profundidad, que fue máxima a los 20 cm. Si el ambiente sedimentario fuera homogéneo, se habría registrado un aumento derivado del aporte de N a partir de *S. subterminalis* durante su degradación. El incremento en superficie en presencia de halofita tanto a la obscuridad como bajo iluminación, así como en el control a la luz, no obstante ser pequeño, induce a asumir lo anterior.

4. MOVILIZACIÓN DE FOSFORO BAJAS CONDICIONES EXPERIMENTALES.

a) Movilización de fósforo sin halofita, en condiciones de obscuridad.

Los ortofosfatos en el agua suprayacente aumentaron gradualmente de un valor inicial de 0.22 ± 0.001 mg $\text{P-PO}_4/\text{l}$ a 0.22 ± 0.001 mg $\text{P-PO}_4/\text{l}$ durante los diecisiete días de experimentación (Tabla 27).

El control estático, filtrado y suspendido registró cambios

mínimos, pues de una concentración inicial de 0.07 ± 0.001 mgP/l, finalmente se registró un valor de 0.06 ± 0.01 mgP/l al décimoséptimo (Tabla 27).

El contenido de P total en el sedimento, con un rango de valores mayor que el inicial, presentó una disminución de 0.70 ± 0.02 mgP/g (peso seco) en superficie a 0.50 ± 0.05 mgP/g a 20.0 cm de profundidad (Tabla 28). En el nivel de 10.0 cm, se presentó un máximo de 0.32 ± 0.10 mgP/g. En la totalidad de la columna analizada, se presentó un enriquecimiento de 0.32 mg/g, comparado con la condición inicial.

b) Movilización de fósforo con degradación de *S. subterranea* a la obscuridad.

Los ortofosfatos en el agua suprayacente aumentaron de 0.02 ± 0.001 mgP-PO₄/l a 4.56 ± 0.56 mgP-PO₄/l, lo que significó un incremento 23 veces mayor que en el control correspondiente (Tabla 29).

El P no reactivo disuelto y suspendido, se incrementó de un valor de 0.07 ± 0.001 a 0.68 ± 0.04 mgP/l entre el primero y sexto días (Tabla 29). En el treceavo día se encontró que la concentración había disminuido a un nivel indetectable, para finalmente alcanzar un valor máximo de 1.34 ± 0.57 mgP/l al décimoséptimo. Durante el curso del experimento, se registró un ligero incremento de 1.27 mgP/l, lo cual no se presentó en el control correspondiente.

El contenido de P total en el sedimento no presentó cambio con la profundidad, entre la superficie y los 5.0 cm, con un valor igual a 0.68 ± 0.02 mgP/g (peso seco) (Tabla 30). A 10.0 cm, sólo subió a 0.47 ± 0.01 mgP/g, y bajó a 0.56 ± 0.04 mgP/g en el estrato de 20.0 cm. Nuevamente el rango de valores fue mayor que el correspondiente a la condición inicial. Sin embargo, no hubo un incremento diferente del registrado en ausencia de halofita en degradación.

c) Movilización de fósforo sin halofita, en condiciones de iluminación.

El máximo de concentración de ortofosfatos registrado al décimotercer día, fue de 0.15 ± 0.03 mgP-PO₄/l; después del cual se registró un descenso a 0.10 ± 0.02 mgP-PO₄/l (Tabla 31). El incremento a partir de la concentración inicial fue de 0.03 mgP/l, que resultó 2.5 veces menor que el correspondiente al control en obscuridad.

El P no reactivo disuelto y suspendido aumentó de 0.07 ± 0.001 mgP/l a 0.21 ± 0.02 mgP/l entre el primero y sexto días (Tabla 31). A partir de este último, descendió hasta 0.05 ± 0.003 mgP/l. El cambio neto en concentración referido al valor inicial, significó un descenso de 0.02 mgP/l, bastante pequeño y sin diferir significativamente del calculado para el control correspondiente.

Tabla 27.- Contenido de ortofosfato y fósforo disuelto y suspendido en el agua suprayacente del control sin halofita de los experimentos sobre degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes, a la obscuridad.

Tiempo (días)	mgP-PO ₄ /l	Fósforo Disuelto y Suspendido. (mgP/l)
0	0.02±0.001	0.07±0.001
1	0.02±0.001	0.07±0.001
3	0.08±0.02	0.06±0.02
6	0.12±0.08	0.08
10	0.17±0.01	0.04±0.02
13	0.21±0.01	0.02±0.005
17	0.22±0.02	0.06±0.01

Tabla 28.- Contenido de Fósforo Total en el sedimento del control sin halofita de los experimentos sobre degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes, a la obscuridad. Los valores están referidos con base en peso seco y al muestreo final.

Profundidad (cm)	mgP/g
0	0.70±0.02
1	0.66±0.17
3	0.60±0.05
5	0.61±0.05
10	0.82±0.10
20	0.60±0.03

Tabla 29.- Contenido de ortofosfatos y fósforo disuelto y suspendido en el agua suprayacente de los experimentos sobre degradación de *S. subterminalis* y su efecto sobre la movilización de nutrientes, a la obscuridad.

Tiempo (días)	mgP-PO ₄ /l	Fósforo Disuelto y Suspendido. (mgP/l)
0	0.02±0.001	0.07±0.001
1	0.02±0.001	0.07±0.001
3	0.04	0.67±0.04
6	3.02±0.06	0.68±0.04
10	3.74±0.92	0.39±0.01
13	6.65±0.02	0.00
17	4.56±0.56	1.34±0.57

Tabla 30.- Contenido de Fósforo Total en el sedimento de los experimentos sobre degradación de *S. subterminalis* y su efecto sobre la movilización de nutrientes, a la obscuridad. Los valores están referidos con base en peso seco y al muestreo final.

Profundidad (cm)	mgP/g
0	0.68±0.02
1	0.68±0.02
3	0.68±0.02
5	0.68±0.02
10	0.69±0.01
20	0.56±0.04

Tabla 31.- Contenido de ortofosfatos y fósforo disuelto y suspendido en el agua suprayacente de control sin halofita de los experimentos sobre degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes, bajo iluminación.

Tiempo (días)	mgP-PO ₄ /l	Fósforo Disuelto y Suspendido. (mgP/l)
0	0.02±0.001	0.07±0.001
1	0.02±0.001	0.07±0.001
3	0.04	0.10±0.01
6	0.10±0.02	0.21±0.09
10	0.14±0.09	0.03±0.01
13	0.15±0.05	0.03
17	0.10±0.02	0.05±0.003

Tabla 32.- Contenido de Fósforo Total en el sedimento del control sin halofita de los experimentos sobre degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes, bajo iluminación. Los valores están referidos con base en peso seco y al muestreo final.

Profundidad (cm)	mgP/g
0	0.58±0.01
1	0.64±0.02
3	0.76±0.08
5	0.77±0.17
10	0.67±0.10
20	- -

El contenido de P total presentó un incremento de 0.58 ± 0.01 mgP/g (peso seco) en superficie a 0.77 ± 0.17 mgP/g a 5.0 cm de profundidad; y en el estrato correspondiente a los 10.0 cm, se presentó una disminución a 0.67 ± 0.10 mgP/g (Tabla 32). Bajo esta condición, igualmente se presentó un enriquecimiento de P en los estratos muestreados, que fue 1.2 veces menor que a la obscuridad en ausencia de halofitas.

d) Movilización de fósforo con degradación de *S. subterminalis*, bajo iluminación.

Se registró una concentración máxima de ortofosfatos en el agua supravacuante, de 2.86 ± 0.19 mgP-PO₄/l, a los trece días, a partir de un valor inicial de 0.02 ± 0.001 mgP-PO₄/l (Tabla 33). Al término del periodo de experimentación, la concentración disminuyó a 2.04 ± 0.47 mgP-PO₄/l. Al igual que para la condición de obscuridad, el proceso de degradación significó un aumento que en este caso fue 2.3 veces menor, lo cual se atribuye a actividad fotosintética.

El P no reactivo disuelto y suspendido, subió de 0.07 ± 0.001 a 0.37 ± 0.01 mgP/l durante los primeros seis días de experimentación (Tabla 33). A partir del décimo, la tendencia fue a disminuir, y fue franca al décimotercer día, cuando se registró un valor de 0.01 ± 0.002 mgP/l. En el décimoséptimo, se presentó un nuevo incremento a 0.20 ± 0.04 mgP/l. El cambio neto fue un aumento de 0.13 mgP/l, comparado con el control correspondiente, que también resultó que a la obscuridad.

El perfil de P total en el sedimento presentó un aumento de 0.61 ± 0.03 a 0.76 ± 0.05 mgP/g (peso seco) entre la interfase y 5.0 cm de profundidad (Tabla 34). A los 5.0 cm, se registró un descenso a 0.65 ± 0.05 mgP/g, seguido de un nuevo incremento a 0.74 ± 0.04 mgP/g a 10.0 cm y posterior disminución a 0.60 ± 0.05 mgP/g a 20.0 cm. En general, la tendencia fue hacia un incremento, que no fue diferente del correspondiente al control respectivo.

5. VARIACION EN EL CONTENIDO DE MATERIA ORGANICA EN EL SEDIMENTO, BAJO CONDICIONES EXPERIMENTALES.

En el control sin halofita a la obscuridad, se registró un descenso de 5.8 ± 0.2 a $4.7 \pm 0.2\%$ peso seco, entre la interfase y los 5.0 cm de profundidad (Tabla 35). A los 10.0 cm, el contenido de materia orgánica fue de $4.3 \pm 0.4\%$ y $4.2 \pm 0.1\%$ a 20.0 cm.

Al término del experimento sobre degradación de *S. subterminalis* a la obscuridad, el contenido de materia orgánica fue de $5.7 \pm 0.2\%$ en superficie, disminuyó a $4.7 \pm 0.2\%$ en el estrato de 5.0 cm y a los 10.0 cm aumentó a $5.9 \pm 0.7\%$ (Tabla 36).

Con referencia al control sin halofita bajo iluminación, el contenido de materia orgánica descendió de $6.6 \pm 0.1\%$ en el estrato superficial, a $6.1 \pm 0.2\%$ a 10.0 cm de profundidad (Tabla 37).

Tabla 33.- Contenido de ortofosfatos y fósforo disuelto y suspendido en el agua suprayacente de los experimentos sobre degradación de *S. subterminalis* y su efecto sobre la movilización de nutrientes, bajo iluminación.

Tiempo (días)	mgP-PO ₄ /l	Fósforo Disuelto y Suspendido. (mgP/l)
0	0.02±0.001	0.07±0.001
1	0.02±0.001	0.07±0.001
3	1.86±0.08	0.31±0.03
6	1.19±0.21	0.37±0.10
10	2.13±0.02	0.36±0.06
13	2.86±0.19	0.01±0.002
17	2.04±0.47	0.20±0.04

Tabla 34.- Contenido de Fósforo Total en el sedimento de los experimentos sobre degradación de *S. subterminalis* y su efecto sobre la movilización de nutrientes, bajo iluminación. Los valores están referidos con base en peso seco y al muestreo final.

Profundidad (cm)	mgP/g
0	0.61±0.03
1	0.66±0.04
3	0.76±0.06
5	0.65±0.05
10	0.76±0.04
20	0.60±0.05

En el caso del experimento sobre degradación de *S. subterminalis* bajo iluminación, se registró el más alto contenido de materia orgánica a nivel superficial, con un valor de 7.0% (Tabla 29). A 3.0 cm, este bajó a $4.9 \pm 0.3\%$, para subir a $5.3 \pm 0.2\%$ a 5.0 cm. Después de un descenso a $4.2 \pm 0.2\%$ a 10.0 cm, se registró un incremento a 5.5% a 20.0 cm. Se aprecia que un aspecto común a todas las condiciones experimentales, fue el presentar en superficie, valores más altos, comparados con los de la condición inicial.

Al revisar el cambio ocurrido en los estratos sedimentarios analizados, se determinó que en ausencia de halofita en degradación, el enriquecimiento en materia orgánica no fue importante (sólo mg/g) tanto a la oscuridad como bajo iluminación, circunscrito exclusivamente al estrato superficial (3 y 1 cm de profundidad respectivamente). Contrasta con lo anterior, el proceso de degradación ya mencionado, que se tradujo en un incremento significativo que fue 5 y 3 veces mayor que en los controles correspondientes bajo oscuridad e iluminación respectivamente. Esto permite asumir una contribución importante de la vegetación halófila a la reserva de materia orgánica en el sedimento.

Tabla 35.- Contenido de Materia Orgánica en el sedimento del control sin halofita, de los experimentos sobre degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes, a la obscuridad. Los valores están referidos con base en peso seco y al muestreo final.

Profundidad (cm)	Materia orgánica %
0	5.8±0.2
1	5.6±0.5
3	5.4±0.4
5	4.7±0.2
10	4.8±0.4
20	4.9±0.1

Tabla 36.- Contenido de Materia Orgánica en el sedimento, de los experimentos sobre degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes, a la obscuridad. Los valores están referidos con base en peso seco y al muestreo final.

Profundidad (cm)	Materia orgánica %
0	6.9±0.2
1	6.5±0.4
3	5.5
5	4.7±0.2
10	5.9±0.7
20	5.7±0.3

Tabla 37.- Contenido de Materia Orgánica en el sedimento del control sin halofita, de los experimentos sobre degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes, bajo iluminación. Los valores están referidos con base en peso seco y al muestreo final.

Profundidad (cm)	Materia Orgánica %
0	6.6±0.1
1	5.9±0.1
3	4.7±0.0
5	4.8±0.2
10	4.1±0.2
20	- - -

Tabla 38.- Contenido de Materia Orgánica en el sedimento de los experimentos sobre degradación de S. subterminalis y su efecto sobre la movilización de nutrientes, bajo iluminación. Los valores están referidos con base en peso seco y al muestreo final.

Profundidad (cm)	Materia Orgánica %
0	7.0
1	6.4±0.9
3	4.9±0.3
5	5.3±0.2
10	4.2±0.2
20	5.5

DISCUSION

I. MOVILIZACION NATURAL DE NUTRIENTES A TRAVES DE LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA.

En esta sección se analizan los mecanismos de movilización de nitrógeno y fósforo a través de la interfase sedimento-agua y la serie de transformaciones por las que pasan estos dos elementos, como resultado del efecto de diversos factores fisicoquímicos y biológicos, sin la participación de *Salicocnia*.

1. NITROGENO.

En septiembre de 1985, las concentraciones de nitritos en el agua suprayacente incluida en los dispositivos experimentales, fueron sumamente bajas, prácticamente invariables y comparables con las determinadas por Arenas (1979).

Al comparar el estado de la reserva de nitrógeno total en el sedimento al final de las distintas condiciones experimentales, con la inicial, se aprecia una modificación importante tanto en su valor total como en su distribución dentro de los diferentes estratos (Fig. 10 a,b,c). Esto fue resultado de un efecto combinado de mineralización de nitrógeno orgánico, movilización y acumulación de amonio en el estrato superficial, así como de cierta liberación de este nutriente al agua suprayacente. A partir del contenido total de nitrógeno en el sedimento, y tomando los valores iniciales como 100%, puede calcularse un aporte de nitrógeno total a nivel de interfase hacia el agua suprayacente, de 17.02, 19.15 y 48.23% de su reserva para obscuridad sin aireación, luz con aireación y obscuridad con aireación respectivamente. Es evidente cómo la supresión de luz y el establecimiento de una condición de alta tensión de oxígeno, se tradujo en un mayor aporte de este elemento (Fig. 11).

Esta liberación de nitrógeno, estimada a partir de su variación en el sedimento, no se refleja en el contenido de nitrito encontrado en el agua suprayacente. En consecuencia, se asume una movilización fundamentalmente de amonio, con base en los resultados de Arenas (1979) quien señala que después del nitrógeno orgánico, este compuesto es la forma nitrogenada predominante en este tipo de mecanismos en la laguna de Colmanero, seguida de los nitritos. Hallberg et al. (1976) mencionan que la fuente más importante de nitrógeno en el sedimento, es la materia orgánica. Es así que se asume un mecanismo de amonificación bastante activo, por debajo de la interfase sedimento-agua. En apoyo a lo anterior, Falzer (1981) registró que el amonio era la principal forma nitrogenada (52-77% del nitrógeno inorgánico total).

Bajo la condición experimental prevelocente, los mecanismos involucrados en la movilización de nutrientes hacia el agua suprayacente a través de la interfase son estos como el amonio,

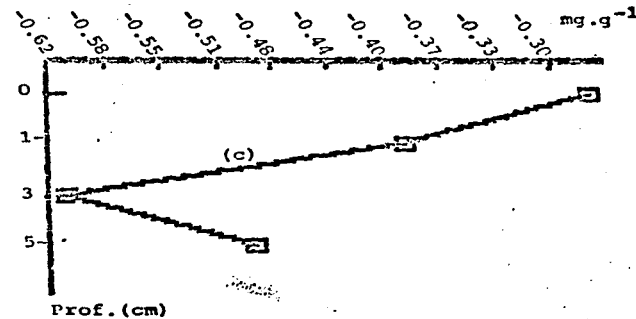
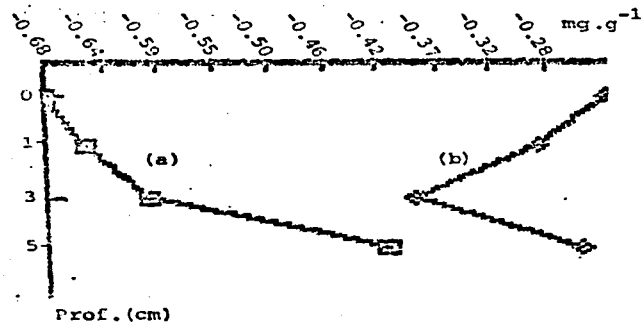


FIGURA 10.- CAMBIO EN EL CONTENIDO DE NITROGENO DE KJELDAHL A DIFERENTES NIVELES DE PROFUNDIDAD EN EL SEDIMENTO, DESPUES DE TRANSCURRIDO EL EXPERIMENTO SOBRE MOVILIZACION DE NUTRIENTES EN AUSENCIA DE HALOFITA EN DEGRADACION, REALIZADO EN 1985. LOS VALORES SE EXPRESAN EN PESO SECO Y EL SIGNO NEGATIVO INDICA DISMINUCION CON REFERENCIA AL CONTENIDO INICIAL. (a) obscuridad con aireación, (b) obscuridad sin aireación y (c) luz con aireación.

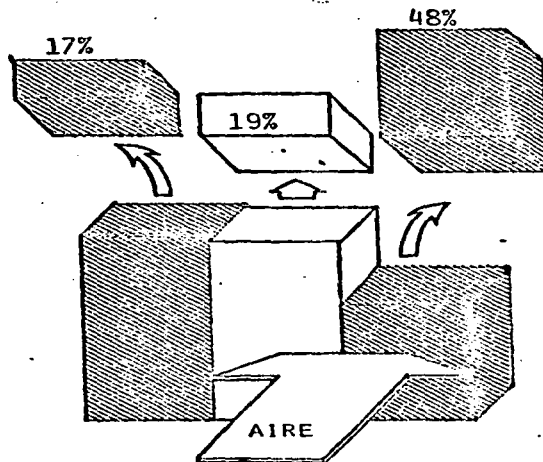


Figura 11.- Porcentaje de liberación de nitrógeno de Kjedahl hacia el agua suprayacente, a partir del primer centímetro en el sedimento, en ausencia de halofita en degradación. Año de 1985. ⊗ obscuridad, ○ luz.

son difusión molecular y bioturbación. Se presume que al descender el oxígeno hasta 0.4 mg/l en la columna de agua, y establecerse un ambiente anóxico (Enoksson y Rådén-Berg, 1983) además de reductor, señalado por un Eh de +60 mv (Mortimer, 1942) bajo obscuridad sin aireación, la actividad de la infauna, se vio afectada y disminuyó. Bajo tal condición, la movilización de nitrógeno, posiblemente como amonio y nitrógeno orgánico disuelto (Enoksson y Rådén-Berg, 1983), prácticamente fue resultado de difusión molecular. Se ha señalado que algunos bivalvos del género *Macoma*, poliquetos (*Ampelisca*) y crustáceos (*Corophium*) son responsables de una alta tasa de producción de amonio por excreción (con 60 a 270% de incremento sobre la liberación que se encontraría en su ausencia), además de favorecer su movilización y la de otros compuestos, como resultado de su actividad excavadora (Henriksen *et al.*, 1983). Estos autores registraron además una alta tasa de nitrificación en las zonas óxicas que circundan los tubos de los organismos cavadores y en las heces de bivalvos, de tal manera que parte del amoniaco excretado puede ser oxidado a nitratos en el mismo ambiente sedimentario y posteriormente ser excretado al agua suprayacente.

Indudablemente que al disminuir la concentración de oxígeno y establecerse además una condición reductora, la importancia de la actividad bioturbadora de la fauna del sedimento, tiende a ser menor de acuerdo con van der Loeff *et al.* (1984), quienes señalan que una vez que se establece una condición de anoxia con concentraciones de oxígeno menores a 0.33-0.49 mg/l, el flujo de elementos como el Si y el Na disminuyen drásticamente. Estos autores encontraron que los flujos de movilización de solutos desde el sedimento donde se presentó una actividad importante de la fauna, eran 2 a 10 veces mayores que aquellos atribuidos a difusión molecular.

Con referencia a la fauna del sedimento en la laguna de Caimanero, Gutiérrez (1976) reportó una serie de géneros de poliquetos tales como *Mareia*, *Cassidinella*, *Dasya*, *Lasius*, *Anadara*, *Streblospio* y la especie *Macoma tenuis*. Esta última, aunque diferente a la estudiada por Henriksen *et al.* (1983) y que corresponde a *Macoma balthica*, posiblemente juega un papel parecido dentro de los mecanismos de movilización de nitrógeno, junto con varios géneros de gasterópodos, poliquetos y crustáceos que se localizan en ese sustrato. Se asume por lo tanto, que la diferencia en el aporte de N-Kjeldahl calculado a partir del contenido de este elemento en el estrato superficial del sedimento, en condiciones de aerobiosis y anaerobiosis a la obscuridad (48% y 17% respectivamente), se debe en gran parte a la actividad bioturbadora en este sustrato, que se vio afectada bajo la segunda condición mencionada. Al respecto, Aller (1980, 1983) y van der Loeff *et al.* (1984) mencionan que al ocurrir la bioturbación, disminuye la tasa de transporte de nitrógeno soluble a través de la interfase y ésta puede contrarrestar el reciclamiento de nutrientes. Indudablemente que para poder establecer un balance adecuado y considerar el efecto de la actividad bioturbadora, deberían considerarse los niveles más profundos e incluso mayores de 5 cm, sólo que la falta de datos

para los estratos no incluidos, constituye un factor de error que no puede despreciarse, en virtud de la heterogeneidad ambiental presente.

En relación con las formas del nitrógeno que se movilizan a través de la interfase sedimento-agua y su posterior transformación en el agua suprayacente, se considera que al presentarse una condición reductora como la que se registró a la obscuridad sin aireación, no se presentó el proceso de nitrificación tanto en sedimento como en la columna de agua, a diferencia de la condición de aerobiosis a la obscuridad y bajo iluminación. Al respecto se ha señalado que este proceso es marcadamente limitado por la condición redox y no ocurre por debajo de +100 mv (Billen, 1975). Por otro lado, la pequeña variación en la concentración de nitritos sugiere la no utilización por bacterias desnitrificantes en anaerobiosis u otro tipo de organismo que pudiera asimilarlo, además de ser cuantitativamente poco importante en virtud de su baja concentración (0.03 mg/l). La desnitrificación parece estar estrechamente ligada a la nitrificación (Henriksen et al, 1981) por lo que es probable que tampoco haya sido significativa en anaerobiosis.

Al estudiar nuevamente en 1986 estos mecanismos de movilización de nutrientes, se tomó en consideración, con base en los resultados de variación diaria reportados por arenas (1979), que el establecimiento de una condición prolongada de anaerobiosis generalizada en la laguna, es poco probable. Dada la condición prevalente, se estimó como más representativo el estudiar el proceso de movilización de nutrientes bajo aireación constante.

La tasa estimada de liberación de amonio hacia el agua suprayacente en condiciones de aireación a la obscuridad fue de 100 mg/m²/día durante los 10 primeros días. Esto fue resultado de la difusión molecular a través de la interfase y el efecto de la actividad bioturbadora de los organismos presentes en el sedimento, que se presume, fue comparativamente mayor (Engvall, 1978; Henriksen et al, 1983 y van der Loeff et al, 1984).

El incremento registrado en la concentración de nitratos (0.14 mg/l durante los primeros 10 días) coincidió con un aumento idéntico de 0.13 mg/l en el mismo lapso en los nitritos, lo cual sugiere la estrecha conexión existente entre la nitrificación y la desnitrificación, señalada en párrafos anteriores. A partir del décimo tercer día, los nitratos presentaron un descenso, mientras que los nitritos (después de mostrar un decremento coincidente con la máxima tasa de aumento de nitratos entre el décimo y décimotercer días) volvieron a incrementarse. Esto fue producto de una alternancia en la importancia relativa de ambos procesos, nitrificación y desnitrificación. Se ha señalado un proceso de desnitrificación muy activo a nivel de microambientes, relacionado con las partículas en suspensión en el agua suprayacente (Jannasch, 1966). Con referencia al comportamiento observado, se ha reportado que periódicamente llegan a registrarse

concentraciones de nitritos mayores de 42 μgN , que pueden ser reflejo de la oxidación de amonio como parte de un proceso de nitrificación que debe ser estudiado extensamente (Kemp et al. 1982).

No obstante, las concentraciones y las variaciones registradas para nitritos y nitratos, no explican la disminución en la concentración de amonio registrada a partir del décimo día (2.56 mg/l). Esto permite asumir que esta última fue resultado de un efecto de adsorción a material en suspensión o su asimilación por bacterias durante la descomposición de sustratos pobres en nitrógeno.

La posibilidad de una movilización de nitrógeno hacia el sedimento, se descarta en vista de los resultados obtenidos al analizar un perfil de 20 cm en dicho sustrato. El máximo de 1.65 mg N/g peso seco de sedimento localizado al inicio del experimento a 2.0 cm de profundidad, se movilizó hacia la interfase y fue liberado hacia el agua suprayacente particularmente como amonio y posiblemente como nitrógeno orgánico disuelto. Esta última forma nitrogenada, fue resultado de descomposición incompleta de productos de autólisis de organismos muertos o productos de excreción de componentes de la infauna (Enoksson y Rüdén-Berg, 1983). El contenido de nitrógeno de Kjeldahl en el sedimento así lo muestra; inclusive, en el estrato superficial se encontró una disminución de 100 $\mu\text{g/m}^2$. No debe sin embargo descartarse la influencia que ejerce sobre los resultados encontrados, la heterogeneidad espacial presente en el ambiente sedimentario en la laguna.

El efecto de la luz incidente en un sistema sedimento-agua sin la participación de un proceso de degradación de material halofito fue evidente, pues la tasa de liberación de amonio fue de 40.4 (primero y sexto días), 27.6 (sexto a décimo días) y 34.0 $\text{mg/m}^2/\text{día}$ al final. Estas cifras son muy parecidas entre sí y en promedio 3 veces menores que su equivalente a la obscuridad (100 $\text{mg N-NH}_4/\text{m}^2/\text{día}$). Entre las dos tasas promedio existe una diferencia de 66 $\text{mgN/m}^2/\text{día}$, atribuible al efecto de luz. Si se considera nuevamente la cifra de 0.89 $\text{gC/m}^3/\text{día}$ reportada por Arenas (1979) como valor de producción neta de fitoplancton para esta localidad y se aplica la proporción de asimilación de 41C:7.39N:1P con base en peso, derivada de Fleming (1940), puede considerarse una demanda estimada de amonio de 30 $\text{mg/m}^2/\text{día}$ que resulta comparativamente menor, como resultado de la propia variabilidad estacional y espacial en la actividad de los fotosintetizadores. Esto permite sugerir que parte de la diferencia restante fue además producto de cierta retención por el sedimento.

Las concentraciones de nitratos y nitritos fueron comparativamente menores que las registradas a la obscuridad (Pera. 12). Las variaciones en la concentración de ambos nutrientes en el agua suprayacente bajo condiciones de iluminación, fueron similares entre sí, donde la diferencia entre los máximos de cada nutriente liberados en forma neta, resultó nula, pues la concentración para los dos formas nitrogenadas fue de 0.05 mg/l .

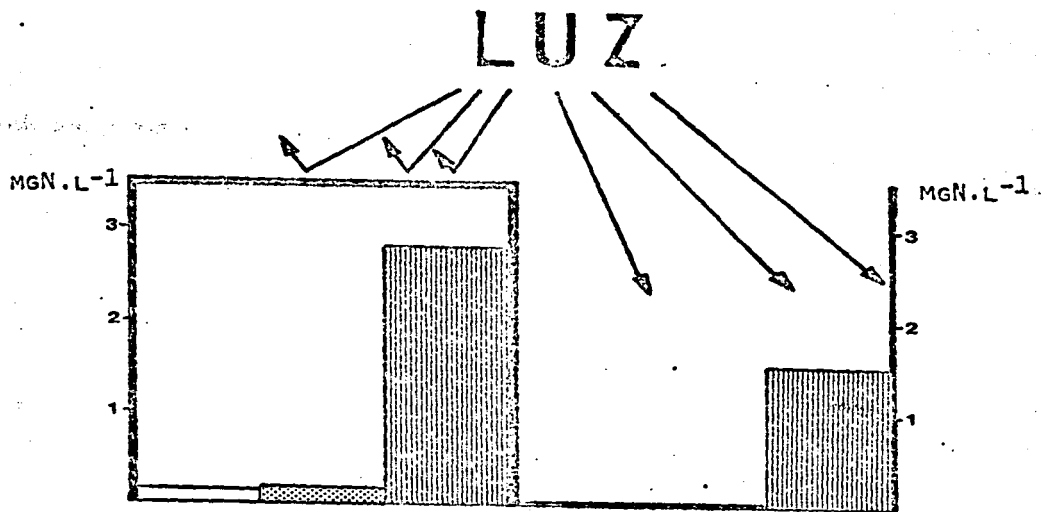


FIGURA 12.- MÁXIMAS CONCENTRACIONES DE NITRITOS, NITRATOS Y AMONIO, BAJO CONDICIONES DE AIREACIÓN CONTINUA Y LUZ U OSCURIDAD, EN AUSENCIA DE HALOFITAS-EN DE GRADACIÓN. AÑO DE 1986. (○=N-NO₂⁻, ⊙=N-NO₃⁻, ⊚=N-NH₄⁺)

Ambos tendieron a una estabilización al término del experimento. Es interesante notar que la concentración de ambos nutrientes e independientemente de las condiciones experimentales establecidas (que tenían en común una aireación continua), fue similar al final del período experimental. Esto puede ser resultado de un proceso de desnitrificación muy activo en equilibrio con el nitrato resultante de la oxidación del amonio liberado desde el sedimento, a través de la nitrificación, proceso que fué comparativamente menor que el de amonificación. Al predominar este último mecanismo, consecuentemente, hubo una acumulación del amonio liberado.

En relación con lo anterior, Jenkins y Kemp (1984) registraron una fuerte relación entre la nitrificación y desnitrificación en sedimentos oxidados. Estos autores señalan que más del 99.7% del nitrato producido en la oxidación del amonio, es sucesivamente transformado a nitrógeno gaseoso; y sugieren que la desnitrificación debe estar ocurriendo en microambientes reducidos dentro de la zona superior aerada de los sedimentos donde las bacterias nitrificantes son activas. Cuando los nitratos son utilizados por los productores primarios bentónicos y planctónicos, se presenta una reducción tanto de disponibilidad de nitratos como de la tasa de desnitrificación; consecuentemente, la concentración de amonio se incrementa puesto que los mecanismos de amonificación y liberación de amonio desde los sedimentos, están presentes (De Vries y Hopstaken, 1984).

Con referencia al mecanismo de liberación de nutrientes y fundamentalmente el amonio, Dicke (vide Balzer, 1984) encontró un mayor transporte efectivo por efecto de bioturbación sobre la movilidad de solutos que de transporte molecular, donde el flujo de amonio en agua intersticial contribuye con no más de un tercio a la tasa de liberación total. Esto es importante, pues podría explicar en buena medida el mecanismo de su liberación en la Laguna de Caimanero.

Es útil recordar que al haber circunscrito un volumen de agua a un recipiente, durante un tiempo más o menos prolongado, el efecto de pared pudo constituir un factor de variación importante en los resultados que se obtuvieron, durante la etapa final de los experimentos.

El análisis del perfil de nitrógeno de Kjeldahl en el sedimento, a pesar de las fluctuaciones registradas, presentó una tendencia al incremento hacia la superficie, más pronunciada en los primeros tres centímetros (Fig. 13). En este caso es útil referirse a lo señalado por Mortimer (1971) y Encksson y Edén-Yerg (1983) con referencia al efecto de un cambio en el potencial redox sobre la movilización de nutrientes, para interpretar este aumento de nitrógeno en superficie; pues un dato interesante es que el Eh se mantuvo todo el tiempo con valores positivos que permiten asumir valores intermedios de concentración de oxígeno, que se asocian con una retención de amonio a través de procesos de adsorción al material sedimentario, independientemente de su conversión a biomasa bacteriana y algol,

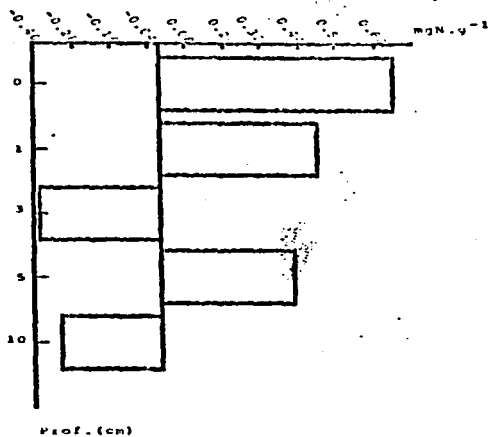


Figura 13.-Cambio en el contenido de nitrógeno de Kjelahl expresado en peso seco, a diferentes niveles de profundidad en el sedimento, después de transcurrido el experimento sobre movilización de nutrientes, en ausencia de biofilms en degradación, realizado en 1965. Los valores negativos y positivos representan disminución o aumento con respecto al contenido inicial.

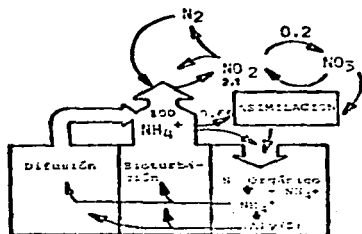


Figura 14.- Diagrama donde se muestra la movilización de nitrógeno y la transformación de diversas formas de este elemento en la laguna, durante 1965. Los datos se refieren a la zona profunda a falta de biofilms, exceptuando el sedimento situado a 10 cm y 100 cm de profundidad, donde se encuentran biofilms.

o depositación de materia orgánica. Señalado lo anterior, se asume una estrecha interrelación de los diversos mecanismos involucrados en la movilización y transformación de las distintas formas de nitrógeno en la laguna (Fig. 14).

2. FOSFORO.

Durante la etapa de estudio correspondiente al año de 1985, los ortofosfatos presentaron su mayor nivel de concentración en obscuridad sin burbujeo, ya que al término del experimento, ésta fue 0.84 mg P-PO₄/l equivalentes a 252 mg P-PO₄/m² (2.2, 3.4 y 10.4 veces mayor que en obscuridad con burbujeo, luz con burbujeo y afuera respectivamente). No obstante, debe señalarse que las concentraciones de nutrientes afuera de los dispositivos, estuvieron sujetas a otra fuente importante de variación, que son los flujos de marea y la consecuente resuspensión de sedimento, que puede traer como resultado, su liberación (Arenas, 1979) o su retención (Kelderman, 1984). Después de transcurrido el primer día, ya se había iniciado la liberación de este nutriente. Destaca la tasa de liberación casi constante de 27 mg/m²/día en condiciones de obscuridad sin burbujeo, a diferencia de la variación encontrada bajo aireación continua, tanto a la obscuridad como bajo iluminación.

En relación con la interacción del fósforo con el pH, se tiene que de acuerdo con Helfrich y Kovern (1973), con un pH mayor de 8.0, la precipitación de fosfato principalmente en presencia de calcio, se incrementa mientras que a pH menores de 6.5 hay liberación de ortofosfatos. El principal resultado de estas reacciones de desadsorción y precipitación, es una transformación del fosfato adsorbido en hidroxapatita, que es prácticamente insoluble en aguas alcalinas (Andersen, 1975). Esgander y Schippel (1973) en una serie de experimentos sobre dinámica del fósforo y sulfato a través de la interfase sedimento-agua, registraron una disminución en el pH de 7.7 a aproximadamente 6.8-6.9, que se mantuvo constante durante su experimento. Tal variación, de acuerdo con estos autores, no puede ser la causa de la liberación de fosfato en condiciones reductoras, ya que con este mismo valor y bajo aerobiosis, el fosfato puede ser acumulado en el sedimento y esto puede aplicarse en el caso del presente estudio. Por tal razón, y en virtud de la variación tan parecida de pH registrada en Caimanero, se descarta cualquier efecto de éste sobre la movilización de fósforo.

La variación de ortofosfatos en el agua suprayacente en condiciones de luz con burbujeo, resultó ser parecida a la registrada en obscuridad con burbujeo, aunque en un nivel de concentración menor (Fig. 15). Esto sugiere el probable efecto de asimilación asociado a actividad de los productores primarios, además del establecimiento de una condición de aerobiosis más marcada por la concentración de oxígeno producido por fotosíntesis adicional a la introducida por aireación, que trajo como consecuencia un mecanismo de retención a nivel de la interfase, de parte del P liberado.

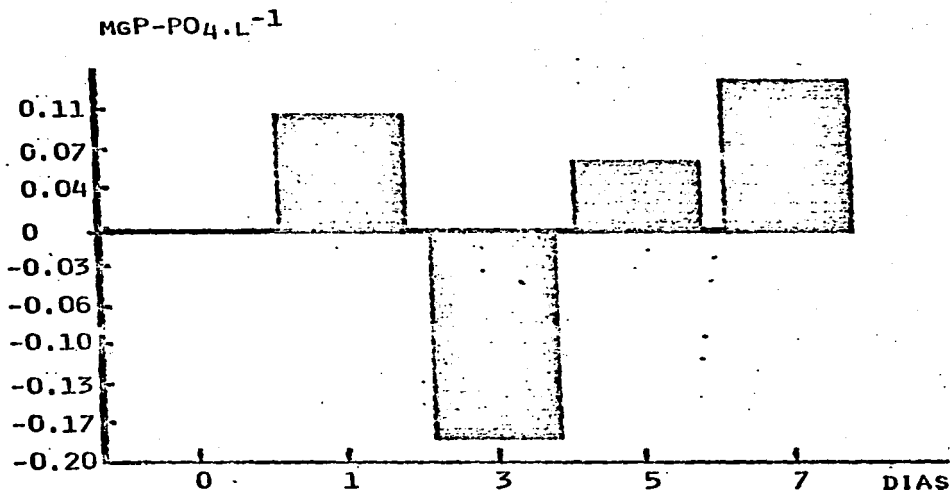


Figura 15.- Concentración de ortofosfatos en el agua suprayacente, bajo condiciones de iluminación con aireación en ausencia de halofita en degradación, durante septiembre de 1985. Los valores positivos y negativos, representan un aumento o disminución en relación con la concentración precedente.

La figura 16 muestra la variación en la concentración de ortofosfatos y P no reactivo disuelto y suspendido entre uno y otro muestreo. Estos incrementos o decrementos son relativos puesto que cada uno de ellos está referido al cambio que le precede, de tal manera que la condición inicial se asocia con un cambio igual a cero. Después de transcurrido el primer día, se registró un incremento de 0.1 mg/l, seguido de una disminución de 0.18 mg/l y así sucesivamente. Esta representación permite apreciar la alternancia entre distintos procesos como asimilación por productores primarios, depositación y mineralización de fósforo, asociados con el comportamiento inverso registrado en el contenido de ortofosfatos y P no reactivo disuelto y suspendido.

Se identifica bajo tal condición de aerobiosis con incidencia de luz, un aumento inicial de 0.10 mg/l de ortofosfatos, proveniente de la mineralización de materia orgánica depositada en la interfase y una baja liberación de fósforo desde el sedimento, comparada con el enriquecimiento del mismo que se registró en el estrato superficial. Aún en condiciones de aerobiosis se presentó esta movilización de fósforo hacia el agua suprayacente, como señalan Lee et al. (1976) y Ryding y Forsberg (1977) ya lo habían reportado.

Con referencia a la liberación de este elemento bajo tal condición, tal como se registró en la laguna, debe citarse a Lóferen (1987) que señala que su liberación desde el sedimento en condiciones de aerobiosis, puede llevarse a cabo cuando este sustrato presente una baja capacidad de retención de dicho elemento, como resultado de un sistema Fe^{3+} poco desarrollado. Bajo tales circunstancias, la intensa actividad microbiana a través de su demanda de oxígeno, genera altas concentraciones de fósforo y hierro en el agua intersticial. Como resultado de esta actividad metabólica, la condición de oxidación en el estrato superficial disminuye y consecuentemente también el hierro disponible para adsorción de fósforo. Lo anterior trae como resultado la creación de un marcado gradiente de concentración de fósforo y hierro, mayor en el primer caso, y su consecuente movilización hacia el agua suprayacente, a menos que otros procesos que inmovilizan fósforo, ocurren simultáneamente.

El mismo autor considera por otra parte, que cuando predomina una condición de aerobiosis en el agua suprayacente a una temperatura de 20° C, la liberación de fósforo también puede deberse a la formación periódica de microzonas anóxicas o nivel de la interfase, como resultado de la alta actividad microbiana. En esta situación, la solubilidad de fósforo y hierro no es sólo un proceso fisicoquímico sino también microbiano. Igualmente menciona la creación de un gradiente que favorece la movilización de ambos elementos hacia el agua suprayacente y la posterior oxidación del hierro en forma reducida. Parte del P es adsorbido por óxido de Fe^{3+} y sedimentado, o permanece en suspensión, mientras que otra puede ser asimilada por los productores primarios.

El contenido inicial de P no reactivo disuelto y suspendido en el agua suprayacente en condiciones de aireación con iluminación,

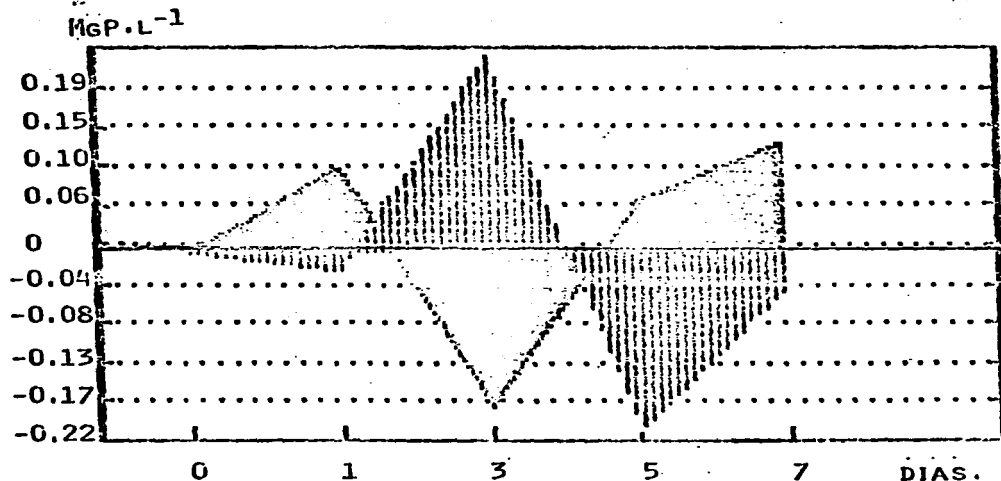


Figura 16.- Variación en la concentración de fósforo en el agua supra yacente, del experimento sobre movilización de nutrientes bajo iluminación con aireación y en ausencia de halofita en degradación durante septiembre de 1985. Los valores positivos y negativos, representa un incremento o disminución en relación con la concentración precedente en cada caso.

(○) ortofosfatos.

(◻) fósforo no reactivo disuelto y suspendido.

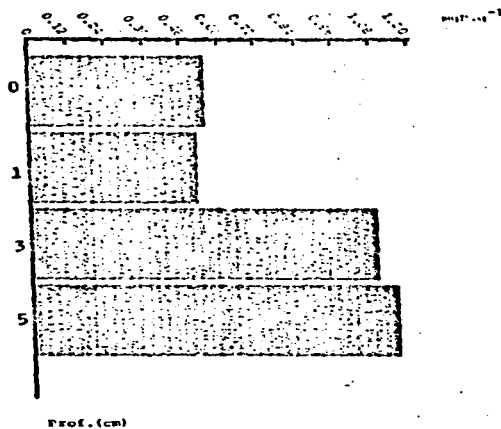


Figura 17.- Cambio en el contenido de fósforo total expresado en peso seco, a diferentes niveles de profundidad en el océano, después de transcurrido el experimento sobre movilización de nutrientes en ausencia de halofitas en lagración, Año de 1965. Los valores indica aumento con referencia al contenido inicial. Condiciones de iluminación con luz continua.

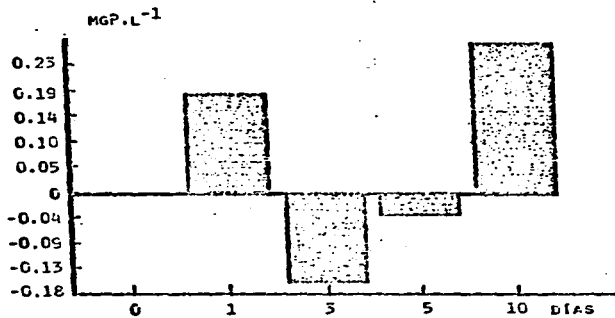


Figura 18.- Concentración de ortofosfatos en el agua suprayacente, bajo condiciones de obscuridad con luz continua, en ausencia de halofitas en lagración. Año de 1965. Los valores positivos y negativos, representan un aumento o disminución en relación con la concentración precedente.

(0.02 mgP/l), se remineralizó y formó parte del aporte de ortofosfatos antes mencionado, o se depositó en la superficie de la fase sedimentaria.

Para el tercer día, la disminución en el contenido de ortofosfatos en el agua suprayacente, fue resultado de un proceso de asimilación fotosintética, reflejada en la alta densidad de fitoplancton observada, pues corresponde a un aumento prácticamente igual en el contenido de P no reactivo.

Entre el tercero y quinto días, este máximo registrado para el P no reactivo, desapareció prácticamente en su totalidad, pues solamente quedó un remanente de 0.02 mg/l. Simultáneamente se presentó un incremento de 0.04 mg/l que sugiere una mineralización parcial del P no reactivo que había sido asimilado por los fotosintetizadores. El resto (0.15 mg/l) se depositó en forma particulada en el sedimento. El nuevo incremento de ortofosfatos de 0.13 mg/l de ortofosfatos fue resultado de una movilización desde el sedimento, además de remineralización, ya que se presentó una disminución adicional de 0.04 mg/l en la fracción no reactiva.

Al analizar la variación de P total con la profundidad en el sedimento en luz con aireación, se registró un enriquecimiento de 0.5 mg/cm² de P en todo el primer centímetro dentro del dispositivo al término del experimento, que sugiere el efecto de barrera para la liberación de este elemento hacia el agua suprayacente, como resultado de la condición aeróbica presente, durante la cual se presentan mecanismos de precipitación de compuestos insolubles de fósforo (Holm, 1978; Lee et al., 1978; Kelderman, 1984), además de asimilación por los productores primarios acuáticos (Fig. 17). Este enriquecimiento resultó ser 3 veces menor que el observado en condiciones de aireación con obscuridad, aunque este hecho pudo ser simplemente reflejo de la heterogeneidad sedimentaria, que es evidente de acuerdo con lo expresado por Arenas (1979) y de la Lanza Espino (1980); y más aún, cuando este enriquecimiento también se presenta en estratos inferiores.

El máximo de ortofosfatos que se registró al término del experimento en obscuridad con aireación equivale a un promedio de 0.4 mg P-PO₄/l en el volumen total de agua suprayacente dentro del dispositivo (Fig. 18). La concentración máxima promedio de P disuelto y suspendido, representó una adsorción a material inorgánico y orgánico (probablemente complejos húmicos) o síntesis de biomasa bacteriana equivalente a un total de 0.2 mg/l de P, que al término del experimento se liberó nuevamente. El análisis de los perfiles de P total en el sedimento, mostró un enriquecimiento de fósforo en el primer centímetro del estrato superficial de 1.0 mg/cm², resultado de su difusión y acumulación en el estrato superficial, además de remineralización, contra lo que se registró en condiciones de obscuridad sin aireación (Fig. 18). Esto se debió nuevamente, a que la condición de aerobiosis resultante de la aireación, propició la formación de una barrera para el paso de una fracción del fósforo que pudo ser liberado por

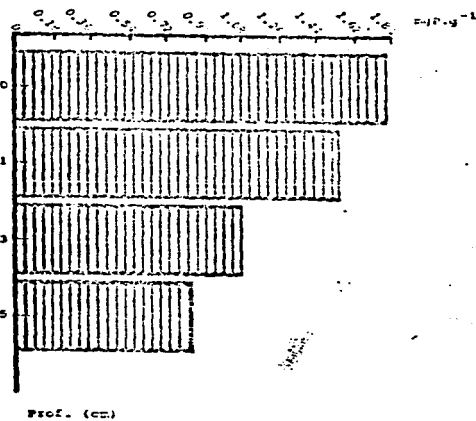


Figura 19.- Cambio en el contenido de fósforo total expresado en peso seco a diferentes niveles de profundidad en el suelo, después de transcurrido el experimento sobre movilización de nutrientes en ausencia de fosfitas en degradación, a la obscuridad con el riego continuo. Año de 1955.

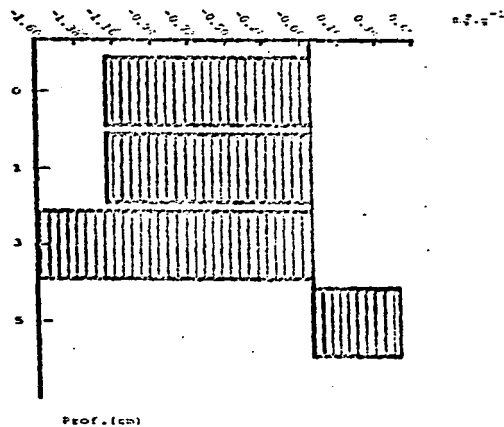


Figura 20.- Cambio en el contenido de fósforo disponible expresado en peso seco, a diferentes niveles de profundidad en el suelo, después de transcurrido el experimento sobre movilización de nutrientes en ausencia de fosfitas en degradación, a la obscuridad y con riego continuo, año de 1955. Los valores positivos indican un aumento con respecto al contenido inicial cuando son negativos, de la degradación correspondiente a una disminución.

desadsorción o disolución de compuestos de hierro en el sedimento (Holm, 1976; Lee et al., 1976; Pellikaan, 1984 y Serruya et al., 1974).

En apoyo a lo anterior, cabría mencionar que Mortimer (1971) y Tessenvy (1972) en núcleos de sedimento intactos, observaron que una zona superficial de sedimento oxidado de menos de un milímetro de espesor, es suficiente para actuar como una trampa efectiva para complejos $Fe(III)-P$. Serruya et al. (1974) en sedimentos del lago Kinneret expuestos a H_2S , registró una liberación de P, diecisiete veces mayor que en condiciones aeróbicas. Sin embargo, como Löfdgren (1987) señala, aún en condiciones de anaerobiosis y dependiendo de las características del sedimento, la actividad microbiana, así como de los niveles de elementos tales como el Fe, que pueden interactuar con el fósforo, el proceso de liberación de dicho elemento puede ser importante e inclusive ser tan significativo como en condiciones de anaerobiosis, según Lee et al. (1976). Por otro lado, no debe olvidarse que bajo tales condiciones, la bioturbación puede ser un factor determinante en la movilización de nutrientes entre los que se incluye el fósforo.

Por otro lado, al comparar el perfil inicial de materia orgánica en el sedimento con el final a los 7 días en obscuridad con aireación, se observó una severa disminución de 11.6 mg/g de sedimento en peso seco (equivalente a un 25% de remineralización), que equivale (de acuerdo con el factor de conversión mencionado por Allen et al., 1974) a 6.4 mg C/g de sedimento en peso seco, con una probable remineralización de 0.05 mg de P por gramo de sedimento en peso seco, igual a 0.05 mg/cm² de P en el primer centímetro superficial (Fig. 20). Esta disminución de materia orgánica, podría interpretarse como que al suprimir la actividad fotosintética, no hubo síntesis de material orgánico y solo se degradó el ya presente al inicio del experimento. Al comparar este último valor de remineralización de fósforo a partir de la materia orgánica en el estrato sedimentario superficial (equivalente a 72.6 mg liberados por 1600 cm² que es el área incluida en el dispositivo experimental) con el de liberación efectiva de fósforo hacia el agua suprayacente (18.7 mgP), se aprecia una diferencia de 53.9 mg de fósforo que fueron parte de la fracción retenida en ese estrato del sedimento.

En obscuridad sin aireación, la concentración final de ortofosfatos en el agua suprayacente, correspondió a un total de 0.64 mg/l de fósforo liberados dentro del dispositivo (Fig. 21). Esta cifra comparada con el valor calculado a partir de las diferencias entre los perfiles inicial y final de este elemento en el sedimento y con referencia al primer milímetro superficial en el área incluida en el dispositivo y que equivale a 0.04 mg/cm² de fósforo (considerando que el sedimento tenía una densidad aparente de 1.19 g/cm³ y 33.04% de agua en una muestra compuesta de todo el primer centímetro superficial), indica que aparentemente sólo el 25% se liberó efectivamente al agua. Sin embargo, es posible que la ausencia de un efecto de turbulencia natural y consecuente mezcla del agua, haya favorecido el establecimiento de un gradiente con alta acumulación de fósforo muy cerca de la

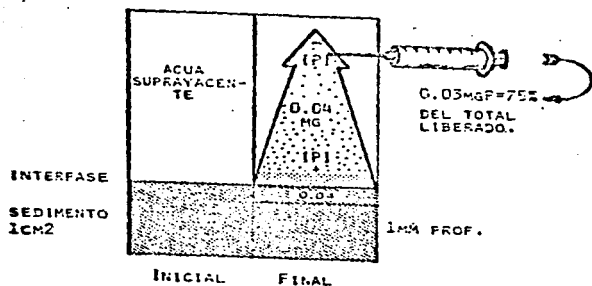


Figura 21.- Esquema que representa la movilización de ortofosfatos hacia el agua suprayacente, bajo condiciones de oscuridad sin la reacción en ausencia de halocita en degradación. Año de 1965. Los símbolos (IP) y (IP) representan la formación de un quilibrio. (IP) el sedimento, (IP) ortofosfatos.

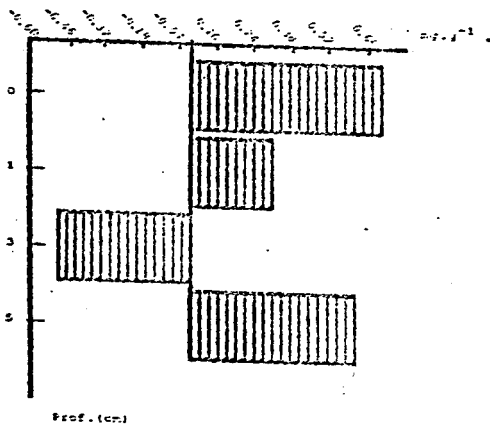


Figura 22.- Cambios en el contenido de materia orgánica total expresado en porcentaje a diferentes profundidades, de 0 a 5 cm en el sedimento, después de transcurrir el experimento de movilización de ortofosfatos en ausencia de halocita en degradación e inactividad y sin alteración. Año de 1965. Los valores superiores y inferiores indican disminución o aumento con respecto al contenido inicial.

interfase, que disminuyó hacia arriba, donde se localizaba el tapón para toma de muestras. Por otro lado la marcada disminución de oxígeno que se registró, puede interpretarse como una mineralización de 2.78 mg C/l (de acuerdo con un factor de 0.29 de Sopers, 1961) y 0.02 mg P/l (según un factor C:P=123 de Arenas, 1979 para el material que se aporta al sedimento) en el volumen total de agua dentro de este tipo de dispositivo.

El efecto de suprimir la turbulencia y mezcla en el agua, también se reflejó en la distribución del contenido de materia orgánica en el sedimento, donde su mayor porcentaje hacia superficie, probablemente se debió fundamentalmente a la alta heterogeneidad además de deposición de material particulado (Fig. 22).

Bajo condiciones de oscuridad y luz con aireación, las variaciones de ortofosfatos se relacionaron negativamente con el P no reactivo disuelto y suspendido, a través de la adsorción a material inorgánico y orgánico (húmico) depositado sobre la superficie del sedimento y en suspensión en el agua suprayacente, además del metabolismo bacteriano en el primer caso e incluida la actividad fotosintética en el segundo. En este último, donde hubo incidencia de luz, la disminución en la concentración de ortofosfatos entre el primer y cuarto día, se asoció con un ascenso en el nivel de P disuelto y suspendido para posteriormente volver a incrementarse al ser liberado durante la remineralización de ese material recientemente formado, como lo indicó la alta correlación encontrada ($r=0.91$, $p<10\%$) entre ambas formas del fósforo. Esta interpretación se ve reforzada por el máximo en la concentración de ortofosfatos durante el experimento, con igual valor que el correspondiente al P no reactivo disuelto y suspendido.

En relación con el efecto de los productores primarios acuáticos, puede tomarse en consideración la producción neta reportada por Arenas (1979). Este autor señala para el mes de agosto en esta misma localidad de Tapp Calmanero, un valor de 0.3 $\mu\text{C}/\text{m}^3/\text{día}$, que significa una asimilación de 19.5 mg P-PO₄/m³/día (de acuerdo con la proporción de asimilación neta de 410:7.33M:1P con base en peso seco, calculada por Flaming, 1940).

Al transformar a unidades de mg/m³/día y comparar la tasa de liberación de fósforo a la luz con aireación (60 mg P/m³/día) con la correspondiente a oscuridad con aireación (140 mg P/m³/día), se obtuvo una diferencia de 80 mg P-PO₄/m³/día equivalente a 24 mg/m²/día, que fue considerablemente mayor que la reportada por este autor, y atribuible al consumo de ortofosfatos llevado a cabo por la intensa actividad fotosintética no solo de organismos fitoplanctónicos sino del perifiton que se desarrolló en las paredes del dispositivo y que puede llegar a ser considerable, dadas las condiciones de confinamiento y el tiempo de incubación, constituyendo el ya referido efecto de pared.

No obstante, no hay que perder de vista que estos procesos están sujetos a una importante variabilidad estacional como Arenas

(1979) y de la Lanza Espino (1981) señalan.

En el año de 1984, se estudió nuevamente el proceso de movilización de fósforo en ausencia de *S. subterminalis* en degradación con dos finalidades. Primeramente y como ya se señaló, porque las condiciones hidrológicas en la laguna, fueron diferentes, lo cual significa que había que considerar la variación anual. Por otro lado, los datos obtenidos servirían como elemento de referencia indispensable para estimar los efectos del proceso de degradación de halofitas sobre la movilización de nutrientes a través de la interfase. Igualmente se tomó en consideración, con base en los datos de variación diurna reportados por Arenas (1979), que el establecimiento de una condición prolongada y generalizada de anaerobiosis en la laguna, era muy infrecuente. Por tal razón, los resultados que a continuación se describen, corresponden a lo que se considera la situación más generalizada donde prevalece una condición de aireación más o menos permanente.

En condiciones de obscuridad, se registró una concentración nítida final de 0.22 mg/l de ortofosfatos con una tasa de liberación de 2.7 mg/m²/día, que resultó de un proceso extremadamente lento en comparación con el experimento realizado en 1983, donde la tasa fue de hasta 42mg/m²/día. Tal diferencia puede tener implicaciones significativas y de consecuencia de la variabilidad ambiental imperante, como se discutirá en un capítulo posterior.

El P no reactivo disuelto y suspendido, con una concentración inicial de 0.07 mg/l, aumentó notablemente a 0.8 mg/l como resultado de asimilación o adsorción a material particulado suspendido, del fósforo que se liberó desde el sedimento, cuando el Eh fue menor de +200mv. Finalmente, después de trece días, descendió hasta un valor final de 0.05 mg/l. Esta disminución, aunque mínima, representó una posible adsorción a material orgánico depositado sobre las paredes, asimilación por microflora bacteriana que ahí se desarrolló o bien adición a la fracción del fósforo acumulado en el sedimento.

Los perfiles de P total (Fig. 23) en el sedimento mostraron un incremento a nivel y por debajo de la interfase, de 0.01 mg/cm², que pudo ser resultado de una acumulación de fósforo por el efecto de barrera que representó la condición de aerobiosis hacia el término del experimento y en parte por acumulación de P orgánico depositado. No se descarta el efecto de heterogeneidad biogeoquímica presente en la laguna, por la diferencia registrada a niveles inferiores en el sedimento. Es justamente este factor, el que representa uno de los más grandes problemas que se presentan al pretender describir el papel del sedimento en el balance de nutrientes y en procesos tales como la eutroficación de un ecosistema (Embreyer, 1987). Uno de los principales razones de esto, es la presencia de la fauna del sedimento y su actividad excavadora.

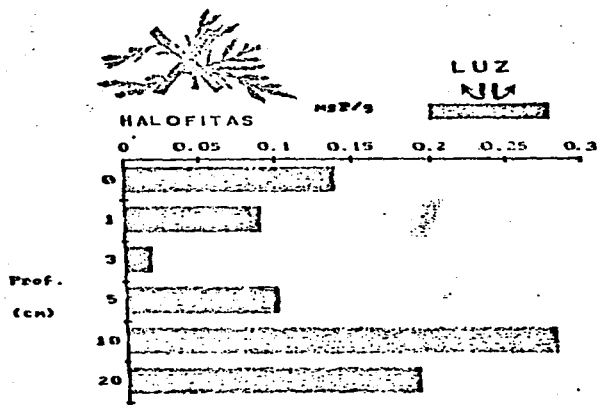


Figura 23.- Cambio en el contenido de fósforo total expresado en peso seco en el sedimento, después de transcurrido el experimento.

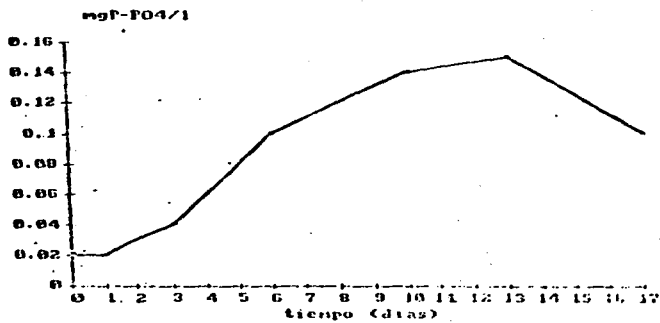


Figura 24.- Concentración de ortofosfatos en el agua suprayacente las condiciones de iluminación y oscuridad, en ausencia de halofitas en degradación. Año de 1986.

Las variaciones en el P disuelto y suspendido en el agua suprayacente fueron consecuencia de un equilibrio entre la liberación de formas inorgánicas por remineralización y su asimilación por bacterias, particularmente en la interfase. Esto constituyó un ciclo muy dinámico que coincidió con aquel registrado en la primera etapa. La combinación de estos factores trajo como resultado una liberación neta de 0.22 mg/l de ortofosfatos.

Con referencia a la condición de iluminación, el máximo de concentración de ortofosfatos fue registrado al término del período de experimentación (Fig. 24). Este significó un incremento neto de 0.18 mg/l comparado con la condición inicial, proveniente probablemente del proceso de remineralización de P orgánico depositado a nivel de la interfase y no de un proceso de desadsorción desde el ambiente sedimentario, en virtud de la barrera representada por la condición de aerobiosis en la columna de agua. En el sedimento se aprecia un enriquecimiento de 1.2×10^{-3} mg/cm² en el estrato superficial (Fig. 25). Sin embargo, nuevamente es claro la heterogeneidad ambiental en virtud de lo registrado en estratos inferiores. Es posible que el efecto combinado de bioturbación, difusión molecular y degradación de materia orgánica remanente en esos estratos, haya traído como resultado una acumulación a los 3 cm de profundidad y el establecimiento del marcado gradiente hacia la superficie.

Por otro lado se asumió un ciclo de mineralización y asimilación de fósforo bastante activo como se observa en las variaciones de P disuelto y suspendido (Fig. 26). Los valores correspondientes al máximo de ortofosfatos (0.15 mg/l) y la disminución de P disuelto y suspendido entre el sexto y décimo sexto días (0.16 mg/l), son parecidos y sugieren una relación entre los dos procesos arriba señalados. El incremento de ortofosfatos que se registró bajo condiciones de iluminación, correspondió a aquella fracción del total liberado, que no fue asimilada por los organismos fotosintetizadores. Al comparar las tasas de liberación de ortofosfatos obtenidas a la obscuridad en ausencia de material halófito en degradación (2.7 mg P-PO₄/m²/día) y a la luz (2.1 mg P-PO₄/m²/día), se registró una diferencia de aproximadamente 0.57 mg P-PO₄/m²/día; y se asume que la consecuencia es una pronta asimilación de este nutriente por los fotosintetizadores presentes. Al considerar nuevamente una tasa de producción de 0.8 g C/m²/día para la misma temporada y localidad (Arenas, 1979) y la proporción de asimilación de 41C:7.32N:1P derivada de Fleming (1940), se tendría una tasa de asimilación de 4.25 mg P/m²/día que es mayor que la diferencia arriba señalada, y que es muestra de la variación estacional de este proceso en el sistema lagunar. Arenas (1979) y Arenas y de la Lanza (1980) señalan la existencia de una gran variación estacional y regional de la producción primaria, lo que coincide con lo anteriormente señalado.

La concentración de ortofosfatos en agua intersticial fue muy baja en comparación con el P total dentro lo que se esperaba, por lo que no es suficiente para afectar significativamente la



HALOFITAS

LUZ

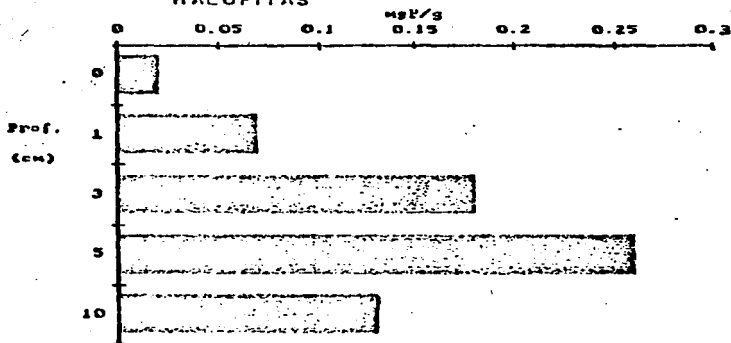
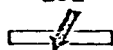


Figura 25.- Cambio en el contenido de fósforo total expresado en peso seco en el sedimento, transcurrido el experimento.

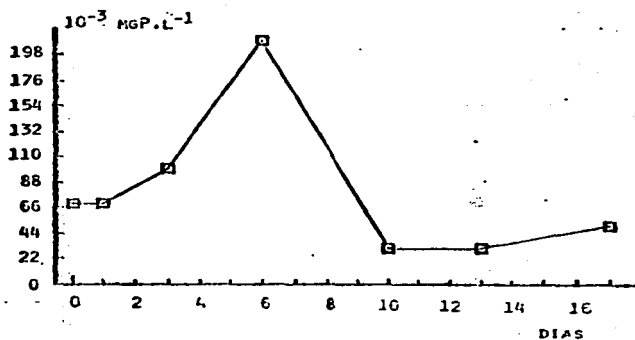


Figura 26.- Concentración de fósforo re relativo disuelto y suspendido en el agua suprayacente. Bajo condiciones de iluminación y aireación, en ausencia de halofitas en producción. Año de 1966.

distribución de este último. Esto sugiere que además de P orgánico, existe una fracción importante de P adsorbido a arcillas o incluido en complejos férricos y de otra naturaleza; Arenas y de la Lanza Espino (1983) reportan valores de P suspendido, muy similares a los totales aquí registrados, lo que apoya lo anterior. Si bien los ortofosfatos en el agua intersticial tendieron a disminuir hacia la superficie, se observó un aumento en los primeros tres centímetros por debajo de la interfase, que pudo ser reflejo del efecto combinado de una acumulación ante un efecto de barrera en una condición de aerobiosis permanente y el nuevo aporte de ortofosfatos a partir de degradación de materia orgánica recién depositada. Esto último pudo ser la causa de un comportamiento similar para el P total en el mismo estrato.

En resumen, los resultados registrados indican que el sedimento actúa como un importante reservorio de fósforo, cuya liberación hacia la columna de agua suprayacente estuvo determinada fundamentalmente por el grado de aerobiosis de la misma.

Puede decirse que en la localidad donde se realizaron los experimentos, la condición natural fue de aerobiosis. En las condiciones presentes en la laguna, la movilización de nutrientes desde el sedimento, estuvo estrechamente relacionada con los procesos de mineralización de materia orgánica. Pasan a segundo término los procesos de solubilización de compuestos de Fe-PO₄ y ciertos gases férricos o desadsorción a partir de la fracción arcillosa que pudieran llevarse a cabo, ya que estos últimos sólo son importantes en ambientes reducidos, con valores de Eh inferiores a +200mv en la columna de agua.

Propp et al. (1980) y Klump y Martens (1981) consideran que la liberación de fosfatos bajo condiciones áxicas en el sedimento probablemente está determinada por descomposición microbiológica aeróbica, con disolución en el agua intersticial, de compuestos de carbono orgánico, CO₂, amonio, fosfatos. Esto es seguido por difusión del agua intersticial hacia el agua suprayacente.

En experimentos realizados en sedimentos del lago Mendota, Lee et al. (1976) registraron que tanto en condiciones áxicas como anóxicas, el fósforo es liberado del sedimento al agua, y que la velocidad inicial de liberación es mayor en el segundo caso; sin embargo, bajo períodos prolongados, la liberación áxica iguala aproximadamente a la anóxica. Este mismo autor señala que existe la creencia de que la liberación áxica de nutrientes a través de la interfase, está relacionada primeramente con reacciones de mineralización, y que de este modo juega un papel mucho más importante de lo que se pensaba, como autofertilizante de un cuerpo de agua, en términos de aporte de nutrientes. En el caso de sistema estudiado, los datos obtenidos permiten apreciar que este proceso de movilización de nutrientes en condiciones de aerobiosis, llega a ser igualmente importante.

Lofgren (1967) señala que cuando la temperatura aumenta de 4 a 20° C, las concentraciones de fósforo en el agua intersticial se

incrementan hasta 64 veces y la liberación de éste y otros elementos se intensifica consecuentemente. Este autor en tales condiciones ha registrado una tasa de liberación de 5.6 mgP-PO₄/m²/día. Esto resulta particularmente importante, pues apoya lo ya señalado sobre la presencia de un proceso de movilización aeróbica de fósforo significativo en la laguna de Caimanero-Huizache. Cabe destacar que la tasa reportada por Löferer (op.cit.), corresponde al mismo orden de magnitud que la estimada en 1986 en Caimanero, que fue de 2.7 mgP/m²/día.

En síntesis puede decirse que al término del periodo experimental en 1985, el establecimiento de una condición de anaerobiosis trajo consigo la liberación más alta de ortofosfatos (252 mgP-PO₄/m²) en ausencia de *S. subterminalis* en degradación. Asimismo, se presentó una tasa de liberación casi constante de 27 mg/m²/día, a diferencia de la condición de aerobiosis a la obscuridad y bajo iluminación, donde se registraron periodos con alternancia de incrementos y disminución en la concentración de este elemento en el agua suprayacente.

Bajo condiciones de iluminación, se registró una alternancia entre asimilación por productores primarios, depositación y mineralización de fósforo.

La condición de aerobiosis se asoció con un enriquecimiento de este elemento en el sedimento, aunque no debe descartarse la heterogeneidad presente en ese ambiente.

En 1986, la tasa de liberación de ortofosfatos en condiciones de aireación continua fue de 2.7 mg/m²/día, comparada con 42 mg/m²/día en 1985, como resultado de la variabilidad ambiental existente. En el caso del P no reactivo soluble y suspendido, no se registró una liberación franca y constante por lo que no se dan cifras al respecto.

La incidencia de luz en el interior de los dispositivos experimentales, se tradujo en una asimilación de 24 y 4.2 mg/P/m²/día para 1985 y 1986 respectivamente, lo cual nuevamente ejemplifica la heterogeneidad ambiental ya señalada.

II. DEGRADACION DE *S. subterminalis*.

La composición química inicial del material es el factor determinante sobre la velocidad de degradación, de tal manera que los materiales ricos en nitrógeno y pobres en lignina generalmente se degradan rápidamente (Melillo et al., 1984 y Valiela et al., 1984). Por otra parte, mientras que una baja tensión de oxígeno retarda la degradación de lignina y compuestos relacionados, no es claro que esta condición retarde también la degradación de compuestos más lábiles (Melillo et al., 1984). Por otro lado, los materiales pobres tanto en nitrógeno como en lignina, generalmente tienen los potenciales más altos de inmovilización de nitrógeno por actividad bacteriana, particularmente al degradarse en condiciones de aerobiosis (Melillo et al., 1984). Este proceso se

describirá más adelante, por considerarse de importancia, para la interpretación de los cambios que se registran en la proporción de nitrógeno y el P.

En lo referente a su composición química, *S. subterminalis* presentó una aparente baja variabilidad de un año a otro en la proporción de carbono, nitrógeno y P con base en peso seco. En 1980 se determinó 28.80± 0.21% C, 3.86± 0.03% N y 0.14± 0.01% P. (Arenas y Rodríguez-Medina, inédito) contra 27.06± 0.001% C, 2.95± 0.03% N y 0.15± 0.001% P correspondientes a la composición media del material vegetal colectado en 1986. Cabe señalar que Raz-Guzmán Macbeth y Sosa Luna (1982) reportan una composición de 46% C para esta especie en la misma localidad, que es comparativamente mayor. Por otro lado registraron niveles de proteína de 32 a 55% del peso seco, que implican un contenido de S-2% que resulta demasiado alto. Además, al haber empleado un factor de 16% para convertir a nitrógeno, acumen que todo éste es de origen proteico, cuando en muchos casos una gran fracción de hasta 60% del nitrógeno total es de naturaleza no proteica, de acuerdo con Fellikaan (1984) entre otros autores.

Al atender a la proporción de estos elementos con base atómica, se tiene que los valores para estos dos años de 1980 y 1986 son 5220:60N:1P y 4550:43N:1P respectivamente, sin perder de vista que estas relaciones corresponden exclusivamente a hojas, puesto que de incluir tallo y raíces, esta proporción cambiaría.

Durante el proceso de degradación de *S. subterminalis*, se observa que después de transcurridos el primero y tercer días, se tuvo un descenso de 82.3% en el peso seco del material vegetal remanente, como se muestra en la curva A de la figura 27. Este fue extremadamente alto y asociado con una pérdida importante de partículas al momento de colocar las bolsas de degradación. Sin embargo, si se atiende a la curva de materia orgánica, se aprecia que aparentemente hubo un incremento de ésta en el mismo intervalo de tiempo (Fig. 28). En relación con esto, *S. subterminalis* con un promedio de 65.3% de humedad determinado en la muestra que se destinó a estos experimentos, es una halofita de hojas succulentas, para la cual se asume un gran contenido de sales en disolución como resultado de su adaptación a ambientes salinos, y cuya lixiviación fue favorecida sin olvidar que esto puede ser influido por cambios ambientales.

Al presentarse el mecanismo arriba señalado, indudablemente que al perderse el material hidrosoluble, la proporción relativa de materia orgánica tenía que incrementarse, que se ilustra en la figura 27. En virtud de lo anterior, se concluye que en la pérdida de peso remanente que se presenta en la figura 27a, están involucrados dos procesos. Por un lado se encuentra la rápida lixiviación inicial de sales y por el otro, la pérdida de material particulado al inicio del experimento.

A efectos de calcular el porcentaje de lixiviación correspondiente, y consecuentemente la pérdida real de peso como resultado de este proceso, bajo la suposición de que no hubo

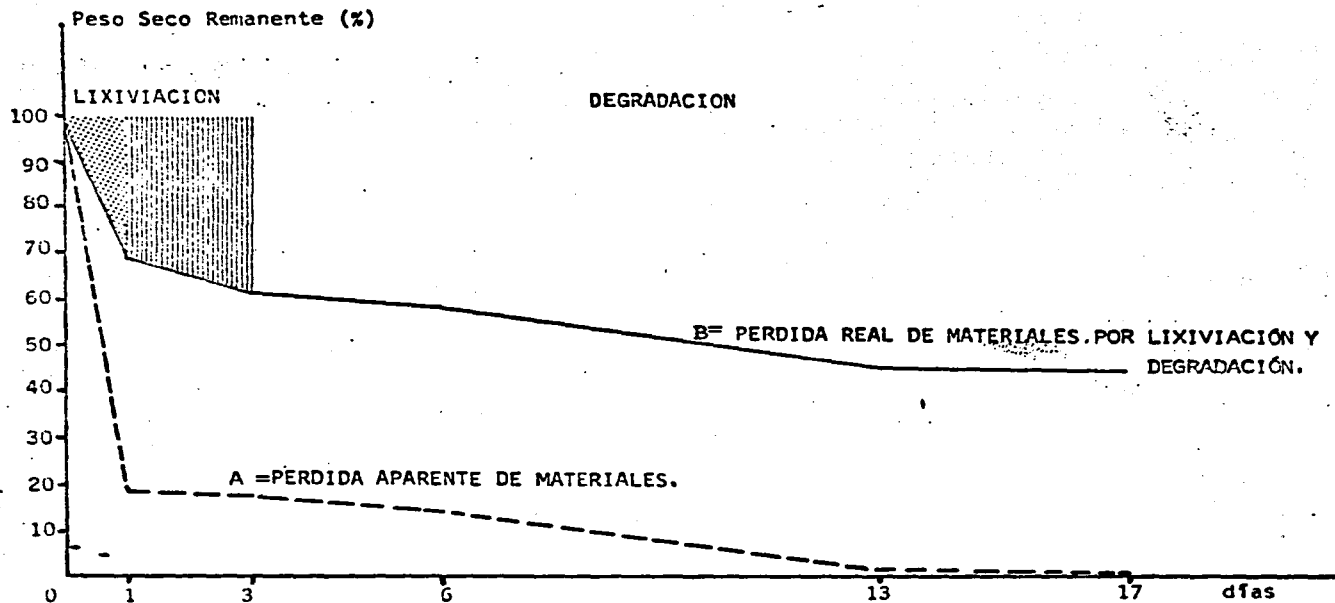


Figura 27.- Variación en el porcentaje de material halofito remanente en las bolsas de degradación, adyacentes a los dispositivos experimentales. ⊙ = Lixiviación durante el primer día.
 ⊕ = Lixiviación adicional, durante el segundo y tercer días.

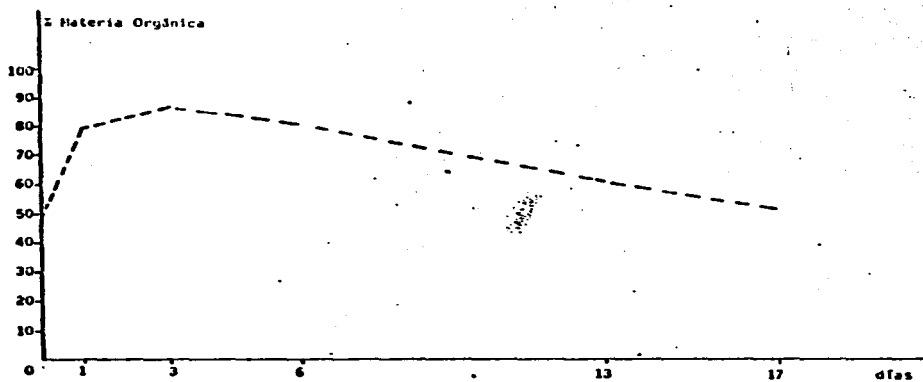


Figura 28.- Variación en el contenido de materia orgánica en el material remanente en las bolsas de degradación, adyacentes a los dispositivos experimentales.

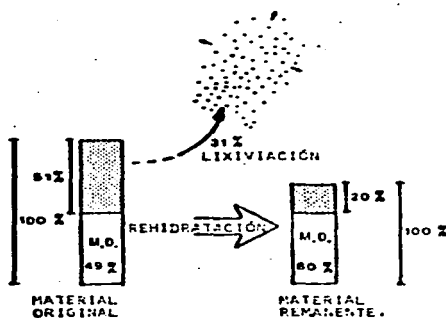


FIGURA 29.- REPRESENTACIÓN DEL PROCESO DE LIXIVIACIÓN DE SALES Y EL CAMBIO EN LA PROPORCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA RESULTANTE. ESTO EXPLICA EL INCREMENTO RELATIVO QUE SE ILUSTRÁ EN LA FIGURA 28. (○ = SALES)

pérdida inicial de material particulado, durante la instalación del dispositivo experimental y antes de hidratarse totalmente (Fig. 27b), se partió de lo siguiente. La proporción de materia orgánica en el material vegetal original, fue de $48.7 \pm 0.2\%$, mientras que después de transcurrido el primer día fue de $79.3 \pm 0.4\%$. El contenido de cenizas en el material inicial y remanente al término de ese período experimental en las bolsas de degradación, fue $51.3 \pm 0.2\%$ y $20.2 \pm 0.4\%$ respectivamente, cuya diferencia de 31.1% , se lixivió durante el primer día. Al restar esta última cifra del 100% , que equivale a la totalidad del material original en el supuesto de que no hubo pérdidas del mismo por manipulación, se obtuvo un $68.9 \pm 0.2\%$, que se tomó como el peso remanente real, al finalizar ese día. Con igual razonamiento, y considerados los datos obtenidos para ese y el tercer días, se calculó el peso correspondiente al tercer día. Para los días subsiguientes, sólo se restaron las diferencias entre los pesos remanentes no aparentes. Así, se concluye que hubo una pérdida de $31.1 \pm 0.2\%$ por disolución o lixiviación de los componentes restantes, que comprenden sales inorgánicas y algunos compuestos orgánicos solubles. La figura 30 ilustra lo anteriormente señalado.

Por lo que se refiere a este porcentaje de lixiviación, cabe señalar lo siguiente. Wiebe y Walter (1972), vide Ungar (1974) reportan en *Suaeda salsa* un contenido salino equivalente a 25 g Na/l de agua tisular y 13 g Na/l para *S. subterminalis*. Si se asume una concentración salina parecida en *S. subterminalis*, se calculan valores próximos a 8 mg Na/gr de planta que comparados con 311 mg/g ($31.1 \pm 0.2\%$) que se lixiviaron entre el primero y tercer días, resultan extremadamente bajos. No obstante, esta última cifra coincide con los valores de 17 a 34% de lixiviación inicial registrada por Pellikaan (1984). Esto señala que además del contenido salino, se lixiviaron formas orgánicas e inorgánicas de nitrógeno y P, tal como lo registraron Arenas y Rodríguez Medina (inédito) para *S. subterminalis* en experimentos anteriores.

Por lo tanto, es posible reconocer una etapa inicial de lixiviación a la que le sigue una fase de degradación microbiana del material vegetal, que se corrobora al comparar con la variación de materia orgánica. Esta sucesión de una lixiviación a degradación también puede apreciarse tanto en el caso del nitrógeno como del P procedentes de *S. subterminalis*.

Pellikaan (1984) registró una pérdida inicial de 17 a 34% de peso seco causada por lixiviación y pérdida de material particulado fino, que es comparable con lo registrado para *S. subterminalis*. Después de 2 meses, la disminución fue de 71% y quedó un remanente de 5% al término de medio año. Además, al disminuir el tamaño de la partícula, se modifica la lixiviación de sustancias solubles y la colonización microbiana (Fenchel, 1970; Harrison y Mann, 1975; Godshalk y Weibel, 1978a,b,c) y favorece la tasa de descomposición y cambios químicos durante el proceso.

Pellikaan (1984) asimismo considera que después de la hidratación del material prehecho, tanto carbono orgánico

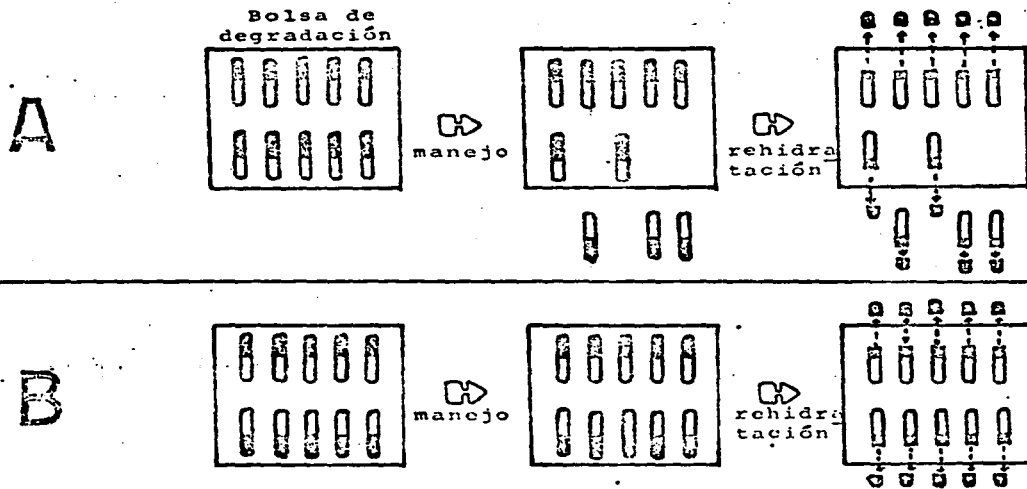



Figura 30.- Diagrama en el que se muestra lo que se presentó durante la manipulación de las bolsas de degradación y posterior rehidratación del material vegetal.  representa a una partícula de Salicornia subterminalis. En blanco se ilustra la fracción de material orgánico, mientras que la porción en negro, corresponde al contenido salino lixiviable. **A** equivale a lo que se registró en la realidad, donde hubo salida de material particulado (curva a de la figura 27). **B** presenta la situación ideal, en la que no hubo tal pérdida (curva a de la figura 27).

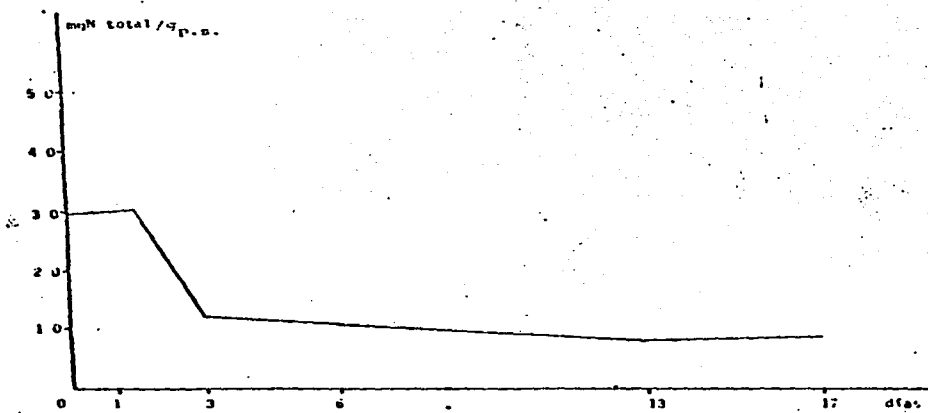


Figura 31.- Variación en el contenido de nitrógeno total en el material remanente en las bolsas de degradación, adyacentes a los dispositivos experimentales.

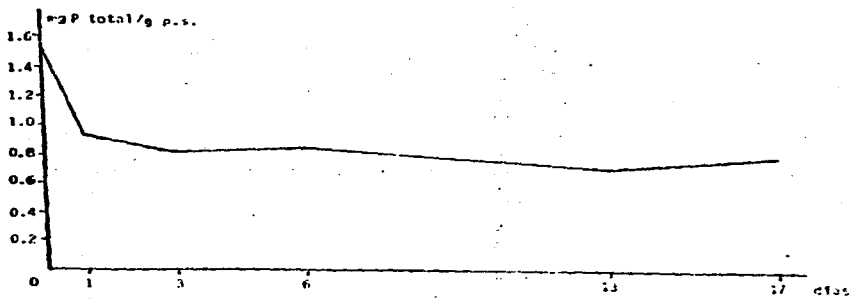


Figura 32.- Variación de fósforo total en el material remanente en las bolsas de degradación, adyacentes a los dispositivos experimentales.

disuelto, como ortofosfatos, amonio y nitratos, se lixivian rápidamente. Asimismo señala que después de 24 h de rehidratación, se había liberado el 47% del P en forma casi lineal, mientras que en el caso del amonio y nitratos, este proceso fue registrado a partir de la primera hora, para disminuir después de 24 h. En lo que se refiere a *S. subterminalis*, se registró un 39.6% de lixiviación de P a las 24 h y de 46.8% después de transcurridos 3 días. Por otro lado, se tuvo un 60% de lixiviación de nitrógeno durante los primeros tres días.

Debe señalarse que el presecado de *S. subterminalis*, tuvo como finalidad tener un material más homogéneo, que pudiera guardarse y ser biológicamente inactivo. No obstante, este tratamiento en muchos casos incrementa la tasa de lixiviación de materiales solubles y compuestos inorgánicos, pues se daña la pared celular (Pellikkaan, 1934). Sin embargo, por otro lado, aunque el material fresco se degrada más gradualmente, conduce a errores durante los análisis químicos, debido a la heterogeneidad en contenido de agua del mismo (Larsen, 1982).

En el caso de *S. subterminalis*, el contenido de materia orgánica en el material remanente disminuyó en forma lineal ($r = -1.0$, $p < 0.01$) a partir del tercer día con una tasa diaria de 2.4%, para finalmente quedar una proporción de 52.2% que comparada con el 87.1% registrado al tercer día, posterior al proceso de lixiviación, permite calcular un 34.7% de degradación de la materia orgánica original. El carbono orgánico en el mismo lapso disminuyó con una tasa diaria de 1.4%, con un descenso de 19.4%. Al final sólo quedó material fibroso de naturaleza seguramente lignocelulósica. Esta condición es de gran importancia por lo que respecta a la degradación de nitrógeno y P como más adelante se señalará.

La variación en el contenido total remanente de nitrógeno en *S. subterminalis* se presenta en la figura 31. A diferencia del carbono, el nitrógeno presentó una tendencia a disminuir en forma geométrica de acuerdo con la ecuación $Y = aX^{-b}$, donde Y es igual al contenido de nitrógeno en el material vegetal remanente durante el tiempo, X corresponde a la escala de tiempo y "a" equivale al contenido inicial de nitrógeno en el material vegetal original. Se aprecia claramente el brusco descenso, atribuido al proceso de lixiviación entre el primero y tercer días de experimentación. Posteriormente, un gradual descenso que pudo ser consecuencia de un proceso degradativo de naturaleza microbiana. Al término del periodo de estudio, se registró un ligero incremento en el contenido de nitrógeno que probablemente fue resultado de un incipiente proceso de inmovilización de este elemento por actividad bacteriana durante la subsiguiente descomposición del material vegetal remanente, cuya proporción C/N fue mayor.

De acuerdo con Melillo et al. (1974), la cantidad de nitrógeno directamente asociada con la biomasa bacteriana, sólo representa una pequeña fracción de la masa total de nitrógeno en los materiales en descomposición, no obstante que esta es agente importante en el proceso de inmovilización de nitrógeno. Estos

autores señalan que hay producción de enzimas bacterianas que degradan moléculas como polifenoles y ligninas. Algunos de sus productos de degradación recondensan con compuestos de nitrógeno. Este proceso ha sido propuesto como la concepción más reciente de lo que se considera como inmovilización de nitrógeno. Este ciclo de degradación de materia orgánica y recondensación de compuestos nitrogenados continúa a través del tiempo hasta tenerse compuestos húmicos ricos en nitrógeno.

En lo referente al nitrógeno y P, Valiela et al. (1984) señalan que el material vegetal procedente de *Spartina alterniflora*, se degrada inicialmente a través de una fase rápida de lixiviación, una segunda en la cual los descomponedores actúan y una tercera, muy lenta, durante la cual quedan o se forman compuestos refractarios con proporciones C/N y C/P altas. Puede presentarse además una inmovilización de nutrientes por actividad microbiana. Asimismo, y con referencia a la realización de estas etapas, señalan que la degradación bajo condiciones reductoras es más limitada que en aerobiosis, a pesar de que la liberación de nitrógeno es más pronunciada.

Melillo et al. (1984) citan que se han reconocido al menos tres fases durante la dinámica del nitrógeno en la descomposición de un vegetal. Primero, un corto período de lixiviación donde aproximadamente el 25% de este elemento se pierde. Le sigue una fase de inmovilización neta, durante la cual aumenta la cantidad absoluta de nitrógeno. Finalmente hay una remineralización y liberación neta de este elemento. Estas tres fases, pueden también aplicarse para entender la dinámica del P de acuerdo con Melillo et al. (1984).

Estos tres distintos procesos de lixiviación, degradación e inmovilización son claramente distinguibles en la curva de variación de P total, y se presentan en el mismo orden (Fig. 32). En este caso, la tendencia al incremento hacia el término del experimento es más evidente. En lo que corresponde a los cambios en el contenido de este elemento, éstos se ajustan a una curva de tipo geométrico de acuerdo con la ecuación $Y = aX^{-0.04}$, donde Y es el contenido de P total en el material remanente durante el tiempo, X es la escala de tiempo y "a" es el contenido inicial de P en el material vegetal inicial.

Estas fases combinadas de lixiviación, remineralización con liberación de nitrógeno y P e inmovilización, son la razón de un diferente comportamiento en la variación de estos dos elementos aquí analizados. Cabe señalar que la proporción de nitrógeno y P en el material detritico dentro de las bolsas de degradación incluidas en los dispositivos de plexiglas al final del período experimental, resultó ser mayor que en las colocadas en la zona circundante a éstos. Esto pudo deberse en parte al hecho de haber anulado el efecto de renovación de la masa de agua con la subsecuente menor lixiviación, como se aprecia en la figura 33.

A pesar de la tendencia a la disminución en la concentración

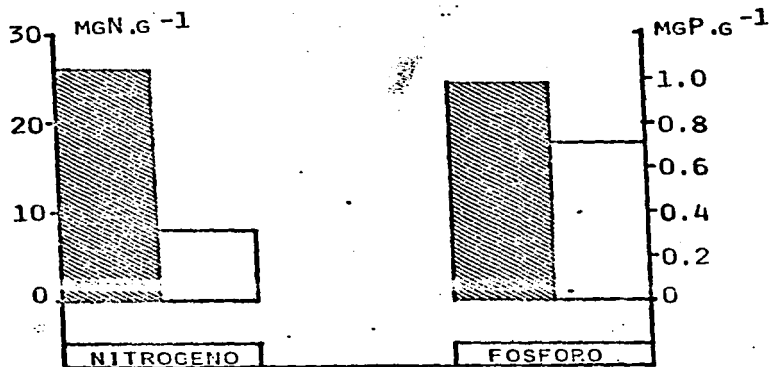


FIGURA 33.- CONTENIDO FINAL DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN EL MATERIAL REMANENTE DE *S. SUBTERMINALIS* DENTRO Y FUERA DE LOS DISPOSITIVOS EXPERIMENTALES, CON BASE EN PESO SECO. (● = DENTRO, ○ = FUERA).

de nitrógeno y P, se aprecia hacia el final una ligera tendencia al incremento que podría ser consecuencia de dos factores: 1) Una pérdida más rápida de carbono que de nitrógeno y P, y 2) un aumento de estos dos últimos elementos a través de un proceso de inmovilización. En un experimento anterior realizado en el laboratorio con la misma especie y durante 92 días, se registró una conducta similar con importante proceso de inmovilización de P equivalente a un 40-50% del P total (Arenas y Rodríguez-Medina, inédito).

Con referencia nuevamente a la inmovilización de nitrógeno y P, cabe señalar una concepción de este proceso, propuesta con anterioridad por investigadores de microbiología de suelos y descrita en detalle por Alexander (1977). De acuerdo con ésta, se presenta una desaparición del nitrógeno del suelo, que puede mantenerse por cierto tiempo, cuando se adicionan residuos de las cosechas, que pueden o no estar parcialmente degradados, para mantener los niveles de materia orgánica, nutrientes y mejorar la estructura del suelo. A esta disminución de nitrógeno se le denominó inmovilización, porque resultaba en un descenso en la disponibilidad de nutrientes para los nuevos cultivos. Se señaló que tal proceso, era consecuencia de la asimilación microbiana de nitrógeno en forma inorgánica, requerido durante la degradación de la materia orgánica, puesto que ésta última, presentaba proporciones C/N elevadas.

Se estableció que cuando la proporción atómica C/N en el material que está degradándose es menor de 20 a 30:1, el proceso predominante es la remineralización de nitrógeno, mientras que con valores mayores de este rango, la inmovilización sería preponderante. En el caso del P, el rango crítico para la predominancia de cualquiera de estos procesos es una proporción C/P aproximadamente igual a 200-300:1.

De acuerdo con estas consideraciones y con base en las proporciones C/N y C/P registradas durante la degradación de *S. subterminalis*, y con las reservas que amerita extrapolar este tipo de información al ambiente acuático, se elaboraron los figuras 34a y b donde se asume la alternancia entre mineralización e inmovilización de N y P al ser rebasados los rangos críticos. Se aprecia que en el caso del nitrógeno, procede la decomposición, aunque se asume la posibilidad de que los dos procesos de inmovilización aquí señalados, ocurran. No es posible reconocer tales mecanismos en el caso del P. Sin embargo, se observa que a partir del tercer día, la tasa de incremento de C/P como resultado de la degradación de éste último, empezó a declinar y fue franco el proceso de inmovilización indicado por la disminución en la proporción C/P durante los días subsecuentes.

Anteriormente se señaló que Allinson y Smith (1933) reportaron datos sobre la proporción atómica C/N en vegetación subacuática, entre los que se incluyen *Halimnobia salicifolia* (10.0), *Thalassia hemidisticha* (10.9 en hojas / 30 en tallos) / *Ruppia maritima* (15.6 en hojas). En el caso de *S. subterminalis* se registraron valores de 0.7 en 1980 (Arenas y Rodríguez-Medina,

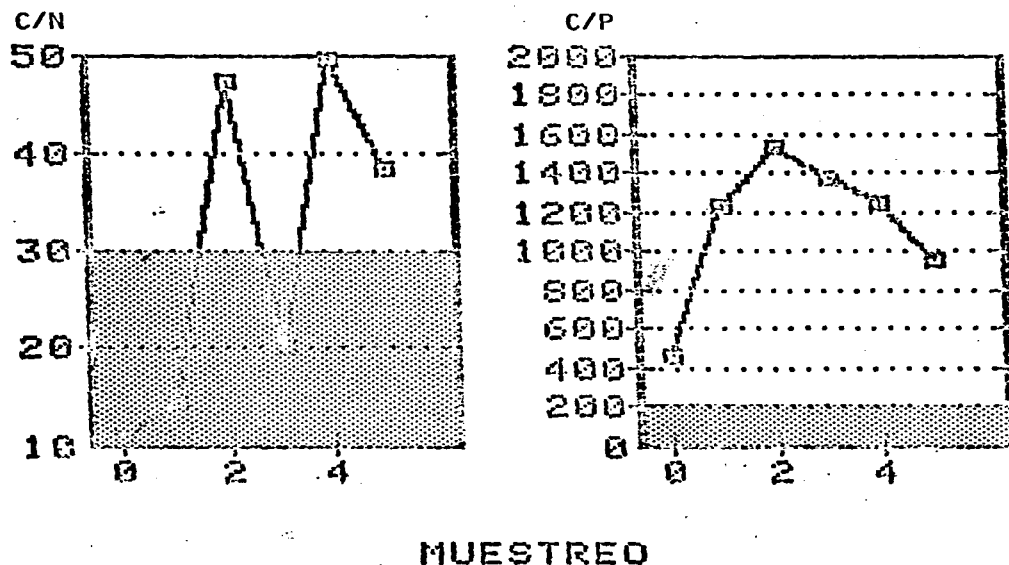


Figura 34.- Cambio en la proporción atómica de carbono-nitrógeno y carbono-fósforo en el material remanente de Salicornia subterminalis durante los distintos muestreos realizados. La zona sombreada representa un predominio de los procesos de mineralización de nitrógeno y fósforo, mientras que los valores superiores corresponden a una condición donde el mecanismo de inmovilización de estos elementos, es más importante.

inédito) y 10.7 en 1984, durante la segunda etapa del presente estudio, sólo en hojas intactas. De la Lanza Espino y Arenas (1973) registraron valores de 11.4 y 3.09 en hojas y rizomas de *Ihalaxzia*. Estas diferencias se deben por un lado al hecho de tratarse de diferentes tipos de vegetales, seguramente a distintas condiciones ambientales así como al estado fisiológico de la planta como en el caso de *S. sublaminalis*.

Esta halofita difiere además de los demás tipos de vegetales por el hecho de ser una especie distinta y ser un organismo adaptado a suelos secos y salinos.

Estas distintas proporciones de C/N indudablemente repercuten sobre las tasas de mineralización de la materia orgánica en estos vegetales. En relación con este punto, diversos estudios han puesto en evidencia que *Ihalaxzia* presenta por ejemplo, las tasas más altas, con 4 a 7 semanas de duración. Zozigga en cambio, sólo se degrada en un 20%, después de 14 semanas, al igual que *Spartina* (Wood et al., 1969). Posteriormente, Pelikan (1984) reportó una disminución en el peso seco, menor al 30% después de más de 50 días, al estudiar el proceso de lixiviación y descomposición de *Zostera marina* L. bajo condiciones de aerobiosis y anaerobiosis.

Sarmiento Sánchez (1986) en un estudio sobre descomposición de una mezcla presecada de *S. sublaminalis*, *Spartina angustifolia*, *Spartina patens* y *Scirpus americanus* en el laboratorio y bajo condiciones de luz con aerobiosis, registró la mayor liberación de proteínas (34.2 mg/g) a los 28 días. Por otro lado, el amonio (18.8 mg/g) se registró entre los 21 y 42 días. Este autor considera que el tiempo más apropiado para la obtención del nitrógeno proteico es de 28 días, donde se alcanza una proporción de carbono de fácil oxidación/nitrógeno proteico de 4.4, que representa una valiosa fuente alimenticia para consumidores de detritos, particularmente cuando se trata de material presecado. Sin embargo, los datos analizados por Sarmiento Sánchez (1986), corresponden a la fracción líquida más no a la particulada, por lo que en todo caso, su importancia puede ser como fuente potencial de nutrientes que podrían ser asimilados por los productores primarios. En el caso de los detritívoros, resultaría más importante conocer la composición del material particulado remanente.

En este estudio, la composición química del detrito de *S. sublaminalis* varió con el tiempo, como se observa en el cambio en las proporciones C/N y C/P registradas en el material remanente en las bolsas de degradación. Tenore et al. (1974) citan que si bien el bajo contenido de nitrógeno en el detrito, es el factor limitante para su explotación por consumidores y que la actividad microbiana es un medio de enriquecimiento de este elemento. De acuerdo con lo anterior, es probable que altas concentraciones de nitrógeno en detritos y consecuentemente proporciones C/N altas como las que se reportan en el presente estudio, los consumidores tengan que incrementar su tasa de respiración (Tenore y Gopalun, 1974; Tenore et al., 1974). En consecuencia, estos

contribuyen con su actividad de ramoneo, al proceso de detritificación del material de que se trate, a través de una mayor tasa de fragmentación de las partículas (Odum et Al., 1973), que consecuentemente presentan una mayor superficie para la actividad degradadora bacteriana y de otros microorganismos.

III. RELACION DEL PROCESO DE DEGRADACION DE *S. subterminalis* CON LA MOVILIZACION DE NUTRIENTES A TRAVES DE LA INTERFASE SEDIMENTO-AGUA.

La disponibilidad de nutrientes para los consumidores primarios, depende de diversos factores entre los que se incluye el proceso de remineralización de la materia orgánica en el que sus distintos componentes son reconvertidos en distinto grado, a compuestos inorgánicos tales como bicárido de carbono, amonio, nitritos, nitratos, ortofosfatos, ácido sulfhídrico y otros. Cuando este mecanismo es incompleto, debido a una oxidación parcial de los materiales, se tiene como producto, una mezcla de compuestos que junto con aquellos derivados de síntesis microbiana, constituyen los ácidos húmicos (Ehrlich, 1981).

El proceso de remineralización de la materia orgánica a través de la actividad de los microorganismos puede, según su intensidad, conducir a cambios en los parámetros físicoquímicos ambientales y consecuentemente en la misma biota. Características tales como pH y Eh pueden llegar a modificarse significativamente. Por ende, la actividad microbiológica y la serie de reacciones químicas que se lleven a cabo, varían consecuentemente. Los cambios de Eh y pH pueden influir sobre la transformación y movilización de diversos elementos en el agua intersticial, que posteriormente pueden ser intercambiados a través de la interfase sedimento-agua, por difusión molecular, bioturbación o resuspensión de sedimentos por turbulencia intensa en el agua suprayacente.

Por lo que respecta a la degradación in situ de *S. subterminalis*, un análisis de variancia bifactorial (Apéndice A) permitió establecer un efecto significativo ($p < 0.05$) de la presencia de ese vegetal y de la condición de obscuridad ó luz sobre la variación de Eh.

Durante la degradación de halofitos a la obscuridad, hubo un descenso importante en el Eh, como se señala en la figura 35, que inclusive alcanzó un valor de -24 mv en el sexto día, inferior al considerado como el límite por debajo del cual, se tiene una condición reductora, de acuerdo con Mortimer (1942), como resultado de una serie de reacciones de tipo respiratorio y fermentativo llevadas a cabo por los microorganismos descomponedores. El Eh tendió a valores positivos al término del experimento. Esta tendencia a una condición reductora fue sin embargo menor y con valores siempre positivos, bajo condiciones de iluminación. Este hecho indudablemente permite resumir una conclusión en la que coexisten la fotosíntesis por un lado, y los procesos respiratorio y fermentativo por el otro. En relación

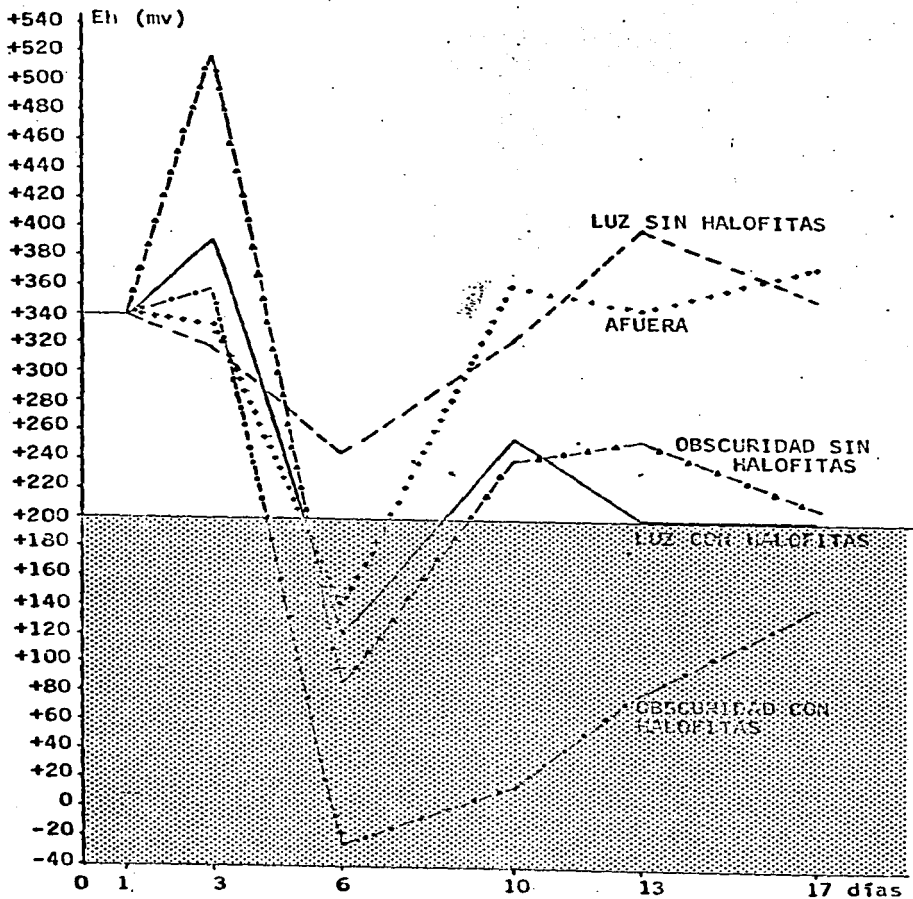


Figura 35.- Variación del potencial Redox en el agua suprayacente, durante los experimentos sobre degradación de *S. subterminalis* y su efecto sobre la movilización de nutrientes. En sombreado se presenta el límite de los procesos reductivos, según Mortimer (1942).

con esto, Stumm (1966) señala que el primer proceso metabólico señalado, produce estados reducidos de alta energía libre. El segundo grupo de reacciones tiende a restablecer el equilibrio al descomponer catalíticamente, a través de reacciones redox con producción de energía, aquellos compuestos termodinámicamente inestables formados durante la fotosíntesis. El resultado de esta actividad simultánea es el incremento del Eh, y consecuentemente la tendencia a valores positivos en el mismo.

1. MOVILIZACIÓN DE FORMAS DEL NITRÓGENO.

Con referencia a la movilización de nitrógeno a través de la interfase sedimento-agua, en presencia de halofitas en descomposición, el aporte de nitrógeno hacia el agua suprayacente fue predominantemente en forma de amonio, seguida en una cantidad extremadamente menor, por nitratos y nitritos. Es importante señalarlo porque concuerda con observaciones de Arenas (1979) en el hecho de que el amonio es la forma nitrogenada más abundante en la masa de agua, después del nitrógeno orgánico.

Para los distintos experimentos realizados, el análisis estadístico (Apéndices C a E) indicó que la condición de luz y oscuridad sólo afectó significativamente al proceso de liberación de amonio. La presencia de *S. subterraneanus*, no tuvo efecto significativo alguno sobre la movilización de ninguna de las formas nitrogenadas estudiadas. Los análisis de composición del material vegetal al inicio y término del experimento, mostraron sin embargo, diferencias significativas en la pérdida de nitrógeno, de 1.95 mg/g a la oscuridad y de 4.31 mg/g a la luz. Esto sugiere que parte de este nitrógeno fue liberado en forma orgánica, por lo que no fue detectado por los métodos para determinación de amonio, nitratos y nitritos que se emplearon. En apoyo a esta conclusión se tiene que Arenas y Rodríguez-Molina (inédito) registraron valores instantáneos de lixiviación de nitrógeno orgánico, de 24±15% durante un experimento de degradación de este mismo especie de halofita en el laboratorio.

Estos autores también registraron que el resto permaneció en forma particulada, y no fue sino hasta después de 22 a 36 días, que el amonio registró su máximo de 21 y 20% bajo condiciones de burbujeo a la oscuridad y con iluminación, respectivamente, que no difieren significativamente. Con referencia a los experimentos in situ, la evidencia aportada por la experimentación en el laboratorio, permite asumir la liberación de nitrógeno en forma orgánica. En caso de haber sido liberado en forma inorgánica, el nitrógeno fue inmobilizado o bien asimilado por la microflora bacteriana y en condiciones de luz, por algas, lo que explica el efecto significativo de la presencia de luz sobre la concentración de amonio (se observó un color verde intenso en el agua); además de poder ser adsorbido a materia orgánica o materiales en suspensión.

Durante la degradación de *S. subterraneanus* a la oscuridad, el nivel de amonio en el agua suprayacente durante los primeros seis

días de degradación se mantuvo bajo, para finalmente incrementarse y alcanzar una concentración de 3.05 mg/l hacia el término del experimento, a partir del décimotercer día.

En el caso de las variaciones en la concentración total de nitratos, se aprecia que alcanzó un valor final de 0.14 mg N-NO₂/l, varias veces menor que el máximo señalado para el amonio. Con una concentración final máxima de 0.02 mg/l, se tuvo un incremento neto de 0.01 mg de N-NO₃/l comparado con la concentración inicial, que fue más de cien veces menor que la concentración máxima de amonio, con una tasa de liberación de apenas 0.21 mg/m²/día (Figura 36).

Para entender este orden decreciente en las tasas de liberación de estas tres formas nitrogenadas inorgánicas, resulta útil recordar que durante el quinto y noveno días, el Eh fue menor de +200 mv, incluso con un valor de -21 mv durante el sexto día, que correspondió a una condición reductora, que de acuerdo con Mortimer (1971) y Brezonik (1972), se asocia con una liberación de amonio desde el sedimento.

Durante la primera parte del experimento con una concentración de oxígeno agua baja y media, debida a la demanda de este elemento cierta de valores decrecientes en el potencial redox durante el proceso de descomposición del material orgánico, el amonio fue la forma nitrogenada liberada en primer término. Por otro lado, es posible que la tasa de liberación de nitratos haya sido comparativamente baja, como resultado de su retención por el sedimento o de una baja tasa de nitrificación.

Con referencia a la diferente tasa de liberación de nutrientes nitrogenados hacia el agua suprayacente registrada, cabe señalar que Enoksson y Rådén-Berg (1983), quienes estudiaron el intercambio de nitrógeno a través de la interfase sedimento-agua en núcleos colectados en un fiordo de la costa oeste de Suecia, registraron que a concentraciones bajas de oxígeno (<2.6 mg/l), las formas que se liberaron del sedimento, fueron amonio y nitrógeno orgánico disuelto, mientras que los nitratos fueron atrapados en el sedimento. A concentraciones intermedias (2.6 a 4.5 mg/l), el nitrógeno orgánico disuelto fue liberado irregularmente, mientras que el amonio y nitratos fueron atrapados por el sedimento. Asimismo reportaron que con concentraciones altas de oxígeno, el amonio fue retenido por el sedimento más rápidamente, a la vez que balanceado con una liberación de las otras dos formas nitrogenadas, nitratos y nitrógeno orgánico.

Lo anteriormente señalado, permite asumir una estrecha interrelación de los procesos de movilización a través de la interfase sedimento-agua y transformación de las distintas formas de nitrógeno con los parámetros físicos, químicos, y biológicos. Ejemplo de lo anterior, lo constituyen los siguientes casos.

Balzer (1966) reporta que una disminución incrementada del nitrógeno orgánico existente en el sedimento bajo condiciones de anaerobiosis, no es probable, porque la energía proveniente durante

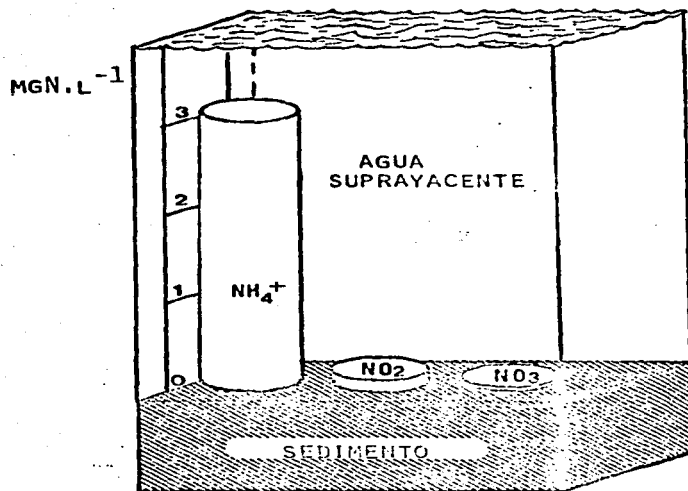


FIGURA 30.- LIBERACIÓN DE AMONIO, NITRITOS Y NITRATOS DESDE EL SEDIMENTO, DURANTE LA DEGRADACIÓN DE HALOFITA A LA OSCURIDAD, CON AIREACIÓN CONTINUA.

la degradación anóxica, es menor que en aerobiosis. Dicho sea de paso, este autor registró tasas altas de liberación de amonio de 22.7 mgN-NH₄/m²/dia, comparativamente menor a la calculada en este estudio (100 mgN-NH₄/m²/dia). Cuando se tienen niveles altos de amonio cuando el potencial redox (Eh) disminuye como en los casos aquí registrados, Mortimer (1971) propuso como mecanismo la desaparición de una capa superficial óxica que impide el balance, y asumió una adsorción de amonio a complejos de Fe(III) que son estables sólo bajo condiciones aeróbicas. Brezonik (1972) se refirió a una posible desadsorción de arcillas y coloides orgánicos como un mecanismo para liberación de amonio bajo condiciones de anaerobiosis.

Parte del amonio liberado al sistema acuático, proviene de la descomposición de organismos muertos en la superficie del sedimento, pero mucho del exceso de este nutriente, se debe probablemente al hecho de que su transformación por nitrificación y desnitrificación no pueda realizarse, por presentarse condiciones ambientales que limitan estos dos procesos (Balzer, 1964).

Recientemente se ha indicado la presencia de pulsos periódicos de concentraciones elevadas de nitritos (Kemp y Wetzel 1982), que se ha relacionado con un proceso de reducción de nitratos (Thomas, 1964; Carlucci y Schubert, 1969 y Wada y Hattori, 1969); sin embargo, es también posible que estos máximos de nitritos sean resultado de un mecanismo de oxidación de amonio, por el efecto de la primera etapa de la nitrificación y una tasa insuficiente de la segunda etapa de oxidación de nitritos a nitratos (Kemp y Wetzel, 1982).

Al considerar nuevamente al sistema lagunar que es objeto de este estudio, y particularmente el ambiente sedimentario, se tiene que al comparar el perfil de nitrógeno de Kjeldahl en el sedimento correspondiente al experimento de degradación de *S. aureus* a la obscuridad con el inicial, se observó una diferencia a profundidades mayores de 10 cm, resultado de la heterogeneidad presente en el ambiente sedimentario con un coeficiente de variación de 28.4%. Al inicio del experimento, se registró un máximo en el contenido de nitrógeno a los 3 cm de profundidad, que desapareció al término de éste. Dicha disminución sugiere la liberación de ese nitrógeno a través de la interfase. Se descarta la posibilidad de cierta movilización a estratos más profundos, por lo que las diferencias en estos últimos, se atribuyen asimismo a la heterogeneidad propia del estrato sedimentario en la laguna.

Con referencia al contenido de nitrógeno en el sedimento, y con el propósito de determinar el tipo de forma nitrogenada involucrada en el proceso de movilización de nutrientes en el sedimento, se realizó una determinación del contenido inicial de amonio en agua intersticial en los mismos niveles de profundidad. Esta arrojó concentraciones que comparadas con las del H-Kjeldahl, son extremadamente bajas. Esto indica que pudo haber una fracción importante de este nutriente fijada a arcillas como parte de un proceso de intercambio iónico y que escapó a la evaluación en agua

intersticial; que las formas orgánicas fueron las predominantes o que, según las condiciones físicoquímicas predominantes, hubo también nitritos y nitratos. El amonio producido en el sedimento durante la descomposición de materia orgánica, puede ser reoxidado, reincorporado a organismos, adsorbido a partículas, o puede difundirse a través de gradientes de concentración (Mackin y Aller, 1964).

Cuando está presente en concentraciones extremadamente altas, el amonio puede reprecipitarse como constituyente de minerales autigénicos como la struvita (Hailberg, 1972 y Martens et al., 1978). Según Mackin y Aller (1984), en secciones anóxicas de depósitos sedimentarios, la reacción dominante que remueve amonio de la solución, es usualmente el intercambio iónico reversible sobre partículas; y la adsorción de este catión es menor en sedimentos biogénicos con alta porosidad (>0.75), aunque en presencia de detritos de pastos marinos como *Halodule*, puede presentar valores relativamente altos. En el caso del presente, se registró la movilización de amonio durante el transcurso del experimento, sin embargo se asume que la liberación de formas de nitrógeno orgánico disueltas a través de la interfase, pudo ser importante bajo las condiciones de aerobiosis presentes, de acuerdo con lo señalado por Encksson y Riden-Berg (1983).

Varios autores han sugerido como importantes en el intercambio de nutrientes, la resuspensión o perturbación de sedimentos, irrigación de los mismos por invertebrados que se alimentan de material en suspensión, o ebullición de burbujas de metano (Klump y Martens, 1981; Callender y Hammond, 1982). Por otro lado, Kemp y Wetzel, (1982) sugieren como causa una descomposición extremadamente rápida en la parte más superficial del sedimento, por ser éste de naturaleza no consolidada y floclulenta. En el caso de la Laguna de Caimanero, los altos contenidos de agua intersticial reportados por de la Lanza Espino en 1981 (13-70%) y los registrados en este estudio (33-90%), permiten aceptar esta última afirmación, como válida para este sistema lagunar. Kemp y Wetzel (1982) señalan además que el material orgánico recientemente depositado, es mucho más lábil que el remanente en los estratos profundos y que el oxígeno es aportado constantemente desde la columna de agua suprayacente. Mucha de la actividad metabólica responsable de la regeneración de amonio a nivel de la interfase, está concentrada en una estrecha capa en este nivel del sustrato. Arenas (1979) registró en la Laguna de Caimanero, tendencias a un incremento de amonio hacia la superficie, lo cual atribuye en parte al proceso de amonificación. En adición a lo anterior, Balzer (1981) señala que en los estratos más superficiales se presentan procesos de degradación y disolución muy intensos.

Con referencia a la movilización de nitrógeno en presencia de *S. subterranea* en degradación a la luz, fue apreciable el efecto de este factor, en el sentido de que el nivel máximo de concentración de amonio en el agua suprayacente, fue menor, comparado con el registrado a la obscuridad (1.85 y 3.06 mg/l respectivamente). Esto es atribuible a la asimilación de este

nutriente por los organismos fotosintetizadores, tanto planctónicos (pues fue evidente la alta densidad de algas) como bentónicos y aquellos que se desarrollaron sobre las paredes de los dispositivos. De haber sido posible determinar el nitrógeno orgánico en el agua suprayacente, seguramente se habría ratificado lo aquí señalado.

Al décimotercer día, se tuvo un incremento neto total promedio de 1.58 mg N-NH₄/l producto de una tasa de liberación variable, que entre el tercer y sexto días fue de 38.1 mg/m²/día para aumentar a 45.2 mg/m²/día entre el décimo y décimotercer días. Posteriormente, se registró un descenso neto de 1.37 mg/l.

Simultáneamente y con una tasa de incremento similar (14.3 mg/m²/día), los nitratos experimentaron un aumento neto total de 0.42 mg N-NO₃/l para el décimotercer día mientras que los nitritos aumentaron 0.22 mg N-NO₂/l entre el sexto y décimo días. A partir de éste y hasta el décimotercer día, la concentración de nitritos disminuyó 0.005 mg/l, que coincidió con el incremento de 0.01 mg/l adicional registrado para nitratos en el mismo lapso. Esto sugiere un proceso de nitrificación completo y más activo, a diferencia de la condición de obscuridad.

En cuanto a los niveles de oxígeno registrados tanto adentro como afuera, se aprecia que de acuerdo con el criterio de Endersson y Riddén-Berg (1933), éstos fluctuaron entre concentraciones intermedias y altas, por lo que a partir de los resultados obtenidos por estos mismos autores en lo referente a la dinámica del nitrógeno, puede decirse que la variación de amonio, nitratos y nitritos a partir del sexto día, fue reflejo de un cambio en donde al principio y en forma simultánea con un incremento en el Eh, y seguramente concentraciones iguales o mayores de 4.5 mgO₂/l, tuvo lugar el aumento señalado de nitratos. Al término del experimento, los nitratos disminuyeron, al ser probablemente retenidos por el sedimento o asimilados por la biota, pues el nuevo incremento de nitritos en ese lapso no fue cuantitativamente comparable como para esumir un proceso de reducción de nitratos.

El perfil final de nitrógeno en el sedimento (Fig. 37), señaló una distribución con una tendencia semejante aunque menor en su nivel de concentración, comparado con el perfil inicial. Fue también claro, el efecto de la heterogeneidad del ambiente sedimentario. Sin embargo, comparado con el perfil bajo condiciones de obscuridad con degradación de material vegetal, se apreció que son muy parecidos y que nuevamente ocurrió una movilización de nitrógeno similar, aunque en este experimento, se tuvo una acumulación de 0.01 mg/cm² a nivel de la interfase, que pudo deberse a retención de amonio; plitosis de biomasa vegetal, que fue favorecida por la incidencia de luz; depositación de material particulado procedente de *S. subterraneanus*, o aporte de nitrógeno orgánico disuelto procedente de la misma.

Puede decirse que tanto a la obscuridad como bajo iluminación, hubo una liberación de nitrógeno orgánico (1.25 y 4.81 mg/l/g peso seco, respectivamente) por lixiviación a partir del material



LUZ



HALOFITAS

mgN/g

-0.6 -0.5 -0.4 -0.3 -0.2 -0.1 0 0.1 0.2

Prof.
(cm)

0
1
3
5
10
20

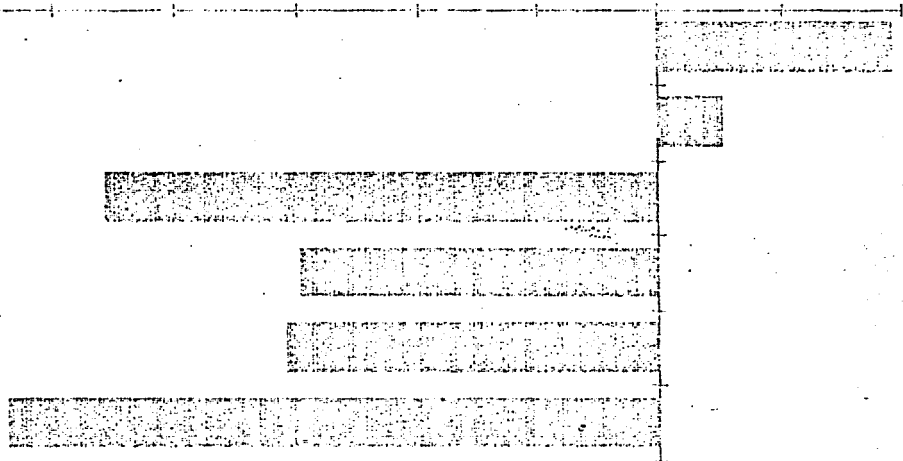


Figura 37.- Cambio en el contenido de nitrógeno de Kjeldahl expresado en peso seco en el sedimento, después de transcurrido el experimento.

vegetal que quedó sujeto a una condición de inundación. Esta fracción nitrogenada empezó a remineralizarse a través de un proceso de amonificación cuyos efectos serían evidentes en un plazo mayor al establecido para la realización de este experimento. Lo anterior se desprende del comportamiento registrado en las concentraciones de amonio. El análisis de varianza no indicó diferencia significativa alguna en el contenido de este compuesto en el agua suprayacente, como resultado de la presencia de halofitas, por lo que se asume que durante el tiempo de experimentación, su variación sólo fue resultado de la movilización natural a través de la interfase. La tendencia continua hacia el incremento al término del periodo experimental en presencia de halofitas a la obscuridad, es evidencia de un proceso de concentración por la nueva adición de amonio resultante de la amonificación del nitrógeno orgánico lixiviado a partir de *S. subterranea*.

El proceso de degradación de *S. subterranea* a la obscuridad, se relacionó con el establecimiento de un ambiente reductor permanente a partir del quinto día. Esta condición se tradujo en una baja tasa de nitrificación que además fue incompleta, puesto que se registró una tendencia a la acumulación de nitritos significativamente mayor que la correspondiente a los nitratos.

En esta forma, la degradación de *S. subterranea* influyó sobre la dinámica de los nutrientes nitrogenados que se movilizan a través de la interfase sedimento-agua. Sin embargo, en la condición natural, con una continua mezcla de agua, difícilmente se mantendría una condición de estancamiento generalizada, por lo que se considera poco probable que este efecto del proceso de degradación de las halofitas, se presente. El material particulado remanente en cambio, en caso de depositarse y quedar incluido en sedimento, puede continuar su degradación y contribuir a la movilización de nutrientes en el mismo, además de la influencia que tiene la alta heterogeneidad espacial y temporal, puesto que las tasas de sedimentación, la biomasas de halofitas, y los mecanismos de bioturbación y descomposición, cambian de una área a otra y durante el año.

Puede resumirse que la lixiviación y degradación a la obscuridad, de componentes orgánicos nitrogenados del material vegetal, no justifica la liberación total de este elemento en el agua suprayacente. Una fracción considerable fue resultado de la movilización natural de éste a través de la interfase sedimento-agua y remineralización del material pre-existente al momento de iniciar el experimento.

Cuando este proceso de movilización de nutrientes, se llevó a cabo bajo iluminación, se registró un máximo en la concentración de amonio, comparativamente menor. Esto induce a atribuir un papel importante de la actividad fotosintética como elemento de consumo de este íon, al asimilarlo a su biomasa, mecanismo que se llevó a cabo en forma parcial a un proceso de nitrificación más activo y completo. Este último mecanismo fue posible, por tenerse una condición redox superior a +100 mv; además, se tuvo un continuo

suministro de oxígeno por aireación, aparte del ya señalado proceso fotosintético con producción de ese gas. Debe recordarse que la nitrificación es un proceso que de acuerdo con Illian (1975), está fuertemente limitado por el Eh, y no se presenta cuando dicho potencial es inferior al valor arriba señalado.

La movilización de nitrógeno desde el sedimento, fue parecida a la que se presentó bajo obscuridad. Sin embargo, la incidencia de luz favoreció el desarrollo de diversos organismos fotosintéticos en el estrato superficial, que asimilaron parte del amonio y nitrato producidos.

2. MOVILIZACIÓN DE FORMAS DEL FOSFORO.

El comportamiento de los ortofosfatos en el agua suprayacente dentro de los diferentes módulos experimentales, evidenció el notorio efecto de la degradación del material vegetal y de la presencia de luz sobre la liberación de este nutriente; el análisis de varianza bifactorial (Apéndice E) ratifica lo anterior. En valores de tasa de liberación promedio, se tuvieron 20^{to}: 2.0 mg/m²/día para obscuridad con halofitas en la mayor parte del tiempo y 57.2 mg/m²/día para luz con halofitas entre el sexto y décimotercer días, que contrastaron notablemente con las correspondientes a obscuridad sin halofitas y luz sin halofitas, con una tasa de liberación de 2.7 mg/m²/día.

En términos de concentraciones máximas liberadas en cada experimento, se registró lo siguiente: 6.6 mg P-PO₄/l (obscuridad con halofitas), 2.9 mg P-PO₄/l (luz con halofitas), 0.22 mg P-PO₄/l (obscuridad sin halofitas) y 0.15 mg P-PO₄/l (luz sin halofitas) donde las diferencias entre los experimentos realizados en ausencia de luz comparados con los iluminados, sugieren una asimilación de ortofosfatos por productores primarios.

Para determinar el origen de estos flujos, es necesario considerar el proceso de degradación del material halofito bajo las distintas condiciones experimentales. Al tomar en cuenta la disminución de fósforo durante la degradación de este material, y considerar que el material total introducido (100 gramos peso seco en cada caso) tuvo una proporción de 1.54±0.01 mgP/g peso seco, se registró que sólo el 27.5 y 27.3% de los ortofosfatos registrados en el agua suprayacente en condiciones de obscuridad y luz, fueron aportados por *S. subterminalis* durante su descomposición.

El análisis de varianza (Apéndice F) reveló que la degradación de *S. subterminalis* tuvo un efecto significativo (p<0.05) sobre las variaciones de P disuelto y suspendido, mientras que por ausencia o presencia de luz, fue aparentemente nulo (p>0.10); aunque hay que señalar que la fracción de P no reactivo en forma no disuelta sólo fue determinada en el agua, donde estuvo asociada a bacterias y materia orgánica particulada y adicionalmente a precipitados floculentos en presencia de luz, (con una alta densidad debido al considerable florecimiento que dio una coloración verde intenso). Debe señalarse que también se desarrollaron bacterias fotosintéticas justo a nivel y por debajo

de la interfase, además de bacterias de tipo aerobio y algas en las paredes de los dispositivos en presencia de luz. Esta variada comunidad bacteriana y algal pudo ser un factor de conversión de ortofosfatos a P orgánico.

Durante la degradación de *S. subterranea* a la obscuridad, la concentración máxima de ortofosfatos (6.6 mg/l) fue registrada al décimotercer día, para después disminuir a 4.6 mg/l al término del experimento (Fig. 38). Esto significó una diferencia de 2.0 mg/l al final, que aparentemente fueron parcialmente asimilados por bacterias y convertidos a P orgánico ó bien fueron adsorbidos a materia orgánica particulada en suspensión, ya que al final se registró un incremento en el P no reactivo disuelto y suspendido con una concentración máxima de 1.3 mg/l (Fig. 39). Por otro lado, se presentó una acumulación de aproximadamente 0.1 mg/cm² en el primer centímetro por debajo de la interfase (Fig. 40).

A partir de la variación en el contenido de fósforo en *S. subterranea* durante su degradación, se calculó una liberación máxima de 1.8 mg/l de P. Esta cifra no explica satisfactoriamente la liberación máxima de ortofosfatos (6.6 mg/l al décimotercer día).

Parte del fósforo procedente del material halofito, pudo ser liberado en forma orgánica, para dar lugar a la concentración de 0.7 mg/l de P no reactivo correspondiente al sexto día (Fig. 39). El resto fue aportado como ortofosfatos, que posteriormente fueron asimilados por microorganismos o adsorbidos a material particulado en el agua, sedimento y paredes del dispositivo. Si la concentración inicial de P disuelto y suspendido de 0.1 mg/l, más el 1.8 mg/l aportado por el material halofito son restados de la concentración máxima de ortofosfatos liberada (6.7 mg/l), quedan 4.8 mg de ortofosfatos que debieron ser liberados por el sedimento por difusión o bioturbación. Lo anterior es probable, ya que en este dispositivo la aireación no fue lo suficientemente efectiva para impedir una disminución del potencial redox a valores inferiores de +200 mv, donde los procesos de destrucción de sales de hierro y solubilización de compuestos férricos se asocian con una liberación activa de fósforo a través de la interfase, como ya se señaló.

Con referencia a la degradación de *S. subterranea* bajo condiciones de iluminación, se registró una liberación máxima de 2.9 mg P-PO₄/l a los trece días, con un valor inicial de 0.32 mg/l, por lo que el incremento neto fue de 2.6 mg/l. Al término del período de experimentación, la concentración disminuyó a 2.0, y dió una diferencia de 0.8 mg/l que probablemente fue resultado de asimilación por la comunidad que se desarrolló en el sedimento y sobre las paredes del dispositivo. En esta forma la incidencia de luz se reflejó en una menor liberación de ortofosfatos, comparada con lo acontecido durante la degradación de *S. subterranea* a la obscuridad, donde el aporte máximo fue de 6.7 mg P-PO₄/l.

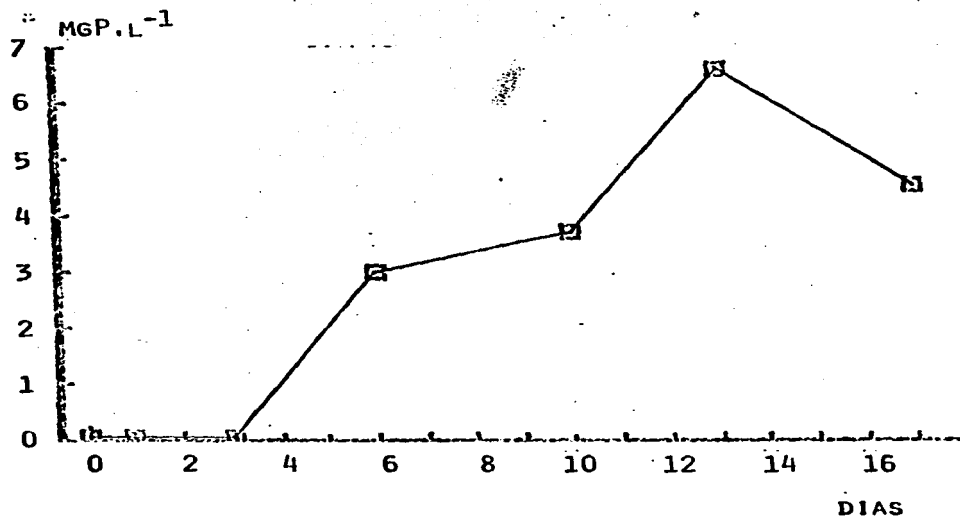


Figura 38.- Concentración de ortofosfatos en el agua suprayacente a la obscuridad y con aireación, en presencia de halofitas en degradación. Año de 1986.

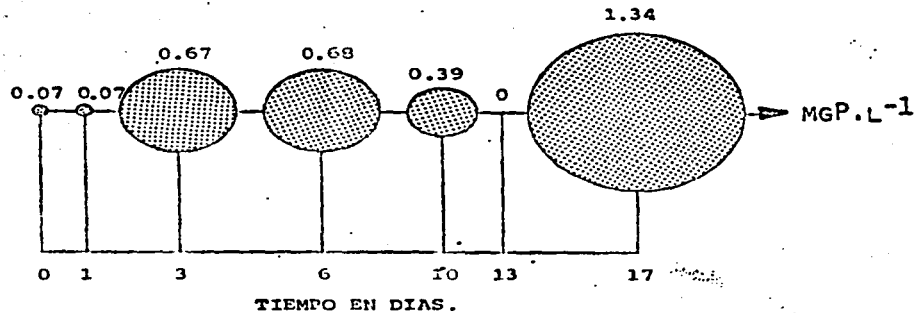


Figura 39.- Concentración de fósforo no reactivo disuelto y suspendido en el agua suprayacente a la obscuridad y con aireación, en presencia de halofita en degradación. Los círculos representan las distintas concentraciones registradas en el tiempo, y se incluyen los valores correspondientes.



LUZ

NA

HALOFITAS

mgp/g

0 0.02 0.04 0.06 0.08 0.1 0.12 0.14 0.16 0.18

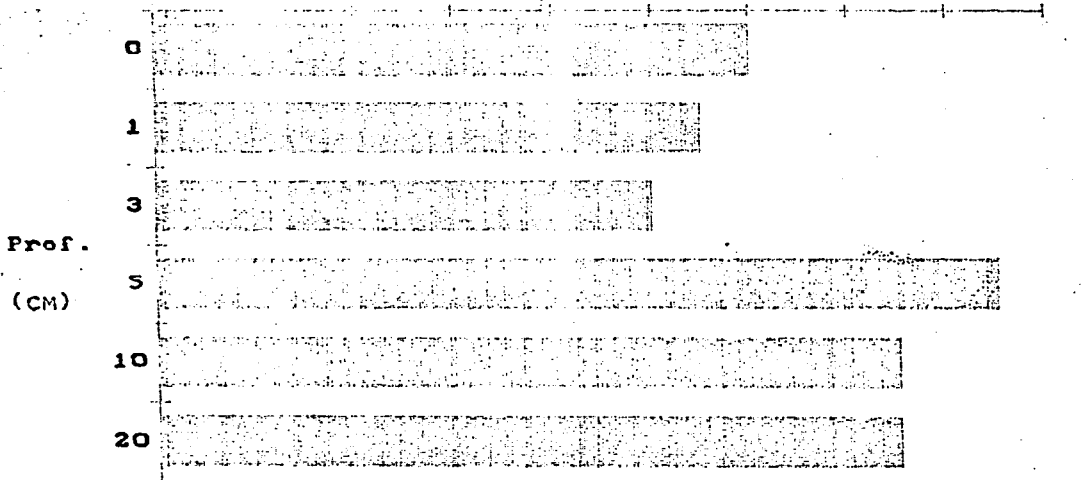


Figura 40.- Incremento en el contenido de fósforo total expresado en peso seco, en el sedimento, después de transcurrido el experimento.

La degradación del material vegetal aportó 51.3 mg de P (puesto que se introdujeron 100 g de material vegetal al sistema experimental), que pudo haber sido liberado tanto en forma orgánica como inorgánica. Si a esta cifra se le resta el incremento registrado en el P no reactivo disuelto y suspendido de 13.4 mg al sexto día (Fig. 41) puede suponerse que la diferencia (37.9 mg) fue de naturaleza inorgánica y pudo liberarse como ortofosfatos. Si este valor es confrontado con la liberación neta de ortofosfatos obtenida, resulta que cerca de 68.3 mg de ortofosfatos fueron liberados desde el sedimento, ya que entre el quinto y noveno días, el Eh fue menor de +200 mv, condición en la cual el fósforo incluido en el sedimento, puede ser liberado al agua suprayacente.

Arenas y Rodríguez - Medina (inédito) registraron 7-8% de lixiviación instantánea de P orgánico y 2-3% en forma inorgánica al someter *S. subterranea* a degradación bajo condiciones de iluminación en el laboratorio. Estos resultados constituyen un apoyo para asumir también una disolución inicial de fósforo a partir del material halofito, in situ. Estos mismos autores, registraron una liberación de 43% de P, que comparada con el 33% liberado in situ a los 17 días durante el presente estudio, en igual condición experimental, resulta muy parecida.

Al considerar nuevamente la experimentación in situ, el P no reactivo disuelto, y suspendido disminuyó únicamente 0.2 mg/l del sexto día al término del experimento, que pudieron ser remineralizados o adsorbidos en el sedimento. Esta puede ser sólo una de las causas del incremento registrado en la superficie de este sustrato como se aprecia en la figura 42, ya que el aumento que también se presentó en los estratos inferiores, es causa nuevamente del efecto de la amplia heterogeneidad ambiental.

El descenso de 0.02 mg/l de ortofosfatos al final del experimento, fue resultado probablemente de asimilación por la comunidad que se desarrolló en las paredes del dispositivo.

En lo referente a las variaciones en el contenido de materia orgánica en el sedimento (Figs. 43 a 46) dentro de los dispositivos utilizados para la realización de los experimentos que acaban de ser discutidos, fue evidente la casi constancia en los valores estimados al inicio del experimento, desde la interfase hasta 20 cm de profundidad, sin una tendencia franca a un incremento o disminución, excepción hecha de un mínimo registrado a los 3.0 cm, y un incremento hacia la superficie, notoriamente más rico en materia orgánica. Esta distribución no fue excepcional puesto que los datos reportados por de la Lanza (1978) y Arenas (1979) demuestran que el contenido de materia orgánica es similar en los sedimentos profundos y superficiales; y sugieren que las adiciones son constantes en el tiempo. Por su parte, Palzer (1974) señala que el carbono orgánico es degradado preferencialmente en la superficie del sedimento. Sin embargo, y con referencia a la heterogeneidad del sistema, Arenas (1979) también cita que en algunas localidades, esta situación es distinta, pues hay un aumento en el contenido de materia orgánica

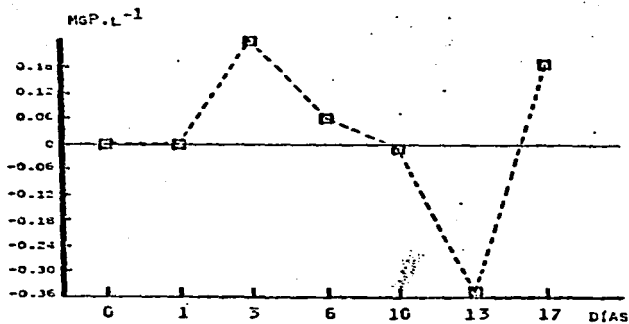


Figura 41.-Concentración de fósforo no reactivo disuelto y suspendido en el agua superficial bajo condiciones de iluminación y absorción, durante la degradación de halofitas. Los valores positivos y negativos representan un aumento o disminución en relación con la concentración precedente.

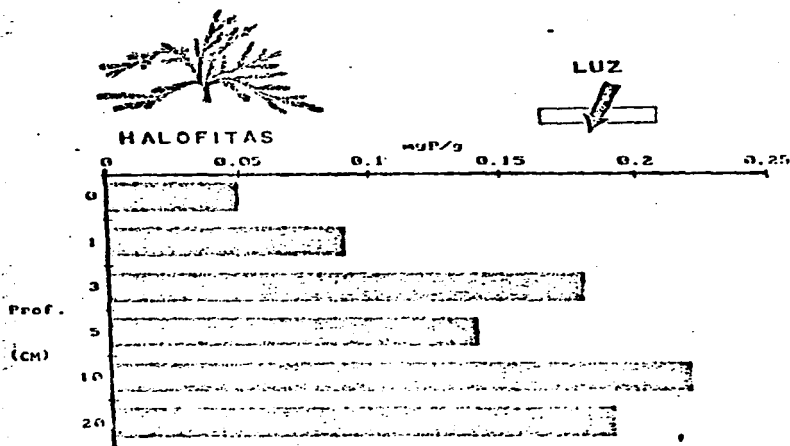


Figura 42.- Cambio en el contenido de fósforo total expresado en peso seco, en el sedimento, después de transcurrido el experimento.

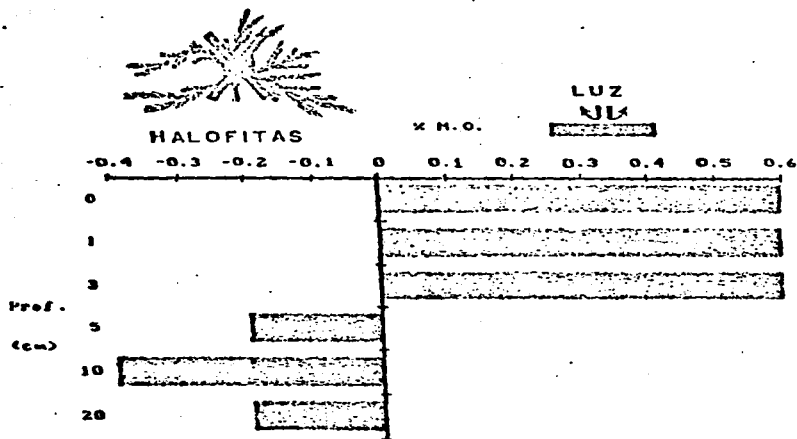


Figura 43.- Cambio en el contenido de materia orgánica expresado en peso seco en el sedimento, después de transcurrido el experimento.

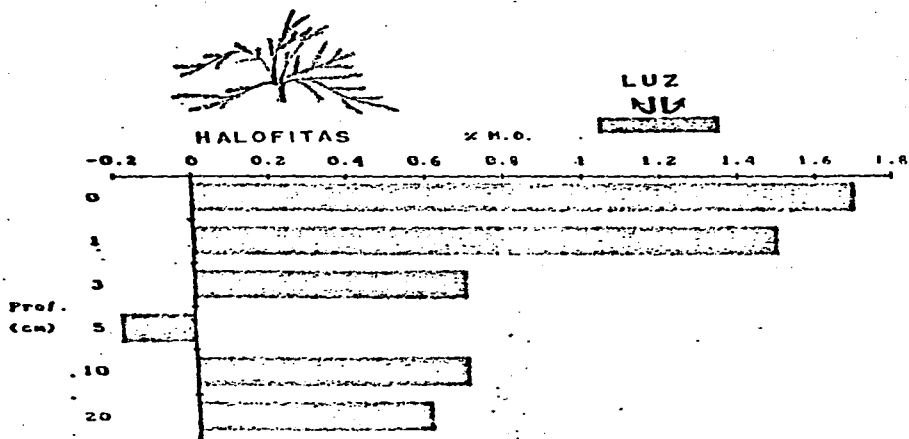


Figura 44.- Cambio en el contenido de materia orgánica expresado en peso seco en el sedimento, después de transcurrido el experimento.

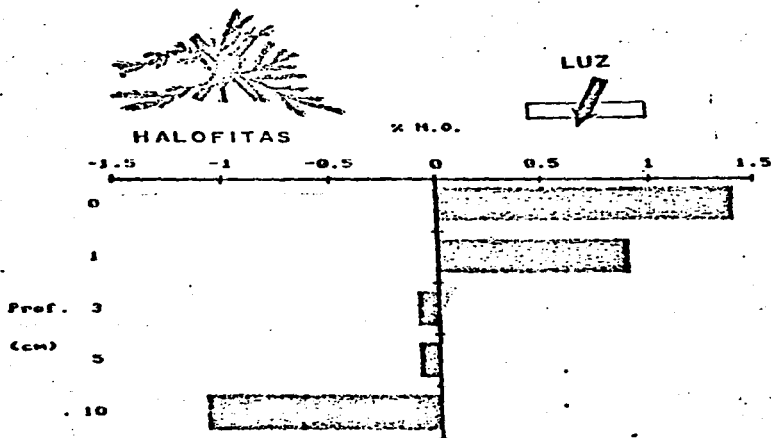


Figura 45.- Cambio en el contenido de materia orgánica expresado en peso seco en el sedimento, después de transcurrido el experimento.

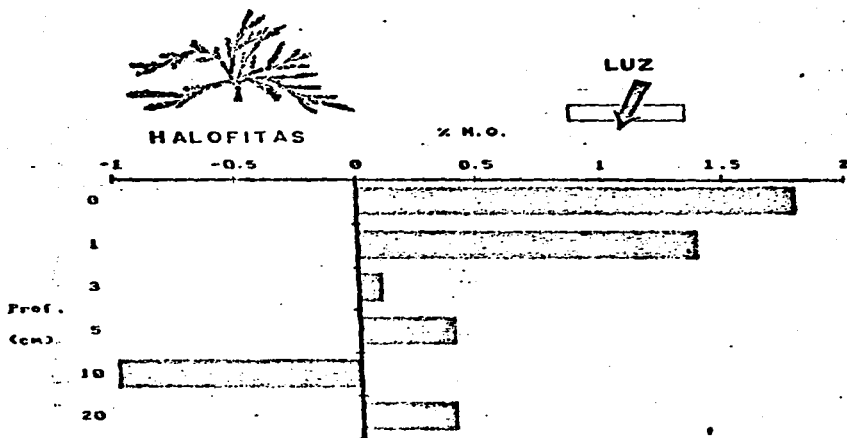


Figura 46.- Cambio en el contenido de materia orgánica expresado en peso seco en el sedimento, después de transcurrido el experimento.

con la profundidad, mientras que en otros, la situación se invierte. Estas variaciones fueron parecidas en el caso de los perfiles obtenidos en los núcleos finales de cada experimento, aunque en los primeros 5 cm fue evidente la tendencia a un incremento hacia superficie, resultado de síntesis y deposición de materia orgánica a nivel del primer centímetro y en la interfase, más alto tanto en presencia de luz con halofitas, como a la obscuridad con halofitas y fundamentalmente en la primera condición señalada, como era de esperarse.

Al tratarse de un proceso de movilización de fósforo bajo condiciones de aerobiosis, cabe señalar que Propp et al. (1980) y Klump y Martens (1981) consideran que la liberación de fosfatos bajo tales condiciones en el sedimento, probablemente está determinada por descomposición microbiana aeróbica, que lleva a la disolución en el agua intersticial, compuestos de carbono orgánico, CO₂, amonio y fosfatos. Esto es seguido por difusión desde el agua intersticial hacia el agua suprayacente.

Por otro lado, en experimentos realizados en sedimentos del Lago Mendota, Las et al. (1978) registraron que tanto en condiciones óxicas como anóxicas, el fósforo es liberado del sedimento al agua, y que la velocidad inicial de liberación es mayor en el segundo caso. Sin embargo, bajo periodos prolongados, la liberación óxica iguala aproximadamente a la anóxica. Este mismo autor señala que existe la creencia de que la liberación óxica de nutrientes a través de la interfase, está relacionada primeramente con reacciones de mineralización y que de este modo juega un papel más importante de lo que se pensaba, como autofertilizante de un cuerpo de agua, en términos de aporte de nutrientes. Estos dos casos constituyen un ejemplo de la naturalización de los mecanismos de movilización de nutrientes que se asume ocurren en el sistema lagunar estudiado.

En síntesis, el proceso de degradación de *S. subterranea*, se asoció con una fuerte movilización de 201 y 57.2 mg P-PO₄-m²/día a la obscuridad y bajo iluminación, que contrastaron con una tasa de 2.7 mg/m²/día, correspondiente a obscuridad y luz en ausencia de esa halofita.

Del máximo de ortofosfatos en el agua suprayacente registrado en presencia de halofita en degradación, bajo condiciones de obscuridad e iluminación, sólo el 27% procedió del material vegetal. El resto fue resultado de la modificación en las condiciones de óxido-reducción fundamentalmente, con la consiguiente movilización desde el sedimento.

Un aspecto que debería ser considerado, es que parte de la biomasa de estas halofitas, se presenta en forma de raíces y rizomas. Esto representa una reserva de materia orgánica que llega a descomponerse incluso bajo condiciones anóxicas. Se ha señalado que la ausencia de oxígeno puede limitar la descomposición de algunos materiales constituyentes de los vegetales, como son la lignina y compuestos aromáticos. Sin embargo, ante la evidencia que se tiene, la acción puede acelerar la degradación de algunos

compuestos como la lignina (Howarth y Hobbie, 1982).

Los experimentos realizados, demuestran que el sedimento y los procesos de degradación de *S. subterránea* constituyen una fuente importante de aporte de nitrógeno y fósforo. Por otro lado, la incidencia de luz se refleja en una menor tasa de concentración de nutrientes, como resultado de asimilación por los productores primarios, de parte de tales compuestos, al ser liberados. En cuanto a la influencia de la degradación de *S. subterránea* sobre la movilización de nutrientes, puede decirse que se establece en términos del material orgánico que se incorpora al sedimento y se degrada con la consecuente liberación de nutrientes hacia el agua intersticial, donde su movilización se ve afectada por los factores fisicoquímicos y biológicos presentes.

IV. IMPORTANCIA DEL AMBIENTE SEDIMENTARIO Y *S. SUBTERRANEA* EN EL SISTEMA LAGUNAR.

Al emprender el análisis general de la importancia de estos dos componentes dentro del ecosistema, resalta la amplia heterogeneidad del ambiente sedimentario, que aunada al proceso de descomposición e imitación del mismo, dificultan el intentar un balanceo de carácter usual. De la Lanza Espino (1981) realizó una serie de transectos con análisis del contenido de materia orgánica y agua entre otros parámetros en el sedimento, durante los años de 1975, 1976 y 1977 y se apracian coeficientes de variación espacial de 79.7% para materia orgánica y 55.3% para contenido de agua respectivamente.

En la zona de Tapo Caimonero, la variabilidad en 1985 fue de 4.4% para materia orgánica, 8.3% para nitrógeno y 14.0% para fósforo. Para 1986, esta heterogeneidad espacial estuvo representada en 6.6%, 23.4% y 11.1% respectivamente. Cabe señalar que los coeficientes de variación entre duplicados de análisis para todos los nutrientes determinados, fueron en promedio 1.4% en agua y 3.4% en sedimento. Por tal razón, las cifras reportadas en los subsiguientes párrafos, no constituyen sino una aproximación que debe considerarse con reserva y más aún, si se toma en cuenta la alteración del hombre en términos de remoción y remodelado de algunas áreas en el sistema, a través de dragados, que inciden sobre la heterogeneidad del ambiente.

A partir de la composición inicial de materia orgánica, N y P totales por gramo de peso seco en el sedimento, el porcentaje de agua y densidad del mismo, hasta una profundidad de 10 cm; se calculó su contenido para la totalidad de material sedimentario correspondiente a cada centímetro de profundidad en un área de un metro cuadrado de superficie. Después se integró matemáticamente mediante el método trapezoidal del cálculo de matemáticas para la calculadora Hewlett-Packard (1977). Al extrapolarse la semi área al área máxima de la laguna (17316 m²), se obtuvieron promedios de 621×10^3 Ton de materia orgánica, que divididos entre un factor de

1.8 derivado de Allen et al. (1974) equivalen a 344×10^3 Ton de carbono, además de 16×10^3 Ton de nitrógeno y 7×10^3 Ton de P como reservas de estos elementos en el sedimento.

Nuevamente debe señalarse que estas cifras, están sujetas a un amplio rango de variación, resultante de la heterogeneidad presente en el ambiente sedimentario. Con referencia a esto último, Arenas (1977) registró en los 10 primeros centímetros en el sedimento de la zona central de la cuenca de Caimanero, un mayor contenido de material químicamente oxidable que en la periferia. De acuerdo con este autor, la biodegradación no es constante ni muestra tendencia a disminuir con la profundidad; el porcentaje de material biodegradable es ampliamente variable, e indica la ausencia de correlación entre la abundancia de materia orgánica y su accesibilidad a la degradación microbiana. Es así que supone que los materiales orgánicos de distintos estratos sedimentarios, son de naturaleza heterogénea.

Esta variabilidad igualmente se manifiesta en lo referente al metabolismo sedimentario en términos de consumo de oxígeno. Edwards (1973) registró 190 $\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ en Caimanero y 230 $\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ en la zona de Suppia en Caimanero. Arenas (1977) por su parte registró consumos de 142 $\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ mientras que en 1985 se obtuvo un promedio de 58.8 $\text{mgO}_2/\text{m}^2/\text{h}$ al inicio del experimento en condiciones de obscuridad sin circulación.

Si se atiende a los flujos de liberación de las distintas formas de nitrógeno y fósforo desde el sedimento estimados en este estudio, se aprecia nuevamente la heterogeneidad del sistema, pues se obtuvo un coeficiente de variación promedio de 20.0% entre duplicados de cada dispositivo. En este sentido, Kelderman (1984) reporta que según sus datos, pueda haber valores hasta de 63% de diferencia para flujos de fósforo como resultado de la heterogeneidad ambiental ya citada.

Boynton et al. (1980) reportan tasas de liberación de amonio y ortofosfatos de 35-532 $\text{mgN-NH}_4/\text{m}^2/\text{día}$ y 0.74-219.5 $\text{mgP-PO}_4/\text{m}^2/\text{día}$ respectivamente a partir de sedimentos con predominancia de limos y arcillas y contenidos de 1.5 a 2.9% de materia orgánica con temperaturas en el agua de 3 a 24°C y variaciones de salinidad de 6 a 13‰ en el estuario de Patuxent (Bahía de Chesapeake). Kelderman (1984) recopila valores de liberación de ortofosfatos en condiciones de aerobiosis reportados por distintos autores, a una temperatura de 20°C, que es la más próxima a las registradas en este estudio. El rango va de 10 a 35 $\text{mgP}/\text{m}^2/\text{día}$, donde los máximos corresponden a sedimentos limo-arcillosos y limosos y los mínimos a texturas arenas-finas y mediana-arcosas. Arenas (1977) registró en un experimento con un sistema de recirculación de agua, un valor promedio que expresado por día, equivale a 4.67 $\text{mgN-NH}_4/\text{m}^2/\text{día}$ y 0.31 $\text{mgP-PO}_4/\text{m}^2/\text{día}$ como resultado de difusión y recuperación a partir de sedimento colectado en la laguna de Caimanero. Sin embargo, en el caso de la tasa de liberación de amonio reportada por este autor, todo parece ser resultado de una apreciación errónea en cuanto a la importancia de la resuspensión

para la liberación de esta forma nitrogenada en este caso en particular. Los resultados más bien indican una liberación inicial que correspondió con la resuspensión del material sedimentario durante la preparación del dispositivo experimental utilizado, seguida de una adsorción más o menos continua.

Respecto a este punto, Kelderman (1984) propone que en el caso del fósforo, tanto la liberación como la adsorción pueden ser favorecidas durante la resuspensión. En ambos casos, la difusión a través del agua intersticial es virtualmente inexistente y en su lugar puede presentarse un intercambio directo entre las partículas y el agua suprayacente. Este autor señala que aunque aparentemente la adsorción tiende a ser mayor que la liberación, ésta puede variar ya que otros autores como Serruya (1977) y Bates y Neufuss (1980) reportaron resultados opuestos.

En el presente estudio, la tasa de liberación de ortofosfatos exclusivamente del sedimento en condiciones de aerobiosis y obscuridad fue de 42 mg/m²/día para el año de 1985, mientras que en 1986, ésta fue de sólo 2.7 mg/m²/día. Ambos valores quedan incluidos en los rangos reportados por Boynton (1980) y el primero supera ligeramente a aquellos citados por Kelderman (1984).

Lo anterior, comparado con lo reportado por Arenas (1979), coincide en lo referente a que a menor salinidad, se incrementa la liberación de nutrientes, pues 1985 fue un año con una precipitación excepcional, con salinidades de 2.0‰, a diferencia de 1986 con salinidades entre 16.0 y 22.0‰; sin embargo, estas tasas de liberación resultan en ambos casos superiores. Por otro lado, no se registró liberación de P no reactivo disuelto y resuspendido. Como explicación de esta notoria diferencia, se tiene la heterogeneidad espacial y temporal, además de que en los experimentos realizados por Arenas (1979), se tuvo el efecto de resuspensión de sedimentos durante el período de experimentación.

Por otro lado, los experimentos que constituyeron el presente estudio, se realizaron en una zona representativa de esa extensión de la laguna que está sujeta a una desecación y resquebrajamiento periódicos. Según Arenas y de la Lanza (1981), la desecación favorece la mineralización de la materia orgánica y el reciclamiento de aquélla incluido en estratos sedimentarios profundos como consecuencia de su resquebrajamiento. La tasa de liberación de ortofosfatos desde el sedimento previamente sujeta a desecación, calculada a partir de los datos de los autores arriba citados, fue de 2.3 mg/m²/día que es un 97% cercana a los 2.7 mg/m²/día registrados en este estudio en 1986, ya que en 1985 fue 15 veces más bajo.

Al estimar la liberación total de nitrógeno y fósforo durante un día, se debe tomar en consideración la reducción periódica en la extensión inundada de la laguna, que va de un mínimo de 0.1 a un máximo de 173x10⁶ m². Para tal efecto y a falta de datos más recientes, se consideraron los valores de área cubierta por agua para este año (Arenas, 1979) para construir la curva

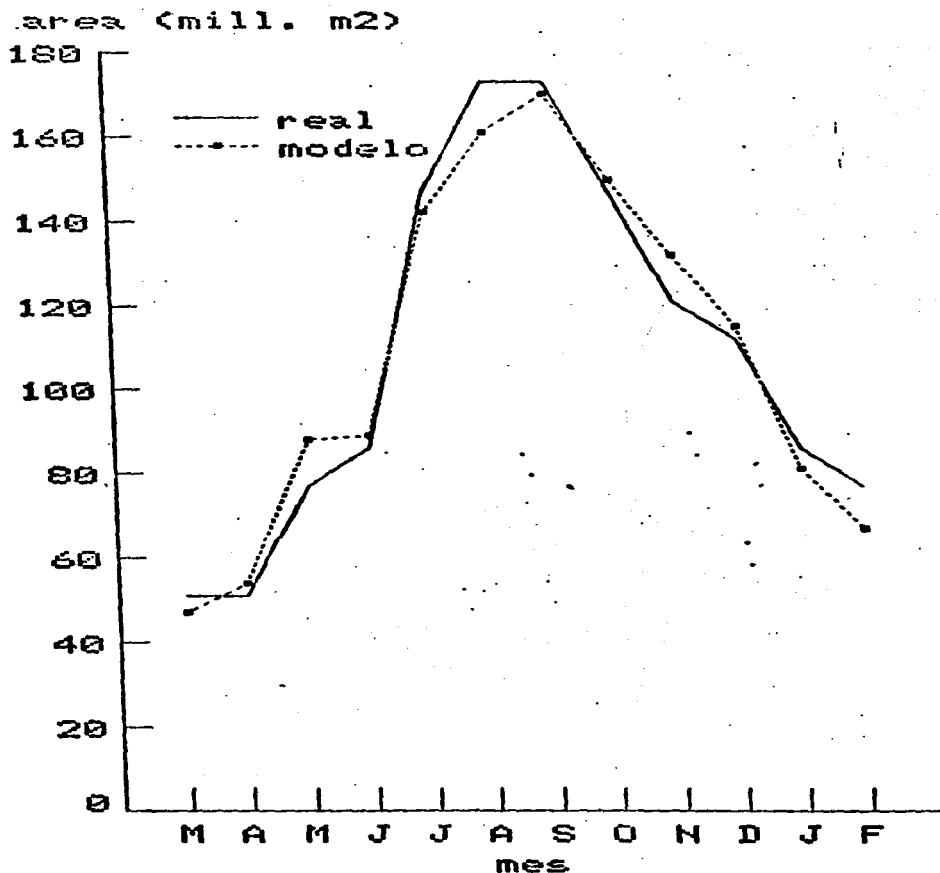


Figura 47.- Comparación entre la curva de variación en la extensión del área inundada en la laguna de Caimanero-Huizache durante el año, construida a partir de los datos reportados por Arenas (1979) y que se presenta como "real" con línea continua, con la curva producida por el modelo elaborado a partir del análisis de Fourier.

correspondiente contra tiempo en meses a partir de un análisis de Fourier para series de tiempo (Fig. 47). Se consideró este tipo de análisis porque era evidente que la variación en la extensión del área inundada durante el año, puede describirse como una función periódica. Como podrá apreciarse, la diferencia entre los valores reales y los generados por la serie de Fourier, es muy reducida.

Las tasas de liberación de nitrógeno (100.0 mgN-NH₄/m²/día, 0.2 mgN-NO₃/m²/día y 2.1 mgN-NO₂/m²/día) y fósforo (2.7 mgP-PO₄/m²/día), calculadas a partir de los datos obtenidos durante los experimentos realizados in situ con los dispositivos de plexiglas en condiciones de aireación a la oscuridad, fueron transformadas a tasas de movilización manuales. Debe considerarse que estas tasas difícilmente pueden considerarse constantes durante el año, en virtud de la heterogeneidad temporal señalada en diversas ocasiones. Por tal razón, los cálculos subsecuentes, se presentan tan sólo como una aproximación. Posteriormente, dichas tasas se relacionaron con el cambio en el área inundada de la laguna (con excepción de Sixio⁶ m² que están permanentemente inundados durante el año y que posteriormente se tratarán) mediante la ecuación:

$E = (B/a) / 10^6 = \text{ton/año}$ donde:

- B = tasa promedio de liberación de nitrógeno y fósforo.
- = 155.0 mg N-NH₄/m²/mes
- = 0.3 mg N-NO₃/m²/mes
- = 3.3 mg N-NO₂/m²/mes
- = 82.7 mg P-PO₄/m²/mes
- = 89.7 mg P no reactivo disuelto y suspendido/m²/mes
- a = Extensión del área inundada (10⁶m²) durante el tiempo en meses.

En el caso del nitrógeno, se calculó un aporte anual de 2,432.5 y 51 ton de amonio, nitratos y nitritos respectivamente (Fig. 48). Desafortunadamente no se cuenta con datos referentes al nitrógeno orgánico, así como aquellas de liberación de éste, amonio, nitratos y nitritos más definidos que los reportados por Arenas (1979) que permitieran ajustar los valores de aporte del área siempre inundada, por tal razón, se adoptarían los reportados por este autor. También se requiere profundizar en el análisis de nutrientes en agua intersticial y su variación espacial y temporal con el propósito de determinar si las fluctuaciones de nitritos y nitratos son producto de su liberación desde el sedimento o de un proceso de nitrificación a nivel de interfase o en la masa de agua suprayacente.

En relación con el fósforo y con el mismo criterio para las áreas desecadas, se obtuvo un valor de 51.75 ton de ortofosfatos aportados durante el tiempo que el área desecada permanece inundada en el año. En este estudio no se registró una liberación franca de P no reactivo soluble y suspendido, pero Arenas y de la Lanza Espino (1981) reportan un valor de 2.7 mg/m²/día que equivaldría a 42 ton adicionales.

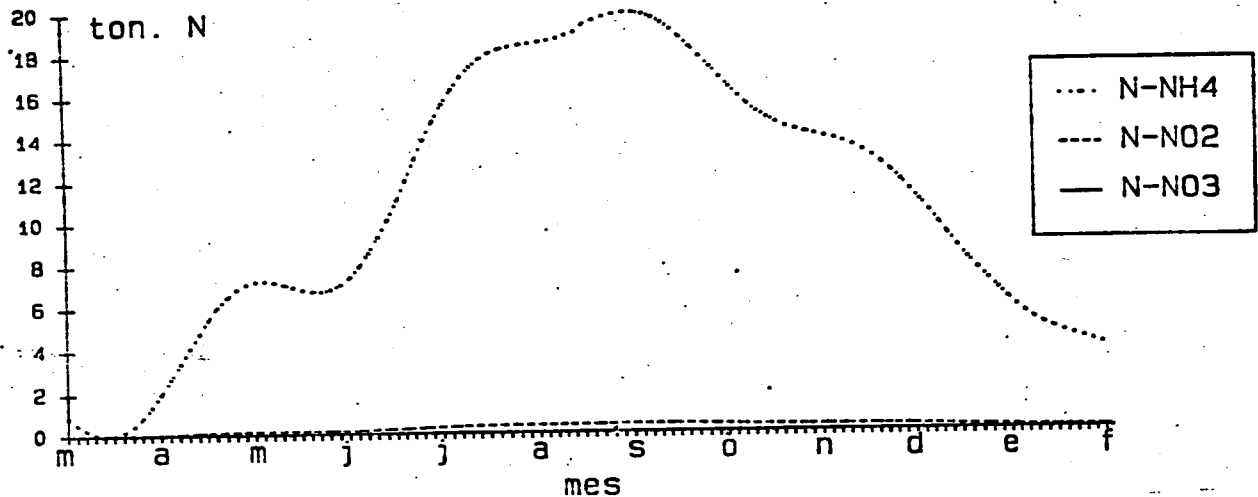


Figura 48.- Liberación de amonio, nitritos y nitratos a través de la interfase sedimento-agua en la zona periódicamente desecada e inundada, de la Laguna de Huizache-Caimanero.

De acuerdo con este criterio y con base en que el experimento de Arenas (1979) fue realizado en sedimentos procedentes del centro de la laguna, la tasa de $0.31 \text{ mg/m}^2/\text{día}$ citada por este autor, correspondería a 6 ton de ortofosfatos liberados por año, mientras que para P suspendido, sería equivalente a 4 ton por año en el área permanentemente inundada, contra 3 y 2 ton respectivamente, que fueron calculadas por este autor. Consecuentemente, la liberación total de fósforo en la laguna, equivale a 134 ton/año (Fig. 49).

En lo que se refiere a la importancia del proceso de descomposición de la comunidad de halofitas, debe estimarse su aporte anual de nitrógeno y fósforo, ya que esta vegetación se ve sujeta a un ciclo de inundación y desecación en el área de la laguna que ocupa.

Arenas y de la Lanza (1981) asumieron una producción de $405 \text{ g/m}^2/\text{año}$ en peso seco, una concentración de 2.0 mgP/g en peso seco y un área de cobertura de halofitas de $78 \times 10^4 \text{ m}^2$. Con base en estos valores, Arenas (1979) reportó un valor de 13,000 ton de nitrógeno/año, mientras que Arenas y de la Lanza (1981) calcularon un aporte anual de 79 ton P/año.

En el caso del nitrógeno durante 1980 (Arenas y Rodríguez Medina, inédito) y 1986, los valores serían 1932 y 1171 ton respectivamente, de acuerdo con el criterio de cálculo adoptado por Arenas y de la Lanza (1981). Es posible que la diferencia de éstos con lo señalado por Arenas (1979) se deba a una sobreestimación del contenido de nitrógeno reportado por este autor. Por tal razón, sólo se consideraron estos datos que aportaron un promedio de 1,352 ton. Según el mismo criterio, los valores de fósforo serían parecidos a los obtenidos en 1980 por Arenas y Rodríguez-Medina (inédito), que corresponderían a 56 ton y se asemejan a las 61 ton que se tendrían en este estudio (año de 1986). Consecuentemente, la media de las cifras anotadas sería de 65 ton. Para poder estimar adecuadamente el tiempo requerido para la degradación del nitrógeno y fósforo componentes de *S. subterminalis* y determinar algún proceso de inmovilización, hubiera sido deseable poder prolongar el experimento de degradación.

En todos los casos que acaban de señalarse, el hecho de que el área desecada de la laguna cambia en extensión durante el año, no se tomó en cuenta para los cálculos. El valor de producción de halofitas sólo fue multiplicado por el área total desecada, que se consideró como constante durante el año, tal y como Arenas (1979) y Arenas y de la Lanza (1981) procedieron. Lo anterior se traduce en una fuente de imprecisión que puede ser superada. En su sentido, el modelo de simulación elaborado mediante el lenguaje de programación True Basic que se describe a continuación, requeriría una gran cantidad para este tipo de cálculos, en particular simulación que cambie en la extensión del área colonizada por halofitas, que se inunda durante el año.

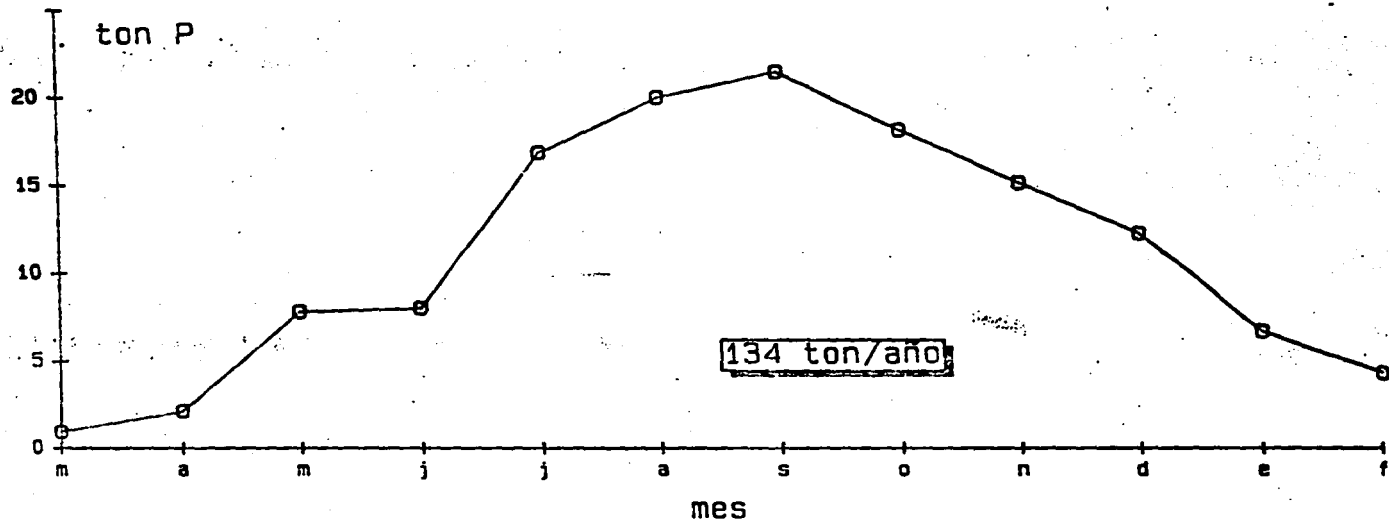


Figura 49.- Liberación de fósforo desde el sedimento en la zona periódicamente desecada e inundada de la laguna.

Como ya se señaló con anterioridad, esta comunidad vegetal está compuesta principalmente por *S. subterminalis*. Esta se descompone estacionalmente cuando las áreas que coloniza son inundadas. Su biomasa en peso seco es $405 \text{ g/m}^2/\text{año}$ con una extensión de $92 \times 10^4 \text{ m}^2$ (Arenas y de la Lanza Espino, 1983).

De acuerdo con este enfoque, el primer paso fue simular el proceso de inundación en la laguna. De los datos de volumen reportados por Ayala-Castañares et al. (1970) vide Arenas (1970), se concluyó que la variación en la extensión de las áreas secas y resquebrajadas es una función del volumen lagunar de acuerdo con la ecuación:

$$a \text{ (} 10^4 \text{ m}^2 \text{)} = 276 - 53.0\% \text{ lnV} \dots \dots \dots (1)$$

donde:

a=área desecada

V=volumen de la laguna

La superficie desecada que es colonizada por las halofitas, es $98 \times 10^4 \text{ m}^2$ (Arenas y de la Lanza Espino, 1983), por lo que se asumió que si el área total desecada (a) satisfacía la condición $0 < a < 98$, la variación en la extensión del área colonizada por halofitas que se inunda durante el tiempo, sería:

$$ah \text{ (} 10^4 \text{ m}^2 \text{)} = 98 - a \dots \dots \dots (2)$$

donde:

ah=área ocupada por las halofitas

En el momento en que se inicia el llenado de la laguna, la biomasa de halofitas, poco a poco queda sumergida en el agua y permanece bajo tal condición, tanto como el máximo embalse se mantiene en el tiempo. Posteriormente, durante la época de escasez de la laguna, el material vegetal remanente de la degradación en condiciones de inundación, queda expuesto al aire, si es que no fue enterrado en el sedimento. Este proceso de inundación de las halofitas se describe por la ecuación:

$$bh = ah \times 0.405 \text{ Kg/m}^2 = 10^3 \text{ ton} \dots \dots \dots (3)$$

donde: bh=biomasa inundada de halofitas

La serie de experimentos sobre descomposición in situ de *S. subterminalis*, permitió concluir que la liberación de fósforo a partir del material halofito queda descrita por la ecuación del tipo:

$$v = k \ln(t) - P_0 \dots \dots \dots (4)$$

donde:

v=concentración de fósforo liberado $\text{mg/l} \times 10^3$ a $\text{mg/l} \times 10^3$ en peso seco de vegetal.

t=tiempo en horas.

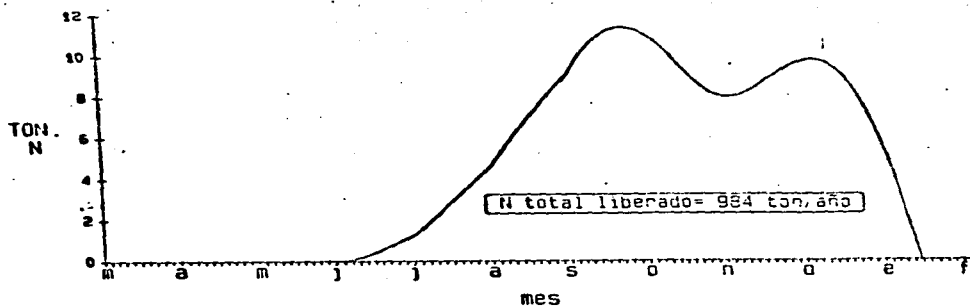


Figura 50.- Liberación de nitrógeno por la comunidad de halofitas.

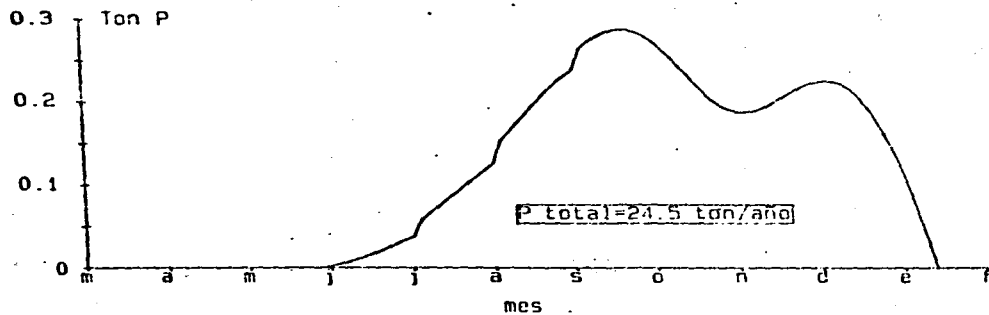


Figura 51.- Liberación de fósforo durante la degradación de halofitas.

Sedimentación (Arenas, 1979); Arenas y de la Lanza, 1983)

8,528 Ton N/año

170 Ton P/año

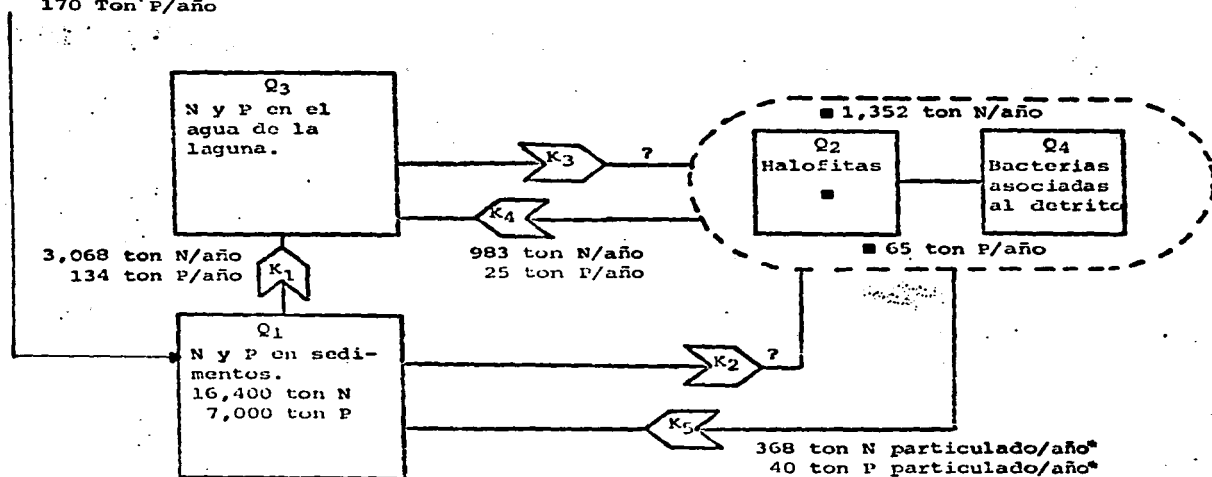


Figura 52.- Contribución del ambiente sedimentario y la comunidad de halofitas al ciclo de nutrientes en el sistema de Caimanero-Huizache, Sin. * El material particulado pudo depositarse en el sedimento, aunque es posible que parte permanezca en suspensión y sea exportada del sistema.

ambiente sedimentario a partir del esquema presentado en la figura 52, se tiene que 4100 toneladas anuales de nitrógeno pueden quedar atrapadas en el mismo. Esta cifra puede sin embargo ser diferente de un año al otro en virtud de la variabilidad estacional ya señalada. Por otro lado, hay un mecanismo de volatilización de amonio que puede presentarse inclusive en zonas no necesariamente inundadas, aunque humedadas. El mecanismo opuesto es la fijación de nitrógeno por algas y bacterias, principalmente asociada a detrito derivado de la vegetación halófila de la Lanza et al, (1961). Igualmente la depositación de material vegetal y animal en descomposición significa un aporte de este elemento al sedimento. La resuspensión de sedimento por turbulencia generada por eventos meteorológicos y presencia de corrientes, pueden ser un medio importante de liberación de nitrógeno.

En lo que corresponde al fósforo, se nota que aparentemente, 29 toneladas de este elemento son liberadas adicionalmente desde el sedimento, comparado con el ingreso estimado al mismo a través de la sedimentación sin considerar aún la participación de las halofitas. Nuevamente, esta cifra puede ser distinta, pues además de la extracción desde el ambiente sedimentario por las halofitas, e incorporación a su biomasa, también se encuentra Euphorbia sp. que puede actuar como una especie de bomba de fósforo a través de la interfase. Por otro lado, si se asume la depositación en el sedimento del remanente de *S. subterminalis* que permanece en forma particulada, se tiene un aporte adicional hacia el mismo, de 40 Ton P/año. Al comparar este ingreso con la pérdida aparente arriba señalada, se obtiene un enriquecimiento de 11 Ton P/año, en vez de un empobrecimiento del sedimento. Se presenta además una importante resuspensión de sedimentos pero puede haber también una incorporación de este elemento en la forma de restos de organismos muertos que se depositaron y continuaron su descomposición.

Se reitera la gran importancia que reviste para el balance de estos elementos, el proceso de desecación y resquebrajamiento del sedimento que Arenas y de la Lanza (1961) estudiaron, y que favorece la premineralización del material orgánico y una mayor superficie de intercambio resultante de la formación de grietas. Una vez inundada la laguna y bajo las condiciones imperantes en la masa de agua, el proceso de liberación de nutrientes y particularmente, el fósforo, está estrechamente vinculado con la degradación de materia orgánica depositada. Este proceso de liberación es extremadamente menor, comparado con el que predominaría si hubiera una condición de anaerobiosis prolongada, pero a largo plazo puede ser de gran relevancia, de acuerdo con Lee et al. (1976).

Es importante señalar que aunque el proceso de degradación de *S. subterminalis* generó el establecimiento de una condición reductora en el agua suprayacente, esta fue transitoria. A esto cabe añadir que de acuerdo con los resultados de variación diurna de oxígeno registrados por Arenas (1977) y en virtud de la dinámica presente en la laguna, como resultado de su sedimentación, la acción del viento, mareas, corrientes y la turbulencia que de esto deriva, es poco probable que tal condición de reducción se

presente en forma generalizada y permanente. Consecuentemente e independientemente de la liberación que se lleva a cabo directamente hacia el agua suprayacente, el proceso de degradación de esta halofita se relaciona con los mecanismos de movilización de nutrientes a través de la interfase, en términos del nitrógeno y fósforo mineralizados durante la degradación de parte de ese material vegetal incorporado al sedimento, y que son liberados al agua intersticial o adsorbidos. Por tal razón, su movilización en ese sustrato, está regida por las condiciones fisicoquímicas imperantes, la actividad microbiológica, la bioturbación, presencia de gradientes de concentración, difusión, resuspensión y todos aquellos procesos ya descritos.

Como ya se ha señalado, el proceso de degradación de *S. subterminalis* reviste gran importancia desde el punto de vista del aporte de nitrógeno y fósforo. Sin embargo debe considerarse que este proceso se presenta activamente durante la época en que este vegetal se encuentra sometido a una condición de inundación. Esta condición de inundación no es permanente durante el año, en la mayor parte de la extensión lagunar y constituye un concepto fundamental para entender el funcionamiento de este ecosistema.

Debe entenderse que las cifras sobre biomasa de halofitas y aporte de carbono, nitrógeno y fósforo reportadas por Arenas (1979) y Arenas y la familia Espino (1983) constituyen una aproximación de la acumulación potencial de materiales orgánicos que a través de su degradación, pueden constituir un aporte de nutrientes. Sin embargo, y de acuerdo con el enfoque que se ha manejado en el presente estudio, la extensión del área que se deseca y la permanencia de esta condición en el tiempo, son extremadamente variables. Por otro lado, la colonización de esta zona por la comunidad de halofitas, no se presenta en condiciones de inundación. Consecuentemente, su biomasa también es variable en el tiempo y espacialmente.

Con referencia a la degradación de esta vegetación, uno de los aspectos sobre los que incidió esta contribución fue que dicho proceso es fundamentalmente activo bajo condiciones de inundación. Es fundamental resaltar que como consecuencia de la variabilidad en el proceso de secado y llenado del sistema lagunar, es obvio que la descomposición del material vegetal también presenta esta particularidad, del tal manera que la vegetación que primeramente se degrada, es la que se descompone en menor grado durante la fase final de la etapa de desecación. Esto se refleja en una degradación diferencial de materiales de la parte interna hacia la periferia, en el sentido de que por un lado, la composición química del material es diferente, al igual que el período durante el cual su degradación bajo inundación, se lleva a cabo. Igualmente se expresa que en ocasiones, debido por razones diversas, el volumen de agua en el sistema es considerablemente inferior al registrado como mínimo, parte de la biomasa de halofitas queda en cierta forma aislada y no participa en el señalado proceso de degradación. Al ser evidente, donde la participación de esta comunidad vegetal es mayor, puede darse la asociación con frondas de otras algas de grandes proporciones

como son los ciclones, cuyo efecto a largo plazo, sería interesante poder estimar.

Además, deben tomarse en cuenta la heterogeneidad ambiental en la laguna y en el mismo proceso de degradación de halofitas, el hecho de que esta condición de inundación no es constante durante el año en lo que a extensión se refiere, la propia diversidad en composición de especies y la variación en su estado fisiológico durante el año.

Quedan aún muchas interrogantes que ponen de manifiesto la necesidad de abordar el estudio sistemático de aspectos tales como el comportamiento estacional y espacial de *S. subterminalis*, así como de las especies de halofitas restantes, en términos de biomasa y dinámica de asimilación de nutrientes y procesos de detritificación. Esto implica considerar la fisiología de la comunidad halofita durante el proceso de colonización en la época de estiaje y en la fase de inundación, previo al inicio de su descomposición con el propósito de estimar los flujos identificados como K2 y K5.

Otro elemento que reviste dificultad, es el poder distinguir el aporte por deposición de material orgánico de naturaleza fitoplanctónica hacia el sedimento del de otras fuentes, incluida la vegetación halófila, por lo que deberán combinarse análisis químicos con observaciones al microscopio, para el estudio de material colectado en trampas de sedimentación colocadas preferentemente fuera de cualquier perturbación por el hombre al resuspender sedimento como resultado de actividad pesquera. Igualmente se requiere realizar un muestreo continuo en la columna de agua, que permita estimar la reserva total de nutrientes y su variación espacial y temporal. Esto es requisito para la elaboración del modelo de simulación correspondiente, a efecto de calcular el balance de nitrógeno y fósforo en la laguna.

Con referencia a la heterogeneidad biogeoquímica en el sistema estudiado, sería recomendable realizar estudios de intercambio de nutrientes a través de la interfase, en la zona siempre inundada, a fin de confrontar con la zona sujeta a desecación, que además se diferencia por el efecto adicional de la descomposición de la vegetación halófila que allí se desarrolla.

El modelo que se ha presentado sólo constituye una primera versión, que deberá ser perfeccionada y sometida a un mayor número de pruebas de sensibilidad. No obstante, además de permitir una caracterización del ambiente sedimentario y la comunidad vegetal circundante más apegada a la realidad, constituye un elemento de propuesta de investigaciones de necesaria realización, en virtud de que ante cualquier laguna, si bien es altamente productivo en recursos pesqueros, particularmente el camarón, también es cierto que se desconoce su funcionamiento, por ser un sistema altamente dinámico y variable por naturaleza, en el que hay que sumar el aspecto de su modificación por la acción del hombre.

CONCLUSIONES.

El ambiente sedimentario constituye una reserva de nitrógeno y fósforo de gran importancia, conforme a los contenidos de estos elementos en los primeros diez centímetros en el mismo, de 16.4×10^3 y 7.4×10^3 ton respectivamente. Se calculó que éste pudo contribuir con 46% y 43% del total de ingresos de estos dos elementos al sistema acuático, por movilización a través de la interfase sedimento-agua. Este sustrato presentó además, una amplia heterogeneidad ambiental, señalada por un coeficiente de variación de 23.4%.

Las tasas promedio de movilización de amonio, nitratos y nitritos desde el sedimento hacia el agua suprayacente en condiciones de acreación a la obscuridad, fueron de 100, 0.2 y 2.1 $\text{mgN/m}^2/\text{día}$ respectivamente. Por otro lado, se presentó una alternancia en la importancia relativa de los procesos de nitrificación y desnitrificación.

Este último pudo ser muy activo a nivel de microambientes, relacionando con las partículas en suspensión en el agua suprayacente, además de en el sedimento. Estos mecanismos se presentaron simultáneamente con un efecto de adsorción de nitrógeno a material en suspensión y su asimilación por bacterias durante la descomposición de sustratos pobres en nitrógeno.

El efecto de la luz incidente en un sistema sedimento-agua sin la participación de un proceso de degradación de material halófito, generó tasas de concentración de amonio en el agua suprayacente de 40.4 entre el primero y sexto días, 27.6 entre sexto y décimo y 34.0 $\text{mgN-NH}_4/\text{m}^2/\text{día}$ al final. Estas son cifras muy parecidas y en promedio 3 veces menores que su equivalente a la obscuridad, de 100 $\text{mgN-NH}_4/\text{m}^2/\text{día}$. Por otro lado, las concentraciones de nitratos y nitritos fueron comparativamente menores que las registradas a la obscuridad.

Durante la etapa de estudio correspondiente al año de 1965, los ortofosfatos presentaron su mayor nivel de concentración bajo obscuridad sin acreación, equivalente a 252 $\text{mgP-PO}_4/\text{m}^2$, que fue 2.2 y 0.4 veces mayor que en obscuridad con acreación y luz con acreación, respectivamente, con una tasa de movilización desde el sedimento, casi constante de 27 $\text{mgP-PO}_4/\text{mg/m}^2/\text{día}$.

En 1966 y bajo condiciones de obscuridad con acreación, se registró una tasa de liberación de ortofosfatos desde el sedimento, de 2.7 $\text{mgP-PO}_4/\text{m}^2/\text{día}$, que resultó de un proceso extremadamente lento, comparado con lo calculado para 1965, donde la tasa fue de 17 $\text{mgP-PO}_4/\text{m}^2/\text{día}$. Por otro lado, aunque la cantidad de acreación se redujo, se evidenció un proceso de acreación de fósforo en el sustrato sedimentario, no es posible determinar el efecto de la heterogeneidad presente en ese sustrato. Se le localizó sólo en el primer día de experimentación, la condición natural fue de acreación y la movilización de

nutrientes desde el sedimento, estuvo estrechamente relacionada con los procesos de remineralización de materia orgánica.

Para el intervalo durante el cual el área que se deseca en la laguna, permanece inundada en el año, se calculó un aporte anual de 2432, 5 y 51 ton de amonio, nitratos y nitritos, respectivamente. En el caso del fósforo, se obtuvo un valor de 22 ton de ortofosfatos.

Salicornia subterminalis presentó una proporción de carbono, nitrógeno y fósforo con base en peso seco, de 27.03±0.001%, 2.95±0.08%N y 0.15±0.001%P, que equivale a una proporción atómica de 455C:48N:1P. Estos valores, al ser comparados con datos anteriores, señalaron una aparente baja variabilidad entre un año y otro.

Durante el proceso de degradación de *S. subterminalis*, fue posible reconocer una etapa inicial de lixiviación a la que le siguió una fase de degradación microbiana selectiva, tanto en el caso del nitrógeno como del fósforo. Se calculó un 60% de lixiviación de nitrógeno durante los primeros tres días. Asimismo, se encontró un 39.6% en el caso del fósforo a los 24h y de 46.6% después de transcurridos tres días.

Durante el período experimental de degradación de la halofita, se registró un incremento en las relaciones de C/N y C/P de 10.7 a 49.4 y de 455.2 a 1531.2 respectivamente, como resultado de lixiviación y degradación microbiana de nitrógeno y fósforo, relativamente rápidas, comparadas con el carbono. Al término de este intervalo, se encontró un descenso en la proporción C/N y C/P del material halofita remanente, a valores de 38.4 y 932.2 respectivamente, que pudo ser resultado de una mayor tasa de degradación de carbono y un proceso de inmovilización de nitrógeno y fósforo.

Se registró un efecto significativo del proceso de degradación de *S. subterminalis* y de la condición de obscuridad o luz sobre la variación del potencial Redox (Eh). Por otro lado, la condición de luz y obscuridad afectó significativamente al mecanismo de liberación de amonio.

La presencia de halofita en degradación a la obscuridad, originó el establecimiento de un ambiente reductor a partir del quinto día. Esto generó una baja tasa de nitrificación que además fue incompleta, puesto que se registró una tendencia a la acumulación de nitritos, significativamente mayor que la correspondiente a los nitratos. La lixiviación y degradación a la obscuridad, de componentes orgánicos nitrogenados del material vegetal, no justificaron el contenido total de este elemento en el área suprasedimentaria. Una fracción considerable fue retenida en la movilización de nitrógeno a través de la interfaz sedimentario-agua y remineralización del material orgánico preexistente en ambas fases.

Las tasas promedio de movilización de ortofosfatos, fueron de

201 mgP-PO₄/m²/día para oscuridad con halofitas en la mayor parte del tiempo y 57.2 mgP-PO₄/m²/día para luz con halofitas entre el sexto y décimotercer días, que contrastaron con las correspondientes a oscuridad sin halofitas y luz sin halofitas, ambas de 2.7 mgP-PO₄/m²/día.

65to el 27.5 y 27.3% de los ortofosfatos registrados en el agua suprayacente en condiciones de oscuridad y luz, fueron aportados por *S. subterminalis* durante su descomposición, que también tuvo un efecto significativo sobre la variación en el fósforo no reactivo disuelto y suspendido. El resto fue resultado de la modificación en las condiciones de redox, fundamentalmente, con la consecuente movilización desde el sedimento.

Las cantidades totales liberadas al agua suprayacente a partir de *S. subterminalis* en degradación, fueron 784 tonN/año y 24 tonP/año. El resto del nitrógeno y fósforo constituyentes de este material vegetal (368 y 40 ton/año respectivamente), permaneció en forma particulada, parte del cual probablemente se depositó en el sedimento, fue transportada en suspensión y exportada de la laguna o fue consumida para los organismos detritívoros.

Con la colonización del fondo de la laguna por la comunidad de halofitas durante la época de sequía, se lleva a cabo la extracción de una fracción de la reserva de nitrógeno y fósforo del sedimento, que es incorporada a su biomasa. Esta, posteriormente a través de su descomposición en condiciones de inundación, constituye un importante mecanismo de circulación de materiales que de otra forma permanecerían atrapados en el ambiente sedimentario. La contribución ya señalada de esta comunidad al balance de nutrientes, depende de su biomasa, diversidad y composición química y representa una proporción de 20% y 21.0% del total de ingresos de nitrógeno y fósforo respectivamente. Esto la sitúa como la segunda mayor fuente de aporte de estos elementos, después del ambiente sedimentario.

Aunque el proceso de degradación de la halofita generó el establecimiento de una condición reductora en el agua suprayacente, ésta fue transitoria y es poco probable que se presente en forma generalizada y permanente.

Consecuentemente, la relación del proceso de degradación de *S. subterminalis* con los mecanismos de movilización de nutrientes a través de la interfaz, se establece en términos del nitrógeno y fósforo mineralizados durante la degradación del material halofito incorporado al sedimento, y que son liberados al agua intersticial o adsorbidos. Para lo que su movilización en ese sustrato está regida por los equilibrios físico-químicos, la actividad microbiológica, la bioturbación, presencia de gradientes de concentración, difusión, reabsorción y absorción por raíces de la vegetación existente.

El modelo aquí presentado, constituye una visión simplificada de la participación de la descomposición de halofitas en los ciclos biogeoquímicos del nitrógeno y fósforo en la laguna de

Caimanero-Huizache, que deberá ser enriquecido con posteriores aportaciones.

LITERATURA CITADA

- ADAMS, S.M. and ANGELOVIC, J.W., 1970. Assimilation of detritus and its associated bacteria by three species of estuarine animals. *Chesapeake Sci.*, 14 (4): 249-254.
- ALEXANDER, M., 1977. *Introduction to Soil Microbiology*. Wiley, N. York: 467 p.
- ALLEN, S., GRINSHAW, H., PARKINSON, A., and QUARMBY, C.Q., 1974. *Chemical Analysis of Ecological Materials*. Blackwell Sci. Publ., Londres: 565 p.
- ALLER, R.C., 1980. Quantifying solute distribution in the bioturbated zone of marine sediments by defining an average environment. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 24:1955-1965.
- ALLER, R.C., 1983. The importance of the diffusive permeability of animal burrow linings in determining marine sediment geochemistry. *J. Mar. Res.* 41:299-322.
- ANDERSEN, J.M., 1975. Influence of pH on release of phosphorus from lake sediments. *Arch. Hydrobiol.* 251 411-419.
- ARENAS, V., 1970. Informe final de las investigaciones correspondientes a la hidrología y productividad en los Planes Piloto de Escuinapa y Yavaros. Inst. de Biología, UNAM y SRH, México: 192-233.
- ARENAS, V., 1979. Balance anual del carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias, UNAM, México: 114 p.
- ARENAS, V. and DE LA LANZA, G., 1980. Organic carbon budget of a coastal lagoon in Northwest Mexico. In: Psuty, N. and Mac Arthur, D. (Eds.). *Utilization of Science in the Decision-Making Process*. Coastal Society, USA: 179-196.
- ARENAS, V. and DE LA LANZA, G., 1981. The effect of dried and cracked sediment on availability of phosphorus in a coastal lagoon. *Estuaries*, 4 (3): 206-212.
- ARENAS, V. and DE LA LANZA, G., 1983. Annual phosphorus budget of a coastal lagoon in the northwest of Mexico. In: Hallberg, R. (Ed.). *Environmental Biogeochemistry. Proc. 5th. Int. Symp. Env. Biogeochemistry (ISEB)*. Ecol. Bull. (Estocolmo) 35: 431- 440.
- ARENAS, V. y RODRIGUEZ-MEDINA, Productos de descomposición de halofitas y pastos marinos, como dieta al camarón y otros consumidores. (Inédito)
- AUTORGA DE RIQUER, M.L.S., 1986. Laguna Huizache-Caimanero, un sistema costero de producción, revisión bibliográfica del aspecto pesquero (Peneidos) y las condiciones abióticas. Tesis Profesional

(Biologia). Fac. Ciencias, UNAM, México: 64 p.

ATKINSON, H.J. and SMITH, S.V., 1983. C:N:P ratios of benthic marine plants. *Limnol. Oceanogr.*, 28 (3): 568-574.

AXELSSON, V., 1971. Sambandet mellan kvick silver förekomst och sedimentologisk miljö i Ekoln. Del 2. Sedimentens egenskaper och kvick silver innehåll. Cap. 2.6: Tåthet (Density). Uppsala Universitet Naturgeografiska Institutionen. UNGI Rapport II: 11-14.

BALZER, W., 1984. Organic matter degradation and biogenic element cycling in a near-shore sediment (Kiel Bight). *Limnol. Oceanogr.*, 29 (6): 1231-1246.

BATES, N.H. and NEAUFUS, M.J.E., 1980. Phosphorus release from sediments from the Lake Carl Blackwell, Oklahoma. *Water Res.* 14:1477-1481.

BILLEN, G., 1975. Nitrification in the Scheldt Estuary (Belgium and the Netherlands). *Est. Coast. Mar. Res.*, 2: 79.

BLOOMQVIST, R.G., 1977. Chemical Characteristics of interstitial waters from the southern Baltic Sea. Ph.D. Thesis. Department of Geology. University of Stockholm, Estocolmo: 111p.

BOYNTON, W.R., KEMP, W.M. and OSBORNE, C.G., 1980. Nutrient fluxes across the sediment-water interface in the turbid zone of a coastal plain estuary. In: Kennedy, V.S. (Ed.). *Estuarine Perspectives*. Academic Press, N. York: 93-109.

BREZONIK, P.L., 1972. Nitrogen: Sources and transformations in natural water. In: Allen, H.E. and Kramer, J.R. (Eds.). *Nutrients in natural waters*. Wiley, N. York: 1-50.

BÅGANDER, L.E. and SCHIPPEL, F.A., 1973. Chemical dynamics of Baltic sediments-phosphate and sulfate. *Contributions from the Askö Laboratory. University of Stockholm, Estocolmo*, 2 (1): 51-60.

BÅGANDER, L.E., 1977. Sulfur fluxes at the sediment-water interface. In situ study of closed systems, Eh and pH. Ph.D. Thesis. Department of Geology. University of Stockholm, Estocolmo: 136p.

BÅGANDER, L.E. and NIENISTO, L., 1978. An evaluation of the use of redox measurements for characterizing recent sediments. *Est. Coastal Mar. Sci.*, 6: 127-134.

CALLENDER, E. and HAMMOND, D.E., 1972. Nutrient exchange across the sediment-water interface in the Potomac River estuary. *Est. Coastal Shelf Sci.*, 15 (4):395-413.

CARLBERG, S.R. (Ed.). 1972. *New Baltic Manual*. with methods for sampling and analysis of physical, chemical and biological parameters. *Coop. Res. Rep. Series A, No.29*. Int. Counc. Expl.

Sea, Dinamarca: 145p.

- CARLUCCI, A.F. and SCHUBERT, H.R., 1969. Nitrate reduction in seawater of the deep nitrite maximum off Peru. *Limnol. Oceanogr.* 14: 187-193.
- CETENAL, 1972. Carta topográfica de la Laguna de Caimanero, Sinaloa. Secretaría de la Presidencia, México.
- CUNDELL, A., BROWN, M.S., STANFORD, R.S. and MITCHEL, R., 1979. Microbial degradation of *Rizophaea mangalis* leaves immersed in the sea. *Est. Coast. Mar. Sci.*, 2 (3): 281-286.
- DEAN, N.D. Jr., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *J. Sed. Petrol.*, 44 (1): 242-248.
- DE LA LANZA, G., ARENAS, V., TABOADA, J. y RODRIGUEZ, M., 1975. Registro de la fijación de nitrógeno en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sin., México. *An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México*, 44 Ser. Biol. Exp. (1): 13-18.
- DE LA LANZA, G., 1978. Materia orgánica en una laguna de la costa de Sinaloa, México. I. Cuantificación total. V Simposio Latinoamericano sobre Oceanografía Biológica. Brasil.
- DE LA LANZA ESPINO, G. Y ARENAS, V., 1978. Naturaleza química de las hojas y rizomas de los pastos marinos y su ambiente sedimentario. *Rev. Biol. Trop.*, 26(2): 277-289.
- DE LA LANZA ESPINO, G., 1980. Materia orgánica en una laguna de la costa de Sinaloa, México (1). Cuantificación total. *Bolm. Inst. Oceanogr.*, Sao Paulo, 22 (2): 217-222.
- DE LA LANZA, G., 1981. Importancia de la materia orgánica en los sedimentos de la laguna de Huizache-Caimanero, Sin., México. Tesis Doctoral. (Oceanogr. Biol. Pesquera) CCH, UNAM, México: 93p.
- DE LA LANZA ESPINO, G., ARENAS, V. y RODRIGUEZ-MEDINA, M., 1986. La fijación de nitrógeno asociada a la descomposición de halofitas en una laguna litoral al noroeste de México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 13(1): 339-344.
- DE LA LANZA, G., RODRIGUEZ-MEDINA, M. y SOTO, L.A., 1986. Ensayo experimental del consumo de detritos de halofitas por los camarones penidos *Exopalaemon variegatus* y *Ex. styliferatus*. *An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. Méx.*, 57, Ser. Zool. (1): 199-212.
- DE VRIES, I.J. and HOPSTAKEN, C.F., 1984. Nutrient cycling and ecosystem behaviour in a salt-water lake. *Neth. J. Sea Res.* 12 (3/4): 221-248.
- EDWARDS, R.R.C., 1977. Field experiments on growth and mortality of *Exopalaemon variegatus* in a coastal Mexican lagoon complex. *Est.*

Coast. Mar. Sci., 5:107-121.

EDWARDS, R.R.C., 1978. Ecology of a coastal lagoon complex in Mexico. Est. Coast. Mar. Sci., 6: 75-92.

EHRlich, H.L., 1981. Geomicrobiology. Dekker, N. York:393p.

ENGvall, A.G., 1978. The fate of nitrogen in early diagenesis of Baltic sediments. A study of the sediment-water interface. Ph.D. Thesis. Department of Geology. University of Stockholm, Estocolmo: 103p.

ENOKSSON, V. and RUDEN-BERG, L., 1973. A system for determining exchanges between sediment and water exemplified by nitrogen flux under controlled oxygen conditions. In: Hallberg, R. (Ed.). Environmental Biogeochemistry. Ecol. Bull. (Estocolmo) 35: 243-250.

ENOKSSON, V., 1987. Nitrogen flux between sediment and water and its regulatory factors in coastal areas. Ph.D. Thesis. Department of Marine Microbiology. Univ. of Göteborg, Göteborg:44p.

FENCHEL, T., 1970. Studies on the decomposition of organic detritus derived from the turtle grass *Thalassia testudinum*. Limnol. Oceanogr. 15: 14-20.

FENCHEL, T., 1977. Aspects of the decomposition of seagrasses. In: Mc.Roy, C.P. and Helfferich, C. (Eds.). Seagrass ecosystems. A scientific perspective. Dekker, N. York: 123-145.

FLEMING, R.H., 1940. The composition of plankton and units for reporting population and production. Proc. 6th. Pacific Sci. Congr. Calif., 3: 535-540.

FLINT, W.R. and RABALAIS, N.N., 1981. Gulf of Mexico shrimp production: A food web hypothesis. Fish. Bull., 22 (4): 734-746.

FLORES SANCHEZ, C., 1982. Estimaciones de la tasa de producción primaria en *Elodea mexicana* en el complejo Huizache-Caimanero, Sin., Méx. Tesis Profesional. Fac. Ciencias, UNAM, México: 66p.

GLEASON, D.F. and ZIMMERMAN, R.J., 1984. Herbivory potential of brown shrimp associated with salt marshes. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 84: 235-246.

GODSHALK, G.L. and WETZEL, R.G., 1978a. Decomposition of aquatic angiosperms. I. Dissolved components. Aquat. Bot. 5: 281-300.

GODSHALK, G.L. and WETZEL, R.G., 1978b. Decomposition of aquatic angiosperms. II. Particulated components. Aquat. Bot. 5: 301-327.

GODSHALK, G.L. and WETZEL, R.G., 1978c. Decomposition of aquatic angiosperms. III. *Zostera marina* L. and a conceptual model of decomposition. Aquat. Bot. 5: 329-354.

- GOMEZ-AGUIRRE, S., 1969. Informe final de la primera etapa de los estudios del plancton en los Planes Piloto Escuinapa-Yavaros. Inf. Depto. Cienc. Mar y Limnol. Inst. Biología, UNAM, México: 59-107.
- GOMEZ-AGUIRRE, S., FLORES, C., LICEA, S., SANTOYO, H. y MARTINEZ, A., 1970. Informe final de la segunda etapa de los estudios del plancton en los Planes Piloto Escuinapa-Yavaros. Inf. Depto. Cienc. Mar y Limnol. Inst. Biología, UNAM, México: 234-286.
- GOMEZ-AGUIRRE, S., LICEA, S. y FLORES, C., 1974. Ciclo anual del plancton en el sistema Huizache-Caimanero, Méx. An. Centro Cienc. Mar y Limnol., UNAM, México, 1 (1): 83-98.
- GRUNDMANIS, V. and MURRAY, J.W., 1977. Nitrification and denitrification in marine sediments from Puget Sound. Limnol. Oceanogr., 22 (3): 804-813.
- GUTIERREZ, V.G.W., 1976. Análisis textural de los sedimentos de la laguna de Huizache-Caimanero, Sin., Méx., Problema de Investigación. Maestría en Ciencias (Biología Marina). Fac. Ciencias, UNAM, México: 23p.
- HALLBERG, R.O., 1972. Iron and Zinc sulfides formed in a continuous culture of sulfate-reducing bacteria. N. Ib. Miner. Mk. H., 11:481-500.
- HALLBERG, R.O., 1973. The microbiological C-N-S cycles in sediments and their effect on the ecology of the sediment-water interface. Oikos Suppl. 15: 51-62.
- HALLBERG, R.O., BAGANDER, L.E., and ENGVALL, A.G., 1976. Dynamics of phosphorus, sulfur and nitrogen at the sediment-water interface. In: Nriagu, J.O. (Ed.). Environmental Biogeochemistry. Vol.1. Ann Arbor Sci. Ann Arbor:295-308.
- HARRISSON, P.G. and MANN, K.H., 1975. Detritus formation from eelgrass (*Zostera marina* L.): the relative effects of fragmentation, leaching and decay. Limnol. Oceanogr. 5: 924-934.
- HELFRICH, L.A. and KEVERN, N.R., 1973. Availability of phosphorus-32, adsorbed on clay particles, to a green algae. The Michigan Academician, 6: 71-81.
- HENRIKSEN, K., HANSEN, J.I. and BLACKBURN, T.H., 1981. Rates of nitrification, distribution of nitrifying bacteria, and nitrate fluxes in different types of sediment from danish waters. Mar. Biol., 61: 299-304.
- HENRIKSEN, K., RASMUSSEN, M.B. and JENSEN, A., 1983. Effect of bioturbation on microbial nitrogen transformations in the sediment and fluxes of ammonium and nitrate to the overlying water. In: Hallberg, R. (Ed.). Environmental Biogeochemistry. Ecol. Bull. (Estocolmo), 33:193-205.
- HOLL, N.G., 1978. Phosphorus exchange through the sediment-water

- interface. Mechanism studies of dynamic processes in the Baltic Sea. Ph.D. Thesis. Department of Geology. University of Stockholm, Estocolmo: 149p.
- HOWARTH, R.W. and HOBBIE, J.E., 1982. The regulation of decomposition and heterotrophic microbial activity in salt marsh soils: a review. In: Kennedy, V.S. (Ed.) Estuarine Comparisons. Academic Press, N. York: 183-207.
- ISAAC, R.A. and JOHNSON, W.C., 1976. Determination of total nitrogen in plant tissues, using a block digester. J. of the AOAC, 52 (1): 98-100.
- JANNASCH, H.W., 1960. Versuche über die Denitrifikation und die Verfügbarkeit des Sauerstoffs in Wasser und Schlamme. Arch. Hydrobiol., 56: 355-369.
- JENKINS, M.C. and KEMP, W.M., 1984. The coupling of nitrification and denitrification in two estuarine sediments. Limnol. Oceanogr., 29: 609-619.
- KELDERMAN, P., 1980. Phosphate budget and sediment-water exchange in Lake Grevelingen (SW Netherlands). Neth. J. Sea Res., 14: 229-234.
- KELDERMAN, P., 1984. Sediment-water exchange in Lake Grevelingen under different environmental conditions. Neth. J. Sea Res. 12 (3/4): 286-311.
- KEMP, W.M. and WETZEL, R.L., 1982. Nitrogen cycling and estuarine interfaces: some current concepts and research directions. In: Kennedy, V.S. (Ed.). Estuarine Comparisons. Academic Press, N. York: 209-230.
- KLUMP, J.V. and MARTENS, C.G., 1981. Biogeochemical cycling in an organic rich coastal marine basin: II Nutrient sediment-water exchange processes. Geochim. Cosmochim. Acta, 45: 101-121.
- LARSEN, V.J., 1982. The effects of pre-drying and fragmentation on the leaching of nutrient elements and organic matter from *Eichornia australis* (Cav.) Trin. litter.- Aquat. Bot. 14: 29-40.
- LEE, G.F., SONZOGNI, W.C. and SPEAR, R.D., 1977. Significance of oxic vs. anoxic conditions for Lake Mendota sediment phosphorus release. In: Golterman, H.L. (Ed.). Interactions between sediments and fresh water. Proc. of an Intern. Symp. Amsterdam, Sept. 6-10. W. Junk B.V. Publ. The Hague. Center for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen: 294-306.
- LÖFGREN, S., 1987. Phosphorus retention in sediments- implications for aerobic phosphorus release in shallow lakes. Acta Univ. Ups., Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science, Uppsala: 24p.
- MACKIN, J.E. and ALLER, R.C., 1984. Ammonium adsorption in marine

sediments. *Limnol. Oceanogr.* 22 (2): 250-257.

MARTENS, C.S., BERNER, R.A. and ROSENFELD, J.K., 1978. Interstitial water chemistry of anoxic Long Island Sound sediments. 2. Nutrient regeneration and phosphate removal. *Limnol. Oceanogr.*, 23 (4): 605-617.

MELILLO, J.M., NAIMAN, R.J., ABER, J.D. and LINKINS, A.E., 1984. Factors controlling mass loss and nitrogen dynamics of plant litter decaying in northern streams. *Bull. Mar. Sci.* 25 (3): 341-356.

MENDOZA VON BORSTEL, X., 1972. Efectos de la marea sobre la producción camaronesa en lagunas litorales. Memorias del IV Congreso Nacional de Oceanografía (México): 407-418.

MENZ, A., 1976. Bionomics of penaeid shrimp in a lagoon complex on the Mexican Pacific coast. Ph.D. Thesis, Dept. of Marine Biology. University of Liverpool: 145p.

MORTIMER, C.H., 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *J. Ecol.*, 29: 280-329.

MORTIMER, C.H., 1942. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. *J. Ecol.* 20 (1): 147-201.

MORTIMER, C.H., 1971. Chemical exchanges between sediments and water in the Great Lakes-speculations on probable regulatory mechanisms. *Limnol. Oceanogr.*, 16: 387-404.

NIEMISTO, L., 1974. A gravity corer for studies of soft sediments. Merentutkimuslaitoksen Julkaisu/Havsforskningstitutets Skrift No 238: 33-38.

ODUM, W.E., ZIEMAN, J.C. and HEALD, E.J., 1973. The importance of vascular plant detritus to estuaries. Proc. Second Coast. Marsh and Estuarine Management Symp. Baton Rouge, LA. julio 17-18, 1972: 91-114.

PELLIKAAN, G.C., 1984. Laboratory experiments on eelgrass (*Zostera marina* L.) decomposition. *Neth. J. Sea Res.*, 12 (3/4): 360-383.

PETR, T., 1977. Bioturbation and exchange of chemicals in the mud-water interface. In: Golterman, H.L. (Ed.). Interactions between sediments and fresh water. Proc. of an Intern. Symp. Amsterdam. Sept. 6-10. W. Junk B.V. Publ. The Hague. Center for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen: 216-226.

PHILLIPS, N.N., 1984. Role of different-microbes and substrates as potential suppliers of specific, essential nutrients to marine detritivores. *Bull. Mar. Sci.*, 25 (3): 283-297.

PHLEGER, F.B. and AYALA-CASTANARES, A., 1970. Ecology and development of two coastal lagoons in NW Mexico. *An. Inst. Biol. UNAM. Ser. Cienc. Mar y Limnol.*, 22 (1): 1-20.

- PROPP, N.V., TARASOFF, V.G., CHERBARDGI, I.I. and LOOTZIK, N.V., 1980. Benthic-pelagic oxygen and nutrient exchange in a coastal region of the Sea of Japan. In: Tenore, K.R. and Coull, B.C. (Eds.). Marine benthic dynamics. Univ. South Carolina Press. Columbia: 265-284.
- RAZ-GUZMAN MACBETH, M.L.A. y SOSA LUNA, M.R.A., 1982. Evaluación de la degradación de la vegetación halofita y su importancia en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sin., México. Tesis Profesional. Fac. Ciencias, UNAM, México: 97p.
- RHEINHEIMER, G., 1974. Aquatic Microbiology. Wiley, Londres: 184p.
- RODRIGUEZ-MEDINA, M.A., 1978. Bacteriología del ambiente lagunar de Huizache y Caimanero, Sin., México. Tesis Profesional. Fac. de Ciencias, UNAM, México: 76p.
- ROSICH, R.S. and CULLEN, P., 1982. Interactions of phosphorus, nitrogen and carbon at the sediment-water interface. In: Freney, J.R. and Galbally, I.E. (Eds.). Cycling of carbon, nitrogen, sulfur and phosphorus in terrestrial and aquatic ecosystems. Springer-Verlag, Berlin: 111-118.
- RYDING, S.O. and FORSBERG, C., 1977. Sediments as a nutrient source in shallow polluted lakes. In: Golterman, H.L. (Ed.). Interactions between sediments and freshwater. Dr. W. Junk B. V. The Hague: 227-234.
- SARMIENTO SANCHEZ, M.A., 1986. Descomposición de vegetación halofita bajo condiciones experimentales de aerobiosis y anaerobiosis, con las modalidades luz y oscuridad. Tesis Profesional (Biología). Fac. de Ciencias, UNAM, México: 54p.
- SCHIPPEL, F.A., BAGANDER, L.E. and HALLBERG, R.O., 1973. An apparatus for subaqueous measurements of sediment dynamics. Stockholm Contributions in Geology, 24: 103-108.
- SEPERS, A.B.J., 1981. The aerobic mineralization of aminoacids in the saline Lake Grevelingen and the freshwater Haringvliet basin (The Netherlands). Arch. Hydrobiol., 92: 114-129.
- SERRA, S.C., 1971. Hurricanes and tropical storms of the west coast of México. Monthly Weather Rev., 99: 302-308.
- SERRUYA, C., 1977. Rates of sedimentation and resuspension in Lake Kinneret. In: Golterman, H.L. (Ed.) Interactions between sediments and fresh-water. Proc. of an Intern. Symp. Amsterdam, Sept. 6-10. D.W. Junk. B.V. The Hague. Center for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen: 48-54.
- SERRUYA, C., EDELSTEIN, M., POLLINGER, U. and SERRUYA, S., 1974. Lake Kinneret sediments: nutrient composition of the pore water exchanges. Limnol. Oceanogr. 12: 489-500.
- SOTO LOPEZ, P., 1959. Mecanismo hidrológico del sistema de lagunas

- litorales Huizache-Caimanero y su influencia sobre la producción camaronera. Univ. Autón. Baja California, México: 75p.
- STEVENS, L.M., 1974. The relationship of seasonal changes in plants, sediments and water level in a small pond in North-Florida. MSc. Thesis Univ. of Florida: 199p.
- STRICKLAND, J.D.H. and PARSONS, T.R., 1972. A practical handbook of seawater analysis. Fish. Res. Bd. Canada, Bull. 167: 305.
- STUMM, W., 1966. Redox potencial as an environmental parameter; conceptual significance and operational limitation. 3rd. Int. Conf. on Water Poll. Res. Water Poll. Control Federation, Sec. 1, Paper 13: 16p.
- VAN DER LOEFF, R.M.M., ANDERSON, L.G., HALL, P.O.J., IVERFELDT, A., JOSEFSON, A.B., SUNDBY, B. and WESTERLUND, S.F.G., 1984. The asphyxiation technique: An approach to distinguishing between molecular diffusion and biologically mediated transport at the sediment-water interface. Limnol. Oceanogr., 22: 675-686.
- TENORE, K.R., HANSON, R.B., MCCLAIN, J., MACCUBBIN, A.E. and HODSON, R.E., 1984. Changes in composition and nutritional value to a benthic deposit feeder of decomposing detritus pools. Bull. Mar. Sci. 35 (3): 299-311.
- TESSENOV, U., 1972. Lösungs-diffusions-und sorption-prozesse in der ober-schicht von seesedimenten. I. Ein langzeit experiment under aeroben und anaeroben bedingungen im fliessgleichgewicht. Arch. Hydrobiol. (Suppl.), 38: 353-398.
- THOMAS, W.H., 1966. On denitrification in the northeast tropical Pacific Ocean. Deep-Sea Res. 13: 1109-1114.
- UNGAR, I.A., 1974. Inland halophytes of the United States. In: Reimold, R.J. and Queen, W.H. (Eds.). The ecology of halophytes. Academic Press, N. York: 235-378.
- VALIELA, I., WILSON, J., BUCHSBAUM, R., RIETSMAN, 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.
- VISSER, S.A., 1964. Oxidation-reduction potential and capillary activities of humic acids. Nature (London), 204: 581.
- WADA, E. and HATTORI, A., 1972. Nitrite distribution and nitrate reduction in deep sea waters. Deep Sea Res., 19: 123-132.
- WOOD, E.J.F., ODUM, W.E. y ZIEMAN, J.C., 1969. Influence of seagrass on the productivity of coastal lagoons. In: Ayala-Castañares, A. y Phleger, F.B. (Eds.). Lagunas Costeras. Un Simposio. Mex. Simp. Intern. Lagunas Costeras. UNAH-UNESCO. nov. 28-30, 1967. México: 495-502.

ZIEMAN, J.C., HACKO, S.A. and 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.

ZOBELL, C.E., 1946. Studies on redox potential of marine sediments. Bull. Amer. Assoc. Petrol. Geol., 20 (4): 477- 513.

Variable estudiada: Eh (potencial redox).				
Fuentes de variación: Halofitas y luz.				
FUENTES DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	F	SIGNIFICANCIA
Efectos Principales	74125.000	2	14.324	0.015
Halofitas	27812.500	1	10.671	0.031
Luz	48512.500	1	17.976	0.013
Interacción de halofitas y luz	112.500	1	0.043	0.845

Apéndice A.— Análisis de varianza del efecto de la presencia o ausencia de halofitas en degradación y luz u oscuridad sobre el potencial redox.

Variable estudiada: Eh (potencial redox).					
Fuentes de variación: Halofitas y luz.					
Variable + categoría	N	desviación	eta	desviación	beta
Halofitas	1 sin	4	58.75	0.57	0.57
	2 con	4	-58.75		
Luz	1 sin	4	-76.25	0.74	0.74
	2 con	4	76.25		
no ajustadas				ajustadas	
R cuadrada múltiple					0.876
R múltiple					0.936

Apéndice B.— Análisis de clasificación múltiple del experimento para estudiar el efecto de la presencia o ausencia de halofitas en descomposición y luz u oscuridad sobre el potencial redox.

Variable estudiada: Amonio

Fuentes de variación: Halofitas y luz.

FUENTES DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	F	SIGNIFICANCIA
Efectos principales	12.836	2	4.350	0.099
Halofitas	0.135	1	0.092	0.777
Luz	12.701	1	8.608	0.043
Interacción Halofitas y Luz	0.110	1	0.075	0.798

Apéndice C.— Análisis de varianza del efecto de la presencia o ausencia de halofitas en descomposición y luz u oscuridad sobre la movilización de amonio.

ANALISIS DE VARIANZA.

Variable estudiada: Nitratos				
Fuentes de variación: Halofitas y luz.				
FUENTES DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	F	SIGNIFICANCIA
Efectos Principales	0.002	2	0.027	0.973
Halofitas	0.000	1	0.005	0.949
Luz	0.002	1	0.050	0.835
Interacción de halofitas y luz	0.280	1	6.109	0.069

Apéndice D.- Análisis de varianza del efecto de la presencia o ausencia de halofitas en descomposición y luz u oscuridad sobre la movilización de nitratos.

Variable estudiada: Nitritos.

Fuentes de variación: Halofitas y luz.

FUENTES DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	F	SIGNIFICANCIA
Efectos Principales	0.014	2	0.382	0.705
Halofitas	0.014	1	0.764	0.432
Luz	0.000	1	0.000	1.000
Interacción de halofitas y luz	0.014	1	0.764	0.432

Apéndice E.— Análisis de varianza del efecto de la presencia o ausencia de halofitas en degradación y luz u oscuridad sobre la movilización de nitritos.

Variable estudiada: Ortofosfatos.

Fuentes de variación: Halofitas y luz.

FUENTES DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	F	SIGNIFICANCIA
Efectos Principales	48.867	2	736.788	0.000
Halofitas	41.360	1	247.177	0.000
Luz	7.503	1	226.395	0.000
Interacción de halofitas y luz	6.864	1	208.966	0.000

Apéndice F.— Análisis de varianza del efecto de la presencia o ausencia de halofitas en degradación y luz u oscuridad sobre la movilización de ortofosfatos.

Variabls estudiada: Fósforo disuelto y suspendido.
Fuentes de variación: Halofitas y luz.

FUENTES DE VARIACION	SUMA DE CUADRADOS	GL	F	SIGNIFICANCIA
Efectos Principales	1.914	2	10.601	0.025
Halofitas	1.665	1	18.450	0.013
Luz	0.249	1	2.753	0.172
Interacción de halofitas y luz	0.505	1	5.595	0.077

Apéndice G.— Análisis de varianza del efecto de la presencia o ausencia de halofitas en degradación y luz u oscuridad sobre la liberación de fósforo disuelto y suspendido.