

[Ir a Tabla de Contenido](#)

**EVALUACIÓN DE VARIABLES FÍSICOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS EN SISTEMAS CERRADOS
MARINOS (ACUARIO – MUSEO MUNDO MARINO, SANTA MARTA – CARIBE COLOMBIANO)**

MÓNICA MONTOYA AGUIRRE

FUNDACIÓN UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO

FACULTAD DE BIOLOGÍA MARINA

ÁREA DE INGENIERÍA Y RECURSOS NATURALES

BOGOTÁ D.C.

2003

**EVALUACIÓN DE VARIABLES FISICOQUÍMICAS Y BIOLÓGICAS EN SISTEMAS CERRADOS
MARINOS (ACUARIO – MUSEO MUNDO MARINO, SANTA MARTA – CARIBE COLOMBIANO)**

MÓNICA MONTOYA AGUIRRE

**Trabajo de grado para optar al título de
Biólogo Marino**

**Director
ANDRÉS FRANCO HERRERA
Biólogo Marino Cand. Ph. D. Oceanografía**

FUNDACIÓN UNVIERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO

FACULTAD DE BIOLOGÍA MARINA

ÁREA DE INGENIERÍA Y RECURSOS NATURALES

BOGOTÁ D.C.

2003

Nota de aceptación

Presidente del Jurado

Jurado

Jurado

Bogotá D.C., 28 de febrero de 2003

A Dios...por todos los dones y regalos que me brinda cada día

A mis padres Nohelia y Eduardo...por su amor y apoyo

A mis hermanitos Nathalia, Andrés y Johanna...por su existencia

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Doctor Hernando Valencia, director de la Fundación Museo del Mar y a cada uno de los funcionarios del Acuario – Museo Mundo Marino en el área de mantenimiento, por la colaboración brindada durante el desarrollo de esta investigación. Igualmente, a la Universidad Jorge Tadeo Lozano (sede Santa Marta) y cada uno de sus funcionarios por el apoyo ofrecido en laboratorio, sistemas y biblioteca. Al Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras “José Benito Vives de Andreis” (INVEMAR), por la cooperación en los procesos de fluorometría y desionización del agua.

También deseo manifestar mis agradecimientos a mi director Andrés Franco Herrera por su gran ayuda y orientación durante la ejecución de este proyecto y a cada una de las personas que, de alguna manera, hicieron su valioso aporte en este trabajo: Aminta Jáuregui (UJTL), Gustavo Ramírez (Invemar), Gonzalo Castellanos (Mundo Marino), Johanna Montoya, Nathalia Montoya, Thomas Charles Kitch, Carolina Vélez, Paula Polanía, Irina Corredor, Paulo Tigreros, Elianny Domínguez, Paula Castillo, Enrique Arboleda, Jimena Bedoya, Paola Flórez, Erika Montoya, Andrea Reyes, Natalia Garcés y Gina Díaz.

CONTENIDO

	Pág.
<u>1. INTRODUCCIÓN</u>	2
<u>1.1. COMPONENTE ABIÓTICO</u>	5
<u>1.1.1. Temperatura</u>	6
<u>1.1.2. Salinidad</u>	7
<u>1.1.3. pH</u>	7
<u>1.1.4. Oxígeno disuelto</u>	8
<u>1.1.5. Nitrógeno</u>	8
<u>1.1.6. Fósforo</u>	9
<u>1.2. COMPONENTE BIÓTICO</u>	11
<u>1.2.1. Biomasa fitoplanctónica</u>	11
<u>1.3. ANTECEDENTES CIENTÍFICOS</u>	12
<u>1.4. ÁREA DE ESTUDIO</u>	16
<u>2. METODOLOGÍA</u>	24
<u>2.1. FASE DE CAMPO</u>	24
<u>2.2. FASE DE LABORATORIO</u>	26

	Pág.
<u>2.2.1. Amonio</u>	26
<u>2.2.2. Nitritos</u>	26
<u>2.2.3. Ortofosfatos</u>	26
<u>2.2.4. Oxígeno disuelto</u>	27
<u>2.2.5. Biomasa fitoplanctónica</u>	27
<u>2.3. FASE DE GABINETE</u>	28
<u>2.3.1. Amonio</u>	28
<u>2.3.2. Nitrito</u>	28
<u>2.3.3. Ortofosfatos</u>	28
<u>3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN</u>	34
<u>3.1. BAHÍA DE GAIRA</u>	34
<u>3.2. COMPONENTE ABIÓTICO</u>	35
<u>3.2.1. Temperatura, salinidad y pH</u>	35
<u>3.2.2. Saturación de oxígeno</u>	45
<u>3.2.3. Amonio</u>	52
<u>3.2.4. Nitrito</u>	56
<u>3.2.5. Ortofosfatos</u>	61
<u>3.3. COMPONENTE BIÓTICO</u>	65
<u>3.3.1. Biomasa fitoplanctónica</u>	65
<u>3.4. ANÁLISIS DE DISIMILARIDAD PARA EL AÑO 2000</u>	75

	Pág.
<u>3.4.1. Grupo 1: Piscina - Filtro externo</u>	75
<u>3.4.2. Grupo 2: Arrecife coralino – Pastos marinos – Caballitos – Anémonas</u>	77
<u>3.4.3. Grupo 3: Langostas – Rayas</u>	78
<u>3.4.4. Grupo 4: Jureles</u>	79
<u>3.5. ANÁLISIS DE DISIMILARIDAD PARA EL AÑO 2001</u>	79
<u>3.5.1. Grupo 1: Piscina – Filtro externo</u>	79
<u>3.5.2. Grupo 2: Corales – Anémonas y Caballitos – Rayas</u>	80
<u>3.5.3. Grupo 3: Pastos marinos – Langostas</u>	81
<u>3.5.4. Grupo 4: Jureles</u>	82
<u>3.6. CORRELACIÓN DE VARIABLES DURANTE EL AÑO 2000</u>	82
<u>3.6.1. Temperatura – Oxígeno</u>	82
<u>3.6.2. Salinidad – Amonio</u>	83
<u>3.6.3. Salinidad – Ortofosfatos</u>	84
<u>3.6.4. pH – Ortofosfatos</u>	84
<u>3.7. CORRELACIÓN DE VARIABLES DURANTE EL AÑO 2001</u>	85
<u>3.7.1. Temperatura - Oxígeno</u>	85
<u>3.7.2. pH - Ortofosfatos</u>	86
<u>3.7.3. Salinidad – Nitrito</u>	86
<u>3.7.4. Salinidad – Biomasa fitoplanctónica</u>	86
<u>3.7.5. pH – Oxígeno</u>	87

	Pág.
<u>3.7.6. Amonio – Nitrito</u>	88
<u>4. CONCLUSIONES</u>	89
<u>5. RECOMENDACIONES</u>	93
<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	97
<u>ANEXOS</u>	106

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Valores aceptables de algunas variables fisicoquímicas en acuarios marinos sugeridos por diferentes autores.	6
Tabla 2. Rangos óptimos de concentración de nutrientes en sistemas cerrados marinos según Giraldo y Jáuregui (1995; <u>En</u> : Ortiz <i>et al.</i> , 1999).	11
Tabla 3. Valores promedio totales con sus respectivos coeficientes de variación y desviaciones estándar, calculados para el período de agosto a octubre del año 2000.	15
Tabla 4. Características de los diferentes sistemas que componen el Acuario Museo Mundo Marino (Santa Marta – Caribe colombiano).	17
Tabla 5. Descripción general de los acuarios que se tuvieron en cuenta para la presente investigación en el Acuario Museo Mundo Marino (Santa Marta – Caribe colombiano). El componente biótico que se menciona, fue el encontrado durante el tiempo del primer monitoreo.	18
Tabla 6. Fechas en las que se realizaron los seis muestreos programados para la segunda fase de estudio (segundo monitoreo) en las instalaciones del Acuario Museo Mundo Marino.	25
Tabla 7. Interpretación de los coeficientes de variación calculados en el presente estudio.	32
Tabla 8. Valores de las variables fisicoquímicas del agua procedente del sector de El Rodadero (Bahía de Gaira, Santa Marta – Caribe colombiano) antes de someterse al proceso de filtración, comparados con otros estudios previos efectuados en la misma área y época climática (seca menor y lluviosa mayor).	35

	Pág.
Tabla 9. Valores promedio de las variables fisicoquímicas que presentaron un comportamiento homogéneo en ambas fases del estudio.	36
Tabla 10. Valores de temperatura y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 y 2001.	36
Tabla 11. Valores de salinidad y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 y 2001.	40
Tabla 12. Registro de algunas observaciones referentes al tratamiento y/o manejo efectuado en los diferentes sistemas del Acuario Museo Mundo Marino durante el tiempo en que se desarrolló la presente investigación.	40
Tabla 13. Valores de pH y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 y 2001.	42
Tabla 14. Valores de saturación de oxígeno y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 y 2001.	46
Tabla 15. Consumo medio de oxígeno de organismos representativos de diversos grupos (Tomado y modificado de Margalef, 1991).	47
Tabla 16. Valores de la concentración de amonio y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 y 2001.	52
Tabla 17. Valores promedio de cada uno de los nutrientes evaluados en la presente investigación, en unidades de miligramo por litro (mg/l).	54
Tabla 18. Valores de la concentración de nitrito y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 y 2001.	57

	Pág.
Tabla 19. Valores de la concentración de ortofosfatos y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 y 2001.	61
Tabla 20. Valores de la biomasa fitoplanctónica en términos de microgramos de clorofila <u>a</u> por litro con sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 y 2001.	67
Tabla 21. Valores de la biomasa fitoplanctónica en términos de microgramos de feopigmento <u>a</u> por litro con sus correspondientes promedios, obtenidos durante el segundo monitoreo efectuado en el año 2001.	73
Tabla 22. Correlación de algunos pares de variables mediante la prueba no paramétrica de Spearman, correspondiente al primer monitoreo efectuado en el año 2000.	82
Tabla 23. Correlación de algunos pares de variables mediante la prueba no paramétrica de Spearman, correspondiente al segundo monitoreo efectuado en el año 2001.	85

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Ubicación de los ecosistemas simulados en el Acuario Museo Mundo Marino.	19
Figura 2. Esquema de la piscina con sus respectivas dimensiones.	20
Figura 3. Esquema de una batería de acuario con sus respectivas estructuras.	21
Figura 4. Vista superior del sistema de filtración externa de la piscina.	22
Figura 5. Vista lateral superior del sistema de filtración externa de la piscina.	23
Figura 6. Comportamiento de la temperatura en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino.	37
Figura 7. Comportamiento de la salinidad en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino.	39
Figura 8. Comportamiento del pH en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino.	44
Figura 9. Comportamiento del oxígeno en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino.	50
Figura 10. Relación entre los niveles de oxígeno y la biomasa fitoplanctónica durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 y 2001.	51

	Pág.
Figura 11. Comportamiento del ion amonio en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino.	53
Figura 12. Comportamiento del ion nitrito en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino.	60
Figura 13. Comportamiento del ion ortofosfato en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino.	62
Figura 14. Comportamiento de la biomasa fitoplanctónica en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino, cuantificado en microgramos de clorofila <u>a</u> por litro.	66
Figura 15. Comportamiento de la biomasa fitoplanctónica en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino, cuantificado en microgramos μg de feopigmento <u>a</u> por litro.	72
Figura 16. Dendograma correspondiente al análisis multivariado de “ <i>Distancia Euclidiana</i> ” para el primer monitoreo efectuado en el año 2000.	75
Figura 17. Dendograma correspondiente al análisis multivariado de “ <i>Distancia Euclidiana</i> ” para el segundo monitoreo efectuado en el año 2001.	80

LISTA DE CUADROS

	Pag.
Cuadro 1. Formato en donde se consignaron todos los datos de los diferentes parámetros fisicoquímicos y biológicos evaluados durante todos los muestreos.	31

LISTA DE ANEXOS

Anexo A. Reducción de altos niveles de ortofosfatos en sistemas cerrados marinos.	106
Anexo B. Curvas de calibración de los nutrientes estudiados.	125
Anexo C. Comportamiento del nitrógeno en un acuario marino tradicional.	128

LISTA DE ABREVIATURAS

Ané:	Acuario de anémonas
atm:	Atmósfera
°C:	Grados centígrados
Cab:	Acuario de caballitos
Chl <u>a</u> :	Clorofila <u>a</u>
Coef.:	Coefficiente
Cor:	Acuario de corales
C.V:	Coefficiente de variación
D.S:	Desviación estándar
E.S:	Error estándar
Fil:	Filtro
Jur:	Acuario de jureles y bivalvos
Lan:	Acuario de langostas
M:	Muestras (Ej. M1, M2, M3,...M6)
µg-at/l:	Microgramo – átomo por litro
µg/l:	Microgramo por litro
mg/l:	Miligramo por litro
ml/l:	Mililitro por litro

M.O:	Materia orgánica
N:	Nitrógeno
n:	Tamaño de la muestra
n.d:	No determinado
O.D:	Oxígeno disuelto
O – fosfatos:	Ortofosfatos
P:	Fósforo
Pas:	Acuario de pastos marinos
Pheopig. <u>a</u> :	Feopigmento <u>a</u>
Pis:	Piscina
R:	Coefficiente de Spearman
Ray:	Acuario de rayas
Sat. O.D:	Saturación de oxígeno disuelto
TBT:	Tributilestaño
Temp.:	Temperatura
TPT:	Trifenilestaño
UPS:	Unidades prácticas de salinidad
U.V:	Ultravioleta
v – p:	Valor – p
X:	Promedio

RESUMEN

Durante agosto – octubre del año 2000 y julio – octubre del año 2001, se estudiaron diferentes características fisicoquímicas y biológicas (biomasa fitoplanctónica) en sistemas cerrados marinos del Acuario Museo Mundo Marino (Santa Marta, Caribe colombiano), con el fin de evaluar la calidad del agua y verificar las posibles fluctuaciones de cada variable un año después del primer monitoreo. Para esto, fueron determinadas la temperatura, salinidad, saturación de oxígeno, pH y algunos nutrientes (amonio, nitrito y ortofosfatos), cuantificando la biomasa fitoplanctónica en términos de clorofila a y feopigmento a . Mediante un análisis estadístico descriptivo y no paramétrico de los datos, se pudo corroborar que las variables temperatura (26 – 28°C), salinidad (33 – 39 UPS) y pH (7.5 – 8.2), fueron las variables con menos fluctuaciones drásticas en ambos monitoreos. Simultáneamente, los niveles óptimos en la temperatura y el oxígeno, indicaron una estabilidad en la calidad del agua. Sin embargo, los altos niveles de ortofosfatos (1.84 – 19.67 mg/l ~ 19.15 – 204.93 $\mu\text{g-at/l}$) acompañados de valores relativamente bajos en el pH (7.2 – 7.6), sugirieron algunas anomalías en la misma, atribuidas a una afluencia de materia orgánica no reciclada en su totalidad y posibles fallas en los procesos de filtración y circulación del agua. Esta situación fue más intensa en los muestreos del año 2001 encontrándose, además, aguas subsaturadas de oxígeno en algunos acuarios (46.00 – 75.94%) e incremento en las concentraciones promedio de nitrito (0.25 – 3.54 mg/l ~ 5.33 – 77.06 $\mu\text{g-at/l}$), las cuales sobrepasaron los límites normales establecidos para acuarios marinos de áreas tropicales. De otro lado, las concentraciones promedio de biomasa fitoplanctónica se registraron entre 22.69 – 87.38 $\mu\text{g Chl } a/l$ en la primera fase de estudio pero, durante los muestreos de la segunda, dichas cantidades se redujeron en más del 50% (0.52 – 9.00 $\mu\text{g Chl } a/l$). Esta gran variabilidad en el componente fitoplanctónico se correlacionó con el comportamiento del oxígeno, presentando valores de sobresaturación (137.19 – 184.54%) en el año 2000 y de subsaturación (46.00 – 75.94%) en el 2001. Los anteriores resultados son discutidos en detalle para establecer que cada acuario es un sistema diferente e independiente y que las condiciones fisicoquímicas y biológicas del agua dependen, en gran medida, del manejo y tratamiento asignado a cada uno de ellos.

PALABRAS CLAVE: Sistemas cerrados marinos, acuarios, calidad del agua, variables fisicoquímicas, biomasa fitoplanctónica.

ABSTRACT

Between August – October of 2000 and July – October of 2001 different physical – chemical and biological characteristics were studied in closed marine systems from Mundo Marino Aquarium Museum (Santa Marta, Colombian Caribbean), in order to evaluate the water quality and to monitor possible fluctuations in each variable one year after the first measurement. To achieve this, the temperature, salinity, dissolved oxygen, pH, and some nutrients (ammonium, nitrite and orthophosphate) were determined, and the phytoplankton biomass was quantified in chlorophyll *a* and phaeo-pigments *a* terms. Through a descriptive and non-parametric statistical analysis of the data set, the temperature (26 – 28°C), salinity (33 – 39 UPS), and pH (7.5 – 8.2) appear to be the variables with least drastic fluctuations during both measurements. At the same time, the optimal levels of temperature and oxygen, suggesting that the water quality is stable. However, the high concentrations of orthophosphates (1.84 – 19.67 mg/l ~ 19.15 – 204.93 µg-at/l) with relatively low pH levels (7.2 – 7.6) at the same time suggest an anomaly probably caused by organic matters not being recycled totally, and flaws in the filtration and recirculation process of the water. Also, this most serious situation was in the 2001 sampling, with low saturation values of oxygen into some aquariums (46.00 – 75.94%), and high mean concentrations of nitrite (0.25 – 3.54 mg/l ~ 5.33 – 77.06 µg-at/l), which exceed the normal range for tropical marine aquariums. On the other hand, the mean values of phytoplanktonic biomass were between 22.69 – 87.38 µg Chl *a*/l during the first measurement, but these levels were more than 50% lower in the second measurement (0.52 – 9.00 µg Chl *a*/l). This great variation is correlated with the oxygen behavior, appearing as high saturation values in 2000 (137.19 – 184.54 %), and low saturation values in 2001 (46.00 – 75.94 %). These results are discussed in detail to establish that every aquarium is a different and independent system, and the physical – chemical and biological characteristics depend, in great measure, on the performance of the management and treatment systems for each of them.

KEY WORDS: Closed marine systems, aquariums, water quality, physical – chemical variables, phytoplanktonic biomass.

1. INTRODUCCIÓN

Actualmente, se ha incrementado la necesidad de realizar estudios que permitan discernir las diferentes características físicas, químicas y biológicas en sistemas cerrados marinos, ante el auge que está presentando la implementación de esta técnica para fines comerciales (cultivo de especies marinas), investigativos, educativos y/o recreativos. La exigencia que demanda la manutención de individuos en cautiverio implica conocer la dinámica de estas variables para poder conservar en óptimas condiciones la calidad del agua, verificando su comportamiento a través de una escala temporal y su interacción en los diversos ecosistemas que se están representando. El vacío de información existente sobre el tema en mención y el requerimiento de información real para el manejo y sostenimiento de este tipo de proyectos, fue un incentivo más para el desarrollo de este trabajo, puesto que alteraciones o cambios existentes en la calidad del agua influyen directamente en las funciones vitales de los organismos, llegando en caso extremo a niveles letales con las respectivas repercusiones económicas ante la falta de conocimiento y control (Hunnam *et al.*, 1991).

Cada acuario requiere de unas condiciones ambientales especiales y particulares que influyen y determinan el crecimiento de las especies típicas según su hábitat (Prieto, 1976). Por esto, con el presente estudio se evaluó la calidad del agua en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino (Santa Marta – Caribe Colombiano), como un aporte a la conservación del componente biótico en cautiverio y complemento del primer monitoreo realizado durante el segundo semestre del año 2000 (Corredor *et al.*, 2000). Desde el punto de vista fisicoquímico y biológico (biomasa fitoplanctónica), son muy pocas las investigaciones realizadas en esta institución en las que se ha

tenido en cuenta este tipo de información; por lo tanto, ésta se considera como el inicio de un estudio más detallado, determinando los cambios temporales de diferentes variables y estableciendo su posible relación con el manejo y funcionamiento interno de cada uno de los sistemas evaluados (acuarios, piscina y filtro).

Es importante resaltar que este seguimiento permitió, al mismo tiempo, implantar un tratamiento y/o medida de seguridad a bajo costo, con el cual se pretendía lograr el balance de ciertas variables que presentaron un comportamiento atípico, como fue el caso de la alta concentración de ortofosfatos persistente en la primera y segunda fase (Anexo A). Asimismo, al cumplir con los objetivos mencionados anteriormente, se complementó la base de datos de carácter fisicoquímico y biológico del Acuario Museo Mundo Marino, tal como lo sugieren las pautas de evaluación de impacto ambiental exigidas por la Corporación Autónoma Regional del Magdalena, CORPAMAG.

Según Adey y Loveland (1998), las “ecologías controladas” o “microcosmos ecológicos”, son ecosistemas hechos y manejados por la acción humana, estableciendo sus límites mediante el cerramiento de un medio natural o construcción de un sistema nuevo, transfiriendo luego los individuos desde el medio. Los intercambios de energía, materia e información genética y ambiental, son manipulados según la función o futuros usos a los que estén destinados: Investigación, comercialización, educación y/o actividades de recreación, entre otros. Los ecosistemas experimentales, microcosmos, acuarios, estanques, sistemas cerrados, sistemas sintéticos o microecosistemas, tal como los denomina Adams (1981), se distinguen como un recinto aislado del medio, controlados de una forma particular para que los ejemplares que allí habitan puedan reproducirse y crecer protegidos de los animales depredadores y las inclemencias del tiempo. Teniendo en cuenta el flujo de agua o proceso de circulación, Coll (1986), los clasifica como

“abiertos” o “cerrados”: En los sistemas “abiertos” el agua entra y sale constantemente hacia el mar, mientras que los “cerrados” se caracterizan por un reciclamiento continuo de la misma, siendo entonces necesario el llevar un control en las características fisicoquímicas, así como el uso de filtros y tratamientos profilácticos debido a la fragilidad que aumentará en los individuos en cautiverio.

La buena calidad del agua de un sistema acuático cerrado, permite soportar y mantener una comunidad balanceada, con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable con los hábitats naturales de una región. Esto se logra conservando las características fisicoquímicas dentro de los rangos registrados para el ecosistema marino que se está reproduciendo; si el agua no resulta saludable para los organismos que viven en ella, se considera que su calidad es deficiente, respecto a que no posee las condiciones que alcancen los niveles normales para sostener adecuadamente la vida acuática (Davis y Simon, 1994).

En ocasiones, la calidad del agua se evalúa por medio de bio – monitoreos, esto implica un seguimiento tanto del componente biótico como abiótico y aplicar una acción correctiva si no se encuentran las condiciones esperadas. La utilización de diferentes clases de filtros en estos sistemas, además de los procesos de aireación y circulación del agua, permiten llevar un control en su calidad. Fallas o anomalías en alguno de ellos contribuyen a una desestabilización, la cual se verá reflejada en el comportamiento de los individuos y en las características físicas del cuerpo de agua.

Teniendo en cuenta este aspecto es importante resaltar la existencia de los “*organismos indicadores*”, los cuales tienen requerimientos particulares de ciertas variables físicas y químicas

que, según las condiciones del medio, manifiestan un cambio en presencia – ausencia si se exceden los límites que favorecen su desarrollo. (Johnson *et al.*, 1993; En: Rosenberg y Resh, 1993). Un ejemplo típico de esta situación es el incremento en la concentración de ortofosfatos (HPO_4^{2-}) en el agua que favorece la proliferación de algas filamentosas, especialmente las pertenecientes a la división Cyanophyta. La infestación de este tipo de algas en un acuario genera grandes problemas, aumentando la turbidez del agua y llegando en caso extremo a la eutrofización. El aumento de PO_4^{3-} se relaciona con una alta productividad orgánica y de materia en descomposición, disminuyendo entonces los niveles de oxígeno que afectarán el buen estado de los individuos en cautiverio (Stocker y Spencer, 1981). Algunos factores que contribuyen al surgimiento de este tipo de eventos son:

- Anomalías en la filtración química (carbón activado) y/o física realizada por el fraccionador de espuma (protein skimmer).
- Aporte de nutrientes a través de fuentes fluviales.
- Adición de agua potable sin filtración previa, conteniendo fósforo, nitrógeno y otros elementos.
- Sobrepoblación o exceso de carga animal u orgánica.
- Sobrealimentación, contribuyendo al aumento de materia orgánica (Catalá, 2000).

1.1. COMPONENTE ABIÓTICO

Cuando se habla de un seguimiento del componente abiótico, se tiene en cuenta todo el conjunto de caracteres físicos y químicos que influyen e interaccionan en un ecosistema; cada uno de ellos interviene de manera particular, con ciertos rangos tolerables que condicionan la vida acuática presente ([Tabla 1](#)).

Tabla 1. Valores aceptables de algunas variables fisicoquímicas en acuarios marinos, sugeridos por diferentes autores.

Variables fisicoquímicas	Autores		
	Giraldo y Jáuregui (1995; En: Ortiz et al., 1999)	Fenner (1998)	Tulloch (1997)
Amonio (mg/l)	0.05 – 0.50	<0.25	0.0
Nitrito (mg/l)	0.10 – 0.50	<0.10	0.0
Ortofosfatos (mg/l)	0.06 – 2.00	-	<0.05
Oxígeno disuelto (mg/l)	5.00 – 7.00	>5.00	>6.90
pH	7.50 – 8.30	8.00 – 8.50	8.15 – 8.40
Salinidad (UPS)	35 – 37	35.50 – 36.50	35.50 – 36.50
Temperatura (°C)	25 – 30	25 – 30	24

1.1.1. Temperatura. La mayoría de los organismos acuáticos tienen la capacidad de aclimatarse considerablemente si se les da suficiente tiempo para ello, desde días hasta meses para individuos y años en caso de una población mayor. Sin embargo, la temperatura en el ambiente marino tropical varía relativamente poco, lo que favorece a las especies de sangre fría que no tienen control sobre su temperatura interna, dada entonces por la temperatura ambiental de la región donde cada una se ubica (ectotérmicos) (Adey y Loveland, 1998).

En un acuario marino operan varios factores controlados por la temperatura, además de sus efectos directos. Uno de ellos es la solubilidad del oxígeno, cuyos niveles disminuyen con gradientes altos, siendo las regiones tropicales las que presentan valores más bajos de O.D. La tasa de reacciones químicas que se llevan a cabo en los océanos, se da también en función de la temperatura, incluyendo las que son características de procesos orgánicos. Dicha tasa, al contrario de lo que ocurre con el oxígeno, es directamente proporcional a la temperatura, considerando que algunos cambios relativamente pequeños de la misma pueden desbalancear rápidamente la química de un individuo, estando en constante riesgo de muerte o mal estado de salud cuando se exceden los rangos óptimos, por debajo o encima de las que están adaptadas las diferentes especies. Si el agua es muy fría, el metabolismo del animal se vuelve más lento y esto repercute en los procesos vitales

normales reflejado en un aletargamiento; por el contrario, si es caliente, el metabolismo se acelera hasta alcanzar niveles perjudiciales (Adey y Loveland, 1998).

Con base en lo anterior, es importante mantener, en lo posible, un rango constante de temperatura para evitar condiciones de stress en los individuos (Spotte, 1973). En acuarios marinos de zonas tropicales, debe conservarse preferiblemente entre 25°C - 30°C (Giraldo y Jáuregui, 1995; En: Ortiz *et al.*, 1999).

1.1.2. Salinidad. En el océano abierto la concentración salina tiende a ser bastante uniforme en cuanto a la composición química, tanto en el tiempo como en el espacio, fluctuando entre 34 y 37 UPS. El cloruro de sodio representa un poco más del 85% de las sales disueltas en el agua marina y solo cuatro elementos adicionales (azufre en forma de sulfatos, magnesio, calcio y potasio) completan el 99% de la composición. La evaporación, precipitación y el aporte de aguas continentales influyen en la salinidad marina, razón por la cual las aguas superficiales de los diferentes mares pueden presentar diferencias en la misma. En acuarios marinos de aguas tropicales la salinidad puede fluctuar, igualmente, entre 34 y 37 UPS y en acuarios de arrecife de coral entre 35.5 - 36.5 UPS (Adey y Loveland, 1998).

1.1.3. pH. El potencial de hidrógeno (pH) disminuye al incrementarse la temperatura y también al aumentar la profundidad. En el mar oscila normalmente entre 8.0 y 8.3, pero en zonas del litoral rocoso con intensa vida vegetal puede llegar hasta cerca de 9.0. En aguas profundas donde hay fuerte consumo de oxígeno y producción de CO₂, se alcanzan valores mínimos de 7.6 a 7.9. En general, el hecho de que el agua marina esté fuertemente tamponada hace que su pH varíe muy poco, por lo tanto, las fluctuaciones que puedan presentarse serán excelentes indicadores de los

cambios de CO₂ en el agua que están directamente relacionados con la fotosíntesis y la respiración. Los organismos que se someten a pH bajos generalmente mueren, porque estos niveles no ocurren normalmente en la naturaleza (Margalef, 1991), de manera que necesitan un pH que tiende a ser alcalino (7.5 – 8.3), similar a los límites establecidos para los océanos (Spotte, 1973). Los rangos normales para acuarios marinos se registran entre 8.0 a 8.4 y la variación típica en el ecosistema arrecifal es de 8.05 a 8.20 (Adey y Loveland, 1998).

1.1.4. Oxígeno disuelto (O.D). Los organismos en cautiverio requieren de un ambiente oxigenado para vivir. En sistemas cerrados es necesario simular las condiciones de un ecosistema particular, con suficiente luz y una comunidad autótrofa apropiada para sostener los niveles normales de fotosíntesis. Bajos niveles de oxígeno (O₂) ocurren por iluminación inadecuada, exceso de materia orgánica en descomposición o fallas al simular el flujo de agua desde áreas de alta concentración de O₂, particularmente en las noches. En las comunidades de aguas someras bien iluminadas, las concentraciones promedio tienden a la saturación o sobresaturación (Adey y Loveland, 1998), aunque los niveles aceptables para sistemas marinos artificiales se registran entre 5mg/l a 7mg/l (Giraldo y Jáuregui, 1995; En: Ortiz et al., 1999).

1.1.5. Nitrógeno (N). En los organismos autótrofos el nitrógeno se incorpora dentro de moléculas orgánicas tales como aminoácidos, proteínas, pigmentos, ácidos nucleicos y vitaminas que pasan a través de la red trófica. Es importante anotar que no existe pérdida de nitrógeno a través de la respiración y el exceso se excreta. Los organismos descomponedores hacen posible el reciclaje de este elemento, convirtiéndolo en forma de amino (NH₂⁺) y liberándolo como amonio (NH₄⁺), mediante

el proceso de “deaminación”. Luego el amonio puede ser oxidado a nitritos (NO_2^-) y éste a nitratos (NO_3^-) durante el proceso de “nitrificación”. En los pasos de la nitrificación se libera energía que utilizan las bacterias nitrificantes para construir su material orgánico a partir de dióxido de carbono (CO_2) y agua. Los organismos autótrofos pueden absorber los nitratos al principio de la cadena alimenticia, completando la fase orgánica del ciclo del nitrógeno; a la degradación de estos iones se le denomina “desnitrificación” y ocurre cuando la concentración de oxígeno es baja. Las bacterias desnitrificantes pueden usar la energía de los iones NO_3^- y descomponer éstos a NO_2^- y posteriormente a NH_4^+ o nitrógeno molecular (N_2) (Roldán et al., 1981). La mayoría de los animales acuáticos excretan amonio que, en exceso, es un compuesto tóxico y a su vez es metabolizado por las bacterias a nitritos (medianamente nocivos) para finalmente obtener los nitratos. Las algas compiten con las bacterias por estos compuestos como fuentes de nitrógeno y energía, pero la concentración excesiva de nutrientes genera varios problemas en ecosistemas que no están adaptados a soportar esos niveles altos o de saturación. El factor más crítico es la concentración de amonio y nitrito que, cuando es muy alta y no hay suficiente población microbial o autótrofa para removerlo, puede ser mortal (Adey y Loveland, 1998).

1.1.6. Fósforo (P). Este elemento no tiene una fase atmosférica sino una estrecha reserva sedimentaria, de manera que la última fuente de fosfato (PO_4^{3-}) en el ecosistema es la roca de la corteza terrestre expuesta a la erosión. El 100% del fosfato presente en el medio marino se distribuye en un 12% en forma de PO_4^{3-} y 88% en ortofosfatos, siendo el más soluble el ion HPO_4^{2-} (Kester y Pytkowicz, 1967; En: Riley y Chester, 1989). El fosfato particulado o fósforo mineral se encuentra haciendo parte de las rocas y del sedimento, cuyo exceso proviene de la excreción de los organismos, al igual que el nitrógeno. Este nutriente es tomado por los autótrofos como fosfato iónico inorgánico y el que sobra se sedimenta y reacciona químicamente con ciertas partículas

(aluminio, calcio, hierro y magnesio principalmente), produciendo así compuestos solubles que unen al fosfato tan fuertemente que no pueden utilizarlo las plantas. La cantidad de PO_4^{3-} utilizable para la vida, depende de la tasa a la cual éste se mueve a través de la fase orgánica del ciclo vía aguas subterráneas o de superficie y de la tasa a la cual se incorpora a los sedimentos. La fase sedimentaria del ciclo hace que éste sea un elemento crítico para el funcionamiento de un ecosistema. Para devolver los fosfatos insolubles, los microorganismos producen disolventes como ácido carbónico y ácido sulfúrico que los tornan solubles, mineralizan los restos de organismos que tienen compuestos como nucleoproteínas, fosfoproteínas y fosfolípidos y luego se modifican a la forma de fosfatos asimilables para los autótrofos (Roldán *et al.*, 1981).

El tejido animal que ha servido de alimento a otros consumidores, sigue un proceso de asimilación. Los carbohidratos y un grupo considerable de grasas son metabolizadas usando oxígeno hasta la liberación de CO_2 . Las proteínas, vitaminas, ácidos nucleicos y fosfolípidos proveen un exceso de nitrógeno, fósforo, hidrógeno y carbono de los tejidos orgánicos. El resultado es la necesidad de excretar compuestos ricos en nitrógeno y fósforo al ambiente acuático, principalmente amonio, lo que genera contaminación del sistema. Este es el problema central en el mantenimiento de un microcosmos tradicional, que intenta resolverse con la utilización de filtros biológicos. Por otra parte, el exceso de materia orgánica que no alcanza a ser devuelto por las plantas al estado de carbono reactivo, genera una disminución en los niveles de pH y oxígeno y, eventualmente, condiciones anaerobias que sumadas a la producción de compuestos tóxicos por parte de las bacterias, resultan ser soportables por muy pocos organismos (Adey y Loveland, 1998).

Los valores promedio recomendables para la concentración de nutrientes en un sistema cerrado marino utilizados como marco de referencia en esta investigación se describen en la siguiente tabla:

Tabla 2. Rangos óptimos de concentración de nutrientes en sistemas cerrados marinos según Giraldo y Jáuregui (1995; En: Ortiz *et al.*, 1999).

Nutriente	Unidades de concentración	
	mg/l	$\mu\text{g-at/l}$
Amonio (NH_4^+)	0,05 – 0,50	2,78 – 27,80
Nitritos (NO_2^-)	0,10 – 0,50	2,17 – 10,90
Ortofosfatos (HPO_4^{2-})	0,06 – 2,00	0,63 – 20,80

1.2. COMPONENTE BIÓTICO

1.2.1. Biomasa fitoplanctónica. En la mayoría de los sistemas marinos artificiales, el plancton siempre ha recibido una mínima atención, ignorado por muchos acuicultores y acuaristas como un método útil en el control de la calidad del agua. En algunos acuarios operados naturalmente introduciendo agua proveniente del medio y con una buena iluminación, es normal encontrar una comunidad planctónica, aunque generalmente tiende a ser mínima debido al volumen relativamente pequeño del agua y a la ausencia de los diferentes procesos físicos y químicos que se llevan a cabo en los medios naturales. Por esto, es importante simular, lo mejor posible, dichas condiciones para así poder suplir la presencia del plancton que podría estar presente en cantidades controladas para exportar nutrientes y obtener mejores niveles de oxígeno y pH. Por lo tanto, un sistema sano, con buena calidad del agua, podría llevar una pequeña a moderada carga de fitoplancton y zooplancton, dando un manejo cuidadoso de nutrientes (Adey y Loveland, 1998).

Los grupos fitoplanctónicos más comunes en acuarios marinos o estanques acuícolas son las diatomeas, dinoflagelados y algas verde-azules o cianobacterias, cuyo crecimiento depende principalmente de la temperatura del agua, intensidad lumínica, concentración de nutrientes y circulación o turbulencia del agua (Paerl y Tucker, 1995). El componente autótrofo presente en un cuerpo de agua específico puede determinarse mediante la cuantificación de pigmentos

fotosintéticos. Las clorofilas se consideran los más importantes, presentando máximos de absorción en la región visible del espectro, teniendo un pico de absorción en la región azul y otro en la región roja del espectro lumínico (Steemann-Nielsen, 1975).

Existen también los denominados “pigmentos accesorios” o feopigmentos (carotenoides, xantofilas y ficobilinas) que presentan máximos de absorción a longitudes de onda específicas y actúan como fotorreceptores suplementarios, en regiones del espectro donde las clorofilas no pueden captar la luz solar (Andreo y Vallejos, 1984). Sin embargo, ninguno de los pigmentos accesorios presentan un tipo especial de moléculas capaces de liberar electrones, transfiriendo entonces la energía que captan hacia la clorofila a para poder ser utilizada en el proceso fotoquímico. La tasa de este tipo de reacciones, depende de la capacidad que tienen los pigmentos fotosintéticos para la absorción de luz, la concentración en que estos se encuentran y la intensidad de la radiación. Dicha tasa fotosintética se puede cuantificar utilizando unidades como peso seco, peso del pigmento fotosintético en cuestión y/o número de células, teniendo en cuenta que el plancton está compuesto por muchas especies de tamaños diferentes (Steemann-Nielsen, 1975).

1.3. ANTECEDENTES CIENTÍFICOS

En acuarios marinos, son pocos los estudios realizados en el ámbito nacional e internacional. En Washington (EEUU), El *Smithsonian Institution*, forma parte de esta minoría que se ha encargado de estudiar la ecología de estos sistemas cerrados, tratando de consolidarla como una ciencia; el *microcosmos*, tal como lo define el profesor Walter Adey, aunque tiene la influencia y el control de la acción humana, se comporta como un sistema independiente en el cual existe un intercambio de materia, energía e información tanto genética como ambiental. Sus estudios iniciados desde hace

veinticinco años, han dado como resultado una variada información que permite conocer el funcionamiento interno de los acuarios. Su último trabajo es el publicado en 1998 con la colaboración de Karen Loveland, titulado "*Dynamic Aquaria, building living ecosystems*", en donde reúne información desde el punto de vista fisicoquímico y biológico.

En Colombia, la Facultad de Biología Marina de la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, ha implantado diferentes líneas de investigación en las cuales se enmarcan algunos proyectos realizados como requisito académico para las asignaturas Seminario de Investigación I y II. Dentro de la línea "Calidad de aguas", Angarita *et al.* (2000), realizaron un estudio sobre el comportamiento de algunos géneros bacterianos y diagnóstico ictiopatólogico en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino, estableciendo una relación con diferentes parámetros fisicoquímicos. Dentro de los resultados obtenidos, encontraron que algunos individuos presentaron afecciones a causa de un desequilibrio en las variables fisicoquímicas y concluyeron que la salinidad fue un factor selectivo en las comunidades bacterianas de los sistemas de recirculación del agua, siendo las más afectadas las comunidades de mesófilos aerobios.

Teniendo en cuenta la constitución física de los acuarios, Gil *et al.* (1996), compararon tres sistemas de filtración evaluando variables fisicoquímicas y utilizando como componente biológico las especies de erizos *Meoma ventricosa* y *Echinometra lucunter*. En sus resultados se presentó un comportamiento acumulativo de los fosfatos en grandes concentraciones, los cuales fueron tolerados por los organismos presentes. Posteriormente, Ortiz *et al.* (1999), diseñaron un montaje de 10 acuarios con el fin de comparar la eficiencia de dos sistemas de filtración externa (biológico y químico) con base en adiciones de amonio, incluyendo mediciones de diferentes parámetros fisicoquímicos. En este estudio concluyen que el filtro biológico es más efectivo, debido a la

reducción de nitratos, bajos niveles de fosfatos y rápida transformación del amonio y nitrito a sustancias menos nocivas, además de no presentar cambios drásticos de pH. Para los autores, el pH y el oxígeno disuelto son los factores que afectan las tasas de reciclamiento del amonio en acuarios marinos.

Abarcando como área de estudio el sector de El Rodadero (Bahía de Gaira, Caribe colombiano), existen algunos trabajos relacionados con la calidad del agua, los cuales sirvieron como marco de referencia para la presente investigación. En el primero de ellos, efectuado por Londoño (1999), se analizó el comportamiento de algunos parámetros fisicoquímicos y su interacción con aspectos biológicos durante el segundo semestre de 1997. Mediante muestreos realizados en superficie y 5 metros de profundidad, teniendo en cuenta la biomasa del zooplancton, salinidad, temperatura, oxígeno disuelto, amonio y nitritos, hallaron una estrecha relación entre las fluctuaciones de dichas variables y el componente biológico.

Posteriormente, Acosta y Cañón (1999) estudiaron la influencia de algunas características meteorológicas sobre la variación espacio – temporal de algunos factores oceanográficos (temperatura, salinidad, densidad y oxígeno disuelto). En sus observaciones se destacaron valores muy altos de salinidad poco comunes en el área y típicos de aguas alcalinas, anexando unos esquemas tentativos de los movimientos de las masas de agua durante el primer semestre del año.

Involucrando también la misma época del año en que se llevó a cabo la presente investigación (Seca menor y lluviosa mayor), Tigreros *et al.* (1999), evaluaron la composición espacial de larvas pertenecientes a las clases Stellerioidea y Echinoidea (Echinodermata), considerando algunas condiciones fisicoquímicas de la columna de agua. Los resultados correlacionaron un aumento en

la concentración de nutrientes con el fenómeno de surgencia y el aporte de agua continental y de escorrentía en la época lluviosa. También establecieron que el incremento en la densidad del agua y las concentraciones de nutrientes, inciden en la abundancia de larvas de equinodermos. Anterior al trabajo mencionado, Serna y Vallejo (1996), describieron algunas características fisicoquímicas durante el periodo de agosto a noviembre de 1996. Los resultados indicaron una homogeneidad relativa temporal en las concentraciones de nutrientes, siendo similares a las registradas por Ramírez (1990) para la región de Santa Marta.

Para la ejecución de este proyecto se han tenido en cuenta dos fases, obteniendo de la primera unos resultados preliminares a través de cinco muestreos realizados durante el segundo semestre del año 2000 (agosto – octubre). Los datos arrojados señalaron una gran saturación de oxígeno y una acumulación del ion ortofosfato (HPO_4^{2-}), estando siempre sobre el límite máximo de concentración normal para acuarios marinos (Tabla 3). El presente trabajo, continuación (segunda fase) del mencionado anteriormente, se encuentra enmarcado dentro de la línea de investigación “Calidad de aguas”, cumpliéndose de esta manera con el requisito académico para optar el título de Biólogo Marino en la Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

Tabla 3. Valores promedio totales (n = 5) con sus respectivos coeficientes de variación (C.V) y desviaciones estándar (D.S), calculados para el periodo de agosto a octubre del año 2000.

Sistema	Estadísticos	Variables							
		Temp. (°C)	Salinidad (UPS)	pH	Sat. O.D (%)	Amonio ($\mu\text{g-at/l}$)	Nitrito ($\mu\text{g-at/l}$)	O-fosfatos ($\mu\text{g-at/l}$)	Chl <u>a</u> ($\mu\text{g/l}$)
Filtro externo	Prom.	27	35	8.1	176.56	0.75	6.92	35.46	86.56
	D.S.	0.3	1.7	0.06	27.0	-	-	10.0	16.7
	C.V. (%)	1.06	4.71	0.72	15.3	-	-	28.19	19.30
Piscina	Prom.	27	35	8.1	170.39	2.22	1.52	43.97	87.38
	D.S.	0.2	1.6	0.11	67.5	0.9	0.4	20.7	26.0
	C.V. (%)	0.7	4.61	1.34	39.60	42.02	26.05	47.17	29.70

* Prom.= Promedio; Temp.= Temperatura; Sat. O.D=Saturación de oxígeno; O-fosfatos=Ortofosfatos; Chl a = Clorofila a.

Continuación Tabla 3

Sistema	Estadísticos	Variables							
		Temp. (°C)	Salinidad (UPS)	pH	Sat. O.D (%)	Amonio (µg-at/l)	Nitrato (µg-at/l)	O-fosfatos (µg-at/l)	Chl <u>a</u> (µg/l)
Arrecife coralino	Prom.	27	37	7.9	175.50	0.52	2.57	19.15	27.29
	D.S.	0.5	1.6	0.10	66.3	0.2	0.5	4.0	1.4
	C.V. (%)	1.74	4.32	1.25	37.80	31.56	21.37	20.68	5.00
Pastos marinos	Prom.	26	38	7.9	184.58	0.60	3.87	35.46	23.23
	D.S.	0.5	1.5	0.10	74.3	0.1	-	11.3	0.4
	C.V. (%)	1.89	4.02	1.30	40.20	24.67	-	31.75	1.80
Caballitos de mar	Prom.	27	36	7.8	167.60	0.35	3.66	32.36	23.56
	D.S.	0.8	1.9	0.11	37.5	0.3	-	15.5	1.2
	C.V. (%)	3.05	5.27	1.35	22.40	89.15	-	47.86	5.10
Langostas	Prom.	27	35	7.5	180.67	1.16	5.44	204.93	23.55
	D.S.	0.4	1.6	0.11	84.4	0.7	3.4	60.2	1.1
	C.V. (%)	1.54	4.50	1.54	46.70	57.65	62.56	29.36	4.80
Anémonas	Prom.	27	37	8.2	174.06	0.52	10.26	30.53	24.81
	D.S.	0.4	1.3	0.10	27.1	0.4	-	6.9	0.6
	C.V. (%)	1.54	3.50	1.18	15.60	75.94	-	22.45	2.50
Jureles y bivalvos	Prom.	27	36	7.6	137.19	0.33	<0.01	30.37	22.69
	D.S.	0.4	1.7	0.07	109.7	-	-	4.1	0.7
	C.V. (%)	1.67	4.68	0.86	80.00	-	-	13.66	3.10
Rayas de mar	Prom.	27	27	7.7	175.17	0.49	0.90	156.40	23.18
	D.S.	0.3	1.3	0.14	42.1	0.3	-	35.5	0.7
	C.V. (%)	1.13	3.58	1.82	24.00	59.26	-	21.41	2.90

* Prom.= Promedio; Temp.= Temperatura; Sat. O.D=Saturación de oxígeno; O-fosfatos=Ortofosfatos; Chl a = Clorofila a.

1.4. ÁREA DE ESTUDIO

El Acuario Museo Mundo Marino, inaugurado en diciembre del año 1999, fue creado con fines educativos, recreativos e investigativos y se localiza en el área del balneario El Rodadero (Santa Marta – Caribe colombiano). En sus instalaciones se encuentran 34 baterías de acuarios en los que se representan 24 ambientes marinos típicos del Caribe colombiano ([Tablas 4 y 5](#); [Figura 1](#)), una pileta de contacto y una piscina que alberga a las especies de mayor tamaño (tiburones, rayas, sábalos, pargos pluma, chernas, tortugas, entre otros) ([Tabla 4](#); [Figura 2](#)). Cada estructura cuenta

con un sistema de filtración y circulación independiente, abasteciéndose de las aguas del sector de El Rodadero en la Bahía de Gaira, sometidas a un proceso de purificación fisicoquímica y biológica previo a su distribución ([Tabla 4](#); [Figuras 3, 4 y 5](#)) (Fundación Museo del Mar, 1999).

Tabla 4. Características de los diferentes sistemas que componen el Acuario Museo Mundo Marino (Santa Marta – Caribe colombiano).

Sistema	Cantidad	*Dimensiones (m)	Profundidad (m)	Volumen (m ³)	Observaciones
Baterías de acuarios	34	2.0 x 0.85	1.10	1.87	Constituyen 24 acuarios marinos. Algunos cuentan con más de una batería y con mecanismos de filtración, circulación y aireación independiente.
Piscina	1	25 x 12	1.80 – 5.2	1000	Sistema de circulación exterior.
Filtro externo	1	**1.2	2.0	***70	Sistema de tratamiento del agua compuesto por cuatro terrazas. Posee una lámpara de luz U.V, carbón vegetal, grava y capas gruesas de guata.

* Largo x ancho; corresponde a una sola batería

** Solo corresponde al ancho.

*** Volumen del reservorio con una circulación constante hacia el sistema de tratamiento.

En el sector de los acuarios se efectúan recambios del 20% del volumen total de agua de mar mensualmente, completando el resto con agua dulce y cada uno cuenta con un sistema de circulación de 400 galones/hora (Comn. pers. Javier Giraldo, 2002). Todo este complejo se surte con la ayuda de cuatro bombas marca Monoblock, modelo NOWA 8016; cada una cuenta con un motor eléctrico de 5.0 HP a 1800 rpm, marca Siemens. El punto de mejor eficiencia para mover el caudal de agua es de 92 m³/hora, con un voltaje en el motor de 220 – 440 Hz (Comn. pers. Gonzalo Castellanos, 2002).

Tabla 5. Descripción general de los acuarios que se tuvieron en cuenta para la presente investigación en el Acuario Museo Mundo Marino (Santa Marta – Caribe colombiano). El componente biótico que se menciona, fue el encontrado durante el tiempo del primer monitoreo.

Código	Ambiente	Descripción
4	Arrecife coralino	Contiene diferentes especies de corales pétreos y blandos, esponjas, anélidos, varios ejemplares de peces arrecifales (mariposas, cirujanos, ángeles, ballestas, blénidos, entre otros), cangrejos y camarones limpiadores. * Baterías = 3
5	Pastos marinos	Presenta un fondo arenoso, con un área pequeña de <i>Thalassia testudinum</i> y algunos peces de tallas pequeñas (roncos, pargos, ballestas, voladores de fondo. * Baterías = 4
6	Caballitos de mar	Pequeña población de caballitos del género <i>Hippocampus reidi</i> , encontrándose algunos corales pétreos y blandos. * Baterías = 1
7	Crustáceos	Se aloja una pequeña población de langostas espinosas (<i>Panulirus sp.</i>) y moderada cantidad de material rocoso. * Baterías = 2
8	Anémonas	Contiene una gran cantidad de material rocoso y una variada población de anémonas de mar, coralimorpharios, anélidos tubícolas, camarones limpiadores y algunos peces arrecifales (<i>Thalassoma sp.</i> y ángeles pequeños). * Baterías = 2
9	Jureles y bivalvos	Presenta un fondo rocoso y solo alberga un grupo de jureles de tamaño pequeño y otro de ostras (abanicos de mar). * Baterías = 1
10	Rayas de Mar	Se encuentran representantes del género <i>Urobatis jamaicensis</i> (raya brava) de mediano tamaño. * Baterías = 2

* En cada acuario se especifica la cantidad de baterías que lo conforma.

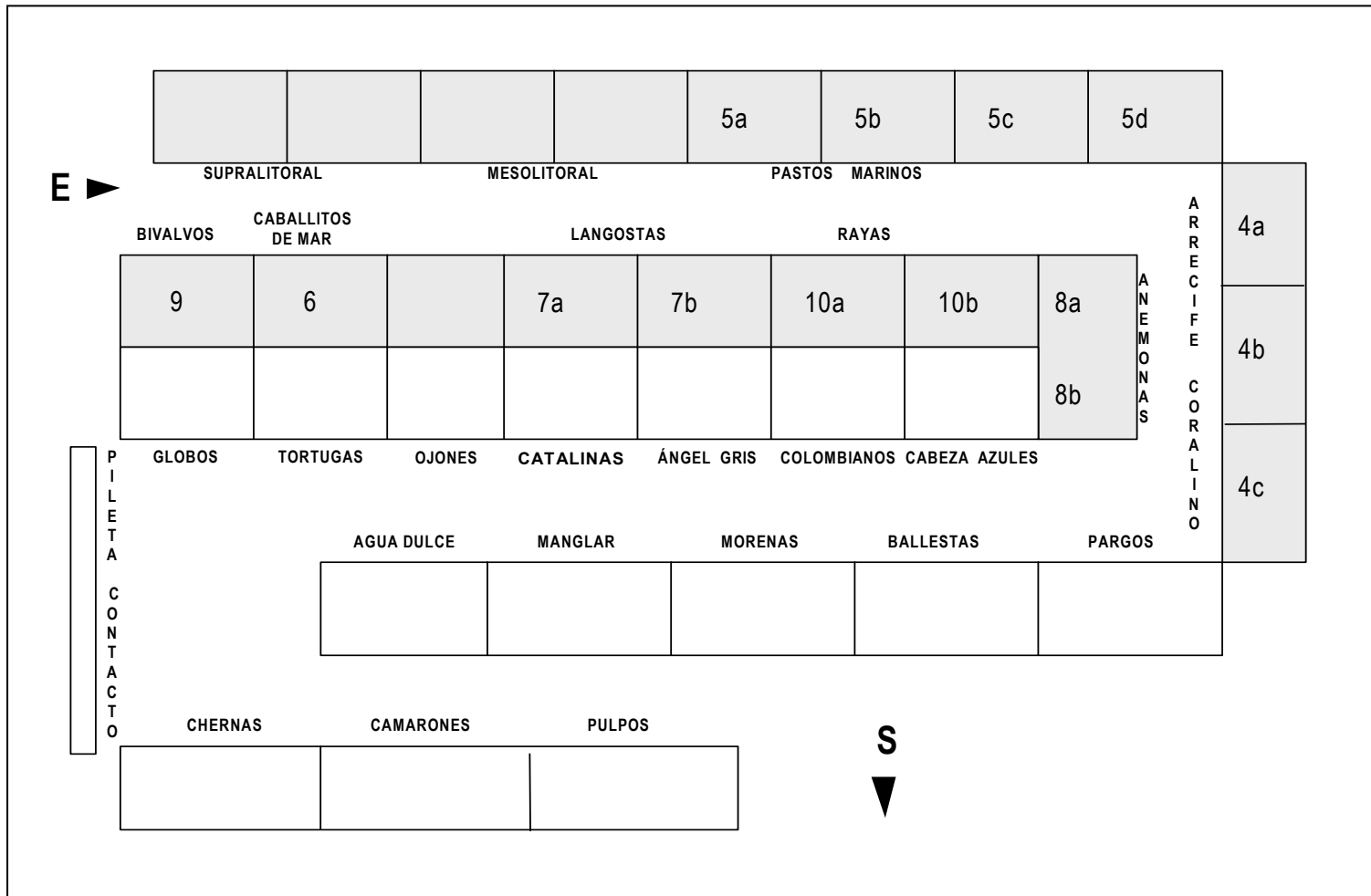


Figura 1. Ubicación de los ecosistemas simulados en el Acuario Museo Mundo Marino. Los números destacan los sistemas que fueron muestreados en el presente estudio y las letras **E** y **S** corresponden a “entrada” y “salida”, respectivamente (Tomado y modificado de Fundación Museo del Mar, 1999).

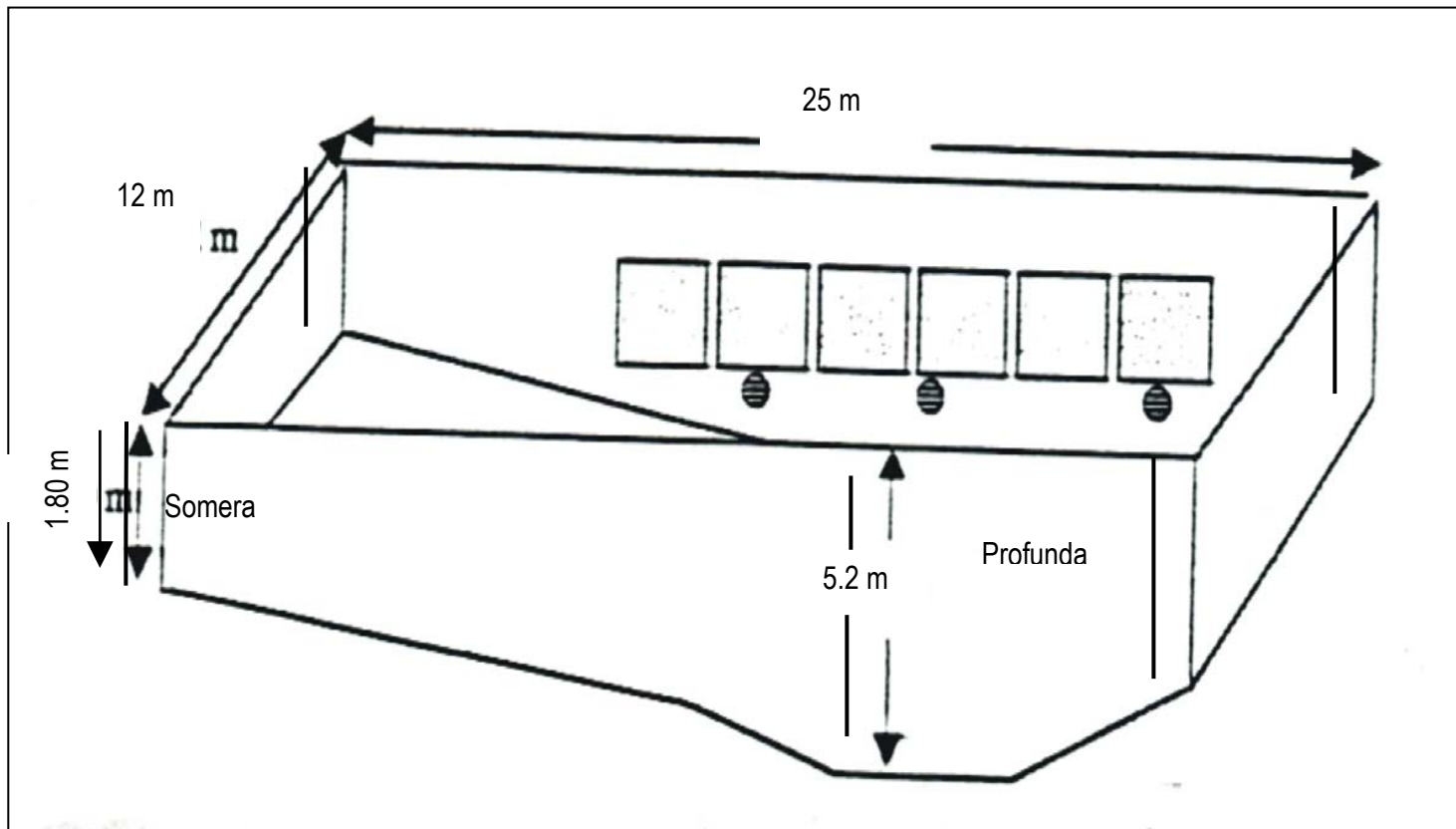


Figura 2. Esquema de la piscina con sus respectivas dimensiones en donde se encuentran las especies de mayor tamaño (Tomado y modificado de Arboleda *et al.*, 2000).

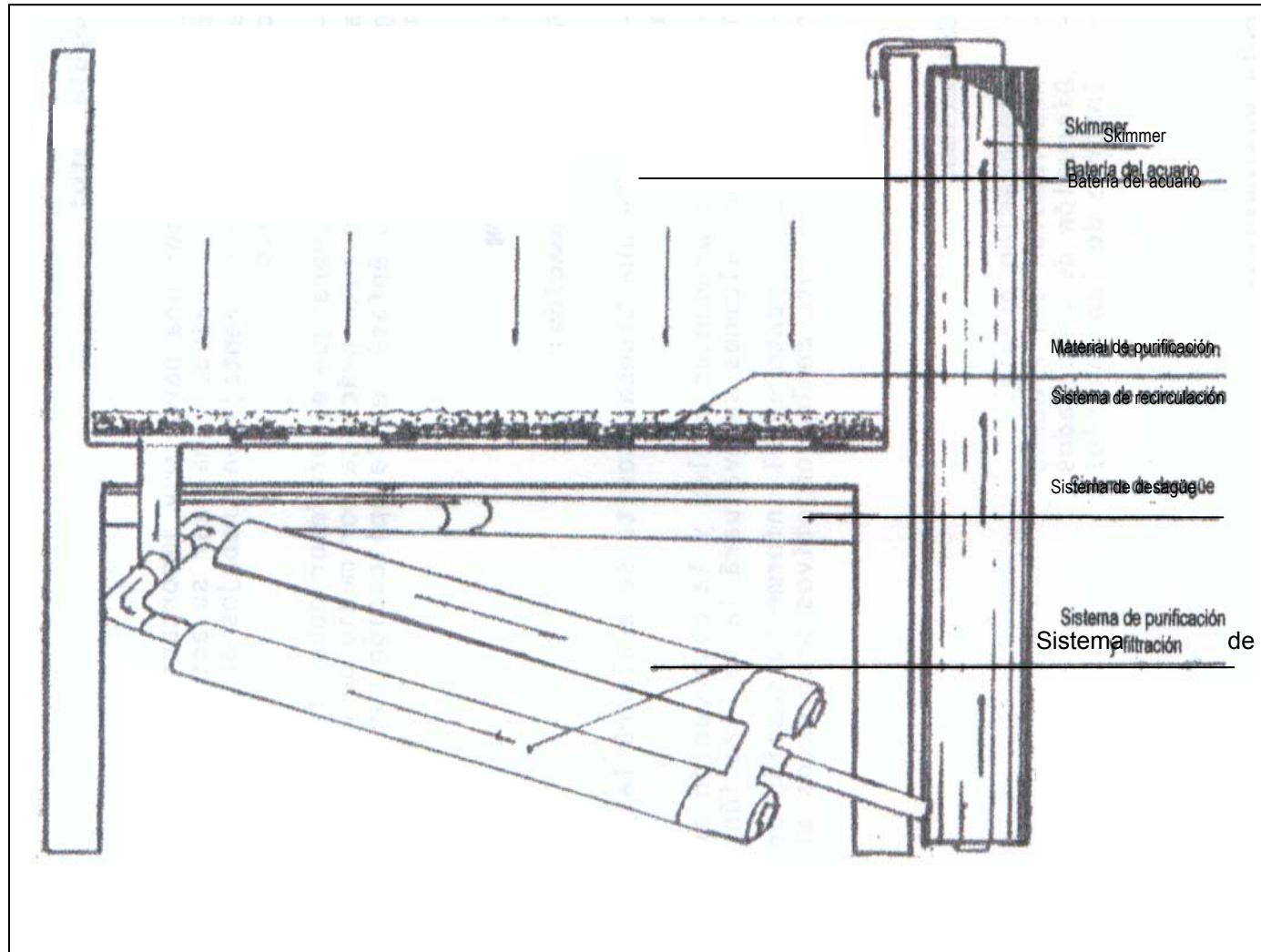


Figura 3. Esquema de una batería de acuario con sus respectivas estructuras (Tomado y modificado de Fundación Museo del Mar, 1999).

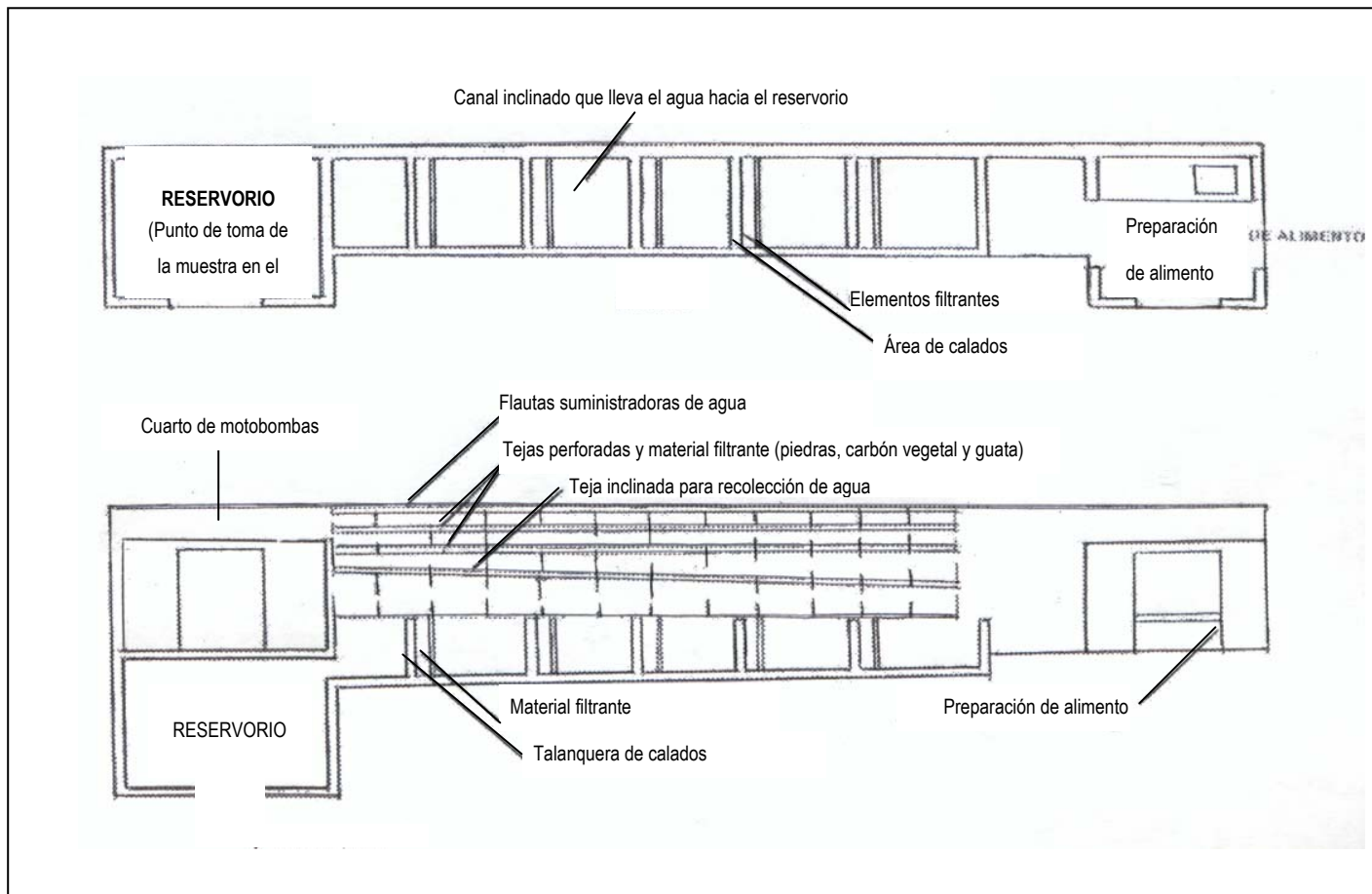


Figura 4. Vista superior del sistema de filtración externa de la piscina (tomado y modificado de Fundación Museo del Mar, 1999).

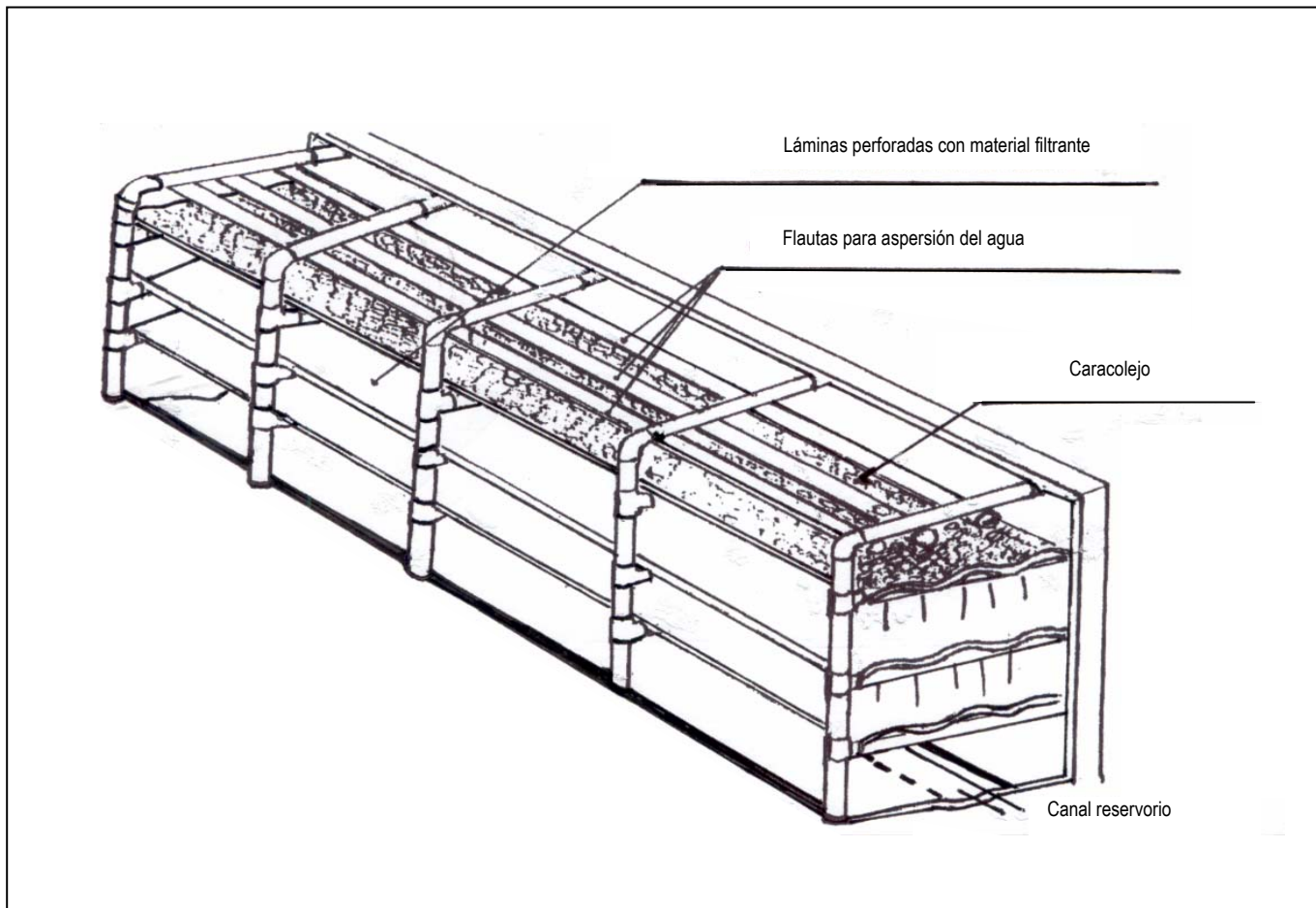


Figura 5. Vista lateral superior del sistema de filtración externa de la piscina (Tomado y modificado de Fundación Museo del Mar, 1999).

2. METODOLOGÍA

2.1. FASE DE CAMPO

Para la segunda fase de este proyecto se siguió la misma metodología aplicada durante el período de agosto a octubre del año 2000 (Corredor *et al.*, 2000), en la que se incluye la toma de muestras de agua provenientes de la Bahía de Gaira (Caribe colombiano), antes de entrar al sistema de acuarios y la piscina a través del filtro externo. Este procedimiento se llevó a cabo en la fecha preestablecida por los funcionarios de Mundo Marino para el recambio y bombeo del agua, coincidiendo con el tercer muestreo. Las muestras se recogieron en botellas de 500 ml cerca de la boca del tubo que comunica la bahía con el filtro; seguidamente se midió la temperatura con un termómetro graduado 1/1°C previamente calibrado y se recolectó la muestra para oxígeno disuelto en botellas winkler con una manguera delgada, fijándose inmediatamente con los reactivos I (sulfato de manganeso) y II (yoduro alcalina) (Armada Nacional, 1993). Asimismo, se extrajeron muestras en recipientes de vidrio de 500 ml para la determinación de pH, salinidad, amonio, nitritos, ortofosfatos y la biomasa fitoplanctónica (clorofila *a* y feopigmento *a*), utilizando para esta última variable recipientes oscurecidos de un litro de capacidad nominal. Todas las muestras se almacenaron en neveras de icopor con hielo picado para su transporte al laboratorio.

En el sector de los acuarios se realizaron seis muestreos cada quince días, durante el período de julio 24 a octubre 1 del año 2001 ([Tabla 6](#)). Todos los monitoreos se efectuaron en los siguientes sistemas, los cuales fueron seleccionados según las necesidades del acuario y de otros proyectos

que se ejecutaron en el mismo ciclo ([Figura 1](#)): Filtro (2), Piscina (3) y los acuarios de arrecife coralino (4), pastos marinos(5), caballitos de mar (6), langostas (7), anémonas (8), jureles (9) y rayas (10). En los microecosistemas que están constituidos por más de una batería (arrecife coralino, pastos marinos, langostas, rayas y anémonas) se procedió a tomar una muestra por cada una de ellas. En la piscina se recolectaron cuatro muestras utilizando la botella Van Dorn: Dos superficiales a 20 cm del espejo de agua y dos cerca del fondo, tanto en la parte profunda (5.2 m) como en la somera (1.80 m) ([Figura 2](#)). De igual forma, en el filtro externo se recogió una muestra en el compartimiento donde llega el agua desde la piscina (reservorio) a una profundidad media (1 m), después de haber pasado por los filtros de separación mecánica y de la luz ultravioleta ([Figura 4](#)).

Tabla 6. Fechas en las que se realizaron los seis muestreos programados para la segunda fase de estudio (2o. monitoreo) en las instalaciones del Acuario Museo Mundo Marino.

Número de Muestreo	Fecha (Año 2001)			
	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre
1	24			
2		6		
3		21		
4			3	
5			17	
6				1

Las muestras de los acuarios se succionaron con una manguera plástica cuyo extremo llegaba a una profundidad media de la columna de agua y se envasaron en frascos de vidrio de 500 ml, guardándolos en neveras de icopor con hielo para su conservación durante el transporte al laboratorio. De la misma manera se obtuvieron las muestras para clorofila *a* y oxígeno disuelto, teniendo en cuenta la utilización de botellas oscuras y los cuidados en la fijación con los reactivos I y II, respectivamente. En el trabajo de campo también se incluyó el registro de los diferentes manejos y/o tratamiento que se hicieron en cada uno de los sistemas, una semana antes o durante el día de cada muestreo.

2.2. FASE DE LABORATORIO

Para iniciar cada uno de los métodos sugeridos en la determinación de los indicadores propuestos, las muestras se dejaron siempre fuera de las neveras el tiempo suficiente para que tomaran la temperatura ambiente. La salinidad del agua se midió con un refractómetro marca Ataho de precisión 1 UPS y el pH con un pHmetro marca WTW, modelo pH 330/SET-1 de precisión 0.01. Ambos equipos fueron calibrados previamente antes de cada lectura y los valores arrojados se dieron directamente en unidades prácticas de salinidad y pH, respectivamente. En cuanto a la determinación de nutrientes y oxígeno disuelto se utilizaron las siguientes metodologías según la Armada Nacional (1993):

2.2.1. Amonio. Método propuesto por Riley (1953) y modificado por Strickland y Parsons (1972), haciendo reaccionar el ion amonio (NH_4^+) en un medio citrato-alcalino con hipoclorito de sodio. Luego se mide por espectrofotometría con una longitud de onda de 640 nm.

2.2.2. Nitritos. Técnica desarrollada por Shinn (1941) y modificado por Bendschneider y Robinson (1952), en el cual el ion nitrito reacciona con sulfanilamida, cuya absorbancia se lee a 543 nm.

2.2.3. Ortofosfatos. El método utilizado es el sugerido por Murphy y Riley (1952), utilizando ácido molíbdico y ácido ascórbico, teniendo como catalizador el antimonio trivalente. El complejo resultante da una coloración azul, el cual se lee con una longitud de onda de 885 nm.

Para las muestras que se tornaron muy concentradas, se hicieron las diluciones necesarias para poder ser leídas espectrofotométricamente. El equipo utilizado fue un espectrofotómetro marca

Milton Roy, Spectronic 21D, utilizando celdas de 10 cm de paso. Para la verificación del buen estado de los reactivos preparados y el posterior cálculo de las diferentes concentraciones, se efectuaron las curvas de calibración específicas a partir de soluciones estándar ([Anexo B](#)).

2.2.4. Oxígeno disuelto. Se siguió el método volumétrico de Winkler (1888) revisado por Carpenter (1966), exponiendo la muestra de agua a una solución de iones manganosos y otra yoduro alcalina sin contacto con el aire para evitar su oxigenación. Posteriormente se efectuó el proceso de titulación con el tiosulfato de sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$), utilizando como indicador una solución de almidón.

2.2.5. Biomasa fitoplanctónica. La cantidad de fitoplancton presente en todos los sistemas se cuantificó en términos de concentración de clorofila a y feopigmento a ($\mu\text{g/l} \approx \text{mg/m}^3$). Para tal efecto, las muestras recolectadas se filtraron en una bomba de vacío marca Sartorius utilizando filtros Whatman GF/C de $0.45 \mu\text{m}$ de diámetro, recogiendo así el fitoplancton presente. Posteriormente, se extrajeron los pigmentos fotosintéticos con acetona al 90% y los extractos obtenidos se leyeron mediante la técnica fluorométrica descrita por Yentsch y Menzel (1963), con un fluorómetro marca Shimadzu RF-115, el cual es cinco a diez veces más sensible que el método espectrofotométrico y tiene una precisión de $\pm 0.5 \mu\text{g/l}$. La longitud de onda usada en este proceso es de 436 nm para excitación y 660 nm para emisión, con anchos de rejilla de 5 nm para cada uno de los casos. Para la correcta aplicación de lo referido anteriormente, se hizo una previa curva de

calibración con diluciones de extractos de clorofila a cuyas concentraciones fueron de 2.0, 6.0, 20.0 y 60.0 µg/l (Parsons *et al.*, 1984).

2.3. FASE DE GABINETE

En la parte inicial del tratamiento de los datos se emplearon las absorbancias de los patrones preparados para cada nutriente, ajustando así las curvas de calibración por mínimos cuadrados ([Anexo B](#)). De esta manera se obtuvieron unas ecuaciones que permitieron identificar la pendiente y el intercepto de la recta ajustada para el cálculo matemático de la concentración de las muestras:

2.3.1. Amonio.

$$[\text{NH}_4^+] = \frac{|\text{Absorbancia} - a|}{b}$$

donde,

$[\text{NH}_4^+]$ = Concentración de amonio en unidades de µg-at/l

a = 0.000761

b = 0.0795

2.3.2. Nitritos.

$$[\text{NO}_2^-] = \frac{|\text{Absorbancia} - a|}{b}$$

donde,

$[\text{NO}_2^-]$ = Concentración de nitrito en unidades de µg-at/l

a = 0.007898

b = 0.01288

2.3.3. Ortofosfatos.

$$[\text{HPO}_4^{2-}] = \frac{|\text{Absorbancia} - a|}{b}$$

donde,

$[\text{HPO}_4^{2-}]$ = Concentración de ortofosfatos en unidades de $\mu\text{g-at/l}$

$$a = 0.00251$$

$$b = 0.0548$$

En los casos donde las soluciones fueron diluidas para facilitar su lectura espectrofotométrica, se aplicó el correspondiente factor de dilución, multiplicándolo en cada una de las fórmulas propuestas.

La concentración de oxígeno disuelto se calculó con la fórmula modificada por Strickland y Parsons (1972), con el factor **f** de corrección a la normalidad del tiosulfato de sodio (Armada Nacional, 1993):

$$\text{ml O}_2/\text{l} = 5.6 (V_1) * [V_b/(V_b - 6)] * N(\text{S}_2\text{O}_3^{2-}) * (1000/V_m) * \mathbf{f}$$
$$\mathbf{f} = V_{\text{KIO}_3} / V_t$$

donde,

$V_{(\text{KIO}_3)}$ = Volumen de la alícuota de KIO_3 utilizada para la calibración del tiosulfato en ml

V_1 = Volumen de la titulación con tiosulfato 0.01N en ml, incluida la corrección del blanco

V_b = Volumen de la botella winkler

V_m = Volumen de la alícuota en ml

N = Normalidad del tiosulfato de sodio

f = Factor de corrección a la normalidad del tiosulfato de sodio

V_t = Volumen de tiosulfato gastado para titular una alícuota de KIO_3 en ml

El porcentaje de saturación de oxígeno se determinó según la ecuación dada por Harvey (1966; En: Salamanca, 1996):

$$\% \text{ Saturación } O_2 = \frac{(\text{ml } O_2 / \text{l})_r}{(\text{ml } O_2 / \text{l})_t} \times 100$$

donde,

$(\text{ml } O_2/\text{l})_r$ = Concentración de O.D a la temperatura y salinidad de donde se extrajo la muestra

$(\text{ml } O_2/\text{l})_t$ = Concentración teórica de O.D al 100% de saturación obtenidos en la tabla de solubilidad del oxígeno a 1 atm de presión (Weiss, 1970; En: Salamanca, 1996)

Para hallar la concentración de clorofila a y feopigmento a se recurrió a una curva de calibración con concentraciones conocidas de diferentes diluciones en el eje "x" y unidades de fluorescencia en el eje "y", en donde se interpolaron los datos arrojados por el fluorómetro:

$$\mu\text{g Clorofila } \underline{a}/\text{l} = \frac{\text{Clorofila } \underline{a} \text{ (unidades absolutas)} * \text{Vol. Acetona (l)}}{\text{Volumen filtrado (l)}} * 1000$$

$$\text{Clorofila } \underline{a} \text{ (unidades absolutas)} = 1.0656 * (\text{UF}_1 - \text{UF}_2)$$

$$\mu\text{g Feopigmento } \underline{a}/\text{l} = \frac{\text{Feopigmento } \underline{a} \text{ (unidades absolutas)} * \text{Vol. Acetona (l)}}{\text{Volumen filtrado (l)}} * 1000$$

$$\text{Feopigmento } \underline{a} \text{ (unidades absolutas)} = 1.0656 * [(1.5335 * \text{UF}_2) - \text{UF}_1]$$

donde,

UF_1 = Unidades de fluorescencia del extracto sin HCl

UF_2 = Unidades de fluorescencia del extracto con HCl

Cuadro 1. Formato en donde se consignaron todos los datos de los diferentes parámetros fisicoquímicos y biológicos evaluados durante todos los muestreos. Para los sistemas con más de una batería, se tomó la cantidad equivalente de muestras, codificándolas con una letra. (O.D = oxígeno disuelto; Pheopig. = Feopigmento).

Sistemas	Temperatura (°C)	Salinidad (UPS)	pH	Oxígeno disuelto (ml/l)	Saturación de O.D. (%)	Amonio (µg-at/l)	Nitritos (µg-at/l)	Ortofosfatos (µg-at/l)	Clorofila <u>a</u> (µg/l)	Pheopig. <u>a</u> (µg/l)
1										
2										
3 a										
3 b										
3 c										
3 d										
4 a										
4 b										
4 c										
5 a										
5 b										
5 c										
5 d										
6										
7 a										
7 b										
8 a										
8 b										
9										
10 a										
10 b										

1: Bahía de Gaira

2: Filtro externo

3a: Piscina profunda – superficie

3b: Piscina profunda – fondo

3c: Piscina somera – superficie

3d: Piscina somera – fondo

4 (a, b, c): Tres baterías en el acuario de arrecife coralino

5 (a, b, c, d): Cuatro baterías en el acuario de pastos marinos

6: Acuario de caballitos de mar

7 (a, b): Dos baterías en el acuario de langostas

8 (a, b): Dos baterías en el acuario de anémonas

9: Acuario de jureles y bivalvos

10 (a, b): Dos baterías en el acuario de las rayas

Para el siguiente análisis se empleó la información colectada durante el segundo semestre del año 2000 y todos los datos se consignaron en una tabla previamente diseñada para cada muestreo, facilitando así su organización y tabulación ([Cuadro 1](#)). El tratamiento estadístico se dirigió a un análisis exploratorio, netamente descriptivo y comparativo. Para los acuarios que tienen más de una batería y que presentaron más de una medición se hizo un promedio de ellos. Las medidas de tendencia central utilizadas en este estudio fueron la media aritmética (X) y los valores de máximos y mínimos, además de tres medidas de dispersión: Coeficiente de variación (C.V), desviación estándar (D.S) y error estándar (E.S). Con las variables que presentaron coeficientes de variación mayores y/o menores al 30%, se tuvo en cuenta la siguiente interpretación:

Tabla 7. Interpretación dada a los coeficientes de variación (C.V) calculados en el presente estudio.

Menores al 30%	Mayores al 30%
0 – 10%: Alta homogeneidad	>100 - 81%: Alta heterogeneidad
11 – 20%: Moderada homogeneidad	80 – 61%: Moderada heterogeneidad
21 – 30%: Baja homogeneidad	60 – 31%: Baja heterogeneidad

Asimismo, se aplicó la correlación no paramétrica de *Spearman* (coeficiente de correlación de rangos) para encontrar una posible relación entre los siguientes pares de variables a través del tiempo: Clorofila \underline{a} – oxígeno disuelto; clorofila \underline{a} – ortofosfatos; salinidad – nutrientes y amonio – nitrito (Steel y Torrie, 1992). Para tal efecto, se construyó una matriz para cada fase del monitoreo y se analizó en el software estadístico *Statistical*, versión 2.0. Como comprobación, se utilizó un nivel de significancia con valores - $p < 0.05$ y con coeficientes de *Spearman* ubicados entre (-1) y (+1).

Para corroborar posibles disimilitudes entre cada uno de los sistemas estudiados, tanto en el año 2000 como en el 2001, se efectuó un análisis multivariado para cada período empleando el método de la “*distancia euclidiana*” (Ludwig y Reynolds, 1988). En este caso, se aplicó previamente la siguiente fórmula que permitió estandarizar los datos promedio para convertir en adimensionales las variables estudiadas (Steel y Torrie, 1992):

$$S = \frac{X_i - X}{S_x}$$

donde,

S = Dato estandarizado

X_i = Cada valor del conjunto de datos a estandarizar

X = Promedio total del conjunto de datos

S_x = Desviación estándar

Para el análisis de los resultados también se tuvo en cuenta diferentes observaciones registradas en campo, referentes al estado actual de cada sistema (filtro, piscina y acuarios) y al manejo y/o tratamiento interno que recibieron por parte de los funcionarios del Acuario Museo Mundo Marino durante el tiempo de muestreo de las fases 1 (año 2000) y 2 (año 2001).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. BAHÍA DE GAIRA

El análisis de las muestras correspondientes al agua de la Bahía de Gaira (Santa Marta – Caribe colombiano) antes de ser sometida al proceso de filtración, demuestra que sus condiciones previas se asemejan a los resultados de estudios anteriores hechos en la misma área por otros autores ([Tabla 8](#)). En general, todas las variables se encontraron dentro de los rangos sugeridos para ecosistemas marinos tropicales naturales y artificiales; durante el año 2000 se observó una sobresaturación de oxígeno (152.15%), baja salinidad, escaso contenido de nutrientes y pH por encima de 8.0. Este suceso varió un poco en el segundo semestre del año 2001, en donde la saturación de oxígeno se registró por debajo del 100%, mientras que las otras variables conservaron el mismo comportamiento.

Estos niveles de O₂ superiores al 90% es una condición óptima en este tipo de ambientes, en donde se espera mayores incrementos en horas cercanas al medio día promovidos por los procesos fotosintéticos (Margalef, 1991; Andreo y Vallejos, 1984), concordando así con los valores registrados para el área por Londoño (1999) durante 1997 (saturaciones de hasta 126.40%). En cuanto a los nutrientes, éstos se encontraron siempre en niveles muy bajos demostrando que el nitrógeno y el fósforo son elementos limitantes en aguas marinas tal como lo sugiere Margalef (1991) y Mc Intyre (1970) para los mares tropicales. Lo anterior se puede relacionar con los datos de biomasa fitoplanctónica, los cuales estuvieron entre los 131.27 y 210.46 µg/l; aunque dichos valores son menores a los encontrados por Álvarez *et al.* (2000) (50.82 – 462.26 µg/l), éstos pueden justificar los niveles de O₂ en cuestión, los cuales promueven el aumento en los valores de pH y condiciones

limitadas en los nutrientes (Obs. Pers). Bajo este contexto, estas características halladas permiten inferir que el agua bombeada de la bahía de Gaira se encontraba en buenas condiciones, desde el punto de vista fisicoquímico, siendo apta para el abastecimiento de los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino.

Tabla 8. Valores de las variables fisicoquímicas del agua procedente del sector de El Rodadero (Bahía de Gaira, Santa Marta – Caribe colombiano) antes de someterse al proceso de filtración, comparados con otros estudios previos hechos en la misma área y época climática (seca menor – lluviosa mayor).

Variables	Actual investigación		Otros autores	
	[2000]	[2001]	Londoño [1999]	Serna y Vallejo [1996]
Temperatura (°C)	29	28	25 - 31	26.2 - 28.5
Salinidad (UPS)	33	34	32 - 40	29.7 - 35.1
pH	8,16	8,13	n.d	7.28 - 7.45
Saturación de O.D (%)	152,15	93,31	47.90 - 126.40	65 - 79
Amonio (µg-at/l)	<0,10	<0,10	0.02 - 2.34	0.30 - 1.46
Nitrito (µg-at/l)	0,63	5,06	0.01 - 1.26	0.09 - 0.30
Ortofosfatos (µg-at/l)	< 0,03	<0.03	n.d	0.30 - 0.56
Clorofila <i>a</i> (µg/l)	131,27	210,46	n.d	n.d
Feopigmento <i>a</i> (µg/l)	n.d	0,00	n.d	n.d

* O.D = Oxígeno disuelto; n.d = No determinado; µg-at/l = Microgramo – átomo/litro; µg/l = Microgramo/litro.

3.2. COMPONENTE ABIÓTICO

3.2.1. Temperatura, salinidad y pH. En general, durante los muestreos hechos en las dos fases de la investigación, estas tres variables presentaron una homogeneidad en su comportamiento, mostrando fluctuaciones ligeras. Esto se corrobora con el análisis estadístico comparativo hecho a escala espacial, en el que se observaron valores promedio con una baja dispersión ($D.S < 2.87$) y coeficientes de variación no mayores al 10% (Tabla 9). De esta manera, la temperatura osciló entre los 25 y 28 °C en el filtro, la piscina y los acuarios, siendo esta situación similar tanto a nivel espacial

como temporal ([Tabla 10](#); [Figura 6](#)) y acorde a los valores sugeridos por Giraldo y Jáuregui (1995; [En](#): Ortiz *et al.*, 1999), Fenner (1998) y Tullock (1997) para sistemas confinados de áreas tropicales ([Tabla 1](#)).

Tabla 9. Valores promedio de las variables fisicoquímicas que presentaron un comportamiento homogéneo en ambas fases del estudio (n = 9).

Variables		Año 2000					Año 2001					
		Muestrs					Muestrs					
		M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 6
Temperatura (°C)	X	26	27	27	27	27	27	27	25	26	27	27
	D.S.	0,6	0,3	0,3	0,3	0,4	0,9	0,7	2,9	0,9	1,1	0,7
	C.V.	2,29	1,16	1,20	1,20	1,60	3,47	2,78	11,34	3,49	4,19	2,47
Salinidad (UPS)	X	34,9	35,1	37,5	36,6	37,1	35,5	35,9	35,8	36,2	36,8	36,0
	D.S.	0,8	0,8	1,0	1,9	2,1	3,5	1,6	1,8	0,9	1,5	1,3
	C.V.	2,28	2,23	2,76	5,22	5,55	9,80	4,48	4,98	2,49	4,08	3,48
pH	X	7,82	7,89	7,89	7,93	7,67	7,78	7,89	7,94	7,90	7,89	7,91
	D.S.	0,2	0,2	0,2	0,3	0,3	0,4	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	C.V.	2,67	2,94	2,82	3,56	3,31	4,70	2,24	2,03	1,91	2,25	2,31

* X = Promedio; D.S. = Desviación estándar; C.V. = Coeficiente de variación.

Tabla 10. Valores de la temperatura (°C) y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 (n = 5) y 2001 (n = 6).

Sistema	Año 2000									Año 2001								
	M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	X	D.S	C.V		M 1	M 2	M 3	M 4	M 5	M 6	X	D.S	C.V
Filtro	n.d	28	27	27	n.d	27	0,3	1,06		27	27	29	28	29	28	28	0,9	3,19
Piscina	27	27	27	27	27	27	0,2	0,70		28	27	28	27	28	28	28	0,5	1,93
Corales	26	27	27	27	27	27	0,5	1,74		26	27	22	26	26	26	25	1,8	7,26
Pastos	26	27	27	27	26	26	0,5	1,89		25	26	24	25	26	26	25	1,0	3,97
Caballitos	26	28	27	27	28	27	0,8	3,05		27	26	23	26	27	27	26	1,5	5,96
Langostas	27	27	28	28	27	27	0,4	1,54		27	27	22	26	26	27	26	2,1	8,31
Anémonas	27	27	28	28	27	27	0,4	1,54		28	28	27	26	26	27	27	0,8	2,98
Jureles	26	27	27	27	27	27	0,4	1,67		27	26	27	26	26	27	27	0,5	2,07
Rayas	27	27	27	27	27	27	0,3	1,13		26	28	27	26	26	27	27	0,8	3,06

* X = Media; D.S = Desviación estándar; C.V = Coeficiente de variación; n.d = No determinado.

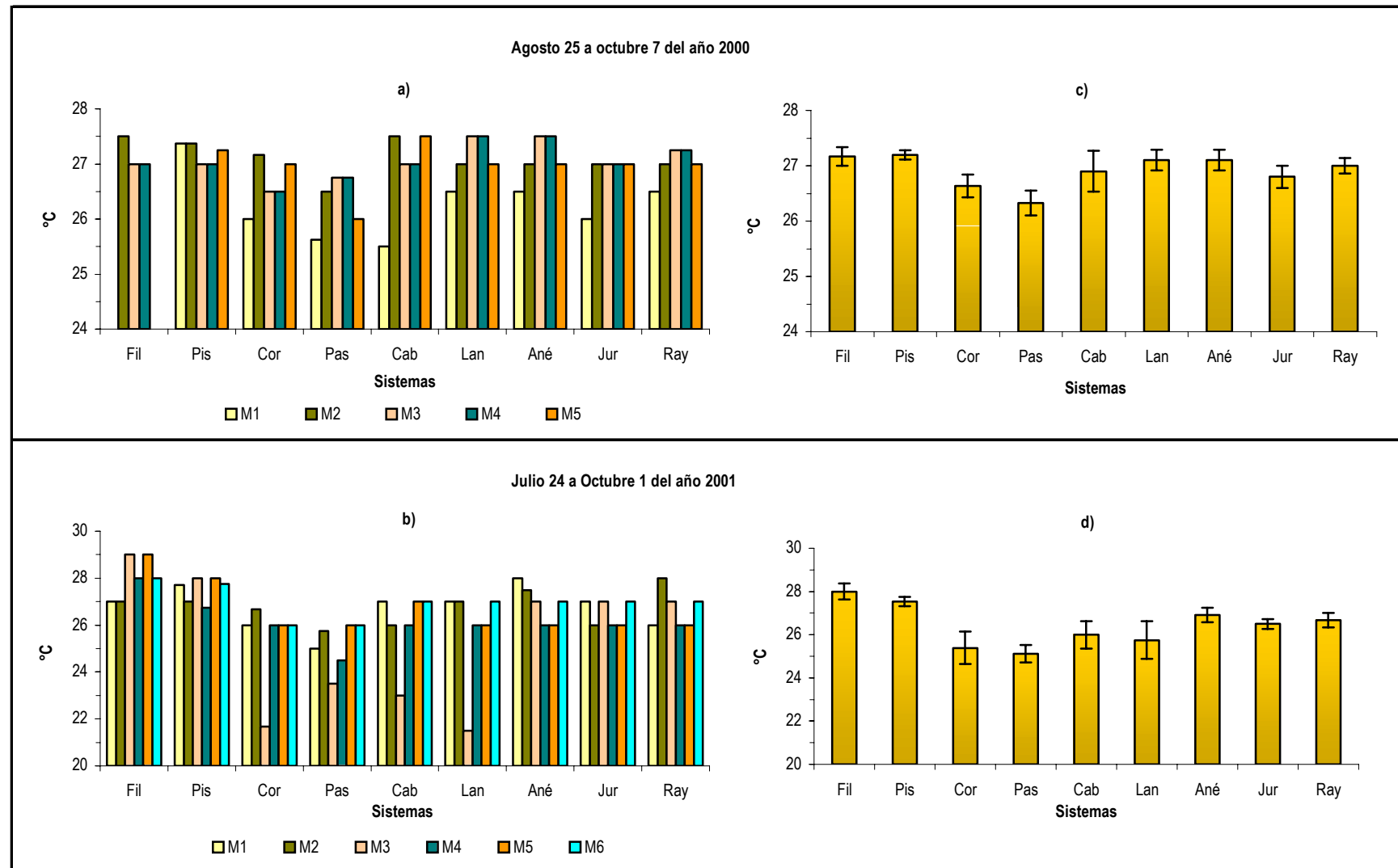


Figura 6. Comportamiento de la temperatura en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino. a) y b) valores promedio por muestreo; c) y d) valores promedio totales con su respectiva desviación estándar [H].

Los valores de salinidad para el segundo semestre del año 2000 se encontraron cercanos a los 35 – 37 UPS ([Tabla 11](#)), rango teórico reportado por algunos autores como Adey y Loveland (1998) y Moe (1992) para acuarios marinos tropicales. En el microecosistema de pastos marinos surgieron cambios temporales superiores a 37 UPS durante algunos muestreos (3, 4 y 5), influyendo así en la media de los datos (38 UPS) ([Figuras 7a y 7c](#)). Según Adey y Loveland (1998), factores como la evaporación disminuye el volumen del agua e incrementa los niveles de concentración salina que, en este caso, es promovido por las lámparas que iluminan este tipo de sistemas y su ubicación en un área completamente cerrada donde se concentra fácilmente el calor al apagar el aire acondicionado.

En el segundo año, ya se observó una estabilización en los acuarios (35 – 37 UPS) pero aparece un evento similar al anterior en el filtro externo y la piscina, cuyas salinidades promedio alcanzaron los 38 y 39 UPS, respectivamente. En estos dos sistemas el mayor aumento se obtuvo drásticamente en el muestreo 1 (40 – 41 UPS), normalizándose solo hasta el cuarto e incrementándose nuevamente en el quinto ([Figuras 7b y 7d](#)). Los recambios hechos con agua procedente de la bahía y que coincidieron con las fechas programadas para cada uno de los muestreos ([Tabla 12](#)), pueden asociarse a este comportamiento atípico, además del mayor nivel de evaporación que estos dos sistemas pueden presentar al estar expuestos a la luz solar durante el día, aun contando con un cubrimiento del 75% de la polisombra en la piscina. Es factible descartar que el agua proveniente de la Bahía de Gaira haya entrado al sistema con alta concentración salina, además de contar con los resultados obtenidos para el agua sin filtración previa (34 UPS) ([Tabla 8](#)), pero dicho proceso hecho únicamente con agua de mar, puede ocasionar un efecto acumulativo en la salinidad al tener un confinamiento del cuerpo de agua y una reducción en su volumen anterior (Obs. pers.).

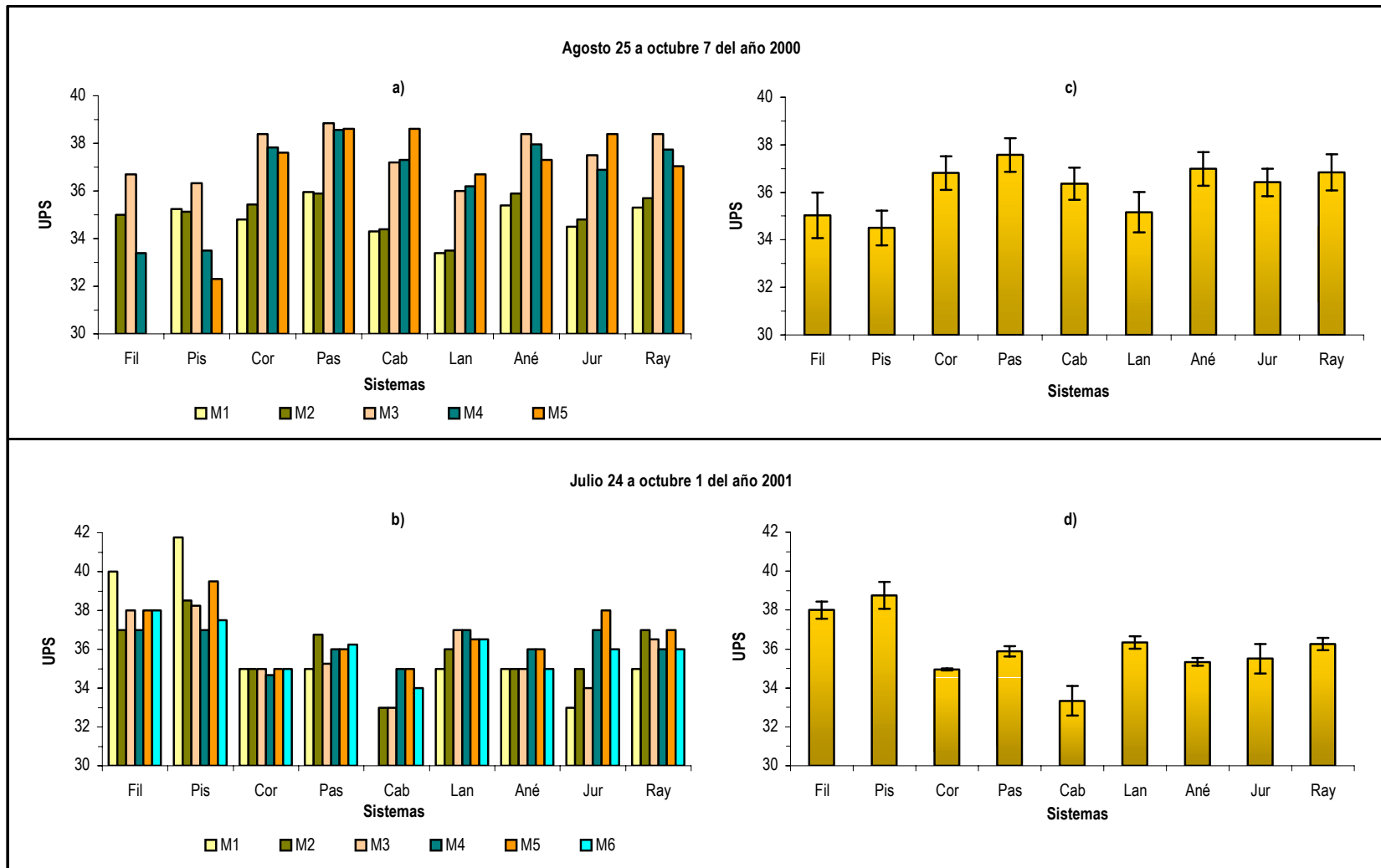


Figura 7. Comportamiento de la salinidad en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino. a) y b) valores promedio por muestreo; c) y d) valores promedio totales con su respectiva desviación estándar [H].

Según Vidal y Carbonell (1977; En: Acosta y Cañón, 1999), la alta evaporación ocurre cuando existe un encerramiento físico del área, poca profundidad y/o deficiencias en la circulación del agua. Este concepto dado específicamente para ecosistemas marinos naturales, puede aplicarse igualmente en este evento, ya que las condiciones de un estanque en particular se asemejan a lo dicho anteriormente: sistema cerrado o semi – cerrado con recambios esporádicos de agua que conllevan a un reciclamiento repetido por cierto período de tiempo e influencia de la luz solar que aumenta los niveles de evaporación (Coll, 1986).

Tabla 11. Valores de salinidad (UPS) y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 (n = 5) y 2001 (n = 6).

Sistema	Año 2000					X	D.S	C.V	Año 2001						X	D.S	C.V
	M1	M2	M3	M4	M5				M1	M2	M3	M4	M5	M6			
Filtro	n.d	35	37	33	n.d	35	1,7	4,71	40	37	38	37	38	38	38	1,1	2,88
Piscina	35	35	36	34	32	35	1,6	4,61	42	39	38	37	40	38	39	1,7	4,39
Corales	35	35	38	38	38	37	1,6	4,32	35	35	35	35	35	35	35	0,1	0,39
Pastos	36	36	39	39	39	38	1,5	4,02	35	37	35	36	36	36	36	0,6	1,80
Caballitos	34	34	37	37	39	36	1,9	5,27	30	33	33	35	35	34	33	1,9	5,59
Langostas	33	34	36	36	37	35	1,6	4,50	35	36	37	37	37	37	36	0,8	2,07
Anémonas	35	36	38	38	37	37	1,3	3,50	35	35	35	36	36	35	35	0,5	1,46
Jureles	35	35	38	37	38	36	1,7	4,68	33	35	34	37	38	36	36	1,9	5,27
Rayas	35	36	38	38	37	37	1,3	3,58	35	37	37	36	37	36	36	0,8	2,09

* X = Media; D.S = Desviación estándar; C.V = Coeficiente de variación; n.d = No determinado.

Tabla 12. Registro de algunas observaciones referentes al tratamiento y/o manejo efectuado en los diferentes sistemas del Acuario Museo Mundo Marino, durante el tiempo en que se desarrolló la presente investigación.

Muestreo (Fecha)	Sistema	Observaciones
1 (25-08-00)	Piscina	Reducción del 50% de volumen.
2 (25-08-00)	Piscina	Recambio de agua y sifoneo (limpieza del fondo o sedimento).
	Acuarios	Recambio del 10% de volumen y sifoneo. Instalación de lámparas actínicas "moon light".
3 (8-09-00)	Piscina	Reducción del 25% de volumen.
4 (22-09-00)	Piscina	Recambio de agua.
5 (7-10-00)	Acuarios	Sifoneo.

Continuación Tabla 12

Muestreo (Fecha)	Sistema	Observaciones
1 (24-07-01)	Filtro externo	Nivel muy bajo en el reservorio.
	Piscina	Bombeo de agua desde la bahía la noche anterior al día del muestreo.
	Arrecife coralino	Instalación de lámparas "halide metal".
	Pastos marinos	Adición de un tiburón nodriza pequeño a este acuario.
	Jureles y bivalvos	Presencia de ascidias en moderada cantidad en las paredes y el fondo del acuario. Residuos de comida en la superficie del agua.
2 (6-08-01)	Piscina	Bombeo de agua el día 2 de agosto. Influencia de lluvias durante los días 4 y 5 de agosto.
	Acuarios	Adición de bicarbonato de sodio el día 2 de agosto.
3 (22-08-01)	Piscina	Recambio de agua efectuado el mismo día del muestreo, interrumpido 2 horas después por influencia de la pluma del río Gaira en la bahía.
	Langostas Jureles y bivalvos Caballitos Rayas	Recambio de agua. Residuos de alimento en la superficie del agua.
4 (4-09-01)	Filtro externo	Cambio de guatas
	Piscina	Influencia de lluvias moderadas el día 3 y 4 de septiembre.
	Rayas	Presencia de pez muerto en la superficie del agua.
5 (18-09-01)	Piscina	Recambio de agua en horas de la mañana.
6 (1-10-01)	Langostas Jureles y bivalvos	Residuos de alimento en la superficie del agua.

Igual a la temperatura, el pH no mostró fluctuaciones drásticas en los dos monitoreos teniendo un rango promedio de 7.5 – 8.2, tanto en la piscina y el filtro como en todos los acuarios ([Tabla 13](#)). Aunque el valor mínimo no se ajusta a los estipulados para sistemas cerrados marinos tropicales, se

puede afirmar que su comportamiento fue estable durante todo el tiempo de estudio (Figura 8). Basándose en el pH ideal para esta clase de acuarios (8.0 - 8.4) según Adey y Loveland (1998), el valor mínimo promedio (7.6) indicaría un pH bajo, aunque la pequeña diferencia (0.39) no sería necesariamente significativa de algún cambio relevante. Otros autores consideran que valores entre 7.5 – 8.3 son normales (Giraldo y Jáuregui, 1995; En: Ortiz *et al.*, 1999; Spotte, 1973), siendo posible que estos niveles disminuyan ante una acumulación de dióxido de carbono (CO₂) en el cuerpo de agua.

Tabla 13. Valores de pH y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 (n = 5) y 2001 (n = 6).

Sistema	Año 2000					Año 2001											
	M1	M2	M3	M4	M5	X	D.S	C.V	M1	M2	M3	M4	M5	M6	X	D.S	C.V
Filtro	n.d	8,1	8,1	8,2	n.d	8,1	0,06	0,72	8,1	8,0	8,0	7,9	8,1	8,1	8,0	0,06	0,77
Piscina	8,1	8,1	8,1	8,3	8,0	8,1	0,11	1,34	8,1	8,0	8,0	8,0	8,1	8,0	8,0	0,05	0,60
Corales	7,9	7,9	7,9	7,9	7,7	7,9	0,10	1,25	8,2	8,1	8,1	8,1	8,0	8,2	8,1	0,05	0,66
Pastos	7,9	8,0	7,9	8,0	7,7	7,9	0,10	1,30	7,4	7,6	7,8	7,8	7,7	7,9	7,7	0,18	2,38
Caballitos	7,8	7,7	7,9	7,9	7,7	7,8	0,11	1,35	7,9	7,8	7,8	7,8	7,8	7,9	7,8	0,03	0,38
Langostas	7,5	7,6	7,6	7,5	7,3	7,5	0,11	1,54	7,4	7,9	7,8	7,7	7,9	7,6	7,7	0,17	2,19
Anémonas	8,1	8,2	8,2	8,3	8,1	8,2	0,10	1,18	8,1	8,0	7,9	8,1	8,1	8,1	8,1	0,08	1,00
Jureles	7,7	7,6	7,6	7,7	7,5	7,6	0,07	0,86	7,2	7,9	8,3	7,9	7,6	7,7	7,8	0,37	4,78
Rayas	7,7	7,8	7,7	7,7	7,4	7,7	0,14	1,82	7,8	7,6	7,7	7,7	7,8	7,9	7,7	0,07	0,96

* X = Media; D.S = Desviación estándar; C.V = Coeficiente de variación; n.d = No determinado.

Cuando el CO₂ es transformado en ácido carbónico (H₂CO₃) y el sistema de aireación no es eficiente, la mayor cantidad de este gas se va reteniendo, siendo difícil liberar el exceso hacia el exterior. Los componentes de fosfatos y otros ácidos orgánicos, también influyen en el descenso del pH, ya que éstos tienden a acumularse en sistemas marinos cerrados convencionales cuando no presentan una recirculación rápida que facilite ser llevados a niveles más bajos de concentración como sucede, generalmente, en el medio natural. Es importante tener en cuenta que la caída del pH se puede acelerar al existir una sobresaturación y/o acumulación de detritus, disolventes orgánicos

(sustancias proteicas, aminoácidos, fenoles, entre otros) y ausencia de material calcáreo que promueven un ascenso en la alcalinidad (Moe, 1992).

Los valores más bajos de pH registrados durante el año 2000 (7.3 – 7.6), se obtuvieron en los acuarios de las langostas, jureles y rayas ([Tabla 13](#); [Figura 8a y 8c](#)), los cuales se caracterizaron por tener una mayor carga orgánica debido a la cantidad, tamaño y tipo de alimentación de los organismos (Obs. pers.). En ellos, durante la mayor parte de los monitoreos efectuados, se pudo observar residuos de comida sobre la superficie del agua en horas posteriores al tiempo estipulado para la alimentación ([Tabla 12](#)); lo anterior unido a los procesos de excreción y respiración de los individuos en cautiverio, pueden conducir a un incremento en la producción de ácidos orgánicos que no forman parte del sistema buffer del agua, como se explicó anteriormente con el ácido carbónico (H_2CO_3).

En el segundo semestre del año 2001 sigue observándose el mismo comportamiento explicado anteriormente en los mismos sistemas (7.2 – 7.6), apareciendo también en el acuario de pastos marinos en donde se albergó una mayor cantidad de peces (cirujanos, pargos, ballestas, lenguados, voladores de fondo, entre otros) y un tiburón pequeño durante dicha época. Cuando se tiene un pH inicial de 8.0 comenzando a disminuir en las siguientes semanas a 7.8, se puede contemplar la posibilidad de una acumulación de CO_2 ; si este descenso continúa a valores menores de 7.6, es factible que dicha acumulación sea más fuerte, requiriéndose medidas al respecto. Una de las soluciones útiles para este desbalance es la adición de bicarbonato de sodio (Na_2CO_3) como amortiguador de pH, el cual agregaron los funcionarios de Mundo Marino en la mayoría de los sistemas días antes del segundo muestreo ([Tabla 12](#)). Después de este tratamiento, se detectó un incremento en los ambientes que tenían un pH menor de 7.4 ([Tabla 13](#); [Figura 8c](#)).

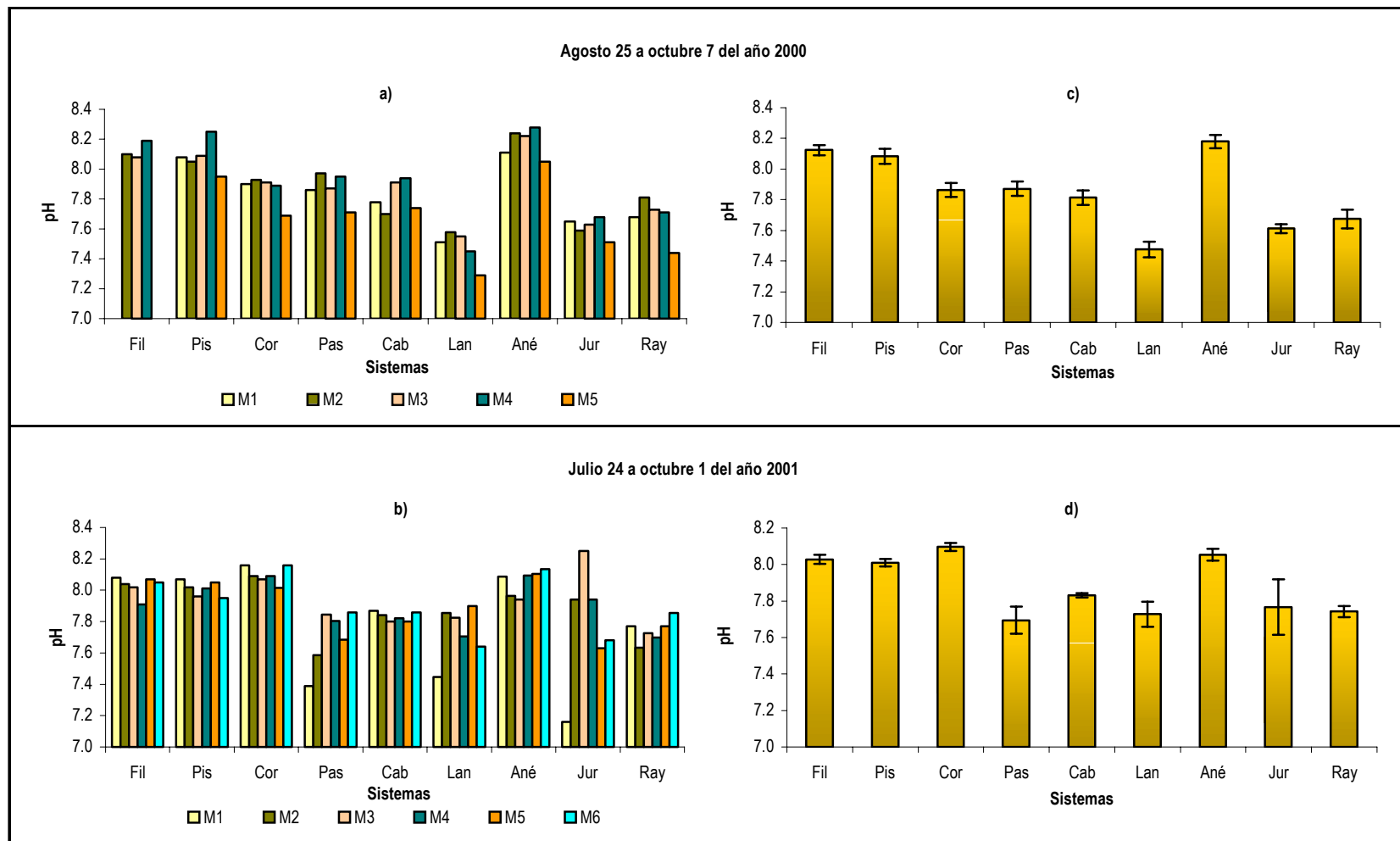


Figura 8. Comportamiento del pH en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino. **a)** y **b)** valores promedio por muestreo; **c)** y **d)** valores promedio totales con su respectiva desviación estándar (H).

3.2.2. Saturación de oxígeno. Para simular ambientes marinos naturales en acuarios, Giraldo y Jáuregui (1995; En: Ortiz *et al.*, 1999) sugieren que la concentración aceptable de oxígeno disuelto (O.D) en el agua debe estar entre 5 – 7 mg/l (3.5 – 4.9 ml/l), mientras que otros autores como Adey y Loveland (1998) citan estos valores (día – noche) entre 5.5 – 8.5 mg/l (3.9 – 6.0 ml/l). No obstante, la alta demanda por parte del componente biótico y la acción bacterial de los filtros biológicos impiden lograr una sobresaturación en condiciones normales, obteniéndose entonces niveles más bajos, superiores a 4 mg/l (>2.8 ml/l ~ >57%). Con base en estos rangos teóricos, los resultados correspondientes al segundo año de la presente investigación mostraron una variabilidad baja, tanto espacial como temporal (C.V = 13.81 - 48.80%), alcanzando incluso coeficientes de variación con porcentajes menores a 30 que indican un comportamiento homogéneo ([Tabla 14](#)).

En general, las saturaciones promedio para el filtro, la piscina y los acuarios se encontraron por encima del 50% (50.65 – 75.94% ~ 3.6 – 5.4 mg/l ~ 2.5 – 3.7 ml/l), cuyo límite máximo concuerda sólo con los valores teóricos mínimos para microcosmos tropicales ([Tabla 14](#); [Figura 9](#)). El filtro, el acuario de las anémonas y el de rayas, fueron los sistemas con las concentraciones más altas durante todos los muestreos (60.47 – 100.2% ~ 4.05 – 6.67 mg/l ~ 2.84 – 4.6 ml/l) observándose, al mismo tiempo, fluctuaciones marcadas en otros ambientes cuyos datos se alejan del valor promedio de saturación (<50%). En este caso, el acuario de langostas presentó inicialmente 72.90% de O.D (4.93 mg/l ~ 3.45 ml/l) disminuyendo luego a 44.56% (3.33 mg/l ~ 2.33 ml/l) en el tercer muestreo, indicando una reducción en casi un 30%. Situaciones similares a ésta sucedieron en los acuarios de pastos marinos (68.61 - 45.98 % ~ 4.86 – 3.34 mg/l ~ 3.40 – 2.34 ml/l) y jureles en diferentes momentos del monitoreo, hallando en el último niveles de hasta 36.15% (2.43 mg/l ~ 1.70 ml/l).

Tabla 14. Valores de saturación de oxígeno disuelto (%) y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 (n = 3) y 2001 (n = 6).

Sistema	Año 2000									Año 2001								
	M1	M2	M3	M4	M5	X	D.S	C.V		M1	M2	M3	M4	M5	M6	X	D.S	C.V
Filtro	nd	195.66	157.47	nd	nd	176.56	27.0	15.3		100.43	70.69	76.11	72.87	70.45	65.06	75.94	12.5	16.5
Piscina	246.50	147.00	117.68	nd	nd	170.39	67.5	39.6		84.35	61.13	66.17	66.80	55.94	55.27	64.94	10.7	16.5
Corales	251.03	148.49	126.99	nd	nd	175.50	66.3	37.8		95.60	84.85	53.46	76.73	72.70	66.13	74.91	14.6	19.5
Pastos	266.79	164.57	122.37	nd	nd	184.58	74.3	40.2		48.51	46.26	45.98	68.61	59.62	56.57	54.26	9.0	16.6
Caballitos	206.54	164.54	131.73	nd	nd	167.60	37.5	22.4		82.29	85.39	50.18	78.57	61.48	66.52	70.74	13.7	19.3
Langostas	275.67	151.79	114.54	nd	nd	180.67	84.4	46.7		72.90	75.53	44.56	66.32	40.68	42.39	57.06	16.2	28.4
Anémonas	205.32	158.34	157.51	nd	nd	174.06	27.1	15.6		86.92	83.25	60.62	71.95	66.04	70.11	73.15	10.1	13.8
Jureles	263.51	66.28	82.77	nd	nd	137.19	109.7	80.0		40.99	66.92	52.18	71.17	37.48	36.15	46.00	22.4	48.8
Reyes	220.54	167.60	137.37	nd	nd	175.17	42.1	24.0		79.47	91.71	60.47	74.38	63.43	70.74	73.37	11.4	15.5

* X = Promedio; D.S = Desviación estándar; C.V = Coeficiente de variación (%); n.d = No determinado.

Los cambios constantes de esta variable se pueden atribuir a diferentes causas. Una de ellas es la escasez del componente fitoplanctónico, la cual fue evidente en el segundo semestre del año 2001. En la [figura 14](#) se puede apreciar cómo la biomasa fitoplanctónica disminuyó drásticamente en casi un 50%, teniendo así menos aporte de oxígeno por parte del componente autotrófico (Adey y Loveland, 1998; Margalef, 1991). Igualmente, factores como la salinidad pudo haber alterado el comportamiento del oxígeno, tendiendo a disminuir a mayor concentración salina; esta situación fue evidente en la piscina y el filtro, aunque su decremento no fue tan marcado debido a la ubicación en un área descubierta y al movimiento del agua en la superficie que facilita la difusión de gases en la interfase aire – agua, respectivamente (Obs. pers.).

Otro aspecto que se debe tener en cuenta en el consumo de O₂ es la mineralización – de la materia orgánica (M.O), la cual se produce en las capas superiores del agua con una rápida declinación en la concentración de este gas. Pese a que la cantidad de M.O no fue medida en este trabajo, se puede asumir su repercusión al detectarse una acumulación muy alta de ortofosfatos y nitrito ([Figuras 12](#) y [13](#)), pues es sabido que a través de los ciclos biogeoquímicos respectivos en donde participa fuertemente la actividad biológica, se incorporan estos nutrientes en el agua (Roldan 1981).

Lo anterior, sumado a una carga orgánica alta, conduce a la formación de residuos o desechos que implica un incremento en la tasa oxidativa y una alteración en las propiedades mecánicas y ópticas del agua, tendiendo a rebajar la tensión superficial al aumentar la degradación de M.O. Dicha acción tensoactiva surge junto con la formación de manchas de apariencia mate y aceitosa (*slicks*), que impide la difusión de gases en la interfase aire – agua (Fenner, 1998; Margalef, 1991). Estos conceptos que sugieren una síntesis de O.D en función de la cantidad de materia orgánica, contrastan con una relación recíproca explicada por autores como Warren (1971) y Mc Graw *et al.*, (2001), quienes observaron que el bajo suministro de O₂ influye en el metabolismo de los individuos, disminuyendo así el consumo de alimento. Esto trae como consecuencia, además de un aumento en el material de desecho, un crecimiento más lento y poca supervivencia del componente biótico en cautiverio. Situaciones similares las plantea Margalef (1991), quién además sostiene que los individuos con poca movilidad y de mayor tamaño consumen una concentración más baja de O.D, debido a un metabolismo más lento, evento contrario en aquellos organismos de menores dimensiones ([Tabla 15](#)).

Tabla 15. Consumo medio de oxígeno de organismos representativos de diversos grupos (Tomado y modificado de Margalef, 1991).

Tipo de organismos	Consumo de O ₂ (ml – g ⁻¹ – h ⁻¹)
Bacterias	110
Invertebrados sésiles y/o con poco movimiento (corales, anélidos, entre otros)	0.005 – 0.002
Peces grandes	0.005 – 0.1
Peces pequeños	0.2 – 0.24

* ml – g⁻¹ – h⁻¹ = mililitros de O₂ por gramo de peso seco y hora (15 – 20 °C).

En este caso y con base en lo anterior, los acuarios que registraron saturaciones más bajas de oxígeno denotan que los requerimientos de éstos no son compensados satisfactoriamente, pues el tipo de alimentación (concentrado + trozos de pescado) y su ubicación en un área totalmente cerrada hacen que exista un agotamiento rápido (Obs. pers.). Los procesos de circulación y aireación del agua juegan un papel importante para el suministro de este O.D en sistemas cerrados marinos: El primero, crea

movimientos en el cuerpo de agua que facilita el aporte recíproco de gases en la superficie, además de la distribución uniforme de los niveles de concentración en zonas más profundas, similar a un medio natural; el segundo mecanismo suple la limitación en el suministro de oxígeno, al carecer de fuentes que aporten la cantidad suficiente y necesaria, como por ejemplo la presencia del componente fitoplanctónico y los procesos de difusión de gases en la interfase aire – agua (Fenner, 1998; Adey y Loveland, 1998). Esto también podría cuestionarse en la piscina y otros sistemas con concentraciones normales de oxígeno, pues en las horas de los días correspondientes a cada uno de los muestreos, en donde se esperaba un máximo de concentración de O₂ (10:00 – 12:00), solo se obtuvieron niveles que no superaron el 90% de saturación a partir del segundo muestreo, percibiéndose además una ausencia en el movimiento del agua en la superficie que contrarresta así la velocidad de difusión de gases (Obs. pers.).

Retomando los datos correspondientes al año 2000, éstos pueden interpretarse como inapropiados a una situación real por alcanzar saturaciones promedio de hasta 184.59% (12.95 mg/l ~ 9.07 ml/l) debido a fallas cometidas durante el desarrollo del método de Winkler ([Tabla 14](#); [Figura 9](#)). Tal como sugiere Ramírez (1992), es factible que en el momento de la estandarización del tiosulfato de sodio (Na₂S₂O₃) o durante la misma titulación de las muestras, hayan existido errores sistemáticos que alteraron el factor de corrección aplicado en el cálculo de la concentración de O.D, como también la presencia de algunas sustancias que hayan interferido químicamente en el proceso (hierro, nitrito, sulfuros y sulfitos). Para la construcción de los acuarios se recurren a cierto tipo de materiales que inevitablemente interactúan con los ecosistemas que se están representando, como por ejemplo siliconas, pinturas y artefactos en hierro (tornillos, tuercas, etc), que al estar en contacto con el agua van desprendiendo sustancias oxidantes y/o reductoras que, generalmente, permanecen

en forma insoluble modificando luego el verdadero contenido de O₂ (Adey y Loveland, 1998; Jimeno, 1993). Este problema también podría objetarse en los resultados del año 2001, aunque el haber obtenido el mismo tipo de datos (< 90%) durante seis muestreos con una baja heterogeneidad (13.81- 48.80%), brinda confianza en la veracidad de los mismos.

Sin embargo, la situación evidente en todos los muestreos de la primera fase, muestra también una variabilidad relativamente baja para algunos sistemas y entre los datos promedios, reflejado en los coeficientes de variación (15.29 - 80.00%) (Tabla 14). Del mismo modo, puede ser posible que dichos valores indiquen niveles altos de sobresaturación que normalmente suele ocurrir en acuarios marinos con una circulación y aireación eficientes, teniendo además una cantidad considerable de fitoplancton que proporcione niveles extras de oxígeno (Obs. pers.). Tullock (1997) afirma que en sistemas con condiciones ideales como las mencionadas anteriormente, se pueden encontrar niveles sobre los 6.8 mg/l. (4.8 ml/l) los cuales suministran el 100% de saturación, alcanzando incluso más del 125% con suficiente aireación; asimismo, Adey y Loveland (1998) reportan concentraciones de microcosmos similares entre 8.5 – 9.5 mg/l (6.0 – 6.7 ml/l ~ 120.40 – 134.60%).

Análogamente, al relacionar los porcentajes obtenidos con los valores promedio de biomasa fitoplanctónica (22.69 – 86.56 µg/l) ([Figura 10](#)), es probable que haya surgido una producción alta de este gas en los acuarios, la piscina y el filtro, situación totalmente contraria en el año 2001 y similar a la distribución de O.D en ambientes marinos naturales en donde el transporte de gases es más rápido cuando hay mayor turbulencia. Así los volúmenes de agua se mueven en diferentes sentidos aumentando entonces el contenido de oxígeno hasta la sobresaturación, contando además con la

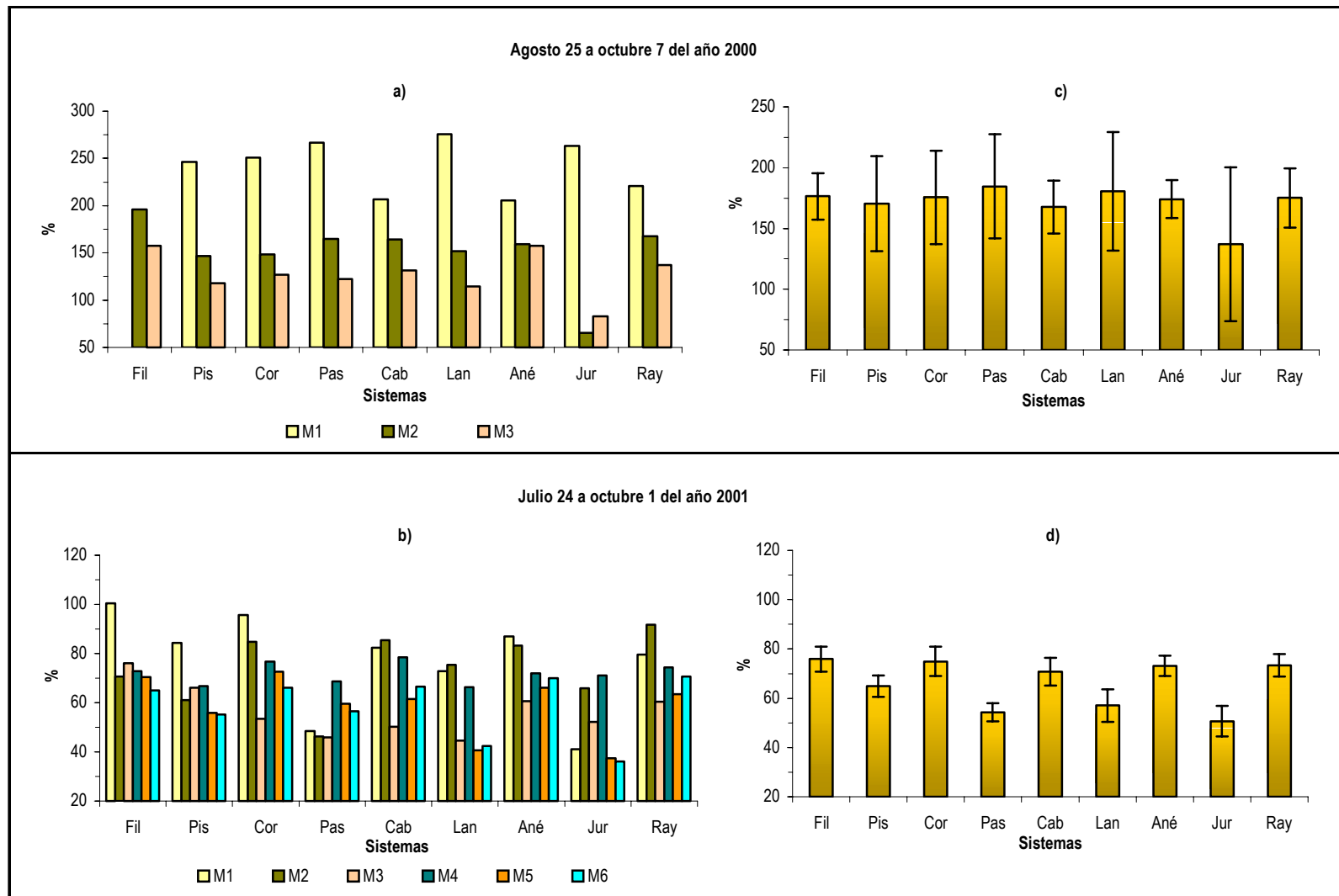


Figura 9. Comportamiento del oxígeno en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino. **a)** y **b)** valores promedio por muestreo; **c)** y **d)** valores promedio totales y su respectiva desviación estándar (H).

presencia del fitoplancton ($\pm 120\%$) y llegando a ser mayor durante las horas de máxima intensidad lumínica (Margalef, 1991).

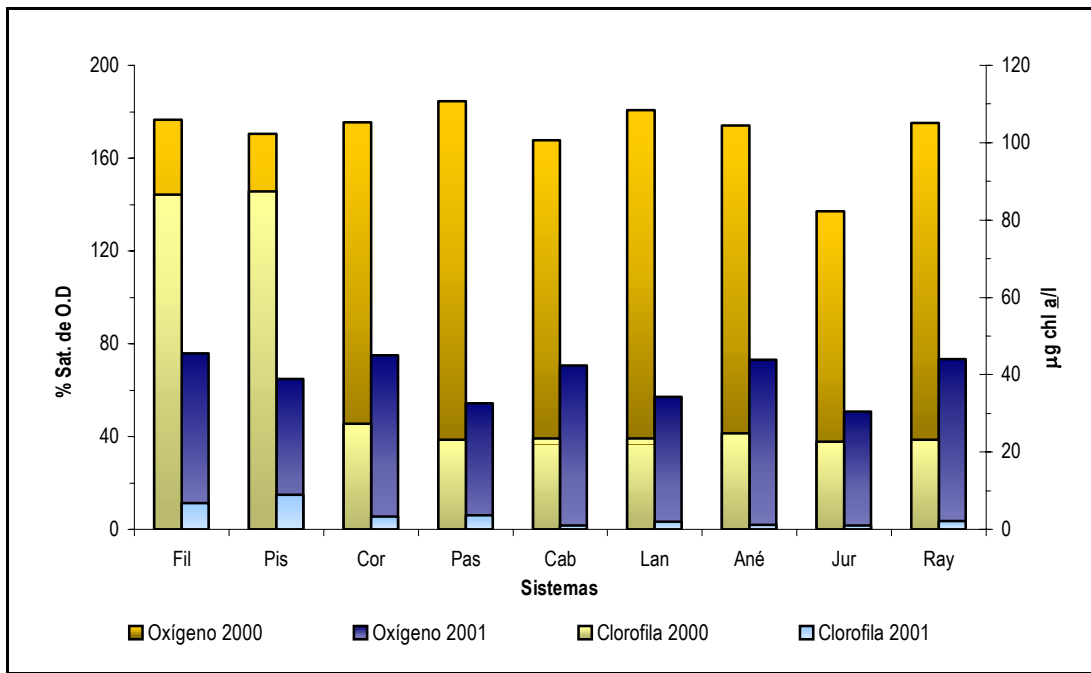


Figura 10. Relación entre los niveles de oxígeno (% Sat. de O.D) y la biomasa fitoplanctónica ($\mu\text{g chl a/l}$) durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 (columnas amarillas) y 2001 (columnas azules).

3.2.3. Amonio. Un comportamiento heterogéneo en los datos fue lo que caracterizó a esta variable en todos los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino durante ambas fases de la investigación. Esto se pudo notar con los coeficientes de variación (>30%) y errores estándar que, aunque se encuentran dentro de un rango de valores muy bajos (0.07 – 1.78), es considerable la distancia existente entre las concentraciones calculadas y las medias correspondientes que poseen las mismas magnitudes (Tabla 16 y 17).

A pesar de esta dispersión, si la mayoría de dichos promedios en cada sistema doblaron o incluso sobrepasaron tres veces su valor, las concentraciones determinadas no mostraron alteraciones drásticas en los niveles de amonio, acercándose solo hacia el mínimo establecido para sistemas cerrados marinos tropicales (2.78 – 27.8 $\mu\text{g-at/l}$ ~ 0.05 – 0.5 mg/l) reportado por Giraldo y Jáuregui (1995; En: Ortiz *et al.*, 1999) (Tabla 16 y 17; Figura 11). Estas cantidades de NH_4^+ concuerdan con lo expuesto por otros autores, los cuales sugieren que en condiciones normales las concentraciones deben ser menores a 0.25 mg/l ~ 13.89 $\mu\text{g-at/l}$ (Fenner, 1998) o incluso iguales a 0.0 mg/l (Tulloch, 1997).

Tabla 16. Valores de la concentración de amonio ($\mu\text{g-at/l}$) y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 (n = 2 a 5) y 2001 (n = 2 a 6). Los valores promedio en unidades de mg/l se encuentran en la tabla 17.

Sistema	Año 2000									Año 2001								
	M1	M2	M3	M4	M5	X	D.S	C.V	M1	M2	M3	M4	M5	M6	X	D.S	C.V	
Filtro	n.d	<0.10	<0.10	0.75	<0.10	0.75	-	-	0.42	3.56	1.34	5.11	0.80	5.30	2.75	2.2	79.54	
Piscina	1.37	3.18	<0.10	1.48	2.866	2.22	0.9	42.02	5.89	6.90	3.82	5.74	2.72	6.63	5.28	1.7	31.31	
Corales	0.36	0.44	<0.10	0.54	0.74	0.52	0.2	31.56	<0.10	<0.10	<0.10	0.15	<0.10	0.73	0.44	0.4	94.54	
Pastos	0.71	<0.10	<0.10	0.67	0.434	0.60	0.1	24.67	1.34	2.49	<0.10	4.73	<0.10	0.64	2.30	1.8	77.93	
Cabalillos	<0.10	<0.10	<0.10	0.57	0.129	0.35	0.3	89.15	<0.10	<0.10	<0.10	0.14	<0.10	3.29	1.71	2.2	129.79	
Langostas	1.65	0.20	<0.10	1.60	1.192	1.16	0.7	57.65	2.09	0.84	1.51	7.53	0.64	2.56	2.53	2.6	101.13	
Anémonas	0.29	1.05	<0.10	0.59	0.154	0.52	0.4	75.94	<0.10	<0.10	<0.10	1.78	<0.10	0.24	1.01	1.1	107.62	
Jureles	<0.10	<0.10	<0.10	0.33	<0.10	0.33	-	-	9.09	4.14	<0.10	<0.10	<0.10	0.38	4.54	4.4	96.26	
Rayas	0.20	<0.10	<0.10	0.50	0.783	0.49	0.3	59.26	<0.10	1.25	<0.10	0.70	<0.10	1.46	1.14	0.4	34.51	

* X = Promedio; D.S = Desviación estándar; C.V = Coeficiente de variación; n.d = No determinado; (-) = No calculado.

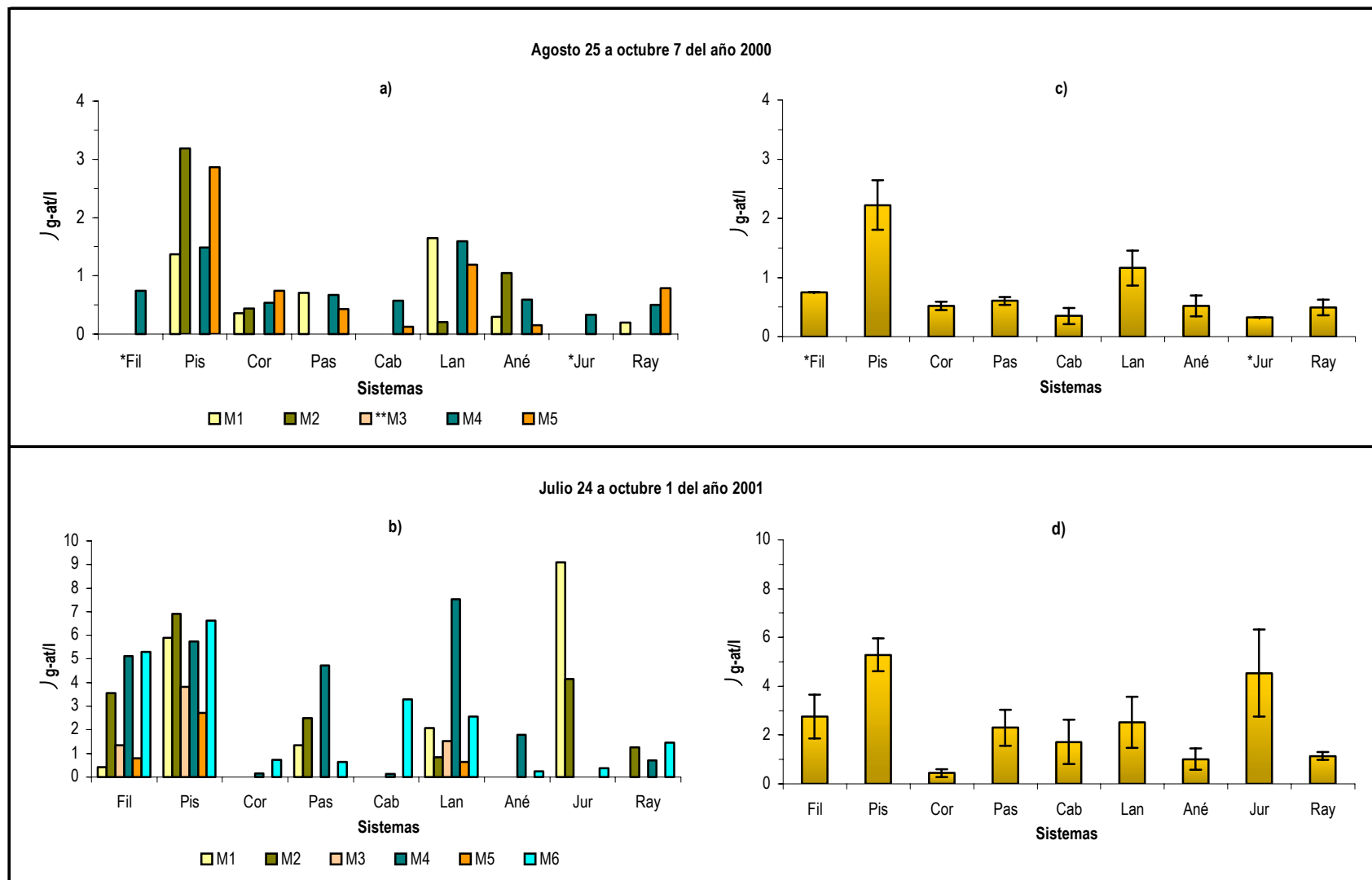


Figura 11. Comportamiento del ion amonio en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino. **a)** y **b)** valores promedio por muestreo; **c)** y **d)** valores promedio totales con su respectiva desviación estándar (H). * Correspondiente a un solo dato >0,1 µg-at/l; ** Todos los valores fueron <0,1µg-at/l.

Tabla 17. Valores promedio de cada uno de los nutrientes evaluados en la presente investigación, en unidades de miligramo por litro (mg/l).

Sistema	Año 2000			Año 2001		
	Amonio	Nitrato	Ortofosfatos	Amonio	Nitrato	Ortofosfatos
Filtro	0.01	0.32	3.40	0.05	2.50	4.92
Piscina	0.04	0.07	4.22	0.10	2.94	5.87
Corales	0.01	0.12	1.84	0.01	1.74	4.46
Pastos	0.01	0.18	3.40	0.04	1.92	16.42
Caballitos	0.01	0.17	3.11	0.03	0.82	3.80
Langostas	0.02	0.25	19.67	0.05	3.54	15.31
Anémonas	0.01	0.47	2.93	0.02	3.27	6.01
Jureles	0.01	<0,0005	2.92	0.08	0.86	15.03
Rayas	0.01	0.04	15.01	0.02	0.25	7.87

* Los rangos normales de concentración sugeridos para sistemas cerrados marinos se encuentran en las tablas 1 y 2.

En el año 2000 la variabilidad en los valores de concentración fue de baja a moderada, encontrándose los más altos en la piscina (1.80 µg-at/l ~ 0.032 mg/l) y el acuario de langostas (0.95 µg-at/l ~ 0.017 mg/l), en donde se puede apreciar una carga orgánica mayor, teniendo en cuenta la clase y tamaño del alimento y la cantidad de las especies que allí habitan ([Tabla 5](#)). Se comprende que las formas inorgánicas de nitrógeno, tales como el NH₄⁺, sean en cantidades mayores especialmente donde la descomposición de materia orgánica (M.O) es más activa y en aquellos momentos en que dichos procesos revisten particular intensidad (Margalef, 1982; En: Rojas, 2000). El gran aporte en los niveles de M.O conduce a la activación de las reacciones de “*amonificación*” de los desechos orgánicos (heces fecales, residuos de alimento y muerte animal) realizada por las bacterias heterotróficas (*Nitrosomonas* sp.), la deaminación y transaminación del alimento digerido y asimilado por los individuos (Rheinheimer, 1991; En: Basuyaux y Mathieu, 1999). También se debe considerar el morfotipo de las especies implicadas, como por ejemplo los crustáceos (camarones y langostas, entre otros), quienes se definen como grandes productores de amonio a través de los procesos de excreción (Chu-Chen y Kou, 1996).

Durante el tiempo de muestreo correspondiente al año 2001 se presentó nuevamente la misma situación en cada micro-ecosistema, pero la heterogeneidad en el rango de los valores promedio estuvo mucho más alta (C.V = 31.31 – 129.79%), encontrándose las mayores concentraciones en la piscina (5.28 $\mu\text{g-at/l}$ ~ 0.10 mg/l) y el acuario de jureles (4.54 $\mu\text{g-at/l}$ ~ 0.08 mg/l).

El requerimiento de un acuario marino en cuanto a la cantidad de amonio presente, se debe a la gran toxicidad que el nitrógeno inorgánico presenta cuando se acumula en sus tres formas (NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^-), siendo el NH_4^+ uno de los principales obstáculos para el desarrollo de los individuos en cautiverio (Hepher, 1988; En: Kochba *et al.*, 1994). Al respecto, se ha comprobado que este nutriente es uno de los principales factores que influyen en el retardo del crecimiento de los peces (Avnimelech y Zohar, 1986; En: Le febvre *et al.*, 2001). Gracias a la eficiente y continua acción oxidativa de las *Nitrosomonas* sp., que conforman el filtro biológico en estos sistemas confinados, el amonio no tuvo un comportamiento acumulativo, siendo también el por qué de la heterogeneidad entre los valores a nivel temporal, llegando incluso hasta concentraciones menores a 0.1 $\mu\text{g-at/l}$ ~ 0.002 mg/l, no detectables por el espectrofotómetro. Estas bacterias se inhiben al encontrar niveles bajos de amonio y se activan solo a ciertas concentraciones específicas que, al encontrarlas en el medio, inician el proceso de oxidación que conduce a una disminución de NH_4^+ y producción de nitrito (NO_2^-) (Adey y Loveland, 1998) ([Anexo C](#)). Por consiguiente, es posible asumir que las bajas concentraciones se deban a la óptima acción microbial y su heterogeneidad a la coincidencia de la toma de muestras con diferentes etapas específicas del proceso oxidativo de filtración.

En cuanto a la presencia de NH_4^+ en el filtro externo, cuyos valores altos coinciden con los de la piscina pero en menor proporción, se puede notar cómo el proceso de circulación del agua suple la necesidad de distribuir y remover la cantidad de amonio existente hasta la zona de filtración,

evitando de esta manera una acumulación (Hargreaves, 1998; En: Le febvre *et al.*, 2001). Tal como sucede en medios naturales, dichos movimientos y procesos de mezcla (corrientes, olas, entre otros) hacen que exista un reciclamiento y distribución homogénea en el agua encontrando niveles normales de concentración (Marino y Merchán, 1993).

3.2.4. Nitrito. Dando una secuencia a lo considerado anteriormente sobre el ion amonio, después que las *Nitrosomonas* sp. han cumplido a cabalidad su labor, éstas nuevamente se inhiben, permitiendo que sean ahora las *Nitrobacter* sp. las encargadas de finalizar el proceso de biofiltración, las cuales requieren también de una concentración específica de NO_2^- para activarse, dando como producto final nitrato (NO_3^-), la forma más oxidada del nitrógeno en el agua (Adey y Loveland, 1998; Moe, 1992) ([Anexo C](#)). De esta manera, se pudo observar una eficiencia completa del filtro biológico en el primer año, encontrando promedios bajos ($<0.01 - 10.26 \mu\text{g-at/l} \sim <5 \times 10^{-4} - 0.47 \text{ mg/l}$) pero con poca homogeneidad entre ellos, atribuido a la menguada magnitud en la cual fluctúan y al continuo registro de valores que no pudieron ser detectados por el espectrofotómetro ($<0.01 \mu\text{g-at/l} - <5 \times 10^{-4} \text{ mg/l}$) ([Tabla 18](#) y [17](#); [Figura 12](#)). Esta baja dispersión, relacionada también con los procesos oxidativos que constantemente sufre el nitrógeno inorgánico, refleja una fluctuación cíclica en los niveles de concentración estipulados teóricamente entre $0.10 - 0.5 \text{ mg/l} \sim 2.17 - 10.9 \mu\text{g-at/l}$ (Giraldo y Jáuregui, 1995; En: Ortiz *et al.*, 1999) o incluso menores a $0.1 \text{ mg/l} \sim 2.17 \mu\text{g-at/l}$ (Fenner, 1998). Es importante resaltar que el NO_2^- es la forma más inestable, al ocupar un nivel intermedio en las reacciones nitrificantes (Thiel, 1991; En: Gil, 1996).

Para el segundo año, este comportamiento del ion nitrito solo se conservó en el acuario de las rayas ($0.12 - 9.29 \mu\text{g-at/l} \sim 0.01 - 0.43 \text{ mg/l}$), presentándose una mayor dispersión en los datos de la

mayor parte de sistemas (C.V = 48.66 – 114.34%). En ellos (filtro, piscina y los acuarios de arrecife de coral, pastos marinos, caballitos, langostas, anémonas y jureles) se detectaron niveles altos que, en algunos casos, fue incrementando a través del tiempo o disminuyendo intercaladamente entre muestreos, pero sobrepasando siempre el límite máximo de concentración. Para todos, el rango promedio fue de 5.33 – 77.06 $\mu\text{g-at/l}$ ~ 0.25 – 3.54 mg/l (Tabla 18; Figura 12), sugiriendo entonces una acumulación de nitrógeno inorgánico en el agua que es posible de ocurrir en este tipo de ambientes sintéticos (cerrados y semi – cerrados), tal como lo sugiere Chen *et al.* (1989; En: Basuyaux y Mathieu, 1999). Igualmente, Tucker y Robinson (1990; En: Hargreaves y Tucker, 1996) confirman esta acopio temporal como consecuencia de cambios ocurridos en el medio que influyen en los procesos de la filtración biológica, como por ejemplo un déficit o retraso en el desarrollo de la población microbial encargada de oxidar este ion a nitrato.

Tabla 18. Valores de la concentración de nitrito ($\mu\text{g-at/l}$) y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 (n = 2 a 5) y 2001 (n = 6). Los valores promedio en unidades de mg/l se encuentran en la tabla 17.

Sistema	Año 2000								Año 2001								
	M1	M2	M3	M4	M5	X	D.S	C.V	M1	M2	M3	M4	M5	M6	X	D.S	C.V
Filtro	nd	<0.01	<0.01	6.92	<0.01	6.92	-	-	47.91	41.55	53.58	58.39	60.57	64.61	54.43	8.6	15.72
Piscina	<0.01	1.95	1.17	1.43	<0.01	1.52	0.4	26.05	53.54	43.31	58.35	66.43	64.95	97.41	64.00	18.4	28.74
Corales	<0.01	2.182	<0.01	2.96	<0.01	2.57	0.5	21.37	34.69	24.10	39.81	41.96	38.75	48.04	37.89	8.1	21.26
Pastos	<0.01	<0.01	<0.01	3.87	<0.01	3.87	-	-	33.43	91.86	7.64	60.76	31.55	25.09	41.72	30.0	71.80
Caballitos	<0.01	<0.01	<0.01	3.66	<0.01	3.66	-	-	3.58	52.78	4.05	4.59	31.76	9.56	17.72	20.3	114.34
Langostas	2.49	<0.01	<0.01	4.67	9.17003	5.44	3.4	62.56	98.18	27.07	128.66	83.43	36.42	88.60	77.06	38.6	50.03
Anémonas	<0.01	<0.01	<0.01	10.26	<0.01	10.26	-	-	124.00	27.76	94.11	76.48	57.27	47.29	71.15	34.6	48.66
Jureles	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	-	-	-	30.83	8.16	13.36	5.21	44.26	10.80	18.77	15.4	82.00
Rayas	<0.01	<0.01	<0.01	0.90	<0.01	0.90	-	-	3.85	0.12	5.06	6.41	9.29	7.23	5.33	3.2	59.27

* X = Promedio, D.S = Desviación estándar; C.V = Coeficiente de variación; n.d = No determinado; (-) = No calculado.

También se puede interpretar que el tamaño del filtro biológico es muy pequeño para la cantidad de nutrientes que se están produciendo, es decir, que las bacterias no alcanzan a transformar todo el NO_2^- disponible o que la actividad metabólica de los individuos en cautiverio sobrepasa la capacidad nitrificante de las mismas (King, 1972; En: Gil, 1996). Generalmente, la oxidación de nitrito a nitrato

ocurre entre uno o dos días, incluso después de haber alcanzado niveles de hasta 40 mg/l ~ 869.56 µg-at/l (Adey y Loveland, 1998).

En estanques, la frecuente acumulación de nitrógeno se considera como un problema intrínseco, puesto que es netamente indispensable utilizar alimento con alto nivel proteico, debido a la limitada habilidad que poseen los peces y algunos crustáceos en asimilar otros componentes como los carbohidratos (Hepher, 1988; En: Kochba *et al.*, 1994). El sedimento también representa un papel importante, ya que es fuente de varias sustancias y zona de almacenamiento de material particulado (Masuda y Boyd, 1994; En: Le febvre *et al.*, 2001). En este punto, los procesos biogeoquímicos y el intercambio existente entre la interfase agua – sedimento (rico en amonio, fosfatos y sulfuros) depende, en gran parte, del alimento y de las estrategias usadas para ello, revistiendo gran importancia los procesos de nitrificación, asumidos como mayores cuantitativamente, especialmente en tanques de poca profundidad (Shilo y Rimon 1982; En: Hargreaves y Tucker, 1996).

También repercute en gran medida, las variaciones existentes en los procesos de circulación y aireación, pues los procesos anaeróbicos que ocurren bajo la superficie del sustrato (desnitrificación), aumentan al presentar bajos niveles de oxígeno (Munsiri y Boyd, 1995; Avnimelech, 1981; En: Kochba *et al.*, 1994). Los mismos autores enfatizan la necesidad de recurrir a constantes recambios, drenajes del sedimento y contar con una eficiencia en el sistema de circulación del agua para remover el nitrógeno sobrante. Bajo este contexto, la acumulación de este nutriente se puede atribuir en gran medida a la modificación que hubo en el proceso de circulación promovido por el reemplazo de las motobombas que impulsan el agua desde el reservorio hasta la piscina y viceversa. Durante la primera fase de la investigación (agosto a octubre del año 2000)

se contaba con dos motobombas de 15 Hp cada una, cambiándolas a finales del mismo año por cuatro diferentes de 5 Hp, utilizando y alternando solo dos de ellas cada 15 días (Comn. pers. Gonzalo Castellanos, 2002). Teniendo en cuenta que el punto de mejor eficiencia de 5 Hp en mover el caudal de agua es de $\pm 92 \text{ m}^3/\text{h}$, el volumen total de la piscina (1000 m^3) solo alcanza a circular 4.4 veces en un día, es decir, 2.1 veces menos del ciclo diario que se presentaba en el año 2000 ($15 \text{ Hp} = \pm 270 \text{ m}^3/\text{h} \sim 6.4$ veces/día), surgiendo entonces una acumulación de todos aquellos componentes que requieren de un rápido reciclamiento en estos sistemas acuáticos (Obs. Pers.).

La falta de control en el aumento de nitritos en los acuarios marinos y en sistemas semi – cerrados como la piscina, puede generar numerosos problemas que afectarán al componente biótico en cautiverio, sabiendo el potencial tóxico que posee (Colt y Armstrong, 1981; En: Basuyaux y Mathieu, 1999). Mediante estudios previos, se ha comprobado una alta significancia sobre el efecto del crecimiento en peso, reduciéndolo en casi un 40%. Altas concentraciones (a partir de 2 mg/l en peces) ocasionan una disminución en la ingesta de alimento, teniendo adicionalmente como consecuencia un incremento en la cantidad de materia orgánica y, por consiguiente, en la demanda bioquímica de oxígeno (Chen y Chen, 1992; En: Basuyaux y Mathieu, 1999). Estos mismos autores, entre otros, también sugieren que el NO_2^- actúa sobre la oxidación de la hemoglobina a metahemoglobina, impidiendo así el transporte de O_2 en la sangre de los organismos (Barnabé *et al.*, 1996; Thiel, 1991; En: Gil, 1996; Moe, 1992), causando mortandad y/o situaciones de “stress” en especies acuáticas marinas. En algunos casos, también puede aparecer un exceso de nitrógeno en la superficie en forma de N_2 , el cual puede producir una exoftalmia al diluirse este gas con el agua; este evento generalmente se asocia con anomalías en el sistema de aireación, pasando el N_2 a través de la toma de aire durante la aspiración del agua (Barnabe *et al.*, 1996).

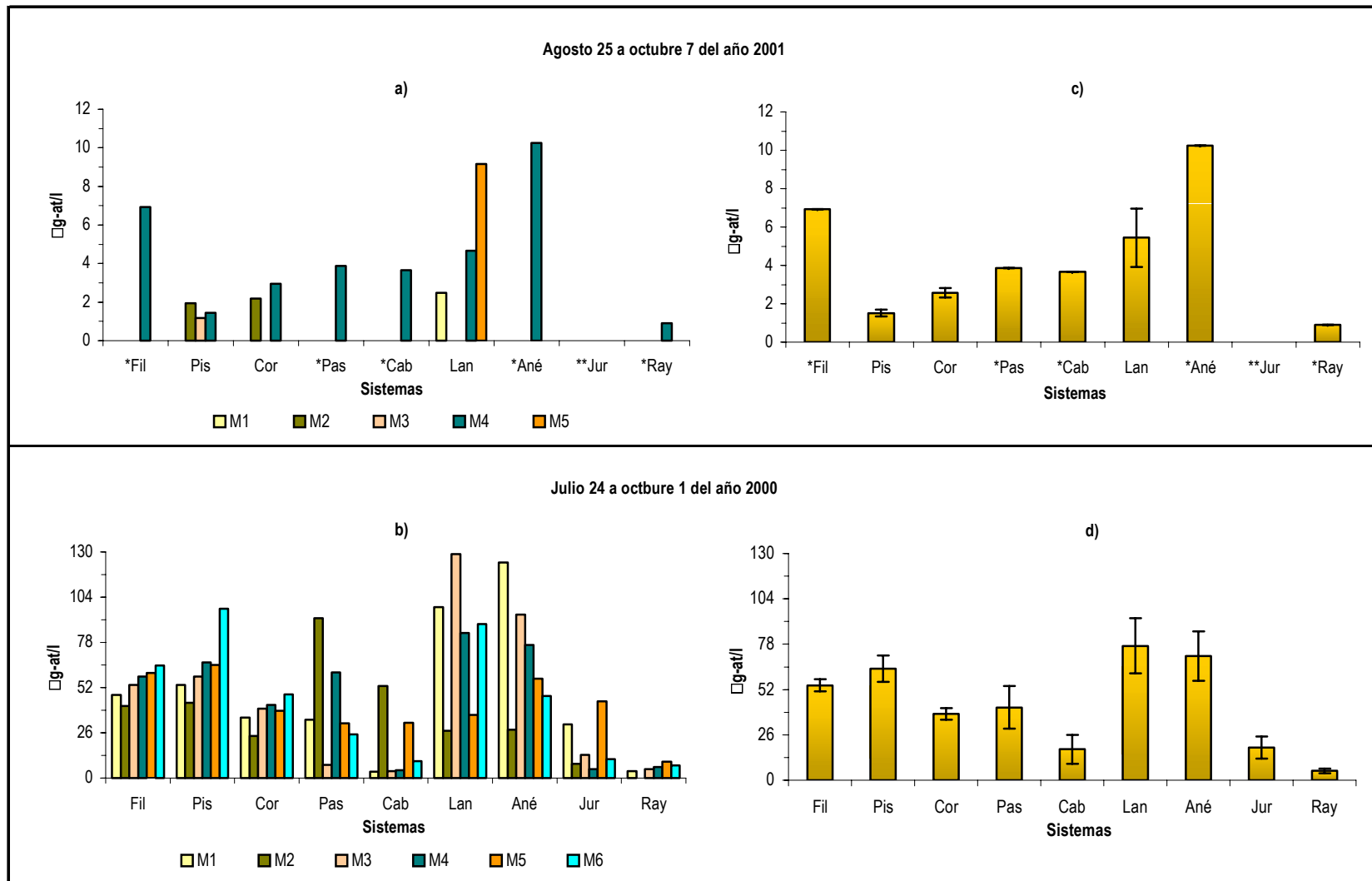


Figura 12. Comportamiento del ion nitrito en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino. **a) y b)** valores promedio por muestreo; **c) y d)** valores promedio totales con su respectiva desviación estándar (H). * Correspondiente a un solo dato >0,01 $\mu\text{g-at/l}$; ** Todos los valores fueron <0,01 $\mu\text{g-at/l}$.

3.2.5. Ortofosfatos. En general, durante las dos etapas de esta investigación, los niveles de ortofosfatos (HPO_4^{2-}) se encontraron altos, sobrepasando el límite máximo establecido para acuarios marinos tropicales ($0.63 - 20.83 \mu\text{g-at/l} \sim 0.06 - 2.0 \text{ mg/l}$) reportado por Giraldo y Jáuregui (1995; En: Ortiz *et al.*, 1999). El rango promedio para el año 2000 se registró entre $19.15 - 204.93 \mu\text{g-at/l} \sim 1.84 - 19.67 \text{ mg/l}$, tendiendo a reducirse en el año 2001 a $39.59 - 171.05 \mu\text{g-at/l} \sim 3.80 - 16.42 \text{ mg/l}$. Los coeficientes de variación ($13.66 - 55.50 \%$) y errores estándar ($1.77 - 35.47$), en ambos casos, muestran una heterogeneidad baja en las concentraciones calculadas y no tan marcada teniendo en cuenta la magnitud de los valores ([Tablas 19 y 17](#); [Figura 13](#)).

Tabla 19. Valores de la concentración de ortofosfatos ($\mu\text{g-at/l}$) y sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 ($n = 5$) y 2001 ($n = 6$). Los valores promedio en unidades de mg/l se encuentran en la tabla 17.

Sistema	Año 2000									Año 2001								
	M1	M2	M3	M4	M5	X	D.S	C.V	M1	M2	M3	M4	M5	M6	X	D.S	C.V	
Filtro	nd	46,98	30,24	29,15	nd	35,46	10,0	28,19	23,40	57,53	53,80	54,84	64,33	53,75	51,28	14,2	27,74	
Flscina	78,43	48,44	30,61	29,28	33,07	43,97	20,7	47,17	32,22	57,53	79,92	50,15	95,71	51,29	61,13	22,9	37,41	
Corales	18,24	23,13	12,87	21,64	19,86	19,15	4,0	20,68	28,03	49,50	58,67	40,98	62,63	38,92	46,45	13,0	28,00	
Pastos	45,86	48,99	24,65	31,43	26,36	35,46	11,3	31,75	103,63	262,32	238,90	111,68	230,81	78,96	171,05	81,3	47,53	
Cabalillos	58,66	30,97	25,31	28,78	18,09	32,36	15,5	47,86	49,79	52,78	40,48	23,24	48,28	22,96	39,59	13,4	33,85	
Langostas	142,13	263,82	244,12	137,75	236,82	204,93	60,2	29,36	106,35	136,25	221,38	120,07	250,15	122,99	159,53	60,5	37,92	
Anémonas	37,21	35,35	28,60	31,70	19,80	30,53	6,9	22,45	40,94	61,17	85,82	49,37	97,08	41,43	62,64	23,8	37,93	
Jureles	23,76	34,25	30,06	33,52	30,24	30,37	4,1	13,66	57,18	260,13	229,41	64,33	204,18	124,08	155,55	86,9	55,50	
Rayas	141,40	213,46	132,64	135,55	158,95	155,40	33,5	21,41	68,99	113,99	108,45	56,67	110,64	33,06	81,97	33,9	41,37	

* X = Promedio; D.S = Desviación estándar; C.V = Coeficiente de variación; n.d = No determinado.

Los máximos niveles de ortofosfatos se obtuvieron en aquellos sistemas con mayor carga orgánica: En el primer año el acuario de langostas y de rayas, los cuales conservaron este mismo comportamiento en todos los muestreos del segundo año y surgiendo el mismo caso en el acuario de pastos marinos y jureles, en los cuales se observó una mayor cantidad de carga orgánica en la última fase del estudio ([Tabla 12](#)).

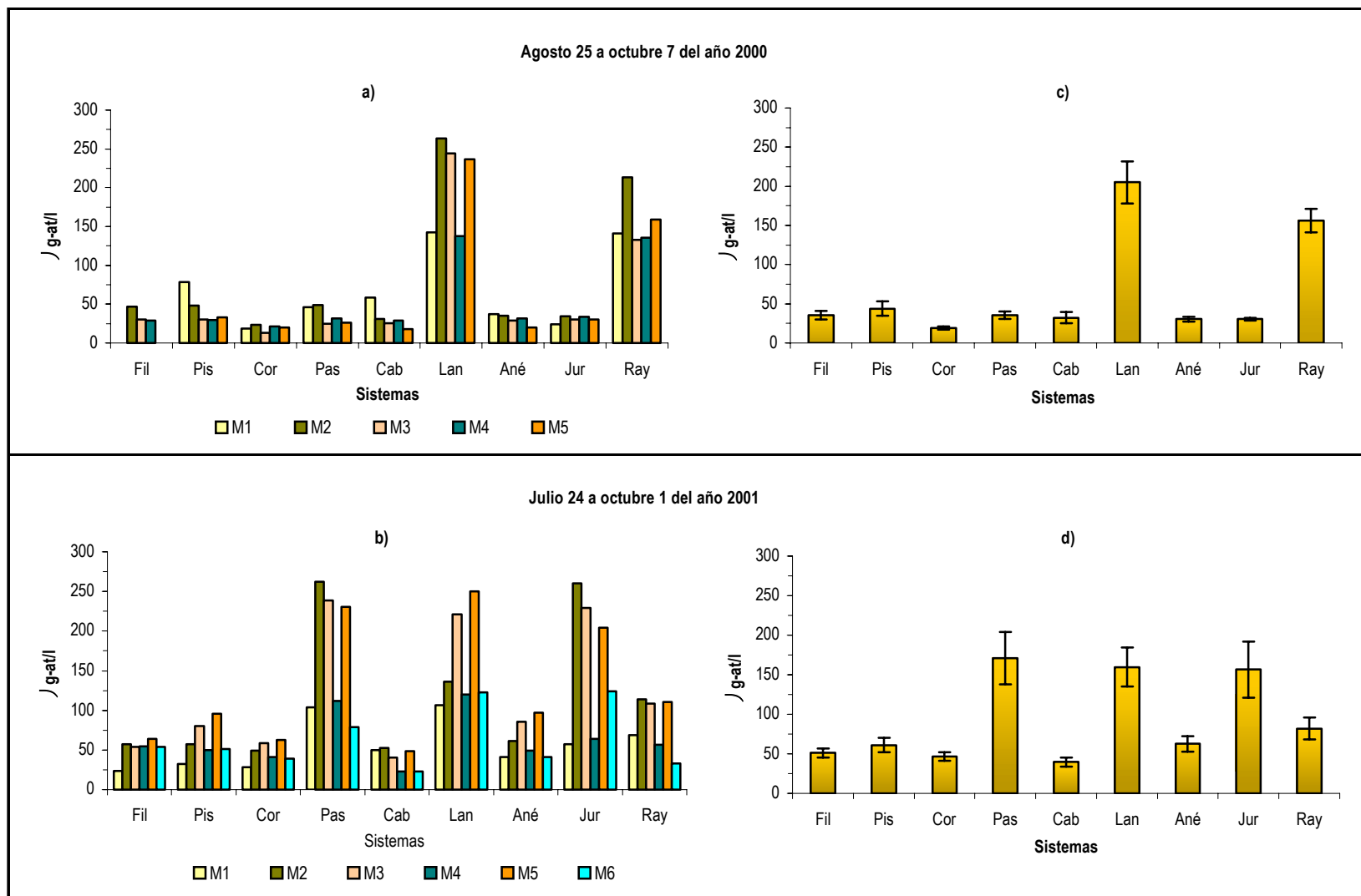


Figura 13. Comportamiento del ortofosfato en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino. a) y b) valores promedio por muestreo; c) y d) valores promedio totales con su respectiva desviación estándar (H).

En ocasiones, es inevitable que en cuerpos de agua confinados se presenten situaciones en donde los valores de concentración superen en casi 1000 a 5000 veces la cantidad de fosfato que se encuentra en ambientes marinos naturales; estos altos flujos están relacionados con un aumento en el aporte de materia orgánica en el sedimento y la calidad del material potencialmente degradable (Balckburn y Henriksen, 1983; En: Le febvre *et al.*, 2001). Para Mukhi *et al.* (2001), el fósforo (P) es de los elementos que se encuentran frecuentemente en altas dosis, como producto de la actividad de alimentación que contribuye, en gran parte, con el desbalance de la calidad del agua en sistemas marinos cerrados. Por ejemplo, se estima que en estanques marinos utilizados para la cría de camarón, el 63 – 78 % del alimento suministrado se pierde en el medio, quedando posteriormente suspendido o solubilizado en el sedimento. Debido a la constitución proteica y fosfolipídica que presentan las diferentes dietas suministradas a los individuos en cautiverio (piensos granulados y/o alimento natural), dicha labor se considera la principal fuente de depositación de M.O que conduce a los excesos de fósforo en cuestión (Le febvre *et al.*, 2001), al igual que la baja digestibilidad en los componentes de P que poseen los peces, comparado con el nitrógeno (Ballestrazzi *et al.*, 1994; En: Le febvre *et al.*, 2001).

El HPO_4^{2-} también es el resultado de diversos procesos en el que se involucran desechos metabólicos (heces fecales y otros productos de excreción), muerte de organismos e impurezas de algunos compuestos químicos adicionados a los acuarios, incluyendo el agua del acueducto, la cual contiene fósforo, nitrógeno y otros elementos (Catalá, 2000). El material no asimilado y perdido a través de las heces fecales y la muerte del componente biótico (vegetal, animal y microbial), son transformados a fosfato orgánico, mediante la catalización de las fosfatasas contenidas en las células. (Butler *et al.*, 1969; En: Riley y Chester, 1989). Dentro de este ciclo biológico que ocurre en sistemas cerrados en general, la rápida mineralización que sufre este nutriente es una razón por la cual tiende a acumularse en mayor proporción que el nitrógeno, en

grandes cantidades y en tan corto tiempo (Moe, 1992). Este proceso se realiza durante 24 h a partir de la depositación de P orgánico en el agua, siendo fácilmente hidrolizable por las fosforilasas, al igual que el ácido fosfórico (Riley y Chester, 1989; Russell-Hunter, 1970).

A menor escala, el fosfato inorgánico contenido en el sedimento puede conducir a la formación de fosfato de calcio ($\text{Ca}_3[\text{PO}_4]_2$), forma más insoluble y resistente a la degradación bacterial (Krom *et al.*, 1995; En: Le febvre *et al.*, 2001). En esta zona, bajo condiciones aeróbicas, el ion ferroso (Fe^{+2}) se oxida y precipita, secuestrando el PO_4^{-3} que luego quedará almacenado hasta encontrar nuevamente los niveles de oxígeno suficientes para ser aprovechado. Si predominan bajas concentraciones de O_2 , estas reacciones se invierten y el fosfato escapa del sedimento entrando a la columna de agua en una forma no asimilable (PO_3) o disponible para el componente biológico (Tullock, 1997; Hargreaves y Tucker, 1996). Con base en esto, es posible que los resultados obtenidos, los cuales registraron mayores valores de concentración en el segundo año en casi todos los sistemas, hayan estado influenciados por las bajas saturaciones de oxígeno promovidas por la demanda existente en las reacciones oxidativas de los compuestos de nitrógeno y fósforo que conforman la materia orgánica (Obs. Pers.).

Las labores de sifoneo pueden convertirse en una de las causas para que, en ocasiones, aumente el HPO_4^{-2} en el agua, pues análogamente a lo sugerido por Margalef (1991), el P inorgánico acumulado en el sedimento retorna a la columna de agua a través de la disgregación y lavado de rocas que lo contienen. Este indispensable procedimiento en el mantenimiento de acuarios contribuirá de esta manera, si no se tienen las condiciones óptimas de circulación y aireación que faciliten la remoción y oxidación de estos componentes residuales, situación ya discutida en otras ocasiones.

Probablemente la velocidad de circulación de agua no alcanza a suplir la distribución y salida de este nutriente acumulado, aún contando con sistemas óptimos de filtración química; la alta tasa de hidrolización del fósforo no siempre permitirá que dicho proceso de filtración atrape el exceso presente quedando entonces dentro del sistema. El no tomar las medidas de manejo adecuadas para contrarrestar este hecho, hará que se cree un desbalance en la calidad del agua pues, aunque los fosfatos no se consideran tóxicos, si repercuten en la salud de las especies confinadas al disminuir los niveles de oxígeno y pH que requieren para su supervivencia (Obs. pers.).

3.3. COMPONENTE BIÓTICO

3.3.1. Biomasa fitoplanctónica. Generalmente, en un sistema confinado sano, con buena calidad del agua, es aceptable y benéfico llevar una pequeña a moderada carga de fitoplancton y zooplancton (Adey y Loveland, 1998). Sin embargo, debido a la poca atención que se le ha prestado a este componente autotrófico en ecosistemas marinos artificiales, no es posible encontrar datos precisos sobre su cuantificación. Al carecer de esta información que permita deducir hasta qué punto se tendría un desequilibrio o mejoramiento en la calidad del agua, se recurrió entonces a estudios efectuados en ecosistemas naturales como marco de referencia, específicos de la Bahía de Gaira. En efecto, para el primer semestre del año 2000, Álvarez *et al.* (2000), realizaron un estudio sobre la evaluación del carbón fitoplanctónico por parte de un morfotipo de copépodos en el sector de El Rodadero de la Bahía de Gaira, en el cual encontraron valores promedio de clorofila *a* total entre 50.82 – 462.26 µg/l.

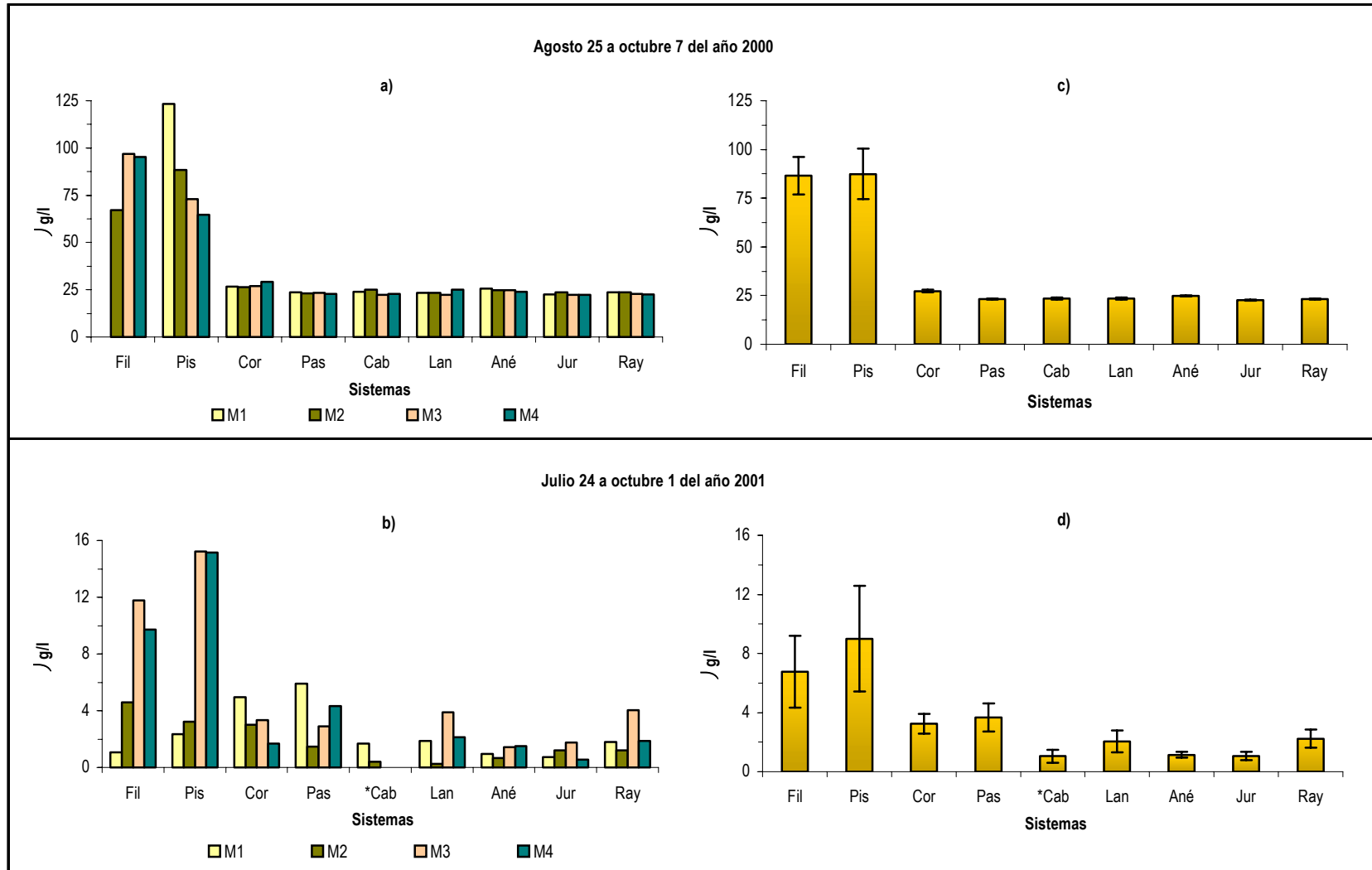


Figura 14. Comportamiento de la biomasa fitoplanctónica en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino, cuantificado en μg de clorofila a por litro. **a)** y **b)** valores promedio por muestreo; **c)** y **d)** valores promedio totales con su respectiva desviación estándar (H). * Valores equivalentes a 0.0 $\mu\text{g/l}$ durante los muestreo 3 y 4.

En la presente investigación, las concentraciones promedio de clorofila *a* para el primer año mostraron un comportamiento homogéneo (C.V < 29.7%) encontrándose entre 22.69 – 87.38 µg/l, obteniendo los valores más altos en el filtro (67.25 – 97.04 µg/l) y la piscina (64.77 – 123.47 µg/l) y los más bajos en los acuarios (22.20 – 29.31 µg/l). Esta misma distribución se percibió en el segundo año, pero dichas cantidades se redujeron en más del 50%, registrándose rangos promedios entre 0.52 – 9.00 µg/l durante todos los muestreos. Los coeficientes de variación para el año 2001 muestran una baja dispersión (35 – 55%) en los datos de algunos sistemas y moderada a alta en otros (71.8 – 152.1%), cuyos datos se alejan considerablemente de la media ([Tabla 20](#); [Figura 14](#)).

Tabla 20. Valores de la biomasa fitoplanctónica en términos de microgramos de clorofila *a* por litro (µg/l) con sus correspondientes promedios, obtenidos durante los dos monitoreos efectuados en los años 2000 (n = 4) y 2001 (n = 4).

Sistema	Año 2000							Año 2001						
	M1	M2	M3	M4	X	D.S	CV	M1	M2	M3	M4	X	D.S	CV
Filtro	nd	67,25	97,04	95,38	86,56	16,7	19,34	1,06	4,57	11,76	9,72	6,78	4,9	71,84
Piscina	123,47	88,40	72,89	64,77	87,38	26,0	29,73	2,35	3,24	15,24	15,17	9,00	7,2	79,70
Corales	26,57	26,31	26,96	29,31	27,29	1,4	5,04	4,97	3,00	3,35	1,68	3,25	1,4	41,58
Pastos	23,78	23,01	23,31	22,83	23,23	0,4	1,80	5,92	1,48	2,91	4,31	3,66	1,9	52,08
Caballitos	23,97	25,02	22,28	22,96	23,56	1,2	5,08	1,67	0,41	0,00	0,00	0,52	0,8	152,13
Langostas	23,49	23,46	22,26	25,00	23,55	1,1	4,77	1,88	0,27	3,89	2,13	2,04	1,5	72,49
Anémonas	25,58	24,86	24,74	24,06	24,81	0,6	2,51	0,95	0,66	1,43	1,50	1,14	0,4	34,97
Jureles	22,48	23,74	22,33	22,20	22,69	0,7	3,14	0,72	1,19	1,77	0,55	1,06	0,6	52,08
Rayas	23,73	23,77	22,77	22,45	23,18	0,7	2,91	1,81	1,23	4,02	1,88	1,79	1,2	68,75

* X = Promedio; C.V = Coeficiente de variación; D.S = Desviación estándar.

Es normal que en algunos acuarios operados con agua proveniente de ambientes marinos naturales sin una previa purificación, se cuente con la presencia de una comunidad fitoplanctónica que, al combinarse con un buen manejo en la calidad del agua, específicamente en nutrientes, puede ser altamente benéfico, pues hace parte de la comunidad planctónica que actúa para mantener las condiciones ambientales adecuadas. Por ejemplo, son productores netos del oxígeno disuelto en el agua y asimilan el amonio, considerado como

un gran tóxico en concentraciones relativamente bajas para los individuos en cautiverio (Adey y Loveland, 1998). Bajo este contexto, el sistema de acuarios del Acuario Museo Mundo Marino, presentó un beneficio en la primera fase de la investigación evidente en los resultados, al adquirir saturaciones de oxígeno útiles para el sostenimiento de los diferentes procesos oxidativos y de respiración (Obs. pers.). Esta situación fue totalmente contraria para la segunda fase, en donde las concentraciones de O₂ fueron más bajas y los nitritos más altos, concordando con una gran disminución de biomasa fitoplanctónica tanto en el filtro y la piscina como en los acuarios.

Como se ha explicado anteriormente, este complejo de acuarios es abastecido por aguas provenientes del sector de El Rodadero de la Bahía de Gaira, sometidas a un proceso de filtración previo a su distribución: mecánico (retención de partículas a través de diferentes capas de guata y piedras), químico (uso de carbón vegetal) y físico (lámparas de luz ultravioleta). En este caso, durante el primer año se observó que hubo una mayor cantidad de partículas que sobrepasaron la barrera del filtro, reflejado en la comparación hecha entre las concentraciones de clorofila *a* de cada sistema con las muestras de agua de la Bahía de Gaira antes de su purificación (131.27 – 210.46 µg/l) (Tabla 8) y los encontrados por Alvarez *et al.* (2000).

Hargreaves y Tucker (1996) y Ogilvie *et al.* (2000), explican que incrementos en la cantidad de biomasa fitoplanctónica pueden relacionarse con niveles altos de nutrientes pero, en este caso, esto pierde un poco de validez al haber detectado niveles muy bajos de pigmentos fotosintéticos y una acumulación de nitrito y ortofosfatos en el segundo año. Por lo tanto, pueden considerarse diversas causas que dieron origen a la disminución del componente fitoplanctónico, independiente de la concentración de nutrientes:

- a. Incremento en la selectividad del filtro externo, cuyo proceso fue reforzado después de la primera fase de la investigación, al adicionar la lámpara de luz ultravioleta y más capas de guata, además de modificar la entrada del agua bombeada, pasando primero al filtro y después a la piscina (Com. pers. Javier Giraldo, 2002).

- b. La turbulencia o excesivo movimiento del agua en el filtro externo, tiene igualmente una gran influencia en la alteración del crecimiento de los micro – autótrofos (Thomas y Gibson, 1990; En: Paerl y Tucker, 1995), ocasionando daños considerables en la estructura frágil de las microalgas.

- c. La alta irradiación en la piscina y la intensidad lumínica por parte de las lámparas que iluminan los acuarios que, junto con una mayor disponibilidad de CO₂ proveniente de los procesos oxidativos de la materia orgánica y de respiración (Paerl y Tucker, 1995), inhibe el proceso fotosintético al desnaturalizar la clorofila. Dichos factores también conllevan a aumentar la presión intracelular, ocasionando un colapso de las vacuolas gaseosas, las cuales proveen flotabilidad a las células (Waslby, 1972; En: Paerl y Tucker, 1995). Inversamente, bajos niveles de irradiación, reducen la presión o turgencia de las células que favorece la formación y flotabilidad de las vacuolas y por consiguiente de las microalgas. De esta manera las células regulan su posición en la superficie de la columna del agua con relación a las necesidades fotosintéticas, puesto que su supervivencia depende de la habilidad en regular la posición vertical. Este factor también puede conducir a la alta producción de polisacáridos relativamente densos que también contribuyen a disminuir la flotabilidad y permanencia del plancton (Konopka *et al.*, 1978; En: Paerl y Tucker, 1995).

d. Algunos compuestos que actúan como inhibidores en el crecimiento de las algas, puede considerarse también como uno de los factores en la disminución de fitoplancton. En las diferentes actividades marítimas o de acuicultura, es necesario utilizar materiales cuya composición química puede, a largo plazo, generar consecuencias sobre el componente biológico. Al respecto, el tributilestaño (TBT) y el trifenilestaño (TPT) son polímeros organometálicos denominados “*biocidas agresivos*”, presentes en la composición química de pinturas como agentes anti – incrustantes. Estos “*organoestaños*” se liberan lentamente hidrolizándose luego con el agua de mar; se acumulan principalmente en los sedimentos durante años, impidiendo así el crecimiento y la reproducción en diferentes organismos marinos (algas, moluscos, entre otros) (Greenpeace, 2001; World Health Organization, 1999).

Según Andreo y Vallejos (1984), dentro de la bioquímica del proceso fotosintético pueden aparecer algunos desacoplantes, disipadores y/o inhibidores que inciden en varias reacciones requeridas para la transferencia de electrones, fotofosforilación (almacenamiento de la energía lumínica en forma de ATP) y otros mecanismos. Ejemplos de estos compuestos son las aminas alifáticas, fenilhidrazonas sustituidas, algunos antibióticos y compuestos organometálicos como el TBT y el TPT, mencionados anteriormente. Los antibióticos y el tributilestaño están definidos bajo este argumento como inhibidores que afectan la transferencia de energía y la actividad de la carboxidismutasa (enzima que trabaja en la fijación fotosintética de CO₂), actuando además sobre el complejo ATPásico, llamados entonces como “*inhibidores de la ATPasa*”.

Con base en lo anterior, puede darse la probabilidad que la pintura usada en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino tenga alguna repercusión sobre el componente microalgal. A escala internacional existen cuatro multinacionales que fabrican esta clase de pintura (epoxi – poliamida –amina de altos

sólidos), requerida en materiales de exposición continua al agua de mar; “*Ameron International*” es una de ellas, teniendo como distribuidor en Colombia a “*Prisma Coating Ltda., recubrimientos industriales y navales*”, proveedor de Mundo Marino (Comn. pers. Gonzalo Castellanos, 2002). Debido a diferentes labores hechas por “*Greenpeace*”, a través de la conferencia de la OMI (Organización Marítima Internacional) del 5 de octubre del año 2001, se consiguió la prohibición definitiva a partir del año 2003 del uso de organoestaños, por lo tanto las fábricas de estas pinturas en todos los continentes, deben reemplazar estas sustancias por otras menos dañinas. Las alternativas que existen son el usar productos químicos que constituyen el sistema antiadherente o abastecerse de pinturas como la *SealCoat*, la cual es inspirada en la estructura de la piel de foca que le otorga la propiedad de que ningún organismo puede crecer en ella (Greenpeace, 2001).

En la segunda fase de este trabajo se tuvo en cuenta, además de la clorofila *a*, la cantidad de feopigmento *a* que conforma la biomasa del fitoplancton. Dichas porciones se registraron igualmente en bajas cantidades, siendo nuevamente mayores en el filtro y la piscina (25.42 – 32.99 $\mu\text{g/l}$), aunque éstas fueron más altas que los niveles de clorofila *a* ([Tabla 21](#); [Figura 15](#)). Esta diferencia se puede atribuir a la composición de la comunidad fitoplanctónica presente en estos sistemas durante la época del monitoreo, la cual tendería a ser inestable por los continuos recambios de agua y los procesos de filtración que se efectúan para el control de la calidad del agua (Obs. Pers.). Según Adey y Loveland (1998) y Paerl y Tucker (1995), los morfotipos más comunes en microcosmos o estanques marinos son las diatomeas, dinoflagelados y cianobacterias o algas verde – azules, debido a sus exigencias en cuanto a la temperatura del agua, intensidad lumínica y contenido de nutrientes.

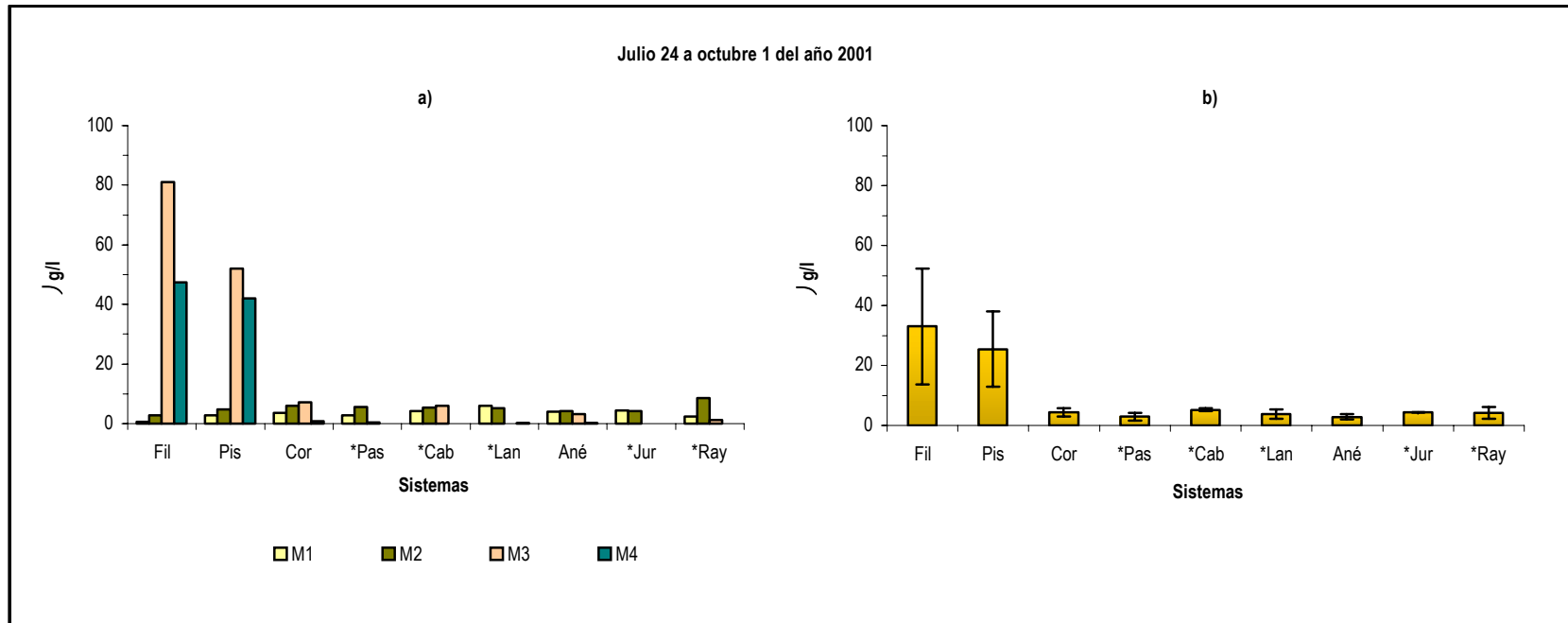


Figura 15. Comportamiento de la biomasa fitoplanctónica en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino, cuantificado en μg de feopigmento a por litro. **a)** valores promedio por muestreo; **b)** valores promedio totales con su respectiva desviación estándar (H). * Algunos valores fueron equivalentes a $0.0 \mu\text{g/l}$ en algunos muestreos.

Tabla 21. Valores de la biomasa fitoplanctónica en términos de microgramos de feopigmento a por litro ($\mu\text{g/l}$) con sus correspondientes promedios, obtenidos durante el monitoreo efectuado en el año 2001 ($n = 4$).

Sistema	Año 2001				X	D.S	C.V
	M 1	M 2	M 3	M 4			
Filtro	0,65	2,73	81,17	47,43	32,99	38,7	117,27
Piscina	2,83	4,88	51,94	42,02	25,42	25,2	99,29
Corales	3,63	5,91	7,25	0,72	4,38	2,9	65,34
Pastos	2,86	5,50	0,36	0,00	2,18	2,6	117,19
Caballitos	4,26	5,36	6,00	0,00	3,90	2,7	69,16
Langostas	5,97	5,11	0,00	0,17	2,81	3,2	112,68
Anémonas	3,92	4,09	3,23	0,23	2,87	1,8	62,67
Jureles	4,47	4,23	0,00	0,00	2,17	2,5	115,56
Rayas	2,44	8,63	1,25	0,00	3,08	3,8	124,40

* X = Promedio; C.V = Coeficiente de variación; D.S = Desviación estándar.

Las formas microalgales mencionadas son también típicas en ambientes marinos tropicales naturales, cuya presencia ha sido percibida por otros autores de trabajos previos hechos para la Bahía de Gaira, en donde confirman que son los más representativos de la zona (De la Hoz, 1995). El mayor contenido de feopigmento a en el filtro y la piscina se puede relacionar con una abundancia de diatomeas, las cuales se caracterizan por poseer este tipo de pigmento fotosintético en mayor abundancia (Dawes, 1986). Las algas verde-azules contienen mayor cantidad de clorofila a, siendo posible que éstas se hayan encontrado en mayor proporción durante el primer año de muestreos.

Durante el inicio de esta investigación Roper (2000) realizó, al mismo tiempo, un estudio sobre la caracterización del plancton en estos acuarios, confirmando que los grupos más representativos fueron las diatomeas, cianobacterias y dinoflagelados; los géneros que se consideraron como los más abundantes fueron *Melosira* sp., *Synedra* sp., *Nitzschia* sp., y *Thalassiotrix* sp., pertenecientes a las división Crysophyta (diatomeas) y *Anabaena* sp., *Oscillatoria* sp., *Spirulina* sp., *Lyngbia* sp., ubicadas dentro de la división Cyanophyta (algas verde – azules).

Según Margalef (1991), el suprimir la limitación constituida por algún factor del medio y, especialmente, la representada por las bajas concentraciones de nitrógeno asimilable por el componente fitoplanctónico, determina una rápida síntesis de clorofila a (Chl a), incrementando los otros pigmentos con más lentitud. A medida que van surgiendo distintos agentes que obstaculizan la posibilidad de crecimiento, la magnitud de los pigmentos accesorios aumenta relativamente, los cuales suelen ser resistentes a la destrucción; esto sucede de manera inversa con la Chl a, caracterizándose por ser lábil, es decir, se sintetiza rápido pero también disminuye ágilmente su concentración. Por lo tanto, es común que en áreas de baja productividad los niveles del pigmento principal no tiendan a ser altos y, en ocasiones, menores que la cantidad de feopigmentos.

Aún teniendo en cuenta que estos acuarios son tenidos para exhibición, la importancia de poder conservar parte de esta población autotrófica en sistemas confinados no solo trasciende en la conservación de la calidad del agua (reciclamiento de nutrientes tóxicos y aportes de oxígeno), sino en el logro que se desea obtener en la simulación de los ecosistemas naturales que se están representando, pues en ellos existen muchos individuos que necesitan del plancton para alimentarse. Individuos filtradores como los poríferos, celenterados, algunos moluscos, poliquetos y peces arrecifales (Adey y Loveland, 1998), se verían afectados si se altera la cadena trófica al eliminar este componente del lugar que habitan, generando entonces un desequilibrio que repercutirá a corto o largo plazo sobre cada uno de ellos (Obs.pers.).

3.4. ANÁLISIS DE DISIMILARIDAD PARA EL AÑO 2000

Por medio del análisis multivariado de la “*distancia euclidiana*”, para la primera fase del monitoreo se pudieron definir algunos grupos de acuarios que, según las distancias de ligamiento (dL), tendieron a ser semejantes en el comportamiento de algunas variables (Figura 16). Sin embargo, el rango de valores alcanzado en el dendograma (dL = 0.5 – 4.7) muestra, al mismo tiempo, que entre ellos existe una divergencia, sugiriendo entonces que cada sistema requiere de un manejo único e independiente, pues representan ambientes con características y biota diferentes.

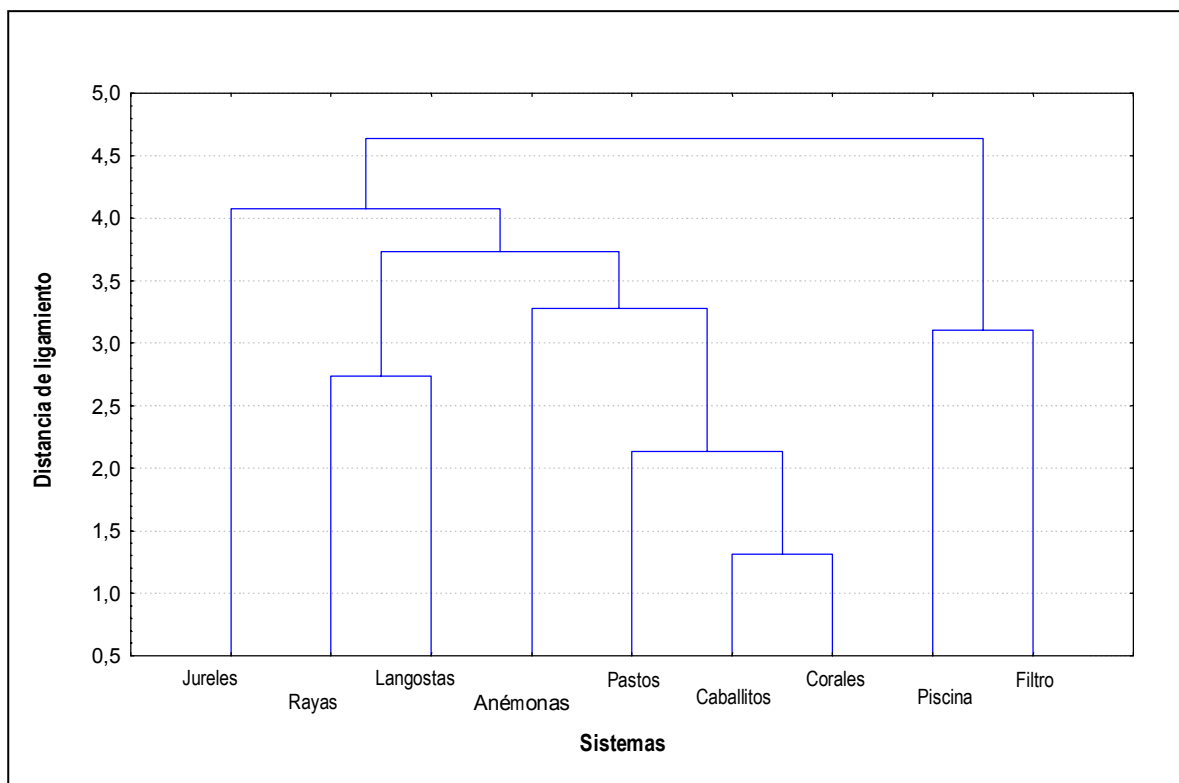


Figura 16. Dendrograma correspondiente al análisis multivariado de “*distancia euclidiana*” para el primer monitoreo efectuado en el año 2000 (índice cofenético = 0.836).

3.4.1. Grupo 1: Piscina - Filtro externo. Existen diversas características que conforman la piscina y el filtro, propias de un sistema semi-cerrado, que hacen diferir el comportamiento de algunas variables entre este grupo y el conjunto de acuarios (dL = 4.7): Su estructura física, el movimiento del volumen de agua (1000m³) que entra y sale del área de confinamiento durante ciertos intervalos de tiempo y su ubicación en un área descubierta con influencia de la irradiación solar o lluvias. Aunque la piscina supera a los acuarios en cantidad y tamaño de individuos, los cuales demandan una considerable ración de alimento con gran contenido proteico, las concentraciones promedio de nitrito no rebasaron a las halladas en la mayoría de acuarios. Igualmente, los niveles altos de ortofosfatos fueron menores frente a otros sistemas como el de langostas y rayas ([Tabla 17](#)), y los valores de pH permanecieron por encima de 8.0 durante los cinco muestreos ([Tabla 13](#)); es factible que las condiciones en los procesos de circulación y filtración en el año 2000 fueron más eficientes en la piscina, a pesar de la gran cantidad de agua que debía moverse diariamente.

El registro de las mayores concentraciones de biomasa fitoplanctónica (64.77 – 123.47 µg clorofila *a*/l) y de las salinidades más bajas en la piscina y el filtro (32 – 37 UPS) durante la primera fase, son otros eventos que generan disimilitud con los otros ambientes estudiados ([Figuras 7, 14 y 15](#)); vale recordar que en ellos, los continuos recambios se efectúan en su totalidad con agua de mar procedente de la Bahía de Gaira.

A pesar de la semejanza definida anteriormente entre los sistemas de este primer grupo, también se aprecian distinciones obvias entre ellos mismos (dL = 3.2), ya que cada uno cumple una función particular: La piscina, sirve de hábitat para los individuos y el filtro, ayuda a purificar el agua procedente de la Bahía de Gaira. Por esta razón, las concentraciones de los nutrientes estudiados (amonio, nitrito y ortofosfatos) fueron generalmente mayores en la piscina, en donde se presume la

presencia de materia orgánica en cantidades considerables. A pesar de esta desigualdad, se sabe que la piscina y el filtro trabajan íntimamente, ya que entre ambos circula el mismo cuerpo de agua constantemente.

3.4.2. Grupo 2: Arrecife coralino - Pastos marinos - Caballitos - Anémonas. Estos cuatro sistemas fueron los que presentaron condiciones similares y más estables a las esperadas en acuarios marinos de áreas tropicales ($dL = 1.3 - 3.3$), especialmente los acuarios de corales y caballitos ($dL = 1.3$). Sin embargo, hay que resaltar que existe una evidente disimilitud entre cada microcosmos de este mismo grupo.

Los nutrientes amonio y nitrito estuvieron en niveles mínimos durante todo el monitoreo e incluso las altas concentraciones de ortofosfatos se registraron en menor magnitud. Al respecto, se sabe que este conjunto de acuarios contenía una carga orgánica menor en cuanto al tamaño y número de organismos; muchos no son carnívoros, teniendo otros hábitos alimenticios que no demandan alimento con alto contenido proteico. Esta poca afluencia de materia orgánica pudo incidir también en el pH, los cuales fueron en su mayoría más altos que en los demás acuarios (langostas y rayas), aunque más bajos frente a la piscina y el filtro. La salinidad es otro factor que marcó una diferencia al comparar este grupo con los demás sistemas, ya que en éste se registraron las de mayor nivel ($34 - 39$ UPS) a partir del tercer muestreo.

Aunque las características descritas anteriormente permiten afirmar una similaridad entre los cuatro ambientes mencionados, el dendograma también refleja una disparidad entre ellos mismos: Con relación a los acuarios de caballitos y corales ($dL = 1.3$), el sistema de las anémonas aparece a una distancia mayor ($dL = 3.3$) que el de pastos marinos ($dL = 2.2$). Esto puede atribuirse a las

características propias de cada uno representando ambientes diferentes y a la pequeña variabilidad existente entre los valores de pH y salinidad. Por ejemplo, el acuario de las anémonas registró los valores más altos de pH (8.1 – 8.3) que corales (7.7 – 7.9), pastos (7.7 – 8.0) y caballitos (7.7 – 7.9) ([Tabla 14](#)). Igualmente, las salinidades mayores a 37 UPS mencionadas anteriormente, fueron halladas durante los muestreos 3, 4 y 5 en los acuarios de corales y pastos, mientras que anémonas solo registró estos incrementos en el tercer y cuarto monitoreo y caballitos en el quinto ([Tabla 11](#)).

3.4.3. Grupo 3: Langostas - Rayas. Durante la primera fase del estudio, estos dos acuarios presentaron las máximas concentraciones de ortofosfatos durante todos los muestreos, los cuales permitieron deducir que, en ellos, hubo una mayor afluencia y acumulación de materia orgánica ([Tabla 19](#)). El acuario de langostas se caracterizó por contener la mayor cantidad de amonio y nitrito, aunque se conservaron dentro de los límites normales estipulados para sistemas cerrados marinos tropicales ([Figuras 11](#) y [12](#)). Asimismo, se reportaron los niveles más bajos de pH comparados con los otros grupos, siendo posible una gran producción de ácidos orgánicos proveniente de la materia orgánica en descomposición. Las condiciones observadas en estos dos sistemas, cuya carga orgánica es mayor que las correspondientes a otras baterías de acuarios (dL = 3.7 y 4.1), permiten suponer anomalías en los procesos de circulación y filtración, al no facilitar un rápido reciclamiento o salida de nutrientes. En cuanto a la disimilitud encontrada entre los ambientes de langostas y rayas (dL = 2.7), el primero, registró las salinidades más bajas (33 - 37 UPS) y las mayores concentraciones de amonio (<0.10 – 1.65 µg-at/l) y nitrito (<0.01 – 9.17 µg-at/l) que el segundo.

3.4.4. Grupo 4: Jureles. Del conjunto total de acuarios, este ambiente reunió características que no coincidieron con las correspondientes a un mismo grupo de los anteriormente mencionados, teniendo la particularidad de haber tenido las saturaciones más bajas de oxígeno durante los muestreos 2 y 3. El acuario de jureles (dL = 4.1) se asemeja al grupo 3 al presentar los valores más bajos de pH (7.5 – 7.7), pero difiere de ellos al presentar características propias del grupo 2: Concentraciones bajas de nitrógeno (amonio – nitrito) y menor acumulación de ortofosfatos ([Figuras 12 y 13](#)).

3.5. ANÁLISIS DE DISIMILARIDAD PARA EL AÑO 2001

Igual que en el año 2000, se establecieron algunas semejanzas pero aumentaron las disimilitudes entre cada uno de los microecosistemas, al obtener en el dendograma distancias de ligamiento entre 1.0 y 5.2 ([Figura 17](#)). De esta manera, también se observó que los grupos conformados anteriormente tendieron a ser diferentes en la segunda fase de investigación, indicando cambios espacio – temporales en el comportamiento de las variables y en el funcionamiento de cada acuario. El ambiente de jureles nuevamente se ubicó como un solo grupo y el complejo piscina – filtro continuó exhibiendo una marcada diferencia entre ellos mismos y con los otros sistemas.

3.5.1. Grupo 1: Piscina - Filtro externo. Las diferencias halladas en el año 2000 entre este grupo de sistemas con los demás acuarios, siguieron manifestándose durante los meses de julio a octubre del año 2001 (dL= 5.2): En ellos siguieron registrándose valores de pH mayores o iguales a 8.0 y los mayores niveles biomasa fitoplanctónica ([Figuras 8, 14 y 15](#)); adicionalmente, se obtuvieron las temperaturas (27 – 29 °C) y salinidades (37 – 42 UPS) más altas durante todo el tiempo de muestreo. Igualmente, continuó prevaleciendo una desigualdad entre la piscina y el filtro pero en

menor magnitud ($dL = 2.3$), definida posiblemente por la concentración de nutrientes, salinidad y oxígeno disuelto: Las dos primeras variables, tendieron a ser mayores en la piscina y menores en el filtro, comportándose el O.D de manera inversa (Tablas 11, 14 y 17).

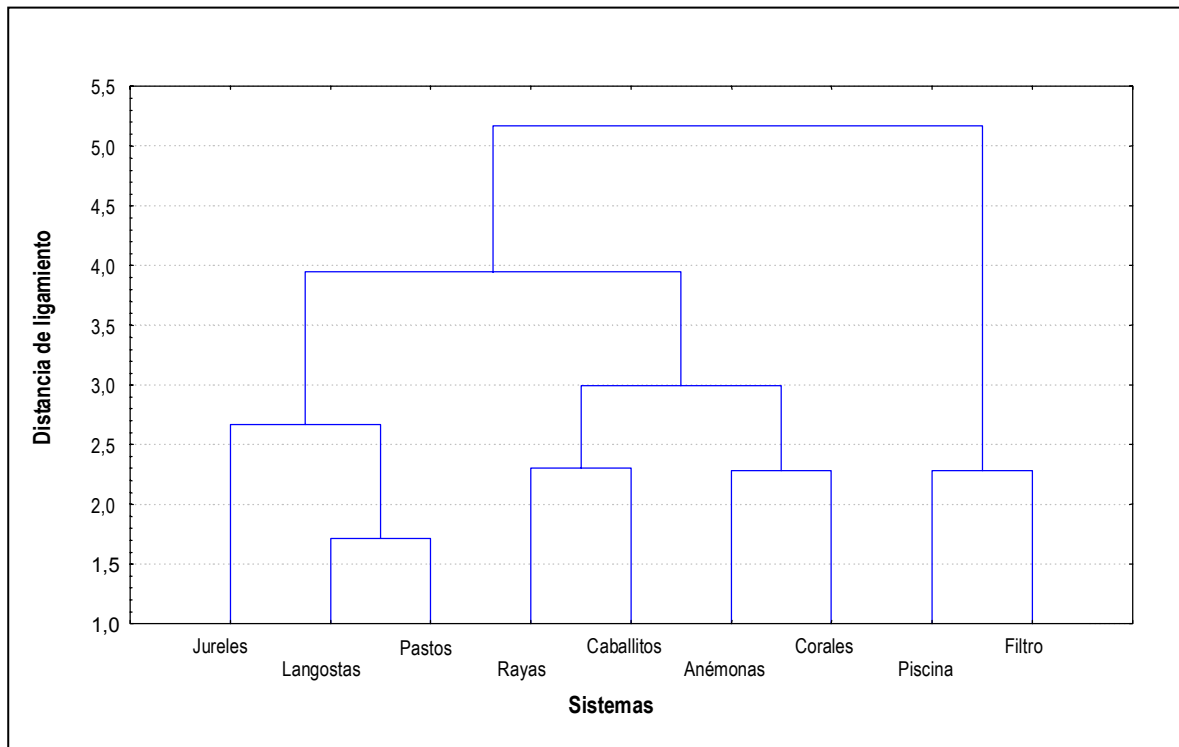


Figura 17. Dendrograma correspondiente al análisis multivariado de “*distancia euclidiana*” para el segundo monitoreo efectuado en el año 2001 (índice cofenético = 0.901).

3.5.2. Grupo 2: Corales - Anémonas y Caballitos - Rayas. Para la segunda fase del estudio, se establecen dos subgrupos de microecosistemas, indicando un aumento en las diferencias de los cuatro acuarios más estables observados en el año 2000 (corales, pastos marinos, caballitos y rayas) ($dL = 3.9$). También se registró un gran cambio en el acuario de rayas, el cual se incluye en este grupo. Pese a este suceso, todos ellos alcanzaron los menores valores promedios ($39.59 - 81.97 \mu\text{g-at/l}$) en la acumulación de ortofosfatos, porcentajes de saturación de oxígeno mayores al

50%, bajas salinidades (30 – 37 UPS) y concentraciones de amonio (<0.10 – 1.78 $\mu\text{g-at/l}$), además de poca biomasa fitoplanctónica (0.00 – 4.97 $\mu\text{g Chl } a/l$ y 0.00 – 8.63 $\mu\text{g/l feopig. } a/l$).

a. Corales - Anémonas. Entre ellos se encontró una afinidad en el pH logrando tener los valores más altos (7.9 – 8.2) frente a los demás acuarios. También se resaltan algunas diferencias en este subgrupo (dL = 2.3) en cuanto a la concentración de nitritos, siendo mayor en anémonas y menor en corales; igualmente, se resalta una pequeña diferencia en la temperatura, la cual presentó un grado de más en el acuario de las anémonas (26 – 28 °C) y una disminución en el acuario de corales, especialmente durante el tercer muestreo (22 °C).

b. Caballitos - Rayas. Los niveles más bajos de nitrito y pH fueron las características que establecieron diferencias entre estos dos sistemas con los acuarios de corales y anémonas (dL = 3.0). En cuanto a las desigualdades encontradas en los acuarios de este subgrupo (dL = 2.3), se destacan las menores magnitudes de temperatura (23 – 27 °C), salinidad (30 – 35 UPS) y ortofosfatos (22.96 – 49.79 $\mu\text{g-at/l}$), detectadas en el ambiente de caballitos.

3.5.3. Grupo 3: Pastos marinos - Langostas. En este grupo, el acuario de pastos marinos reemplaza al de rayas, existiendo ahora un comportamiento similar entre estos dos acuarios para el año 2001 (dL = 1.8). Bajo este contexto, en ellos se destacan las concentraciones más altas de ortofosfatos (78.96 – 262.32 $\mu\text{g-at/l}$) y los niveles más bajos de pH (7.4 – 7.9). El acuario de langostas se caracterizó nuevamente por presentar la mayor concentración de amonio (0.64 – 7.53 $\mu\text{g-at/l}$) y el acuario de pastos marinos, por contener más cantidad de biomasa fitoplanctónica en términos de clorofila *a* (1.48 – 5.92 $\mu\text{g/l}$).

3.5.4. Grupo 4: Jureles. Tal como se observó en el dendograma correspondiente al año 2000, este acuario nuevamente mostró ser heterogéneo en su comportamiento ($dL = 2.7$ y 3.9), en donde imperaron las subsaturaciones de oxígeno, siendo más notorias en este segundo año ($36.15 - 71.17\%$) (Tabla 15). Este suceso estuvo acompañado de disminuciones en los niveles de pH hasta 7.2 y de las concentraciones más altas de nutrientes, especialmente de ortofosfatos ($57.18 - 260.13 \mu\text{g-at/l}$), coincidiendo de esta manera con el grupo 3.

3.6. CORRELACIÓN DE VARIABLES DURANTE EL AÑO 2000

Tabla 22. Correlación de algunos pares de variables mediante la prueba no paramétrica de Spearman, correspondiente al monitoreo efectuado en el año 2000. Nivel de significancia con valor $-p < 0.05$.

Pares de variables	Valor - p (v - p)	Coef. Spearman (R)	n
Temperatura - oxígeno	0.023	-0.443	26
Salinidad - amonio	0.043	-0.399	26
Salinidad - ortofosfatos	0.021	-0.351	43
pH - ortofosfatos	0.030	-0.331	43

* n = Tamaño de la muestra; Coef. = coeficiente.

3.6.1. Temperatura – Oxígeno ($v - p = 0,023$). Dentro de la teoría corroborada en el ámbito de la oceanografía, es bien conocida la relación inversa que existe entre estas dos variables: Menor concentración de este gas a mayores temperaturas (Margalef, 1991; Lozano, 1978). Pero, eventualmente, la correlación matemática negativa ($R = -0.443$) que concuerda con esta definición, no se asemeja al comportamiento observado en los diferentes sistemas estudiados. Durante el primer muestreo se encontraron algunos porcentajes de saturación de oxígeno de mayor magnitud con algunos descensos en la temperatura, aunque este hecho no fue siempre el mismo. En algunos casos, también se registraron incrementos de O_2 con temperaturas más altas o incluso iguales, teniendo en cuenta que las mismas fluctuaron dentro de un rango de valores muy estrecho ($26 - 28$ °C). Es importante resaltar que los aireadores son la principal fuente de oxígeno en acuarios y

estanques marinos (Mc Graw *et al.*, 2001), cuyo proceso puede justificar que el oxígeno tienda a ser independiente de otras variables.

3.6.2. Salinidad – Amonio ($v - p = 0,043$) . Según Bower y Bidwell (1978; En: Basuyaux y Matihéu, 1999), el equilibrio de nutrientes como el amonio en un medio acuoso depende, entre otros, de la salinidad. Bajo este contexto, Margalef (1991), argumenta que la concentración salina depende del incremento en el valor absoluto de los iones presentes en el agua de mar, enunciado que contrasta con la dependencia que presenta la concentración de nitrógeno con la salinidad propuesta por Aubert (1968; En: Londoño, 1999). En esta ocasión, la correlación negativa que se obtuvo estadísticamente ($R = - 0.399$), se opone con lo expuesto anteriormente, indicando una relación inversa entre estas dos variables.

Ante esta circunstancia, se debe tener en cuenta que una gran parte de los resultados de amonio no pudieron incluirse en la prueba de Spearman ([Tabla 22](#)), puesto que arrojaron valores no detectables por el espectrofotómetro, registrados como $<0.1 \mu\text{g-at/l}$ ([Tabla 17](#)). Al igual que la relación temperatura – oxígeno, este suceso puede reflejar un efecto indirecto por parte de otros factores que actúan fuertemente en los ciclos biogeoquímicos de nutrientes en sistemas cerrados marinos, como por ejemplo, los procesos de circulación y filtración biológica, además de las diferentes fuentes que aumentan los niveles de materia orgánica.

3.6.3. Salinidad – Ortofosfatos ($v - p = 0,021$). La relación de la salinidad frente a otros nutrientes como el ortofosfato, se puede explicar de la forma anterior. Nuevamente se obtiene una correlación negativa ($R = - 0.351$) en donde aparecen incrementos muy pequeños en la concentración salina y disminuciones en los altos niveles de ortofosfatos. En los comentarios hechos previamente sobre

este nutriente, la entrada de materia orgánica (heces fecales, residuos de alimento y/o muerte animal), también se considera como la principal causa en el aumento de este ion en la piscina y los acuarios.

3.6.4. pH – Ortofosfatos ($v - p = 0,030$). Teniendo en cuenta el ciclo biogeoquímico del fósforo en el agua de mar y especialmente en acuarios marinos, la materia orgánica (M.O) juega un papel sobresaliente en los niveles de este elemento en el cuerpo de agua (Catala, 2000; Roldan, 1981).

Las diferentes fuentes de M.O muerta en el agua son rápidamente hidrolizables a través de los procesos enzimáticos respectivos, los cuales producen diferentes ácidos orgánicos que repercutirán en los niveles de pH (Margalef, 1991). La correlación negativa encontrada entre estas dos variables puede interpretarse de esta manera, ya que el aumento y/o acumulación de ortofosfatos puede indicar que cada uno de los sistemas contiene gran cantidad de materia orgánica que al ser degradada, produce niveles considerables de ácido fosfórico que conlleva a descensos en el pH.

Aunque en algunos momentos del monitoreo se apreciaron declinaciones simultáneas del pH y la concentración de ortofosfatos en algunos ambientes, se puede notar claramente que en el acuario de langostas se registraron las concentraciones más altas de este nutriente (137.75 - 263.82 $\mu\text{g-at/l}$) y los niveles más bajos de pH (7.29 - 7.58). Al respecto, vale la pena aclarar que cada sistema funciona de manera independiente y que la composición biótica, además de su constitución física (filtros, skimmers, aireadores, entre otros), también influye en las diferencias existentes en el comportamiento de cada uno de ellos.

3.7. CORRELACIÓN DE VARIABLES DURANTE EL AÑO 2001

Para la segunda fase de este estudio, solo se correlacionan seis pares de variables, de las cuales dos corresponden a las encontradas en el análisis del año 2000 (temperatura – oxígeno disuelto y pH – ortofosfatos) ([Tabla 23](#)).

Tabla 23. Correlación de algunos pares de variables mediante la prueba no paramétrica de Spearman, correspondiente al monitoreo efectuado en el año 2001. Nivel de significancia con valor - $p < 0.05$.

Pares de variables	Valor - p (v - p)	Coef. Spearman (R)	n
Temperatura - oxígeno	0.046	0.273	54
Salinidad - nitrito	0.007	0.365	54
Salinidad - biomasa fitoplanctónica	0.031	0.371	54
pH - saturación de oxígeno	0.009	0.352	54
pH - ortofosfatos	0.001	-0.459	54
Amonio - nitrito	0.014	0.416	34

* n = Tamaño de la muestra; Coef. = Coeficiente.

3.7.1. Temperatura – Oxígeno (v – p = 0,046). El rango promedio de la temperatura para el año 2001 continuó muy pequeño (25 - 28 °C) pero la correlación positiva (R = 0.273) no acierta con disminuciones de O₂ e incrementos en la temperatura o viceversa. Sin embargo, dicha relación teórica concuerda con lo observado en campo en la piscina y el filtro, destacándose un aumento en la temperatura promedio del agua en 1°C para el segundo año y, a nivel general, una disminución en las saturaciones de oxígeno.

3.7.2. pH – Ortofosfatos (v – p = 0,001). Este par de variables nuevamente se presentó como una correlación negativa (R = - 0.459) coincidiendo, en la mayoría de veces, los picos de máxima concentración con lo valores más bajos de pH. Tal como se comentó para el año 2000, los menores valores en el potencial de hidrogeniones aparecen en los acuarios con mayor carga orgánica que, además, contienen las concentraciones más altas de ortofosfatos.

3.7.3. Salinidad – Nitrito ($v - p = 0,007$). Estos dos caracteres químicos registraron una correlación positiva ($R = 0.365$), en donde el ion nitrito se comportó atípicamente durante el segundo semestre del año 2001. Aunque es importante considerar que el incremento en los valores absolutos de nutrientes conllevan a aumentos en la concentración salina, lo ocurrido entre este par de variables se asume más a un efecto indirecto de otros factores que influyen de forma relevante en los niveles de NO_2^- , como por ejemplo las fuentes de materia orgánica. En los acuarios, la piscina y el filtro se aprecian algunos picos máximos de salinidad con incrementos en los niveles de este nutriente, pero en otros momentos del monitoreo la relación se pierde al detectarse, al mismo tiempo, niveles bajos tanto de nitrito como de salinidad. Bajo este contexto, nuevamente se confirma que cada sistema muestra un comportamiento diferente frente a otros, aún teniendo en cuenta las mismas características.

3.7.4. Salinidad – Biomasa fitoplanctónica ($v - p = 0,031$). Según Hellebust (1976; En: Marshall, 1991), las células fitoplanctónicas poseen una gran autorregulación ante cambios bruscos en la concentración de sales inorgánicas disueltas que afectan la presión osmótica. Esto significa que cada una de ellas tiene la capacidad de ajustar su concentración interna de solutos para ponerse en equilibrio con el medio externo que, en otras palabras, indica que las variaciones en la salinidad no repercuten drásticamente en el crecimiento del fitoplancton. El haber obtenido una asociación matemática positiva ($R = 0.371$) entre la biomasa del fitoplancton en términos de clorofila a y la salinidad, podría señalar un efecto de la magnitud de los datos que, en algunas ocasiones coinciden en una misma proporción, encontrándose picos altos de ambas variables en un mismo momento. En sistemas cerrados marinos, los descensos o incrementos en la biomasa fitoplanctónica van a estar siempre limitados por la concentración de nutrientes que las microalgas necesitan para su metabolismo y de la barrera del filtro que purifica el agua procedente de la Bahía de Gaira.

También es importante mencionar el papel que juega la evaporación en los acuarios, cuyo proceso conduce a una disminución en la cantidad de agua. Esto implica una mayor concentración tanto de sales inorgánicas presentes como de células fitoplanctónicas en un mismo volumen y área. Dicho proceso podría incidir en los resultados, puesto que las mismas cantidades que se encuentren presentes antes y durante el proceso de evaporación figurarían como un aumento relativo en la biomasa fitoplanctónica, al estar contenidas en un volumen menguado de agua.

3.7.5. pH – Oxígeno ($v - p = 0,009$). La correlación positiva entre este par de variables ($R = 0.352$), se ajusta a la situación real encontrada en el Acuario Museo Mundo Marino. Los valores de pH más bajos (<7.90) pertenecen a aquellos sistemas que albergaban una mayor carga orgánica y poseían las menores concentraciones de oxígeno, tal como se observa en los acuarios de langostas y pastos marinos ([Figuras 8](#) y [9](#)). Esta disminución de O_2 puede indicar un aumento en los procesos anaeróbicos o de respiración que aumenta los niveles de dióxido de carbono y, por consiguiente, la producción de ácido carbónico (H_2CO_3) que altera el potencial de hidrógeno del agua (Adey y Loveland, 1998; Moe, 1992). Se debe aclarar que ante esta alteración del pH, no deben descartarse posibles deficiencias en el proceso de aireación, ya que éste se considera como la principal fuente de oxígeno.

3.7.6. Amonio – Nitrito ($v - p = 0,014$). Esta correlación presenta una gran reciprocidad entre ambos iones, pues éstos forman parte del proceso de filtración biológica de los compuestos de nitrógeno en el agua. Dicha afinidad positiva ($R = 0.416$) permite afirmar que dichos nutrientes aumentarán o disminuirán según la magnitud en la que ambos se encuentren. Aunque una gran parte de los datos de amonio no pudieron incluirse en la prueba estadística, ya que sus niveles no

fueron detectados por el espectrofotómetro ($<0,1 \mu\text{g-at/l}$), los picos máximos de concentración de ambos nutrientes coinciden en los mismos sistemas y momentos del monitoreo. Es importante destacar que el ion nitrito aparece en mayor proporción que el amonio, reiterando una acumulación que no alcanza a ser oxidada a nitrato y, por consiguiente, un déficit en los procesos de oxidación biológica. También puede contemplarse la existencia de procesos *desnitrificantes*, ocasionados por bajas de oxígeno que hacen que el nitrato presente se transforme en nitrito (Roldán, 1981).

4. CONCLUSIONES

- Λ En el Acuario Museo Mundo Marino, durante los meses de agosto a octubre del año 2000, las variables temperatura y oxígeno disuelto, reflejaron una estabilidad en la calidad del agua. Sin embargo, los altos niveles de ortofosfatos ($1.84 - 19.67 \text{ mg/l} \sim 19.15 - 204.93 \text{ } \mu\text{g-at/l}$) y los valores relativamente bajos en el pH sugieren algunas anomalías en la misma, atribuidas a una afluencia y acumulación de materia orgánica y a posibles fallas en los procesos de filtración y circulación. Esta situación se acentuó más en los meses de julio a octubre del año 2001 al persistir la acumulación de ortofosfatos ($3.80 - 16.42 \text{ mg/l} \sim 39.59 - 171.05 \text{ } \mu\text{g-at/l}$), además de presentarse aguas subsaturadas de oxígeno ($46.00 - 75.94\%$) e incremento en las concentraciones promedio de nitrito ($0.25 - 3.54 \text{ mg/l} \sim 5.33 - 77.06 \text{ } \mu\text{g-at/l}$) que sobrepasan los límites normales establecidos para sistemas cerrados marinos de áreas tropicales.

- Λ Durante ambos períodos del estudio, la temperatura ($25 - 28 \text{ }^\circ\text{C}$), la salinidad ($35 - 39 \text{ UPS}$) y el pH ($7.5 - 8.2$), fueron las variables que tuvieron un comportamiento más homogéneo, tanto a nivel espacial como temporal, fluctuando entre rangos muy estrechos.

- Λ Durante los meses correspondientes a los años 2000 y 2001, se presentaron ligeros incrementos en los valores promedio de salinidad en los acuarios (38 UPS), la piscina y el filtro ($38 - 39 \text{ UPS}$), respectivamente. los procesos de evaporación, la disminución de lluvias y los frecuentes recambios efectuados solo con agua de mar, fueron los posibles coadyuvantes en el incremento de la concentración salina.

- Λ El pH registró valores promedio relativamente bajos (7.5 - 8.2), exceptuando el acuario de anémonas, la piscina y el filtro, siendo los únicos en lograr niveles superiores o iguales a 8.00. La fluctuación espacio – temporal de esta variable se relaciona con la influencia de la materia orgánica que entra a cada sistema y una posible acumulación de CO₂. Dichos procesos pudieron intensificarse en el segundo monitoreo al disminuir los niveles de fitoplancton y la eficiencia en los procesos de circulación y aireación.
- Λ Durante la primera fase de estudio, se observó una eficiencia en los procesos de filtración biológica al encontrar concentraciones promedio de amonio (0.01 – 0.10 mg/l ~ 0.33 – 5.28 µg-at/l) y nitrito (<0.01 – 10.26 µg-at/l ~ <5 x 10⁻⁴ – 0.47 mg/l) dentro de los niveles normales. Sin embargo, las concentraciones altas de NO₂⁻ (5.33 – 77.06 µg-at/l ~ 0.25 – 3.54 mg/l) durante la segunda fase, sugieren una posible irregularidad en las reacciones oxidativas de este nutriente promovida por un déficit en la población microbial y en los valores del oxígeno.
- Λ La acumulación de ortofosfatos y las concentraciones altas de nitrito, manifiestan que en estos ambientes el nitrógeno y el fósforo no estuvieron como elementos limitantes sino acumulativos, convirtiéndose en un problema intrínseco que influye fuertemente en la estabilidad de otras variables fisicoquímicas del agua, especialmente en el oxígeno disuelto y el pH.
- Λ En sistemas cerrados marinos en general, el sistema de aireación fortalecido con fuentes naturales de oxígeno, permite lograr saturaciones óptimas que suplen la demanda de este gas. Los niveles promedio de O.D correspondientes al segundo semestre del año 2000 (137.19 – 184.58%) reducidos en más del 50% durante el segundo semestre del año 2001

(46.00 – 75.94%), confirman el aporte “extra” de oxígeno perdido, al disminuir la biomasa fitoplanctónica en casi un 90% en la segunda fase de este estudio.

- △ Las bajas cantidades de biomasa fitoplanctónica durante el año 2001, sugieren una buena calidad del agua y eficiencia del filtro externo en la retención de partículas. Aún teniendo presente que estos acuarios requieren de aguas claras para cumplir con la labor de “exhibición”, se considera que su presencia en condiciones controladas beneficia este tipo de sistemas, al cooperar en la estabilidad de algunas variables como el oxígeno, nutrientes y el pH.

- △ La piscina y cada acuario se catalogan como sistemas diferentes, únicos e independientes, teniendo una composición biótica y características propias del ecosistema que está representando. Sin embargo, durante los meses de agosto a octubre del año 2000, se establecieron ciertas semejanzas en los ambientes de corales, caballitos, pastos marinos y anémonas, registrando las concentraciones más bajas de nutrientes, valores aceptables de pH e incrementos en la salinidad. Los acuarios de langostas y rayas mostraron una situación totalmente contraria, obteniendo los niveles más bajos de pH y las concentraciones más altas de nutrientes que sobrepasan a las de otros sistemas.

- △ Para el período de julio a octubre del año 2001 se observó una mayor heterogeneidad a nivel espacial, sin embargo, los acuarios de caballitos, rayas, corales y anémonas mostraron una mayor estabilidad en su comportamiento (saturaciones de oxígeno superiores al 50%, concentraciones más bajas de nutrientes y valores más altos de pH). Langostas y pastos marinos fueron los ambientes que evidenciaron un desequilibrio bajo el mismo contexto

(saturaciones inferiores al 50%, los niveles más bajos de pH y las concentraciones más altas de nutrientes, especialmente de ortofosfatos).

- △ Aunque no se cuantificó la cantidad de materia orgánica en cada sistema, las concentraciones altas de nitrógeno y fósforo en sus formas respectivas y la relación existente entre pH – oxígeno y pH – ortofosfatos, reflejan una afluencia de M.O en descomposición y de los ácidos orgánicos que produce. Dicho proceso influye ampliamente en la estabilidad fisicoquímica del agua.

- △ Los niveles altos de nitritos y ortofosfatos reflejan la afluencia e influencia de materia orgánica procedente de las labores de alimentación y de otros procesos biológicos (respiración y excreción). Estos eventos pudieron repercutir en el comportamiento de algunas variables fisicoquímicas y marcar diferencias y semejanzas a nivel espacial, confirmando que cada sistema es independiente y con particularidades únicas en su dinámica.

- △ En sistemas confinados en general, el comportamiento de las condiciones fisicoquímicas y biológicas del agua evaluadas en el presente trabajo dependen, en gran medida, del tipo de ecosistema que se está representando y del manejo o tratamiento asignado a cada uno de ellos. La continua manipulación hace que no sea estable a través del tiempo y difiera a las características observadas en ambientes naturales. Tal como se ha conocido en el campo de la oceanografía, la relación existente entre ciertas variables puede ser indirecta o secundaria de otros factores o eventos: Recambios de agua, labores de alimentación y los procesos de aireación, filtración y circulación, entre otros.

5. RECOMENDACIONES

- Tener un mayor control en las características fisicoquímicas del agua, incrementando la frecuencia en las mediciones correspondientes. Es aconsejable verificar diariamente la temperatura, salinidad y oxígeno, programando quincenalmente la concentración de nutrientes y pH. Aunque en sistemas cerrados en general se recomienda el uso de “kits” para nutrientes, los cuales permiten un gran ahorro de tiempo, el biólogo encargado puede disponer de un día de la semana para la recolección de las muestras, conservarlas en refrigeración y luego procesarlas durante los siguientes 3 o 4 días. Esta alternativa permitiría suplir a corto o mediano plazo las necesidades del acuario, contando con la colaboración del laboratorio de la universidad en Santa Marta.

- Mantener la ejecución de este tipo de trabajos que permitan dar un diagnóstico más preciso sobre la calidad del agua, corroborar la información obtenida previamente y alimentar permanentemente la base de datos del acuario. De otro lado, se recomienda hacer un próximo seguimiento en el ciclo completo del nitrógeno incluyendo al ion nitrato, para así saber con certeza cuáles son las causas en la acumulación de nitrito.

- Aumentar la frecuencia en los recambios de agua en la piscina y los acuarios con el fin de aminorar la acumulación de fósforo y nitrógeno en todos los sistemas. Asimismo, se sugiere que parte del volumen total de dicho procedimiento se realice con agua dulce previamente tratada en la piscina, evitando así los altos valores de concentración salina. Esto se podría lograr efectuando una comunicación entre la fuente de agua dulce y la piscina, pasando primero por el filtro externo.

- O Reforzar el filtro biológico en los acuarios, la piscina y el filtro de tal manera que permita contrarrestar la acumulación de nitrito, el cual es potencialmente tóxico para el componente biótico en cautiverio. Entre las diferentes alternativas se encuentran el corregir el déficit en la población microbial encargada de oxidar este nutriente a nitrato y/o crear otro tipo de filtro biológico hecho a base de algas. Este último contribuye también a la asimilación del nitrato (que podría estar también acumulado), evitando que se reduzca nuevamente a nitrito. Igualmente, es importante mejorar el sistema de circulación del agua, permitiendo una eficiencia en la salida y reciclamiento de compuestos orgánicos e inorgánicos que afecten la estabilidad de la calidad del agua.

- O Programar las horas de alimentación y de algún tratamiento específico (adición de antibióticos, entre otros), con base en el comportamiento de las variables fisicoquímicas que se lleguen a evaluar diariamente, previniendo de esta manera la inestabilidad de algunas variables físico - químicas. La degradación o remineralización de M.O demanda gran cantidad de oxígeno, siendo entonces aconsejable alimentar a los individuos en los momentos que se obtienen picos óptimos o de máxima concentración de O.D. También sería conveniente programar las horas de funcionamiento de los “*skimmers*”, en un tiempo posterior al proceso de alimentación y excreción de los individuos en cautiverio. Vale la pena recordar que los compuestos que poseen fósforo tienen una rápida y alta remineralización, ya que el ácido fosfórico y otras moléculas orgánicas son fácilmente hidrolizables con la ayuda de las fosfatasa.

- O Permitir un aumento controlado en la comunidad fitoplanctónica o adicionar macroalgas que aporten niveles “extras” de oxígeno. Esto beneficiará a cada sistema evitando subsaturaciones de oxígeno y aumentando los niveles de pH. La presencia de este componente autotrófico en un acuario puede equilibrarse aumentando la población de organismos filtradores y pastoreadores (ostras, caracoles, cangrejos ermitaños, poliquetos, entre otros), verificando regularmente (mediciones mensuales) la cantidad y tipos de micro o macro algas presentes (Helsinga *et al*, 1990; En: Tullock, 1997). De igual manera, el implementar el uso de soluciones cálcicas como el hidróxido de calcio, ayudaría a la proliferación de algas coralináceas, las cuales se consideran benéficas para este tipo de sistemas, además de contribuir a la precipitación de ortofosfatos.

- O Evaluar la posibilidad de cambiar la pintura que poseen los acuarios actualmente. Existen otras de mejor calidad que no se desprenden fácilmente de la superficie y que contienen menor cantidad de elementos nocivos (organometálicos y anticorrosivos), las cuales podrían contrarrestar un posible proceso de bioacumulación o efecto biocida en las especies presentes.

- O Elaborar una bitácora en donde se registren todos los procedimientos y otras observaciones importantes en el mantenimiento y funcionamiento de los acuarios. Estas anotaciones conformarán el historial de cada sistema y brindará una mayor agilidad en el manejo o tratamiento de cada uno de ellos, deduciendo posibles anomalías con más rapidez, precisión y certeza. Dicha revisión podría realizarse de la siguiente manera:

- a. **Diariamente.** Control en la hora y cantidad de alimento suministrado; mediciones de las variables temperatura, salinidad y oxígeno; verificación de lámparas, filtros, aireadores, skimmers, power head y motobombas. Verificar el estado de los organismos en cautiverio, adición de especies nuevas y las características físicas y visibles del cuerpo de agua.

- b. **Quincenalmente.** Control en el mantenimiento del filtro externo, guatas y vidrios, además de posibles recambios; medición de nutrientes y pH.

- c. **Mensualmente.** Recambios de agua y sifoneos; adición y/o traspaso de especies.

Tal como lo sugiere la Fundación Museo del Mar (1999) y otros autores, también se debe tener en cuenta las fechas y cantidades de algunos aditivos que se requieran para algún tratamiento específico (vitaminas, antibióticos, entre otros).

BIBLIOGRAFIA

ACOSTA, Jorge y CAÑON, Mary Luz. Influencia de algunas características meteorológicas sobre la variación espacio - temporal de las características oceanográficas en la bahía de Gaira, Caribe colombiano. Santa Marta, 1999. 78p. Seminario de Investigación (Noveno semestre). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

ADAMS, Marshall. Guidance for use of experimental systems to evaluate effects of stress in marine ecosystems. Tennessee: Union Carbide Corporation for the USA / Environmental Sciences Division / Department of Energy. No. 1657 (abr. 1981). 64p.

ADEY, Walter and LOVELAND, Karen. Dynamic Aquaria, building living ecosystems. 2 ed. San Diego: Academic Press. 1998. 498p.

ALVAREZ, Diana; MARTÍNEZ, Paola; RAMÍREZ, John y RINCÓN, Daniel. Evaluación del aprovechamiento del carbón fitoplanctónico por parte de un morfotipo de copépodos en dos estaciones de la Bahía El Rodadero durante el período de febrero - abril del 2000. Santa Marta, 2000. 107p. Seminario de investigación (Noveno semestre). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

ANDREO, Carlos y VALLEJOS, Rubén. Fotosíntesis. Centro de estudios fotosintéticos y bioquímicos. Washington: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - Fundación Miguel Lillo y Universidad Nacional de Rosario. No. 30 (1984). 64p.

ANGARITA, Anyela; ARIZA, Ricardo; RIVAS, Leonel y URIBE, Julián. Comportamiento de los géneros bacterianos *Vibrio*, *Aeromonas* y *Pseudomonas* y diagnóstico ictiopatólogico en los sistemas de acuarios, Mundo Marino - UJTL, El Rodadero, Caribe colombiano. Santa Marta, 2000. 68p. Seminario de investigación (Noveno semestre). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

ARBOLEDA, Enrique; CALDAS, Juan; MONTOYA, Erika y OCHOA, Vivian. Determinación de los patrones de comportamiento alimentario del tiburón nodriza (*Ginglymostoma cirratum*, Bonnaterre, 1788) en condiciones de cautiverio en el acuario de Mundo Marino (Rodadero - Santa Marta). Santa Marta. 2000. 45p. Seminario de investigación (Noveno semestre). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

ARMADA NACIONAL DE COLOMBIA - DIRECCIÓN GENERAL MARÍTIMA. Manual de Técnicas Analíticas de Parámetros físico - químicos y Contaminantes Marinos. 3 ed. Cartagena, Colombia: CCO y CIOH. 1993. 109p.

BARNABÉ, Gilbert. Bases biológicas y ecológicas de la acuicultura. Zaragoza: Acribia. 1996. 519p.

BASUYAUX, Olivier and MATHIEU, Michel. Inorganic nitrogen and its effect on growth of the abalone *Haliotis tuberculata* Linnaeus and the sea urchin *Paracentrotus lividus* Lamarck. En: Aquaculture. Vol. 174 (may. 1999); p. 95 - 107.

CATALA, Eduardo. Problemas de algas en el acuario marino. Dr. Pez – colaboraciones [en línea] [Madrid (España)]: Jesús Salas y Carlos Garrido, 2000 [citado en junio 7 de 2001]. Disponible en Internet: <http://www.drpez.com/drcol58.htm>.

CHU - CHEN, Jiann and KOU, Chu - tau. Nitrogenous excretion in *Macrobrachium rosenbergii* at different pH levels. En: Aquaculture. Vol.144, No. 1/3 (sep. 1996); p. 155 - 164.

COLL, Julio. Acuicultura marina animal, 2 ed. Madrid: Mundiprensa. 1986. 670p.

CORREDOR, Irina; MONTOYA, Mónica; POLANÍA, Paula y VÉLEZ, Carolina. Evaluación de parámetros fisicoquímicos y la biomasa fitoplanctónica en los acuarios del Museo Mundo Marino - UJTL (El Rodadero, Santa Marta) durante el segundo semestre del año 2000. Santa Marta. 2000. 85p. Seminario de investigación (Noveno semestre). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

DAVIS, Wayne and SIMON, Thomas. Biological Assessment and Criteria: Tools for water resource planning and decision making. Florida: Lewis publishers. 1994. 415p.

DAWES, Clinton. Botánica marina. México: Limusa. 1986. 672p.

DE LA HOZ, Maria Virginia. Estudio de la variación temporal y espacial del fitoplancton de la Bahía El Rodadero, Santa Marta (Caribe colombiano), para el período comprendido entre agosto y octubre de 1995. Santa Marta, 1995. 82p. Seminario de investigación (Noveno semestre). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

ENTREVISTA con Aminta Jáuregui, Docente de la Facultad de Biología Marina de la Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta, septiembre 12 de 2002.

ENTREVISTA con Gonzalo Castellanos, Arquitecto del Acuario Museo Mundo Marino. Santa Marta, abril 16 de 2002.

ENTREVISTA con Javier Giraldo, Biólogo Marino del Acuario Museo Mundo Marino. Santa Marta, mayo 23 de 2002.

FENNER, Robert. The conscientious marine aquarist: A commonsense handbook for successful saltwater hobbyists. Shelbourne: Microcosm. 1998. 432p.

FUNDACIÓN MUSEO DEL MAR. Estudio de impacto ambiental “Acuario Museo Mundo Marino”. Santa Marta: FMM. 1999. 80p.

GIL, Diego; HERNANDEZ, Claudia; VIDES, Marta y GONZALES, Carlos. Comparación de tres sistemas de filtración de acuarios marinos con base en algunos parámetros fisicoquímicos. Santa Marta, 1996. 48p. Seminario de Investigación (Noveno semestre). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

GREENPEACE. TBT: El principio del fin de un problema global para el medio ambiente marino. Mediterráneo S.O.S [en línea] [Madrid (España)]: Greenpeace, Octubre 2001 [citado en marzo 15 de 2002]. Disponible en Internet: <http://www.greenpeace.es/ftp/.20web/Documental/descarga/TBT/.20factsheet.doc>.

HARGREAVES, John and TUCKER, Craig. Evidence for control of water quality in channel catfish *Ictalurus punctatus* ponds by phytoplankton biomass and sediment oxygenation. En: Journal of the World Aquaculture Society. Vol. 27, No. 1 (mar. 1996); p. 21 - 28.

HUNNAM, Peter; MILNE, Annabel y STEBBING, Peter. El acuario vivo: Agua dulce y salada. 2 ed. Madrid: Josmar. 1991. 240p.

JIMENO, Antonio. Las enfermedades de los peces de acuario. Barcelona: De vecchi. 1993. 224p.

KOCHBA, Malka; DIAB, Shafer and AVNIMELECH, Yoram. Modeling of nitrogen transformation in intensively aerated ponds. En: Aquaculture. Vol. 120, No. 1/2 (feb. 1994); p. 95 - 104.

LE FEBVRE, Sebastián; BACHER, Cédric; MEURE, Anne and HUSSENOT, Jérôme. Modeling approach of nitrogen and phosphorus exchanges at the sediment - water interface of an intensive fish pond system. En: Aquaculture. Vol. 195, No. 3/4 (apr. 2001); p. 279 - 297.

LONDOÑO, Luz Adriana. Comportamiento de algunos parámetros fisicoquímicos y su interacción con aspectos biológicos del componente zooplanctónico durante el segundo período de 1997, balneario El Rodadero, Santa Marta (Caribe colombiano). Santa Marta, 1999. 139p. Trabajo de grado (Biólogo Marino). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

LOZANO, Fernando. Oceanografía, Biología Marina y Pesca – Tomo I, 3 ed. Madrid: Parainfo. 1978. 445p.

LUDWIG, John and REYNOLDS, James. Statistical ecology: A primer on methods and computing. New York: John Wiley & Sons. 1988. 337p.

MARGALEF, Ramón. Ecología, 7 ed. Barcelona: Omega. 1991. 951p.

MARINO, Santiago y MERCHAN, Julia. Estimación cuantitativa y descripción cualitativa del zooplancton del noreste de la Guajira (Pto. Estrella - Punta Espada) y su relación con parámetros fisicoquímicos del área. Bogotá, 1993. 156p. Trabajo de grado (Biólogo Marino). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

MARSHALL, Darley. Biología de las algas, enfoque fisiológico. México: Limusa. 1991. 235p.

MC GRAW, William; TEICHERT - CODDINGTON, David and BOYD, Claude. Higher minimum dissolved oxygen concentrations increase penaeid shrimp yields in earthen ponds. En: Aquaculture. Vol. 199, No. 3/4 (aug. 2001); p. 311 - 321.

MC INTYRE, Ferren. Why the sea is salt?. En: Scientific American. Vol. 223, No. 5 (nov. 1970); p. 104 - 115.

MOE Junior, Martin. The marine aquarium reference: Systems and invertebrates, 4 ed. Florida: Green Turtle Publications. 1992. 512p.

MUKHI, S.; DAS, B.K; MADHAVI, B.; MISRA, C.K. and PRASAD, K.P. Shrimp farm: waste and its management. En: Infofish International. No. 1 (2001); p. 50 - 55.

MUNSIRI, Prasert and BOYD, Claude. Physical and chemical characteristics of bottom soil profiles in ponds at auburn, Alabama (USA) and a proposed system for describing pond soil horizons. En: Journal of the World Aquaculture Society. Vol. 26, No. 4 (dec. 1995); p. 346 - 377.

OGILVIE, Shaun; ROSS, Alex and SCHIEL, David. Phytoplankton biomass associated with mussel farms in Beatrix Bay, New Zeland. En: Aquaculture. Vol. 181, No. 1 (mar. 2000); p. 71 - 80.

ORTIZ, Freddy; GAMEZ, Luis y GOMEZ, Paúl. Comparación de la eficiencia de dos sistemas de filtración externa (biológica y química) en acuarios marinos, con base en adiciones de amonio. Santa Marta, 1999. 45p. Seminario de Investigación (Noveno semestre). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

PAERL, Hans and TUCKER, Craig. Ecology of the blue - green algae in aquaculture ponds. En: Journal of the Aquaculture Society. Vol. 26, No. 2 (jun. 1995); p. 109 - 128.

PARSONS, Timothy; MAITA, Yoshiaki and LALLI, Carol. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Oxford: Pergamon press. 1984. 172 p.

PRIETO, Alberto. Estudio en la calidad de las aguas y su relación con la variación estacional de nutrientes en *Enteromorpha* sp.(Gmelin) y *Caulerpa sertularioides* (Howe). Cartagena, 1976. 65p. Trabajo de grado (Biólogo Marino). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

RAMÍREZ, Gustavo. Aplicación de la espectrofotometría ultravioleta para determinar el oxígeno disuelto en agua por el método de Winkler. En: Anales del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras de Punta Betín. Vol. 21 (1992); p. 5 - 12.

----- . Distribución de nutrientes inorgánicos en las aguas costeras de la región de Santa Marta, Caribe colombiano. En: Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar (7o.: 1990: Cali). Memorias del VII Seminario Nacional de Ciencias y Tecnologías del Mar. Bogotá: CCO. 1990. p.244 - 264.

RILEY, J.P y CHESTER, R. Introducción a la química marina. México: AGT. 1989. 459p.

ROJAS, Paola. Caracterización fisicoquímica de la Ciénaga de Pajara, Caribe colombiano, por medio de la aplicación de técnicas geoestadísticas. Santa Marta, 2000. 140p. Trabajo de grado (Biólogo Marino). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

ROLDAN, Gabriel; VELASQUEZ, Luis y MACHADO, Tito. Ecología: La ciencia del ambiente. Bogotá: Norma. 1981. 264p.

ROPERO, Reynaldo. Estudio preliminar de las estructuras de las comunidades fitoplanctónicas y zooplanctónicas en los acuarios del Museo Mundo Marino, Rodadero, Santa Marta. 2000. 58p. Seminario de investigación (Noveno semestre). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

ROSENBERG, David y RESH, Vincent. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrate. New York: Chapman & Hall. 1993. 488 p.

RUSSELL - HUNTER, W.D. Productividad acuática: Introducción a algunos aspectos básicos de la oceanografía biológica y de la limnología. Zaragoza: Acribia. 1970. 273p.

SALAMANCA, Marco. Guía de química marina, guía de trabajos prácticos. Chile: Departamento de Oceanografía – Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas – Universidad de Concepción. 1996. 68p.

SERNA, Andrés y VALLEJO, Fabián. Descripción de algunos parámetros fisicoquímicos de la Bahía de El Rodadero durante el período de Agosto a Noviembre de 1996. Santa Marta, 1996. 50p. Seminario de Investigación (Noveno semestre). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

SPOTTE, Stephen. Marine aquarium keeping: The science, animals and arts. New York: John Wiley & sons. 1973. 101p.

STEEL, Robert y TORRIE, James. Bioestadística: principios y procedimientos, 2 ed. México: McGraw-Hill. 1992. 403p.

STEEMANN-NIELSEN, Einer. Marine Photosynthesis with special emphasis on the ecological aspects. Amsterdam: Elsevier Scientific Publishing. 1975. 141p.

STOCKER, Stephen y SPENCER, Seager. Química ambiental, contaminación del aire y del agua. Barcelona: Blume. 1981. 320p.

TIGREROS, Paulo; VANEGAS, Tatiana; VARGAS, Diana; WALTEROS, Yeimy y BETANCUR, Stella. Evaluación de la composición espacial de las larvas de las clases Stellerioidea y Echinoidea (Echinodermata), considerando algunas condiciones fisicoquímicas de la columna del agua en la Bahía de Gaira, Caribe colombiano. Santa Marta, 1999. 71p. Seminario de Investigación (Noveno semestre). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

TULLOCK, John. Natural reef aquariums, simplified approaches to creating living saltwater microcosms. Shelburne: Microcosm. 1997. 336p.

WARREN, Charles. Biology and water pollution control. Washington: W.B Saunders. 1971. 434p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. TBT: Tributilestaño. Concise International Chemical Assessment [on line] [Washington (USA)]: International Program on Chemical Society, 1999 [cited 15 march 2002]. No. 14. Available from Internet: http://www.who.int/pes/cicad/summaries/cicad_14.html.

ANEXOS

Anexo A. Reducción de altos niveles de ortofosfatos en sistemas cerrados marinos

1. INTRODUCCIÓN

Desde el inicio del planteamiento y diseño del presente trabajo, uno de los objetivos específicos que se deseaba cumplir, se encontraba dirigido hacia la confirmación de una acumulación de ortofosfatos en los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino y su posible tratamiento a bajo costo. Sin embargo, este propósito de comenzar la búsqueda de soluciones para este tipo de anomalías en la calidad del agua tuvo que ser modificado, debido a ciertos inconvenientes presentados en el diseño de la metodología y la adquisición de materiales durante las fases de campo y laboratorio. Por lo tanto, el presente anexo contiene una explicación detallada sobre el desarrollo de este experimento, sus limitaciones y alcances.

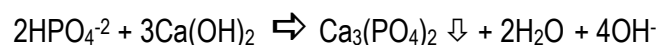
Existen diferentes mecanismos útiles para la eliminación o reducción de fosfatos en sistemas acuáticos confinados, los cuales son ofrecidos y aplicados por muchas compañías que proveen la industria de la acuicultura y la acuariofilia a nivel mundial. En la lista de este tipo de productos, se encuentran los filtros biológicos hechos a partir de algas, las resinas y los suplementos o amortiguadores como las soluciones básicas que contienen calcio (Catalá, 2000; Adey y Loveland, 1998 y Fenner, 1998). Entre estos últimos se encuentra la solución de hidróxido de calcio Ca(OH)_2 , usada durante las últimas dos décadas para mantener los niveles de este elemento en acuarios de arrecife y comercializada, actualmente, para reponer los niveles de evaporación del agua y precipitar los compuestos de fosfato presentes en el agua (Notes from, 2001; Fenner, 1998; Thiel, 1998).

Para muchos autores, el uso de estos amortiguadores se considera como un procedimiento eficiente, pues al precipitar los fosfatos, éstos son fácilmente eliminados por los procesos de filtración, saliendo así del sistema. Las soluciones de hidróxido de calcio o “*kalkwasser*”, traen consigo muchas otras ventajas ya que, además de precipitar los fosfatos, ayuda a reponer los niveles diarios de evaporación del agua, evita valores bajos en el pH, mantiene la reserva alcalina, mejora los procesos del “*protein skimmer*” y aumenta los niveles de calcio (Ca^{+2}). Lo anterior favorece, consecuentemente, el crecimiento de algas coralináceas que cubrirán la roca viva en lugar de las nocivas algas filamentosas y el calcio sobrante, es consumido por corales y otros invertebrados como los crustáceos o moluscos que requieren de este elemento para el desarrollo de sus exoesqueletos y conchas (Catalá, 2000; Metelsky, 1997). Para lograr mejores resultados a través de esta técnica, se debe trabajar conjuntamente con otras variables que se relacionan con la fisicoquímica del agua: El pH, la alcalinidad y la concentración de iones de calcio.

La adición de alimento y los procesos de filtración son los causantes de la reducción en la reserva alcalina, debido a la acumulación de ácido nítrico, otros ácidos orgánicos y fosfatos que van disminuyendo el pH (Fenner, 1998). La alcalinidad del agua se define como el grado de basicidad, teniendo en cuenta la cantidad o exceso de cargas negativas como los iones hidroxilo (OH^-). Si la concentración de éstos es igual a los hidrogeniones (H^+), el pH torna neutro, cuyo rango aceptable en acuarios marinos es de 8.00 – 8.40 (Tullock, 1997). La actividad biológica y los procesos de filtración y aireación, hacen que el sistema buffer fluctúe en el agua, siendo la tendencia el encontrar un pH bajo, aunque en algunas ocasiones la fuerte actividad fotosintética algal, conduce a un incremento entre 8.3 y 9.0, no resultando perjudicial para el componente biótico presente (Moe, 1992).

En el medio natural, la alcalinidad se incrementa en zonas donde hay más calcio en disolución y su valor normal es de 2.38 meq/l (Margalef, 1991). En sistemas cerrados marinos, algunos autores sugieren conservar la reserva alcalina cerca de los 5 meq/l; por debajo de este nivel, se corre el riesgo de una grave caída del pH e impide los procesos de calcificación de invertebrados y otros organismos marinos (Catalá, 2000; Fenner, 1998). La mayor parte de la alcalinidad en los ecosistemas marinos está relacionada con el calcio y el CO₂ proveniente de la respiración de los organismos, pues dicho gas disuelve la caliza formando bicarbonato de calcio, Ca(HCO₃)₂. El agua cargada de Ca⁺² vuelve a su equilibrio y la presión parcial del dióxido de carbono no disociado en el agua es mayor que en la atmósfera, existiendo un desplazamiento de este gas que rompe el equilibrio y precipita el carbonato de calcio (CaCO₃).

La concentración normal de este metal alcalinotérreo se encuentra entre 400 – 500 mg/l, cuya solubilidad aumenta con la salinidad y disminuye con la temperatura. Para acuarios de arrecife la concentración óptima se encuentra en 420 mg/l, recomendando la adición regular de calcio para promover la actividad biológica y, en parte, contrarrestar los niveles de evaporación del agua, ya que soluciones básicas como el hidróxido de calcio, al mezclarse con el dióxido de carbono, produce una molécula de agua (Fenner, 1998). Simultáneamente, el ortofosfato puede ser absorbido por un complejo cálcico con intercambio de cationes, resultando así una precipitación de fosfato tricálcico [Ca₃(PO₄)₂] (Hargreaves and Tucker, 1996):



1.1. ANTECEDENTES

Aunque son muchos los autores que recomiendan por experiencia propia el uso de soluciones de hidróxido de calcio (Adey y Loveland, 1998; Fenner, 1998; Thiel, 1998), no hay registros o artículos sobre experimentos que se hayan realizado para comprobar su eficiencia. En la Internet, existen diversos artículos sobre el tema en mención, enfocándose en su fundamento químico y beneficios pertinentes. Al respecto, Delbeek y Sprung (1994; En: Notes from, 2001) publicaron un ensayo que realizaron con el fin de verificar la efectividad del $\text{Ca}(\text{OH})_2$ en soluciones “stock” de fosfato durante una semana. Dentro de sus resultados, encontraron que los niveles de fosfato disminuyeron a menos del 50% de la concentración inicial en tan solo 2 días, removiéndose el 90% en los siguientes 5 días.

A nivel de trabajos de grado, seminarios y/o proyectos de investigación, la presente prueba es considerada como la primera propuesta encaminada en el estudio de técnicas de manejo que sirvan de soporte y ayuda ante diferentes anomalías encontradas en la calidad del agua de los sistemas del Acuario Museo Mundo Marino, como es el caso de la acumulación de ortofosfatos. Se pretende también que a partir de ésta, surjan otras investigaciones que complementen, corroboren y suplan esta necesidad para el acuario, contribuyendo de esta manera en la mejoría de los hábitats creados para todos los individuos presentes.

2. METODOLOGÍA

2.1. Fase de campo. Con base en los datos recolectados durante la segunda fase de esta investigación (julio 24 a octubre 1 del año 2001) en el Acuario Museo Mundo Marino, se confirmó la

permanencia del ion ortofosfato en altas concentraciones (39.59 - 171.05 $\mu\text{g-at/l}$ ~ 3.80 - 16.42 mg/l). Por lo tanto, después de haber finalizado los seis muestreos programados, se decidió aplicar durante 15 días (8 al 25 de octubre) una solución de hidróxido de calcio (cal hidratada) en los acuarios de pastos marinos y jureles, los cuales presentaron los más altos niveles de dicho nutriente. La mezcla se preparó siempre con un día de anterioridad en un galón de agua destilada, teniendo en cuenta la proporción necesaria ($\pm 35 - 45$ g) para alcanzar un pH mayor a 12. Para su aplicación, se consideró el nivel diario de evaporación aproximado en cada acuario (1700 y 6800 ml/día) (Comn. pers. Aminta Jáuregui, 2002), añadiendo los volúmenes respectivos a una velocidad de 2.4 ml/min en el acuario de jureles y 9.45 ml/min en las cuatro baterías que conforman el ambiente de pastos marinos; el tiempo que se dispuso para este proceso fue de 12 horas, contados a partir del momento en que se apagaban las luces de cada microecosistema. La metodología descrita se desarrolló, cumpliendo con los siguientes cuidados requeridos: Aplicar la solución en horas de la noche cuando los acuarios no estén iluminados para aprovechar la mayor concentración de CO_2 y añadirla muy lentamente (Metelsky, 1997; Thiel, 1997), recurriendo a un montaje artesanal que facilitó adaptar un sistema de goteo ([Figura 1](#)).

Previo a la adición de la solución, se midió el pH con un pHmetro marca WTW, modelo pH 330/SET-1, de precisión 0.01 y la alcalinidad con un kit colorimétrico marca "Red Sea Fish pHarm", cuyo indicador base es el verde de bromocresol. Para conocer las concentraciones iniciales de calcio y ortofosfatos, se extrajeron muestras de agua en frascos de 250 ml para su posterior análisis en el laboratorio y, 24 horas después de iniciarse el proceso, la lectura de pH se realizaba tres veces en intervalos de 1 hora. Cada día, se suspendía el proceso antes de encender las lámparas de los

acuarios y las cuatro variables mencionadas (pH, alcalinidad, calcio y ortofosfatos) se medían nuevamente de la misma manera.

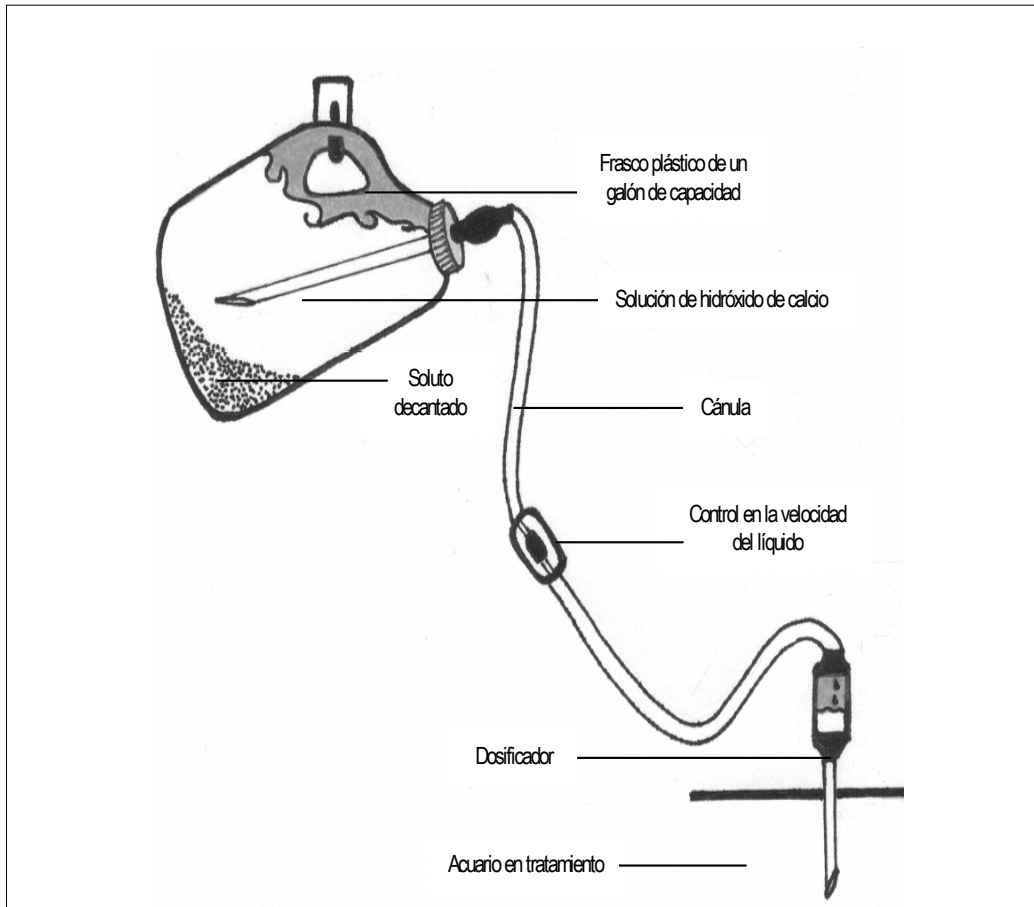


Figura 1. Sistema de goteo construido artesanalmente para la adición del hidróxido de calcio en los acuarios tratados.

2.2. Fase de laboratorio. 24 horas después de empezar la aplicación del hidróxido de calcio en solución, se inició la determinación diaria de la concentración de ortofosfatos mediante el método espectrofotométrico de Murphy y Riley (1952; En: Armada Nacional, 1993). Igualmente, se verificaron los niveles de calcio en los sistemas tratados con $\text{Ca}(\text{OH})_2$, siguiendo el método de

titulación con EDTA (Acido etineldiamino - tetraacético), utilizando como indicador colorimétrico el murexide (Greenberg *et al.*, 1992).

2.3. Fase de gabinete. A partir de la fórmula obtenida en la curva de calibración de ortofosfatos (pág. 28 y 29), se halló la concentración diaria para ambos acuarios en unidades de $\mu\text{g-at/l}$, dividiendo luego estos valores por la constante de 10.417, para convertirlos en mg/l . Los niveles de calcio se calcularon mediante la siguiente fórmula sugerida por la Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano (1994):

$$\text{mg/l Ca}^{++} = \frac{\text{Volumen EDTA}_{(\text{equivalentes-gramo})} * (\text{PM} / \text{E}) * 1000}{V_{(\text{ac})}}$$

donde,

$V_{(\text{ac})} = 1 \text{ ml} \sim 0.001 \text{ litros}$

PM = Peso molecular del ion calcio

E = Equivalentes - gramo del ion calcio

Todos los datos colectados durante los 15 días de muestreo se tabularon, recurriendo posteriormente a un análisis estadístico netamente descriptivo. Para los dos acuarios estudiados, se calcularon los promedios correspondientes de cada variable. Las medidas de dispersión utilizadas en este estudio fueron el coeficiente de variación (C.V), la desviación estándar (D.S) y el error estándar (E.S).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Partiendo de las concentraciones iniciales de ortofosfatos en los ambientes de pastos marinos (171.05 $\mu\text{g-at/l}$ \sim 16.42 mg/l) y jureles (156.55 $\mu\text{g-at/l}$ \sim 15.03 mg/l), se comenzó a notar un descenso del 33.12% y 51.77%, respectivamente, al segundo día de la prueba (Tablas 1 y 2). Posteriormente, se observó un incremento de este ion sin superar la concentración inicial, aumentando un poco más en los siguientes días pero volviendo a bajar nuevamente. En el acuario de pastos marinos, dichos valores fluctuaron en un rango de 43.15 – 240.47 $\mu\text{g-at/l}$ \sim 4.14 – 23.08 mg/l (C.V = 44.28%) y en el ambiente de jureles y bivalvos se registraron entre 16.95 – 46.80 $\mu\text{g-at/l}$ \sim 4.49 – 11.23 mg/l (C.V = 38.47%) (Figuras 2 y 3).

Tabla 1. Valores correspondientes al pH, alcalinidad (Alk), calcio y ortofosfatos en el acuario de pastos marinos. La cantidad en porcentaje explica cuánto disminuyó la concentración de HPO_4^{2-} a partir de la concentración inicial (día 0) tomada antes de adicionar el hidróxido de calcio.

Días	pH		Alk (meq/l)	Calcio (mg/l)	Ortofosfatos		Cantidad (%)
	Noche	07:00 a.m.			($\mu\text{g-at/l}$)	(mg/l)	
0	7.8	7.8	1.1	480	171.05	16.42	100.00
1	7.8	7.8	1.1	480	114.39	10.98	33.12
2	7.8	7.8	1.1	480	121.69	11.68	28.86
*3	7.9	7.9	1.1	520	142.86	13.71	16.48
*4	7.9	7.8	0.7	720	65.59	6.30	61.65
5	7.9	7.9	0.7	800	43.15	4.14	74.77
*6	7.8	7.8	1.1	640	138.48	13.29	19.04
*7	8.0	7.9	1.1	400	240.47	23.08	-40.58
8	7.9	7.7	1.1	400	66.32	6.37	61.23
9	7.5	7.8	1.1	720	148.51	14.26	13.18
10	7.6	7.8	1.7	600	116.58	11.19	31.84
X	7.80	7.81	1.08	516.36	124.46	-	-
D.S	0.15	0.07	0.26	84.77	55.11	-	-
E.S	0.05	0.02	0.08	25.56	16.62	-	-
C.V	1.89	0.94	24.04	16.42	44.28	-	-

* Entre los días 3 – 4 y 6 – 7 se interrumpió el sistema de goteo durante 3 y 2 días, respectivamente.

** X = Promedio; D.S = Desviación estándar; E.S = Error estándar; C.V (%) = Coeficiente de variación.

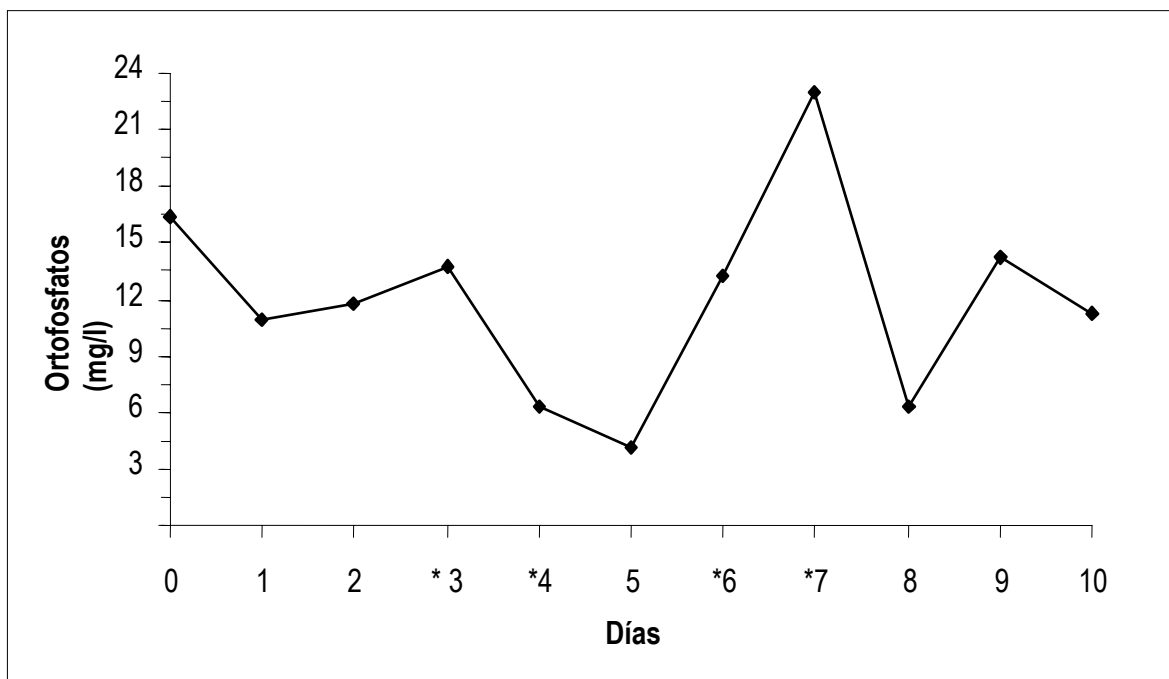


Figura 2. Comportamiento del ortofosfato durante la adición del hidróxido de calcio en el acuario de pastos marinos.

Tabla 2. Valores correspondientes al pH, alcalinidad (Alk), calcio y ortofosfatos en el acuario de jureles y bivalvos. La cantidad en porcentaje explica cuánto disminuyó la concentración de HPO_4^{2-} a partir de la concentración inicial (día 0) tomada antes de adicionar el hidróxido de calcio.

Días	pH		Alcalinidad (meq/l)	Calcio (mg/l)	Ortofosfatos		Cantidad (%)
	Noche	07:00 a.m.			($\mu\text{g-at/l}$)	(mg/l)	
0	7.9	7.9	0.7	440	156.55	15.03	100.00
1	7.7	7.6	0.7	480	75.50	7.25	51.77
2	7.7	7.8	1.1	480	103.59	9.94	33.83
*3	7.7	7.7	1.1	480	116.95	11.23	25.30
*4	7.9	7.8	0.7	520	61.39	5.89	60.78
5	7.9	7.8	1.1	680	61.39	5.89	60.78
*6	7.9	7.9	1.1	680	83.38	8.00	46.74
*7	7.8	7.9	1.1	800	88.49	8.49	43.48
8	7.9	7.9	1.1	320	51.91	4.98	66.84
9	7.7	7.5	1.1	800	46.80	4.49	70.11
10	7.4	7.6	1.1	400	74.26	7.13	52.57
X	7.7	7.7	1.0	552.73	83.65	-	-
D.S	0.15	0.14	0.19	161.81	32.18	-	-
E.S	0.05	0.04	0.06	48.79	9.70	-	-
C.V	1.93	1.81	18.86	29.27	38.47	-	-

* Entre los días 4 - 5 y 7 - 8 se interrumpió el sistema de goteo durante 3 y 2 días, respectivamente.

** X = Promedio; D.S = Desviación estándar; E.S = Error estándar; C.V (%) = Coeficiente de variación.

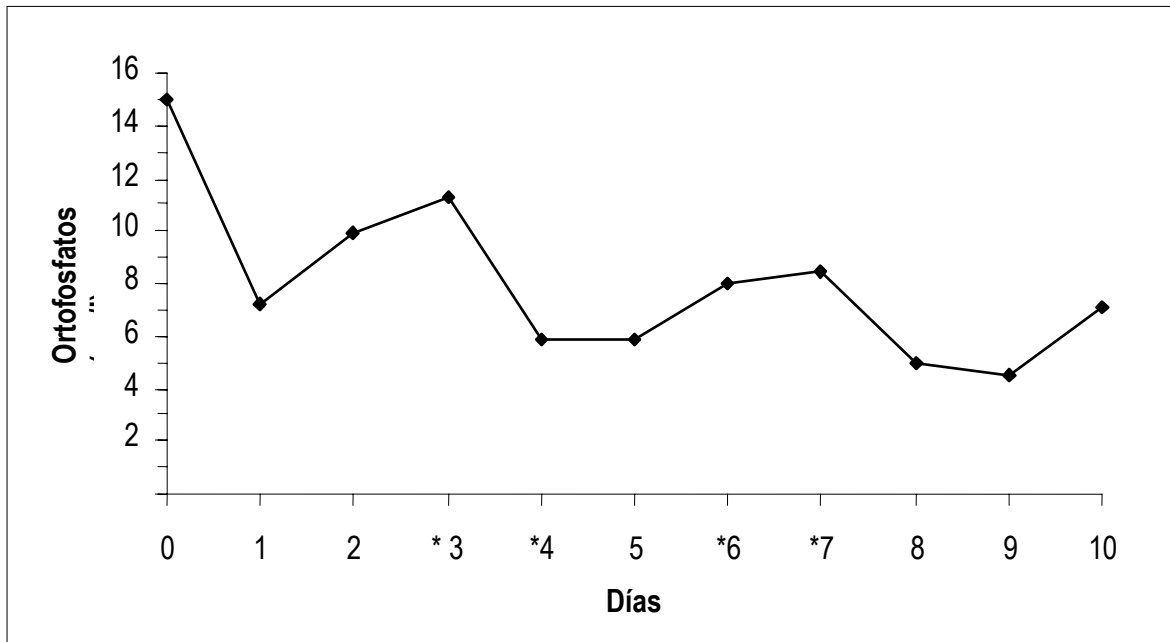


Figura 3. Comportamiento del ortofosfato durante la adición del hidróxido de calcio en el acuario de jureles y bivalvos.

La situación descrita anteriormente, demuestra un efecto inmediato del hidróxido de calcio en la concentración de HPO_4^{2-} después del primer día y sus incrementos a posibles errores que afectaron la pureza de la solución, la cual se preparaba con el sobrante de la noche anterior y se cambiaba totalmente al tercer día. También es factible el no haber tenido cuidado al agitar la mezcla, haciendo precipitar el calcio dentro del recipiente, antes de añadirlo al acuario. Según Tullock (1997) y Thiel (1997), el preparar la mezcla sobre sedimento de calcio usado previamente o agitar y bombear la solución dentro del recipiente o del acuario, puede conducir a resultados inversos reforzando los niveles existentes de fosfato. También se puede considerar que algunos picos de alta concentración de ortofosfatos surgieron después de la interrupción del sistema de goteo durante varios días, tal como sucedió en el acuario de pastos marinos entre el día sexto y séptimo, alcanzando valores de hasta $240.47 \mu\text{g-at/l} \sim 23.08 \text{ mg/l}$.

Comparando los resultados de esta prueba con los registrados en el segundo monitoreo efectuado en el año 2001 ([Tabla 3](#)), se puede observar que las mínimas concentraciones obtenidas bajo los efectos del hidróxido de calcio son mucho más bajas. Dichas cantidades de ortofosfatos, aunque no lograron llegar al rango sugerido para sistemas cerrados marinos tropicales (0.63 - 20.83 $\mu\text{g-at/l}$ ~ 0.06 - 2.0 mg/l) (Giraldo y Jáuregui, 1995; En: Ortiz *et al.*, 1999), son también menores a las encontradas al inicio de la prueba ([Figuras 2 y 3](#)). Estos valores se acercan un poco a lo encontrado por Delberk y Sprung (1994; En: Notes from, 2001), quienes observaron una disminución de fosfatos a partir del segundo día de la adición en casi un 50%, alcanzando un 90% de la remoción de este nutriente en los siguientes 5 días.

Tabla 3. Comparación entre las concentraciones promedio de ortofosfatos determinadas durante los muestreos del segundo semestre del año 2001 y el presente estudio (Acuario Museo Mundo Marino, Santa Marta-Caribe colombiano).

Año 2001	Pastos marinos		Jureles y bivalvos	
	$\mu\text{g-at/l}$	mg/l	$\mu\text{g-at/l}$	mg/l
Segundo monitoreo (julio 24 a octubre 1)	78.96 - 262.32	7.58 - 25.18	57.18 - 260.13	5.49 - 24.97
Antes de iniciar el experimento (Octubre 8)	171.05	16.42	156.55	15.03
Durante el experimento (Octubre 9 al 25)	43.15 - 240.47	4.14 - 23.08	46.80 - 116.95	4.49 - 11.23

* Rango normal de concentración para sistemas cerrados marinos tropicales: 0.63 - 20.83 $\mu\text{g-at/l}$ ~ 0.06 - 2.00 mg/l (Giraldo y Jáuregui, 1995; En: Ortiz *et al.*, 1999).

3.1. pH. En el acuario de pastos marinos y jureles, el pH no evidenció cambios o alteraciones drásticas que reflejaran una repercusión negativa o adversa del hidróxido de calcio, manteniéndose en los niveles relativamente bajos encontrados inicialmente. En ambos sistemas, los valores promedio oscilaron entre 7.4 – 8.0 (C.V = 1.89 – 1.93%) en horas de la noche y 7.5 – 7.9 (C.V = 0.94 - 1.81%) a las 7:00 a.m, antes de encender las luces en cada acuario ([Tablas 1 y 2](#)). Dichos datos podrían catalogarse como normales, teniendo en cuenta el rango de 7.5 – 8.3, sugerido por Giraldo y Jáuregui (1995; En: Ortiz *et al.*, 1999) para acuarios marinos tropicales,

aunque los niveles mínimos también se considerarían un poco bajos al ser menores a los promedios encontrados durante el segundo semestre de los años 2000 y 2001 (7.5 – 8.2 y 7.7 – 8.1, respectivamente). Igualmente, Adey y Loveland (1998) sugieren que el pH ideal para un acuario marino de similares condiciones, debe encontrarse entre 8.0 y 8.4, rango ideal para los procesos de calcificación.

Sobre estas pequeñas desviaciones en el pH, Thiel (1998) afirma que el punto ideal debe encontrarse entre 8.2 (antes de encenderse las luces en la mañana) y 8.4 (antes de apagarlas en la noche), aunque pueden aceptarse ligeros cambios en el pH. Sin embargo, el mismo autor argumenta que esta situación, presente en el momento que se aplica el hidróxido de calcio, da a entender un déficit en la dureza de carbonatos o en la capacidad buffer del agua. Se puede suponer que, en ambos sistemas, los bicarbonatos procedentes del dióxido de carbono ($\text{CO}_2 - \text{H}_2\text{CO}_3 - \text{HCO}_3^-$), permanecen como los iones que dominan o regulan la concentración de hidrogeniones (H^+) (Mc Intyre, 1970), no siendo fácil para los hidroxilos (OH^-) y/o carbonatos (CO_3^{2-}) elevar su valor. Un gran incremento en ácidos orgánicos o inorgánicos, conduce a un exceso de H^+ y, por consiguiente, convierte a todos los iones carbonato (CO_3^{2-}) disponibles en bicarbonatos y éstos a ácido carbónico, bajando entonces el pH. De esta misma manera, Margalef (1991) también sugiere que, en sistemas marinos, un pH entre 4.4 – 8.0, denota una predominancia o abundancia de iones bicarbonato (HCO_3^-).

3.2. Alcalinidad. Similar al pH, esta variable no mostró algún cambio bajo la influencia del $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

Para el acuario de pastos marinos la alcalinidad osciló en un rango de 0.7 – 1.7 meq/l (C.V = 24.04%), mientras que en el ambiente de jureles el nivel máximo no superó los 1.1 meq/l (C.V = 18.86%) ([Tablas 1](#) y [2](#)). Dichos valores no se acercan a lo sugerido por muchos autores

como Catalá (2000) y Adey y Loveland (1998) para acuarios marinos tropicales (5.00 meq/l ~ 10 dKH); igualmente, difiere a lo propuesto por Margalef (1991) y Mc Intyre (1970) para ambientes marinos naturales (2.38 meq/l).

Tulloch (1997) define la alcalinidad como el nivel en el que una solución se encuentra para mantener su pH cuando se adiciona un ácido, es decir que los iones disponibles por unidad de un compuesto es el número de miliequivalentes por unidad de la solución, en este caso, por litro. Tomando lo anterior y los resultados actuales, es posible que la cantidad de iones por litro en ambos sistemas no son suficientes para mantener un equilibrio entre los compuestos que entran (ácidos orgánicos metabólicos y otros aditivos) y el pH. El mismo autor también sustenta que la dureza de carbonatos para sistemas cerrados marinos debe permanecer entre 7 y 10 dKH; al multiplicar los valores de alcalinidad por la constante de 2.8 (1.96 - 3.08 dKH), nuevamente se da la probabilidad de que exista un déficit de CO_3^{2-} y, por consiguiente, valores menguados en el pH (Thiel, 1998).

3.3. Calcio. Con base en los rangos sugeridos por Fenner (1998) y Tulloch (1997) para microcosmos marinos (400 - 500 mg/l), en ambos acuarios los niveles de calcio se vieron incrementados al transcurrir los días de la prueba. En el ambiente de pastos marinos la concentración se encontró entre 400 – 680 mg/l (C.V = 16.42%), teniendo inicialmente 480 mg/l; en el acuario de jureles y bivalvos el rango fue más amplio, presentándose de 320 a 800 mg/l (29.27%), partiendo de una concentración de 440 mg/l ([Tablas 1 y 2](#)). Esta incompatibilidad de magnitudes entre estos dos sistemas puede atribuirse a los diferentes volúmenes y la composición biótica que cada uno posee, recordando que el acuario de jureles solo consta de una batería y contiene suficientes individuos que secretan concha (pag. 18).

El comportamiento anormal del calcio se asume como un reflejo de las anomalías en el pH, la alcalinidad o en la capacidad buffer del agua, situación que se ha explicado anteriormente y que ha estado latente en el Acuario Museo Mundo Marino. Según Tullock (1997), para llevar a cabo un proceso de calcificación efectivo, la dureza del calcio debe estar sobre los 380 mg/l y el pH entre 8.40 – 8.45. Si el potencial de hidrógeno se encuentra por debajo de estos niveles o superiores a 8.6, dichas reacciones se truncan precipitándose el carbonato de calcio (CaCO_3). El aumento en la concentración de calcio puede proceder de dicha precipitación, la cual se manifiesta a partir de niveles mayores a 550 mg/l. Las alcalinidades bajas (0.7 - 1.7 meq/l), es otro evento que puede explicar la acumulación de calcio, ya que demuestra la insuficiencia de iones carbonatos para captar calcio y producir CaCO_3 , impidiendo que algunos individuos (corales, moluscos, esponjas, entre otros) prosperen en el hábitat acondicionado para ellos (Obs pers.).

Otros factores que pueden tenerse en cuenta como los causantes en el desbalance de este elemento, son la deficiencia en los sistemas de filtración y la alta producción de ácidos, promoviendo la acumulación de compuestos cálcicos que no pueden ser solubles y/o asimilables por los organismos vivos. Asimismo, el uso de soluciones usadas o demasiado agitadas de Ca(OH)_2 , facilitan la precipitación y cristalización del calcio antes de adicionarlo, causando entonces anomalías en los niveles de concentración (Thiel, 1997).

4. CONCLUSIONES

- △ Se logró disminuir la concentración de ortofosfatos de 33.12 al 74.77% en el acuario de pastos marinos y 51.77 - 70.10% en el acuario de jureles y bivalvos, a partir del segundo día de la prueba; para el último día, dichos niveles llegaron hasta un 31.84% y 52.57%, respectivamente.

Los incrementos ocasionales durante el experimento ponen de manifiesto que otros factores, relacionados con el pH, la alcalinidad y la precipitación del ion calcio, influyeron para que no se obtuvieran los valores normales de concentración como se esperaba en el actual estudio.

- Λ No se presentaron cambios en el pH, encontrándose valores relativamente bajos (7.4 – 8.0), así como alcalinidades muy menguadas (0.7 – 1.7). Estos dos eventos no suplieron la necesidad de los acuarios para captar iones de calcio desfavoreciendo el buen desarrollo de la técnica. El comportamiento de ambas variables evidencia un posible desequilibrio en el sistema buffer del agua, existiendo una predominancia de bicarbonatos y un déficit en la cantidad de algunos iones como los carbonatos, los cuales son necesarios para poder compensar la acumulación de ácidos provenientes de diferentes vías (descomposición de materia orgánica, desechos metabólicos, entre otros).

- Λ La adición del hidróxido de calcio con valores bajos en el pH y la alcalinidad, contribuye a un incremento en la concentración de calcio. Esta situación también se atribuye a una posible precipitación de dicho elemento en formas no solubles y/o asimilables para los individuos que habitan los sistemas evaluados, a una alta producción de ácidos (residuos de alimento, material de excreción y otros procesos metabólicos) y errores cometidos durante la preparación de la solución.

- Λ La adición de la solución de hidróxido de calcio en un acuario marino para la reducción de ortofosfatos, es efectiva mientras se cuente con un equilibrio en los procesos de aireación, circulación y filtración que eviten una acumulación de compuestos adversos al sistema buffer del

agua. Fallas en estos importantes procesos afectan el comportamiento del pH, la alcalinidad y el calcio, contrarrestando entonces los beneficios esperados con esta técnica.

Λ Es trascendental el seguir, estrictamente, los cuidados necesarios para el buen desarrollo de esta técnica, especialmente, durante la preparación de la mezcla. La solución de hidróxido de calcio puede ser más efectiva si se renueva para cada adición, utilizando reactivo que no ha sido usado anteriormente.

5. RECOMENDACIONES

○ Continuar con la realización de este tipo de estudios que permitan corroborar los estudios previos y tomar decisiones en el manejo de los acuarios, tratando de minimizar las anomalías que afecten el bienestar de los individuos.

○ Es conveniente hacer un seguimiento o un estudio más detallado de las variables tenidas en cuenta en este experimento (pH, alcalinidad y calcio) y confirmar la deficiencia de iones carbonato. Igualmente, se debe verificar la existencia de posibles fallas en los procesos de filtración, circulación, aireación y potencial “redox” del agua, tratando de encontrar las causas que conllevan a una acumulación de compuestos nocivos que alteran las características fisicoquímicas del agua.

○ Para una correcta preparación y aplicación de la solución de hidróxido de calcio es aconsejable mezclarla suavemente y renovarla diariamente, desechando el residuo del soluto decantado y lavando el recipiente que lo contiene con HCl al 1% o ácido acético al 4%. También es

recomendable abastecerse de otros medios que faciliten la lectura de la alcalinidad y el calcio de manera rápida e inmediata (kits colorimétricos).

BIBLIOGRAFÍA

ADEY, Walter and LOVELAND, Karen. *Dynamic Aquaria, building living ecosystems*. 2 ed. San Diego: Academic Press. 1998. 498p.

ARMADA NACIONAL DE COLOMBIA - DIRECCIÓN GENERAL MARÍTIMA. *Manual de Técnicas Analíticas de Parámetros físico - químicos y Contaminantes Marinos*. 3 ed. Cartagena, Colombia: CCO y CIOH. 1993. 109p.

CATALA, Eduardo. *Problemas de algas en el acuario marino*. Dr. Pez – colaboraciones [en línea] [Madrid (España)]: Jesús Salas y Carlos Garrido, 2000 [citado en junio 7 de 2001]. Disponible en Internet: <http://www.drpez.com/drcol58.htm>.

ENTREVISTA con Aminta Jáuregui, Docente de la Facultad de Biología Marina de la Universidad Jorge Tadeo Lozano. Santa Marta, septiembre 12 de 2002.

FENNER, Robert. *The conscientious marine aquarist: A commonsense handbook for successful saltwater hobbysts*. Shelbourne: Microcosm. 1998. 432p.

FUNDACIÓN UNIVERSIDAD DE BOGOTÁ JORGE TADEO LOZANO. *Planeación de estrategias en química analítica: Análisis cuantitativo "volumetría"*. Bogotá: UJTL. 1994. 60p.

GREENBERG, Arnold; CLESCERI, Lenore and EATON, Andrew. *Standard methods*, 18 ed. Washington: American Public Health Association. 1992. p. 57 - 58.

HARGREAVES, John and TUCKER, Craig. Evidence for control of water quality in channel catfish *Ictalurus punctatus* ponds by phytoplankton biomass and sediment oxygenation. En: Journal of the World Aquaculture Society. Vol. 27, No. 1 (mar. 1996); p. 21 - 28.

MARGALEF, Ramón. Ecología, 7 ed. Barcelona: Omega. 1991. 951p.

MC INTYRE, Ferren. Why the sea is salt?. En: Scientific American. Vol. 223, No. 5 (nov. 1970); p. 104 - 115.

METELSKY, Robert. What is kalkwasser?, and how do I dose it?. [on line] [USA]: Simplified Reef Keeping 4 ed, 1997 [cited 18 june 2001]. Available from Internet: <http://www.simplifiedreefkeeping.com/faq/17.htm>.

MOE Junior, Martin. The marine aquarium reference: Systems and invertebrates, 4 ed. Florida: Green Turtle Publications. 1992. 512p.

NOTES FROM the lab: Kalkwasser and phosphate. Seascope [on line] [USA]: That Web Place, 2001 [cited 25 february 2002]. Volume 12. Available from Internet: <http://thatwebplace.hypermart.net/aquatic/seascope/notes.html>.

ORTIZ, Freddy; GAMEZ, Luis y GOMEZ, Paúl. Comparación de la eficiencia de dos sistemas de filtración externa (biológica y química) en acuarios marinos, con base en adiciones de amonio. Santa Marta, 1999. 45p. Seminario de Investigación (Noveno semestre). Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Facultad de Biología Marina.

THIEL, Albert. Adding kalkwasser – limewater. Netclub [on line] [USA]: Net Club Aquatech, 1997 [cited 18 june 2001]. Available from Internet: <http://netclub.athiel.com/kalk/addkalk.html>.

----- . TAT kalkwasser or limewater. Reef Infobase [on line] [USA]: Athiel, 1998 [cited 18 june 2001]. Available from Internet: <http://www.athiel.com/lib11/kalk.htm>.

TULLOCK, John. Natural reef aquariums, simplified approaches to creating living saltwater microcosms. Shelburne: Microcosm. 1997. 336p.

Anexo B. Curvas de calibración de los nutrientes estudiados.

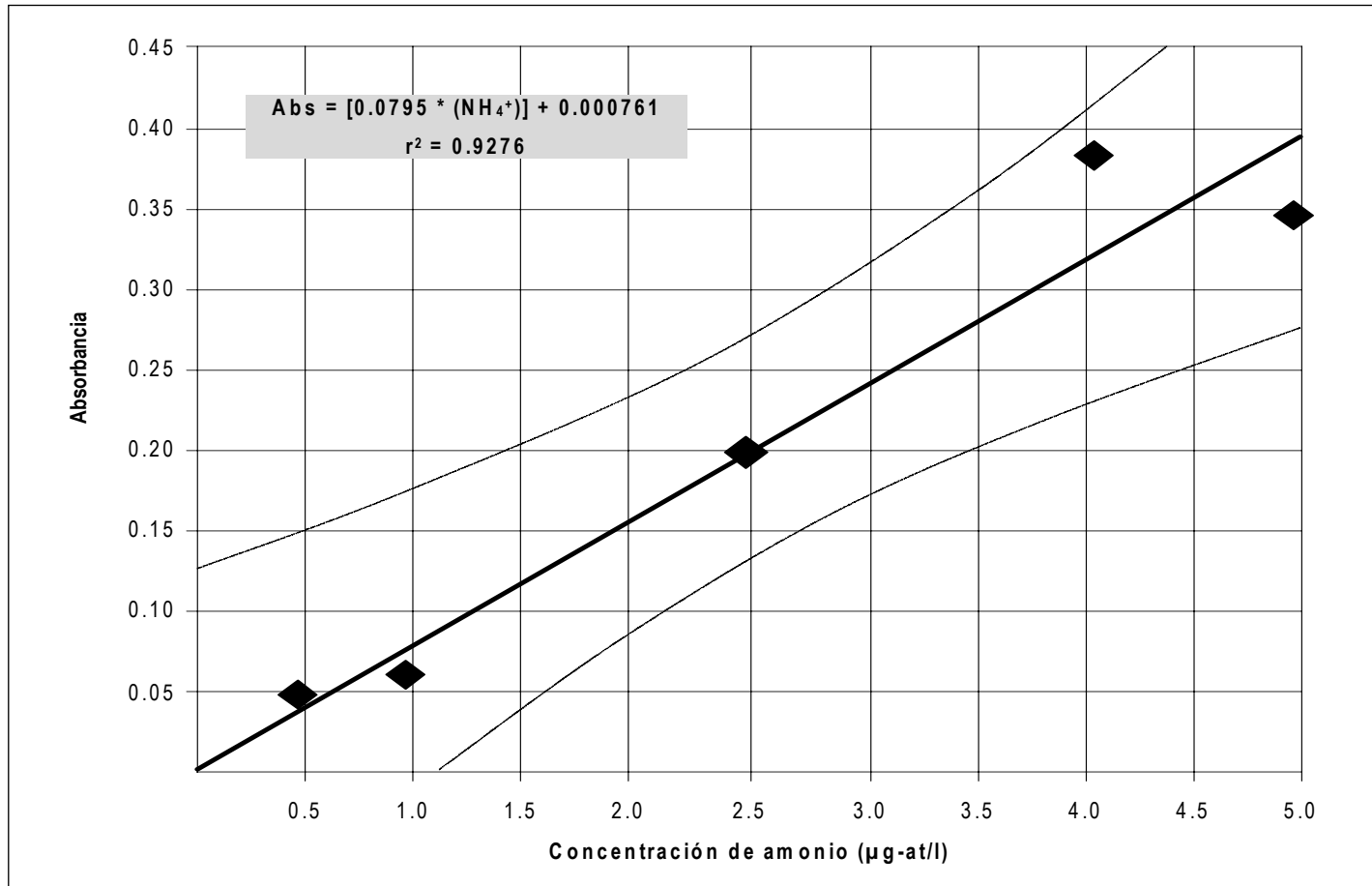


Figura 1. Curva de calibración del ion amonio (NH_4^+). Abs = absorbancia; r^2 = coeficiente de determinación.

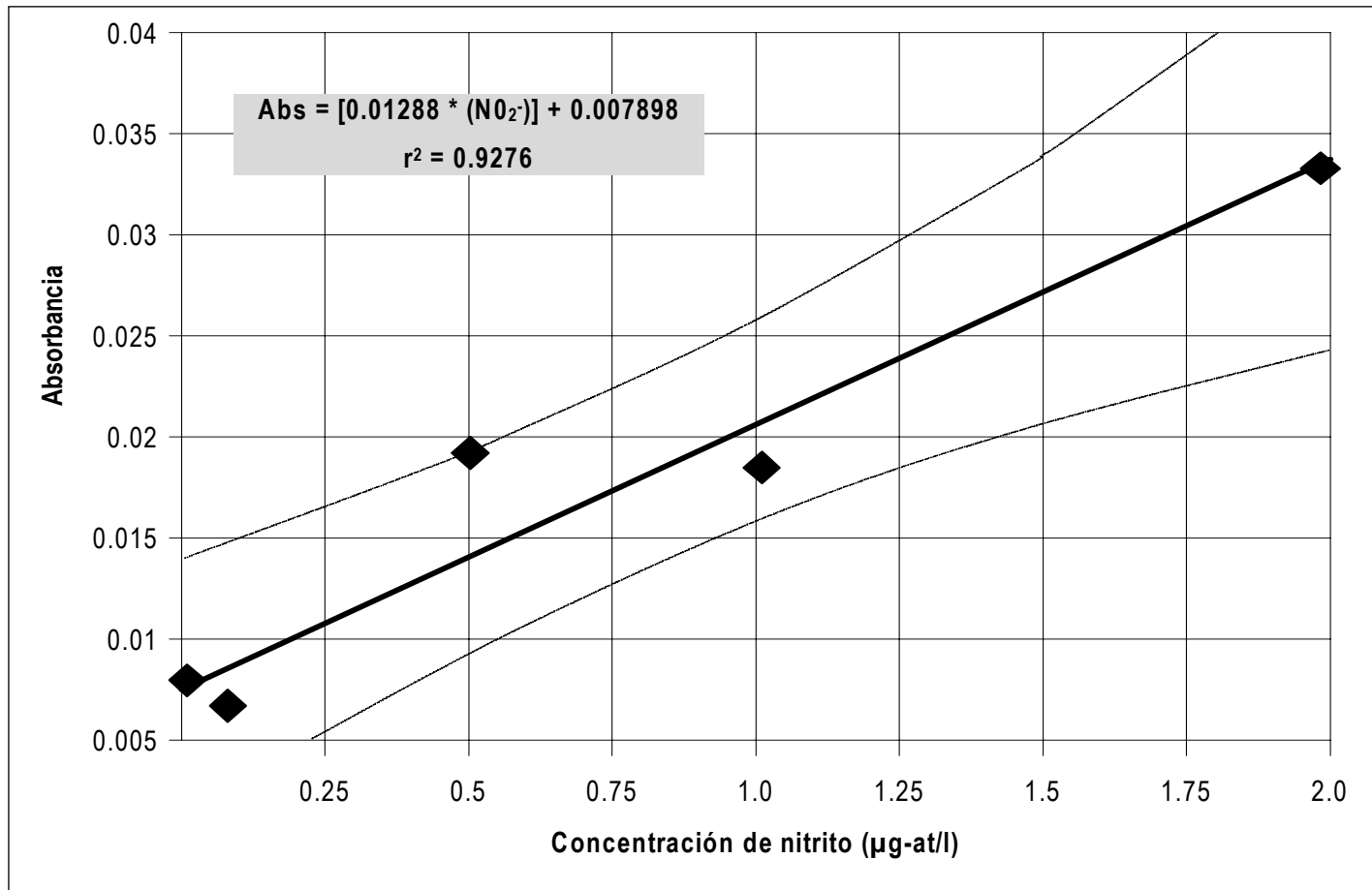


Figura 2. Curva de calibración del ion nitrato (NO₃⁻). Abs = absorbancia; r² = coeficiente de determinación.

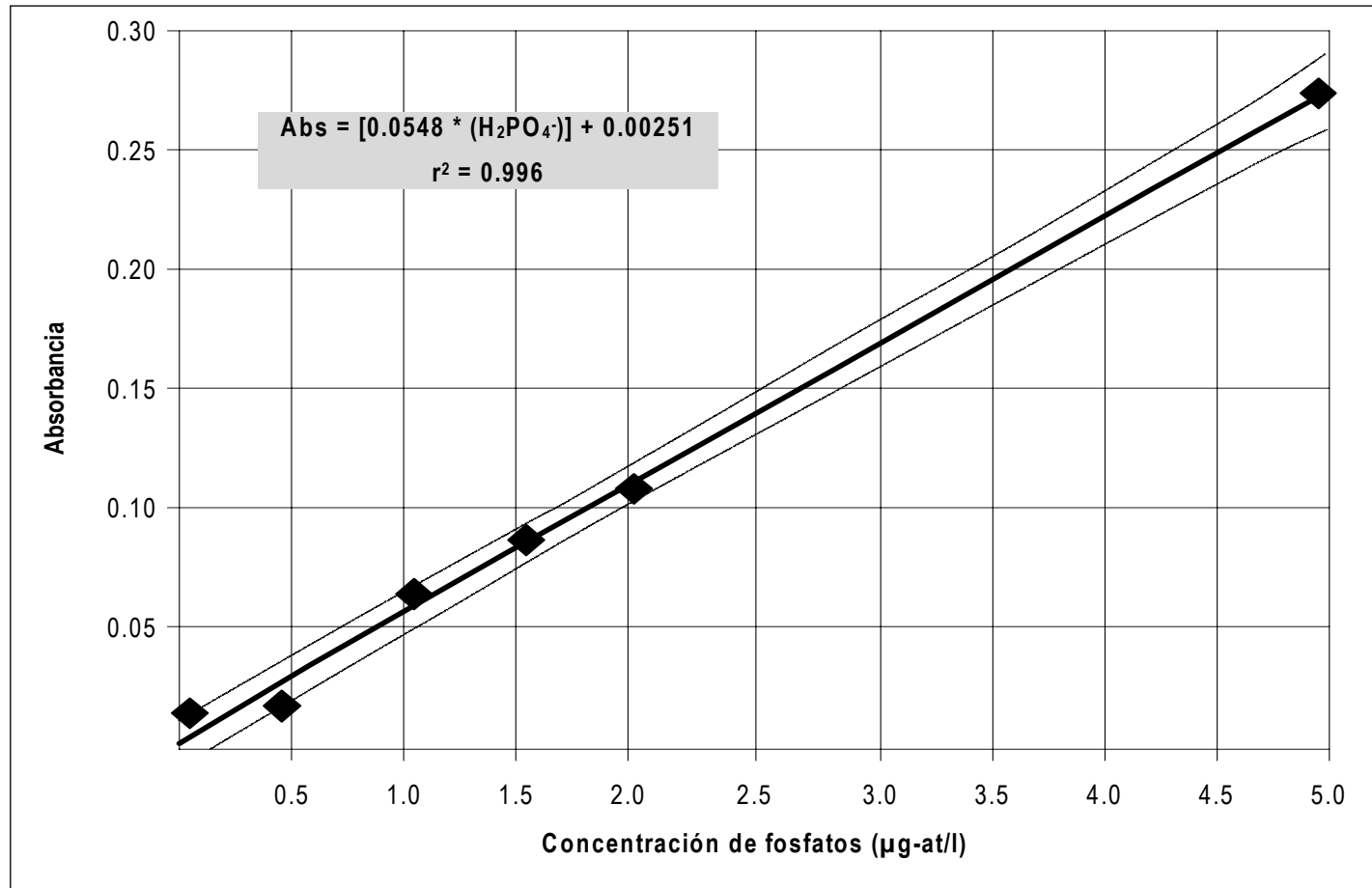


Figura 3. Curva de calibración del ion ortofosfato (HPO_4^{2-}). Abs = absorbancia; r^2 = coeficiente de determinación.

Anexo C. Comportamiento del nitrógeno en un acuario marino tradicional.

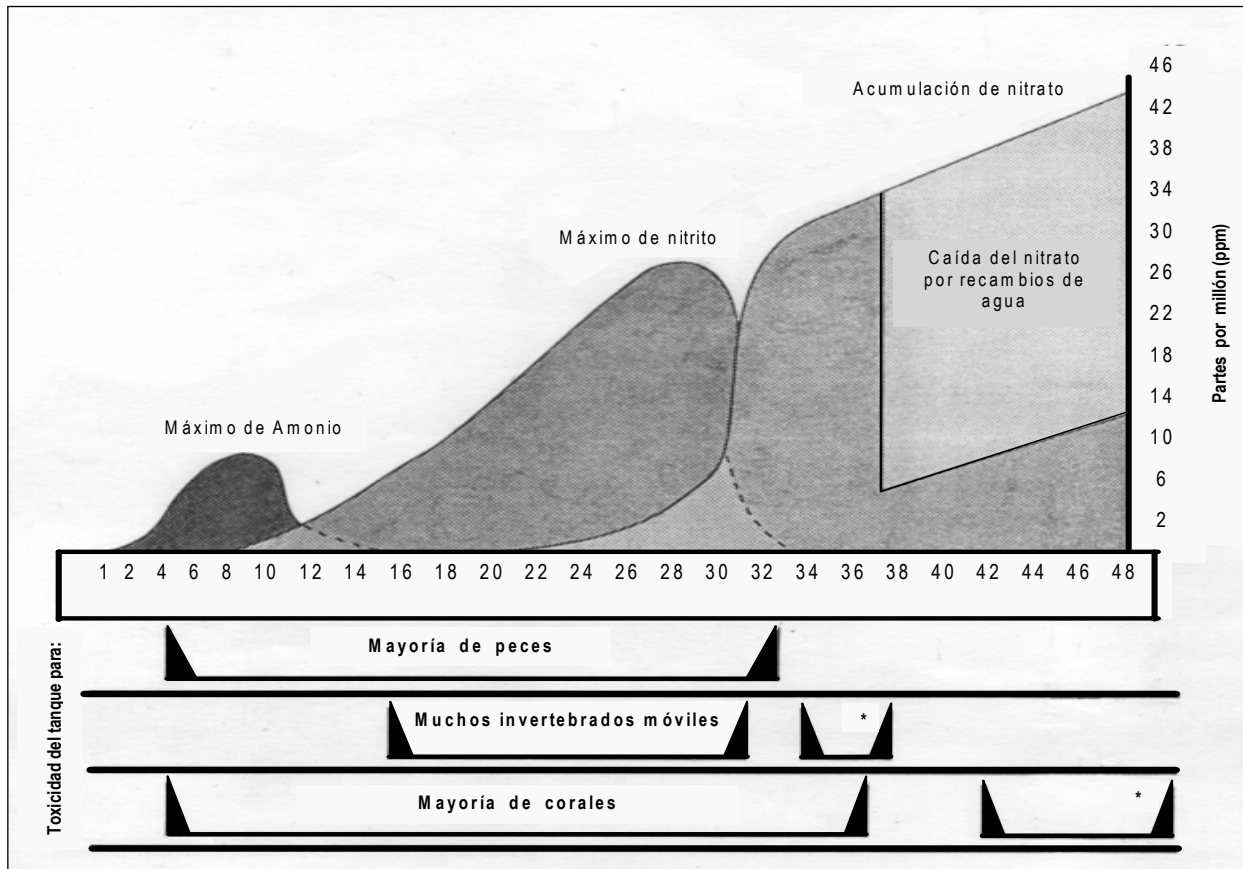


Figura 1. Patrón típico de toxicidad y niveles relativos de otros compuestos que poseen nitrógeno en un acuario marino con un filtro de grava tradicional. * En todos los acuarios puede variar este ciclo y el nivel de toxicidad es muy cambiante después de los recambios de agua (Tomado y modificado de Moe, 1992).