

T 8/67

**Intercambio de nutrientes en la interfase agua-sedimento de dos lagunas costeras de elevado nivel trófico:**

**La Albufera de Adra (Almería)**

UNIVERSIDAD DE GRANADA  
Facultad de Ciencias

Fecha ...13/2/04.....  
ENTRADA NUM. ...407.....



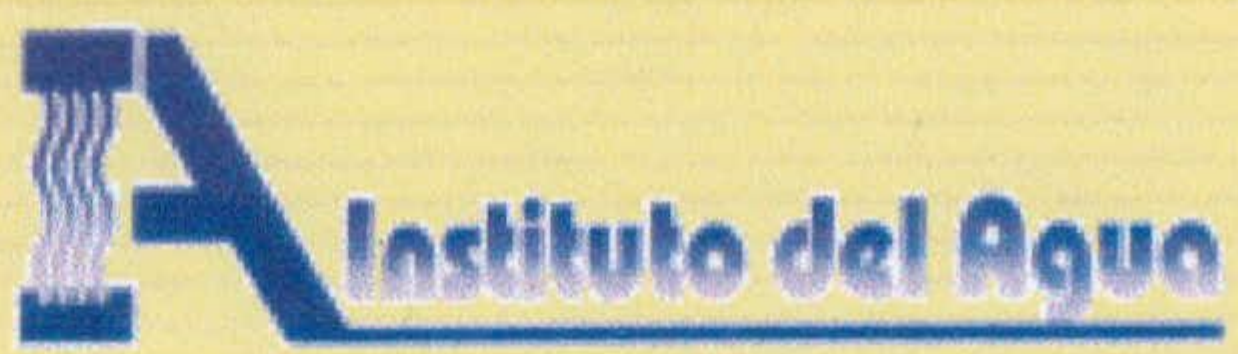
BIBLIOTECA UNIVERSITARIA  
GRANADA  
N.º Documento 614863273  
N.º Copia 216068555

**TESIS DOCTORAL**

UNIVERSIDAD DE GRANADA  
30 ENE. 2004  
COMISION DE DOCTORADO

**MARÍA INMACULADA DE VICENTE ÁLVAREZ-MANZANEDA**

**Granada, Enero de 2004**



**UNIVERSIDAD DE GRANADA**  
Departamento de Biología Animal  
y Ecología  
Instituto del Agua

**UNIVERSIDAD DE GRANADA**  
**FACULTAD DE CIENCIAS**  
**DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA ANIMAL Y ECOLOGÍA**  
**INSTITUTO DEL AGUA**



**Intercambio de nutrientes en la interfase agua-  
sedimento de dos lagunas costeras de elevado  
nivel trófico: la Albufera de Adra (Almería)**

**TESIS DOCTORAL**

**MARÍA INMACULADA DE VICENTE ÁLVAREZ-MANZANEDA**

**Granada, Enero de 2004**

Visado en Granada  
Enero de 2004

Los Directores

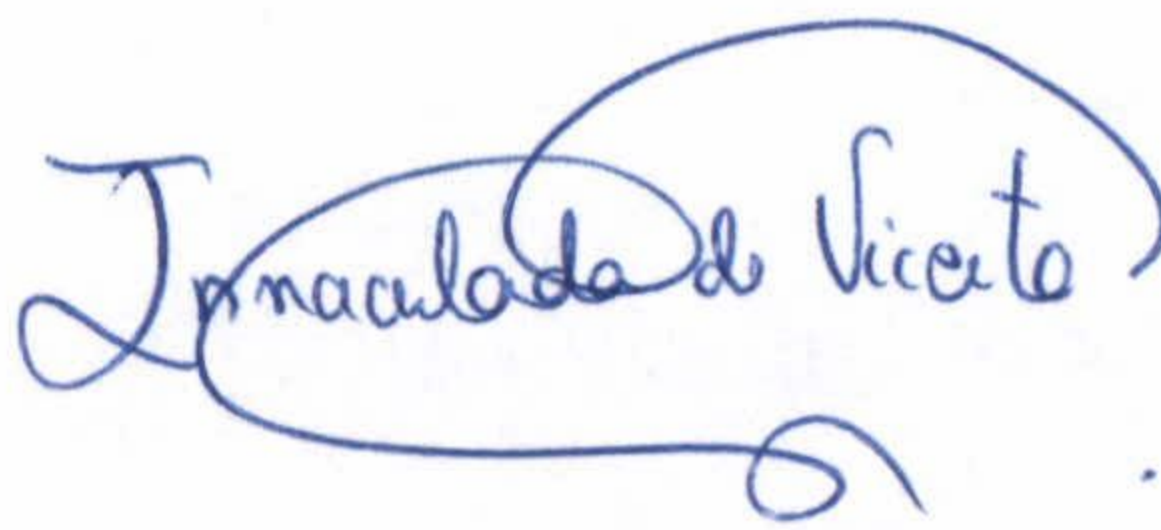


Fdo.: Dr. D. Luis Cruz Pizarro  
Catedrático de Ecología  
Universidad de Granada



Fdo.: Dra. Dña. Laura Serrano Martín  
Prof. Titular de Ecología  
Universidad de Sevilla

Memoria presentada para optar al grado de Doctor por la Universidad de Granada con  
mención de Doctorado Europeo



Fdo.: María Inmaculada de Vicente Álvarez-Manzaneda

**D. LUIS CRUZ PIZARRO**, Catedrático de Ecología del Departamento de Biología Animal y Ecología de la Universidad de Granada, y **Dña. LAURA SERRANO MARTÍN**, Profesora Titular del Departamento de Biología Vegetal y Ecología de la Universidad de Sevilla

**CERTIFICAN:**

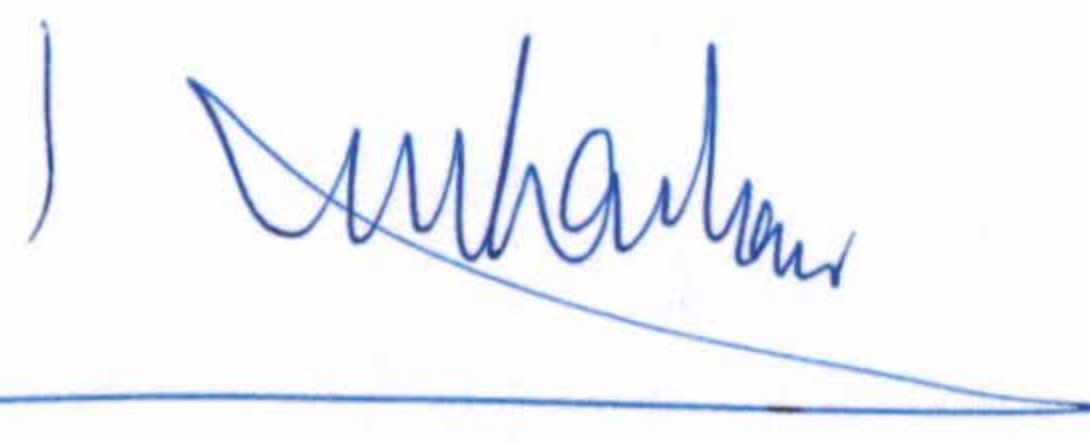
Que el trabajo de investigación que se presenta en esta Memoria, titulado

**Intercambio de nutrientes en la interfase agua- sedimento de dos lagunas costeras de elevado nivel trófico: la Albufera de Adra (Almería)**

ha sido realizado en el Departamento de Biología Animal y Ecología y en el Instituto del Agua de la Universidad de Granada, bajo nuestra dirección, por la Licenciada Dña. María Inmaculada de Vicente Álvarez-Manzaneda, y constituye su Tesis Doctoral.

Con esta fecha autorizamos su presentación ante la Comisión de Doctorado de la Universidad de Granada.

Granada, 12 de Enero de 2004.



Fdo.: Dr. D. Luis Cruz Pizarro



Fdo.: Dra. Dña. Laura Serrano Martín

*Parte de los resultados que componen esta Memoria han sido recientemente presentados en los Congresos que se mencionan a continuación:*

- *4<sup>th</sup> International Symposium on Phosphate in sediments.* Carmona (Sevilla). Septiembre 2003.
- *3<sup>rd</sup> Symposium for European Freshwater Sciences.* Edimburgo (Reino Unido). Julio 2003.
- *XI Congreso de la Asociación Española de Limnología y III Congreso Ibérico de Limnología.* Madrid. Junio 2002.
- *XIII Aula de Ecología: Ecología, Manejo y Conservación de los Humedales.* Almería. Noviembre 2001.
- *V Simposio sobre el Agua en Andalucía.* Almería. Septiembre 2001.
- *2<sup>nd</sup> Symposium of European Freshwater Sciences.* Toulouse (Francia). Julio 2001.
- *X Congreso de la Asociación Española de Limnología y II Congreso Ibérico de Limnología.* Valencia. Junio 2000.

*Este trabajo de investigación se ha beneficiado del Proyecto CICYT HID99-0836: "Aplicaciones de modelos dinámicos estructurales a la predicción de proliferaciones de Cianofíceas planctónicas, potencialmente tóxicas, en el control de la eutrofización. Diseño de estrategias de gestión", del Proyecto UE-LIFE B4-3200/98/458: "Conservación de las Albuferas de Adra", así como de una Beca Formación de Personal Investigador del Ministerio de Ciencia y Tecnología.*

Faint, illegible text covering the majority of the page, likely bleed-through from the reverse side. The text is too light to transcribe accurately.

**Nutrients exchange across the sediment and water interface in two eutrophic coastal lagoons: Albuferas de Adra (Almería, SE Spain)**

*Abstract*

The "Albufera de Adra" is the most important wetland located in southeastern Spain. It is composed of two shallow and eutrophic coastal lagoons: Honda and Nueva. Because of their high biodiversity, both lagoons were considered as Natural Reserve and more recently have been included in the list of Protected Areas of the Ramsar Convention. Despite of that, since the seventies, a steady process of land reclamation for agriculture (greenhouses) has resulted in an accelerated eutrophication process. During the last three years, both lagoons have been deeply studied in the framework of a UE-LIFE Project ("Conservación de las Albuferas de Adra"), within which, this Ph D has been carried out.

Due to their shallowness, the sediment-water interaction is likely to play an important role in nutrients dynamics. Additionally, the resuspension by the wind may constitute a highly relevant process making even closer the link between both compartments. Although a quite extensive literature concerning the limnological and hydrological characteristics of these ecosystems does exist, so far there is a lack of knowledge about their sediments. The main aim of this Thesis deals with the identification and quantification of the mechanisms involved in nutrient (C, N and P) benthic dynamics in such singular systems meeting, among others, the following specific objectives: to describe the general limnological features of the study sites, to analyse and discuss the chemical composition of the water-column, the settled material, the interstitial water and sediment particles and to pay particular attention to their spatial and temporal variations.

The studied lagoons are characterised by an extremely high temporal variability, mainly promoted by the local meteorology and the shallowness of the study sites. Additionally, Honda lagoon receives a strong influence from the terrestrial environment (through run-off), that ultimately causes a much higher seasonal and interannual variations compare to Nueva lagoon.

Despite their proximity, both lagoons show significant differences in pelagic and benthic characteristics mainly related to their age, morphology and hydrologic regime. Thus, the high phosphorus external loading to Honda lagoon is responsible for high phosphorus concentration measured in the water column, that is ultimately reflected in an extremely

high algal biomass, limiting light penetration and so, the development of submersed macrophytes in this hypertrophic lagoon. By contrast, Nueva lagoon receives a much lower phosphorus external loading which allows the development of submersed macrophyte patches, especially in the littoral zone.

Besides that, the application of some empirical models as well as the results from the sedimentation traps, have revealed a different susceptibility of both lagoons to sediment resuspension events, that greatly depends on their granulometric composition. In this sense, the more recent lagoon, Nueva, presents a greater percentage of sand in the surficial sediment that ultimately limits the impact of resuspension.

Additionally, we have also detected relevant differences in the horizontal distribution patterns of nutrients (C, N and P) in their sediment. Honda lagoon depicts a clear spatial heterogeneity, maximum concentrations being measured in the deepest basin, as a result of its hydrodynamic and morphometric characteristics. By contrast, in Nueva lagoon, we have detected a more homogeneous horizontal distribution of nutrients.

It is remarkable that although the highest C and N settling fluxes have been quantified in Honda lagoon, the sediment of Nueva lagoon shows higher concentrations of those nutrients. Besides that, and contrary to it was expected according to its high trophic level, in Honda lagoon, the majority of sedimentary phosphorus is composed by inorganic forms; while in Nueva lagoon the most important sedimentary phosphorus pool is organic.

Finally, after the analysis of the results obtained from the chemical composition of sediment particles, the settled material and the interstitial water, it may be suggested a faster mineralization process of organic matter in Laguna Honda, while in Laguna Nueva, the organic material is likely to be stored in the sediments particles.

To conclude, we suggest that the relative importance of planktonic (phytoplankton) and benthic (macrophytes) primary producers could account for the biodegradable or refractory nature of sediment material in Laguna Honda and Laguna Nueva, respectively, and consequently for the nutrients benthic recycling in these two lagoons.



# ÍNDICE

*Agradecimientos*

**Abreviaturas**

## **CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN**

- |   |          |
|---|----------|
| <b>1.1. Antecedentes</b>  | <b>1</b> |
| <b>1.2. Estudios previos sobre las lagunas de la Albufera de Adra</b> | <b>4</b> |
| <b>1.3. Justificación y Objetivos</b>                                 | <b>6</b> |
| <b>1.4. Estructura de la Memoria</b>                                  | <b>7</b> |

## **CAPÍTULO 2: ÁREA DE ESTUDIO**

- |  |           |
|--|-----------|
| <b>2.1. Localización geográfica</b>        | <b>9</b>  |
| <b>2.2. Génesis</b>                        | <b>10</b> |
| <b>2.3. Geología</b>                       | <b>11</b> |
| <b>2.4. Hidrología e hidrogeología</b>     | <b>11</b> |
| <b>2.5. Régimen de protección</b>          | <b>13</b> |
| <b>2.6. Valor ambiental de las lagunas</b> | <b>13</b> |

## **CAPÍTULO 3: LIMNOLOGÍA GENERAL**

- |  |           |
|--|-----------|
| <b>3.1. Introducción</b>                     | <b>15</b> |
| <b>3.2. Material y Métodos</b>               |           |
| <b>3.2.1. Muestreo</b>                       | <b>16</b> |
| <b>3.2.2. Análisis de laboratorio</b>        | <b>19</b> |
| <b>3.3. Resultados y Discusión</b>           |           |
| <b>3.3.1. Climatología y Régimen hídrico</b> | <b>23</b> |
| <b>3.3.2. Limnología Física</b>              | <b>28</b> |
| <b>3.3.3. Limnología Química</b>             | <b>46</b> |

3.3.4. Variables Biológicas	74
3.3.5. Evolución del estado trófico	79
3.3.6. Análisis de Componentes Principales	81

## **CAPÍTULO 4: ESTUDIO DE PROCESOS**

4.1. Introducción	87
4.2. Material y Métodos	
4.2.1. Estudio de la sedimentación de partículas	89
4.2.2. Cuantificación de la liberación de Fósforo desde el sedimento	90
4.2.3. Liberación biótica <i>vs</i> abiótica de Fosfato desde el sedimento	95
4.2.4. Adsorción de Fosfato por el sedimento resuspendido	96
4.3. Resultados	
4.3.1. Estudio de la sedimentación de partículas	99
4.3.2. Cuantificación de la liberación de Fósforo desde el sedimento	116
4.3.3. Liberación biótica <i>vs</i> abiótica de Fosfato desde el sedimento	122
4.3.4. Adsorción de Fosfato por el sedimento resuspendido	124
4.4. Discusión	
4.4.1. Estudio de la variabilidad espacio-temporal del flujo sestónico	127
4.4.2. Causas y efectos del proceso de resuspensión	131
4.4.3. Precipitación de calcita en la laguna Nueva	132
4.4.4. Estequiometría del material sestónico	135
4.4.5. Aproximaciones para la cuantificación de la liberación/ retención de Fósforo en el sedimento	137
4.4.6. Factores que regulan el intercambio de Fósforo en la interfase agua-sedimento	141
4.4.6. Estudio de la liberación biótica <i>vs</i> abiótica de Fosfato por el sedimento	144
4.4.7. Adsorción de Fosfato por el sedimento resuspendido	148

## **CAPÍTULO 5: SEDIMENTO**

5.1. Introducción	152
5.2. Material y Métodos	
5.2.1. Toma de muestras	153
5.2.2. Características químicas	153

---

5.2.3. Estudio biológico	159
5.2.4. Características físicas	169
5.3. Resultados	
5.3.1. Características químicas	171
5.3.2. Actividad respiratoria	200
5.3.3. Composición granulométrica	202
5.4. Discusión	
5.4.1. Características químicas	205
5.4.2. Actividad respiratoria y variables relacionadas	243
5.4.3. Composición granulométrica	248
<b>CAPÍTULO 6: CONCLUSIONES</b>	<b>251</b>
<b>CAPÍTULO 7: REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>261</b>



## *Agradecimientos*

*Por fin ha llegado el momento de escribir esta página de la Tesis, lo que significa que está próximo el final de esta etapa. Una etapa que me ha enriquecido tanto personal como profesionalmente y en la que un gran número de personas e instituciones han contribuido bien directa o indirectamente.*

*En primer lugar, quisiera expresar mi más sincero agradecimiento al Dr. Luis Cruz-Pizarro, Catedrático de Ecología de la Universidad de Granada, por haberme brindado la oportunidad de integrarme en su Grupo de Investigación, así como por la confianza, que desde el primer día, ha depositado en mí para iniciar esta línea de investigación.*

*A la Dra. Laura Serrano Martín, Profesora Titular de la Universidad de Sevilla, le agradezco su amable disponibilidad e interés que mostró desde nuestro "casual" encuentro en el Congreso de la AEL de Valencia, así como el haber compartido conmigo interesantes discusiones acerca de las numerosas dudas y cuestiones que me han ido surgiendo a lo largo de esta labor de investigación.*

*Al Dr. Vicente Clavero, Profesor Titular de la Universidad de Málaga, le debo esencialmente el haberme orientado en mis "primeros pasos" en este mundo tan interesante como apasionado. Vicente, me hubiera encantado compartir contigo este momento tan especial, espero que desde el cielo, puedas disfrutarlo conmigo.*

*Al Prof. Dr. Han Golterman, de la Asociación Leiden-Camargue, por su generosidad a la hora de transmitir sus vastos conocimientos con principiantes como yo. Desde un primer momento me asombró su extraordinaria disposición y sencillez que sin duda, a través de sus sabios consejos, ha contribuido enormemente a enriquecer esta Memoria de Tesis Doctoral.*

*A la Dra. Victoria Amores Antequera, le agradezco, ante todo, el hacer más ameno y agradable el trabajo de laboratorio, al crear un ambiente cálido y afable de trabajo. Además le agradezco profundamente el haberme ofrecido siempre su inestimable ayuda así como el transmitirme su experiencia con la determinación de la actividad respiratoria.*

*Sin duda, este trabajo de investigación no hubiera sido posible sin la colaboración más estrecha y desinteresada de mis compañeros de "faena" campestre. Muchísimas Gracias a Sergio, Quique, Alek, Anke, Ouadi, Miguel y*

Daniel por haber hecho inolvidables los días de muestreo. En especial, quisiera expresar mi más sincero agradecimiento a Sergio, por estar siempre dispuesto a ayudarme en todo lo que le he necesitado.

Durante estos años he podido disfrutar de un ambiente extraordinariamente acogedor y cálido en el Instituto del Agua de la Universidad de Granada, que sin duda ha contribuido a hacer más amenas las intensas jornadas de trabajo en el laboratorio. Muchas Gracias a mis compañeros: Kaltoum, Isa Rodríguez, Déborah, Paqui, Bea, Ramiro, Clemen, Almudena, Ana, Mar y Belén, así como al técnico de laboratorio, D. Luis Ruedas.

De igual modo, quisiera expresar mi agradecimiento a D. José Benavente, Profesor Titular de Geodinámica, por compartir enriquecedoras discusiones acerca de los aspectos hidrológicos de estas lagunas tan peculiares.

Quisiera también agradecer a mis compañeros del Departamento de Biología Animal y Ecología, el haber mostrado siempre su interés y apoyo durante cada una de las fases de realización de esta Tesis. En especial, mi más sincero agradecimiento a la Dra. Isabel Reche y al Dr. Rafael Morales por trasmitirme sus conocimientos en los procesos de absorción de la radiación solar y en la estadística, respectivamente.

A todos los miembros del Departamento de Ecología de la Universidad de Málaga, por interesarse siempre en mis progresos así como por hacer más gratas mis "escapadas" a esta Universidad.

Al Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Granada, en especial a Emilia, por abrirme las puertas de su laboratorio y permitirme realizar los análisis granulométricos del sedimento.

A D. Alfredo Molina, del Servicio de Análisis Elemental, a Dña. M<sup>a</sup> Isabel Moreno, del Servicio de Fluorescencia de Rayos X, así como a D. José Romero, del Servicio de Difracción de Rayos X, del Centro de Instrumentación Científica de la Universidad de Granada por su amabilidad a la hora de realizar los análisis correspondientes.

A mis compañeros del Istituto per lo Studio degli Ecosistemi (Pallanza, Italia) por contribuir a hacer de mi estancia en su Instituto una etapa inolvidable y provechosa. Muchas Gracias a todos, y en particular a Piero Guilizzoni, a Andrea Lami, a Aldo Marchetto, a Rosario Mosello y a Katy Cattaneo, así como a mis compañeros de la "forestería": Simo, Cintzia, Luca, Eleonora, Alessandro y Silvia.

*De igual modo, quisiera agradecer a los Profesores Frede Andersen y Henning Jensen, el compartir enriquecedoras discusiones y el aportar críticos comentarios a mis investigaciones, durante mi estancia en la Southern Denmark University (Odense, Dinamarca). A Kasper Reitzel y a Jonas Hansen, por hacer agradable a la vez que estimulante, el trabajo de laboratorio. A Amaia, Antonia y a todos los demás de la "colonia española", por hacer aún más amena mi estancia en Dinamarca. A Tritep, por apoyarme y compartir tan buenos momentos conmigo.*

*A D. Juan Carlos Nevado, a D. Mariano Paracuellos y a D. Rafael García, de la Delegación Provincial de Almería de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, por su inestimable ayuda y facilidades aportadas durante la realización del trabajo de campo.*

*A mi familia, en especial a mi queridísimo abuelito Esteban, que siempre quiso destacar mi potencial tanto personal como profesional. Muchas Gracias abuelito, por confiar en mí, por interesarte en todo momento por mi trabajo así como por darme una referencia de honestidad, constancia y profesionalidad. Sin duda tu serás el gran ausente en este día tan especial.*

*A mis padres, Juan y Ada, y hermanos, Juan y Esteban, por estar siempre ahí, por ayudarme a afrontar los momentos más duros de la realización de esta Tesis, que en tanto tiempo, hacen también acto de presencia; así como por interesarse e intentar aproximarse a mi trabajo de investigación.*

*Muchas Gracias a todos*

Handwritten text at the top of the page, possibly a header or title, which is mostly illegible due to fading.

First main paragraph of handwritten text, containing several lines of cursive script.

Second main paragraph of handwritten text, continuing the narrative or list.

Third main paragraph of handwritten text, showing further development of the content.

Fourth main paragraph of handwritten text, appearing as a distinct section.

Fifth main paragraph of handwritten text, located in the lower middle section.

Sixth main paragraph of handwritten text, continuing down the page.

Seventh main paragraph of handwritten text, near the bottom of the page.

Final paragraph of handwritten text at the bottom of the page, possibly a conclusion or signature.



## ABREVIATURAS

<b>CaCO<sub>3</sub>≈P</b>	Fósforo asociado al carbonato cálcico
<b>Chl <i>a</i></b>	Clorofila <i>a</i>
<b>DIN</b>	Nitrógeno Inorgánico Disuelto
<b>DNRP</b>	Fósforo disuelto no reactivo
<b>ETS</b>	Sistema de transporte de electrones
<b>FeOOH</b>	Oxihidróxidos de hierro
<b>Fe<sub>tot</sub></b>	Hierro total
<b>Fe(OOH)≈P</b>	Fósforo adsorbido a los oxihidróxidos de hierro
<b>Inorg-C<sub>dis</sub></b>	Carbono orgánico disuelto
<b>Inorg-P</b>	Fósforo inorgánico
<b>i-P<sub>dis</sub></b>	Ión fosfato
<b>M.O.</b>	Materia orgánica
<b>M.O.P.</b>	Materia orgánica particulada
<b>M.I.P.</b>	Materia inorgánica particulada
<b>N:P</b>	Razón atómica entre TN y TP
<b>Org-C<sub>dis</sub></b>	Carbono orgánico disuelto
<b>Org-P</b>	Fósforo orgánico
<b>Org-P-&gt;ácido</b>	Fósforo soluble en ácido ( <i>Método Golterman, 1996</i> )
<b>Org-P-&gt;álcali</b>	Fósforo soluble en álcali ( <i>Método Golterman, 1996</i> )
<b>P-&gt;HCl</b>	Fósforo soluble en HCl ( <i>Método Pardo et al., 1999</i> )
<b>P-&gt;NaOH</b>	Fósforo soluble en NaOH ( <i>Método Pardo et al., 1999</i> )
<b>P<sub>sed</sub></b>	Fósforo del sedimento
<b>TC</b>	Carbono total
<b>TDP</b>	Fósforo disuelto total
<b>TDS</b>	Sólidos totales disueltos
<b>TN</b>	Nitrógeno total
<b>Tot-P<sub>sed</sub></b>	Fósforo total presente en el sedimento
<b>TP</b>	Fósforo total
<b>TPP</b>	Fósforo particulado total
<b>TSS</b>	Sólidos totales en suspensión
<b>Ω</b>	Índice de Saturación

ARTERIAL PHENOL

The following table shows the results of the tests conducted on the various samples of arterial phenol. The data is presented in a tabular format, with columns for the sample number, the concentration of the solution, and the observed results. The results are generally consistent across the different samples, indicating a high degree of purity and stability for the arterial phenol used in the study.

Sample No.	Concentration (%)	Observed Results
1	10	Clear, colorless liquid
2	20	Clear, colorless liquid
3	30	Clear, colorless liquid
4	40	Clear, colorless liquid
5	50	Clear, colorless liquid
6	60	Clear, colorless liquid
7	70	Clear, colorless liquid
8	80	Clear, colorless liquid
9	90	Clear, colorless liquid
10	100	Clear, colorless liquid

The following table shows the results of the tests conducted on the various samples of arterial phenol. The data is presented in a tabular format, with columns for the sample number, the concentration of the solution, and the observed results. The results are generally consistent across the different samples, indicating a high degree of purity and stability for the arterial phenol used in the study.

Sample No.	Concentration (%)	Observed Results
1	10	Clear, colorless liquid
2	20	Clear, colorless liquid
3	30	Clear, colorless liquid
4	40	Clear, colorless liquid
5	50	Clear, colorless liquid
6	60	Clear, colorless liquid
7	70	Clear, colorless liquid
8	80	Clear, colorless liquid
9	90	Clear, colorless liquid
10	100	Clear, colorless liquid

*CAPÍTULO I*

# **INTRODUCCIÓN**

---

---

CONTENTS

INTRODUCTION

THE HISTORY OF THE UNITED STATES

## INTRODUCCIÓN

### 1.1.- ANTECEDENTES

Las zonas húmedas se caracterizan por su elevada productividad y heterogeneidad de hábitats, lo que les permite mantener una gran diversidad paisajística y biológica (González-Bernáldez, 1989; Mitsch & Gosselink, 2000). A pesar de su importancia que, a nivel mundial se ha reconocido y plasmado en la existencia de un Convenio Internacional para su Conservación (Convenio Ramsar), y a nivel regional, con la reciente elaboración del Plan Andaluz de Humedales, en el último siglo un gran número de humedales han sido destruidos o alterados irreversiblemente. En este marco se presenta la urgente necesidad de adoptar medidas de conservación y de gestión de estos singulares enclaves, lo que requiere el previo conocimiento de su estructura y funcionamiento limnológico (Montes, 1995; Keddy, 2000).

De entre los humedales, las Albuferas, y especialmente en la región mediterránea, constituyen ecosistemas áltamente dinámicos y de extrema fragilidad. A esto contribuye, por un lado, su localización fronteriza entre el medio marino y continental y, por otro, la creciente presión por las actividades antrópicas que se desarrollan en la estrecha franja litoral (actividades agrícolas, industriales y turísticas) (Miracle, 1987). Estos agentes de presión representan un factor añadido a la natural impredecibilidad y carácter fluctuante de estos sistemas.

La escasez de recursos hídricos que caracteriza al Sur peninsular, tiene su manifestación más clara en la provincia almeriense en donde la conservación de zonas húmedas, que diversifican el paisaje y contribuyen a la generación de microclimas de fuerte contraste con la aridez circundante (Casas *et al.*, 2003), constituye una labor primordial en la gestión del medio natural. De los 25 humedales litorales inventariados en la provincia de Almería por Casas *et al.* (2003), las lagunas de la Albufera de Adra conforman una de las zonas húmedas de mayor extensión y diversidad biológica de esta provincia. A pesar de encontrarse legalmente protegidas bajo la figura de Reserva Natural, se encuentran sujetas

a una franca regresión espacial y ecológica y muestran evidentes manifestaciones de un proceso de eutrofización de sus aguas (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002; Bayo *et al.*, 2003).

Como señala Wetzel (1990), la investigación limnológica tradicional se ha centrado especialmente en la zona pelágica, mientras que la zona litoral y bentónica han recibido una menor atención. Sin embargo, en los humedales, a diferencia de los ecosistemas acuáticos de gran profundidad (lagos y embalses), estas últimas zonas desempeñan un papel primordial en la dinámica global del ecosistema. De hecho, aunque el sedimento desempeña un papel esencial en el metabolismo de los ecosistemas acuáticos lénticos en general (Boström *et al.*, 1982; Golterman, 1984; Ryding, 1985; Forsberg, 1989; Lijklema, 1994; Golterman, 1995; Pettersson, 1998), el grado de interacción entre el sedimento y la columna de agua depende estrechamente de las condiciones hidrológicas, de la morfología, del tiempo de residencia hidráulica, del régimen térmico así como del tamaño y de la densidad de las partículas. Por tanto, y atendiendo a las características que definen a las zonas húmedas, en estos ecosistemas acuáticos el ciclo de los nutrientes está íntimamente relacionado con la zona béntica.

Los estudios realizados en el sedimento lacustre han revelado su carácter activo y dinámico así como la extraordinaria complejidad, tanto de factores como de procesos que intervienen en la dinámica béntica de los nutrientes. En los lagos someros, el sedimento constituye un compartimento particularmente importante ya que las diferentes formas (particulada y disuelta) de los nutrientes presentes en él pueden estar de nuevo disponibles para la comunidad planctónica, a través de mecanismos mediados física, química y biológicamente (Kufel *et al.*, 1997; Hambright & Eckert, 2001).

De entre los nutrientes, el fósforo es considerado como el factor limitante por excelencia de la productividad fitoplanctónica (Reynolds, 1984; Shaw & Prepas, 1990; Lampert & Sommer, 1997). Por ello, la concentración de fósforo total ha sido tradicionalmente empleada como índice de la calidad del agua y del estado trófico de los ecosistemas acuáticos. Como quiera que la concentración de fósforo total en la columna de agua depende de los aportes alóctonos al sistema (carga externa), de la exportación a través de los efluentes, de los procesos de sedimentación y de los de liberación desde los sedimentos (carga interna), la identificación y cuantificación de las cargas externa e interna de fósforo al sistema se revela como un aspecto básico esencial sobre el que adoptar medidas de prevención y/o planificar futuros esfuerzos de control de la calidad de las aguas.

Es necesario aclarar que si bien, como señala Golterman (2004), el sedimento es una parte más de los ecosistemas acuáticos, el concepto de carga interna, se ha empleado en esta memoria en contraposición al de carga externa. No obstante, siguiendo a este autor conviene tener presente que el sedimento no actúa realmente como una "fuente" o como un "sumidero" de fósforo, ya que si en un determinado momento libera fósforo, es porque previamente lo ha adsorbido desde la columna de agua. De igual modo, si el sedimento retiene fósforo, éste puede ser posteriormente movilizado. Por tanto, el intercambio de fósforo a través de la interfase agua-sedimento se basa en la posición del equilibrio entre ambos compartimentos, que determina la liberación o retención de fósforo por el sedimento.

En el sedimento, el fósforo puede estar disuelto en el agua intersticial o asociado a la materia orgánica o inorgánica particulada. Si bien la masa de fósforo presente en el agua intersticial es relativamente pequeña comparada con la fracción sólida, la relevancia de este "pool" radica en su elevada movilidad así como en su sensibilidad frente a las condiciones ambientales (variaciones en el potencial redox, pH).

La dinámica del fósforo sedimentario es extraordinariamente compleja. La liberación de fósforo desde el sedimento requiere de la sucesión de dos fases. En primer lugar, el fósforo particulado debe ser movilizado hasta la fase disuelta (agua intersticial) mediante mecanismos químicos (desorción, disolución y/o intercambio iónico) o biológicos (hidrólisis enzimática). Más tarde, el fósforo disuelto debe ser transportado hasta la columna de agua a través de procesos como la bioturbación, la turbulencia inducida por el viento, la generación de gases y/o la difusión (Boström, 1984). Además de en forma disuelta, el fósforo particulado puede pasar a la columna de agua mediante procesos tales como la resuspensión o como la migración de las formas de resistencia del fitoplancton (Pettersson, 1998).

La necesidad de complementar los estudios sobre la dinámica béntica de nutrientes con el análisis de los procesos que tienen lugar en la columna de agua alcanza su máxima expresión en los sistemas someros, donde ambos compartimentos interactúan dinámicamente y estrechamente.

## **1.2.- ESTUDIOS PREVIOS SOBRE LAS LAGUNAS DE LA ALBUFERA DE ADRA**

Los trabajos con orientación hidrológica e hidrogeológica han sido los más abundantes de los realizados en la zona de la Albufera de Adra (Morales, 1986; Pulido, 1988; Pulido *et al.*, 1988; El Amrani-Paaza *et al.*, 1992, 1994, 1995, 1996; El Amrani-Paaza, 1997; Hermans, 2000; Benavente & Rodríguez, 2001; Rodríguez-Rodríguez, 2002, Benavente, 2002). El objetivo general en la mayoría de ellos ha sido estudiar el comportamiento hidrogeoquímico del acuífero del Delta del río Adra así como el régimen hidrológico de las lagunas.

Los primeros estudios de investigación con sentido limnológico se remontan a la década de los años 80. En 1981, las lagunas Honda y Nueva fueron incluidas en el estudio que Margalef Mir llevó a cabo sobre la distribución de los macrófitos de las aguas dulces y salobres del litoral mediterráneo español.

Más tarde, López (1983) presenta un estudio sobre las características químicas de las aguas de dichas lagunas y Sánchez-Castillo (1984) aporta los primeros datos sobre la dinámica estacional de algunas variables fisico-químicas, así como de sus comunidades algales. Este autor, en un trabajo posterior (Sánchez-Castillo, 1987), describe las comunidades fitoplanctónicas de la Albufera estableciendo algunas relaciones entre la ficoflora de las lagunas y su contenido en cloruros.

Alonso (1985) incluye a la laguna Nueva dentro de un extenso trabajo sobre taxonomía, ecología y distribución de los Cladóceros en las lagunas de la península ibérica. La estructura y dinámica poblacional de las comunidades fito y zooplanctónicas de las lagunas así como de una serie de variables relacionadas (clorofila *a*, índice de pigmentos, diversidad) fueron estudiadas por Carrillo *et al.* (1987) y Sánchez-Castillo *et al.* (1990). Carrillo *et al.*, (1987) ponen de manifiesto, además, la existencia de un intenso ritmo de eutrofización de las aguas que, estudios posteriores, han corroborado (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002 *a*).

Por otro lado, Del Río (1986) realiza una caracterización química del agua de las lagunas, de los suelos y de los lodos del entorno y hace una primera cuantificación de los efectos derivados de la contaminación por plaguicidas.



El único trabajo existente sobre el sedimento de las lagunas fue el elaborado por López (1986), que incluye la Laguna Nueva en su estudio sobre la composición química del sedimento de 15 sistemas acuáticos del litoral mediterráneo peninsular. Recientemente, de Vicente (1999) y de Vicente *et al.* (2003), muestran el papel del sedimento de estas lagunas en el ciclado de nutrientes, especialmente de fósforo.

Durante los años 1984 y 1985, promovido y subvencionado por el Instituto de Estudios Almerienses se llevó a cabo el “Estudio Integral de las Albuferas de Adra” (Martínez Vidal & Castro, 1990), cuyos resultados más significativos fueron la caracterización estructural y dinámica de los dos sistemas lagunares antes aludidos, así como la identificación y primera cuantificación de las actividades potencialmente contaminantes y sus impactos sobre aquellas.

Más tarde, durante los años 1993 y 1994, por encargo de la Delegación Provincial de Almería de la Consejería de Medio Ambiente (entonces Agencia de Medio Ambiente) de la Junta de Andalucía, se realizó un estudio sobre las características físicas, químicas y biológicas de los hábitats y comunidades pelágicas de ambos sistemas (Cruz- Pizarro *et al.*, 1996).

Recientemente, durante los años 1999, 2000 y 2001, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía cofinanció un proyecto de investigación “Control de la eutrofización en las lagunas de las Albuferas de Adra. Diagnóstico, evaluación y propuesta de recuperación”, incluido en otro más amplio: UE-LIFE B4-3200/98/458, “Conservación de las Albuferas de Adra”. El objetivo general del Proyecto LIFE era el de desarrollar medidas prioritarias que, junto con las que ya hay establecidas, contribuyesen a mejorar el estado de conservación general del hábitat de la Albufera de Adra. Por ejemplo, resulta interesante destacar que en el contexto de este proyecto se inició un plan de ampliación de la superficie húmeda del hábitat (Nevado, 2002).

En el marco de este Proyecto, se realizó la Tesis Doctoral titulada “Diversidad, composición funcional y estructura de tamaños del plancton en un sistema eutrófico y otro hipereutrófico: Las Albuferas de Adra (Almería) (Fabián, 2002) que, además de realizar una caracterización limnológica de las lagunas, analizó la dinámica espacio-temporal del picoplancton y nanoplancton fotoautótrofo y caracterizó la estructura de tamaños y la composición funcional de la comunidad planctónica en estos sistemas.

Las potenciales (reales) interacciones entre la comunidad fitoplanctónica (especialmente Cianobacterias) y la comunidad zooplanctónica de las lagunas de la Albufera de Adra, son objeto de una Tesis en curso (Rodrigues da Silva, 2001). Igualmente, en la actualidad está siendo analizada la influencia de la hidrodinámica de las masas de agua sobre la distribución espacial del fitoplancton (Moñino *et al.*, 2002; Moreno-Ostos, 2002).

Bayo *et al.* (2002) incluyen a las lagunas de la Albufera de Adra en su estudio sobre la fauna de quironómidos de los humedales litorales de la provincia de Almería, y en Bayo *et al.* (2003), llevan a cabo una comparación entre las comunidades de invertebrados bénticos presentes en ambas lagunas y su relación con las características químicas del sedimento.

Por último, numerosos trabajos han reconocido el extraordinario valor ecológico de las lagunas de la Albufera de Adra, derivado de su enorme diversidad faunística y florística (Martínez Vidal & Castro, 1990; Paracuellos, 1991; Paracuellos *et al.*, 1994, Paracuellos, 2002).

### 1.3.- JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

El interés de estudiar el papel del sedimento en el ciclo de los nutrientes en las lagunas de la Albufera de Adra, se justifica, esencialmente, porque:

- i.- Se trata de sistemas caracterizados por una elevada relación superficie: volumen, que debe favorecer una estrecha interacción entre el sedimento y la columna de agua.
- ii.- La localización geográfica de ambas lagunas, en una zona dominada por fuertes vientos, debe hacer aún más patente y continuo el contacto entre ambos compartimentos.
- iii.- El carácter somero de las lagunas estudiadas debe limitar la intensidad de los procesos de mineralización en la zona pelágica, por lo que el sedimento debe cobrar una especial relevancia en la regeneración de nutrientes.

Por todo ello, el trabajo de Tesis Doctoral que aquí se presenta tiene como **Objetivo principal** el estudio del intercambio de nutrientes (C, N y P) a través de la interfase agua-sedimento en las lagunas de la Albufera de Adra.

Los **Objetivos específicos** de este estudio han sido:

- 1.- Descripción de las características meteorológicas, hidrológicas y limnológicas generales.
- 2.- Estudio de la capacidad de liberación y de retención de fósforo por el sedimento, con especial referencia a las variables y procesos que en ella intervienen.
- 3.- Estudio del proceso de sedimentación de partículas, esto es, la cuantificación del flujo sestónico y el análisis del material sestónico.
- 4.- Análisis de la distribución espacial (vertical y horizontal) y de la variación temporal de la concentración de nutrientes (C, N y P) en la fase particulada y en la fase disuelta (agua intersticial) del sedimento.
- 5.- Determinación de la actividad respiratoria del sedimento y de las variables relacionadas.

#### **1.4.- ESTRUCTURA DE LA MEMORIA**

La presente Tesis Doctoral se ha estructurado en siete de Capítulos independientes que se organizan de la siguiente manera.

En el Capítulo II se describe el área objeto de estudio: las lagunas de la Albufera de Adra (Almería), atendiendo a aspectos tales como la génesis, la geología, la hidrología e hidrogeología así como el régimen de protección y el valor ambiental de las lagunas.

En el Capítulo III se profundiza en el funcionamiento limnológico de las lagunas estudiadas, mediante el análisis de variables físicas (climatología e hidrología, características morfométricas, régimen térmico y estabilidad de la columna de agua), variables químicas (aquellas relacionadas con la mineralización del agua así como nutrientes) y variables biológicas (clorofila activa y feopigmentos).

El Capítulo IV se dedica al estudio de procesos que contribuyen a explicar la dinámica del fósforo sedimentario.

- En primer lugar, se analiza el proceso de sedimentación de partículas. Para ello, se describe la evolución espacio-temporal del flujo sestónico así como de la composición química del material sestónico. En este apartado se muestra especial

interés por el estudio del proceso de resuspensión del sedimento no consolidado, así como por el proceso de precipitación de calcita.

- En segundo lugar, se cuantifica la liberación de fósforo desde el sedimento a partir de diferentes aproximaciones: (1) balance másico de fósforo, (2) realización de experimentos en laboratorio y (3) estima de los flujos por difusión.
- En tercer lugar, se estudia la contribución de la actividad biológica a la movilización o retención del fósforo sedimentario, a través de experimentos de laboratorio.
- En cuarto, y último lugar, se determina la capacidad máxima de adsorción de ión fosfato por el material resuspendido. Adicionalmente, se muestra especial interés por el estudio del posible efecto de los eventos de resuspensión sobre la adsorción/desorción del ión fosfato presente en el agua de la laguna.

En el Capítulo V se describe la variabilidad temporal así como la distribución espacial de los nutrientes (C, N y P) tanto en la fase disuelta (agua intersticial) como en la fracción particulada. Además, en este Capítulo se analiza la variación espacio-temporal de la composición granulométrica del sedimento y se estudia la actividad respiratoria del sedimento así como de las variables relacionadas (materia orgánica, clorofila activa, bacterias aerobias y anaerobias).

Finalmente, el Capítulo VI incluye las Conclusiones más importantes del presente trabajo y el Capítulo VII recoge las referencias bibliográficas consultadas para la redacción de esta Memoria.

***CAPÍTULO II***

**ÁREA DE ESTUDIO**

---

CAPÍTULO II

ÁREA DE ESTUDIO

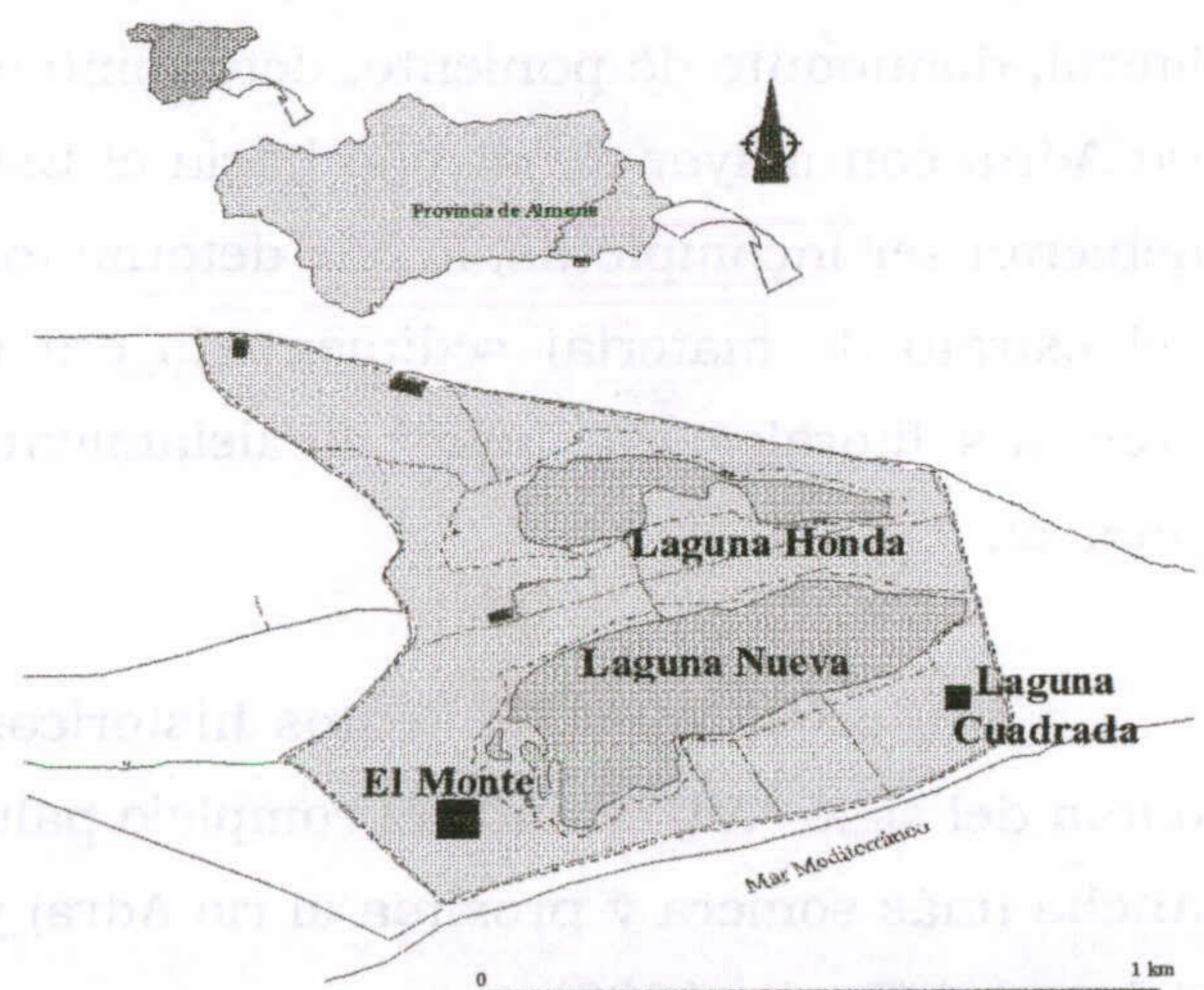
-----

## ÁREA DE ESTUDIO

### 2.1. - LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA

La Albufera de Adra representa la zona húmeda natural más importante del sureste peninsular. Se encuentra situada en el vértice oriental del actual delta del río Adra y a escasa distancia de la línea de costa (el punto más alejado dista 900 m del mar) (Martínez Vidal & Castro, 1990).

En la actualidad el complejo palustre está constituido por dos lagunas costeras: la laguna Honda (9 ha de área superficial y 3 m de profundidad máxima) y la laguna Nueva (29 ha de área superficial y 3.5 m de profundidad máxima), así como por una serie de terrenos encharcados de reducidas dimensiones: el Monte y la laguna Cuadrada (Paracuellos, 2002) (Figura 2.1).



**Figura 2.1.-** Localización geográfica de la Albufera de Adra (Almería).

La posición geográfica de la laguna Honda y de la laguna Nueva, referida a los extremos de los ejes mayores de cada una, es la siguiente (Martínez Vidal & Castro, 1990):

	Coordenadas UTM
Laguna Honda	30 SWF 042680 y 30 SWF 049680
Laguna Nueva	30 SWF 042675 y 30 SWF 051677

## **2.2.- GÉNESIS**

La génesis de la Albufera de Adra se encuentra asociada tanto a la dinámica de la deriva litoral (formación de barreras litorales) como a las acciones antrópicas acaecidas en la llanura aluvial y en su entorno (deforestación de la cuenca, desvío del cauce del río Adra y construcción de la escollera del puerto de Adra). Desde su formación se han producido numerosos cambios tanto en la composición como en la fisonomía de las lagunas, llegando a desaparecer algunas de ellas (como la Albufera Grande y la Albufera Litoral) y a aparecer otras, como la Albufera Nueva (Gómez-Mercado & Paracuellos, 1995-96).

Desde tiempos remotos, posiblemente anteriores al período romano, la extensión de la agricultura y de otros usos del suelo en la zona conllevó a la deforestación de la cuenca, y por ende al consiguiente incremento de los procesos erosivos, que determinaron el progresivo relleno del estuario y la conformación del actual sistema deltaico. La deriva litoral, dominante de poniente, determinó la morfología fuertemente asimétrica del delta del río Adra, con mayor desarrollo hacia el Este del cauce. Las pautas de relleno sedimentario debieron ser incompletas, lo que determinó la existencia de depresiones en donde el espesor del estrato de material sedimentado era menor, y la posterior construcción de barreras arenosas litorales dio lugar al aislamiento de áreas palustres del mar (Paracuellos, *en prensa*).

Los primeros documentos históricos que avalan la existencia de albuferas en Adra datan del siglo XVI, cuando el complejo palustre estaba constituido por la Albufera Grande o Ancha (más somera y próxima al río Adra) y por la Albufera Honda (más profunda y alejada del cauce) (Tapia, 1990).

En la primera mitad del siglo XIX, la minería era una actividad en auge en la Sierra de Gádor. La intensa deforestación de la zona, con el objetivo último de alimentar los hornos de fundición, provocó numerosas avenidas, con consecuencias dramáticas en la ciudad de Adra. Por ello, en 1863 se iniciaron las obras de desvío del río, que concluyeron en 1871. La construcción de la escollera del puerto, cuyas obras se iniciaron en 1911, que desvía la deriva litoral y la consiguiente falta de aportes destruye el antiguo delta a gran velocidad, formándose un nuevo delta más al Este, con estructura idéntica al anterior, asimétrico con el lado mayor hacia levante. Estos nuevos aportes determinan la configuración de barras arenosas, que dan lugar a la formación del denominado Lago Marino, actualmente



desaparecido, y más tarde a la individualización de la laguna Nueva en 1931. Este mismo mecanismo fue el precursor del origen, a principios de los años setenta, de la laguna Litoral, hoy desaparecida.

### **2.3.- GEOLOGÍA**

La Albufera de Adra, desde el punto de vista geológico, se sitúa en las Zonas Internas de las Cordilleras Béticas, y dentro de ellas, en el dominio del Complejo Alpujárride.

Las unidades alpujárrides del Manto de Lújar, en el que se distinguen dos conjuntos litológicos, constituyen el substrato sobre el que reposan los materiales del Neógeno-Cuaternario. Estos materiales se encuentran depositados en una delgada franja entre Adra y Balerma, y conectan lateralmente con los materiales de relleno de la depresión neógeno-cuaternaria del Campo de Dalías (P.O.R.N. de la Reserva Natural de la Albufera de Adra, 2000).

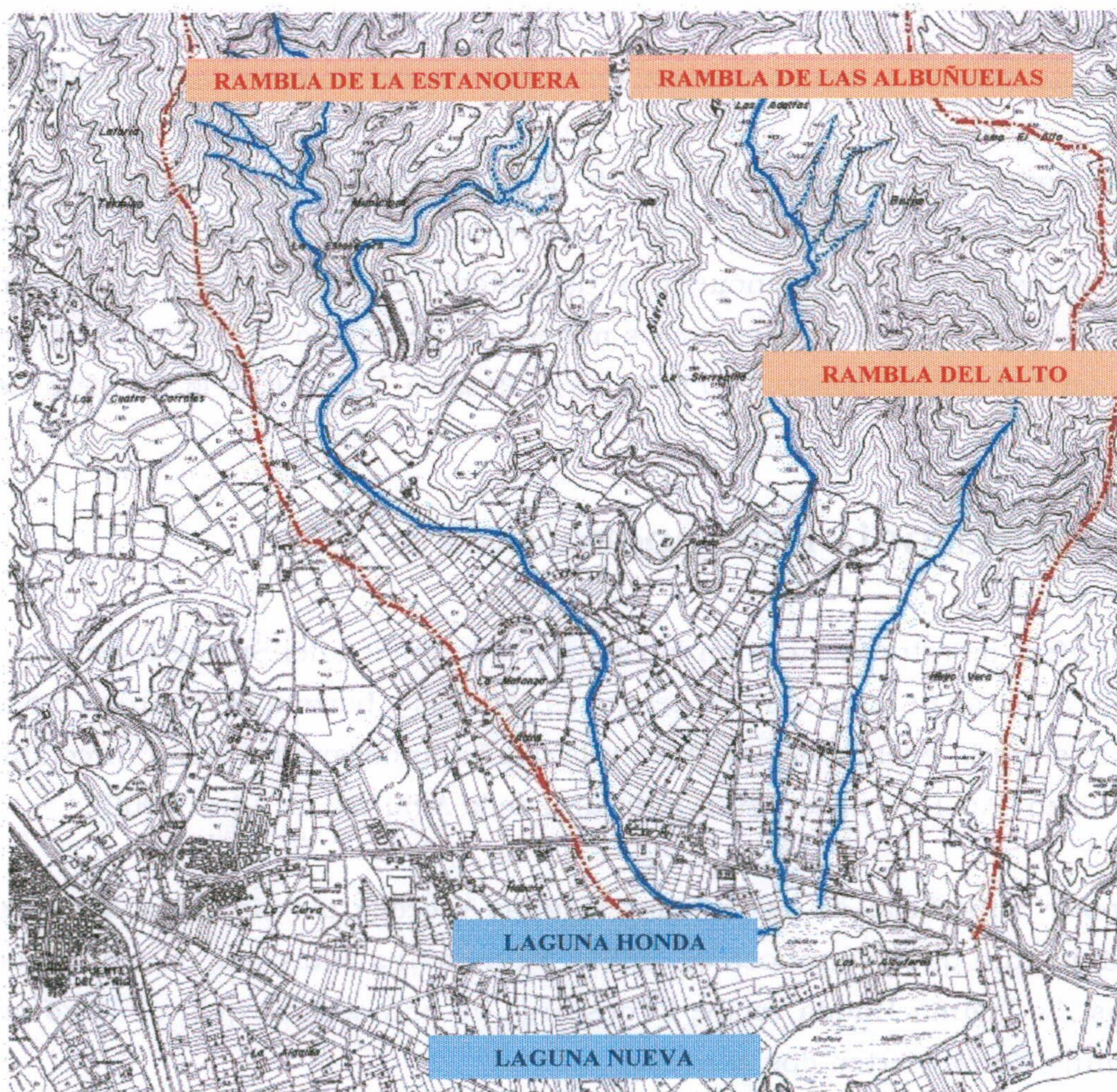
### **2.4.- HIDROLOGÍA E HIDROGEOLOGÍA**

La Albufera de Adra se sitúa en la Cuenca Hidrográfica del Sur de España y, dentro de ella, en las cuencas de una serie de pequeñas ramblas y barrancos de orden menor que, comprendidas entre la cuenca del río Adra y la del río Andarax, desaguan directamente al mar Mediterráneo (P.O.R.N. de la Reserva Natural de la Albufera de Adra, 2000).

El aporte superficial de agua a las lagunas procede del río Adra, a través de la Acequia Real de Adra que desemboca en ambas lagunas tras bifurcarse poco antes de llegar a las mismas. La laguna Honda recibe la descarga de una sólo acequia de riego mientras que en la laguna Nueva vierten dos acequias.

La laguna Honda recibe además la descarga directa de tres ramblas: “La Estanquera”, “Las Adelfas” y “Del Alto”, que drenan una cuenca vertiente de 13.7 km<sup>2</sup>, de los cuales 1.4 km<sup>2</sup> se dedican al cultivo de almendros y el resto, se trata de terrenos rurales no cultivados (Fuente: Mapa Topográfico de Andalucía, hoja 1057 3-2) (Figura 2.2). Los tres cauces desaguan la vertiente Sur de la Sierra Alhamilla y las estribaciones más suroccidentales de la Sierra de Gádor, dirigiéndose en dirección norte-sur al área de la Albufera. Estos cauces permanecen secos prácticamente todo el año, exceptuando los

momentos de lluvias torrenciales, en los cuales puede producirse la entrada de gran cantidad de materia en suspensión a las lagunas. De hecho, en los últimos años (especialmente desde las lluvias acontecidas a finales de Diciembre de 2000) se ha observado el crecimiento de un notable cono de deyección en la parte central (estrecho) de la laguna Honda, lo que podría dar lugar a una indeseada división de la laguna en dos cubetas independientes.

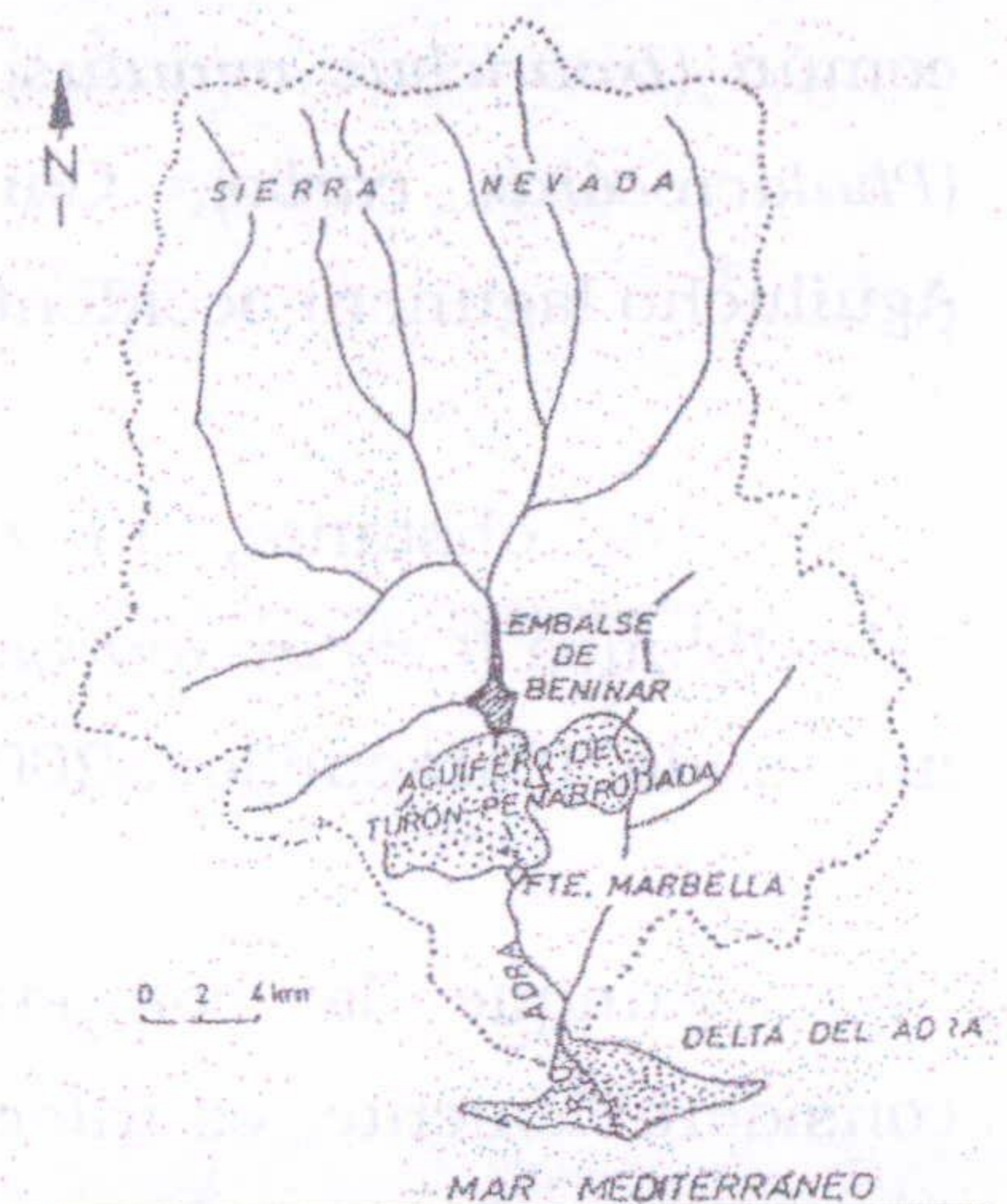


**Figura 2.2.-** Cuenca vertiente a las lagunas.

En cuanto a la hidrogeología, las lagunas de la Albufera de Adra se localizan en el extremo oriental del sistema acuífero del delta del río Adra, con el que están relacionadas estrechamente. Se trata de un acuífero libre, cuya principal recarga es la infiltración procedente de las aguas superficiales del río Adra. Además de ésta, el acuífero recibe la recarga procedente de las entradas subterráneas del río, de los aportes pluviométricos, del

retorno de regadíos y de la alimentación lateral oculta. La salida de mayor importancia la representan los bombeos, y en menor medida las salidas ocultas al mar y la evaporación directa (Pulido *et al.*, 1988).

El río Adra recibe gran parte de su caudal del aporte de los manantiales de las Fuentes de Marbella, emergencias naturales que se producen por descarga del acuífero calizo-dolomítico de Turón-Peñarrodada (Figura 2.3). Éste acuífero es a su vez recargado por las filtraciones del embalse de Benínar. Ante la escasa capacidad de regulación de la presa de Benínar, la Confederación Hidrográfica del Sur planteó la posibilidad de recuperar los caudales infiltrados a través de la realización de captaciones que permitieran regular los caudales de las Fuentes de Marbella (P.O.R.N. de la Reserva Natural de la Albufera de Adra, 2000).



**Figura 2.3.-** Cuenca del río Adra. Principales cauces y acuíferos (El Amrani, 1997).

## 2.5.- RÉGIMEN DE PROTECCIÓN

Las lagunas de la Albufera de Adra se encuentran rodeadas por un cinturón de vegetación palustre, tarayales (de *Tamarix canariensis*), juncales (de *Juncus maritimus* y *Juncus acutus*) y masegares (de *Cladium mariscus*), que alberga una fauna acuática de gran variedad y riqueza. La importancia de su composición faunística y florística ha sido reconocida nacional e internacionalmente (Cirujano *et al.*, 1992, Castro *et al.*, 1994), habiendo sido declaradas como Reserva Natural por la Ley 2/89 de 18 de julio sobre "Inventario de Espacios Naturales Protegidos" (B.O.J.A., 60, 27 de julio de 1989) e incluidas en el Convenio relativo a Humedales de importancia internacional, especialmente como hábitat de aves acuáticas (Convenio Ramsar, B.O.E., 273, 15 de noviembre de 1994). Está prevista su declaración como zona ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves / CEE) (Nevado, 2002).

## 2.6.- VALOR AMBIENTAL DE LAS LAGUNAS

El gran valor ecológico del humedal destaca por la presencia de especies de aves acuáticas como la Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*), Somormujo lavanco (*Podiceps cristatus*), Zampullín común (*Tachybaptus ruficollis*), Ánade azulón (*Anas platyrhynchos*),

Cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*), Porrón europeo (*Aythya ferina*), Cuchara común (*Anas clypeata*), Focha común (*Fulica atra*), Porrón moñudo (*Aythya fuligula*), Calamón común (*Porphyrio porphyrio*), Gallineta común (*Gallinula chloropus*), Avetorillo común (*Ixobrychus minutus*), Zampullín cuellinegro (*Podiceps nigricollis*), Cormorán grande (*Phalacrocorax carbo*), Garza real (*Ardea cinerea*), Garza imperial (*Ardea purpurea*), Aguilucho lagunero occidental (*Circus aeruginosus*) y Martín pescador (*Alcedo atthis*).

No obstante, la especie de mayor interés conservacionista es la Malvasía cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), que posee en la Albufera un importante núcleo de cría e invernada. (Paracuellos, 2002).

Aunque la composición en especies de peces autóctonos se ha reducido considerablemente, es interesante destacar la presencia de especies tales como la Anguila (*Anguilla anguilla*), el Fartet común (*Lebias iberica*) o el Pejerrey (*Atherina mochon*). De entre ellas, el Fartet se podría considerar como símbolo de la Albufera, al ser una especie endémica y encontrarse en peligro de extinción (Martínez Vidal & Castro, 1990; Paracuellos & Nevado, 1994; Nevado & Paracuellos, 1999).

A pesar de su extraordinario interés ecológico, las lagunas de la Albufera de Adra están sufriendo un gran número de amenazas derivadas fundamentalmente del asentamiento y ocupación, en todo su perímetro, de cultivos intensivos bajo plástico (del 8% de área ocupada por los invernaderos en el entorno del humedal en 1952, se ha pasado al 57% en la actualidad) (Nevado, 2002).

Esta extensión extraordinaria del cultivo bajo plástico en las inmediaciones de las lagunas ha reducido drásticamente la vegetación emergente de carácter palustre, que antaño ocupaba gran parte del delta del río Adra. Por otro lado, la contaminación de las aguas subterráneas, por el retorno de regadío, ha llevado a un continuo proceso de eutrofización de las aguas, que ha sido reconocido en diversos estudios (Carrillo *et al.*, 1987; Carrillo *et al.*, 1996; de Vicente, 1999; Cruz-Pizarro *et al.*, 2002 a,b). El incremento del estado trófico de las lagunas ha repercutido muy negativamente en el desarrollo de macrófitos acuáticos, que han llegado a estar ausentes en la laguna Honda durante más de 10 años. Actualmente, las especies mejor representadas en la laguna Nueva son la Espiga de agua (*Potamogeton pectinatus*) y *Najas marina*, siendo también frecuente *Ruppia marítima* (Paracuellos, 2002).

*CAPÍTULO III*  
**LIMNOLOGÍA GENERAL**

---

---

LIBRARY OF

TECHNOLOGIA GENERAL

TECHNOLOGIA GENERAL

## LIMNOLOGÍA GENERAL

### 3.1.- INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras constituyen un porcentaje considerable del área costera mundial (13 %) (Nixon, 1982). Se caracterizan por su elevada productividad y salinidad y por su reducida profundidad (Moutin *et al.*, 1993). Si bien, tradicionalmente han sido consideradas como naturalmente eutróficas (Pomeroy, 1977; Odum, 1971), aspecto esencialmente ligado a su reducida capacidad de dilución (carácter somero), uno de los principales problemas que actualmente afecta a las lagunas costeras mediterráneas es el proceso de eutrofización de sus aguas (Moutin *et al.*, 1993; Golterman, 1995; Gómez *et al.*, 1998), que como consecuencia de un enriquecimiento “excesivo” en nutrientes (Marsden, 1989) promueve una secuencia de manifestaciones bio(geo)químicas y biológicas con consecuencias tanto directas como indirectas sobre la cadena trófica (Harper, 1992).

La gestión y conservación de los ecosistemas acuáticos eutróficos requiere de un correcto diagnóstico de la situación de partida, con el fin de proponer medidas de prevención o de corrección que traten de recuperar la calidad del sistema degradado. Por ello, el estudio integrado de aspectos físicos, químicos y biológicos, tanto de la masa de agua como de la cuenca de captación, es un paso previo imprescindible.

En este contexto se desarrolla este Capítulo, cuyo objetivo principal es profundizar en el funcionamiento limnológico de las lagunas de la Albufera de Adra, como base sobre la que proponer recomendaciones para la gestión y recuperación de esta Reserva Natural. Además, el interés de estudiar la variación espacio-temporal de las variables físicas, químicas y biológicas se refuerza por la necesidad de considerar al sistema acuático como una única entidad, en la que el sedimento y la columna de agua sobreyacente están en continua interacción, de ahí que el conocimiento de la dinámica béntica de los nutrientes, deba complementarse con el análisis conjunto de la masa de agua.

## 3.2.- MATERIAL Y MÉTODOS

### 3.2.1.- MUESTREO. MEDIDAS *IN SITU*

#### 3.2.1.1.- Localización de las estaciones y frecuencia de muestreo

Para la obtención de muestras de la columna de agua se seleccionaron dos estaciones de muestreo localizadas en la zona de máxima profundidad de sendas lagunas (según el mapa batimétrico descrito por Cruz-Pizarro *et al.*, 1992).

El periodo de estudio estuvo comprendido entre Julio de 2000 y Agosto de 2001, con una frecuencia básica quincenal.

#### 3.2.1.2.- Metodología de muestreo y de adquisición de datos

##### - Variables meteorológicas

Los datos sobre temperatura media del aire, intensidad luminosa (PAR), precipitación, evaporación, velocidad y dirección del viento (media y máxima) diarias han sido proporcionados por la estación experimental "Las Palmerillas", situada en El Ejido (36°48' N; 2°43' W).

##### - Variables morfométricas

La profundidad máxima, el área superficial y el volumen se han estimado a partir de la altura de la escala limnimétrica instalada en cada una de las lagunas estudiadas así como de las correspondientes curvas hipsográficas (de Vicente, 1999).

##### - Variables hidrológicas

El caudal de agua de entrada a los sistemas estudiados ( $Q_{in}$ ) se ha estimado considerando el caudal medio registrado en las fuentes puntuales (acequias) (Foto 3.1), la precipitación directa sobre las lagunas y la escorrentía procedente de las ramblas.



**Foto 3.1.-** Acequias de riego que vierten en las lagunas.



La medición del caudal de agua que vierte en las lagunas a través de la red de acequias (1 en la laguna Honda y 2 en la laguna Nueva) se realizó con una periodicidad básica quincenal. La metodología empleada se basó en el uso de un aforo químico (empleando NaCl como marcador) así como en el uso de "objetos inertes" a la deriva. Una vez intercalibrados ambos métodos, se optó, por el empleo del segundo de ellos, mas rápido y de mas sencilla aplicación.

El volumen de agua de escorrentía que descarga en la laguna Honda, se ha cuantificado teniendo en cuenta el valor de la precipitación crítica, correspondiente al tipo de litología de la cuenca vertiente y a los diferentes usos del suelo (25 mm), así como el coeficiente de escorrentía (0.2) (Martín, 1997).

El tiempo de retención hidráulico ( $t_w$ ) se ha calculado como la relación entre el volumen medio de la laguna y el caudal de entrada en la misma durante el período de tiempo considerado.

La carga hidráulica ( $q_s$ ) es una variable que relaciona el caudal de entrada de agua ( $Q_{in}$ ) con el área superficial ( $A_o$ ) de cada laguna.

- Variables físico-químicas

En cada una de las estaciones de muestreo y a intervalos de 10 cm en el perfil vertical, se midieron la Temperatura, el pH, la Conductividad y el Oxígeno disuelto ( $O_2$ ), mediante una sonda multiparamétrica Turo (mod. T-611).

La estabilidad térmica de la columna de agua ( $S$ ,  $kJ\ cm^{-2}$ ) se ha calculado mediante la expresión propuesta por Idso (1973), basada, a su vez, en Schmidt (1928):

$$S = \frac{1}{A_o} \int_{Z_o}^{Z_m} (\rho_z - \bar{\rho})(A_z)(z - z_{\rho}^-) dz \quad (3.1.)$$

Donde,  $A_o$  es el área superficial ( $cm^2$ );  $A_z$  es el área ( $cm^2$ ) a la profundidad  $Z$ , considerada positiva y en cm;  $\bar{\rho}$  la densidad media que resultaría de mezclar el lago hasta la uniformidad térmica ( $g\ cm^{-3}$ );  $\rho_z$  la densidad a la profundidad  $Z$ ;  $Z^-$  la profundidad a la

que el agua antes de la mezcla tiene precisamente la densidad media ( $\bar{\rho}$ );  $Z_m$  la máxima profundidad (cm) y  $Z_0$  la profundidad en superficie.

Además se ha calculado la frecuencia de Brünt-Väisälä ( $N^2$ ,  $s^{-2}$ ), que permite identificar la profundidad a la que se encuentra la máxima resistencia inercial a la mezcla (termoclina, en su caso).

$$N^2 = \frac{g}{\rho} \times \frac{d\rho}{dz} \quad (3.2)$$

En donde,  $d\rho$  es el gradiente de densidad en el estrato considerado;  $dz$  el espesor de dicho estrato;  $\rho$  la densidad promedio del estrato considerado y  $g$  es la aceleración de la gravedad ( $m\ s^{-2}$ ).

El cálculo de la densidad del agua ( $\rho$ ) se ha basado en la consideración de la temperatura ( $T$ ) como única variable dependiente, sin considerar el efecto de las sales disueltas y de los sólidos en suspensión (Krambeck *et al.*, 1992):

$$\rho = 0.999 + 6.674 \cdot 10^{-5} T - 8.855 \cdot 10^{-6} T^2 + 8.230 \cdot 10^{-8} T^3 - 5.516 \cdot 10^{-10} T^4 \quad (3.3)$$

El tratamiento de los datos para el cálculo de  $S$ ,  $N^2$  y  $\rho$  se ha realizado mediante la utilización de un programa informático (SisDel 1.0) desarrollado por Rodrigues da Silva en el Instituto del Agua.

#### - Transmisión de la radiación visible en el perfil vertical

La penetración de la luz se ha medido utilizando una sonda irradiométrica LI-COR con sensor esférico (PAR) subacuático.

La transparencia del agua se ha estimado a partir de la profundidad de visión del disco de Secchi, disco blanco de 20 cm de diámetro. Del mismo modo, se ha procedido a la estimación de la extinción cualitativa de la intensidad lumínica en el perfil vertical a partir de la profundidad de visión de discos de diversos colores (azul y rojo).

- *Toma de muestras de la columna de agua*

La obtención de muestras de la columna de agua se realizó, mediante una botella toma-muestras de Van Dorn (horizontal, transparente, de 6 litros de capacidad), a tres profundidades en el perfil vertical: Superficie ( $Z = 0.1$  m); Medio ( $Z = Z_{max}/2$ ) y Fondo ( $Z = Z_{max}$ ).

El contenido de cada botella se subdividió en dos fracciones:

- a) Una alícuota para la cuantificación de los pigmentos fotosintéticos, fue guardada en botellas opacas de 1 litro de capacidad, manteniéndose refrigerada ( $4^{\circ}\text{C}$ ) y en la oscuridad hasta el momento de su extracción en laboratorio.
- b) Otra fracción, destinada al análisis químico, se recogió en botellas PET de 1.5 litros de capacidad y se mantuvo refrigerada y en la oscuridad.

### **3.2.2.- ANÁLISIS DE LABORATORIO**

#### **3.2.2.1.- Análisis químicos**

- *Variables relacionadas con la mineralización del agua*

#### Alcalinidad, Carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) y Bicarbonatos ( $\text{HCO}_3^-$ )

La alcalinidad total así como la concentración de iones  $\text{CO}_3^{2-}$  y  $\text{HCO}_3^-$  se determinó mediante valoración automática (titrador METROHM 716 DMS) que adiciona  $\text{ClH}$  a la muestra, hasta que el pH de la solución alcanza un valor de equilibrio 4.5.

#### Sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) y Cloruros ( $\text{Cl}^-$ )

La determinación de estos aniones se ha realizado por cromatografía iónica (DIONEX DX300), una vez filtradas las muestras a través de filtros de  $0.2 \mu\text{m}$ . Esta técnica se basa en inyectar una muestra de agua en una corriente de Carbonato-Bicarbonato que se hace pasar a través de una serie de columnas de adsorción. Los iones de interés son separados, a distintos tiempos de retención, según su afinidad relativa hacia los sitios activos del material de relleno de la columna (catiónica), y posteriormente son cuantificados en un detector de Conductividad.

### Sodio ( $\text{Na}^+$ ), Potasio ( $\text{K}^+$ ), Calcio ( $\text{Ca}^{2+}$ ) y Magnesio ( $\text{Mg}^{2+}$ )

La determinación de los cationes mayoritarios se realizó mediante la técnica descrita anteriormente (cromatografía iónica), empleando en este caso una columna aniónica, a través de la cual se separan los cationes de interés a diferentes tiempos de retención.

### - Nutrientes

#### Fósforo Reactivo Soluble ( $i\text{-P}_{\text{dis}}$ )

La determinación de la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  se realizó mediante la cuantificación espectrofotométrica (a 882 nm; HITACHI U-2000) del compuesto azul de molibdeno, resultante de la reacción en medio ácido entre el fósforo reactivo soluble y el molibdato amónico (Murphy & Riley, 1962), para lo que se procedió a la previa filtración de la muestra (Whatman GF/C). El límite de detección del método se sitúa en  $1 \mu\text{g P l}^{-1}$ .

#### Fósforo Disuelto Total (TDP) y Fósforo Total (TP)

Su determinación se basó en la digestión ácida de las muestras con una mezcla oxidante (1 h,  $120^\circ\text{C}$ ) y en su determinación colorimétrica (a 882 nm) según APHA (1989). El análisis del TDP requirió la previa filtración (Whatman GF/C) de las muestras. El límite inferior del método es de  $1 \mu\text{g P l}^{-1}$ . El Fósforo Particulado Total (TPP) se calculó como la diferencia entre la concentración de TP y de TDP.

#### Amonio ( $\text{NH}_4^+$ )

La determinación de la concentración de iones  $\text{NH}_4^+$  se realizó siguiendo el método del indofenol descrito por Rodier (1989). El límite inferior del método es de  $10 \mu\text{g N l}^{-1}$ .

#### Nitritos ( $\text{NO}_2^-$ )

La concentración de iones  $\text{NO}_2^-$  se ha cuantificado mediante la medida espectrofotométrica (a 543 nm) del compuesto coloreado formado tras la adición de sulfanilamida y N-naftil etilendiamida a un volumen determinado de muestra (Shinn, 1941). El límite inferior del método es de  $6 \mu\text{g N l}^{-1}$ .

#### Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ )

La determinación de iones  $\text{NO}_3^-$  se basó en la reducción de los mismos a  $\text{NO}_2^-$  al hacer pasar la muestra a través de una columna de Cd, seguida de la aplicación de la misma metodología descrita para el análisis de los iones  $\text{NO}_2^-$ . El límite inferior del método es de  $45 \mu\text{g N l}^{-1}$ .

#### Nitrógeno Total (TN)

El método empleado para la medición de la concentración de TN fue el “método ultravioleta” que se fundamenta en la digestión con una mezcla oxidante (1h, 120°C) y en la acidificación con ácido sulfúrico de la muestra autoclavada seguida de su posterior medida espectrofotométrica a 220 nm (APHA, 1989). El límite inferior del método es de 40 µg N l<sup>-1</sup>.

- *Sustancias que contribuyen a la extinción de la luz en la columna de agua.*

#### Sólidos Totales en Suspensión (TSS)

Para la cuantificación de los TSS se filtraban 250 ml de agua a través de filtros de fibra de vidrio Whatman GF/C, previamente secados y pesados. Posteriormente, el filtro se secaba (a 105°C, 24 h) y se pesaba en una balanza de precisión (Precisa 40 SM-200 A). La concentración de TSS se ha estimado a partir de la diferencia de peso del filtro y del volumen de muestra filtrado.

#### Color del agua

El color del agua se ha expresado como el coeficiente de absorción a 460 nm ( $a_{460}$ , m<sup>-1</sup>), obtenido a partir de la siguiente expresión (Reche & Pace, 2002):

$$a_{460} = \frac{(2.303 \cdot A_{460})}{l} \quad (3.4)$$

Donde,  $A_{460}$  es la absorbancia de la muestra a 460 nm y  $l$ , es la longitud de la cubeta en m.

#### **3.2.2.2.- Análisis biológicos**

##### *- Pigmentos fotosintéticos*

La determinación de la concentración de pigmentos fotosintéticos se llevó a cabo mediante la filtración de un volumen conocido de muestra (250 ml) a través de filtros de fibra de vidrio (Whatman GF/C). Los pigmentos retenidos en el filtro fueron extraídos en acetona al 90% en la oscuridad y a 4 °C. Transcurridas 24 horas, se procedió al re-filtrado del extracto y a la determinación espectrofotométrica de la absorbancia del mismo a diferentes longitudes de onda: 630, 645, 665 y 750 nm.

La determinación de feopigmentos se basó en la acidificación de la muestra (con 1N HCl), proceso tras el cual la molécula de Chl *a* pierde el átomo de Mg y es convertida en feofitina. Una vez acidificada, se procedió, de nuevo, a su determinación espectrofotométrica a las mismas longitudes de onda.

Los cálculos para la determinación de la concentración de clorofila activa ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) y de feopigmentos ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) se muestran a continuación (Lorenzen, 1967):

$$\text{Chl activa} = \frac{k \cdot F \cdot (E_{6650} - E_{665a}) \cdot v}{V \cdot Z} \quad (3.5)$$

$$\text{Feopigmentos} = \frac{k \cdot F \cdot (R \cdot E_{665a} - E_{6650}) \cdot v}{V \cdot Z} \quad (3.6)$$

Para el cálculo de la concentración de Chl *a* total se ha seguido el método tricromático descrito por Jeffrey & Humphrey (1975):

$$\text{Chl a total} = \frac{(11.85 \cdot E_{6650} - 1.54 \cdot E_{6450} - 0.08 \cdot E_{6300}) \cdot v}{V \cdot Z} \quad (3.7)$$

Donde,

- k: coeficiente de absorción de la clorofila *a* (11.0).
- F: factor que iguala la reducción en absorbancia a la concentración inicial de clorofila (2.43).
- R: razón máxima de  $E_{6650}$ :  $E_{665a}$  en ausencia de feopigmentos (1.7).
- $E_{6650}$ : absorbancia (corregida por turbidez) a 665 nm antes de acidificar =  $E_{6650} - E_{7500}$ .
- $E_{665a}$ : absorbancia (corregida por turbidez) a 665 nm después de acidificar =  $E_{665a} - E_{750a}$ .
- v: volumen del extracto (ml).
- V: volumen de agua filtrada (litros).
- Z: longitud de la cubeta (1 cm).

### 3.2.3.- TRATAMIENTO ESTADÍSTICO

Para el tratamiento estadístico de los datos se han empleado los programas informáticos *Statistica* (6.0) y *Excel*. La comparación de datos se ha realizado mediante el test de la *t*-Student, considerándose como diferencias estadísticamente significativas cuando  $p < 0.05$ .

### 3.3.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

#### 3.3.1.- CLIMATOLOGÍA Y RÉGIMEN HÍDRICO

##### 3.3.1.1. Climatología

La climatología del área objeto de estudio corresponde a la característica de la región mediterránea, dominada por temperaturas medias suaves, como consecuencia del efecto regulador ejercido por su proximidad al mar, y por episodios puntuales de fuertes lluvias torrenciales.

Las máximas temperaturas medias se registraron durante los meses de Junio-Agosto de 2000 y 2001, coincidiendo con irradiancias superiores a  $600 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$  (Figura 3.1).

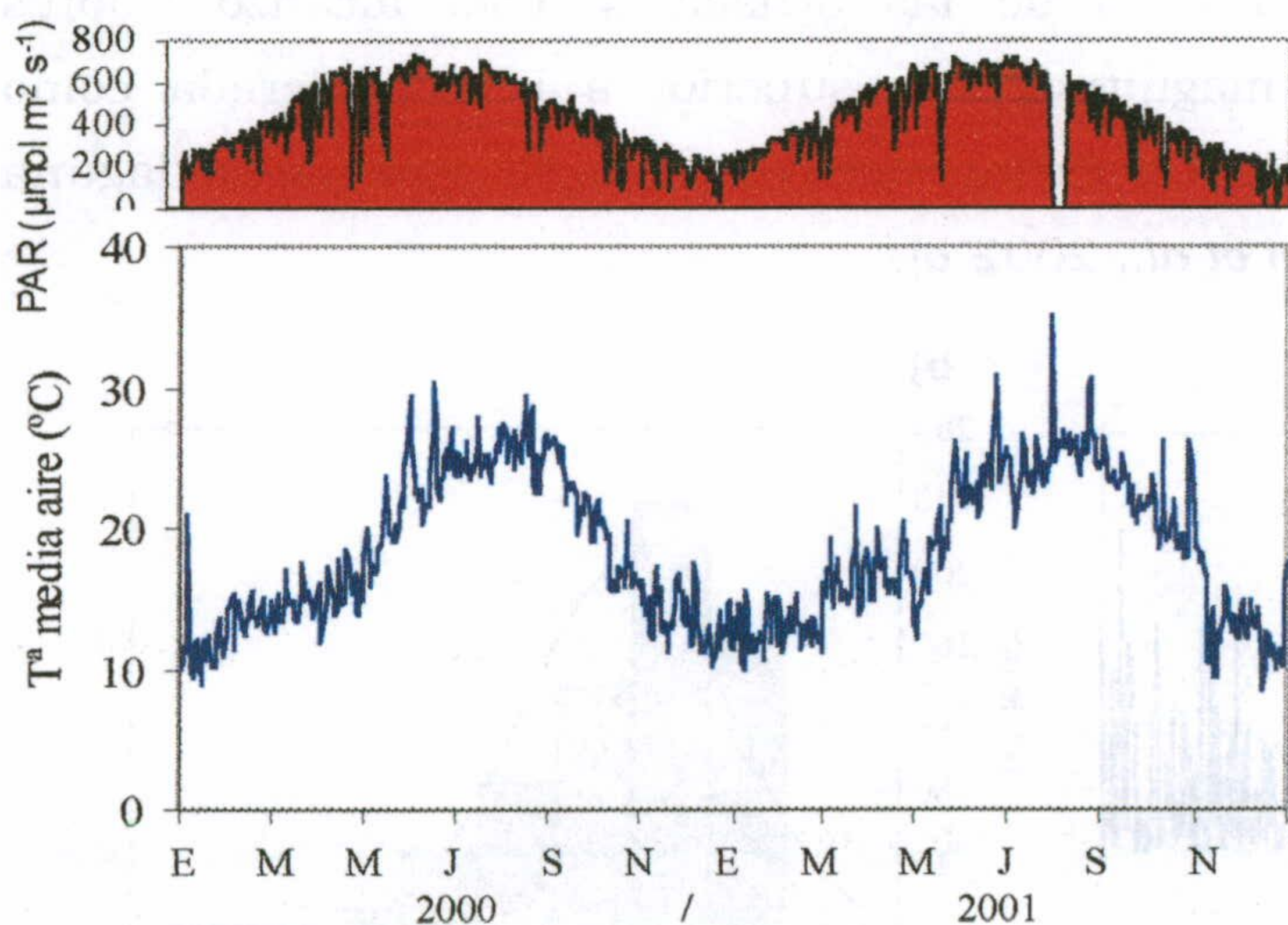
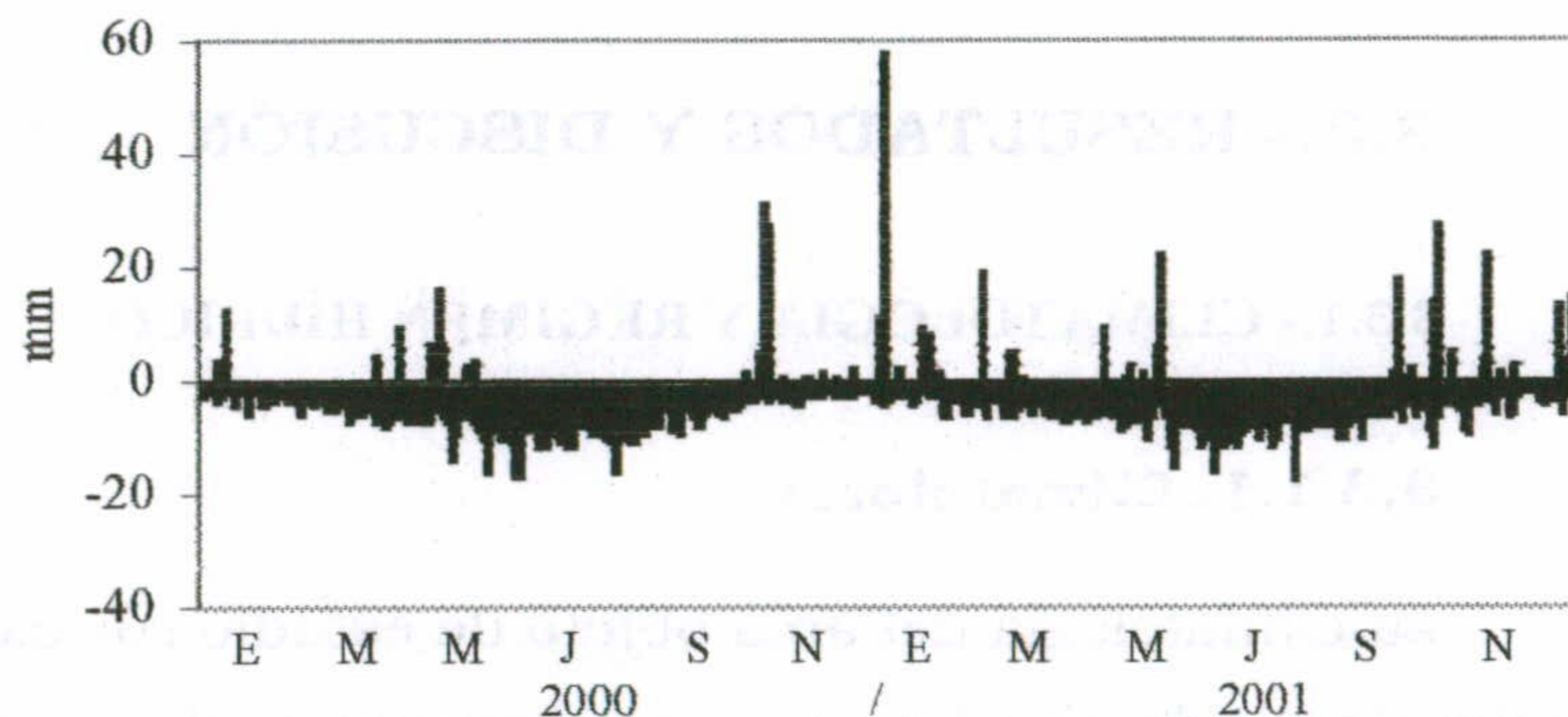


Figura 3.1.- Temperatura media del aire e intensidad lumínica (PAR).

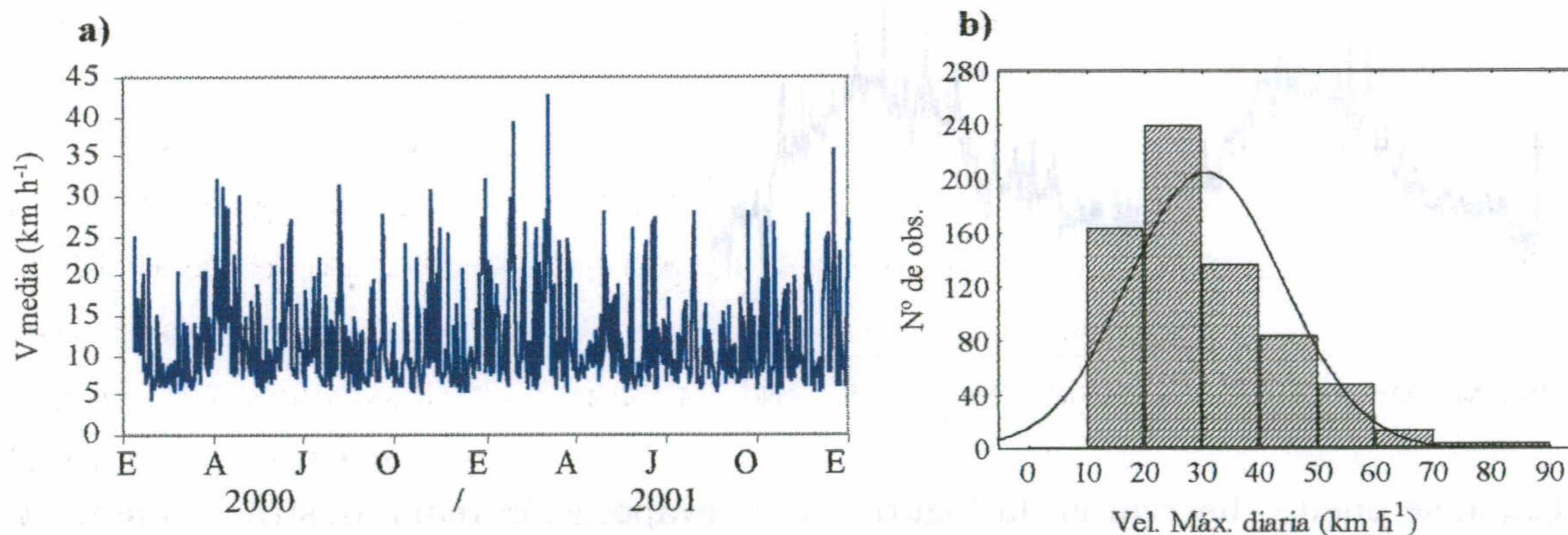
Como se puede observar en la Figura 3.2, la evaporación real muestra una tendencia claramente estacional, paralela al régimen térmico (Figura 3.1). Sin embargo, el régimen pluviométrico se caracteriza por una extraordinaria variabilidad, con máximos valores de precipitación registrados durante los meses de Octubre y Diciembre de 2000. En este sentido es interesante destacar el hecho de que el 37% de la precipitación acumulada durante el año 2000 se concentró en a penas 3 días (24, 25 y 26 de Diciembre).

El carácter fuertemente irregular de las precipitaciones, junto con la escasa cobertura vegetal de la cuenca de captación, ocasiona el arrastre por escorrentía de una importante cantidad de sólidos en suspensión que, en última instancia, pueden alcanzar a la laguna Honda a través de las ramblas que, provenientes de la vertiente Sur de la Sierra de Gádor, descargan directamente en ella.

**Figura 3.2.-** Evolución del régimen de precipitación (valores positivos) y de evaporación (valores negativos).



Otra de las variables meteorológicas que condiciona en gran medida la dinámica de estos sistemas lagunares, como se verá mas adelante es, sin lugar a dudas, el viento. Aunque la velocidad media diaria del viento mostró una extraordinaria variabilidad temporal, oscilando entre los 4 y los 43 km h<sup>-1</sup>, en general se caracterizó por valores elevados (Figura 3.3.a). Además, si nos fijamos en la velocidad máxima diaria del viento (Figura 3.3.b) encontramos que en un 34% de las ocasiones, ésta alcanzó valores comprendidos entre 20 y 30 km h<sup>-1</sup>, magnitud muy superior a la considerada como velocidad teórica del viento suficiente para mezclar efectivamente el agua de la laguna Honda y de la laguna Nueva (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002 a).



**Figura 3.3.a.** Evolución de la Velocidad media diaria del viento. **b.** Histograma de la Velocidad máxima diaria del viento.

### 3.3.1.2. Régimen Hídrico

#### Balance Hídrico

La hidrología de las lagunas estudiadas, condicionada fuertemente por la extrema irregularidad en el régimen de precipitaciones, determina la dinámica de sus comunidades planctónicas y bentónicas así como una mayor o menor interacción entre el ecosistema acuático y su entorno inmediato (ecosistema terrestre).



Las entradas (E) y salidas de agua (S) y la variación en el almacenamiento de agua del sistema ( $\Delta H$ ) se relacionan en su balance hídrico, a través de la siguiente expresión:

$$E = S \pm \Delta H \quad (3.8)$$

Las entradas de agua al sistema están constituidas por la precipitación directa (EP); entradas puntuales, representadas por la red de acequias (EA); entradas difusas, esto es las ramblas que descargan en la laguna Honda (ER) y las aportaciones subterráneas (ES). La evaporación (SEv) de agua es, al no haberse identificado ningún efluente superficial, la única salida superficial y junto con las salidas subterráneas (SS) representan las salidas de agua desde las lagunas.

Teniendo en cuenta todo lo expuesto, la ecuación del balance hídrico puede expresarse de la siguiente manera:

$$EP + EA + ER + ES = (SEv + SS) \pm \Delta H \quad (3.9)$$

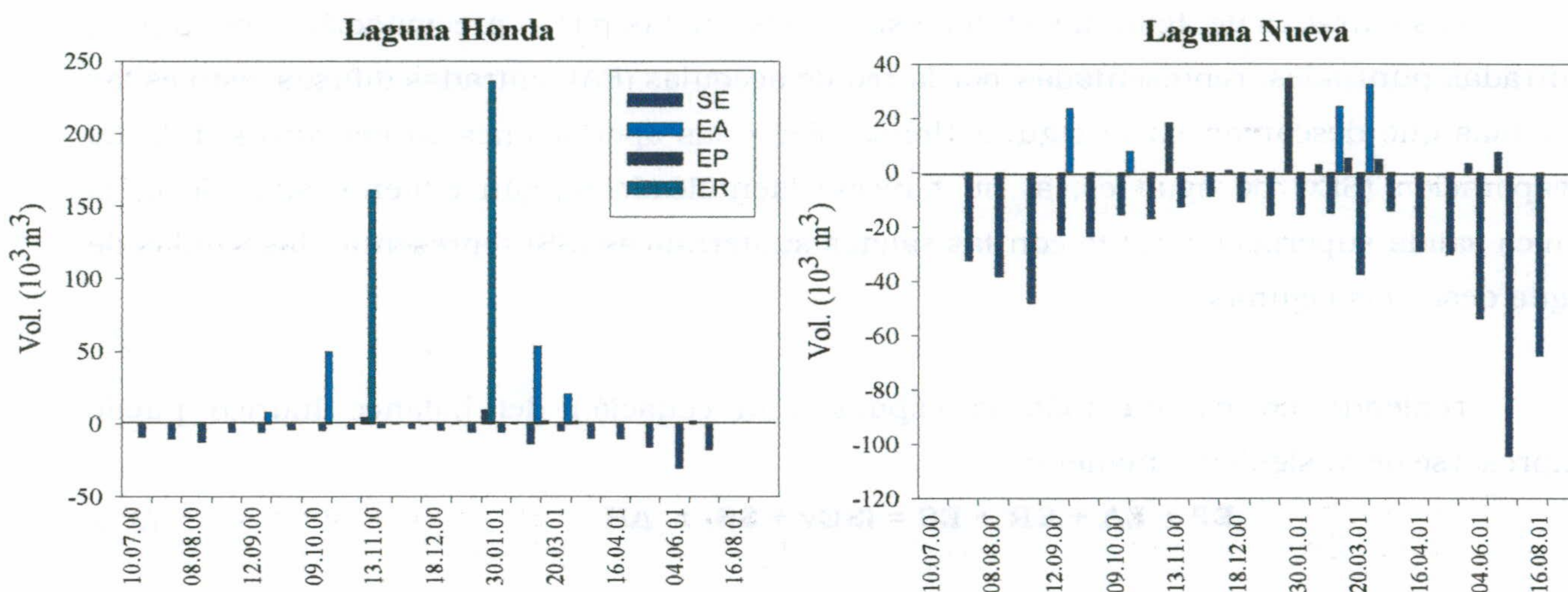
El flujo subterráneo neto ( $\Delta G$ ) a las lagunas se obtendría como:

$$\Delta G = ES - SS = SEv - (EP + EA + ER) \pm \Delta H \quad (3.10)$$

En la Figura 3.4 se puede apreciar la importancia relativa de los distintos componentes del balance hídrico de las lagunas. Mientras que en la laguna Nueva no existen diferencias acusadas en el volumen de agua procedente de la precipitación directa ( $78.8 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ ) y de las acequias ( $88.1 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ ), en la laguna Honda, las ramblas constituyeron la entrada de mayor importancia durante el periodo de estudio, al representar el 72 % del volumen total de agua de entrada. Además de su elevado valor, resulta especialmente interesante su carácter fluctuante, concentrándose en periodos muy cortos de tiempo; de ahí su poder erosivo y su capacidad para arrastrar y movilizar material particulado que procedente de la cuenca de captación hasta la laguna, afectará en última instancia a la composición química del agua y a sus propiedades ópticas.

Como era de prever, tanto el volumen como la distribución de las entradas de agua a ambas lagunas mostró una extraordinaria variabilidad temporal (Figura 3.4). La irregularidad observada en el caudal de agua vertido a través de las acequias es el resultado de la gestión realizada por la comunidad de regantes, responsable de que solamente el excedente de agua de riego sea la que llegue a descargar en las lagunas.

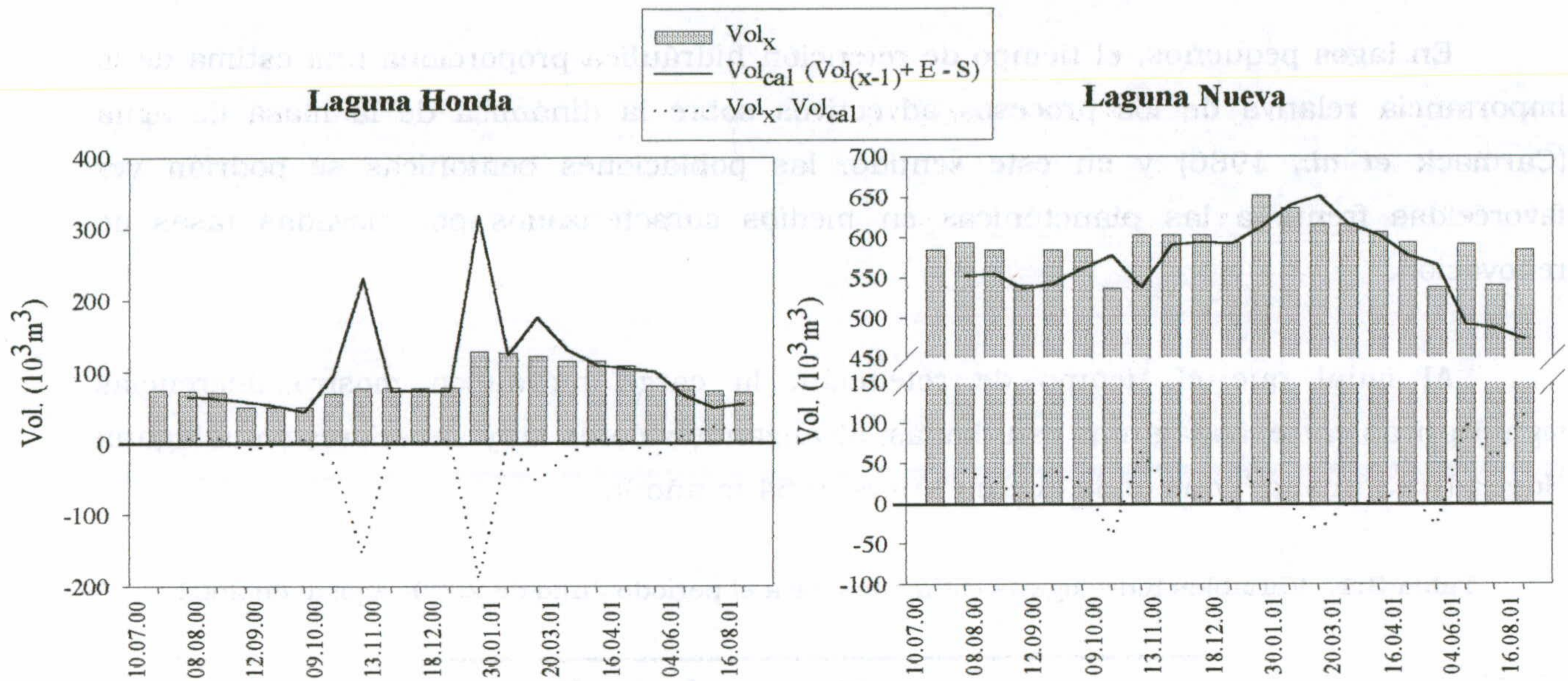
Como se ha comentado con anterioridad, la única salida superficial de agua desde las lagunas está representada por la evaporación. Las pérdidas por evaporación fueron significativamente superiores en la laguna Nueva ( $611.9 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ ) que en la laguna Honda ( $179.0 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ ), debido al mayor área superficial de aquella (Figura 3.4).



**Figura 3.4.-** Variación temporal en el volumen de agua de entrada (precipitación, acequias y ramblas) y salida (evaporación) en las lagunas Honda y Nueva.

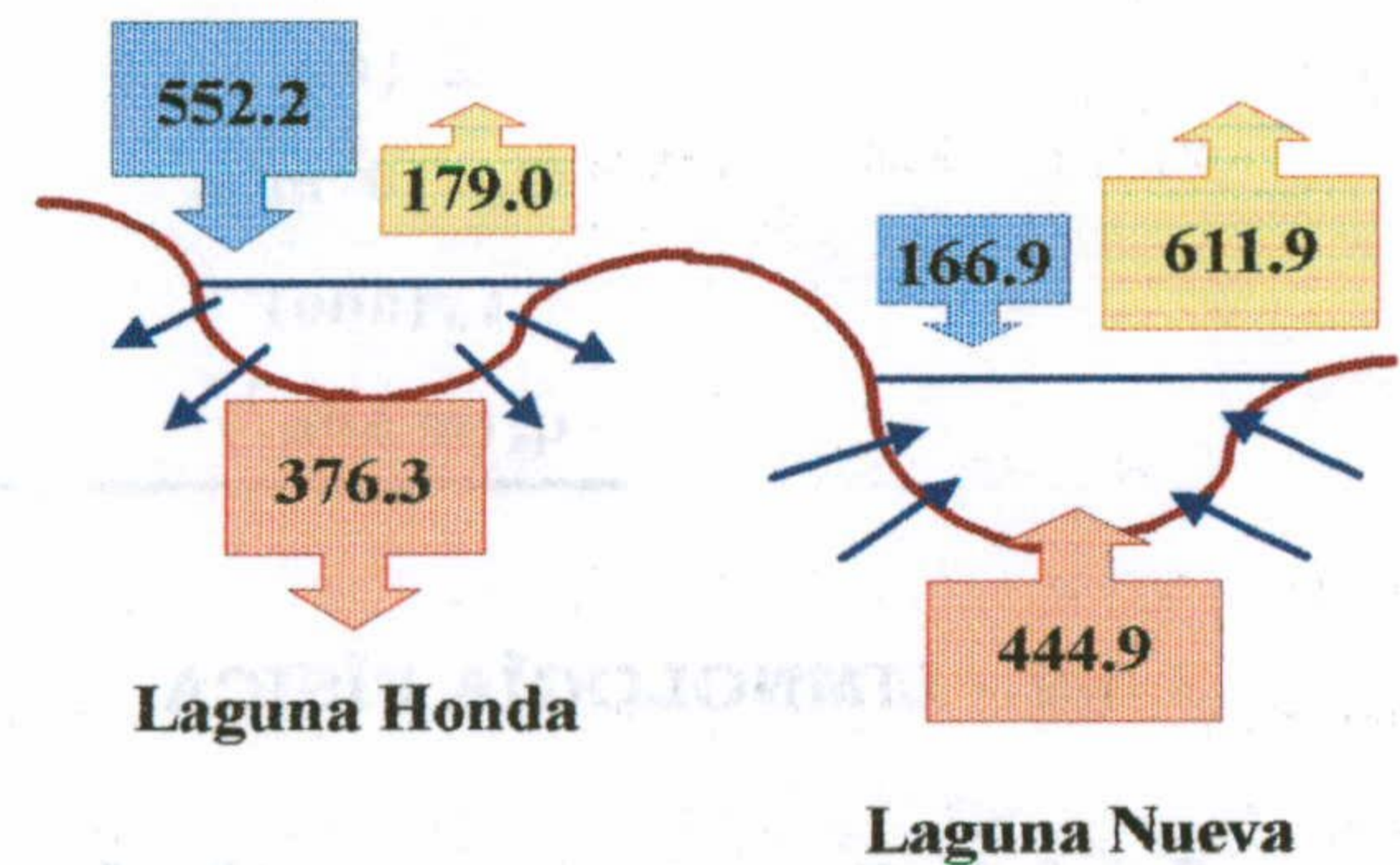
Los resultados de la aplicación del balance hídrico durante el periodo comprendido entre Julio de 2000 y Agosto de 2001, permitieron caracterizar a la laguna Honda como un sistema “influyente” (“perdedor”) respecto al acuífero sobre el que se asienta, cuantificándose un flujo neto de  $-376.3 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ . Por el contrario, la laguna Nueva se comportó como un sistema “efluente” (“ganador”), recibiendo una descarga neta de agua subterránea de  $+444.9 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ .

Estos resultados corroboran la hipótesis propuesta por Cruz-Pizarro *et al.* (2002a) sobre un modelo hidrológico de tipo “flow-through”, en el que la descarga subterránea de la laguna Honda recarga al acuífero, que a su vez descarga en la laguna Nueva (Figura 3.5 y Figura 3.6). Las direcciones de flujo reconocidas tras un estudio piezométrico realizado en la zona, confirmaron igualmente las observaciones descritas (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002a). Por tanto, más allá de la variabilidad estacional e interanual característica de las lagunas estudiadas, el régimen hidrológico de ambas lagunas se ajusta a patrones generales más o menos definidos.



**Figura 3. 5.-** Resultados del balance hídrico realizado en las lagunas de la Albufera de Adra en el periodo comprendido entre Julio de 2000 y Agosto de 2001.

**Figura 3. 6.-** Diagrama de flujos entre el agua superficial y el agua subterránea ( $10^3 \text{ m}^3$ ).



Tiempo de retención hidráulico y carga hidráulica

Ambas lagunas reciben caudales anuales de agua superficial ( $Q_{in}$ ) extraordinariamente dispares (Tabla 3.1) que, junto con el diferente volumen de agua embalsado, determinan tiempos de retención hidráulico marcadamente diferentes (0.15 y 3.53 año, en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente).

La alta renovación del agua en la laguna Honda está relacionada con el elevado valor del índice  $A_c:V$  de esta laguna ( $161.61 \text{ m}^{-1}$ , frente a los  $0.85 \text{ m}^{-1}$  de la laguna Nueva) (Capítulo 3.2.2.1) y podría ser la causa de los rápidos y, hasta cierto punto, impredecibles cambios observados en esta laguna. Reynolds (1984) ya encontró elevadas correlaciones negativas entre el índice  $A_c:V$  y el tiempo de residencia del agua, en un estudio realizado en lagos de Europa, América y África.

En lagos pequeños, el tiempo de retención hidráulica proporciona una estima de la importancia relativa de los procesos advectivos sobre la dinámica de la masa de agua (Carmack *et al.*, 1986) y en este sentido, las poblaciones bentónicas se podrían ver favorecidas frente a las planctónicas en medios caracterizados por elevadas tasas de renovación.

Al igual que el tiempo de retención, la carga hidráulica mostró diferencias significativas entre las lagunas estudiadas, alcanzando valores muy superiores en la laguna Honda ( $7.33 \text{ m año}^{-1}$ ) que en la laguna Nueva ( $0.64 \text{ m año}^{-1}$ ).

**Tabla 3.1.-** Variables hidrológicas estimadas para el periodo Julio de 2000- Agosto de 2001.

	Laguna Honda	Laguna Nueva
$A_o (10^3 \text{ m}^2)$	77.19	259.21
$V (10^3 \text{ m}^3)$	84.90	589.84
$\bar{Z} \text{ (m)}$	1.10	2.28
$Q_{in} (10^3 \text{ m}^3)$	552.2	166.9
$T_w \text{ (año)}$	0.15	3.53
$q_s \text{ (m año}^{-1}\text{)}$	7.33	0.64

### 3.3.2.- LIMNOLOGÍA FÍSICA

#### 3.3.2.1. Caracterización Morfométrica

La morfometría (área y forma superficial; profundidad; irregularidad y pendiente de la línea de costa) juega un papel esencial en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos lénticos, condicionando en gran medida su régimen hidrológico, su estructura térmica, los procesos de sedimentación y resuspensión y en última instancia, su metabolismo.

En la Tabla 3.2. se resumen algunas de las principales características morfométricas de las lagunas estudiadas. A pesar de que ambas presentan características comunes, como son su carácter somero y su reducida extensión superficial, es interesante destacar algunas de las singularidades que están en la base de las diferencias observadas en su funcionamiento limnológico e hidrológico.

En primer lugar, el grado de interacción y dependencia del ecosistema acuático con su entorno (ecosistema terrestre) puede estimarse a partir de los índices  $A_c:V$  y  $A_c:A_o$ . Los valores extremadamente elevados de estos índices en la laguna Honda indican el notable efecto que los procesos, tanto reales como potenciales (posibles cambios en los usos del suelo), que acontecen en la cuenca de captación pueden tener sobre la dinámica y el estado trófico de la laguna Honda. En el caso de la laguna Nueva, el aporte externo de nutrientes desde la superficie de la cuenca es de una magnitud muy inferior y además, el volumen de agua en que se diluyen es considerablemente superior. Por tanto, es lógico pensar que este sistema experimentará una menor variabilidad temporal (estacional e interanual) que la laguna Honda.

En cuanto a las características morfométricas, las variables estudiadas reflejan la importancia relativa que determinados factores y/o procesos pueden representar en la dinámica global del ecosistema, como son:

- La forma de la cubeta lacustre puede ser estudiada a través de la relación entre la profundidad media ( $\bar{Z}$ ) y la profundidad máxima ( $Z_{m\acute{a}x}$ ), distinguiéndose lagos con fondos sinusoidales ( $\bar{Z}: Z_{m\acute{a}x} = 0.33-0.35$ ) de lagos con fondos elipsoidales ( $\bar{Z}: Z_{m\acute{a}x} = 0.66$ ). A pesar de que ambas lagunas presentan orillas extremadamente escarpadas y fondos casi planos (Figura 3.7), los valores de éste índice son muy superiores en la laguna Nueva (0.60) que en la laguna Honda (0.34), consecuencia de la existencia en esta laguna de dos cubetas con diferentes características morfométricas. La existencia de orillas escarpadas representa un factor limitante para el desarrollo de una comunidad de macrófitos sumergidos, que solamente se puede desarrollar en las zonas donde la profundidad media es inferior a la de la zona eufótica. Así mismo, es interesante resaltar que la presencia de fondos extremadamente planos en ambas lagunas determina que una importante fracción del sedimento lacustre se localice en la zona pelágica y no en la litoral, predominando fundamentalmente el metabolismo heterótrofo frente al autótrofo.
- La susceptibilidad del ecosistema frente a agentes externos (energía asociada a la acción del viento) está reflejada por el valor de la profundidad relativa ( $Z_r$ ), que se define como “la profundidad máxima expresada como porcentaje del diámetro de un círculo cuya área coincide con la del lago” y que relaciona la entrada principal de fuente externa de energía (solar) al sistema (área superficial) con la dimensión a través

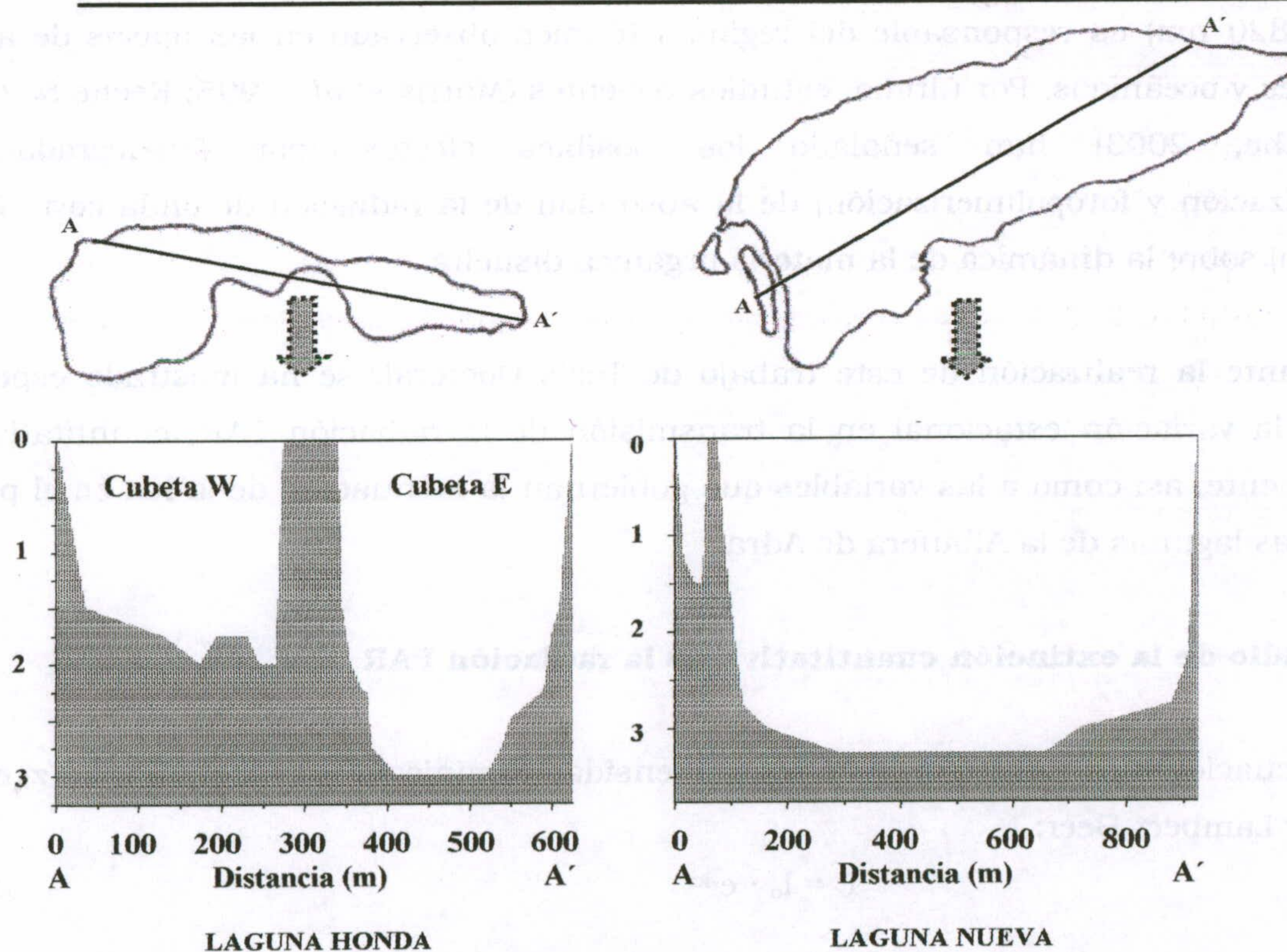
de la cual se disipa esta energía (profundidad máxima) (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002a). Las lagunas de la Albufera de Adra, caracterizadas por valores relativamente bajos de la profundidad relativa (Tabla 3.2), son sistemas especialmente sensibles a la turbulencia inducida por el viento.

- El posible efecto de la orla litoral sobre el ecosistema acuático viene determinado por el factor de desarrollo de la línea de costa ( $D_L$ ), que relaciona la longitud de la línea de costa medida con la de la circunferencia de un círculo de área igual a la del lago (Kalff, 2002). Por tanto, valores de  $D_L$  próximos a uno, como el caso de la laguna Nueva (1.14), reflejan formas más o menos circulares; mientras que valores superiores, como la laguna Honda (1.49) implican un desarrollo y una irregularidad mayor de la zona litoral susceptible de ser colonizada por macrófitos emergentes, como *Phragmites*, de amplia distribución en ambas lagunas.

La sección transversal del mapa batimétrico de las lagunas (Cruz-Pizarro *et al.*, 1992) revela la existencia de dos cubetas marcadamente diferenciadas en la laguna Honda (Figura 3.7). La cubeta E posee una  $Z_{m\acute{a}x}$  de 3.19 m mientras que la cubeta W, de mayor extensión superficial, tiene una  $Z_{m\acute{a}x}$  de 2.25 m. El estrechamiento existente entre ambas supone una cierta protección de cada cubeta frente a la acción del viento. Sin embargo, en la laguna Nueva la longitud máxima coincide con el *fetch* potencial (distancia efectiva en la superficie del lago sobre la que se ejerce la acción del viento), lo que determina que el efecto de la turbulencia inducida por el viento sobre la estructura térmica sea especialmente relevante en esta laguna (Capítulo 3.3.2.3).

**Tabla 3.2.-** Principales características morfométricas de las lagunas estudiadas.

	Laguna Honda	Laguna Nueva
Área: $A$ ( $m^2$ , $10^3$ )	77.19	259.21
Longitud máxima: $L_{m\acute{a}x}$ (m)	586	759
Longitud de la línea de costa: $L$ ( $m$ , $10^2$ )	14.66	20.66
Profundidad máxima: $Z_{m\acute{a}x}$ (m)	3.19	3.80
Volumen: $V$ ( $m^3$ , $10^3$ )	84.90	589.84
Área de la cuenca de captación: $A_c$ ( $m^2$ , $10^5$ )	137.2	5.0
Profundidad media: $\bar{Z} = V / A$ (m)	1.10	2.28
Prof. relativa: $Z_r: 50 Z_{m\acute{a}x} \sqrt{\pi} / \sqrt{A}$ (m)	1.02	0.66
Desarrollo de la línea de costa: $D_L = L / 2 \sqrt{A\pi}$	1.49	1.14
$\bar{Z} / Z_{m\acute{a}x}$	0.34	0.60
$A_c / A$	177.73	1.93
$A_c / V$ ( $m^{-1}$ )	161.61	0.85



**Figura 3.7.-** Sección transversal del mapa batimétrico de ambas lagunas.

### 3.3.2.2. Clima lumínico

La radiación solar que incide sobre la superficie de la tierra viene determinada por factores tales como, la latitud, hora del día, cobertura de nubes y cantidad de aerosoles (polvo) presente en la atmósfera local. A lo largo de su recorrido a través de la atmósfera, desde la Ionosfera hasta la Troposfera, la radiación sufre una serie de transformaciones (por dispersión, reflexión y absorción) que afectan tanto a su intensidad (cantidad) como a su composición espectral (calidad). Estas transformaciones continúan produciéndose en el seno de la columna de agua de los ecosistemas acuáticos, resultando en una atenuación (o extinción) de la radiación.

La radiación solar es, en última instancia, el agente determinante tanto de la productividad biológica como de la estructura física de los ecosistemas acuáticos. Así, la radiación fotosintéticamente activa (PAR, 380-710 nm) mediante su transformación en energía potencial a través de reacciones bioquímicas (fotosíntesis), constituye una fuente de energía vital para el sistema. Además, la absorción de la radiación electromagnética de onda larga (IR, >820 nm) es responsable del régimen térmico observado en las masas de agua continentales y oceánicas. Por último, estudios recientes (Morris *et al.*, 1995; Reche & Pace, 2002; Reche, 2003) han señalado los posibles efectos (por fotodegradación, fotomineralización y fotopolimerización) de la absorción de la radiación de onda corta (UV, 280-400 nm) sobre la dinámica de la materia orgánica disuelta.

Durante la realización de este trabajo de Tesis Doctoral, se ha mostrado especial atención a la variación estacional en la transmisión de la radiación PAR, cuantitativa y cualitativamente, así como a las variables que gobiernan la atenuación de la luz en el perfil vertical de las lagunas de la Albufera de Adra.

#### Estudio de la extinción cuantitativa de la radiación PAR

La ecuación que predice el valor de la intensidad lumínica a una profundidad  $z$ , es la descrita por Lambert-Beer:

$$I_z = I_0 \cdot e^{-kz} \quad (3.11)$$

Donde,

- $I_z$ , intensidad de la energía luminosa incidente a la profundidad  $z$  ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ).
- $I_0$ , intensidad de la energía luminosa incidente inmediatamente por debajo de la superficie del agua ( $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ).

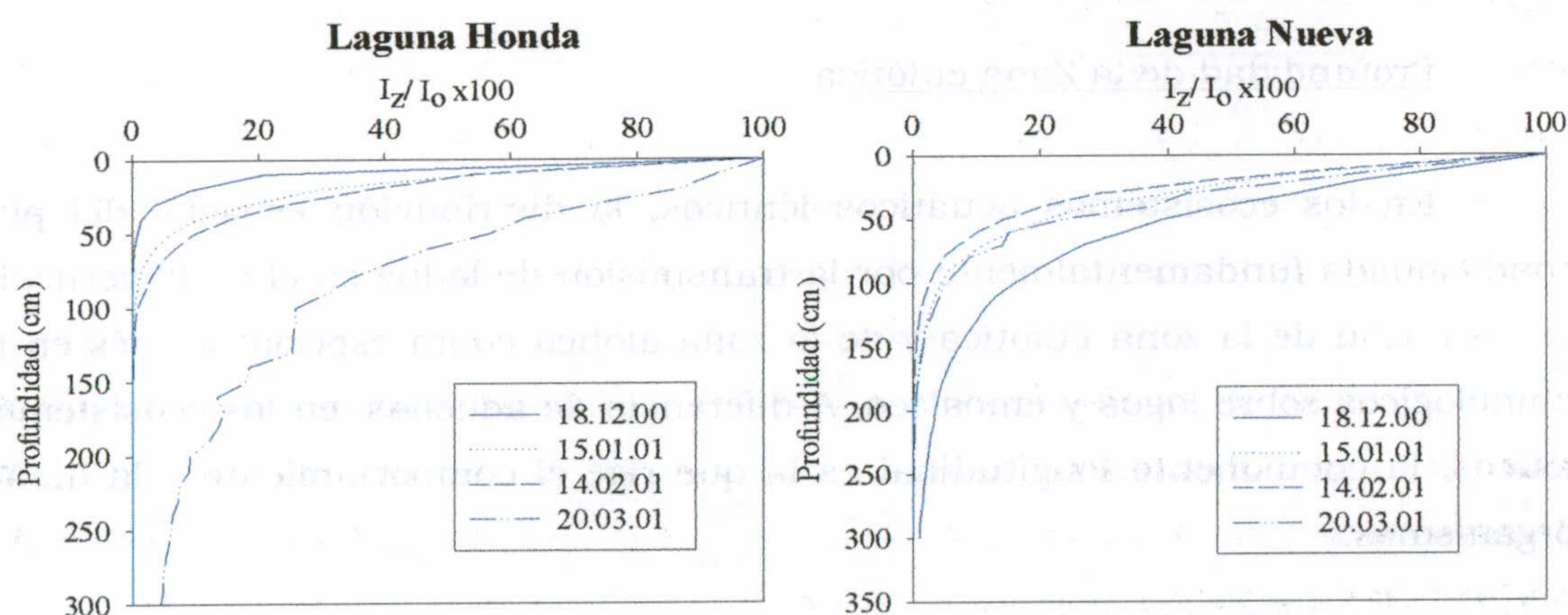


- $k$ , coeficiente de atenuación (extinción) vertical de la luz ( $m^{-1}$ ).
- $z$ , profundidad (m).

### Transmisión de la radiación en la columna de agua

El clima lumínico de las lagunas estudiadas presentó un drástico cambio a partir de las intensas precipitaciones registradas en la zona a finales de Diciembre de 2000. En la Figura 3.8 se muestra la transmisión de la radiación PAR en el perfil vertical en 4 situaciones: una previa a las lluvias (18.12.00) y tres posteriores a las mismas (15.01.01, 14.02.01 y 20.03.01). Destaca el hecho de que mientras en la laguna Honda se observó un incremento gradual en el tiempo en la transparencia del agua; en la laguna Nueva se detectó el proceso contrario, reduciéndose progresivamente la penetración de la radiación PAR en la columna de agua, lo que probablemente fue resultado de la descarga de agua procedente de la laguna Honda, a través de una acequia de riego que las conecta solamente en aquellos momentos en los que la altura de la lámina de agua de la laguna Honda es extraordinariamente elevada (Paracuellos, *com. pers.*).

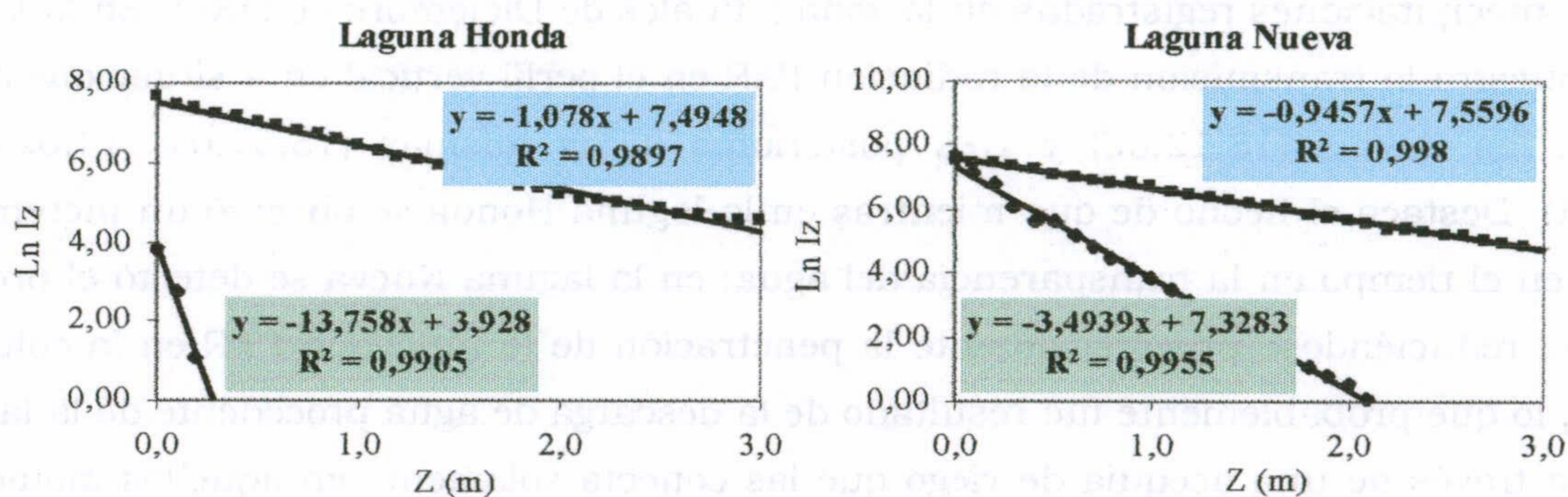
**Figura 3.8.** Atenuación de la luz en el perfil vertical durante el invierno de 2001.



### Coefficiente de atenuación (extinción) vertical de la luz

El valor promedio de  $k$  fue significativamente superior ( $p < 0.1$ ) en la laguna Honda ( $4.29 m^{-1}$ ) que en la laguna Nueva ( $2.14 m^{-1}$ ). Los valores de  $k$  para lagos naturales están comprendidos entre  $0.2 m^{-1}$ , encontrados en lagos muy transparentes, como el lago Crystal, lago Tahoe y lago del Crater (EEUU), y  $4.0 m^{-1}$ , registrados en lagos con gran turbidez biogénica (Kalff, 2002). Excepcionalmente, se han llegado a registrar valores superiores a  $10 m^{-1}$ , como es el caso de embalses que reciben una importante cantidad de aportes fluviales, bajo condiciones de crecida (Kalff, 2002).

En la laguna Honda, el valor de  $k$  mostró una espectacular variación temporal ( $C_{VAR}=86\%$ ), oscilando entre  $13.76\text{ m}^{-1}$ , durante la “fase de bloom algal” acaecida en otoño de 2000, y  $1.08\text{ m}^{-1}$ , correspondiente a la “fase de aclaramiento del agua” (Marzo de 2001) (Figura 3.9). Por el contrario, en la laguna Nueva no se apreciaron variaciones tan acusadas en los valores de  $k$  ( $C_{VAR}=36\%$ ), detectándose un valor mínimo y máximo de  $0.95$  y  $3.49\text{ m}^{-1}$ , respectivamente.



**Figura 3.9.** Representación gráfica del valor de  $k$  (pendiente de la recta) bajo condiciones de mínima y de máxima transmisión de la radiación PAR en el perfil vertical de ambas lagunas.

#### Profundidad de la Zona eufótica

En los ecosistemas acuáticos lénticos, la distribución espacial del plancton está condicionada fundamentalmente por la transmisión de la luz en el perfil vertical, por lo que la distinción de la zona eufótica y de la zona afótica cobra especial interés en los estudios limnológicos sobre lagos y embalses. A diferencia de aquellos, en los ecosistemas acuáticos lóticos, la componente longitudinal es la que rige el comportamiento y la dinámica de los organismos.

La profundidad de la zona eufótica ( $Z_{eu}$ ) (conocida también como Límite de Compensación de la Luz, LCL) se extiende desde la superficie del ecosistema hasta aquella profundidad a la que llega el 1% de la intensidad incidente en superficie, una profundidad donde teóricamente se igualan los procesos de producción y los de consumo.

Se puede estimar a partir de la profundidad de visión del disco de Secchi ( $Z_{SD}$ ), con el que se relaciona según la expresión general:

$$Z_{eu} = 2.7 \cdot Z_{SD} \quad (3.12)$$

No obstante, algunos autores (Koenings & Edmundson, 1991; Kalff, 2002) han reconocido la conveniencia del empleo de un rango de factores de conversión, que oscila entre 0.5 (para lagos ricos en sustancias húmicas) y 3.8 (correspondiente a lagos con elevada turbidez), en lugar de un valor fijo. De acuerdo con esto, la utilización del coeficiente fijo comúnmente empleado (2.7) conduce a una sistemática subestimación de la extinción de la luz en aguas húmicas y a una sobrestimación en aguas turbias.

En nuestro caso, hemos procedido al ajuste lineal entre los datos disponibles de la  $Z_{eu}$ , obtenida a partir de los perfiles de atenuación vertical de la luz ( $1\% I_0$ ), y la  $Z_{SD}$ . La pendiente de la recta ( $Z_{eu} / Z_{SD}$ ) fue de 1.24 y 2.29 en la laguna Honda y laguna Nueva, respectivamente.

En la laguna Honda, el espesor de la capa eufótica, obtenida a partir de  $Z_{SD}$  (variable de la que se dispone de una mayor base de datos) osciló entre los 41 cm y valores superiores a la profundidad máxima, con un valor promedio anual de 77 cm (Figura 3.10). Resulta interesante resaltar el hecho de que en un 79% de los muestreos realizados, la  $Z_{eu}$  fue inferior a la profundidad media de la laguna (1.10 m).

En esta laguna, la razón entre  $Z_{eu}$  y la profundidad de la capa de mezcla ( $Z_m$ ) (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002a) alcanzó valores extraordinariamente bajos (valor promedio de 0.23) que, como ya sugirió Cloern (1987), indicarían la existencia de una limitación por luz de la producción primaria. En relación con esto, Reynolds (1984) destacó que lagos caracterizados bien por una elevada profundidad de la  $Z_m$  o bien por una reducida transparencia del agua (lagos húmicos o turbios) muestran una mayor resistencia frente a técnicas de mejora del estado trófico basadas en la reducción de la carga externa de nutrientes, seguramente debido a la existencia en tales sistemas de una limitación de la productividad biológica predominantemente física (por disponibilidad de luz) antes que química (por disponibilidad de nutrientes) (Jones *et al.*, 1996).

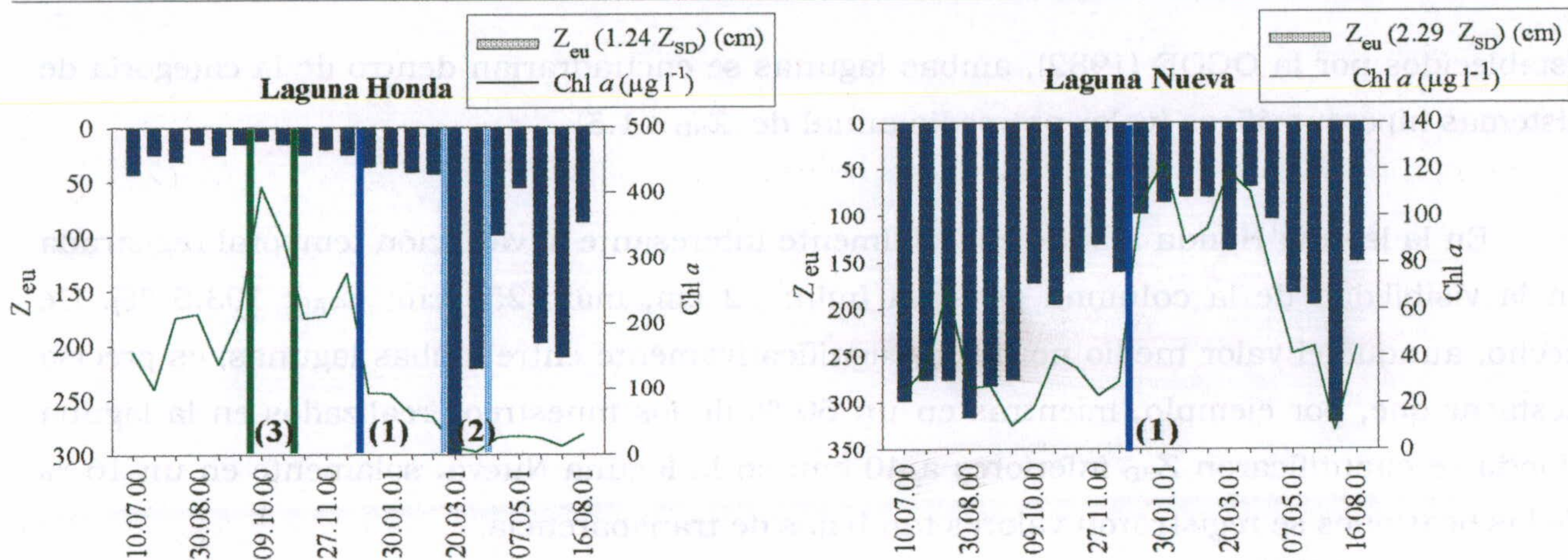
La laguna Nueva presentó valores generalmente superiores de la  $Z_{eu}$ , oscilando entre 69 y 321 cm, lo que permitió la formación y crecimiento de una población bentónica que compite con la planctónica por los nutrientes (Capítulo 3.3.4). Además, la razón  $Z_{eu} : Z_m$  mostró valores promedios próximos a 0.5, lo que sugiere que en esta laguna la luz no ejerce una limitación tan acusada.

En la Figura 3.10 se representa la variación temporal de la  $Z_{eu}$  y de una de las variables de las que depende más estrechamente, como es la concentración promedio de Chl  $a$  en la zona eufótica. Ambas variables se relacionan a través de una curva exponencial negativa, con valores de  $r^2$  de 0.88 y 0.55 en la laguna Honda y laguna Nueva, respectivamente.

Como ya se ha comentado anteriormente, la dinámica de los ecosistemas estudiados se vio decisivamente condicionada por los episodios de lluvias torrenciales registrados a finales del mes de Diciembre (1, Figura 3.10). Tras ellos, en la laguna Honda se apreció un incremento progresivo en la  $Z_{eu}$  (paralelo a una reducción en la concentración de Chl  $a$ ) que alcanzó valores máximos durante la "fase de aclaramiento del agua" del mes de Marzo de 2001 (2, Figura 3.10), y se mantuvo en valores extremadamente altos hasta el final del periodo de estudio, lo que permitió el desarrollo masivo de macrófitos (*Najas marina*, *Potamogeton pectinatus*), en la cubeta más somera (verano de 2001), una comunidad biológica de la que no se tenía constancia documental en esta laguna desde el estudio realizado en los años 1984-1985 (Martínez-Vidal & Castro, 1990).

Igualmente, resulta interesante destacar la "fase de bloom algal" identificada en otoño de 2000 en esta laguna, durante la cual se cuantificaron concentraciones máximas de Chl  $a$  en la zona eufótica superiores a  $400 \mu\text{g l}^{-1}$  que dieron lugar a una espectacular reducción en el espesor de la zona eufótica hasta sólo 12 cm (3, Figura 3.10).

En la laguna Nueva, por el contrario, las precipitaciones acaecidas en Diciembre de 2000 desencadenaron efectos contrarios sobre la concentración de Chl  $a$  en la zona eufótica y, por ende, sobre la transmisión de la luz en el perfil vertical. De acuerdo con esto, se observó un incremento de casi 4 veces en la concentración de Chl  $a$ , paralela a una reducción del 60% en la  $Z_{eu}$ . Más tarde (primavera-verano) la mayor transmisión de la luz en el perfil vertical permitió el desarrollo de manchas reducidas de macrófitos (*Najas marina*, *Potamogeton pectinatus*), localizadas fundamentalmente en las orillas NW, W y E, donde la profundidad raramente alcanzó valores superiores a los 2 m.

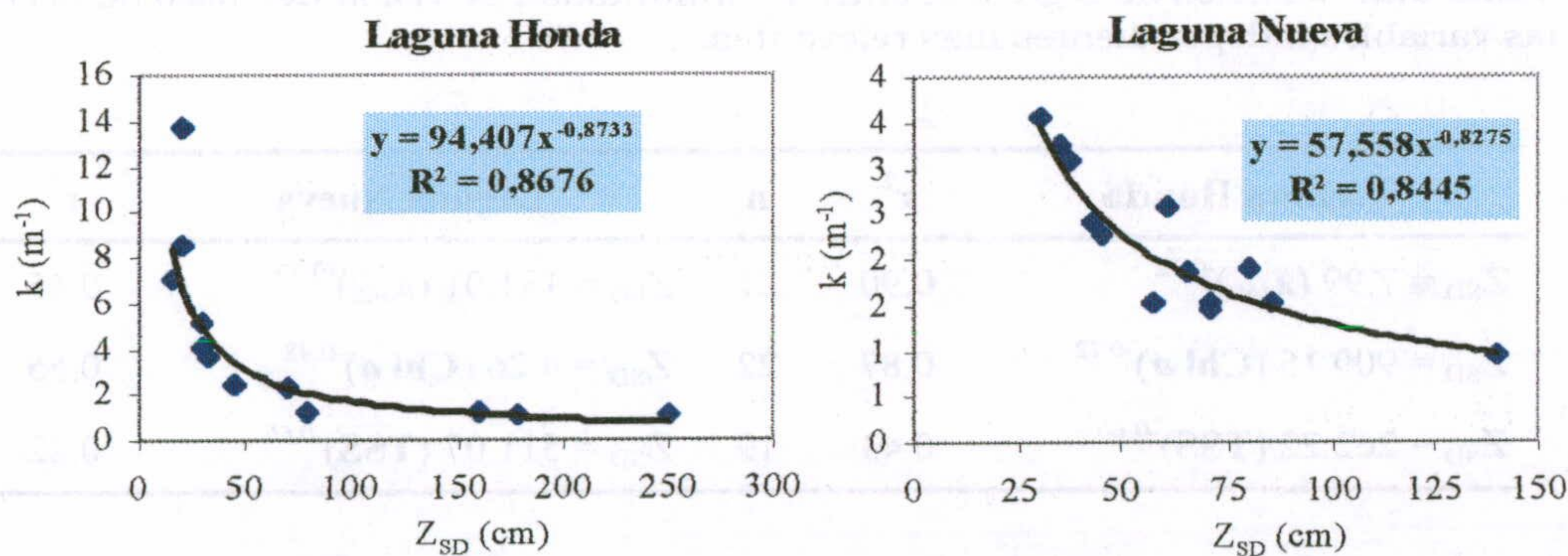


**Figura 3.10.** Variación temporal de la profundidad de la zona eufótica y de la concentración promedio de Chl  $a$  (1): Período de fuertes lluvias; (2): Fase de aclaramiento del agua; (3): Fase de "bloom" algal.

Transparencia del agua

La Figura 3.11 muestra la relación existente entre la transparencia del agua, estimada a partir de la profundidad de visión del disco de Secchi, y el coeficiente de atenuación vertical de la luz.

**Figura 3.11.-** Relación entre la profundidad de visión del disco de Secchi y el coeficiente de atenuación vertical de la luz.



La transparencia media del agua durante el periodo de estudio fue de 62 y 78 cm en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente (Figura 3.12). En la bibliografía consultada se han encontrado valores de transparencia del agua que oscilan entre unos pocos cm, en lagos hipereutróficos (Kalff, 1983) y más de 40 m, en lagos de aguas muy claras (Wetzel, 1975).

Como es bien sabido, el estado trófico de los lagos puede clasificarse atendiendo a  $Z_{SD}$ , siempre que la turbidez se deba fundamentalmente a la concentración de células algales antes que a partículas inorgánicas en suspensión (Kalff, 2002). Según los criterios

establecidos por la OCDE (1982), ambas lagunas se encuadrarían dentro de la categoría de sistemas hipereutróficos (valor promedio anual de  $Z_{SD} \leq 1.5$ ).

En la laguna Honda resultó especialmente interesante la variación temporal registrada en la visibilidad de la columna de agua (mín: 12 cm; máx: 250 cm;  $C_{VAR}$ : 103.5 %). De hecho, aunque el valor medio no difiere significativamente entre ambas lagunas, es preciso destacar que, por ejemplo, mientras en un 60 % de los muestreos realizados en la laguna Honda se cuantificaron  $Z_{SD}$  inferiores a 40 cm; en la laguna Nueva, solamente en un 16 % de las ocasiones se registraron valores tan bajos de transparencia.

La transparencia del agua depende de la concentración de partículas en suspensión, de compuestos disueltos y coloidales (color) y sobre todo, de pigmentos algales (fundamentalmente Chl *a*). En las lagunas de la Albufera de Adra, la turbidez biogénica (asociada a pigmentos clorofilicos) es la principal responsable de la atenuación de la luz, si bien se ha podido observar una influencia directa del color ( $a_{460}$ ) sobre la transparencia, especialmente en la laguna Honda (Tabla 3.3).

**Tabla 3.3.-** Modelos de regresión entre la profundidad de visión del disco de Secchi ( $Z_{SD}$ ) y las variables independientes más relevantes.

Laguna Honda	$r^2$	n	Laguna Nueva	$r^2$	n
$Z_{SD} = 7.99 (a_{460})^{-0.72}$	0.90	21	$Z_{SD} = 181.01 (a_{460})^{-0.45}$	0.45	21
$Z_{SD} = 909.15 (Chl\ a)^{-0.72}$	0.87	22	$Z_{SD} = 4.26 (Chl\ a)^{-0.48}$	0.55	22
$Z_{SD} = 262.22 (TSS)^{-0.60}$	0.43	19	$Z_{SD} = 511.07 (TSS)^{-0.66}$	0.22	19

### Estudio de la extinción cualitativa de la radiación PAR

Como se comentó anteriormente, a medida que la radiación PAR penetra en la columna de agua, sufre numerosas transformaciones que causan una reducción en su intensidad (aspecto cuantitativo) así como una modificación en su composición espectral (aspecto cualitativo). Ésta última transformación es el resultado de que las diferentes longitudes de onda en la banda de la región visible son atenuadas de manera diferencial por las distintas sustancias presentes en el agua.

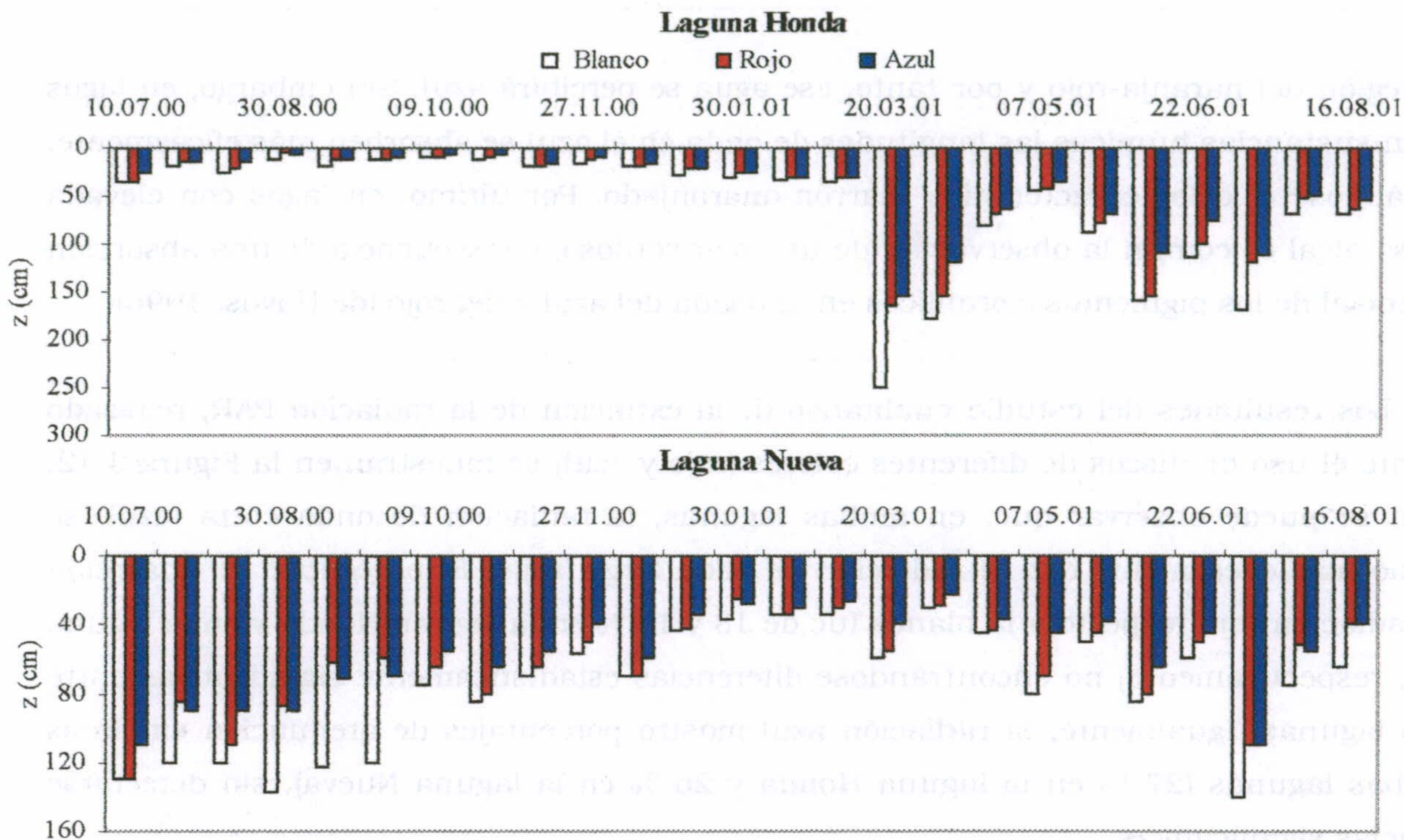
En un agua clara y transparente, donde predomina la atenuación de fondo (fundamentalmente a las propias moléculas de agua), la absorción más intensa tendrá lugar

en la región del naranja-rojo y por tanto, ese agua se percibirá azul. Sin embargo, en lagos ricos en sustancias húmicas las longitudes de onda en el azul se absorben más eficazmente, observándose el color característico marrón-anaranjado. Por último, en lagos con elevada biomasa algal es común la observación de un color verdoso, consecuencia de una absorción preferencial de los pigmentos clorofílicos en la región del azul y del rojo (de Hoyos, 1996).

Los resultados del estudio cualitativo de la extinción de la radiación PAR, realizado mediante el uso de discos de diferentes colores (rojo y azul) se muestran en la Figura 3.12. En ella se puede observar que, en ambas lagunas, la radiación de onda corta (azul) se absorbió más eficazmente que la radiación de onda larga (roja). El porcentaje de absorción de la radiación roja respecto a la blanca fue de 18 y 16 % en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente, no encontrándose diferencias estadísticamente significativas entre ambas lagunas. Igualmente, la radiación azul mostró porcentajes de atenuación similares en ambas lagunas (27 % en la laguna Honda y 26 % en la laguna Nueva), sin detectarse diferencias significativas.

La existencia de una turbidez predominantemente biogénica en ambas lagunas explicaría el hecho de que el disco rojo se observase a una mayor profundidad, ya que según Margalef (1983), las partículas de mayor tamaño, especialmente las orgánicas, dispersan la radiación de onda más larga, permitiendo así su percepción.

Un estudio más detallado en el tiempo permite identificar las fases de "aclaramiento" y de "bloom" reconocidas en la laguna Honda. En este sentido, se apreció una extinción máxima de la radiación azul (42 % respecto a la radiación blanca) durante la fase de "bloom" algal, consecuencia de una absorción preferencial de los pigmentos clorofílicos en esta región del espectro electromagnético. Sin embargo, durante la fase de "aclaramiento" del agua el disco de color azul se observó a una profundidad 1.2 veces superior a la del disco rojo, lo que indicaría que la radiación dispersada por las moléculas de agua, fundamentalmente en la región del azul, no era absorbida por moléculas orgánicas.



**Figura 3. 12.-** Evolución de la profundidad de visión de los discos blanco, rojo y azul.

### 3.3.2.3. Régimen térmico

La radiación de onda larga (IR) es absorbida intensamente en los primeros centímetros de la columna de agua, debido a su elevado coeficiente de extinción vertical (de 10 a 100 veces superior al de la radiación PAR). Esta energía radiante se disipa en forma de energía calorífica, difundiéndose lentamente por conducción en la columna de agua. Por tanto, teóricamente, los ecosistemas acuáticos lénticos se caracterizarían por perfiles de temperatura exponencialmente decrecientes en profundidad. Si bien esta distribución vertical de la temperatura es típica de los lagos monomícticos de la zona templada durante la época estival, en sistemas someros sometidos con frecuencia a la acción turbulenta del viento se suelen observar perfiles homogéneos de temperatura, como consecuencia de que el trabajo físico de la energía eólica es capaz de vencer la resistencia mecánica a la mezcla causada por los gradientes de densidad.

Tanto la climatología (lluvias torrenciales, intensidad y frecuencia de los vientos) como la morfometría (elevada relación A:V) convierte a las lagunas estudiadas en sistemas especialmente vulnerables a la acción del viento, estando su régimen térmico fuertemente condicionado a los eventos meteorológicos, que se distribuyen irregularmente en el tiempo, y que fueron responsables, en última instancia, de la homogeneidad térmica observada, no



presentando variaciones espaciales ni temporales relevantes. Por todo ello, ambas lagunas se podrían considerar como sistemas polimícticos cálidos, donde la formación y destrucción de la termoclina ocurre rápidamente (incluso a escala diaria).

Durante el periodo de estudio, la temperatura del agua siguió una evolución marcadamente estacional (Figura 3.13), paralela a la temperatura media del aire y a la intensidad de la radiación PAR (Figura 3.1). El valor de temperatura del agua osciló entre 12.00 y 31.20 °C en la laguna Honda; y entre 12.10 y 29.49 °C en la laguna Nueva, presentando ambas valores promedio muy similares (21.41 y 21.49 °C en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente).

A pesar de sus similitudes, es posible reconocer algunas singularidades entre las lagunas estudiadas. Así, mientras que en la laguna Nueva las diferencias térmicas entre el estrato más superficial y el más profundo fueron muy débiles (promedio anual fue 1.01 °C), con máximos gradientes a principios del mes de Junio de 2001 (1.12 °C m<sup>-1</sup>); en la laguna Honda el valor promedio anual de la diferencia térmica entre superficie y fondo fue de 2.66 °C, cuantificándose máximos gradientes a finales de Agosto de 2000 (2.81 °C m<sup>-1</sup>).

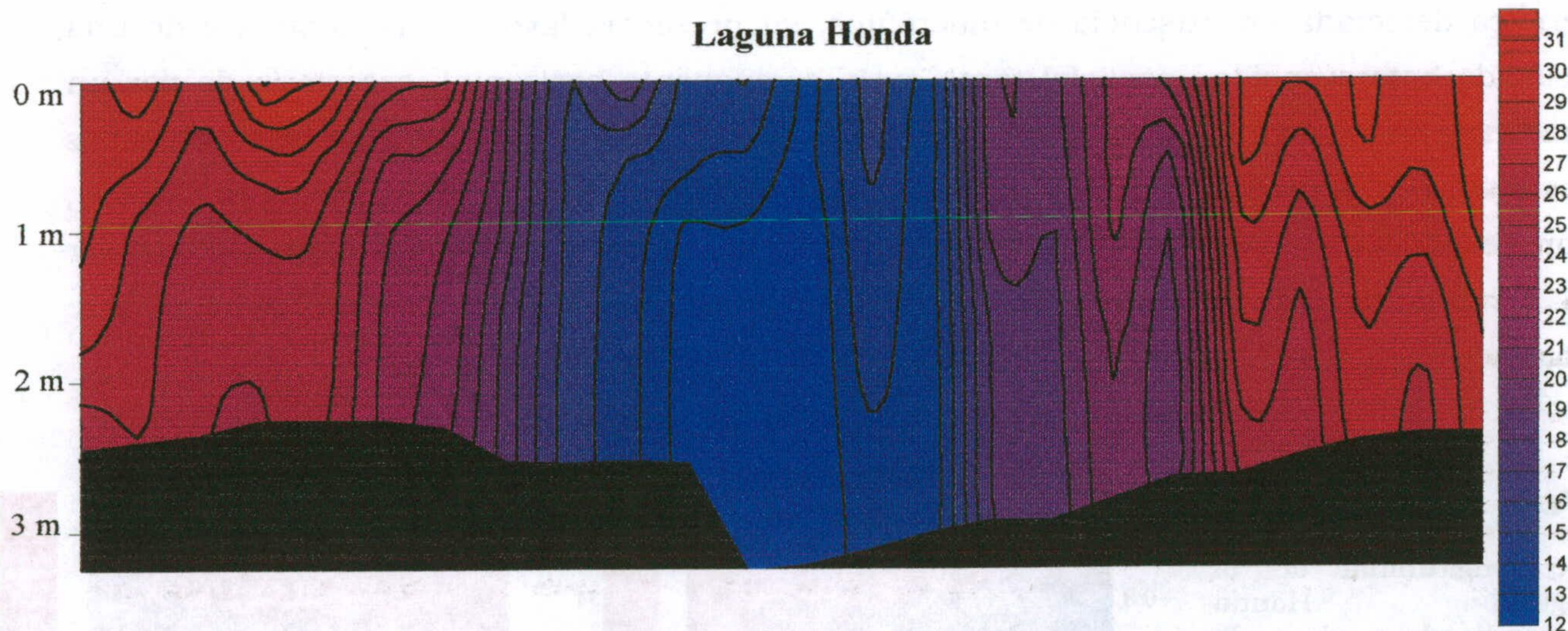
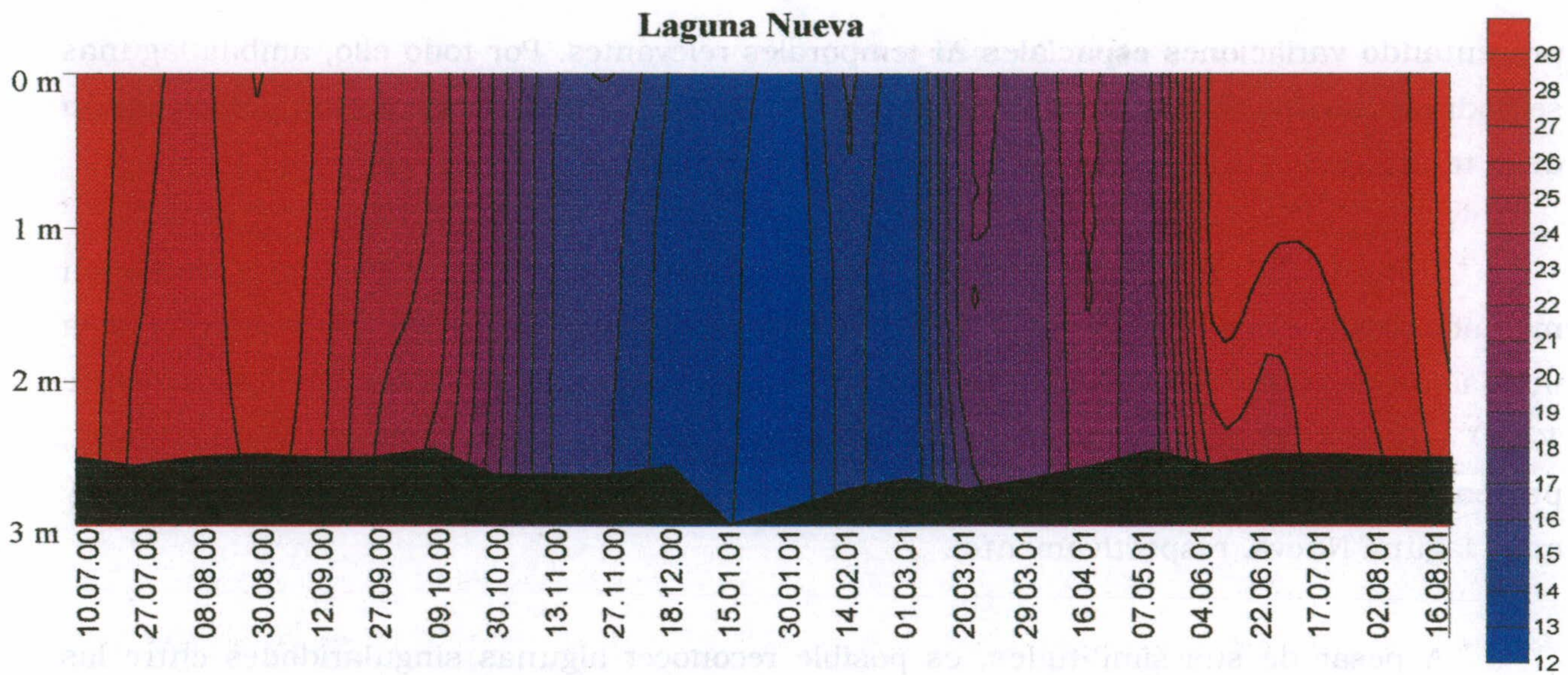


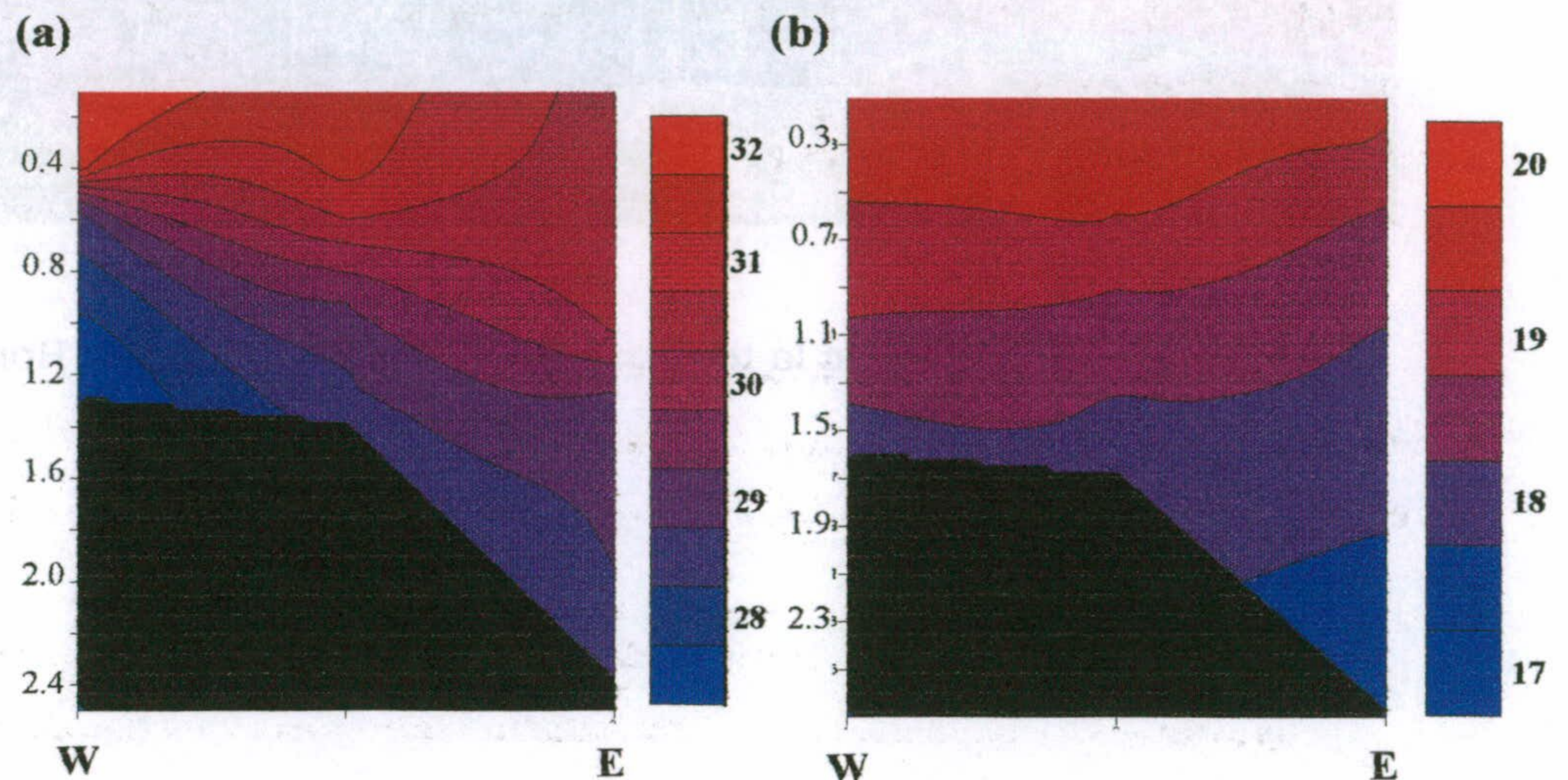
Figura 3.13.a.- Perfiles de la temperatura del agua de laguna Honda.



**Figura 3.13.b.-** Perfiles de la temperatura del agua de la laguna Nueva.

El desarrollo masivo de macrófitos observado en la cubeta W de la laguna Honda, durante el verano de 2001, afectó a la hidrodinámica de las masas de agua. En la Figura 3.14 se muestra la variación de la temperatura a lo largo del eje longitudinal (W-E), en 2 situaciones: con (16.08.01) y sin macrófitos (09.04.02). A diferencia de la homogeneidad térmica detectada en ausencia de macrófitos, su presencia favoreció la existencia de una acusada heterogeneidad espacial tanto en la componente horizontal, caracterizada por un gradiente creciente de temperatura en el sentido E-W, como en la vertical ( $4.65\text{ }^{\circ}\text{C m}^{-1}$ ). Los resultados observados son, como recientemente han sugerido Madsen *et al.* (2001), consecuencia de la resistencia hidráulica que ofrecen las manchas de macrófitos, al reducir la turbulencia inducida por el viento y limitar la difusión del calor a fenómenos de conducción.

**Figura 3.14.** Variación de la temperatura en el eje longitudinal de la laguna Honda dependiendo de la presencia (a) o ausencia (b) de macrófitos en la cubeta W.



#### 3.3.2.4. Estabilidad de la columna de agua

El comportamiento térmico de los ecosistemas acuáticos tiene consecuencias esenciales sobre la hidrodinámica de la masa de agua así como sobre la distribución de las partículas (nutrientes y fitoplancton, fundamentalmente). La dinámica de las partículas, bajo condiciones de homogeneidad térmica en el perfil vertical, se rige por la fuerza de la gravedad; mientras que cuando el lago se estratifica aparecen fuerzas que se manifiestan en sentido opuesto, y que reducen, por tanto, la velocidad de sedimentación de las partículas.

La estabilidad de la columna de agua (S), que es una estima de la resistencia “inercial” a la mezcla completa resultado del gradiente de densidad (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002a), fue extremadamente baja en ambas lagunas, como consecuencia de la intensidad y frecuencia de los vientos de la zona. Prueba de ello es que en un 97% de los días la velocidad máxima diaria fue superior a la velocidad crítica del viento necesaria para provocar la mezcla turbulenta (14.04 y 14.76 km h<sup>-1</sup> para la laguna Honda y para la laguna Nueva, respectivamente) (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002a), lo que explicaría los patrones de estratificación/ circulación encontrados (Figura 3.15).

Durante el periodo de estudio, la laguna Honda presentó un valor promedio anual de la estabilidad (1.87 kJ cm<sup>-2</sup>) superior al de la laguna Nueva (1.54 kJ cm<sup>-2</sup>). Como quiera que la estabilidad está condicionada fuertemente por eventos meteorológicos no uniformes, su variabilidad temporal fue extremadamente elevada (C<sub>VAR</sub> > 70%).

No obstante, a grandes rasgos ambas lagunas mostraron una tendencia marcadamente estacional, con máxima estabilidad durante el verano-otoño y mínima durante el invierno-principios de la primavera. Los bajos valores de irradiación solar, junto con episodios de lluvias torrenciales y la turbulencia inducida por el viento, fueron los responsables de la inestabilidad de la columna de agua observada durante el invierno y principios de primavera.

A pesar de las similitudes encontradas, es posible destacar algunas singularidades entre las lagunas estudiadas, basadas fundamentalmente en su morfometría y en su desigual disposición frente a los vientos dominantes (E-W). Entre ellas encontramos:

- El efecto diferencial de la velocidad del viento sobre la estructura térmica de las lagunas se ha puesto de manifiesto en varias ocasiones. En particular, llama

especialmente la atención el hecho de que durante el muestreo de principios de Julio y a pesar de la elevada temperatura del aire ( $T_{\text{media}}$ : 23.4 °C) y de la intensidad de PAR ( $618.6 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ ), la estabilidad de la columna de agua de la laguna Nueva fuese nula, encontrándose completamente mezclada. La causa última de la homogeneidad térmica detectada fue la extremadamente alta velocidad del viento, que superó los 50 km h<sup>-1</sup>. Sin embargo, la laguna Honda, más protegida de la acción del viento, mostró en ese momento valores de estabilidad notablemente superiores ( $1.51 \text{ kJ cm}^{-2}$ ).

- Bajo condiciones de calma y de alta irradiancia (muestreo del 22.06.01), en la laguna Nueva (de mayor profundidad media) se observa una estabilidad de la columna de agua ( $5.85 \text{ kJ cm}^{-2}$ ) superior a la laguna Honda ( $2.75 \text{ kJ cm}^{-2}$ ).

La profundidad a la que se encuentra el mayor gradiente de densidad viene dada por valores elevados de la frecuencia de Brünt-Väisälä ( $N^2$ ), que representa uno de los nodos de resonancia de la oscilación metalimnética, cuyo periodo puede ser considerado como el de la oscilación de un elemento de fluido que es desplazado desde su posición de equilibrio en un fluido estratificado (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002a). Por tanto, mide la mayor o menor dificultad que tiene el agua de una determinada profundidad a mezclarse con la del estrato superior o inferior.

Las lagunas Honda y Nueva presentaron valores muy bajos de  $N^2$ , especialmente ésta última (valor medio de  $0.891 \cdot 10^{-1} \text{ s}^{-2}$ ) (Figura 3.15). Estudios previos (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002a) han destacado la rapidez con la que se forma y se destruye la termoclina, resultado del régimen turbulento provocado por eventos meteorológicos no uniformes como son las tormentas o los días de fuerte viento.

De los resultados obtenidos se desprenden diferencias en cuanto a la profundidad a la que se detecta el máximo gradiente de densidad, que es generalmente superficial (20-40 cm) en la laguna Honda y más profundo en la laguna Nueva (> 60 cm). Estos resultados pueden ser consecuencia de que en la laguna Honda, la energía calorífica difunde lentamente, fundamentalmente por conducción, y se retiene en los estratos más superficiales; por el contrario, el mayor "fetch" de la laguna Nueva determina su mayor vulnerabilidad al efecto del viento que, al incrementar las pérdidas de calor por turbulencia, mantiene mezclada buena parte de la columna de agua.

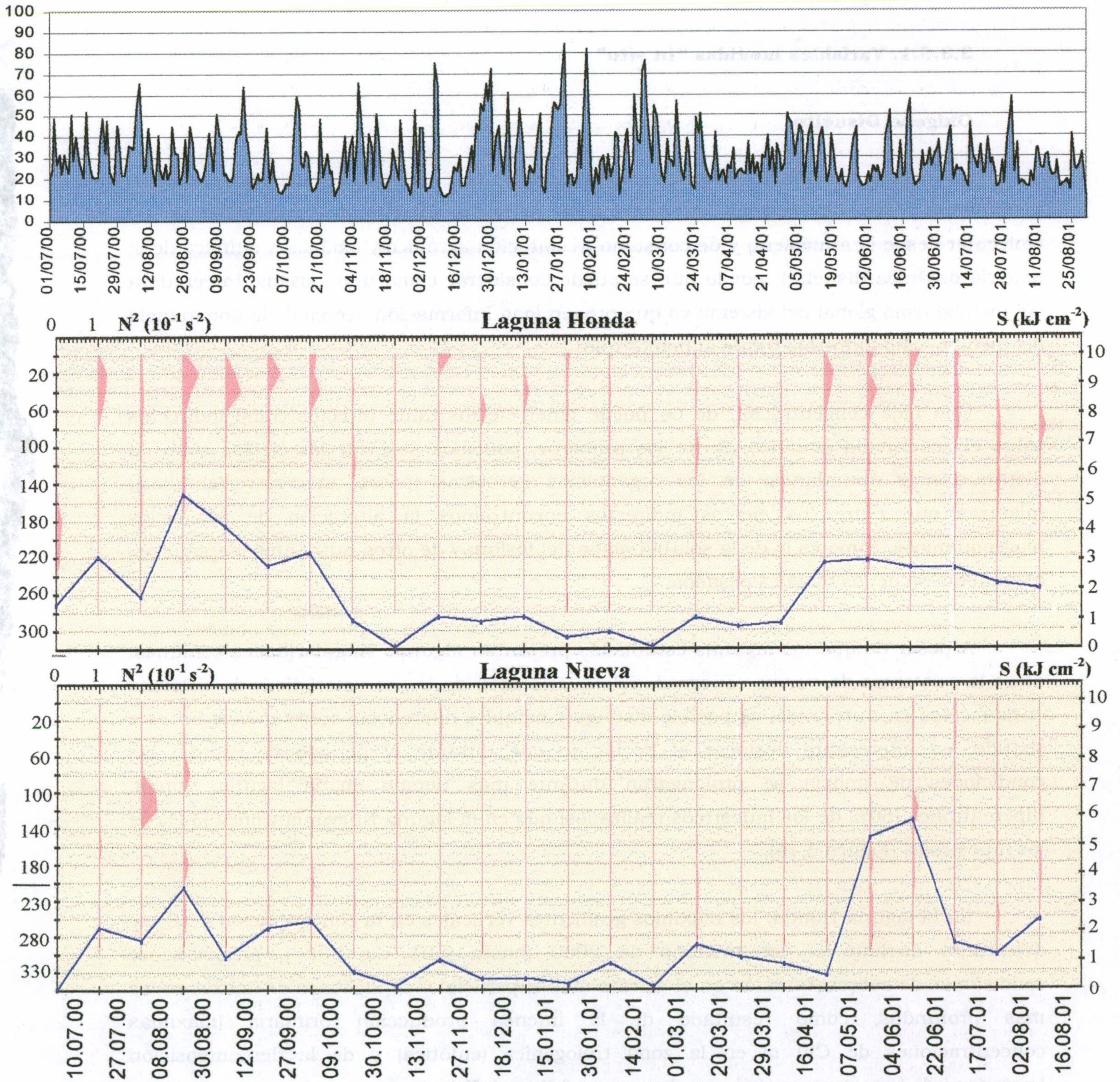


Figura 3.15.- Valores de la estabilidad de la columna de agua ( $S$ ) y de la frecuencia de Brünt-Väisälä ( $N^2$ ,  $10^{-1} \text{s}^{-2}$ ) al igual que de la velocidad máxima diaria del viento ( $\text{km h}^{-1}$ ).

### 3.3.3.- LIMNOLOGÍA QUÍMICA

#### 3.3.3.1. Variables medidas "in situ"

##### Oxígeno Disuelto

La concentración de Oxígeno disuelto ( $O_2$ ) es el resultado del balance neto instantáneo entre los procesos de producción (actividad fotosintética y difusión de  $O_2$  molecular desde la atmósfera) y de consumo (respiración aeróbica y oxidación química de la materia orgánica disuelta), por lo que se puede considerar como una variable integradora del metabolismo global del sistema ya que proporciona información acerca de la dominancia del metabolismo autótrofo frente al heterótrofo.

Una baja concentración de  $O_2$  puede tener efectos tanto directos como indirectos sobre el ecosistema acuático. Entre los primeros, podemos destacar los efectos sobre la distribución y abundancia de los organismos aeróbicos (peces, macroinvertebrados); mientras que entre los efectos indirectos encontramos la alteración de los ciclos biogeoquímicos, como es la de la solubilización del fósforo y de otros nutrientes inorgánicos, al igual que la de los metales pesados.

A pesar de que las lagunas estudiadas presentan algunas singularidades comunes, como la existencia de curvas clinogradas de distribución de  $O_2$ , características de sistemas enriquecidos en nutrientes; es posible distinguir notables diferencias entre ambas. En este sentido, es interesante destacar el hecho de que durante el periodo de estudio las condiciones de anoxia se prolongaron durante más tiempo en la laguna Honda, hipereutrófica (50% de los muestreos realizados) que en la laguna Nueva, eutrófica (33% de los muestreos) (Figura 3.16).

En la laguna Honda, los máximos gradientes verticales en la concentración de  $O_2$  se detectaron durante el verano-otoño de 2000 (hasta  $9.01 \text{ mg l}^{-1}\text{m}^{-1}$ ), alcanzándose condiciones de sobresaturación en el estrato más superficial y condiciones de anoxia en los más profundos, como resultado de la intensa producción primaria (máximas concentraciones de Chl *a*) en la zona trofógena (eufótica) y de la descomposición bacteriana de la materia orgánica en la zona trofolítica (afótica).

Durante el invierno, las menores temperaturas y los eventos meteorológicos, varias veces mencionados, favorecieron tanto la difusión del  $O_2$  desde la atmósfera como su transporte por turbulencia en el perfil vertical de ambas lagunas. Además es lógico pensar que las bajas temperaturas determinaron una reducida demanda biológica de  $O_2$ , por lo que el balance entre producción y consumo resultó en máximas concentraciones de  $O_2$  en el agua.

La fase de "aguas claras" o de "aclaramiento del agua" que se observó en la laguna Honda (Marzo de 2001) se caracterizó por valores extremadamente bajos de  $O_2$  en todo el perfil (concentraciones superficiales,  $2.7 \text{ mg l}^{-1}$ ), consecuencia de la conjunción de dos procesos: una intensa respiración aeróbica de los organismos del zooplancton (fundamentalmente grandes filtradores) y una escasa producción primaria (concentraciones bajas de Chl  $a$ ).

Por el contrario, durante la primavera de 2001, la laguna Nueva experimentó rápidas fluctuaciones en la concentración de  $O_2$  en el agua, debido a la alternancia de periodos de alta y baja estabilidad, que sin duda condicionaron los gradientes verticales de  $O_2$  observados.

A grandes rasgos se puede observar que durante el verano de 2001 (finales de Junio-Agosto), la inestabilidad predominante de la columna de agua de ambas lagunas condicionó la ausencia de una anoxia funcional tan patente como la detectada durante el verano de 2000.

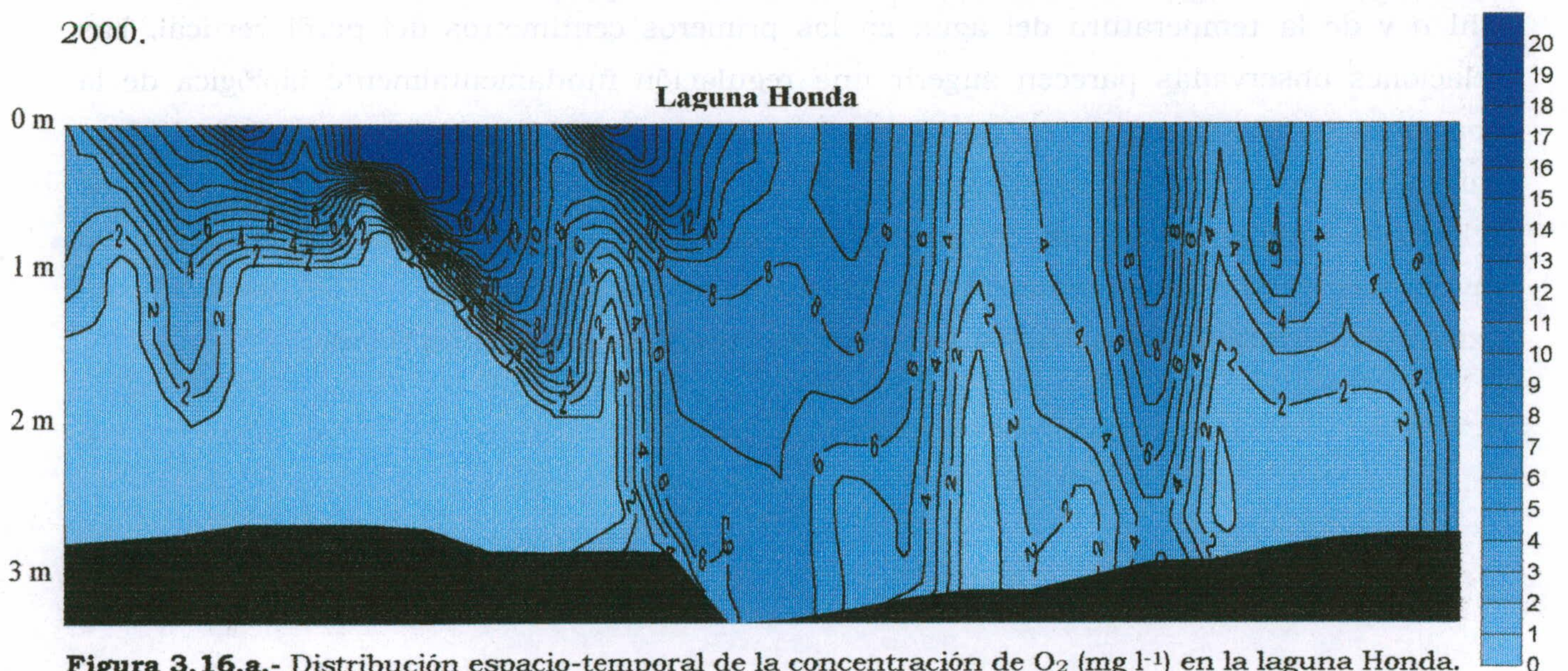
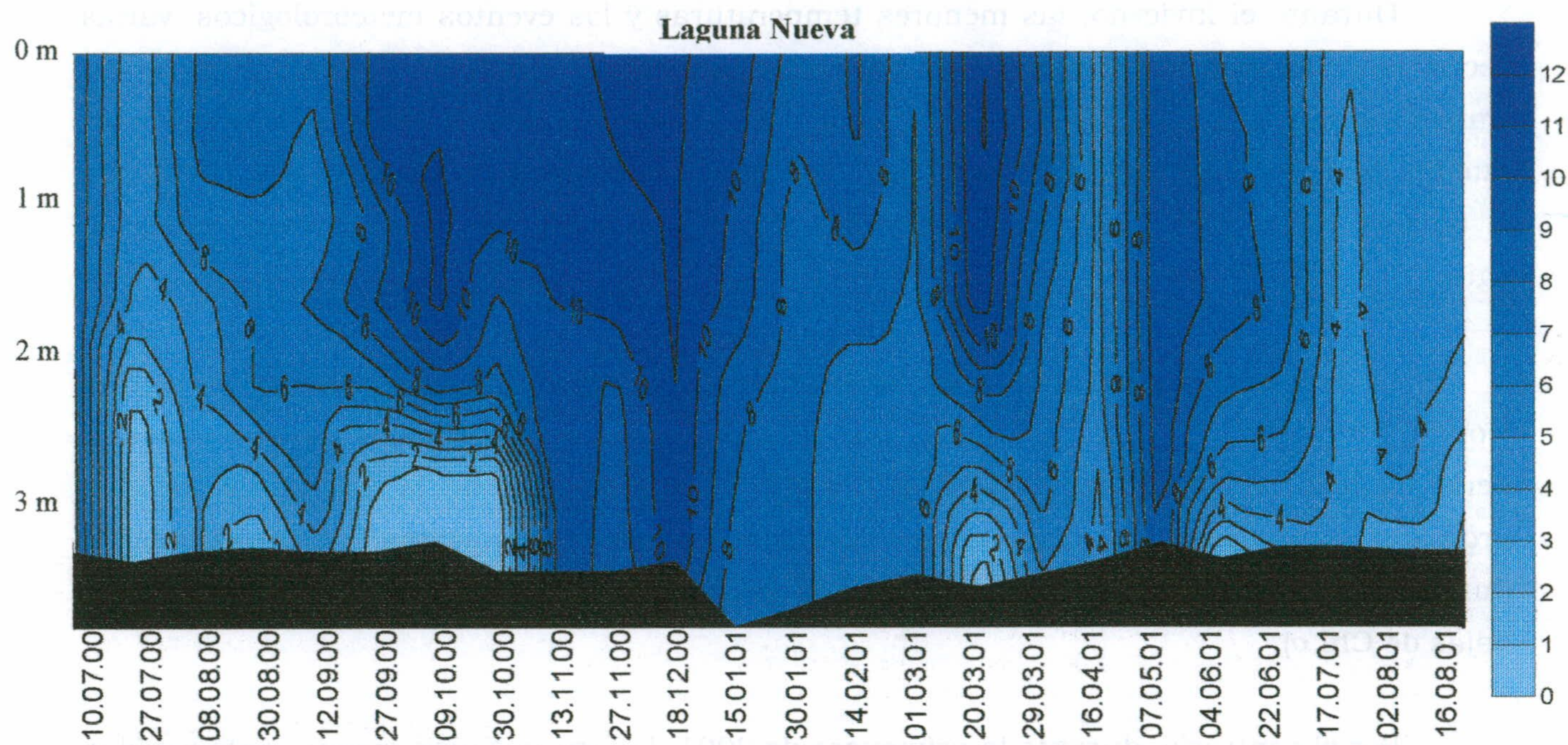


Figura 3.16.a.- Distribución espacio-temporal de la concentración de  $O_2$  ( $\text{mg l}^{-1}$ ) en la laguna Honda.

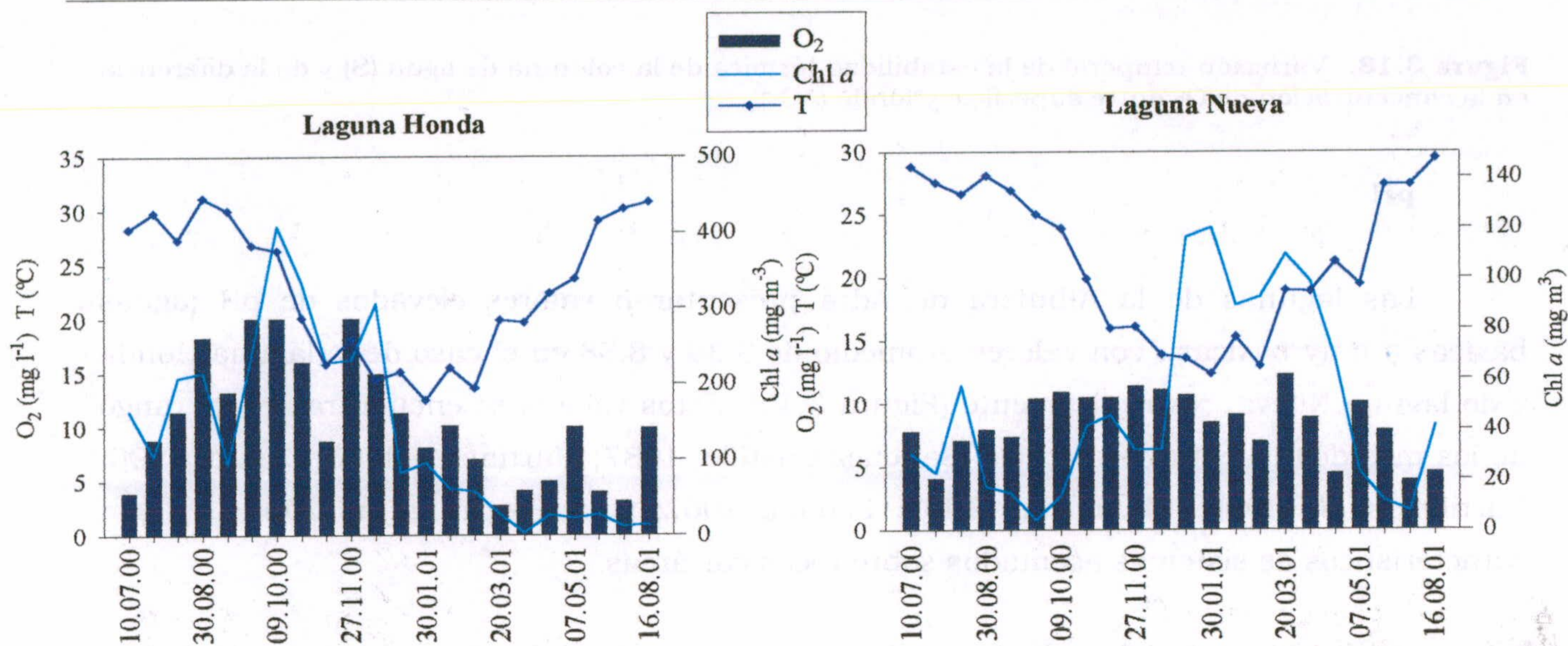


**Figura 3.16.b.-** Distribución espacio-temporal de la concentración de  $O_2$  ( $mg\ l^{-1}$ ) en la laguna Nueva.

La relación entre procesos biológicos (actividad fotosintética) y procesos físicos (difusión de  $O_2$  desde la atmósfera y turbulencia inducida por el viento) con la dinámica de  $O_2$  de ambas lagunas se muestra en las Figuras 3.17 y 3.18.

En la Figura 3.17 se representa la variación estacional de la concentración de  $O_2$ , de Chl *a* y de la temperatura del agua en los primeros centímetros del perfil vertical. Las relaciones observadas parecen sugerir una regulación fundamentalmente biológica de la concentración de  $O_2$  en la laguna Honda ( $r = 0.77$ ,  $p < 0.05$ ) mientras que en la laguna Nueva, ésta regulación no es significativa. Por el contrario, la temperatura del agua (que se relaciona inversamente con el coeficiente de solubilidad del gas) se correlacionó inversamente con la concentración de  $O_2$  en la laguna Nueva ( $r = -0.54$ ,  $p < 0.05$ ), no existiendo correlación significativa entre ambas variables en la laguna Honda.

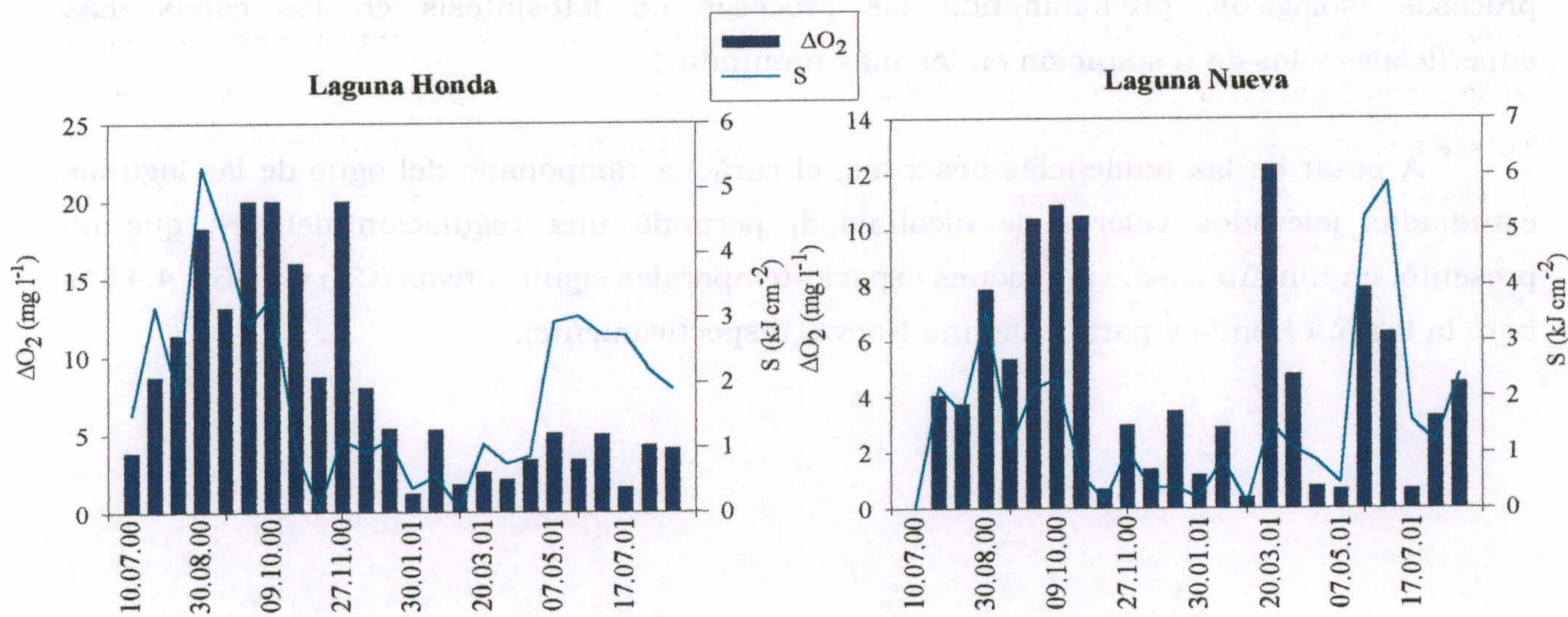




**Figura 3.17.** Variación temporal de la concentración de O<sub>2</sub> y de Chl *a* y de la temperatura del agua en el estrato más superficial de la columna de agua.

De manera análoga se procedió al estudio del efecto de la estabilidad de la columna de agua sobre el gradiente vertical de la concentración de O<sub>2</sub> (Figura 3.18). Los resultados obtenidos mostraron coeficientes de regresión lineal ligeramente superiores en la laguna Nueva ( $r = 0.50$ ,  $p < 0.05$ ) que en la laguna Honda ( $r = 0.43$ ,  $p < 0.05$ ).

De todo lo expuesto podemos concluir que mientras la dinámica de la concentración de O<sub>2</sub> en el agua de la laguna Honda estuvo regida fundamentalmente por procesos biológicos de producción y consumo; en la laguna Nueva, los procesos físicos de difusión molecular, y sobre todo, turbulenta, fueron los que condicionaron en mayor medida la concentración de O<sub>2</sub> (y sus variaciones) en el agua.



**Figura 3.18.** Variación temporal de la estabilidad térmica de la columna de agua (S) y de la diferencia en la concentración de O<sub>2</sub> entre superficie y fondo ( $\Delta O_2$ ).

### pH

Las lagunas de la Albufera de Adra presentaron valores elevados de pH (aguas básicas a muy básicas), con valores promedio de 8.39 y 8.58 en el caso de la laguna Honda y de laguna Nueva, respectivamente (Figura 3.19). Estos valores se encuentran en el rango de los medidos en estudios previos (Sánchez-Castillo, 1987; Martínez-Vidal & Castro, 1990; Carrillo *et al.*, 1996; El Amrani, 1997; Fabián, 2002; Cruz-Pizarro *et al.* 2002a), y son característicos de sistemas asentados sobre rocas calcáreas.

En ambas lagunas, la evolución estacional del pH mostró un patrón hasta cierto punto similar al de la concentración de O<sub>2</sub> en el agua, con máximos valores detectados durante los meses de invierno. Además, en el caso de la laguna Honda, es interesante destacar que durante la fase de “aclaramiento del agua” se midieron los mínimos valores de pH, como consecuencia de las elevadas tasas de respiración.

En cuanto a la variación en el perfil vertical del pH, ambas lagunas presentaron los máximos valores de pH en los estratos superficiales productivos, en donde una limitación de la producción primaria por la disponibilidad de luz es más improbable.

En ambas lagunas, los máximos gradientes verticales se detectaron en otoño de 2000; en donde la estabilidad de la columna de agua acentuó la segregación espacial de los procesos biológicos, predominando los procesos de fotosíntesis en las capas más superficiales y los de respiración en las más profundas.

A pesar de las tendencias descritas, el carácter tamponado del agua de las lagunas estudiadas (elevados valores de alcalinidad) permitió una regulación del pH, que no presentó, en ningún caso, variaciones espacio-temporales significativas ( $C_{VAR} = 5.36$  y  $4.41$  % para la laguna Honda y para la laguna Nueva, respectivamente).

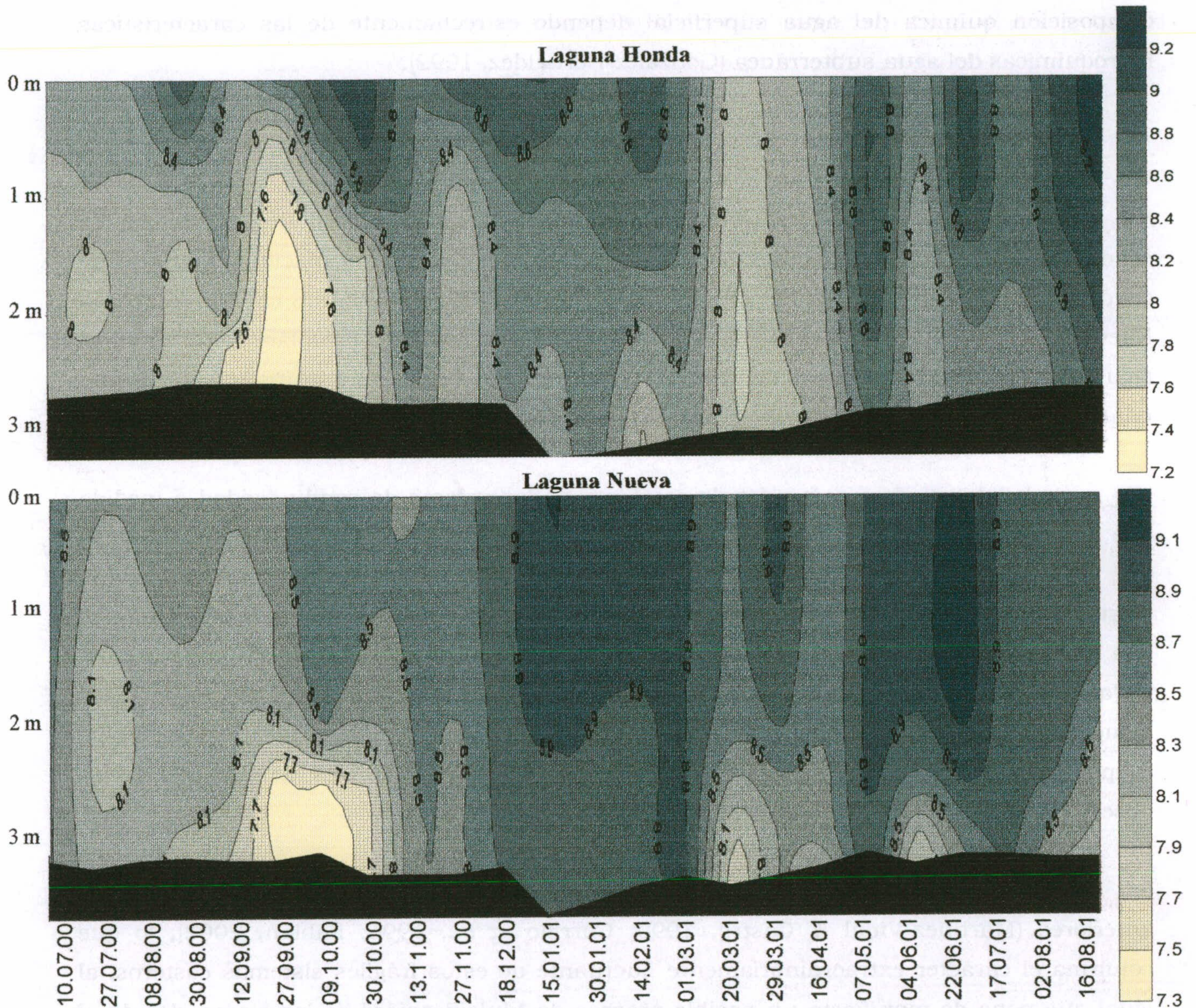


Figura 3.19. Distribución espacio-temporal de los valores de pH.

### 3.3.3.2. Variables relacionadas con la mineralización del agua

El contenido en sales disueltas de las aguas continentales (mineralización) viene determinado por la intensidad de los procesos que tienen lugar entre el agua y la atmósfera (precipitación/ evaporación) y entre el agua y el ecosistema terrestre circundante (aportes debidos al lavado de las rocas de la cuenca de captación). Además, en aquellas zonas húmedas asociadas a sistemas acuíferos, como es el caso de las lagunas de Adra, la

composición química del agua superficial depende estrechamente de las características hidroquímicas del agua subterránea (González-Bernáldez, 1992).

### **Conductividad**

En la Figura 3.20 se muestra la evolución espacio-temporal de los valores de conductividad medidos en ambas lagunas. Los valores promedio (espacio-temporales) de conductividad fueron de 3.09 mS cm<sup>-1</sup> en la laguna Honda y de 5.06 mS cm<sup>-1</sup> en la laguna Nueva, por lo que según la clasificación propuesta por Noisette (Catalán, 1969), ambas lagunas se podrían considerar dentro de la categoría de aguas muy duras y francamente mineralizadas (conductividad > 2 mS cm<sup>-1</sup>).

Se ha detectado una tendencia creciente de los valores de conductividad a medida que nos aproximamos a la línea de costa (desde la laguna Honda hasta la laguna Nueva), que ha sido ya reconocida en estudios previos (Sánchez-Castillo, 1984; Del Río, 1986; Martínez-Vidal & Castro, 1990; Carrillo *et al.*, 1996; Fabián, 2002). Esta tendencia responde a la mayor antigüedad y al continuo aporte de agua dulce (fundamentalmente superficial) a la laguna Honda, resultando en una dilución significativa de la concentración de iones disueltos en el agua. Además, Fabián (2002) señala que la intensidad de los procesos de evaporación en la laguna Nueva pueden ser también responsables de las diferencias observadas entre ambas lagunas (Fabián, 2002).

Los valores encontrados son notablemente inferiores a los descritos en estudios anteriores (Martínez-Vidal & Castro, 1990; Carrillo *et al.*, 1996; Fabián, 2002), lo que confirma el carácter extraordinariamente fluctuante de estos frágiles sistemas costeros, al igual que pone de manifiesto un posible proceso de "dulcificación" de las aguas, debido al continuo aporte hídrico tanto superficial como subterráneo que reciben las lagunas.

La variación temporal de los valores de conductividad se caracterizó por máximos valores medidos durante el otoño de 2000 y mínimos valores invernales. Durante los meses estivales el agua de ambas lagunas se fue concentrando en sales (por el proceso de evaporación) hasta alcanzar máximos valores de conductividad durante el otoño (4.30 mS cm<sup>-1</sup> en la laguna Honda; 5.73 mS cm<sup>-1</sup> en la laguna Nueva); más tarde, las lluvias acaecidas en Diciembre provocaron una drástica reducción en la conductividad (40 % en la laguna Honda; 10 % en la laguna Nueva), que se mantuvo en niveles bajos hasta cuantificarse los mínimos valores durante la primavera de 2001 (1.24 y 4.38 mS cm<sup>-1</sup> en la

laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente). En la laguna Honda, los mínimos valores de conductividad coincidentes con la "fase de aclaramiento del agua" (Marzo de 2001), fueron muy probablemente el resultado de la asimilación biológica de iones disueltos por los organismos zooplanctónicos, antes que de procesos de dilución mediados por el balance entre evaporación y precipitación.

En el perfil vertical, la conductividad presentó una uniformidad bastante acusada, con valores promedio anuales del  $C_{VAR}$  de 2.16 y 0.77 % en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente. A pesar de dicha homogeneidad espacial se han observado algunos periodos especialmente interesantes como el extraordinario gradiente de conductividad medido en la laguna Honda durante la "fase de aclaramiento del agua" así como la notable reducción de la conductividad en el agua del fondo de la laguna Nueva en momentos durante los cuales se estimó un flujo importante de entrada de agua subterránea hacia la laguna (Junio de 2001).

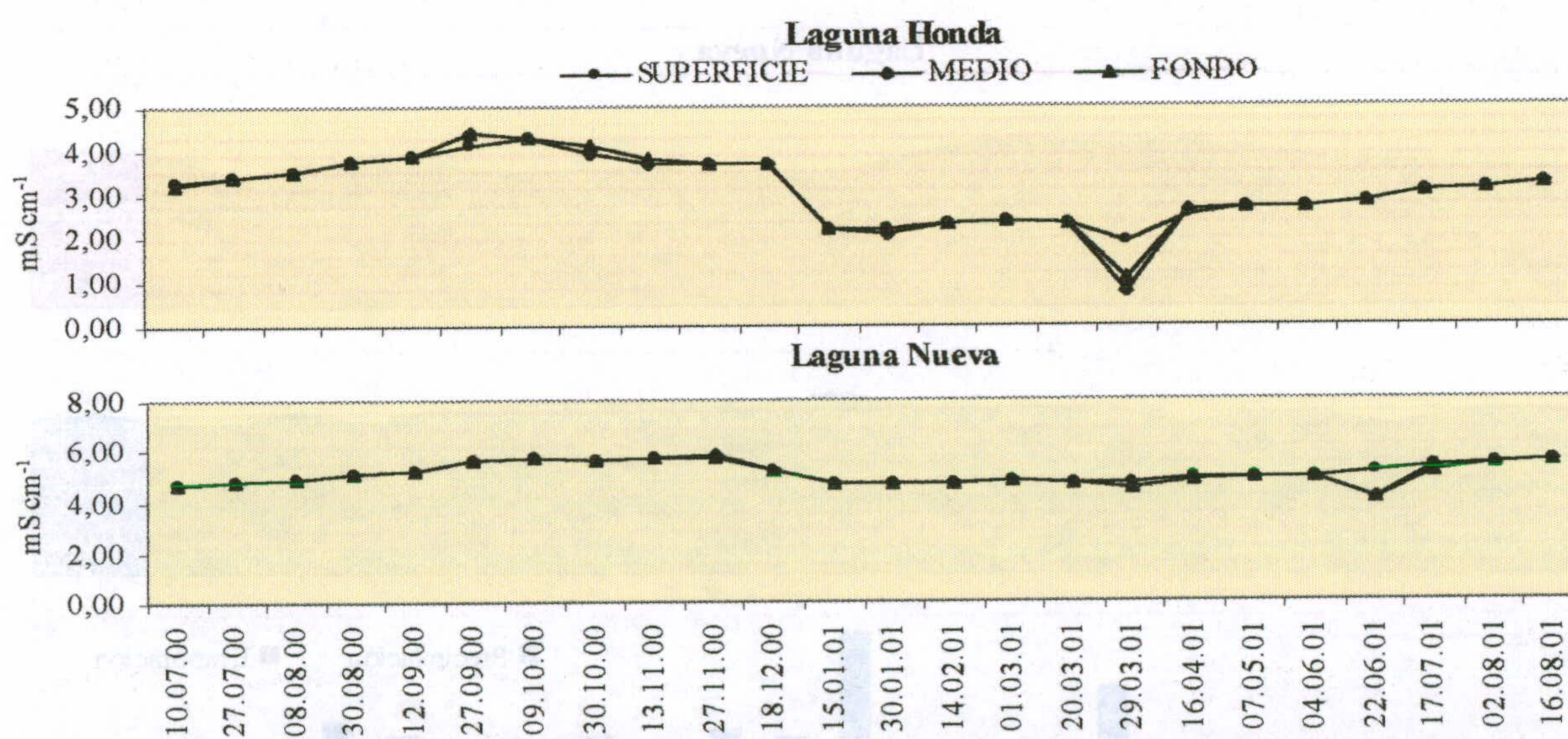
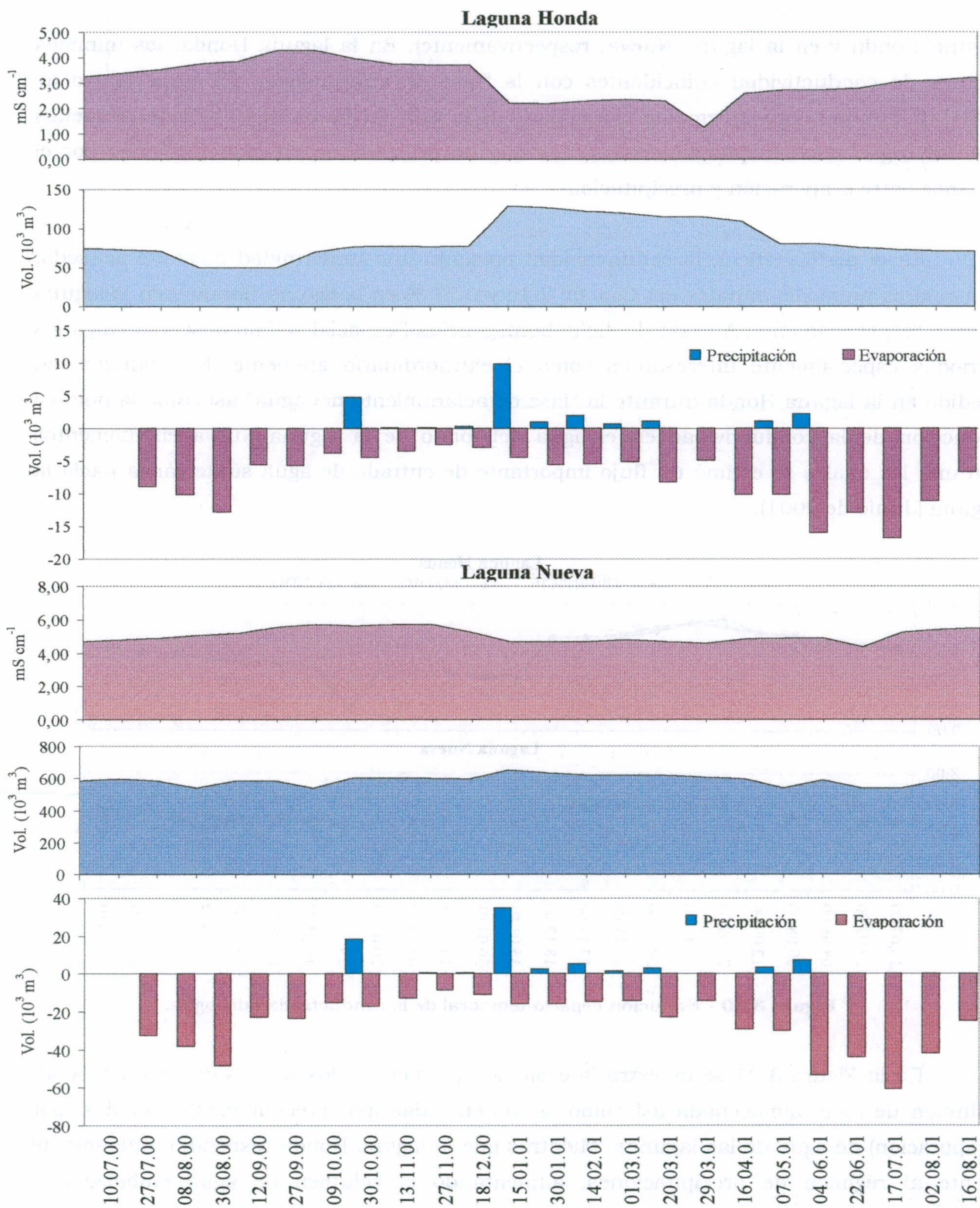


Figura 3.20.- Evolución espacio-temporal de la conductividad del agua.

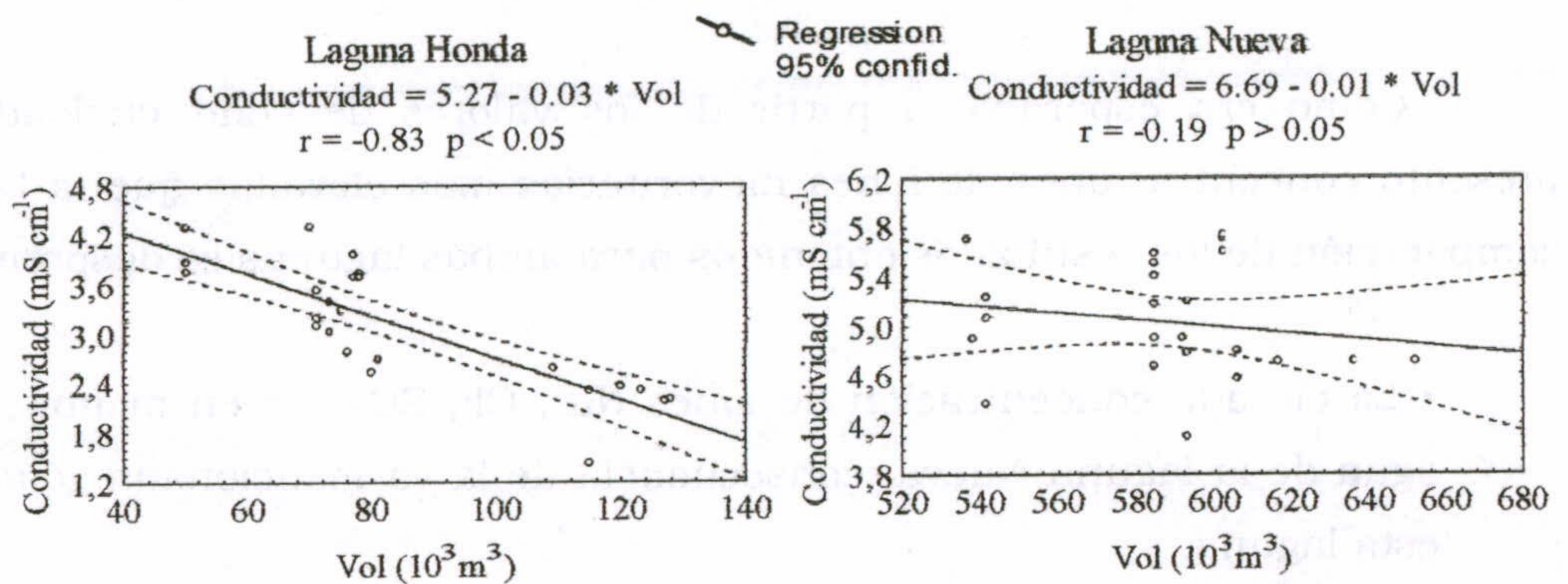
En la Figura 3.21 se muestra la evolución paralela de los valores de conductividad, volumen de agua almacenada así como de las entradas (por precipitación) y salidas (por evaporación) de agua de las lagunas. Mientras que la laguna Honda respondió rápidamente frente al régimen de precipitaciones, aumentando el volumen de agua embalsada y reduciéndose los valores de conductividad medidos en la columna de agua; la laguna Nueva no presentó un patrón tan claramente definido, posiblemente como consecuencia de la relevancia del aporte hídrico subterráneo a esta laguna.



**Figura 3.21.** Evolución temporal de los valores de conductividad, volumen de agua almacenada así como de las entradas (por precipitación) y salidas (por evaporación) de agua de las lagunas.

A diferencia de la laguna Nueva, en donde no se detectó una relación estadísticamente significativa entre los valores de conductividad y de volumen de agua almacenada, la laguna Honda presentó una fuerte relación entre estas dos variables ( $r = -0.83$ ,  $p < 0.05$ ) (Figura 3.22). Estos resultados podrían corroborar la diferente procedencia de los aportes de agua a ambas lagunas: superficiales, y con menor grado de mineralización, en el caso de la laguna Honda y subterráneas, y más fuertemente mineralizadas en el caso de la laguna Nueva.

**Figura 3.22.** Relación lineal entre la Conductividad del agua y el volumen de agua almacenado.

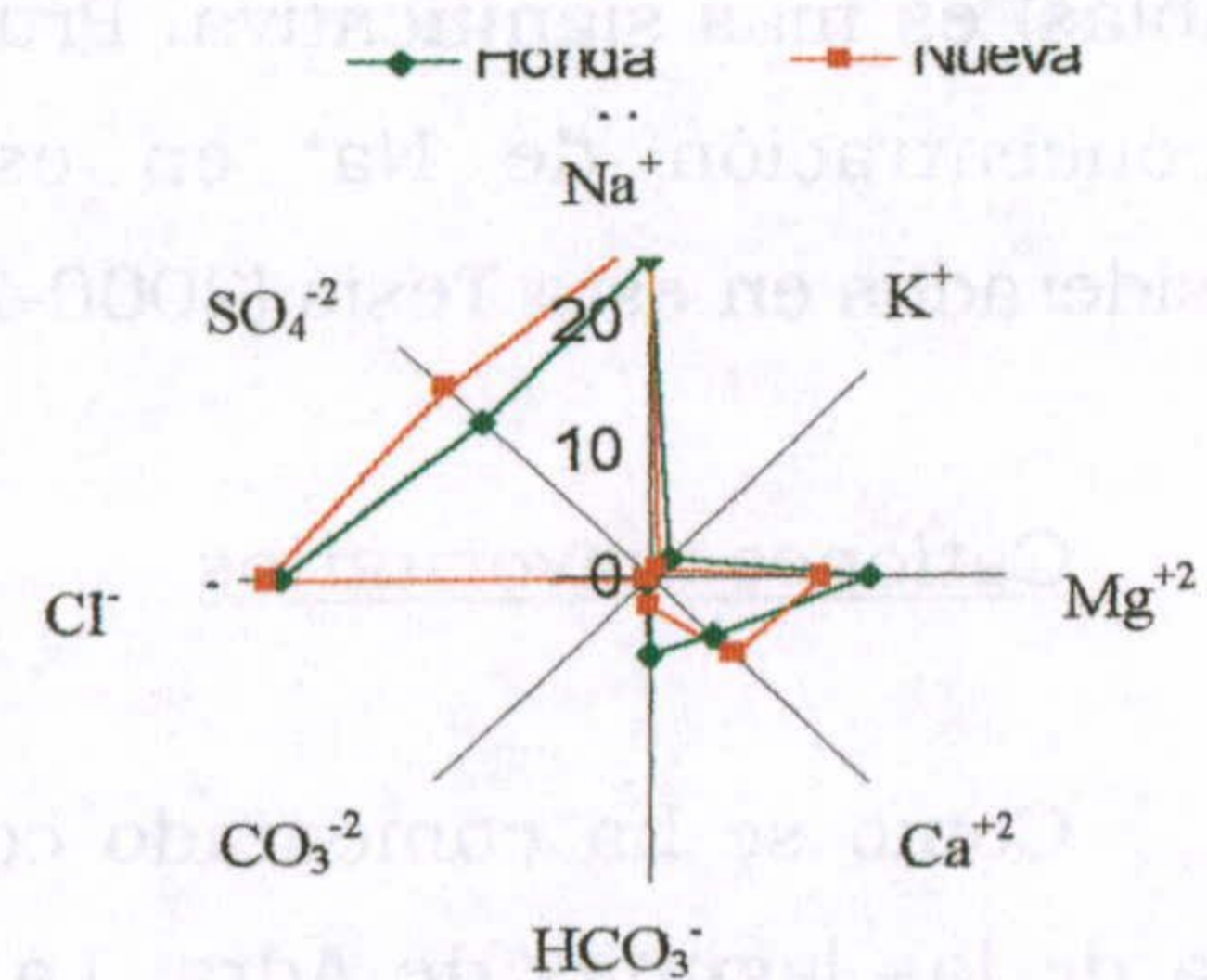


### Cationes y Aniones mayoritarios

Atendiendo a la concentración de cationes y aniones mayoritarios, las lagunas de la Albufera de Adra se podrían clasificar dentro de la categoría de aguas clorurado-sódicas, composición iónica que refleja el origen eminentemente litoral de las lagunas.

En la Figura 3.23 se muestra el diagrama radial donde se representa para cada laguna, el porcentaje relativo de los distintos cationes y aniones respecto del total de  $\text{meq l}^{-1}$ .

**Figura 3.23.** Diagrama radial que muestra las proporciones relativas de los cationes y aniones mayoritarios presentes en el agua de la laguna Honda (verde) y de la laguna Nueva (naranja).



La concentración promedio (meq l<sup>-1</sup>) de los principales cationes y aniones fue:

*Laguna Honda:* **Na<sup>+</sup>** (17.57) > **Mg<sup>+2</sup>** (11.39) > **Ca<sup>+2</sup>** (4.70) > **K<sup>+</sup>**(1.47)

**Cl<sup>-</sup>** (18.86) > **SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>**(12.22) > **HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>**(4.24) > **CO<sub>3</sub><sup>-2</sup>**(0.21)

*Laguna Nueva:* **Na<sup>+</sup>** (32.90) > **Mg<sup>+2</sup>** (15.63) > **Ca<sup>+2</sup>** (10.27) > **K<sup>+</sup>**(1.06)

**Cl<sup>-</sup>** (33.70) > **SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>**(25.05) > **HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>**(2.98) > **CO<sub>3</sub><sup>-2</sup>**(0.18)

Como era esperable a partir de los valores de conductividad, la laguna Nueva presentó concentraciones de iones mayoritarios más elevadas que la laguna Honda. De la comparación de los resultados obtenidos para ambas lagunas se desprende:

- La elevada concentración de iones Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, y en menor medida de Mg<sup>+2</sup>, del agua de la laguna Nueva, consecuencia de la ya mencionada génesis más reciente de esta laguna.
- Los valores de Ca<sup>+2</sup> fueron notablemente superiores en la laguna Nueva, tal vez debido al continuo aporte subterráneo de este elemento, por disolución de las rocas carbonatadas, a la laguna.

Aunque la proporción relativa entre los diferentes iones se ha mantenido relativamente constante a lo largo del tiempo, el proceso de salinización identificado en los años 70-90 (El Amrani, 1997), parece haberse invertido, pudiéndose reconocer en la actualidad un proceso de “dulcificación” de las aguas (anteriormente ya comentado), especialmente de la laguna Honda, en donde la descarga de agua superficial (fundamentalmente procedente de las ramblas) es más significativa. Prueba de ello, fue la espectacular reducción (en un 64%) en la concentración de Na<sup>+</sup> en esta laguna entre 1994 (El Amrani, 1997) y los años considerados en esta Tesis (2000-2001).

#### Cationes mayoritarios

Como se ha comentado con anterioridad, el Na<sup>+</sup> es el catión más abundante en el agua de las lagunas de Adra. La concentración promedio de éste ión en las aguas dulces suele oscilar entre 1 y 150 mg l<sup>-1</sup>; mientras que en el agua de mar se han cuantificado concentraciones muy superiores, 10000 mg l<sup>-1</sup> (Custodio & Llamas, 1983). Es por ello por lo que la presencia de elevadas concentraciones de ión Na<sup>+</sup>, asociadas a altos contenidos en ión Cl<sup>-</sup>, confirman el origen marino de las lagunas estudiadas.



Dado su carácter conservativo, el  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$  y  $\text{Mg}^{+2}$  mostraron una distribución espacial y temporal bastante uniforme en ambas lagunas, que parece estar controlada esencialmente por el régimen de precipitación y de evaporación (Figura 3.24).

El cociente entre cationes monovalentes (M) y divalentes (D) proporciona una estima acerca de la distribución y dinámica de las poblaciones algales (Wetzel, 1975). En las lagunas de la Albufera de Adra esta razón estuvo comprendida entre 1.18, en la laguna Honda, y 1.31, en la laguna Nueva. Según Pearsall (1932), si el valor del cociente M:D es inferior a 1.5, como es nuestro caso, entonces son las diatomeas las que cobran ventaja competitiva; mientras que valores muy superiores beneficiarían a las desmidiáceas. En concordancia con estos resultados, en estas lagunas, las diatomeas suelen mostrar porcentajes relativos elevados, especialmente en la laguna Nueva (22.4%) (Fabián, 2002).

En la laguna Nueva se ha realizado un estudio más detallado de la variación espacio-temporal de la concentración de cationes en el agua, con el fin de seguir el proceso de precipitación de  $\text{CaCO}_3$  que tuvo lugar durante el verano de 2000, y cuya existencia fue reconocida tras la recogida de cristales de  $\text{CaCO}_3$  sobre las trampas de sedimentación instaladas en esta laguna (Capítulo 4.3.1.3). El interés del estudio de la precipitación biogénica de calcita reside en que, como se verá mas adelante, se trata de un mecanismo efectivo para la retirada de P desde la zona trofógena; y que por tanto, puede regular la dinámica y la concentración de éste nutriente en los ecosistemas acuáticos de aguas duras (Wetzel, 1975; Koschel *et al.*, 1983 Kleiner, 1990).

La elevada concentración de ión  $\text{Ca}^{+2}$  junto con las condiciones físico-químicas imperantes en el estrato más superficial de la laguna Nueva ( $T^a > 28\text{ }^\circ\text{C}$ ;  $\text{pH} > 8.5$ ) provocaron la formación y precipitación de  $\text{CaCO}_3$ , durante los meses de Julio y Agosto de 2000. A pesar del carácter somero de esta laguna, la marcada segregación espacial (en el perfil vertical) de los procesos de fotosíntesis y de respiración, y su efecto sobre la disponibilidad de  $\text{CO}_2$  y el calentamiento diferencial de los estratos más superficiales (solubilidad menor del  $\text{CaCO}_3$ ), propiciaron condiciones de sobresaturación (precipitación) en superficie y condiciones de subsaturación (disolución) en las proximidades del sedimento.

Estos resultados son congruentes con los obtenidos en estudios previos sobre la hidroquímica de las lagunas, en los que se ha destacado la intensidad del proceso de precipitación de  $\text{CaCO}_3$  en la laguna Nueva (El Amrani, 1997). Sin embargo, y a diferencia de esos estudios, durante el periodo de estudio no se ha detectado la precipitación de este

mineral en el agua de la laguna Honda, seguramente debido a su menor concentración (aproximadamente la mitad) de ión  $\text{Ca}^{+2}$ . El origen de éste catión puede asociarse a procesos de disolución de calizas, dolomías, cemento calcáreo de rocas detríticas y de yesos (Martínez-Vidal & Castro, 1990). En nuestro caso, parece ser que es el aporte subterráneo de agua hacia la laguna Nueva la responsable en última instancia de las diferencias encontradas, ya que el acuífero del delta del río Adra recibe la recarga directa de agua procedente del río Adra, dependiente a su vez en caudal y composición de la descarga del acuífero calizo-dolomítico de Turón-Peñarrodada (Capítulo 2.6).

Así mismo es interesante señalar el efecto que tuvieron las lluvias acaecidas a finales de Diciembre de 2000 sobre la composición iónica del agua de las lagunas. En la laguna Honda se apreció una notable reducción en la concentración de  $\text{Na}^+$  (48.4 %),  $\text{K}^+$  (36.8 %),  $\text{Ca}^{+2}$  (31.0 %) y  $\text{Mg}^{+2}$  (44.8 %), sin embargo el incremento paralelo en el volumen embalsado (64 %) hace conveniente el uso de unidades de masa (meq) antes que de concentración (meq  $\text{l}^{-1}$ ). Por tanto, teniendo en cuenta la variación de keq contenidos en el agua de la laguna Honda antes y después de las intensas precipitaciones, se detectó un descenso en el contenido de  $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{+2} > \text{K}^+$ ; mientras que la masa de ión  $\text{Ca}^{+2}$  se incrementó ligeramente (60.7 keq), posiblemente como consecuencia de la descarga de agua de escorrentía (a través de las ramblas) que drena terreno calcáreo.

En lo referente a la laguna Nueva, los cambios producidos en la masa de los cationes mayoritarios reflejan procesos de retención de  $\text{Na}^+$  y  $\text{Mg}^{+2}$  en los sedimentos (reducción en la masa de éstos cationes en el agua de la laguna), y un notable enriquecimiento en  $\text{Ca}^{+2}$  ( $1.32 \cdot 10^3$  keq), probablemente resultado por el aporte de agua subterránea.

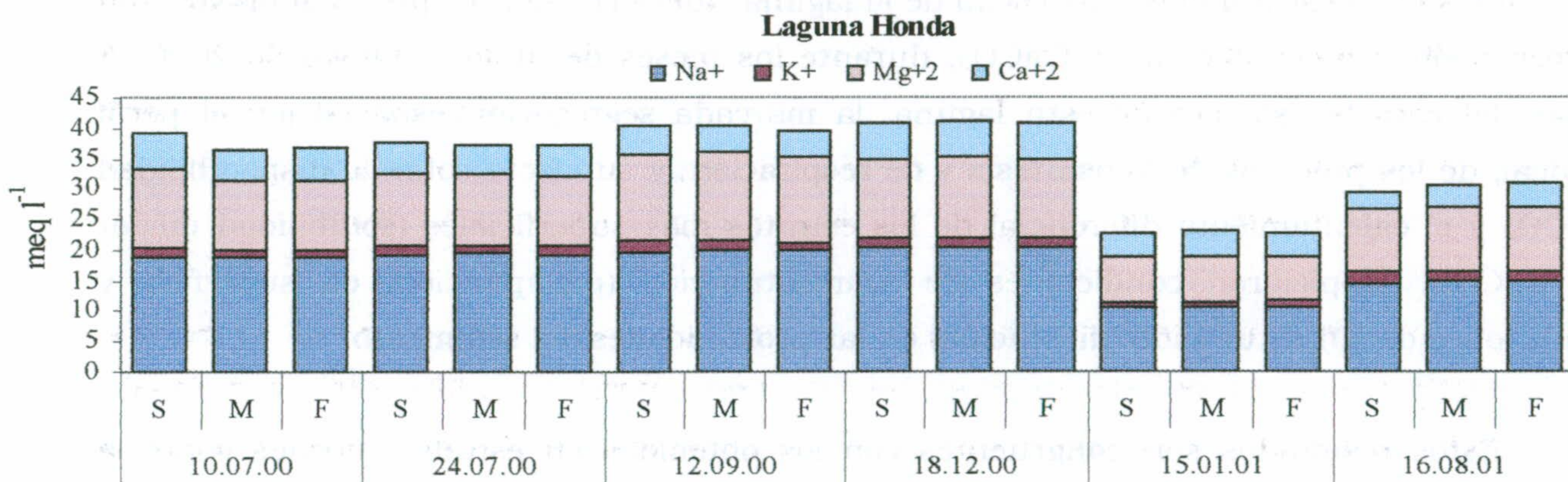
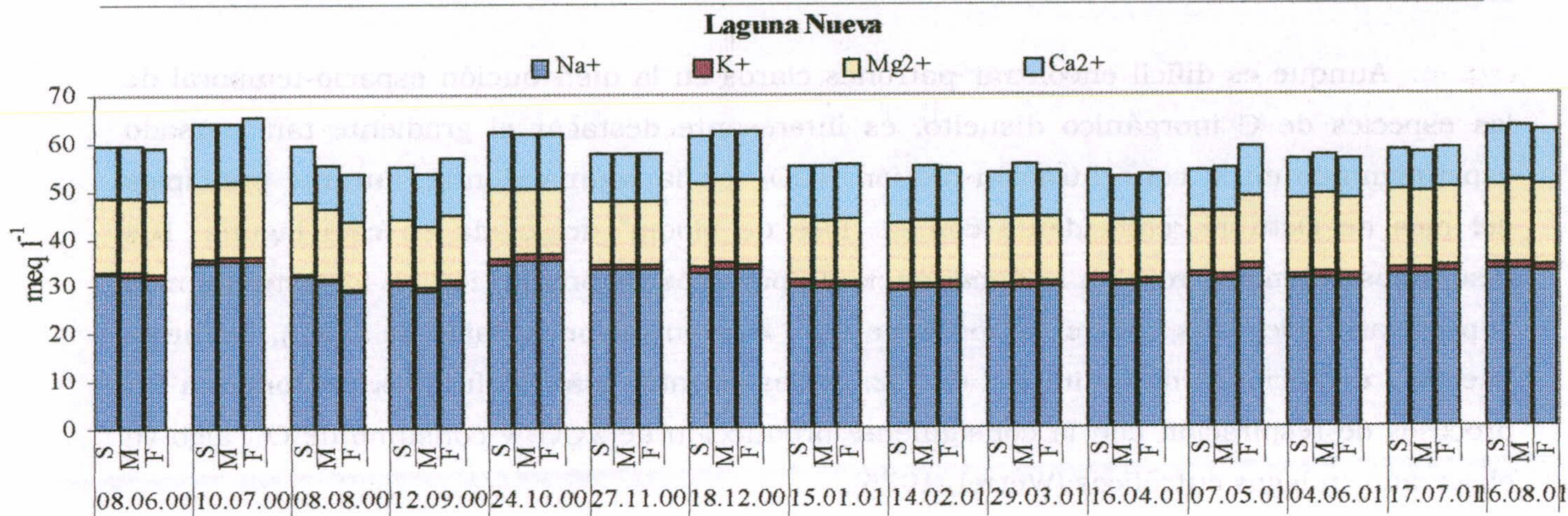


Figura 3.24 a.- Variabilidad espacio-temporal de la concentración de los cationes mayoritarios en la laguna Honda.



**Figura 3.24 b.-** Variabilidad espacio-temporal de la concentración de los cationes mayoritarios en la laguna Nueva.

#### Aniones mayoritarios

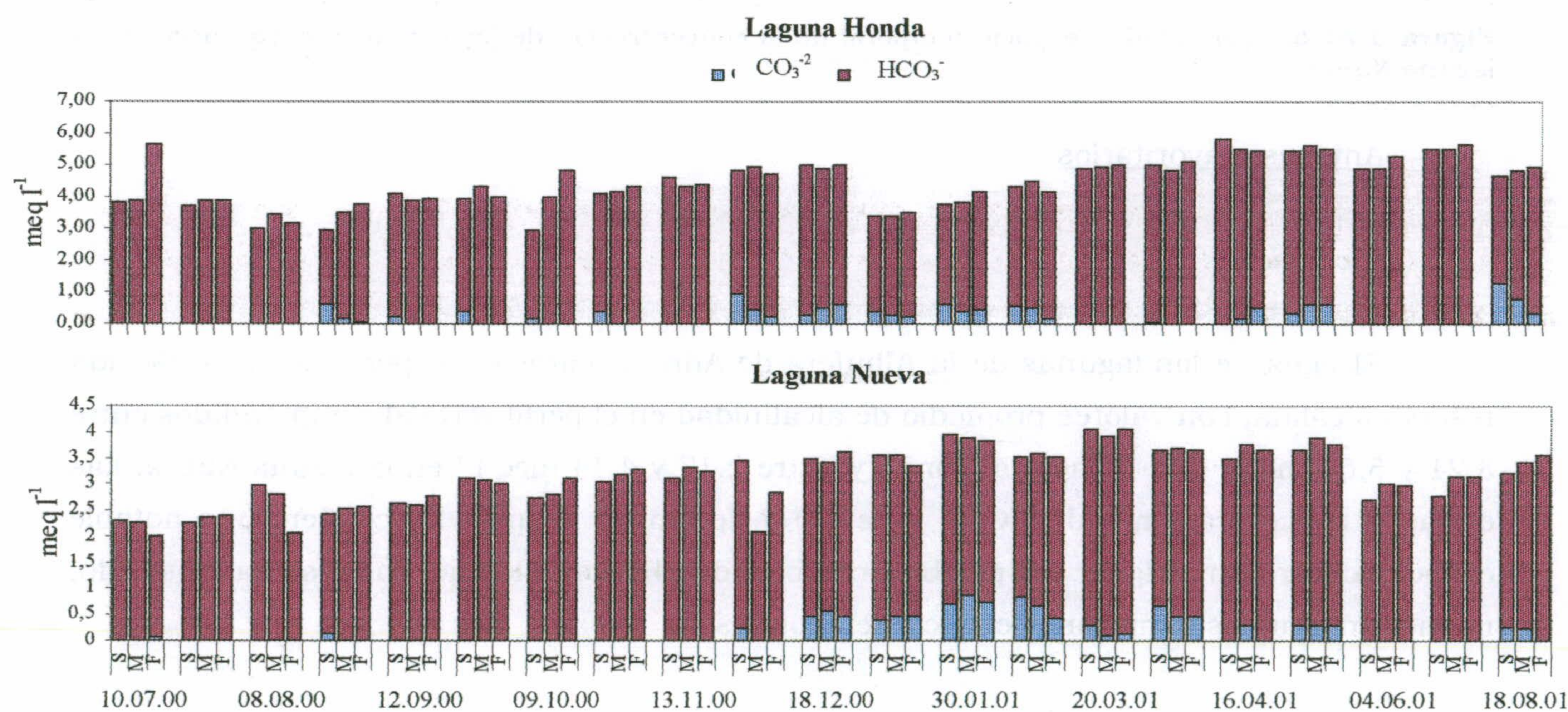
#### *Alcalinidad*

El agua de las lagunas de la Albufera de Adra se caracteriza por tener una elevada reserva alcalina, con valores promedio de alcalinidad en el perfil vertical comprendidos entre 3.21 y 5.60 meq l<sup>-1</sup> en la laguna Honda y entre 2.17 y 4.14 meq l<sup>-1</sup> en la laguna Nueva. Las elevadas concentraciones de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> y de CO<sub>3</sub><sup>-2</sup> de ambas lagunas les confiere una notable capacidad para amortiguar los posibles cambios de pH, variable que, como se ha mostrado, no mostró grandes variaciones espacio-temporales.

En ambas lagunas la forma más abundante de C inorgánico fue el ión HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>: 95.3 y 94.3% de ΣCO<sub>2</sub> en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente, una proporción esperable en función de los valores de pH del agua (8.38, en la laguna Honda y 8.58, en la laguna Nueva). El valor promedio de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> fue muy superior en la laguna Honda (4.24 meq l<sup>-1</sup>) que en la laguna Nueva (2.98 meq l<sup>-1</sup>), circunstancia que podría ser atribuible al carácter hipereutrófico de la laguna Honda frente al carácter eutrófico de la laguna Nueva.

Los valores de alcalinidad medidos en la laguna Honda durante el periodo de estudio se encuentran en el rango de los descritos en años anteriores (1999-2000) por Fabián (2002). Por el contrario, se ha reconocido un ligero incremento en los valores de alcalinidad del agua de la laguna Nueva.

Aunque es difícil encontrar patrones claros en la distribución espacio-temporal de las especies de C inorgánico disuelto, es interesante destacar el gradiente tan acusado experimentado en la concentración del ión  $\text{HCO}_3^-$  en la laguna Honda, durante principios del mes de Octubre, coincidente con la "fase de bloom" detectada en esta laguna. Los resultados obtenidos revelan la dominancia de procesos de producción en los estratos más superficiales (elevadas concentraciones de  $\text{O}_2$  y concentraciones bajas de  $\Sigma\text{CO}_2$ ), mientras que bajo condiciones de limitación de luz, en los estratos más profundos, predominan los procesos de respiración con la consiguiente producción de  $\Sigma\text{CO}_2$  y consumo de  $\text{O}_2$ , algo ya observado en lagos eutróficos (Wetzel, 1975).



**Figura 3.25.** Variabilidad espacio-temporal de la contribución de los iones  $\text{HCO}_3^-$  y  $\text{CO}_3^{2-}$  a la alcalinidad total del agua de ambas lagunas.

### Cloruros

Las elevadas concentraciones de ión  $\text{Cl}^-$  (18.86 meq  $\text{l}^{-1}$  en la laguna Honda y 33.70 meq  $\text{l}^{-1}$  en la laguna Nueva) (Figura 3.26) son características de sistemas acuáticos próximos a regiones marinas. Aparecen diferencias menores entre ambas lagunas que responden a variaciones en su antigüedad y proximidad al mar.

De la comparación de los resultados obtenidos con los publicados en estudios previos se pone, de nuevo, de manifiesto el proceso de "dulcificación" de las aguas,

especialmente intenso en la laguna Honda, en donde entre 1999-2000 (Fabián, 2002) y 2000-2001 se ha apreciado una reducción del 16% en la concentración de Cl<sup>-</sup>.

Los valores promedio en la columna de agua oscilaron entre 11.57 y 26.70 meq l<sup>-1</sup> en la laguna Honda; y entre 27.62 y 39.95 meq l<sup>-1</sup> en la laguna Nueva. Durante el periodo de estudio, la variación estacional de la concentración de Cl<sup>-</sup> se ha caracterizado por el acusado descenso (48.2% y 11% en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente) experimentado tras las lluvias de Diciembre. Las características morfométricas (reducido volumen y elevado índice A<sub>c</sub>:V) junto con el régimen hídrico de la laguna Honda condicionaron su mayor y más rápida respuesta frente a las intensas precipitaciones que, en última instancia, se tradujo en una drástica modificación de su composición hidroquímica.

Por último, es preciso señalar que al igual que los cationes Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> y Mg<sup>+2</sup>, el ión Cl<sup>-</sup> es un elemento conservativo, lo que explica la homogeneidad observada en su distribución espacial (Figura 3.26).

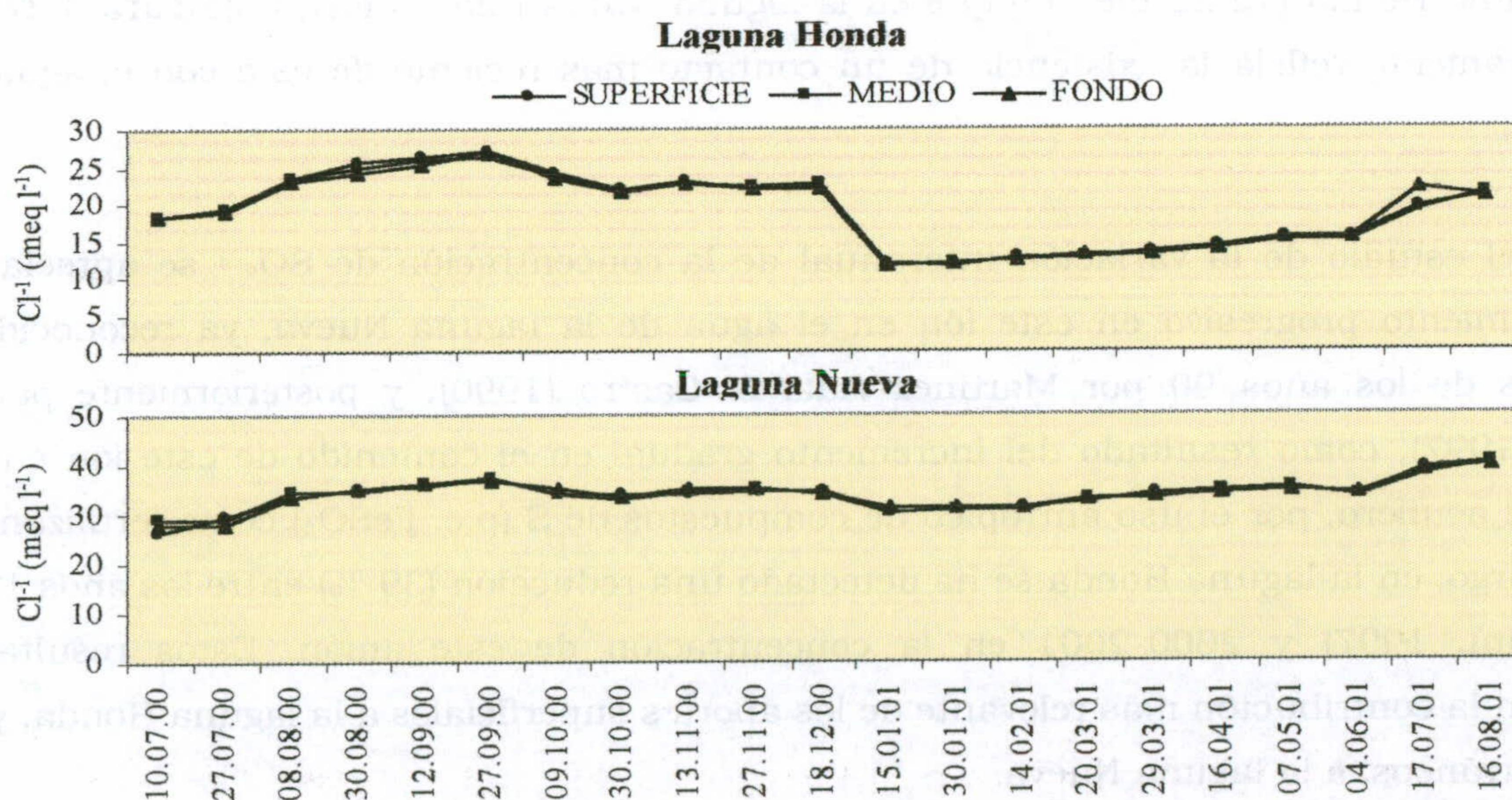


Figura 3.26. Distribución espacio-temporal de la concentración del ión Cl<sup>-</sup>.

### Sulfatos

A diferencia del ión Cl<sup>-</sup>, el SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> es un elemento de proporcionalidad variable cuya disponibilidad en el medio está condicionada por los ciclos microbianos y por el medio

químico (Wetzel, 1975). La presencia de los compuestos de S en las aguas naturales es imputable a la disolución de yesos, oxidación de piritas, aguas marinas fósiles, intrusión marina, recirculación de aguas empleadas para riego, especialmente tras el empleo de fertilizantes sulfatados, y el transporte atmosférico (deposición seca y húmeda) (Martínez-Vidal & Castro, 1990).

En las aguas naturales el S se suele encontrar en su estado oxidado,  $\text{SO}_4^{2-}$ , que puede ser asimilado directamente por los organismos para la síntesis protéica. No obstante, existen otras formas de S como el  $\text{SH}_2$ , producto generado durante la descomposición de la materia orgánica, y el  $\text{SH}^-$  y  $\text{S}^{2-}$ , procedentes de la disolución del  $\text{SH}_2$  y que generalmente se encuentran en concentraciones bajas (Wetzel, 1975).

En las aguas continentales el ión  $\text{SO}_4^{2-}$  se presenta en concentraciones intermedias entre el ión  $\text{HCO}_3^-$  y el  $\text{Cl}^-$ , aniones más abundantes en los ecosistemas acuáticos de agua dulce y de agua salada, respectivamente. Aunque ambas lagunas presentaron concentraciones relativamente elevadas de ión  $\text{SO}_4^{2-}$ , estas fueron notablemente inferiores en la laguna Honda ( $12.32 \text{ meq l}^{-1}$ ) que en la laguna Nueva ( $25.05 \text{ meq l}^{-1}$ ) (Figura 3.27), lo que nuevamente refleja la existencia de un contacto más reciente de ésta con el agua de mar.

Del estudio de la variación interanual de la concentración de  $\text{SO}_4^{2-}$  se aprecia un enriquecimiento progresivo en este ión en el agua de la laguna Nueva, ya reconocido a principios de los años 90 por Martínez-Vidal & Castro (1990), y posteriormente por El Amrani (1997), como resultado del incremento gradual en el contenido de este ión en las aguas del acuífero, por el uso antrópico de compuestos de S (p.e.  $\text{FeSO}_4$ ) como fertilizantes. Sin embargo, en la laguna Honda se ha detectado una reducción (39 %) entre los años 1990 (El Amrani, 1997) y 2000-2001 en la concentración de este anión. Estos resultados confirman la contribución más relevante de los aportes superficiales a la laguna Honda, y de los subterráneos, a la laguna Nueva.

Como en el resto de los iones, la evolución estacional de la concentración de  $\text{SO}_4^{2-}$  estuvo estrechamente relacionada con el régimen de precipitaciones, detectándose un descenso notablemente superior en la laguna Honda (46.42 %) que en la laguna Nueva (12.59%).

Al igual que en estudios previos (Fabián, 2002), las máximas concentraciones de ión  $\text{SO}_4^{2-}$  se registraron durante los meses estivales, debido a la concentración por evaporación de éste anión, así como a la intensa descomposición de la materia orgánica (favorecida por las altas temperaturas), durante la cual se genera  $\text{SH}_2$ , que puede ser oxidado rápidamente a  $\text{SO}_4^{2-}$  en la columna de agua.

Por último, la distribución espacial de la concentración del ión  $\text{SO}_4^{2-}$  mostró una gran uniformidad en el perfil vertical tanto de la laguna Honda como de la laguna Nueva.

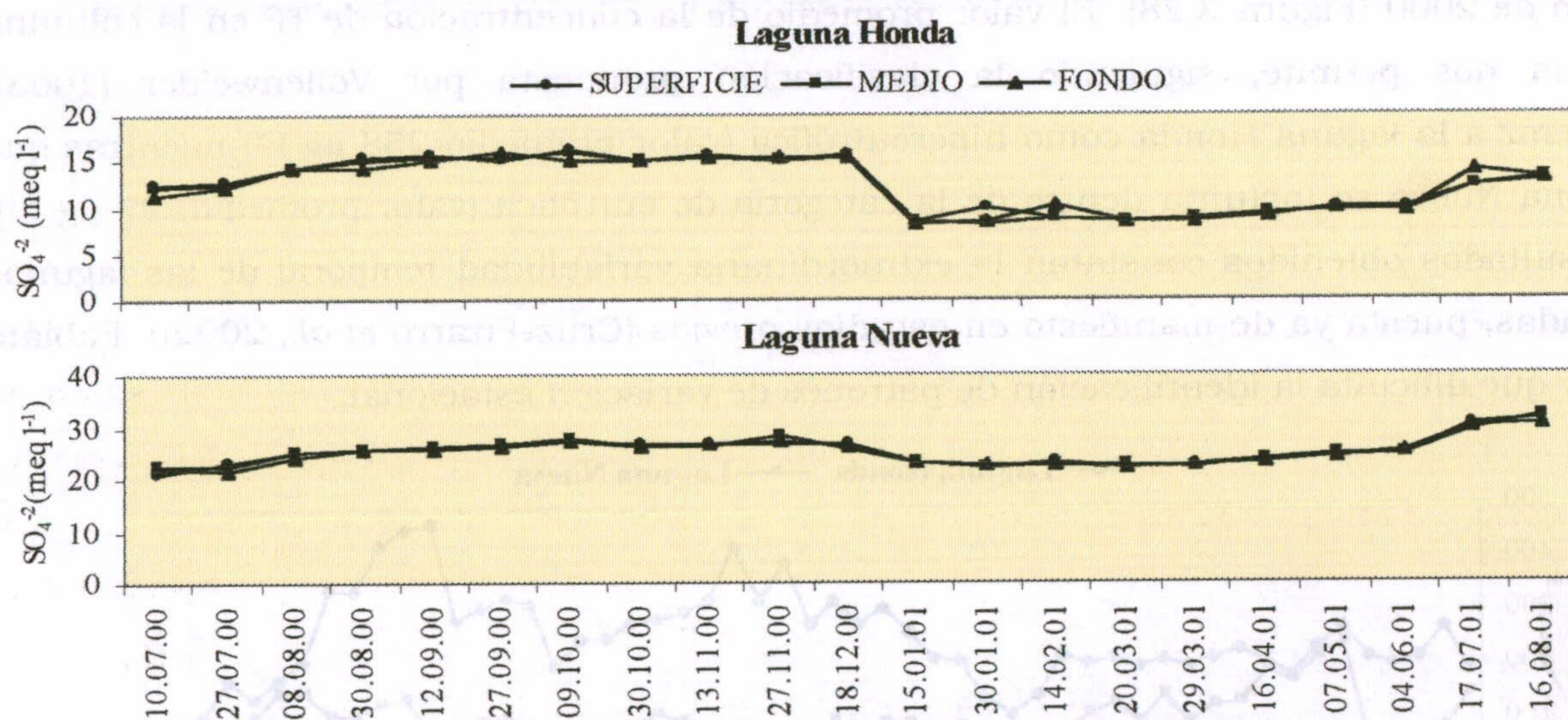


Figura 3.27. Distribución espacio-temporal de la concentración del ión  $\text{SO}_4^{2-}$ .

### 3.3.3.3. Nutrientes

#### Fósforo

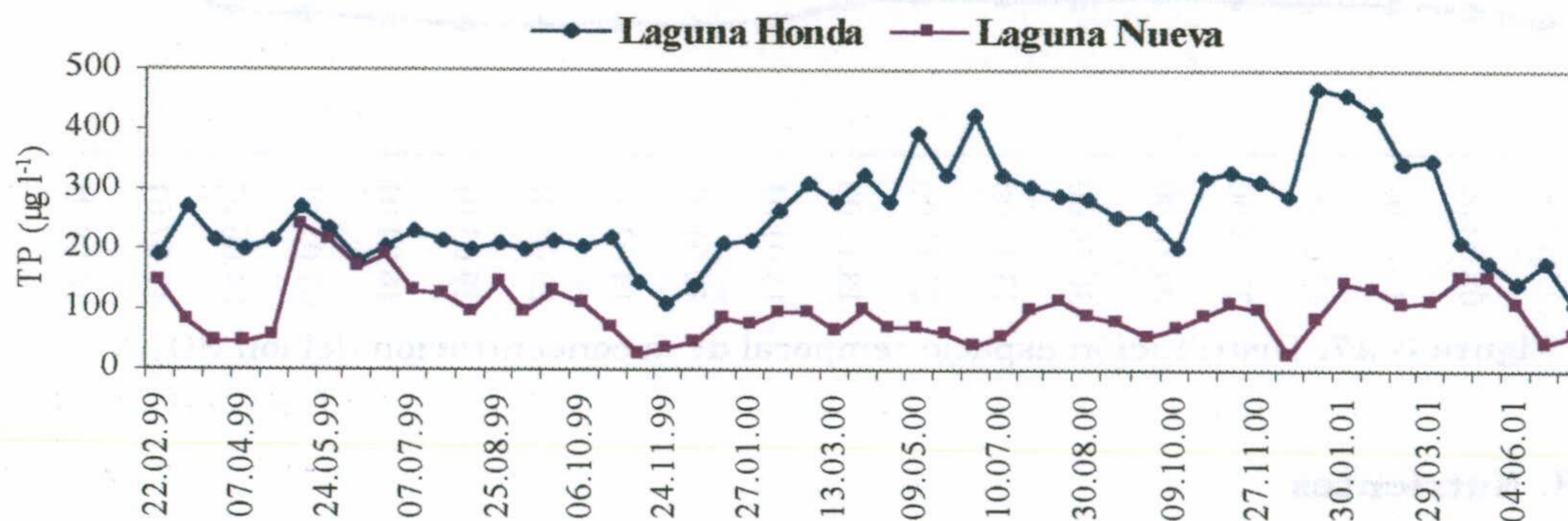
En los ecosistemas acuáticos continentales, el Fósforo (P) se suele presentar en concentraciones subóptimas respecto a sus requerimientos algales (Ohle, 1953; Edmondson *et al.*, 1956; Planas, 1973), lo que le confiere su carácter de nutriente limitante de la producción primaria. Es por ello que, el enriquecimiento en éste nutriente en sistemas eutrofizados, suele conllevar a una notable alteración tanto de la composición específica como de la biomasa de la comunidad fitoplanctónica.

El ortofosfato, la forma de P más comúnmente asociada al P biológicamente disponible para los productores primarios, se caracteriza por tener valores muy bajos del tiempo de retención, de los que son responsables su rápida asimilación biológica así como

los procesos de adsorción (p.e. a minerales de la arcilla y al hidróxido férrico) y de precipitación (p.e. con carbonato cálcico) en los que interviene.

### Evolución interanual de la concentración de Fósforo Total

Para analizar la variabilidad interanual de la concentración de Fósforo Total (TP) en las lagunas de Adra se han empleado los resultados obtenidos durante la realización de esta Tesis y los obtenidos por Fabián (2002) para el periodo comprendido entre Febrero de 1999 y Junio de 2000 (Figura 3.28). El valor promedio de la concentración de TP en la columna de agua nos permite, siguiendo la clasificación propuesta por Vollenweider (1968), considerar a la laguna Honda como hipereutrófica (valor promedio  $258 \mu\text{g l}^{-1}$ ) mientras que la laguna Nueva se incluiría dentro de la categoría de eutrófica (valor promedio,  $97 \mu\text{g l}^{-1}$ ). Los resultados obtenidos constatan la extraordinaria variabilidad temporal de las lagunas estudiadas, puesta ya de manifiesto en estudios previos (Cruz-Pizarro *et al.*, 2002a; Fabián, 2002) y que dificulta la identificación de patrones de variación estacional.

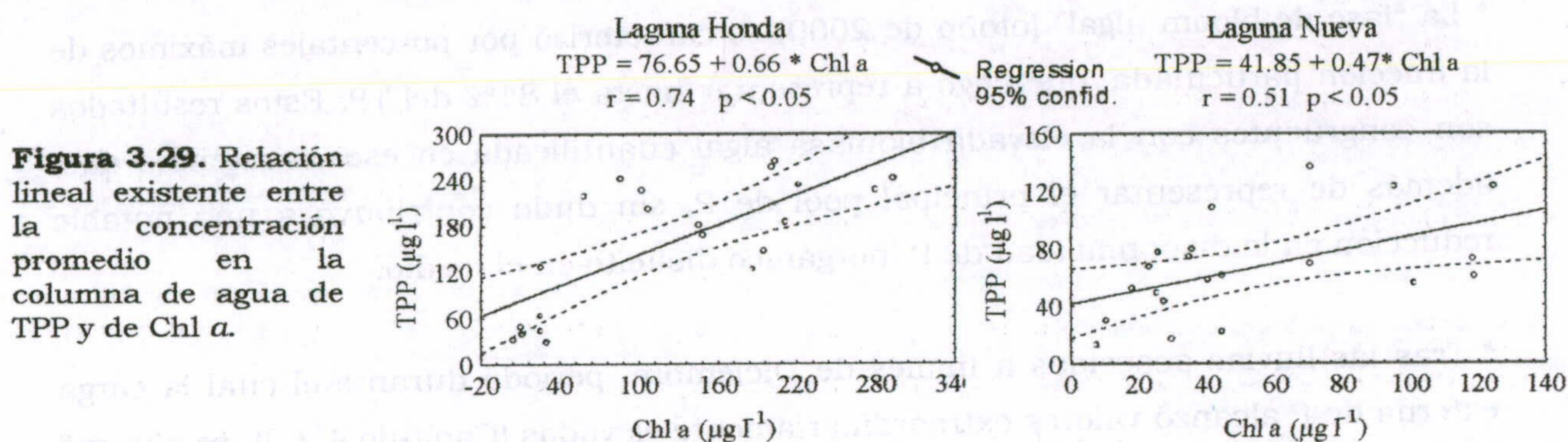


**Figura 3.28.** Evolución de la concentración promedio de TP en la columna de agua.

### Estudio de las diferentes fracciones de Fósforo presentes en la columna de agua

Del análisis de la distribución del P en sus diferentes fracciones: disuelta (ión fosfato,  $i\text{-P}_{\text{dis}}$ ; Fósforo Total Disuelto, TDP) y particulada (Fósforo Total Particulado, TPP = TP-TDP), se observa que, aunque en ambas lagunas el P particulado representó la forma más abundante, es en la laguna Nueva en donde ésta fracción cobró especial interés (66.3% del TP), pudiéndose reconocer diferencias estadísticamente significativas entre la laguna Honda y la laguna Nueva (Figura 3.30). En ambas lagunas, la concentración de TPP se relacionó significativa y positivamente con la biomasa algal (expresada como concentración de Chl *a*) (Figura 3.29).





**Figura 3.29.** Relación lineal existente entre la concentración promedio en la columna de agua de TPP y de Chl a.

3En la laguna Honda, el valor promedio de la concentración de  $i-P_{dis}$  fue extremadamente elevado ( $75 \mu g l^{-1}$ ), con valores promedio de la columna de agua que oscilaron entre concentraciones inferiores al límite de detección del método empleado y  $275 \mu g l^{-1}$  (Figura 3.30) y que representaron un elevado porcentaje del pool del TDP (40.3 %). En esta laguna, la asimilación biológica de  $i-P_{dis}$  por los organismos fotosintetizadores del plancton (estimada a partir de la concentración de Chl a) debió suponer un eficiente mecanismo para la regulación de la concentración de éste nutriente en la masa de agua ( $r = -0.58, p < 0.05$ ); mientras que la débil relación existente entre la concentración de  $O_2$  y de ión fosfato ( $r = -0.07, p > 0.05$ ) en los estratos más profundos de la columna de agua, revela una importancia bastante limitada de los procesos químicos de oxidación-reducción en la regeneración bentónica de éste nutriente (Capítulo 5.3).

Los resultados obtenidos muestran que, durante el periodo de estudio, la laguna Honda se encontró muy raramente limitada por P, ya que en un 90 % de las ocasiones la concentración de  $i-P_{dis}$ , fracción que se aproxima mejor al fósforo biológicamente asimilable (Bradford & Peters, 1987), en el agua fue superior a  $5 \mu g l^{-1}$ , límite por debajo del cual se considera que existe una posible limitación de la producción primaria por P (Ryding & Rast, 1992; Cruz-Pizarro *et al.*, 2002a; Cruz-Pizarro *et al.*, *en prensa*). Esta escasa limitación por P fue el resultado de la elevada carga externa (procedente de ramblas y acequias) e interna (desde el sedimento) de P a esta laguna (Capítulo 4.3.2).

Más allá de destacar tendencias, difícilmente reconocibles en este tipo de sistemas tan fluctuantes y hasta cierto punto impredecibles es conveniente señalar aquellos momentos especialmente interesantes para el estudio de la dominancia de las diversas fracciones de P, como son:

\* La "fase de bloom algal" (otoño de 2000) se caracterizó por porcentajes máximos de la fracción particulada, que llegó a representar hasta el 81% del TP. Estos resultados son congruentes con la elevada biomasa algal cuantificada en esos momentos que, además de representar el principal pool de P, sin duda contribuyó a una notable reducción en la disponibilidad de P inorgánico disuelto en el medio.

\* Tras las lluvias acaecidas a finales de Diciembre, periodo durante el cual la carga externa de P alcanzó valores extraordinariamente elevados (Capítulo 4.3.2), se observó un significativo incremento en la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  (de 6 a 207  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) medida en la masa de agua. La procedencia de éste ión fosfato debió ser el drenaje superficial de terrenos enriquecidos en fertilizantes fosforados mas que la propia escorrentía y arrastre de los materiales de la cuenca, puesto que la piedra caliza (predominante en la cuenca de captación de la laguna) contiene solamente un 1.3 % de P (Wetzel, 1975).

\* Por último, la importancia del reciclado pelágico en el ciclo del P de esta laguna, se puso especialmente de manifiesto durante la "fase de aclaramiento del agua" (primavera de 2001), durante la cual la excreción por organismos heterótrofos (zooplancton filtrador) provocó la detección de las máximas concentraciones de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  en el perfil vertical (275  $\mu\text{g l}^{-1}$ ), así como de los mayores porcentajes en la razón TDP:TP (91 %).

Algunos autores han señalado el efecto directo que tiene el zooplancton herbívoro sobre la distribución de las diferentes formas de P (Mazumder, 1994), y especialmente los grandes filtradores (como *Daphnia sp.*) sobre la regeneración (vía excreción) de ión fosfato al medio acuático (Dolan, 1997; Moss, 1998).

En lo referente a las variaciones en la componente vertical, y a pesar del carácter somero de esta laguna, ha sido posible reconocer una tendencia creciente en la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  durante ciertos momentos. Esta tendencia fue el resultado de la conjunción de procesos físicos (resuspensión), químicos (desorción y redisolución de precipitados del P) y biológicos (degradación de la materia orgánica), que cobraron especial relevancia durante los meses estivales. Especialmente interesante fue el gradiente observado en la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  al comienzo del mes de Octubre ("fase de bloom algal"), en donde la asimilación biológica de éste nutriente en las capas superficiales (408  $\mu\text{g l}^{-1}$  de Chl  $\alpha$ ), provocó una notable reducción en la disponibilidad de fósforo biológicamente disponible (8  $\mu\text{g l}^{-1}$ ); mientras que en las capas más profundas (84  $\mu\text{g l}^{-1}$  de Chl  $\alpha$ ), se detectaron valores

muy superiores en la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  ( $21 \mu\text{g l}^{-1}$ ), probablemente como resultado de la degradación biológica de la materia orgánica que sedimenta.

3En la laguna Nueva, el aspecto que resulta más interesante es el reducido porcentaje que representa el ión fosfato (16%) respecto del total de las formas disueltas, lo que indica que la mayor parte del pool de P disuelto en esta laguna está constituido por compuestos orgánicos de P, de diferente peso molecular.

La concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  (valor promedio,  $4 \mu\text{g l}^{-1}$ ) fue significativamente inferior a la medida en la laguna Honda, debido a la menor relevancia tanto de la carga externa como interna de P a aquella (de Vicente *et al.*, 2001; de Vicente *et al.*, 2003; de Vicente & Cruz-Pizarro, *en prensa*). A diferencia de lo observado en la laguna Honda, la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  se relacionó positivamente con la biomasa algal (Chl  $a$ ) ( $r = 0.49$ ,  $p < 0.05$ ). Sin embargo, y al igual que ocurrió en la laguna Honda, no existió relación significativa entre la concentración de ión fosfato y de  $\text{O}_2$  en el agua del fondo de la laguna ( $r = -0.19$ ,  $p > 0.05$ ), lo que de nuevo confirma el débil control que ejercen los procesos químicos de oxidación-reducción sobre la dinámica del ión fosfato en este sedimento.

Si consideramos al ión fosfato como única forma de fósforo biológicamente disponible (Bradford & Peters, 1987), la producción primaria en la laguna Nueva estuvo limitada en un 94% de las ocasiones por la disponibilidad de P. No obstante, algunos autores (ej. Morris & Lewis, 1988) han reconocido la capacidad de ciertos organismos planctónicos (fitoplancton fundamentalmente) para liberar P inorgánico (mediante hidrólisis enzimática, via fosfatasa) desde compuestos orgánicos de fósforo disuelto, fracción que en esta laguna alcanza concentraciones notablemente elevadas (84% del TDP). Además, es bien conocido que bajo condiciones de limitación por P algunas algas son capaces de desarrollar estrategias como la producción de fosfatasa alcalina y la acumulación de P en forma de gránulos de polifosfato ("consumo de lujo") (Horne & Goldman, 1994). Ésta última estrategia podría representar un mecanismo relativamente importante en la laguna Nueva, en cuyo sedimento se acumulan concentraciones elevadas de P soluble en álcali (fracción compuesta por polifosfato y fitato, fundamentalmente) (Capítulo 5.3.1.1).

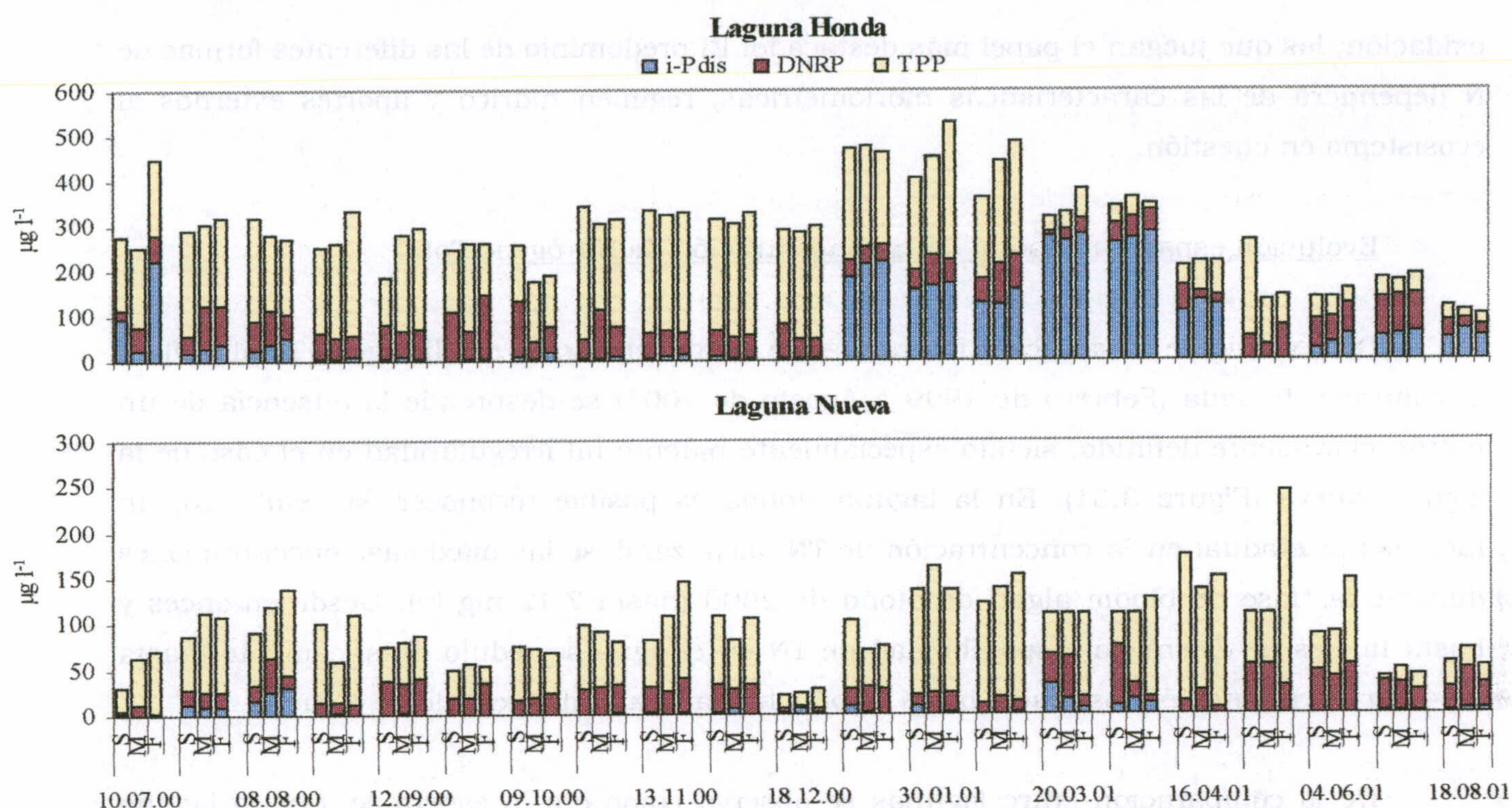
Aunque el TPP se relaciona directamente con la Chl  $a$ , esta relación es menos patente que en el caso de la laguna Honda, lo que podría sugerir una mayor contribución a la fracción particulada, del P asociado a partículas minerales, a la materia orgánica particulada muerta o a asociaciones macroorgánicas.

Del estudio de la variación temporal de la distribución de las diferentes formas de P se pueden identificar los siguientes periodos:

\* El proceso de precipitación de  $\text{CaCO}_3$ , reconocido en la laguna Nueva durante el mes de Agosto de 2000, conllevó a una drástica reducción en la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  (de 24 a  $1 \mu\text{g l}^{-1}$ ), lo que confirma la extraordinaria capacidad del  $\text{CaCO}_3$  para retirar P desde la masa de agua (Wetzel, 1975; Koschel *et al.*, 1983; Kleiner, 1990).

\* A diferencia de lo observado en la laguna Honda, tras las lluvias caídas a finales de Diciembre de 2000, la fracción de P que se incrementó notablemente fue la particulada (de 17 a  $55 \mu\text{g l}^{-1}$ ), no observándose variación en la concentración de ión fosfato. Este incremento detectado en la fracción particulada de P fue concomitante a un espectacular incremento en la biomasa algal (de 29 a  $101 \mu\text{g l}^{-1}$ ), seguramente como resultado de la descarga directa de agua procedente de la laguna Honda.

En cuanto a la variación espacial de las fracciones de P, y al igual que en la laguna Honda, se puede observar un ligero incremento en la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  conforme descendemos en el perfil vertical, situación especialmente patente durante los meses estivales del 2000. Además es conveniente resaltar la tendencia creciente en el perfil vertical de la concentración de TP, a la que contribuyó fundamentalmente la fracción particulada (TPP), durante el verano de 2000 y primavera-verano de 2001, y que pudo estar asociada al incremento de la concentración de Chl *a* medido en el agua próxima al sedimento (Capítulo 3.3.4).



**Figura 3.30.** Distribución espacio-temporal de las diferentes formas de P presentes en la columna de agua (i-P<sub>dis</sub>: Fósforo Reactivo Soluble; DNRP: Fósforo Disuelto No Reactivo; TPP: Fósforo Particulado Total).

### Nitrógeno

El Nitrógeno es otro de los macronutrientes que puede actuar como factor limitante de la productividad algal. Aunque la limitación por N ha sido asociada generalmente a ecosistemas de elevada eutrofia, donde el déficit en N favorece el establecimiento de una comunidad fitoplanctónica dominada por Cianobacterias, estudios recientes han revelado la importancia que la limitación por N puede alcanzar en lagos menos productivos de la zona templada (Morris & Lewis, 1988). Algunos autores han sugerido que la variabilidad observada en la productividad, en la biomasa y en la composición específica del fitoplancton puede responder a una alternancia en la limitación por P y por N (Edmondson, 1972; White *et al.*, 1985, 1985; Lewis *et al.*, 1984; Setaro & Melack, 1984).

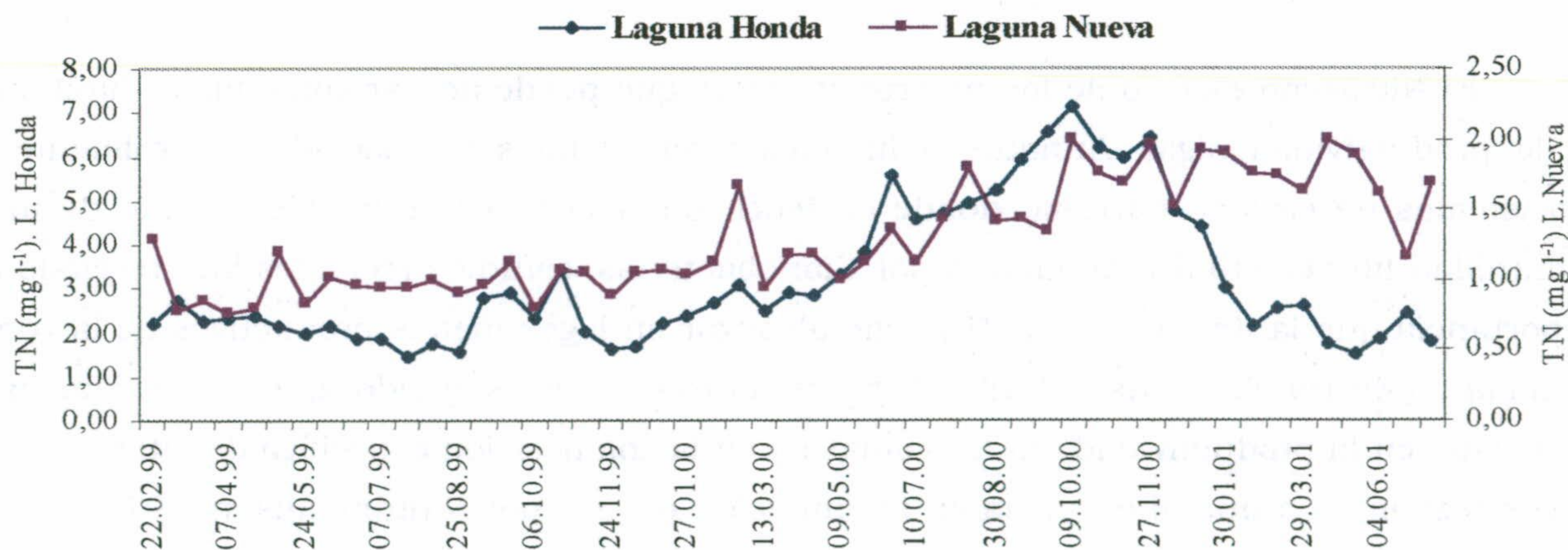
El ciclo del N en los ecosistemas acuáticos se caracteriza por su extraordinaria complejidad, derivada de la diversidad de compuestos y de procesos que en él intervienen. Al igual que el P, en las aguas dulces el N se puede encontrar bajo diversas formas; pero, y a diferencia de aquél, en el ciclo del N son las formas inorgánicas, en diferente estado de

oxidación, las que juegan el papel más destacado. El predominio de las diferentes formas de N dependerá de las características morfométricas, régimen hídrico y aportes externos al ecosistema en cuestión.

Evolución espacio-temporal de la concentración de Nitrógeno Total

Del estudio de la variación interanual de la concentración de Nitrógeno Total (TN) en la columna de agua (Febrero de 1999 a Agosto de 2001) se desprende la ausencia de un patrón claramente definido, siendo especialmente patente tal irregularidad en el caso de la laguna Nueva (Figura 3.31). En la laguna Honda es posible reconocer, sin embargo, un incremento gradual en la concentración de TN, alcanzándose las máximas concentraciones durante la “fase de bloom algal” de otoño de 2000 (hasta 7.12 mg l<sup>-1</sup>). Desde entonces y hasta finales de Enero, la disponibilidad de TN en el agua se redujo drásticamente (hasta 3.14 mg l<sup>-1</sup>), manteniéndose éstos bajos valores hasta finales del periodo de estudio.

De la comparación entre lagunas se observa como era lo esperable, que la laguna Honda presentó una concentración promedio de TN (3.23 mg l<sup>-1</sup>) significativamente superior a la medida en la laguna Nueva (1.38 mg l<sup>-1</sup>). La variabilidad temporal fue especialmente acusada en la laguna Honda (C<sub>VAR</sub> = 49.1%), si bien en la laguna Nueva también fue notable (C<sub>VAR</sub> = 29.3%).



**Figura 3.31.** Evolución de la concentración promedio de TN (mg N l<sup>-1</sup>) en la columna de agua.

En la Figura 3.32 se representa la variación espacio-temporal de la concentración de TN en el periodo comprendido entre Julio de 2000 y Agosto de 2001. En ambas lagunas se puede apreciar una tendencia creciente hacia las mayores profundidades, incrementándose

ligeramente los valores promedio desde 4.03 a 4.36 mg l<sup>-1</sup> en la laguna Honda y desde 1.62 a 1.74 mg l<sup>-1</sup> en la laguna Nueva.

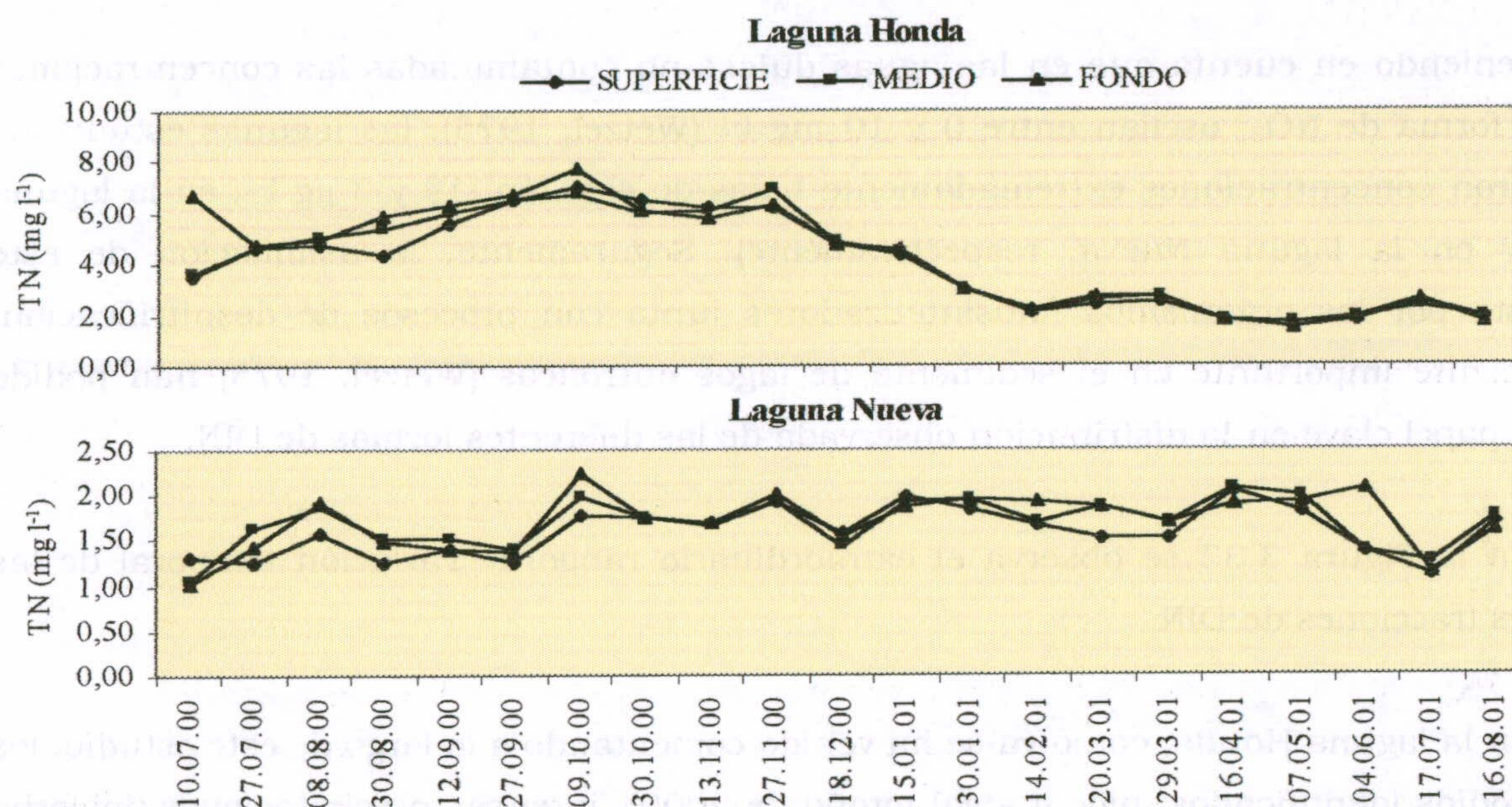


Figura 3.32. Evolución espacio-temporal de la concentración de TN en el agua.

Estudio de las diferentes formas de Nitrógeno presentes en el agua

La concentración de N inorgánico disuelto (DIN) fue significativamente superior en la laguna Honda (503 µg N l<sup>-1</sup>) que en la laguna Nueva (33 µg N l<sup>-1</sup>) (Figura 3.33), representando en ambas lagunas un reducido porcentaje del TN (12.2 % y 20.21 % en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente). Estos resultados reflejan la importancia que las formas orgánicas disueltas y particuladas y, probablemente en menor grado, las formas inorgánicas particuladas de N, pueden cobrar en este tipo de sistemas; lo que sería coherente con estudios previos en donde se reconoce una tendencia creciente en la abundancia de N orgánico disuelto (DON) a medida que se incrementa el nivel trófico del sistema (Horne & Goldman, 1994).

De las tres formas inorgánicas de N disuelto analizadas (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, de este último compuesto solamente se disponen de datos correspondientes al periodo Septiembre de 2000-Agosto de 2001), el ión NH<sub>4</sub><sup>+</sup> fue la más abundante en ambas lagunas, representando un 92% y un 87% de dicha fracción en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente. Las relativamente elevadas concentraciones de ión NH<sub>4</sub><sup>+</sup> pueden ser el resultado de procesos de descomposición de la materia orgánica (amonificación) realizada

por las bacterias heterótrofas, así como de la excreción nitrogenada de organismos tanto del zooplancton como de la comunidad piscícola.

Teniendo en cuenta que en las aguas dulces no contaminadas las concentraciones de N en forma de  $\text{NO}_3^-$  oscilan entre 0 y  $10 \text{ mg l}^{-1}$  (Wetzel, 1975), las lagunas estudiadas presentaron concentraciones extremadamente bajas de este ión ( $19$  y  $3 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ , en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente). Seguramente, la asimilación de éste compuesto por los organismos fotosintetizadores junto con procesos de desnitrificación, especialmente importante en el sedimento de lagos eutróficos (Wetzel, 1975) han podido jugar un papel clave en la distribución observada de las diferentes formas de DIN.

En la Figura 3.33 se observa el extraordinario rango de variación temporal de las diferentes fracciones de DIN.

En la laguna Honda, como ya se ha venido comentando a lo largo de este estudio, los tres episodios identificados: bloom algal (otoño de 2000), intensas precipitaciones (invierno de 2000) y aclaramiento del agua (primavera de 2001), han regido las marcadas variaciones estacionales observadas en ella:

\* Durante la fase de crecimiento explosivo de la población algal, la principal forma de DIN fue el ión  $\text{NH}_4^+$  (99%), como resultado, seguramente, de la intensidad de la asimilación biológica de  $\text{NO}_3^-$  así como de procesos de degradación microbiana de la materia orgánica sedimentada.

\* Tras las intensas precipitaciones de finales del año 2000, la concentración del ión  $\text{NO}_3^-$  se incrementó espectacularmente (casi 5 veces) en la columna de agua. Los arrastres por escorrentía de restos de fertilizantes así como la oxidación de formas reducidas preexistentes, pudieron ser los responsables del patrón observado.

\* Las máximas concentraciones de DIN en la columna de agua (hasta  $1503 \text{ } \mu\text{g l}^{-1}$ ; del cual más del 98 % estuvo compuesto por ión  $\text{NH}_4^+$ ) fueron registradas durante la fase de aclaramiento del agua, en la que la extraordinariamente elevada biomasa de organismos del zooplancton (*Daphnia sp.*, Rodrigues da Silva, *com. pers.*) contribuyó considerablemente al reciclado pelágico de N a través de la excreción de urea. En este sentido, numerosos estudios han reconocido el papel que la excreción de ión  $\text{NH}_4^+$  por

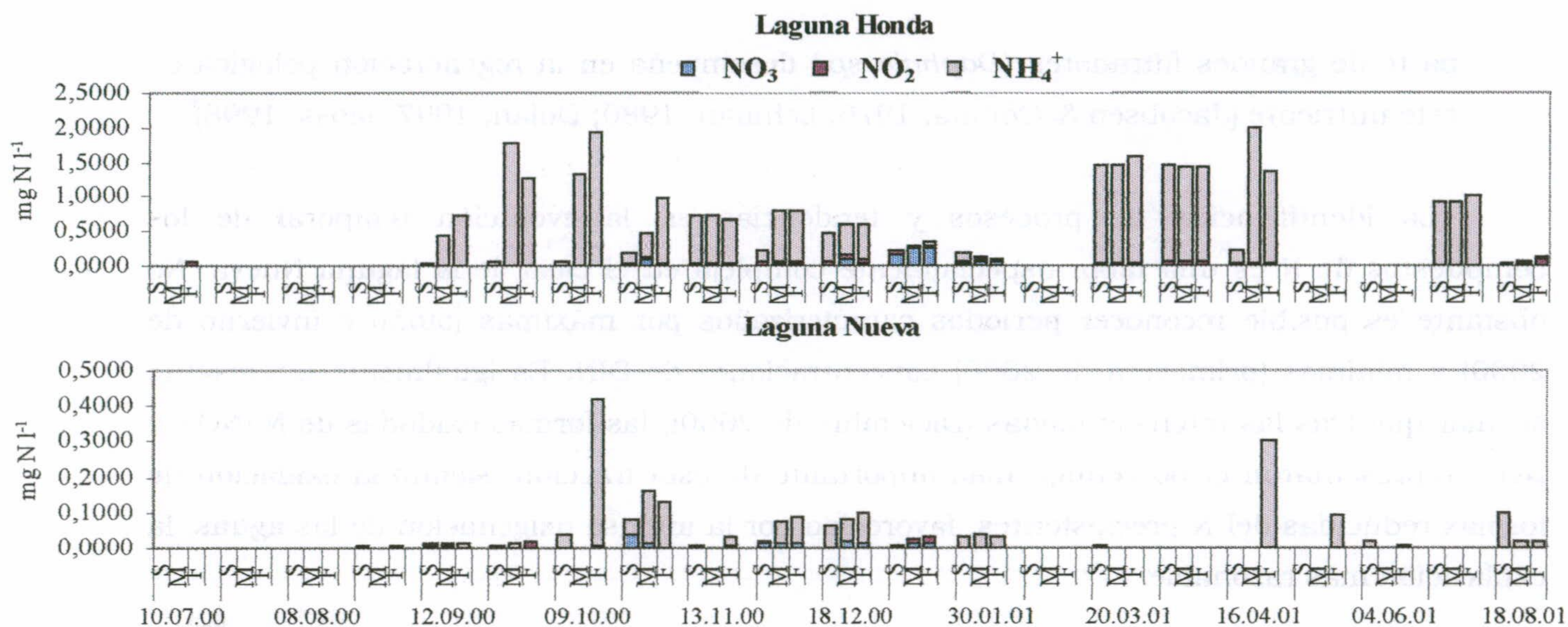


parte de grandes filtradores (*Daphnia sp.*) desempeña en la regeneración pelágica de este nutriente (Jacobsen & Comita, 1976; Lehman, 1980; Dolan, 1997; Moss, 1998).

La identificación de procesos y tendencias en la evolución temporal de los compuestos de N es una labor especialmente compleja en el caso de la laguna Nueva. No obstante es posible reconocer periodos caracterizados por máximas (otoño e invierno de 2000) y mínimas (primavera de 2000) concentraciones de DIN. Es igualmente interesante señalar que tras las intensas lluvias (Diciembre de 2000), las formas oxidadas de N ( $\text{NO}_2^-$  y  $\text{NO}_3^-$ ) representaron el porcentaje más importante de esta fracción, siendo la oxidación de formas reducidas del N preexistentes, favorecido por la intensa oxigenación de las aguas, la explicación más razonable.

En lo referente a la distribución de las diferentes formas de N en el perfil vertical de la columna de agua, resulta conveniente indicar que en ambas lagunas la concentración de DIN mostró una tendencia creciente en profundidad, con incrementos en los valores promedio desde 298 a 618  $\mu\text{g l}^{-1}$  en la laguna Honda y desde 18 a 61  $\mu\text{g l}^{-1}$  en la laguna Nueva. Tanto en la laguna Honda como en la laguna Nueva, los máximos gradientes verticales en la concentración de DIN se cuantificaron en otoño de 2000, midiéndose mínimas concentraciones en superficie (77  $\mu\text{g l}^{-1}$  y 39  $\mu\text{g l}^{-1}$ , en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente) y máximas en las capas más profundas (1933  $\mu\text{g l}^{-1}$  y 418  $\mu\text{g l}^{-1}$ , en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente). Los resultados obtenidos mostraron una notable segregación espacial de los procesos de asimilación de las formas oxidadas del N, predominantes en los estratos superficiales, y de descomposición de la materia orgánica, con la consiguiente liberación de ión  $\text{NH}_4^+$ , en la proximidad del sedimento.

Por último, si consideramos que solamente las formas inorgánicas disueltas de N son biológicamente asimilables y que, siguiendo a Ryding & Rast (1992), concentraciones de DIN inferiores a 20  $\mu\text{g l}^{-1}$  indicarían una limitación por éste nutriente, podemos suponer que la producción primaria en la laguna Nueva estuvo limitada en gran medida (62% de las ocasiones) por la disponibilidad de N. Por el contrario, en la laguna Honda la limitación por este nutriente desempeñó un papel secundario (33% de las ocasiones). No obstante, es preciso hacer notar que estudios realizados en zonas costeras han puesto de manifiesto la capacidad que tienen algunos grupos de algas para utilizar el N asociado a compuestos húmicos (Carlsson & Granéli, 1993) y que, en caso de tener lugar en estas lagunas aliviaría el carácter limitante de este elemento.



**Figura 3.33.** Distribución espacio-temporal de las diferentes fracciones de N inorgánico disuelto.

### 3.3.4.- VARIABLES BIOLÓGICAS

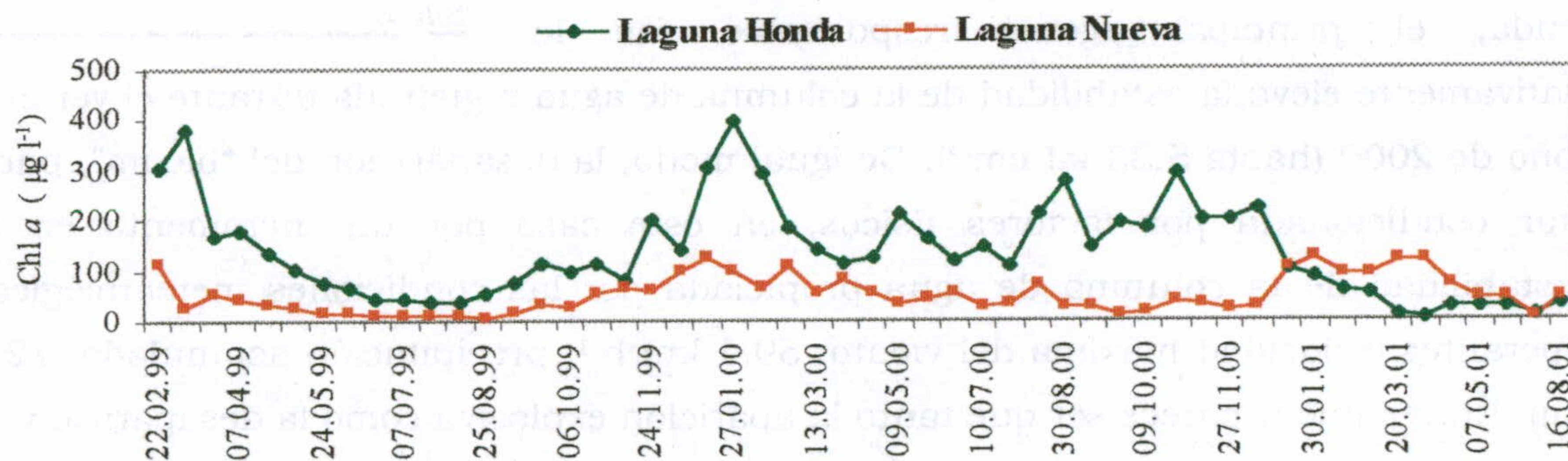
Atendiendo a sus características morfológicas (p.e. reducido desarrollo de la línea de costa) y estado trófico, la producción autóctona planctónica debe ser la principal componente de la productividad primaria de las lagunas de la Albufera de Adra. No obstante, durante los meses de primavera-verano, es frecuente el desarrollo de una orla de vegetación macrofítica litoral en la laguna Nueva (Capítulo 3.3.2.2); mientras que en la laguna Honda, sólo se apreció el desarrollo de macrófitos en la cubeta W durante el verano de 2001.

Por ello, en las lagunas estudiadas la comunidad macrofítica puede considerarse como poco relevante en cuanto a su contribución a la productividad total del sistema, lo que ha determinado que este estudio se centre en la comunidad fitoplanctónica, en particular en la concentración de Chl *a*, como estima de la biomasa fitoplanctónica e incluso de la productividad primaria. Es cierto, sin embargo, que esta relación se complica si consideramos que la concentración de Chl *a* en la célula no es constante, sino que depende de factores ambientales, como la temperatura, la intensidad lumínica y la disponibilidad de nutrientes, y fisiológicos, como la edad de las células y su estado metabólico (Planas, 1973; Marsden, 1989).

### 3.3.4.1. Evolución espacio-temporal de la concentración de la Clorofila *a*

El valor promedio anual de la concentración de Chl *a* fue significativamente superior en la laguna Honda (119  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) que en la laguna Nueva (54  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). Estos valores nos permiten clasificarlas, siguiendo los criterios de la OCDE (1982), dentro de la categoría hipereutrófica (concentraciones superiores a 25  $\mu\text{g l}^{-1}$ ).

De la comparación de estos resultados con los encontrados por Fabián (2002) durante el periodo comprendido entre Febrero de 1999 y Junio de 2000, se desprende la ausencia de variaciones interanuales significativas (Figura 3.34). Aunque, si bien en la laguna Nueva es posible reconocer la existencia de máximos invernales, la laguna Honda se caracterizó por una extraordinaria variabilidad estacional, siendo muy compleja la identificación de patrones claros de variación.



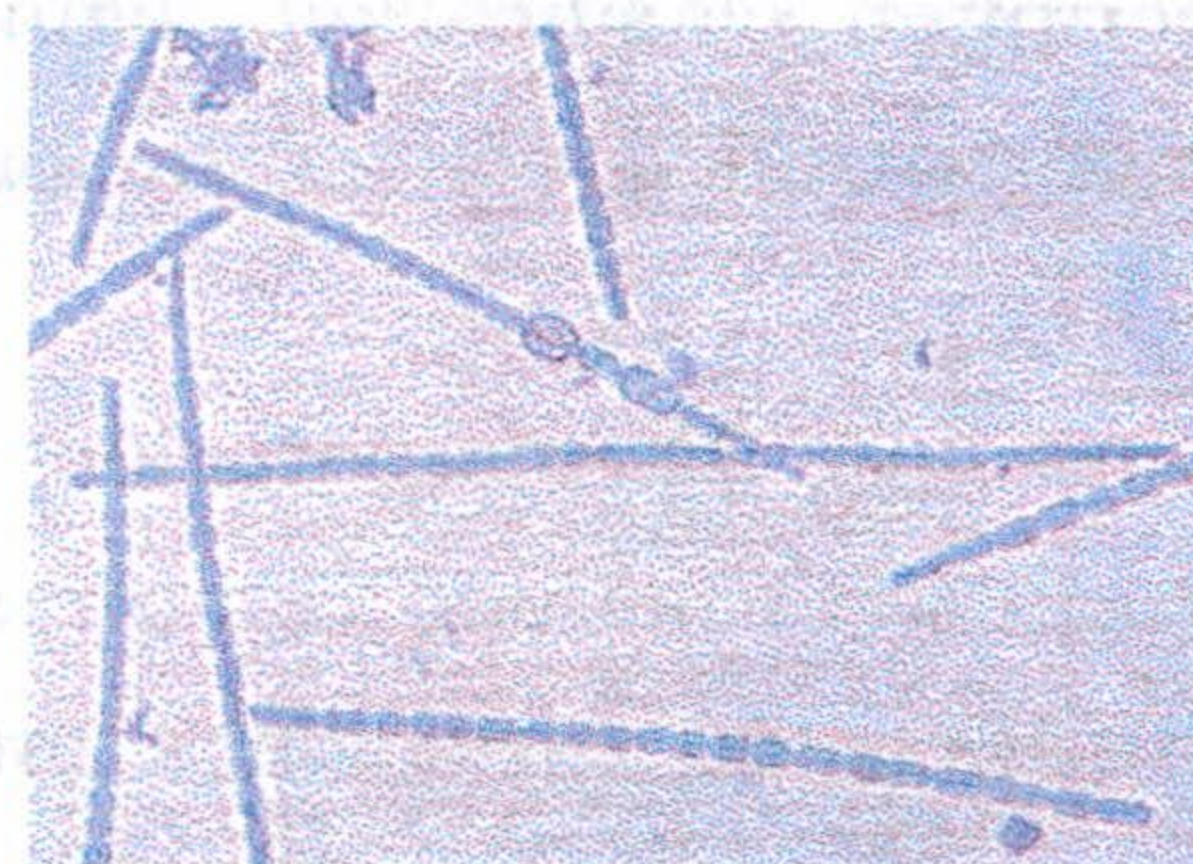
**Figura 3.34.** Evolución interanual de la concentración de Chl *a* en las lagunas de la Albufera de Adra.

Sobre una base anual ambas lagunas presentaron una elevada variabilidad espacio-temporal en la concentración de Chl *a* (Figura 3.35), con valores comprendidos entre 1 y 408  $\mu\text{g l}^{-1}$ , en la laguna Honda, y entre 7 y 136  $\mu\text{g l}^{-1}$ , en la laguna Nueva. En sistemas con características similares, como la Albufera de Valencia, se han llegado a detectar concentraciones máximas de hasta 646  $\mu\text{g l}^{-1}$ , durante un bloom otoñal de diatomeas (Miracle *et al.*, 1984).

Al igual que las demás variables limnológicas analizadas, la concentración de Chl *a* mostró una drástica variación a partir de las lluvias caídas a finales del año 2000. Tras ellas, la concentración de Chl *a* en ambas lagunas presentó patrones notablemente diferentes, reduciéndose gradualmente en la laguna Honda e incrementándose en la laguna Nueva.

En la laguna Honda, podemos reconocer dos periodos especialmente interesantes que no habían sido descritos con anterioridad en esta laguna: la “fase de bloom algal” (otoño de 2000) y la “fase de aclaramiento del agua”(primavera de 2001):

\* Durante la “fase de bloom algal” la comunidad fitoplanctónica estuvo dominada fundamentalmente por *Anabaena sp.* (Rodrigues da Silva, *com. pers.*) (Foto 3.2). Aunque el desarrollo masivo de Cianobacterias se puede ver favorecido bajo condiciones como una disminución o desaparición de grandes cladóceros (Nilssen, 1978), una



**Foto 3.2.-** Detalle de *Anabaena sp.*, con heterocistos, aislada de la laguna Honda (Rodrigues da Silva).

estabilidad hidrológica (Reynolds, 1984), una limitación por N (Reynolds, 1984) y desequilibrios en la razón N:P (Rhee & Gotham, 1980); parece ser que en la laguna Honda, el principal agente responsable fue la relativamente elevada estabilidad de la columna de agua registrada durante el verano-otoño de 2000 (hasta 5.33 kJ cm<sup>-2</sup>). De igual modo, la desaparición del “bloom”, pudo estar condicionada por factores físicos, en este caso por un incremento en la inestabilidad de la columna de agua propiciada por las condiciones meteorológicas imperantes (velocidad máxima del viento: 59.4 km h<sup>-1</sup>; precipitación acumulada: 72.4 mm). En resumen, parece ser que tanto la aparición explosiva como la desaparición de Cianobacterias en la laguna Honda estuvo controlada fundamentalmente por factores físicos.

\* La “fase de aclaramiento del agua” se caracterizó por mínimos valores de biomasa fitoplanctónica (hasta 1 µg l<sup>-1</sup>) y máximas densidades de Cladóceros (*Daphnia sp.*) (Rodrigues de Silva, *com. pers.*), cuya eficacia para controlar la biomasa algal ha sido ampliamente reconocida (Pace, 1984; Lampert *et al.*, 1986; Gliwicz, 1990; Sevrin-Reyssac, 1997). En tal situación es lógico suponer que la presión por herbivoría fuera muy superior a la tasa bruta de crecimiento de las principales especies de fitoplancton de la laguna, por lo que su tasa neta de crecimiento se redujo considerablemente.

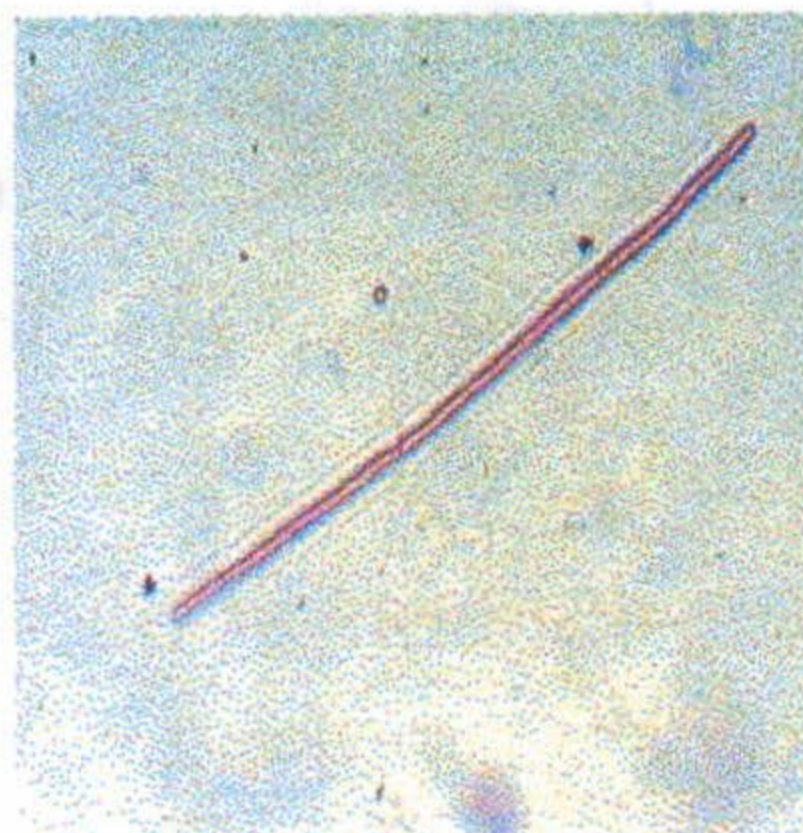
En cuanto a la variación estacional de la Chl *a* en la laguna Nueva, lo más destacable es el notable descenso (74%) cuantificado durante el mes de Agosto de 2000, concomitante con el proceso de precipitación biogénica de CaCO<sub>3</sub> y que podría ser el resultado, como numerosos trabajos han reconocido (Koschel *et al.*, 1983; Stabel, 1986; House *et al.*, 1986;

Zhang & Prepas, 1996), de la agregación y coagulación de las células algales y de su consiguiente incremento en la velocidad de sedimentación.

La distribución de la concentración de la Chl *a* en el perfil vertical de la laguna Nueva mostró, generalmente, un patrón creciente en profundidad. Especialmente relevante fue el máximo gradiente cuantificado durante el muestreo a comienzos de Junio, en el que se midieron concentraciones de hasta 97  $\mu\text{g l}^{-1}$  en las proximidades del sedimento, bajo condiciones de ausencia total de luz ( $Z_{\text{max}} = 330 \text{ cm}$ ;  $Z_{\text{eu}} = 195 \text{ cm}$ ). En esta laguna, fundamentalmente durante los meses de verano-otoño, se ha observado la aparición de tapetes de Cianobacterias (*Oscillatoria sp.*) sobre el sedimento (Fotos 3.3 y 3.4), cuya capacidad para adaptarse a la vida bentónica mediante un predominio del metabolismo quimio-organotrófico está bien reconocida (Wetzel, 1975).

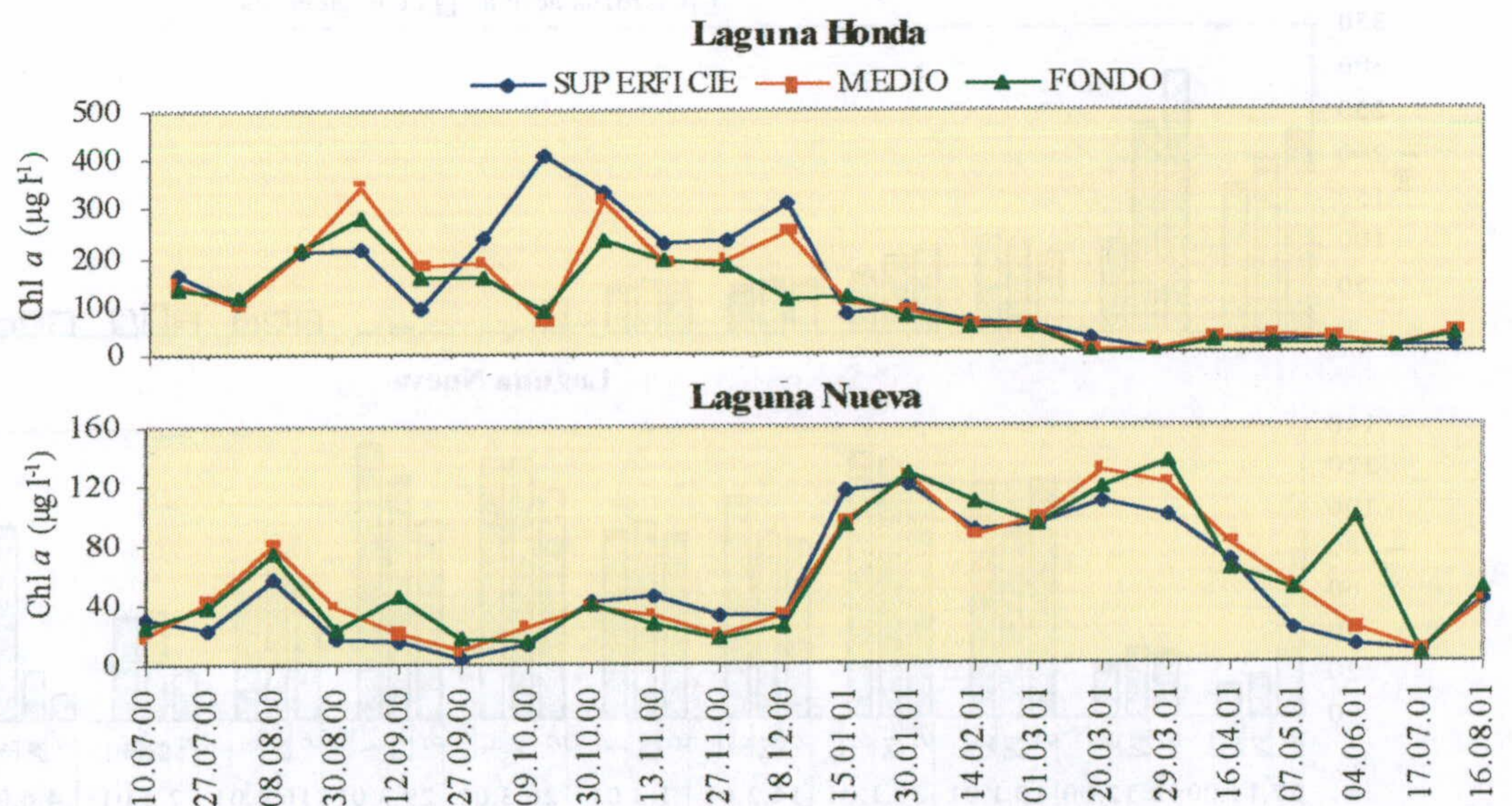


**Foto 3.3.-** Tapete de Cianobacterias presentes en el sedimento de la laguna Nueva (Julio de 2002).



**Foto 3.4.-** Detalle de *Oscillatoria sp.* presente en muestras de agua tomadas en las proximidades del sedimento en Junio de 2001 (Rodrigues da Silva).

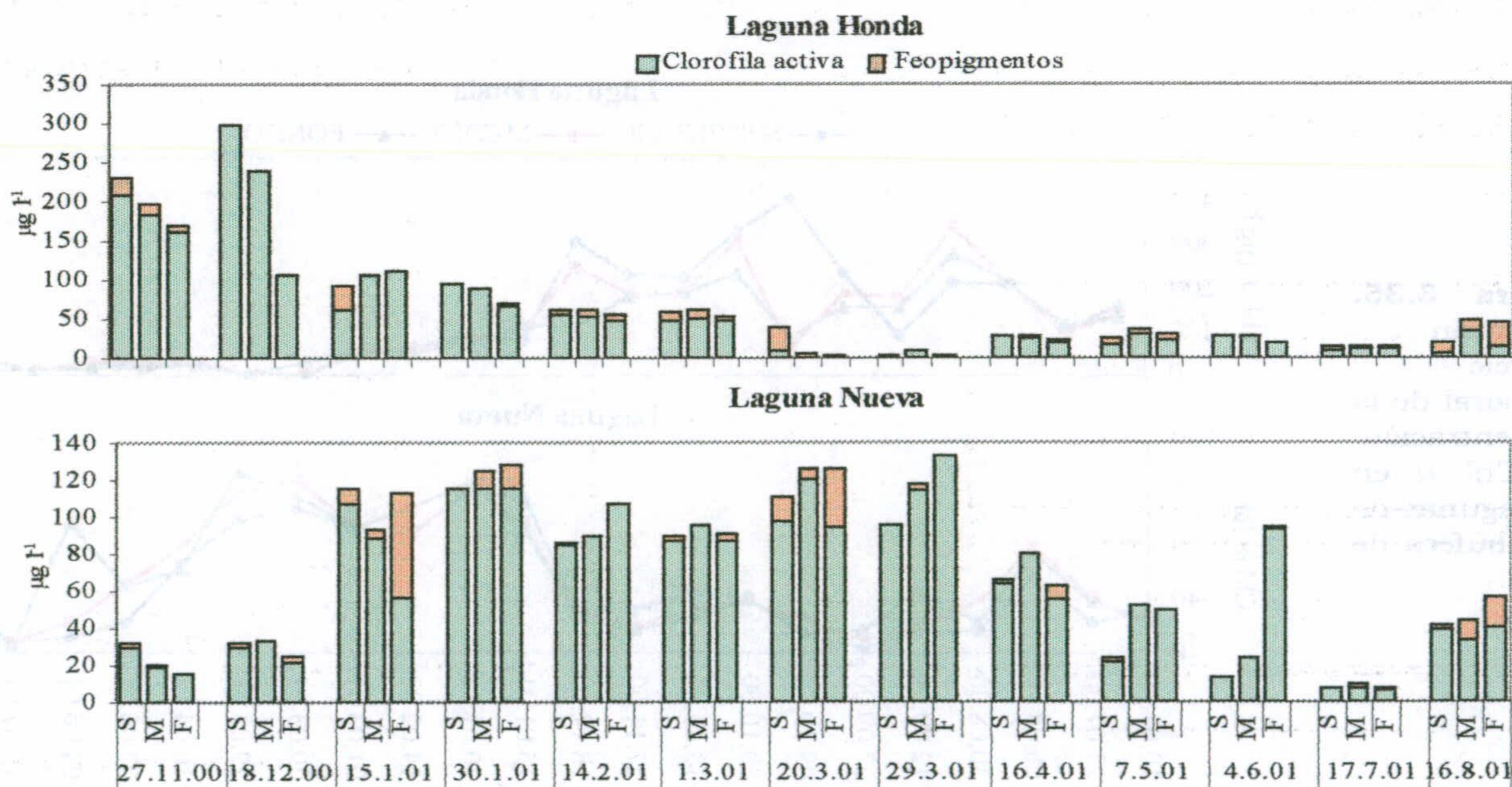
**Figura 3.35.** Evolución espacio-temporal de la concentración de Chl *a* en las lagunas de la Albufera de Adra.



El índice pigmentario de Margalef (1960), que relaciona la densidad óptica a 430 nm (máximo de absorción para los diversos pigmentos clorofílicos y no clorofílicos) con la densidad óptica a 665 nm (máximo de absorción para la Chl *a*), mostró un valor promedio significativamente superior en la laguna Nueva (2.37) que en la laguna Honda (2.17). Según Margalef (1980) este índice puede oscilar entre 1.4 y 2.4 en lagos eutróficos, y entre 2.4 y 3.6, en lagos oligotróficos. Los valores encontrados en las lagunas de Adra son superiores a los descritos por Miracle *et al.*, (1984) en la Albufera de Valencia (comprendidos entre 1.8 y 2.06).

**3.3.4.2. Estudio de la distribución espacio-temporal de la concentración de Clorofila activa y de los Feopigmentos**

Como se muestra en la Figura 3.36, en las lagunas de la Albufera de Adra, la mayor proporción estuvo representada por la Chl activa, con un 81% de la Chl total en la laguna Honda y un 92% de la Chl total en la laguna Nueva, y solamente de manera excepcional se alcanzaron porcentajes extremadamente elevados de Feopigmentos (hasta 80% de Chl total) registrados durante la “fase de aclaramiento del agua” en la laguna Honda, y asociados, como algunos autores han señalado (Sakoh *et al.*, 1997; Barlow *et al.*, 1998), a una fuerte presión por depredación.



**Figura 3.36.** Distribución espacio-temporal de concentración de Clorofila activa y de Feopigmentos.

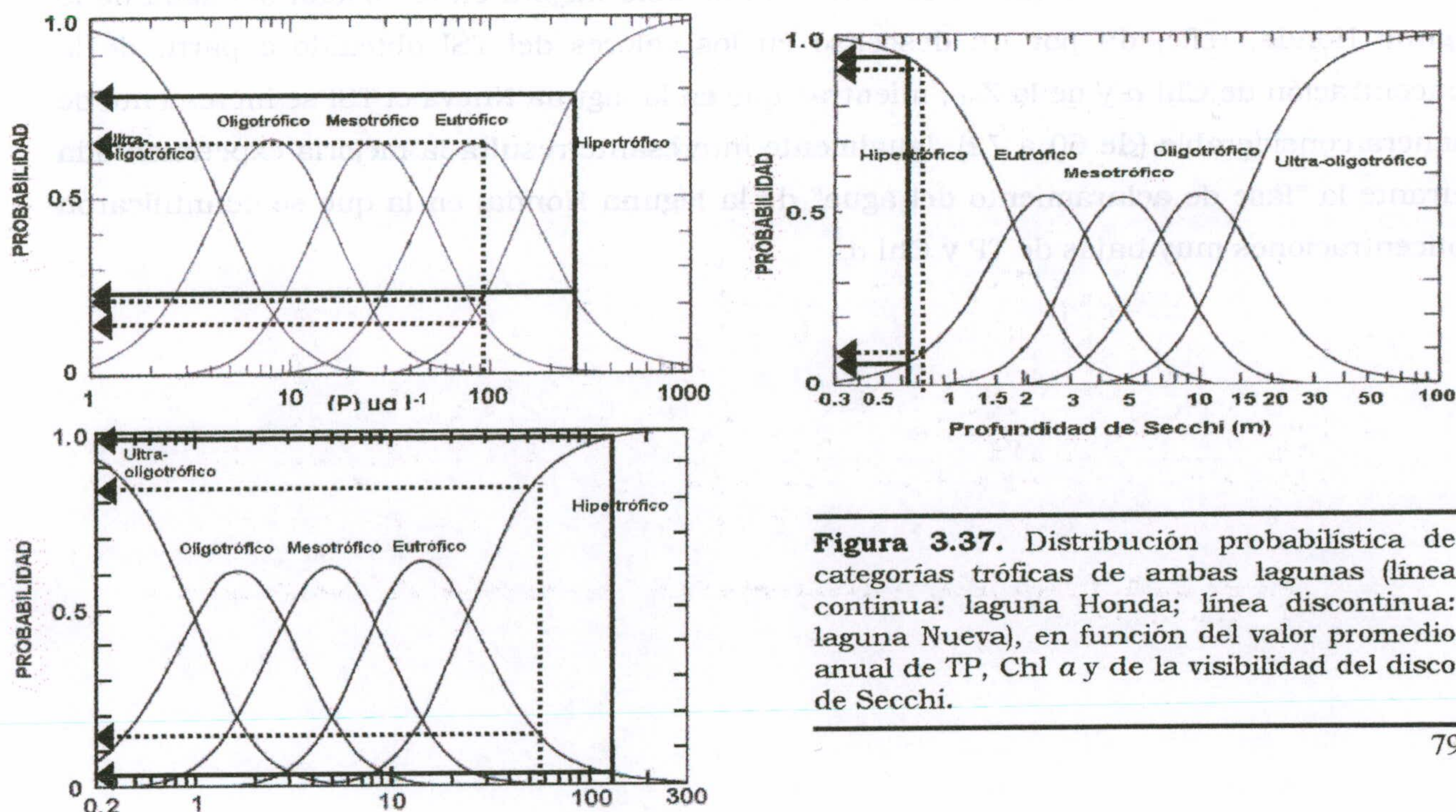
### 3.3.5.- EVOLUCIÓN DEL ESTADO TRÓFICO

Atendiendo al conjunto de criterios establecidos por la OCDE (1982) para la caracterización del estado trófico, la laguna Honda se podría considerar como un sistema hipereutrófico mientras que la laguna Nueva se encuadraría en el límite superior de la eutrofia (Tabla 3.4).

**Tabla 3.4.-** Valores de las variables consideradas por la OCDE (1982) en la caracterización trófica de sistemas acuáticos.

	Laguna Honda	Laguna Nueva
Concentración promedio anual de TP ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	289	95
Concentración promedio anual de Chl <i>a</i> en la $Z_{eu}$ ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	132	54
Concentración máxima anual de Chl <i>a</i> en la $Z_{eu}$ ( $\mu\text{g l}^{-1}$ )	409	123
Promedio anual de $Z_{SD}$ (m)	0.62	0.78
Mínimo anual de $Z_{SD}$ (m)	0.10	35

Otro tipo de clasificación que se ajusta con mas fiabilidad a la realidad, es la basada en límites abiertos (OCDE, 1982), y en la que según la concentración promedio anual de TP y Chl *a* y el valor promedio anual de la transparencia del agua, se asigna la probabilidad de que el sistema considerado pertenezca a una determinada categoría trófica. Los resultados obtenidos confirman el elevado estado trófico de ambas lagunas, especialmente de la laguna Honda (hipereutrófica) (Figura 3.37).



**Figura 3.37.** Distribución probabilística de categorías tróficas de ambas lagunas (línea continua: laguna Honda; línea discontinua: laguna Nueva), en función del valor promedio anual de TP, Chl *a* y de la visibilidad del disco de Secchi.

Por otro lado, Carlson (1977) propuso la utilización de un índice numérico, Índice de Estado Trófico (TSI), que sobre una escala de 0 a 100, valora el estado trófico de un ecosistema acuático, atendiendo a tres criterios: concentración promedio de Chl *a* y de TP, y valor promedio de la transparencia del agua ( $Z_{SD}$ ).

Concretamente, para cada variable de diagnóstico, el TSI se calcula como:

$$TSI = 10 (6 - \log_2 Z_{SD}) \quad (3.13)$$

$$TSI = 10 (6 - \log_2 7.7 / \text{Chl } a^{0.68}) \quad (3.14)$$

$$TSI = 10 (6 - \log_2 48 / TP) \quad (3.15)$$

En la Figura 3.38 se muestra la evolución temporal del TSI en las lagunas estudiadas. Como se puede apreciar la laguna Honda presentó valores significativamente superiores (valor promedio, 76) que la laguna Nueva (valor promedio, 67).

De la comparación de estos resultados con los obtenidos en periodos anteriores (Carrillo *et al.*, 1996; Cruz-Pizarro *et al.*, 2002a) se desprende que el proceso de deterioro de la calidad del agua, apreciado entre los años 1984/85 y 1992/93, parece haber remitido (Cruz-Pizarro *et al.*, *en prensa*).

La variación temporal más acusada fue la experimentada tras las lluvias de Diciembre de 2000, en las que se observó una notable mejora en la calidad del agua de la laguna Honda, reflejada por un descenso en los valores del TSI obtenido a partir de la concentración de Chl *a* y de la  $Z_{SD}$ , mientras que en la laguna Nueva el TSI se incrementó de manera considerable (de 60 a 72). Igualmente interesante resulta la mejoría experimentada durante la "fase de aclaramiento del agua" de la laguna Honda, en la que se cuantificaron concentraciones muy bajas de TP y Chl *a*.



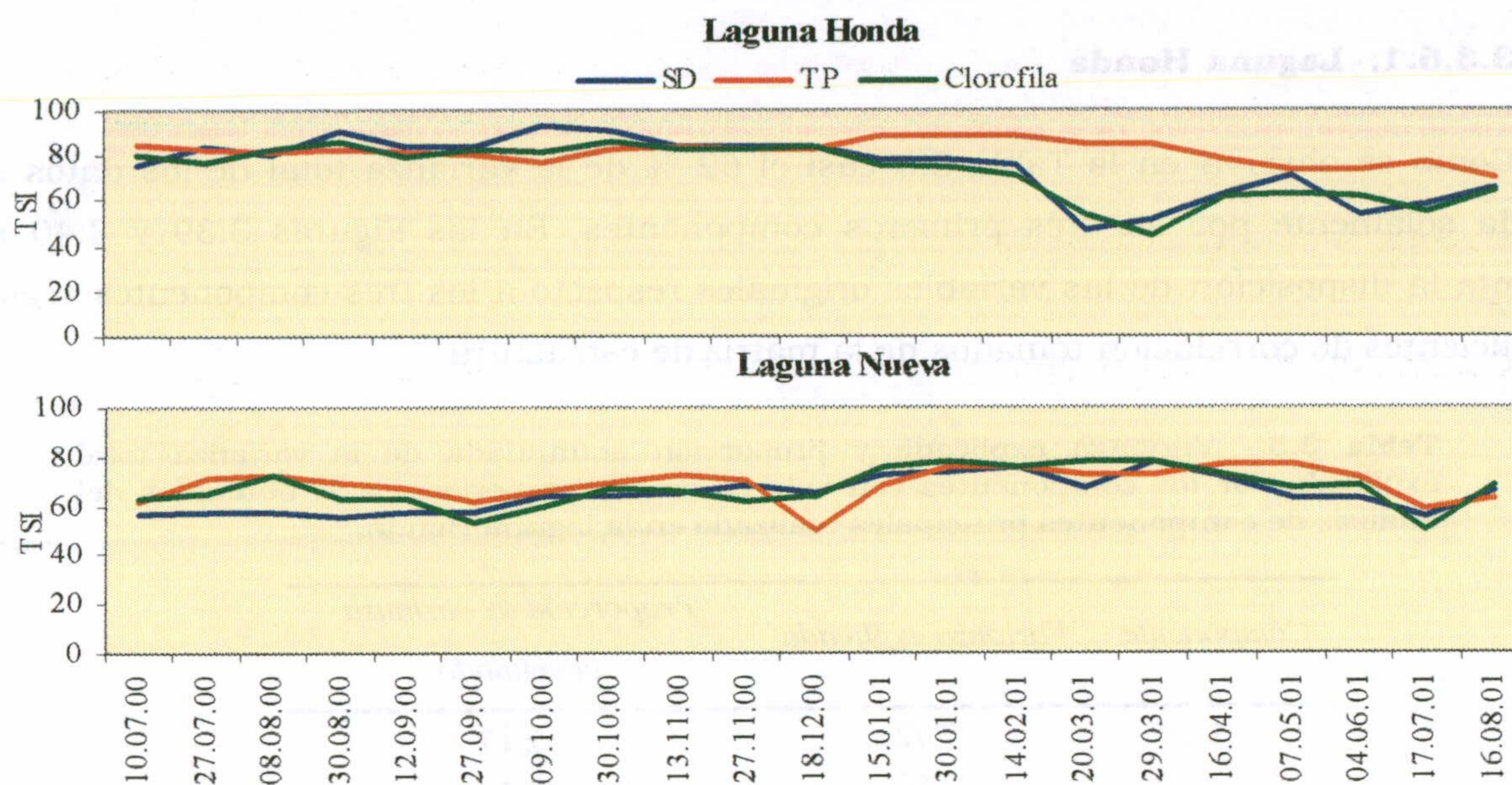


Figura 3.38. Variación temporal del Índice de Estado trófico (TSI).

### 3.3.6- ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

Una vez estudiadas detalladamente cada una de las variables meteorológicas, hidrológicas, físicas, químicas y biológicas y con el objeto de poder reconocer los factores y procesos que en mayor medida controlan la dinámica de las lagunas de la Albufera de Adra, se ha realizado un Análisis de Componentes Principales (ACP) mediante el programa informático *Statistica 6.0*.

Para ello, se ha calculado el valor promedio para toda la columna de agua de las variables físicas, químicas y biológicas consideradas. Posteriormente, se procedió a la normalización de los datos mediante su transformación logarítmica como  $\log(x + 1)$ , con la excepción del pH. Como quiera que tanto en la laguna Honda como en la laguna Nueva, la rotación de los ejes no mejoraba la interpretación ecológica de los resultados, se optó por no aplicar ninguna de las posibles rotaciones que el programa informático oferta.

### 3.3.6.1.- Laguna Honda

Como se observa en la Tabla 3.5 casi el 62 % de la varianza total de los datos es explicada solamente por los tres primeros componentes. En las Figuras 3.39 y 3.40 se representa la disposición de las variables originales respecto a los tres componentes según sus coeficientes de correlación tomados de la matriz de estructura.

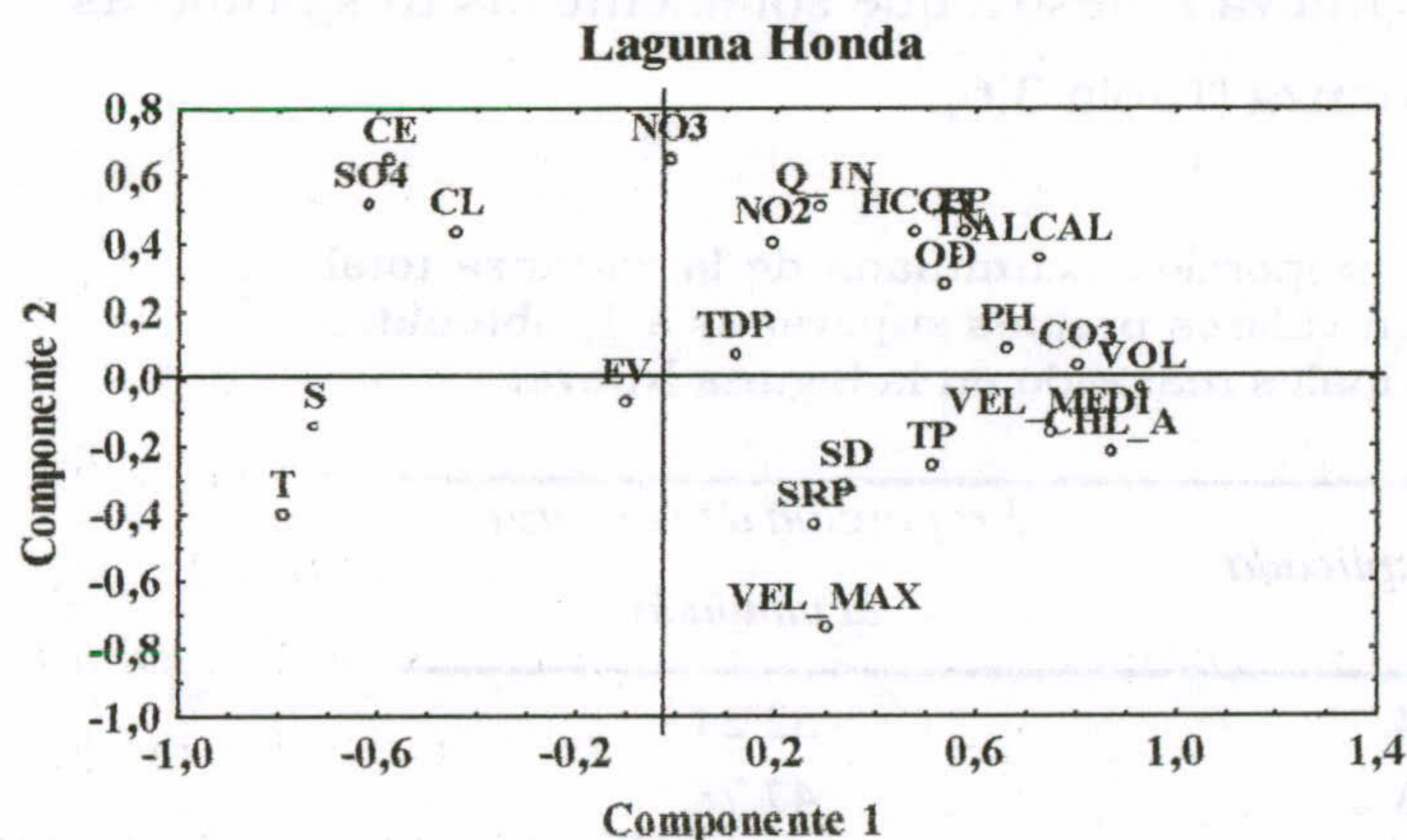
**Tabla 3.5.-** Varianza explicada y proporción acumulada de la varianza total explicada por los componentes con valores propios superiores a 1, obtenidos del análisis de componentes principales realizado en la laguna Honda.

<i>Componente</i>	<i>Varianza explicada</i>	<i>Proporción de varianza acumulada</i>
1	7.72	32.17
2	3.60	47.17
3	3.51	61.80
4	2.08	70.48
5	1.72	77.64
6	1.18	82.54

- El primero de los componentes, que explica un 32.2 % de la varianza, se podría relacionar con la estacionalidad climatológica. Las variables que mejor definen este eje son: en la parte positiva, el Volumen almacenado (Vol, 0.93) y la concentración de Chl *a* (Chl\_a, 0.87) y en la parte negativa, la Temperatura (T, -0.79) y la Estabilidad Térmica (S, -0.73). Por tanto, este primer componente pone de manifiesto que mientras en verano, el incremento de Temperatura favorece una mayor Estabilidad Térmica de la columna de agua así como un incremento en la Conductividad (CE) asociado a procesos de concentración de sales (Cl<sup>-</sup> y SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>), durante el invierno, las entradas de agua (fundamentalmente por Precipitación, PP) determinan un incremento en el Volumen embalsado. Además se puede observar una relación inversa entre la Temperatura y la Chl *a*, a lo que pudo haber contribuido, por un lado la resuspensión del sedimento y por ende de las algas bentónicas, causado por la elevada Velocidad Media del viento registrada en invierno y, por otro, la disponibilidad de nutrientes, especialmente P (SRP), existente en esa época del año. Este control "bottom-up", mediado por la disponibilidad de P (SRP) mas que de N (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), se puede reconocer gracias a que tanto la concentración de Chl *a* como de SRP se presentan en la parte positiva del mismo eje, a diferencia del NO<sub>3</sub><sup>-</sup> que tiene muy poco peso en este componente. Por último, se observa que tanto la mezcla de la columna de agua (Velocidad del viento) como los procesos biológicos de producción primaria (Chl *a*)

contribuyeron en gran medida a la oxigenación de la columna de agua que caracterizó a los meses invernales. Sin embargo, durante el verano, la elevada temperatura favoreció el predominio de los procesos de descomposición bacteriana y por tanto, a un mayor consumo de oxígeno.

- El componente 2 explica un 15.0 % de la varianza. Este eje está correlacionado positivamente con la Conductividad (0.64) así como con los iones que determinan la salinidad de las aguas ( $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ ), por lo que se podría asociar con el estado de mineralización del agua. Además, este eje se relaciona inversamente con la Velocidad Máxima del viento (Vel\_Max, -0.74) y con la concentración de SRP (-0.44). Una interpretación más aventurada, nos podría sugerir el efecto de la resuspensión del sedimento sobre una mayor disponibilidad de P en la columna de agua (al favorecer los mecanismos de difusión turbulenta desde el agua intersticial), que en última instancia favorece el desarrollo de una mayor biomasa fitoplanctónica (Chl a, -0.22) que acaba por agotar el "pool" de  $\text{NO}_3^-$  (0.65).

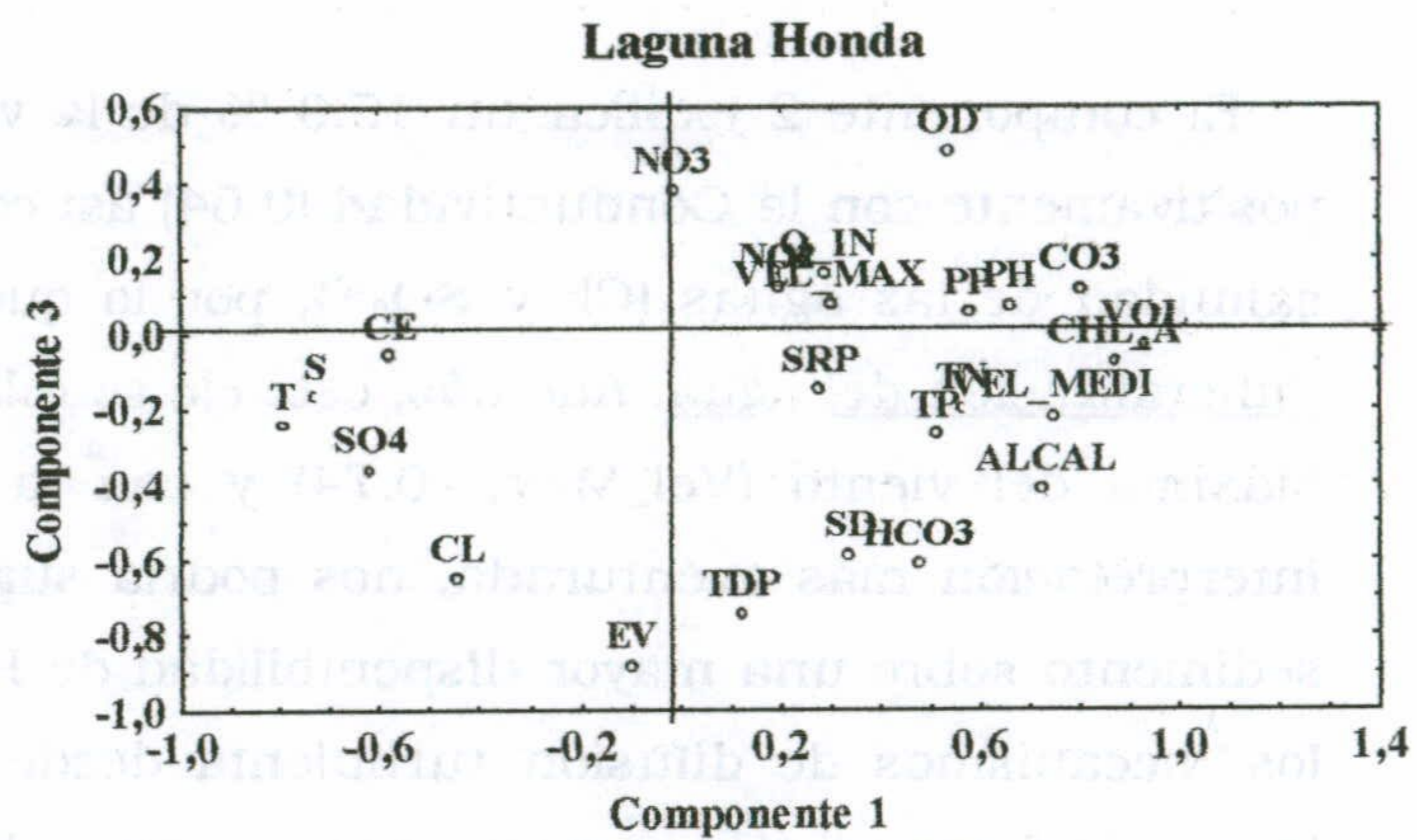


**Figura 3.39.-** Representación del coeficiente de correlación de las variables estudiadas en el espacio definido por los componentes 1 y 2 en la laguna Honda.

- Finalmente, la interpretación del componente 3, que explica un 14.6 % de la varianza, es más difícil. Las variables que más peso tienen en la parte positiva son la concentración de Oxígeno Disuelto (O.D., 0.48) y de  $\text{NO}_3^-$  (0.37), mientras que en la parte negativa se encuentra la Evaporación (EV, -0.88) y la concentración de Fósforo Total Disuelto (TDP, -0.75). Estos resultados parecen reforzar la idea de estacionalidad como componente principal que ordena las variables. Así, en invierno la oxidación de las formas reducidas del N y la entrada de agua a través de las acequias y ramblas contribuiría a un incremento en la disponibilidad de  $\text{NO}_3^-$  en la columna de agua; mientras que durante los meses de verano, los procesos de evaporación concentrarían el agua en sales. Por último, podemos destacar el hecho de

que la Evaporación se relacione en mayor medida con la concentración de ión Cl<sup>-</sup> que con la del ión SO<sub>4</sub><sup>-2</sup>, lo que parece reflejar el control que ejerce el proceso evaporación-precipitación sobre los Cl<sup>-</sup>, mientras que la concentración de ión SO<sub>4</sub><sup>-3</sup> depende estrechamente de las entradas superficiales y subterráneas de éste ión.

**Figura 3.40.-** Representación del coeficiente de correlación de las variables estudiadas en el espacio definido por los componentes 1 y 3 en la laguna Honda.



**3.3.6.2.- Laguna Nueva**

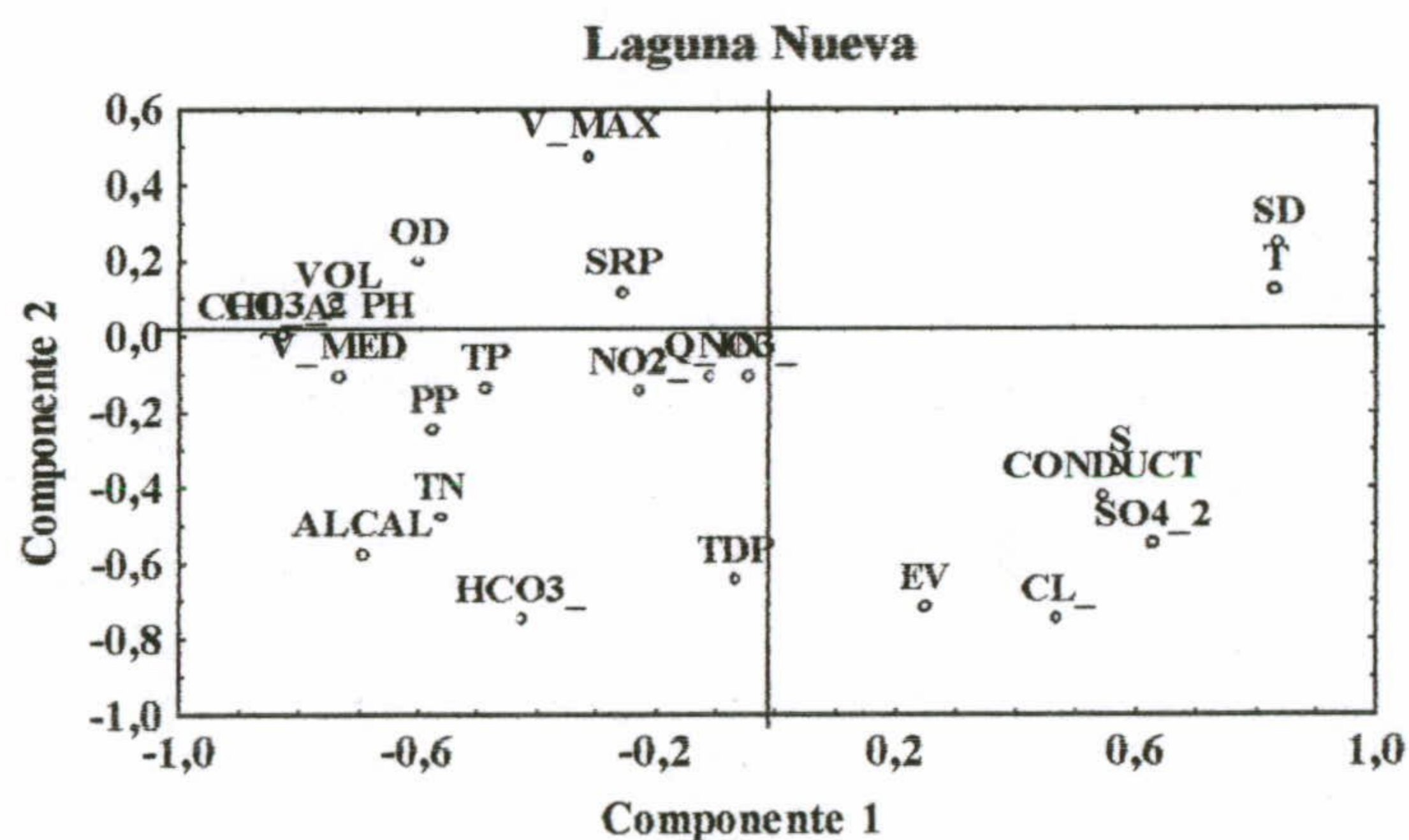
La aplicación del ACP en la laguna Nueva muestra que solamente las tres primeras componentes explican el 61.2 % de la varianza (Tabla 3.6).

**Tabla 3.6.-** Varianza explicada y proporción acumulada de la varianza total explicada por los componentes con valores propios superiores a 1, obtenidos del análisis de componentes principales realizado en la laguna Nueva.

Componente	Varianza explicada	Proporción de varianza acumulada
1	7.74	32.24
2	3.73	47.78
3	3.22	61.21
4	1.73	68.41
5	1.45	74.44
6	1.38	80.20
7	1.09	84.74

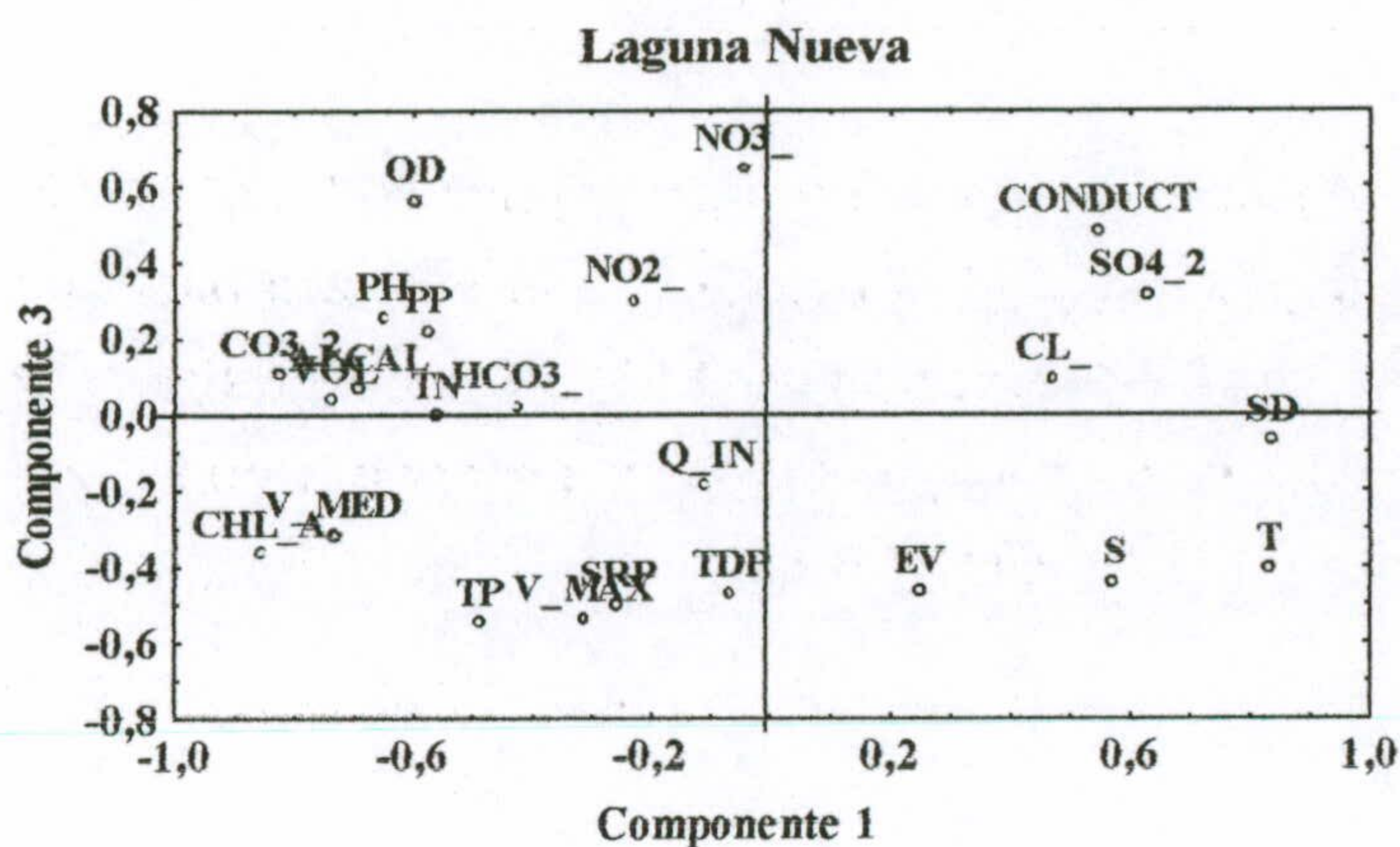
Al igual que en la laguna Honda, el primer componente (que explica el 32.2 % de la varianza) podría asociarse con la estacionalidad climatológica. Así, las variables que tienen más peso en la parte positiva son la Temperatura (0.83) y la profundidad de visión del Disco de Secchi (SD, 0.83), mientras que la parte negativa viene dada fundamentalmente por la Chl a (-0.86) y por los CO<sub>3</sub><sup>-</sup> (-0.82).

- El componente 2 explica un 15.5 % de la varianza total. En la parte positiva, la variable que presenta un mayor coeficiente de correlación es la Velocidad Máxima (0.47), seguida de la transparencia del agua (SD, 0.24) y de la concentración de Oxígeno (OD, 0.19). Mientras que en la parte negativa, las variables que tienen más peso son los  $\text{Cl}^-$  y  $\text{HCO}_3^-$  y la Evaporación. Resulta interesante comentar que al igual que en la laguna Honda, pero de una forma aún más patente, parece ser que la dinámica de los  $\text{Cl}^-$  estuvo esencialmente controlada por la evaporación, mientras que esta relación se debilita en el caso de los  $\text{SO}_4^{2-}$ , lo que podría explicarse a través de la diferente procedencia de ambos aniones. Además se puede apreciar el efecto que causa la mezcla de la columna de agua (Velocidad Máxima) sobre las condiciones de oxigenación de la misma.



**Figura 3.41.-** Representación del coeficiente de correlación de las variables estudiadas en el espacio definido por los componentes 1 y 2 en la laguna Nueva.

- Finalmente, el componente 3 (13.4 % de la varianza) está correlacionado positivamente con el ión  $\text{NO}_3^-$  (0.64) y con el Oxígeno (0.56) y negativamente con la Velocidad Máxima (-0.538) y con la Estabilidad (S, -0.44). Este componente, en una interpretación aventurada, podría asociarse con los factores que controlan la dinámica del  $\text{NO}_3^-$  en esta laguna. Así, frente a la oxidación química que conduce a la formación de  $\text{NO}_3^-$ , se encuentra la asimilación fitoplanctónica de éste nutriente, reflejada por una relación inversa entre el ión  $\text{NO}_3^-$  y la Chl a.



**Figura 3.42.-** Representación del coeficiente de correlación de las variables estudiadas en el espacio definido por los componentes 1 y 3 en la laguna Nueva.

1950

The first part of the report deals with the general situation of the country. It is a very interesting and comprehensive survey of the country's resources, its population, and its economic and social conditions. The author has done a great deal of research and has gathered a wealth of material which is presented in a clear and concise manner. The report is a valuable contribution to the knowledge of the country and its people.

The second part of the report deals with the specific details of the country's resources. It is a very detailed and thorough survey of the country's natural resources, its human resources, and its economic and social resources. The author has done a great deal of research and has gathered a wealth of material which is presented in a clear and concise manner. The report is a valuable contribution to the knowledge of the country and its people.

The third part of the report deals with the specific details of the country's resources. It is a very detailed and thorough survey of the country's natural resources, its human resources, and its economic and social resources. The author has done a great deal of research and has gathered a wealth of material which is presented in a clear and concise manner. The report is a valuable contribution to the knowledge of the country and its people.

The fourth part of the report deals with the specific details of the country's resources. It is a very detailed and thorough survey of the country's natural resources, its human resources, and its economic and social resources. The author has done a great deal of research and has gathered a wealth of material which is presented in a clear and concise manner. The report is a valuable contribution to the knowledge of the country and its people.

*CAPÍTULO IV*

**ESTUDIO DE PROCESOS**

---

---

CAPITULO IV

ESTUDIO DE PROCESOS

-----



## **ESTUDIO DE PROCESOS**

### **4.1.- INTRODUCCIÓN**

El destino último del Fósforo que ingresa en un cuerpo de agua, a través de fuentes puntuales o difusas, es la sedimentación particulada. Así, uno de los aspectos claves de la sedimentación es que representa un nexo de unión entre la comunidad planctónica y bentónica, al transferir energía (en forma de materia) desde la zona trofógena hasta la trofolítica (Gálvez, 1990). De ahí, la necesidad de conocer tanto la magnitud como la naturaleza del material sestónico que está alcanzando el sedimento superficial, para poder explicar los procesos que acontecen en la interfase agua- sedimento.

Además, el proceso de sedimentación constituye un mecanismo autorregulador del estado trófico, al retirar de la columna de agua los nutrientes, que dejan de estar disponibles para la comunidad fitoplanctónica. Estos aspectos apuntan a que, como señalan Gálvez *et al.* (1993), las tasas de sedimentación se relacionen positivamente con el estado trófico del sistema, ya que cuanto mayor sea la concentración de nutrientes, y por ende de clorofila *a*, mayor será la biomasa sujeta a procesos de sedimentación y que podrá alcanzar los estratos más superficiales del sedimento.

Si bien, sobre una base anual la mayor parte de los ecosistemas acuáticos lénticos retienen Fósforo en el sedimento, en períodos cortos de tiempo, y en la interfase agua-sedimento, el flujo ascendente (liberación) de Fósforo puede superar al flujo descendente (sedimentación) (Boström *et al.*, 1988; De Vicente *et al.*, 2001; Prairie *et al.*, 2001).

Aunque en los primeros estudios de Einsele (1938) y Mortimer (1941,1942), los procesos de intercambio de Fósforo a través de la interfase agua-sedimento se reducían a mecanismos puramente químicos de óxido-reducción, en la actualidad se reconoce la diversidad y complejidad tanto de factores como de mecanismos involucrados en la

dinámica béntica de nutrientes. Estudios recientes, por ejemplo, han demostrado la existencia de una liberación aeróbica de Fósforo, especialmente en sistemas someros sometidos a fuertes vientos, en los que la resuspensión del sedimento superficial y la posterior desorción del Fósforo del material particulado produce un enriquecimiento de la masa de agua (Lee *et al.*, 1988; Søndergaard, 1993). Así mismo, se ha puesto de manifiesto que la actividad microbiana puede afectar en gran medida a la movilidad del Fósforo sedimentario (Böstrom, 1988; Clavero *et al.*, 1999).

Por todo ello, entre los objetivos específicos de este Capítulo se encuentra estudiar el proceso de sedimentación de partículas, con especial atención a la cuantificación del flujo sestónico y al análisis químico del material sestónico; así como a cuantificar el intercambio de Fósforo a través de la interfase agua-sedimento, a través de varias aproximaciones que podrían ordenarse, atendiendo a una complejidad creciente de los mecanismos que en ella intervienen, en: (1) estimación de los flujos por difusión, (2) experimentos en laboratorio y (3) balance de masas de Fósforo.

Además, se ha mostrado especial interés por el estudio del efecto potencial de los eventos de resuspensión sobre la adsorción/ desorción de ión fosfato y se ha tratado de determinar la contribución de la actividad biológica a la movilización/ inmovilización de Fósforo en el sedimento.

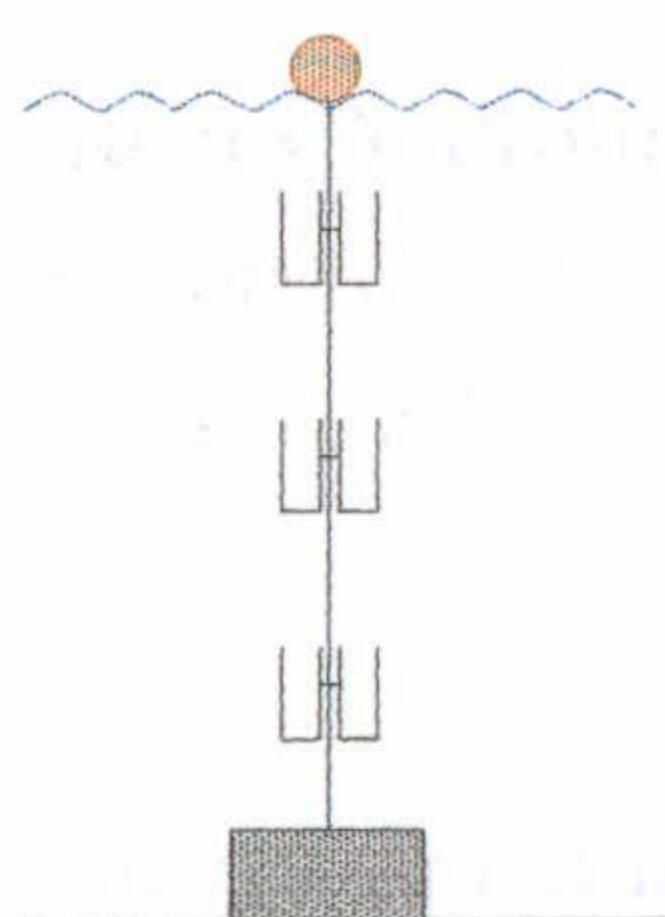
## 4.2.- MATERIAL Y MÉTODOS

### 4.2.1.- ESTUDIO DE LA SEDIMENTACIÓN DE PARTÍCULAS

#### 4.2.1.1.- Cuantificación de las tasas de sedimentación de partículas

Para el análisis temporal (laguna Honda: Febrero 2000-Agosto 2001; laguna Nueva: Junio 2000-Agosto 2001) de la cantidad y naturaleza del material sedimentado se dispusieron una serie de trampas de sedimentación a 3 profundidades en el perfil vertical (a 85, 175 y 300 cm desde la base de las trampas) localizadas en la zona pelágica de cada laguna (Figura 4.1).

Las trampas de sedimentación consisten en cilindros dobles de metacrilato cuya relación altura/ diámetro interno (>6) es suficiente para evitar la pérdida por resuspensión del material sedimentado (Blomqvist & Hakanson, 1981) (Foto 4.1).



**Figura 4.1.-** Esquema del dispositivo de anclaje de las trampas de sedimentación.



**Foto 4.1.-** Trampas de sedimentación instaladas en las lagunas.

El tiempo de exposición de las trampas de sedimentación fue siempre inferior a 16 días, con el fin de minimizar la mineralización del material recogido, lo que conllevaría a una subestimación de la tasa de sedimentación de partículas. Los resultados mensuales que en este Capítulo se presentan corresponden, por lo tanto, a la media aritmética de los dos muestreos quincenales realizados.

El material sestónico recogido en las trampas de sedimentación era transportado al laboratorio, donde tras ser decantado y secado (60 °C), se pesaba en una balanza de precisión (Precisa 40 SM-200 A). A partir del peso seco del material sedimentado, el flujo sestónico se ha estimado como  $\text{g d.w. m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , teniendo en cuenta el área superficial ( $\text{m}^2$ ) de cada trampa de sedimentación así como el tiempo de exposición (días). Finalmente, el valor de la tasa de sedimentación se obtuvo como la media aritmética de las dos trampas localizadas a la misma profundidad.

#### 4.2.1.2.- Análisis del material sestónico

El material sedimentado, una vez tamizado (a 2 mm), fue analizado para la determinación de:

##### - Materia orgánica

La proporción de materia orgánica (M.O.) en el material recogido en las trampas de sedimentación fue estimada a partir de la pérdida por ignición a 450 °C durante 3 h.

##### - Fósforo total

La concentración de TP en el material particulado fue determinada mediante la calcinación y digestión ácida de la muestra (Pardo *et al.*, 1999) y su posterior determinación espectrofotométrica siguiendo el método “azul de molibdeno” (Murphy & Riley, 1962).

##### - Carbono y Nitrógeno total

La concentración de C y de N presente en el material sestónico se determinó en un Analizador Elemental CNH Perkin-Elmer.

#### 4.2.1.3.- Estima del índice de saturación en diferentes minerales

El índice de saturación en calcita se ha obtenido mediante la aplicación del programa informático Hydrowin (versión 3.0), a partir de los datos de alcalinidad, cationes y aniones mayoritarios así como de variables físico-químicas medidas *in situ*, tales como el pH, la Conductividad y la Temperatura, cuyas metodologías se describen detalladamente en el Capítulo 3.2.

#### 4.2.2.- CUANTIFICACIÓN DE LA LIBERACIÓN DE FÓSFORO DESDE EL SEDIMENTO

##### 4.2.2.1.- Balance másico de fósforo

La ecuación general del balance de masas para una sustancia es:

$$\frac{dM^x}{dt} = L_{\text{ext}} - S \pm L_{\text{int}} \quad (4.1)$$

Donde,

- $M_x$ ; masa de TP en la columna de agua
- $L_{ext}$ ; aportes externos de TP al sistema o "carga externa"
- $S$ ; salida superficial de TP del sistema
- $L_{int}$ ; aportes internos de TP al sistema (incluidas las entradas/ salidas subterráneas)

En el caso de las lagunas de la Albufera de Adra, la ausencia de salidas superficiales (S) desde el sistema, permite la simplificación de la ecuación general a la siguiente expresión:

$$L_{int} = - L_{ext} \pm \Delta TP \quad (4.2)$$

En el caso de que  $L_{int} < 0$ , predominan los procesos de retención de TP en el sedimento; mientras que si  $L_{int} > 0$  predominan los procesos de liberación de TP desde el sedimento.

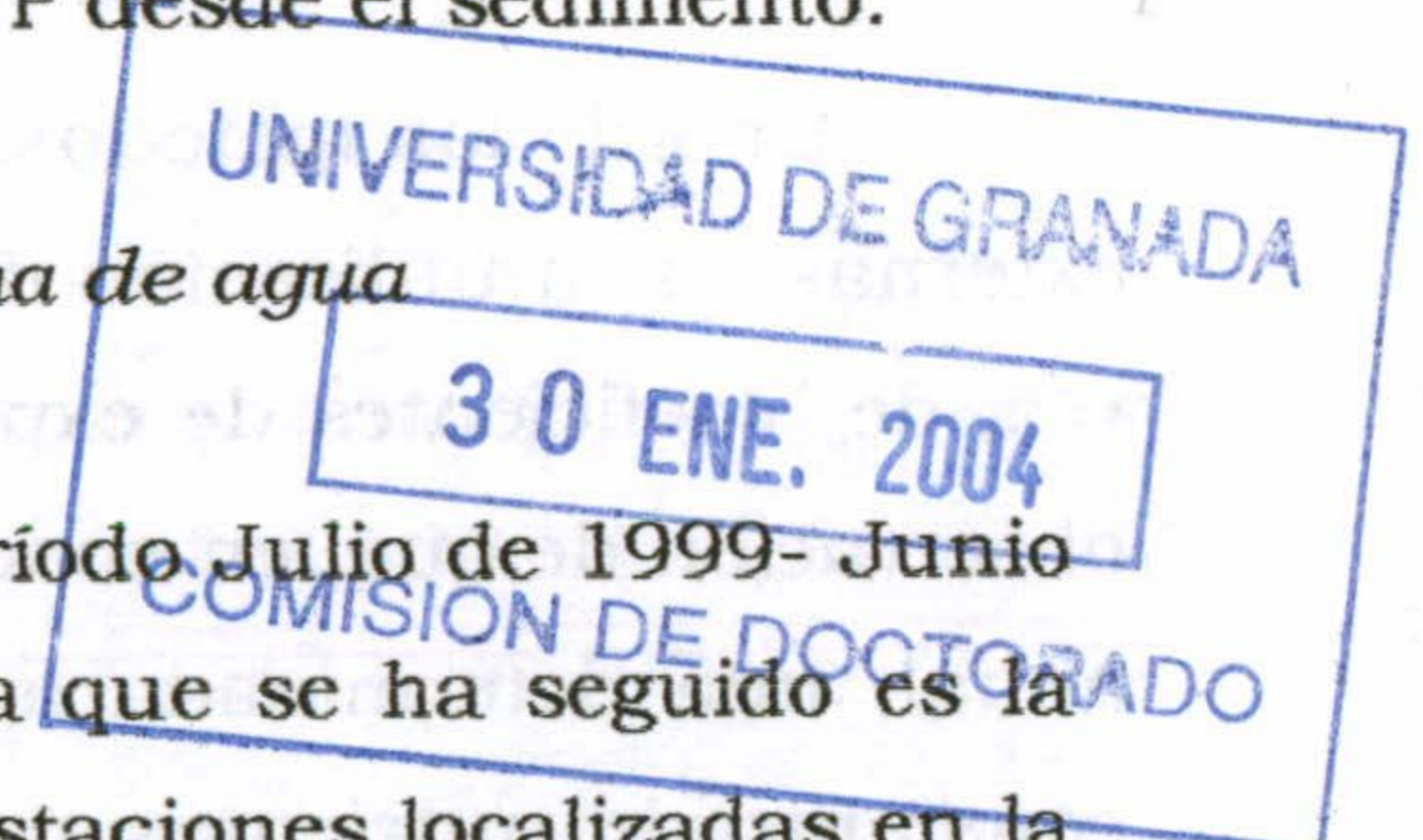
#### Cuantificación de la masa de Fósforo total presente en la columna de agua

Las muestras de la zona pelágica se obtuvieron durante el período Julio de 1999- Junio de 2001, con una periodicidad básica quincenal. La metodología que se ha seguido es la expuesta en el Capítulo 3.2.1, para la que se seleccionaron dos estaciones localizadas en la zona de máxima profundidad de cada una de las lagunas, de acuerdo con el mapa batimétrico realizado por Cruz-Pizarro *et al.* (1992). Una vez tomadas las muestras de agua se determinó la concentración de Fósforo total (TP) siguiendo el método "azul de molibdeno" (Murphy & Riley, 1962). Los valores que se muestran en el Capítulo 4.3 y 4.4 corresponden a la media aritmética de la concentración de TP en las 3 profundidades muestreadas.

#### Cuantificación de los aportes externos de Fósforo al sistema

##### 1- Deposición atmosférica ( $L_{ext 1}$ )

El cálculo de la deposición atmosférica de P requiere la elección del coeficiente más adecuado al sistema de estudio, así como el conocimiento del área superficial de la masa de agua. En el caso que nos ocupa, como quiera que el terreno circundante se clasificaría dentro de la categoría rural agrícola, se le ha asignado un coeficiente de exportación de 0.66 kg P Ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> (Hendry *et al.*, 1981), y conocida la extensión superficial de cada laguna la deposición atmosférica media anual de P se podría estimar en 5.28 y 17.19 kg P para la laguna Honda y la laguna Nueva, respectivamente.



## 2.- Carga puntual ( $L_{ext\ 2}$ )

La estima de la carga externa puntual de Fósforo se basó en la toma de muestras (con periodicidad básica quincenal entre Julio de 1999 y Junio de 2001) y en la medición del caudal del agua que vierte en las lagunas a través de la red de acequias.

- La medida del caudal se realizó siguiendo la metodología expuesta en el Capítulo 3.2.1.2.
- Una vez en el laboratorio, se determinó la concentración de TP presente en la muestra de agua siguiendo el método propuesto descrito en el Capítulo 3.2.2.1.

## 3.- Carga difusa ( $L_{ext\ 3}$ )

Uno de los métodos más usualmente empleado para la estima de las cargas difusas externas, es la utilización de las “unidades de carga por superficie” basadas en el uso, a su vez, de coeficientes de exportación de nutrientes. Este procedimiento se fundamenta en la observación de que, en condiciones hidrológicas medias, en una cuenca y a lo largo del ciclo anual, una determinada actividad del uso del terreno exportará una carga relativamente constante de nutrientes por unidad de superficie a las aguas receptoras que drenan en dicho terreno (Ryding & Rast, 1992).

La carga externa de P que recibe la laguna Honda a través de las ramblas se ha estimado mediante la delimitación de la cuenca vertiente (Mapa Topográfico de Andalucía; hoja 1057 3-2), así como la identificación de la extensión ocupada por los diferentes usos del suelo ( $A_i$ , ha) y de la litología predominante. La elección del coeficiente de exportación de P (C.E., kg P ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) para cada uso del terreno se ha realizado teniendo en cuenta las categorías descritas por Sonzogni *et al.* (1980).

Finalmente, la carga externa difusa de P ( $L_{ext\ 3}$ , kg TP) se ha estimado como:

$$L_{ext\ 3} = \sum (A_i \cdot CE_i) \quad (4.3)$$

### 4.2.2.2.- Experimentos de laboratorio: Medidas *in situ* del flujo

Para la medición *in situ* de los flujos de ión fosfato a través de la interfase agua-sedimento, se realizaron una serie de experimentos en el laboratorio, en los que se tomaron muestras de sedimento superficial (0-5 cm), en la estación 1 de cada laguna (Figura 4.2),

mediante el empleo de una draga Eckman. Con el fin de estudiar la variación temporal en los flujos, las experiencias se realizaron en: Mayo y Noviembre de 2000 y en Enero y Julio de 2001.

El diseño experimental se basó, siguiendo la metodología propuesta por Clavero *et al.* (2000), en la construcción de "acuarios" en los que se mantenían en contacto el sedimento fresco con agua del fondo de la laguna (5 l de capacidad), y en los que se realizó un seguimiento continuo de la concentración de ión fosfato en el agua, a través de la toma de muestras a diferentes intervalos de tiempo ( $T_0$ , 15 min, 30 min, 45 min, 1, 2, 3, 4, 6, 24 y 48 h) y su posterior análisis por espectrofotometría (Capítulo 3.2.2.1).

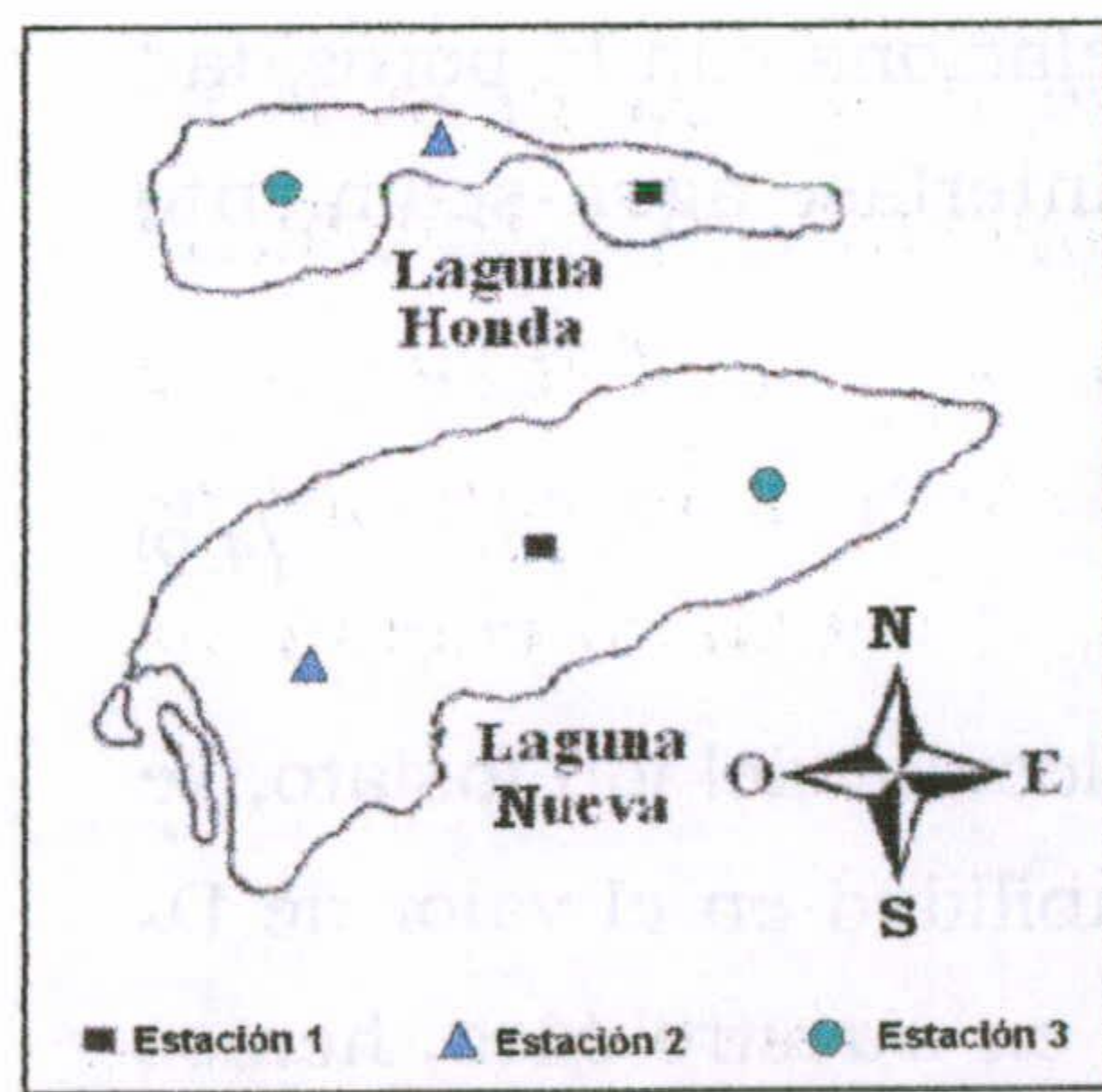
Finalmente, el flujo de ión fosfato a través de la interfase agua-sedimento se estimó siguiendo a Aller *et al.* (1985):

$$J_o = M A^{-1} T^{-1} \quad (4.4)$$

$$\text{Donde: } M = \sum V_t (C_t - C_{t-1}) \quad (4.5)$$

$J_o$  es el flujo de P ( $\mu\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ),  $V_t$  es el volumen total de agua en el tiempo  $t$ ,  $A$  es la superficie de sedimento expuesta a intercambio ( $\text{m}^2$ ),  $C_t$  y  $C_{t-1}$  son las concentraciones de P ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) en el tiempo  $t$  y  $t-1$ , respectivamente.

#### 4.2.2.3.- Estima del flujo por difusión



**Figura 4.2.-** Localización de las tres estaciones de muestreo seleccionadas en cada laguna.

La estima del flujo difusivo de ión fosfato, mediante la aplicación de la primera ley de Fick, se basó en el análisis químico del agua intersticial así como de la columna de agua próxima al sedimento. Para ello se tomaron muestras de sedimento superficial (0-5 cm) y del fondo de la columna de agua (10 cm aprox. por encima del sedimento) en tres estaciones de muestreo seleccionadas en cada una de las lagunas (Estación 1, 2 y 3) (Figura 4.2).

Una vez tomadas las muestras, se transportaron al laboratorio en donde se procedió a la separación del agua intersticial de las partículas sólidas, mediante la centrifugación (10 min., 5.000 rpm) de la muestra de sedimento fresco. Tras la filtración del agua intersticial y de la procedente del estrato profundo de la columna de agua, se determinó la concentración de ión fosfato.

Según la ley de Fick, el flujo difusivo de ión fosfato ( $J_d$ ,  $M L^{-2} T^{-1}$ ) es igual al producto del gradiente de concentración ( $dc/dx$ ,  $M L^{-4}$ ) y el coeficiente de difusión molecular ( $D_o$ ,  $L^2 T^{-1}$ ):

$$J_d = - D_o \frac{dc}{dx} \quad (4.6)$$

En la interfase agua-sedimento, el flujo se ve reducido por la presencia de partículas sólidas, que representan un obstáculo para la difusión. Por ello, es necesario emplear un coeficiente de difusión efectivo ( $D_{ef}$ ), corregido por la porosidad ( $\phi$ ), y que se define como:

$$D_{ef} = \phi^n D_o \quad (4.7)$$

Donde,  $n$  toma un valor comprendido entre 1 y 3 (Lerman, 1979). Siguiendo a Carignan & Lean (1991) y a Urban *et al.*, (1997), en este trabajo hemos considerado un valor de  $n$  igual a la unidad. La porosidad se estima como la pérdida de peso tras secar el sedimento a 60 °C (porcentaje de humedad).

Recientemente, Boudreau (1996) sugirió la conveniencia de considerar la tortuosidad ( $\tau$ ) como un factor que limita el proceso de difusión, y propone la siguiente expresión:

$$J_d = - \frac{\phi D_o}{\tau^2} \frac{dc}{dx} \quad (4.8)$$

Finalmente, si tenemos en cuenta que la tortuosidad, longitud que recorre el soluto cuando difunde desde el sedimento hacia la columna de agua, se relaciona con la porosidad según la ecuación:  $\tau^2 \approx 1 - 2 \ln(\phi)$ ; el flujo difusivo a través de la interfase agua-sedimento se puede estimar como:

$$J_d = - \frac{\phi}{1 - 2 \ln(\phi)} D_o \frac{dc}{dx} \quad (4.9)$$

Por último, para el valor de  $D_o$ , el coeficiente de difusión molecular del ión fosfato, se ha seguido a Golterman (2004). Este autor destaca la amplia variabilidad en el valor de  $D_o$  según la sal de ión fosfato que esté presente en el medio. Por ello, en nuestro caso, hemos creído conveniente el empleo del valor mínimo ( $0.66 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$  correspondiente a  $\text{Na}_2\text{H}_2\text{PO}_4$ ) y del valor máximo ( $1.1 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$  correspondiente a  $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ), con el fin de obtener el rango de valores de  $J_d$  que refleje en mayor medida la realidad.



#### 4.2.3.- LIBERACIÓN BIÓTICA vs ABIÓTICA DE FOSFATO POR EL SEDIMENTO

La toma de muestras de sedimento superficial (0-5 cm) se realizó, mediante una draga Eckman, durante los meses de Julio de 2002 en la laguna Honda (Estación 1) y de Agosto de 2002 en la laguna Nueva (Estación 1).

Una vez tomadas las muestras, éstas se trasladaron al laboratorio (4 °C, en oscuridad), en donde se procedió al montaje del experimento (Fotos 4.2 y 4.3).

El diseño experimental se basó en la disposición, en el interior de un matraz Erlenmeyer (10 cm de diámetro, 500 ml de capacidad) de una fina capa (altura de 1 cm aprox.) de sedimento fresco (35 g w.w.) y de 250 ml de agua desionizada.

Con el fin de estudiar la contribución de la actividad biológica sobre la liberación de ión fosfato desde el sedimento, se distinguió entre:

- (1) Tratamientos no estériles, donde se desarrollaban procesos tanto bióticos como abióticos (2 réplicas).
- (2) Tratamientos estériles, donde la esterilización de la muestra impidió el desarrollo de la actividad biológica (3 réplicas). La esterilización se consiguió tras autoclavar las muestras de sedimento fresco (120 °C, 20 min) (Clavero *et al.*, 1999), y manteniendo las condiciones estériles mediante la adición de cloroformo al 1% en el agua de entrada.

Como se observa en las Fotos 4.2 y 4.3, la experiencia se basó en el establecimiento de un sistema de flujo continuo de agua (desionizada: tratamientos no estériles; desionizada + 1% de cloroformo: tratamientos estériles) a través de los matraces Erlenmeyer. El volumen almacenado en ellos se mantuvo constante (250 ml) mediante el ajuste, con bombas peristálticas, del flujo de entrada y de salida (1 ml min<sup>-1</sup>). Las condiciones de incubación fueron por tanto aeróbicas, en oscuridad y a una temperatura promedio de 30 °C.

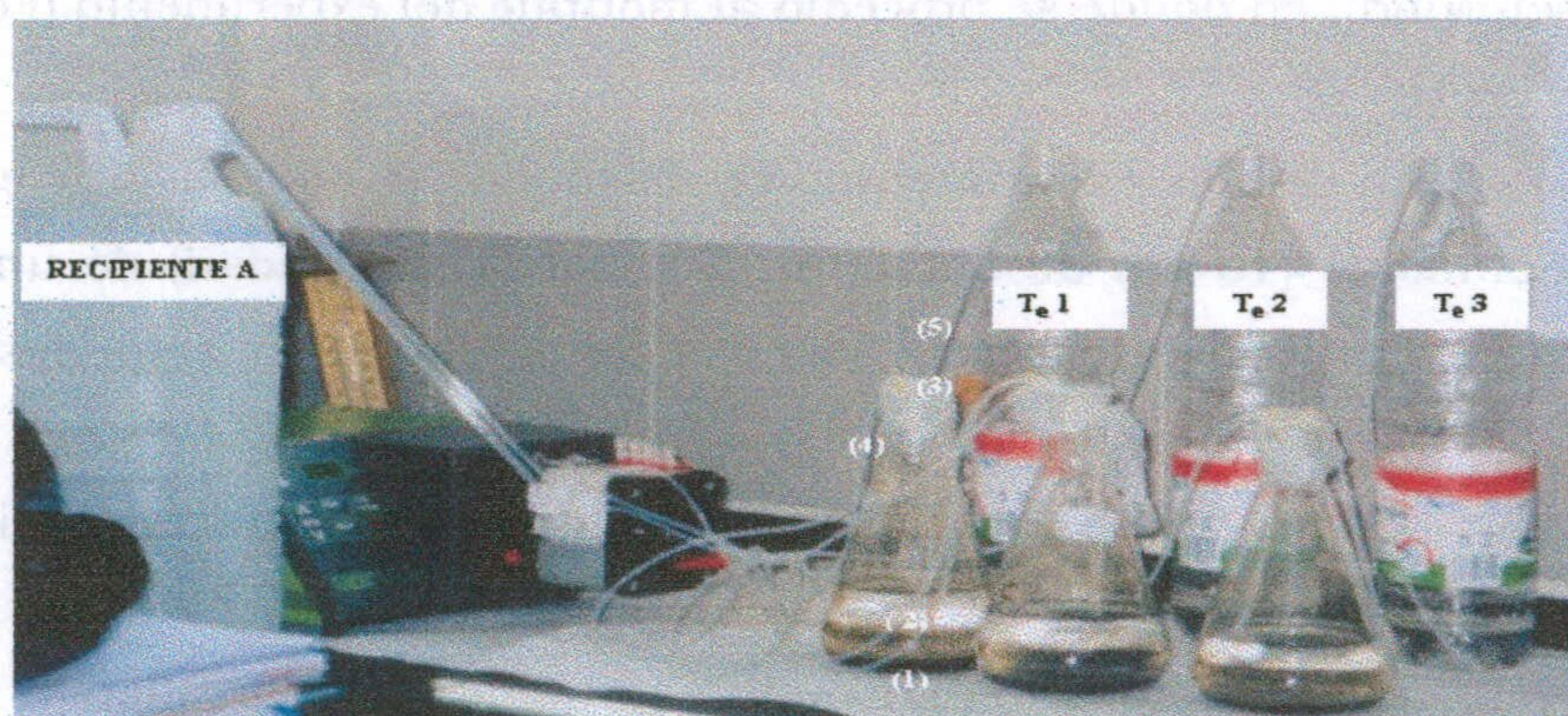
El agua de salida era recogida en botellas PET de 1.5 l de capacidad. En ella, se midió el pH y se determinó, previa filtración de la muestra (Whatman GF/C), la concentración de i-P<sub>dis</sub>. La toma de muestras se realizó a las 12, 24 y 36 h, y desde el 2º día hasta el 35, con periodicidad diaria.

**Foto 4.2.-** Visión general del experimento.

*Recipiente A:* Agua desionizada + 1% de cloroformo; *Recipiente B:* Agua desionizada.



**Foto 4.3.-** Detalle del montaje de la experiencia. (1) Sedimento fresco; (2) Agua; (3) Tapón de parafilm; (4) tubo de entrada; (5) tubo de salida.



#### 4.2.4.- ADSORCIÓN DE FOSFATO POR EL SEDIMENTO RESUSPENDIDO

##### 4.2.4.1. Metodología de muestreo

La toma de muestras para la experiencia de adsorción de ión fosfato se realizó el mes de Noviembre de 2002, en la Estación 1 de ambas lagunas. Para la recogida de las muestras del sedimento resuspendido ("floculent layer") se siguió la metodología propuesta por Doremus & Clesceri (1982), provocando la resuspensión del sedimento superficial por la agitación horizontal de una botella Van Dorn, en las proximidades del sedimento. El contenido de la Van Dorn se recogió en botellas PET de 1.5 l de capacidad, y ya en el laboratorio se procedió a la centrifugación de la muestra (10 min, 10.000 rpm). En el "pellet" resultante de la centrifugación se realizó la experiencia de adsorción.

##### 4.2.4.2. Experiencia de adsorción

El estudio de la capacidad máxima de adsorción de ión fosfato por el sedimento resuspendido se realizó mediante la técnica experimental denominada tanque en discontinuo ("batch").

Esta técnica se basó en la agitación (a 150 rpm), a temperatura constante (20 °C), de una determinada cantidad de sedimento fresco con disoluciones de diferente concentración de ión fosfato así como con agua de la laguna (Tabla 4.1). La relación sedimento/ disolución empleada para el desarrollo de esta experiencia fue de 0.5 g w.w./100 ml, fundamentalmente condicionada por la limitada cantidad de material sólido disponible.

Con el fin de poder expresar los resultados finales en términos de peso seco (d.w.), en una fracción de sedimento fresco se determinó el contenido de humedad mediante su secado a 104 °C durante 24h.

#### **Determinación del tiempo de equilibrio (cinética)**

Para la determinación del tiempo de equilibrio, esto es, el tiempo mínimo necesario para que el soluto (P) se encuentre en equilibrio entre la fase líquida y la sólida, se realizaron una serie de experiencias en las que se mantuvieron en agitación, en matraces Erlenmeyer de 250 ml, varias concentraciones iniciales de P durante diferentes tiempos (Tabla 4.1). Para cada una de las concentraciones y tiempos se realizaron 3 réplicas.

**Tabla 4.1.-** Condiciones operativas empleadas durante el desarrollo de las experiencias de adsorción.

	Tiempo de agitación (h)	Concentración inicial (mg P l <sup>-1</sup> )
Laguna Honda	2, 4, 6, 12 y 24	0.5, 1.1, 2.8, 5.9, 11.2, 27.8 y 33.3
Laguna Nueva	2, 4, 6, 12 y 24	0.5, 1.0, 2.5, 5.1, 10.6, 20.1 y 30.9

Trascurrido el tiempo de agitación, las fases sólida y líquida se separaron por centrifugación (10 min, 10.000 rpm). En la fase líquida, se procedió a la determinación analítica, previa filtración de la muestra (Whatman GF/C), de la concentración de P (Murphy & Riley, 1962).

Por último, una vez realizados todos los cálculos, los resultados obtenidos se representaron en gráficas en donde se muestra la evolución de la masa de P adsorbida (mg P) por unidad de masa de sedimento seco (g d.w.) a lo largo del tiempo. El tiempo de equilibrio es aquel a partir del cual no se observa un incremento en la cantidad de soluto adsorbido (P) por el sedimento.

### Determinación del equilibrio de adsorción (isoterma)

La isoterma de adsorción muestra la relación existente, en equilibrio, entre la concentración de adsorbato en la fase líquida ( $C_e$ ) y la cantidad del mismo adsorbida por unidad de masa de sedimento ( $q$ ), a una temperatura constante. La isoterma de adsorción es la aproximación más comúnmente empleada para estudiar el fenómeno de adsorción a superficies sólidas.

La adsorción ha sido descrita por varios modelos, de entre los cuales, los más conocidos son el de Langmuir y el de Freundlich.

- I. La isoterma de adsorción de Langmuir viene dada por la siguiente expresión matemática:

$$q = \frac{K_L M_L C_e}{(1 + K_L C_e)} \quad (4.10)$$

Donde,

- o  $K_L$  es una constante de adsorción ( $l \text{ mg}^{-1}$ ).
- o  $M_L$  es una constante empírica de saturación ( $\text{mg g}^{-1}$ ).

- II. La isoterma de adsorción de Freundlich está regida por la ecuación que sigue:

$$q = K_F C_e^n \quad (4.11)$$

Donde,

- o  $K_F$  es una constante de adsorción.
- o  $n$  es una constante empírica con un valor promedio comprendido entre 0.3-0.4 (Golterman, 2004).

### 4.3.- RESULTADOS

#### 4.3.1.- ESTUDIO DE LA SEDIMENTACIÓN DE PARTÍCULAS

##### 4.3.1.1.- Cuantificación de las tasas de sedimentación de partículas

Los resultados obtenidos muestran que el valor promedio de la tasa de sedimentación fue significativamente superior en la laguna Honda ( $10.45 \text{ g d.w. m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) que en la laguna Nueva ( $6.32 \text{ g d.w. m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) (Tabla 4.2).

**Tabla 4.2.-** Principales estadísticos que describen el proceso de sedimentación en ambas lagunas ( $\text{g d.w. m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ).

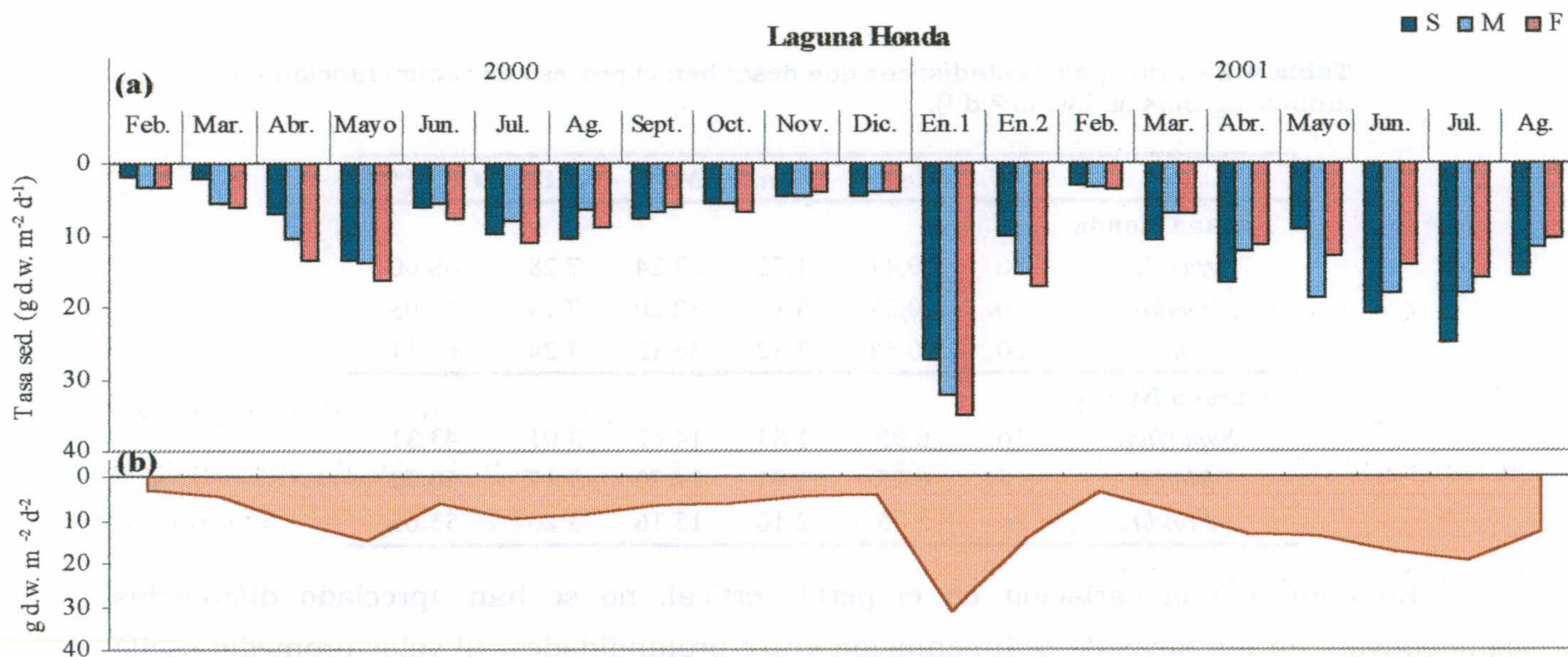
	N	Media	Mín.	Máx.	S.D.	C <sub>VAR</sub> (%)
<b>Laguna Honda</b>						
<i>Superficie</i>	20	10.41	1.72	27.24	7.28	68.60
<i>Medio</i>	20	10.37	3.40	32.20	7.19	68.03
<i>Fondo</i>	20	10.58	3.32	35.12	7.24	67.11
<b>Laguna Nueva</b>						
<i>Superficie</i>	16	6.95	1.83	14.62	3.01	43.31
<i>Medio</i>	16	6.25	1.94	14.70	3.17	50.72
<i>Fondo</i>	16	5.75	2.10	15.16	3.20	55.65

En cuanto a la variación en el perfil vertical, no se han apreciado diferencias significativas en las tasas de sedimentación entre profundidades. El valor promedio osciló entre  $10.37$  y  $10.58 \text{ g d.w. m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , en la laguna Honda, y entre  $5.75$  y  $6.95 \text{ g d.w. m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  en la laguna Nueva (Tabla 4.2). Se ha encontrado una correlación positiva y estadísticamente significativa entre la tasa de sedimentación de material particulado a lo largo del tiempo en la trampa de superficie, de medio y de fondo en cada una de las lagunas.

Es difícil señalar un patrón claro de evolución en la variación estacional de los valores del flujo sestónico, especialmente en la laguna Nueva (Figura 4.3). No obstante, en la laguna Honda es posible reconocer la existencia de dos periodos claramente diferenciados: primavera-verano, con valores más elevados en las tasas de sedimentación, y otoño-invierno, en donde las tasas de sedimentación son notablemente inferiores, con la excepción del mes de Enero cuando se cuantificaron las máximas tasas de sedimentación.

Es destacable el valor extraordinariamente elevado de la tasa de sedimentación registrado durante la época de fuertes lluvias (Diciembre-Enero 2001) en ambas lagunas, periodo en el que se alcanzaron valores de hasta 35.12 y 15.16 g d.w. m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> en la trampa próxima al sedimento de la laguna Honda y de la laguna Nueva, respectivamente.

En cuanto al estudio de la variación espacio-temporal del flujo sestónico, hemos identificado dos procesos de especial interés para la dinámica interna de nutrientes (especialmente del P) que se tratarán a continuación: la resuspensión del sedimento no consolidado y el proceso de precipitación de CaCO<sub>3</sub>.



**Figura 4.3.-** Evolución del flujo sestónico. (a) Variación espacio-temporal. S: Superficie; M: Medio; F: Fondo. (b) Valor promedio de la tasa de sedimentación cuantificada en las tres trampas localizadas a diferente profundidad.

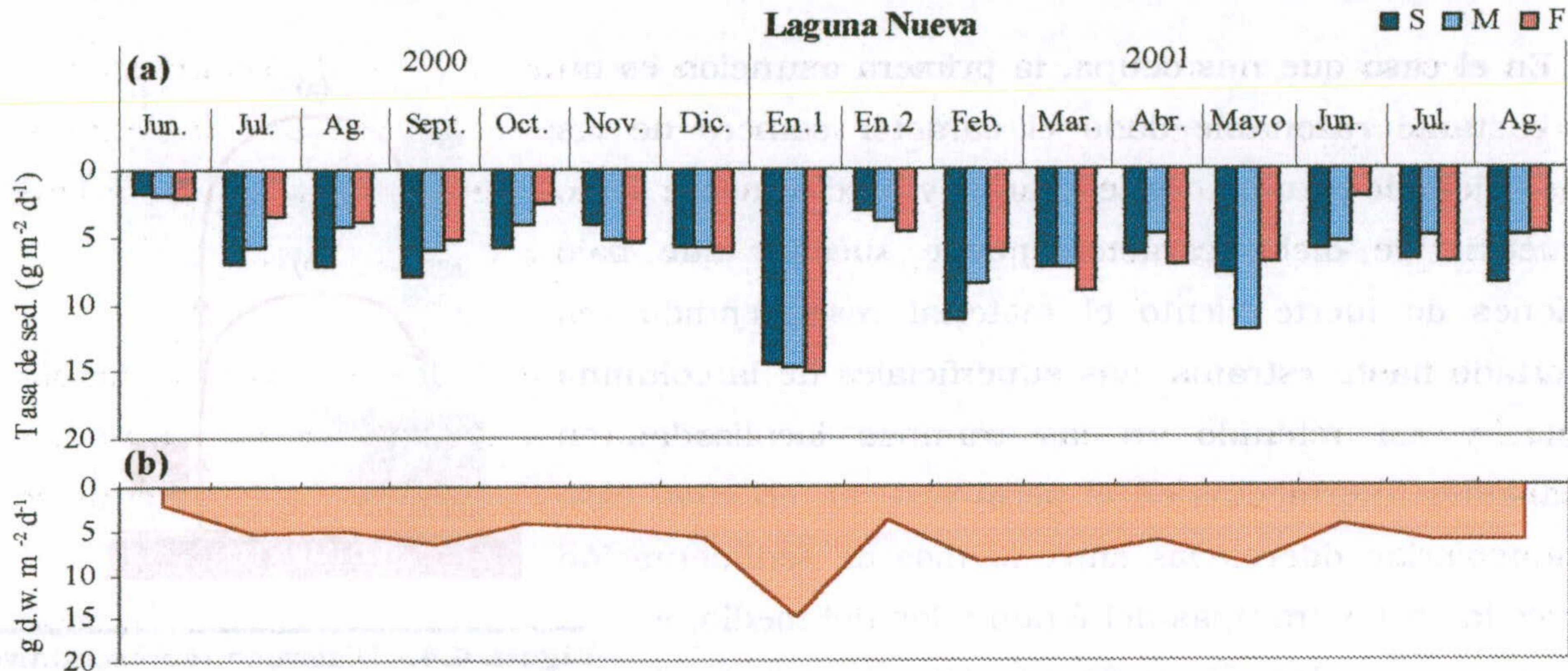


Figura 4.3.- Continuación.

#### 4.3.1.2.- Resuspensión del sedimento no consolidado

##### Cuantificación del proceso de resuspensión

Siguiendo a Gardner (1977) y Bloesch (1982), el porcentaje de material resuspendido se ha estimado como la diferencia entre el flujo sestónico cuantificado en las trampas próximas al sedimento ( $T_F$ ) y el cuantificado en las trampas localizadas por encima de aquéllas ( $T_M$ : Medio ó  $T_S$ : Superficie).

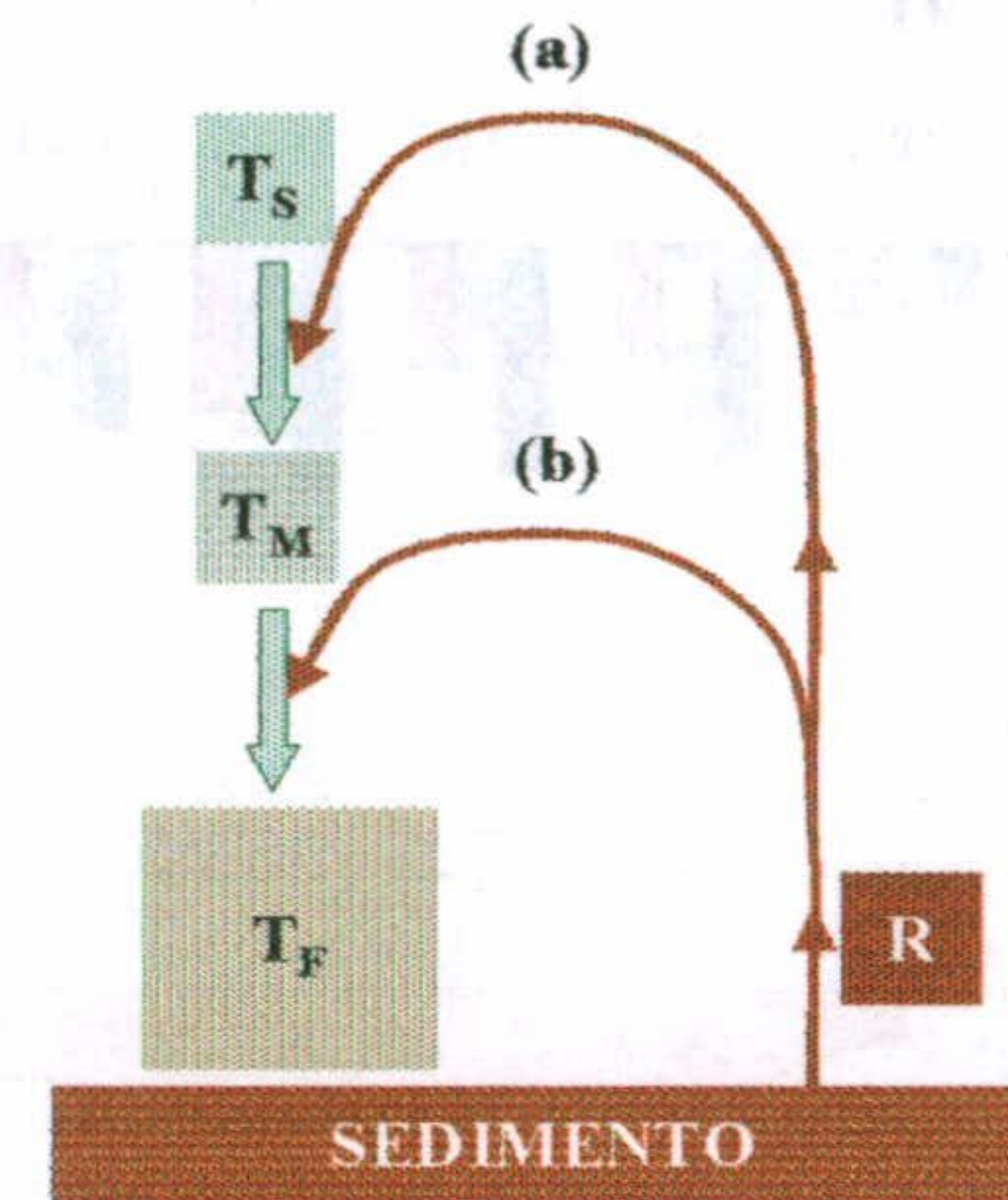
Por tanto, la expresión empleada se podría resumir como:

$$\% \text{ Resuspensión} = \frac{T_F - T_{M\acute{o}S}}{T_{M\acute{o}S}} \times 100 \quad (4.12)$$

Esta metodología se basa en el hecho de que mientras las trampas localizadas en el epilimniom cuantifican la sedimentación "primaria" o "nueva", asociada al material producido en la zona eufótica y al procedente de la cuenca de captación, las trampas localizadas en las proximidades del sedimento, incluyen además el material resuspendido, conocido como "sedimentación secundaria" (Figura 4.4).

La aplicación de esta metodología requiere que, en primer lugar, la mineralización del material sestónico entre la trampa superficial y la profunda sea insignificante y, en segundo lugar, que el material resuspendido no alcance las trampas localizadas a menor profundidad (Evans & Håkansson, 1992).

En el caso que nos ocupa, la primera asunción es un hecho bastante razonable dado el carácter somero de las lagunas objeto de estudio. Sin embargo, y precisamente como consecuencia de dicho carácter, puede suceder que bajo condiciones de fuerte viento el material resuspendido sea transportado hasta estratos más superficiales de la columna de agua, y así retenido en las trampas localizadas en profundidades intermedias en el perfil vertical, en cuyo caso no se apreciarían diferencias entre la tasa de sedimentación cuantificada en las trampas del fondo y las del medio, y por tanto, se consideraría, erróneamente, como nulo el porcentaje de resuspensión. Por ello, y con el fin de reducir las posibles limitaciones que presenta este enfoque, en este estudio, se han seguido dos aproximaciones, estimándose el porcentaje de resuspensión como la diferencia entre el flujo sestónico recogido en las trampas localizadas en las proximidades del sedimento y las localizadas en el medio (b) y en superficie (a) (Figura 4.4).

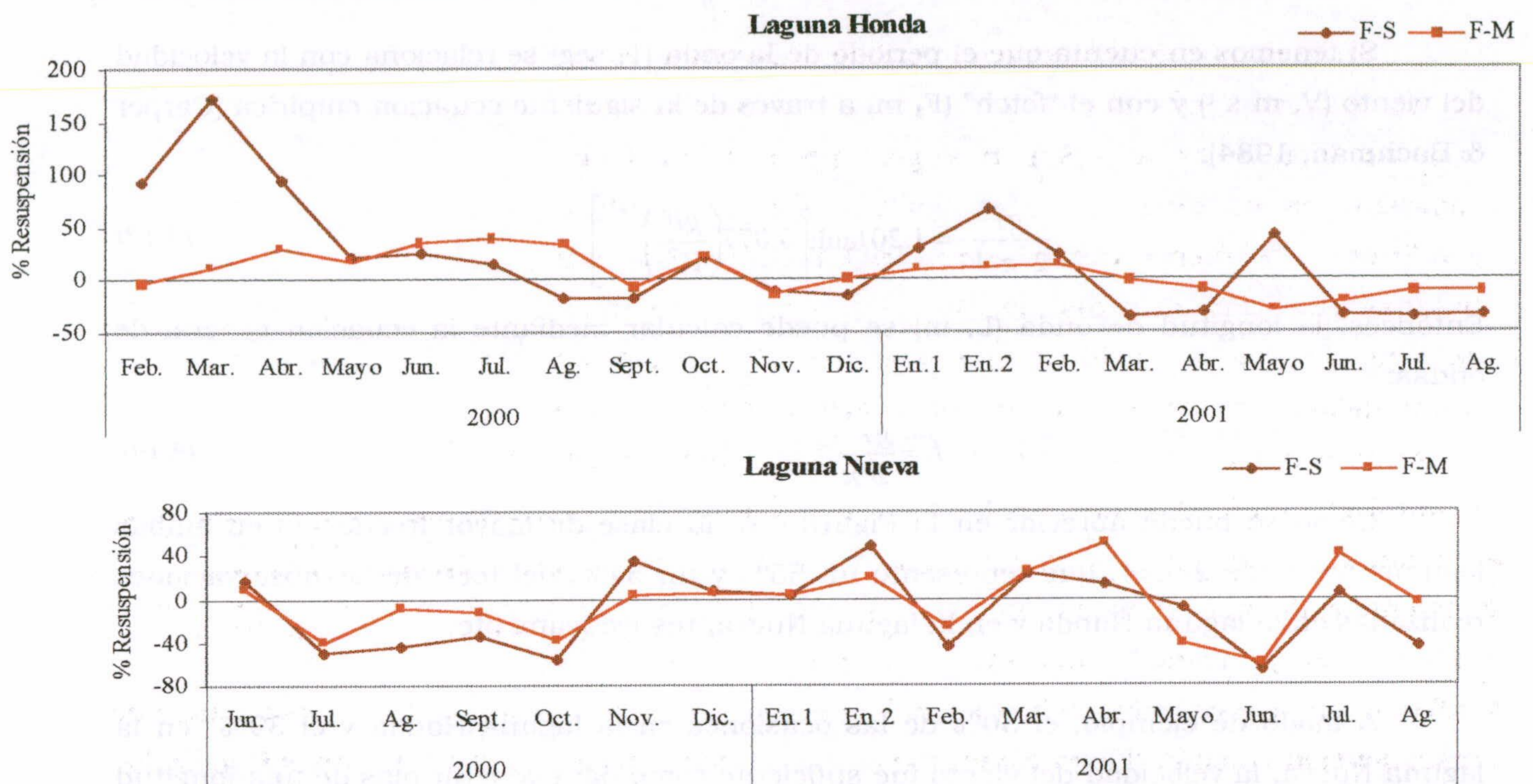


**Figura 4.4.-** Diagrama representativo de la contribución de la resuspensión del sedimento al flujo sestónico (Modificado de Bloesch, 1995).

En la Figura 4.5 se muestra la evolución temporal del porcentaje de resuspensión estimado en cada laguna. El valor promedio del porcentaje de resuspensión estimado como la diferencia entre  $T_F$  y  $T_M$  fue de 20 y de 19%, en la laguna Honda y Nueva, respectivamente, no existiendo diferencias significativas entre ellas. Sin embargo, si comparamos  $T_F$  y  $T_S$ , el valor promedio fue significativamente superior en la laguna Honda (54%) que en la laguna Nueva (19 %).

Aunque es difícil describir un patrón estacional, en la Figura 4.5 se puede observar que, en la laguna Honda, los máximos valores de resuspensión se detectaron durante la primavera y el invierno de 2000. En cuanto a la laguna Nueva, es interesante destacar la dominancia de valores negativos (ausencia) de resuspensión durante los meses estivales.





**Figura 4.5.-** Evolución temporal del porcentaje de resuspensión (S: Superficie; M: Medio; F: Fondo).

**Modelos empíricos empleados para la predicción de la resuspensión**

En la bibliografía consultada se recogen numerosos modelos que sobre la base de asunciones teóricas y en balances de masas de sólidos en suspensión, tratan de predecir bajo qué condiciones tendrá lugar la resuspensión del sedimento superficial. Entre ellos, se encuentran modelos que relacionan la velocidad del agua en la interfase agua-sedimento con variables como la velocidad del viento, profundidad de la lámina de agua y la distancia efectiva en la superficie del lago sobre la que se ejerce la acción del viento ("fetch") (Aalderink *et al.*, 1984; Blom *et al.*, 1992).

Una aproximación más pragmática al estudio del proceso de la resuspensión fue propuesta por Carper & Bachman (1984). Estos autores se basan en la consideración de que la resuspensión solamente se producirá cuando las olas formadas por la acción del viento alcancen el sedimento superficial. Para ello, estiman la longitud de onda (L, m) a partir de la velocidad del viento (V, m s<sup>-1</sup>) y del "fetch" (F, m) y aceptan la asunción de que para que la ola "toque" el fondo, la longitud de onda debe ser al menos dos veces superior a la profundidad de la lámina de agua.

Si tenemos en cuenta que el periodo de la onda (T, seg) se relaciona con la velocidad del viento (V, m s<sup>-1</sup>) y con el "fetch" (F, m) a través de la siguiente ecuación empírica (Carper & Bachman, 1984):

$$\frac{gT}{2 \pi V} = 1.20 \tanh \left[ 0.077 \left( \frac{gF}{V^2} \right)^{0.25} \right] \tag{4.13}$$

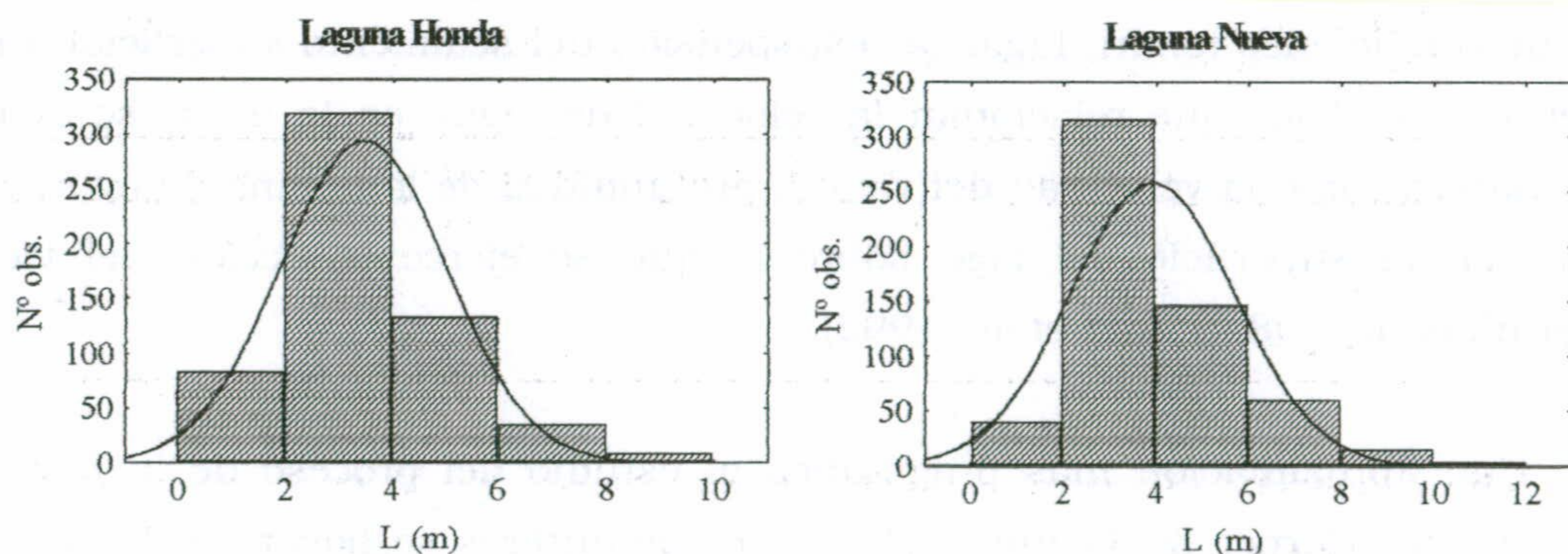
Entonces, la longitud de onda (L, m) se puede calcular mediante la ecuación general de ondas:

$$L = \frac{gT^2}{2 \pi} \tag{4.14}$$

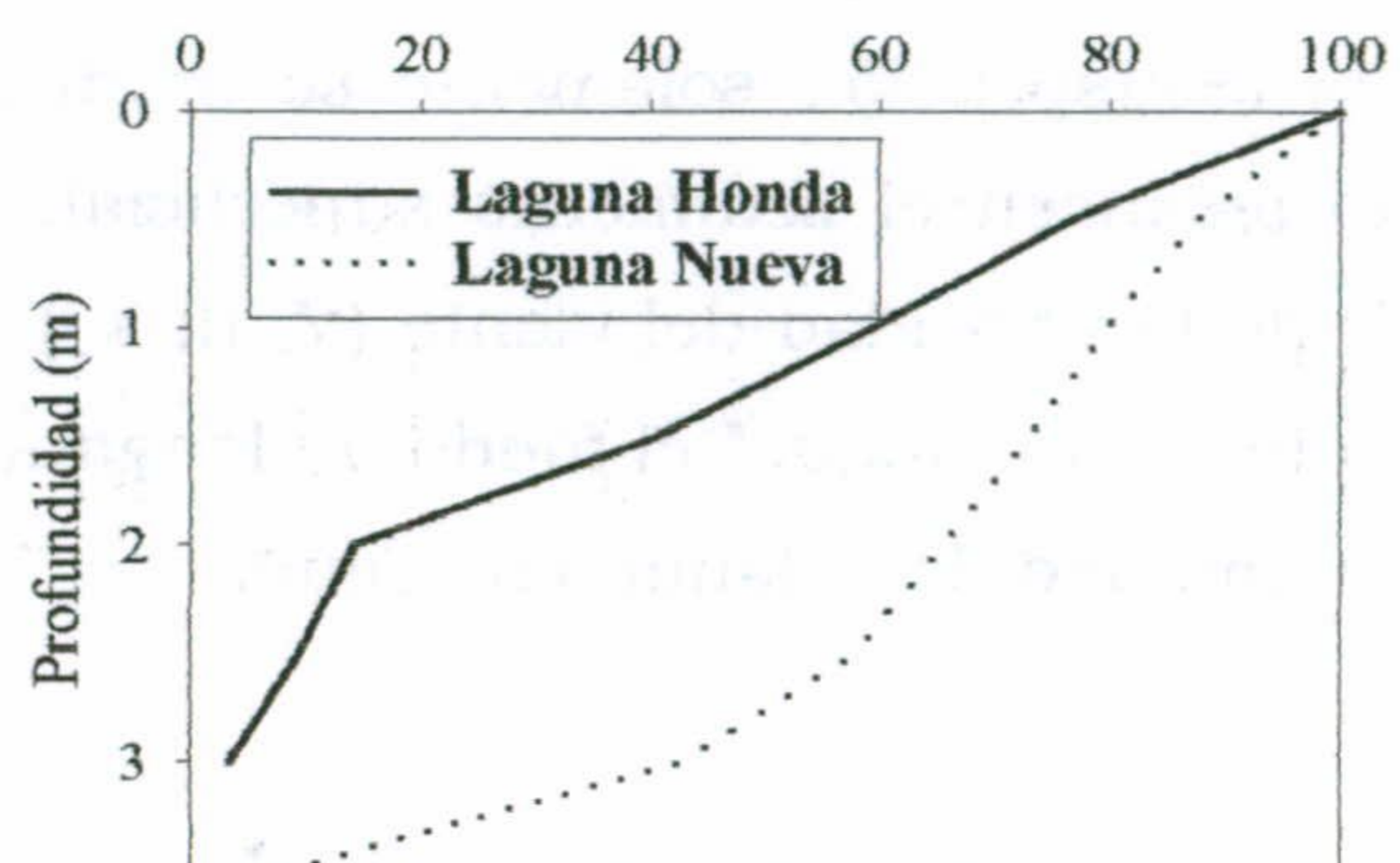
Como se puede apreciar en la Figura 4.6, la clase de mayor frecuencia en ambas lagunas fue la de 2<L<4, que representó un 55% y un 54%, del total de las observaciones realizadas en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente.

A modo de ejemplo, el 30% de las ocasiones en la laguna Honda y el 39% en la laguna Nueva, la velocidad del viento fue suficiente como para generar olas de una longitud de onda superior a 4 m, lo que supondría la resuspensión del sedimento localizado a una profundidad inferior a 2 m. Si analizamos conjuntamente la Figura 4.7, podemos concluir que mientras el 86% del sedimento de la laguna Honda se vería afectado por la resuspensión originada por olas de 4 m de longitud de onda; en la laguna Nueva, la resuspensión del sedimento superficial representaría un proceso mucho menos relevante, ya que solamente el 34% del área de ésta laguna se encuentra a una profundidad inferior a 2 m.

**Figura 4.6.-** Histograma del valor de la longitud de onda (Febrero 2000- Agosto 2001).



**Figura 4.7.-** Curvas hipsográficas de superficie.



**4.3.1.3.- Precipitación de calcita en la laguna Nueva**

**Identificación del proceso de sedimentación de calcita en la laguna Nueva**

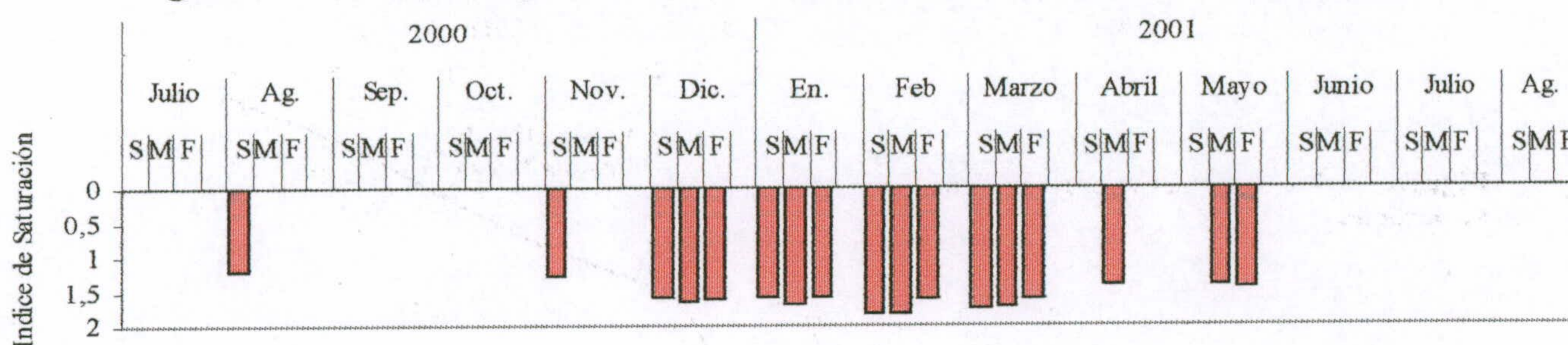
El proceso de precipitación de calcita, detectado en la laguna Nueva durante el mes de Agosto de 2000, se puso de manifiesto a través de:

- I. Observación de un precipitado blanquecino en las paredes de las trampas de sedimentación localizadas en el estrato más superficial de la laguna Nueva.
- II. El análisis en laboratorio del precipitado (método descrito en M.A.PA., 1986) nos reveló que el 98 % del peso seco estaba compuesto por  $\text{CaCO}_3$ .
- III. Una tendencia decreciente de la tasa de sedimentación de partículas sólidas durante Agosto de 2000 (Figura 4.3).
- IV. La composición química del material sestónico, recogido en las trampas superficiales, presentó una elevada concentración de materia orgánica (70 %) así como de TP ( $4.91 \text{ mg TP g}^{-1} \text{ d.w.}$ ).
- V. La razón Mg:Ca (1.32) reflejó que el precipitado formado correspondía a la calcita.
- VI. El Índice de Saturación ( $\Omega$ ) reflejó la existencia de condiciones de sobresaturación en calcita en el estrato más superficial de la columna de agua durante el mes de Agosto de 2000 (Tabla 4.3; Figura 4.8).

**Tabla 4. 3.-** Variación vertical del  $\Omega$  en diferentes minerales en la Laguna Nueva durante el mes de Agosto 2000.

	Anhidrita	Calcita	Aragonito	Dolomita	Magnesita	Yeso
10 cm	-0.764	+1.208	+1.066	+2.579	+0.894	-
150 cm	-0.826	-	-	-	-	-0.622
300 cm	-1.032	-	-	-	-	-0.818

**Figura 4. 8.-** Evolución espacio-temporal del índice de Saturación ( $\Omega$ ) en la laguna Nueva.



#### **4.3.1.4.- Composición química del material sestónico**

##### ***Flujo y concentración de materia orgánica e inorgánica particulada***

En la Tabla 4.4 se resumen las principales características químicas del material sestónico así como la tasa de sedimentación de C, N y P.

El valor promedio del porcentaje de M.O. en el material sestónico de la laguna Honda fue 30.9 %, y ligeramente más elevado en el caso de la laguna Nueva (33.9 %), aunque no se apreciaron diferencias significativas entre ambas lagunas.

Los porcentajes de materia orgánica (M.O.) oscilaron entre 7.7 y 49.0 % en la laguna Honda y entre 5.2 y 70.0 % en la laguna Nueva. Las menores concentraciones de M.O. se registraron en el período de lluvias (Diciembre de 2001), revelando la naturaleza fundamentalmente inorgánica de éste material. En la laguna Nueva, cabe destacar que la máxima concentración de M.O. (70.0 %) se midió precisamente durante la fase de precipitación biogénica de calcita.

En ninguna de las lagunas estudiadas se observaron diferencias estadísticamente significativas en la concentración de M.O. del material sestónico recogido a diferentes profundidades. Concretamente, en la laguna Honda, la concentración promedio de M.O. fue 29.8, 32.3 y 30.1 % en las trampas instaladas en superficie, medio y fondo, respectivamente; mientras que en la laguna Nueva éstas fueron de 31.0, 34.7 y 34.3 %, respectivamente.

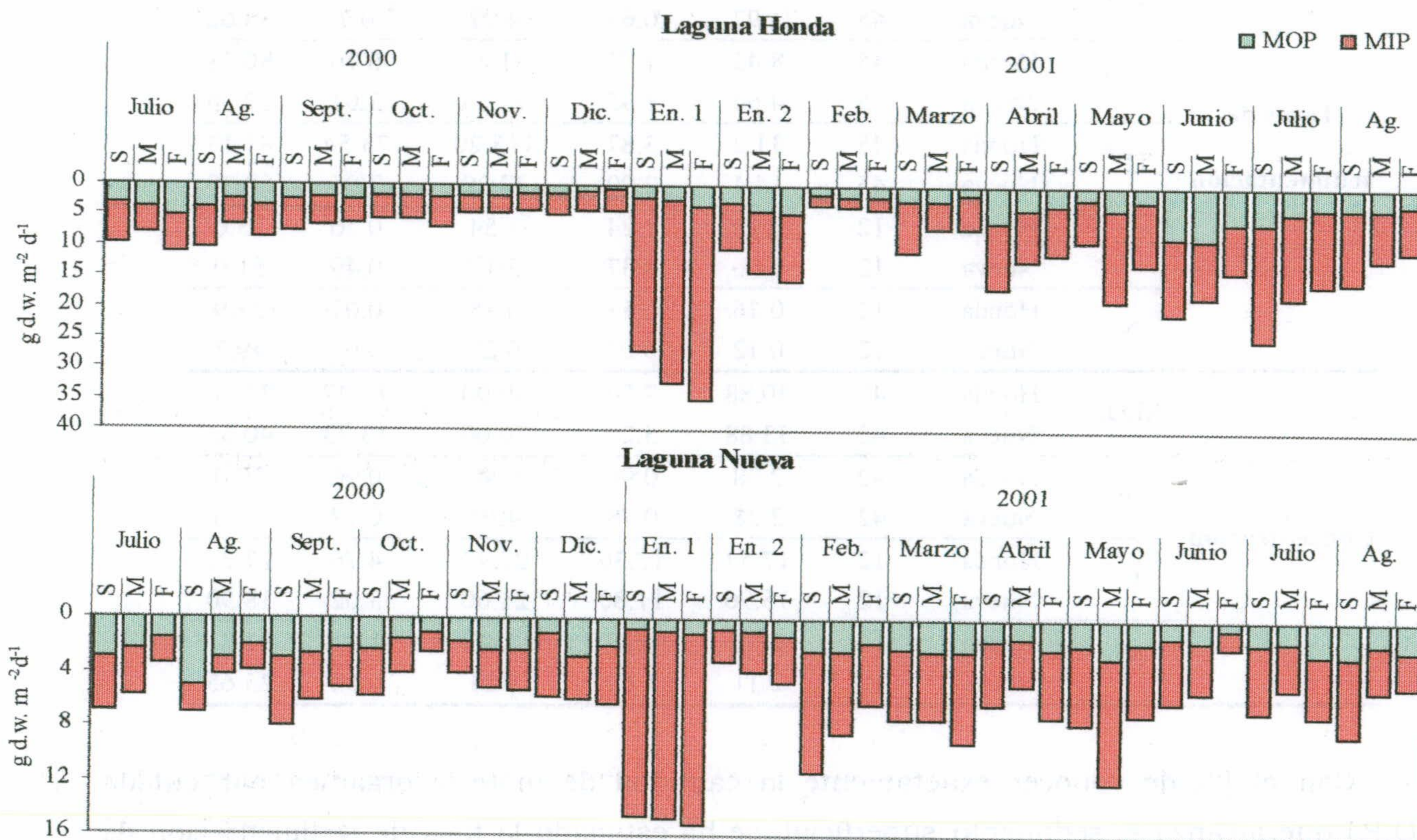
**Tabla 4. 4.-** Principales estadísticos que definen la composición química del material sestónico así como el flujo sestónico de los distintos nutrientes (C, N y P). (Unidades: Tasas de sedimentación en g d.w. m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> salvo TP\* que viene dado en mg m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>; Concentración en porcentaje, salvo TP\* que está expresado en mg g<sup>-1</sup>d.w.).

			N	Media	Mín.	Máx.	S.D.	C <sub>VAR</sub>
Tasas de sedimentación	MOP	Honda	45	3.14	0.85	8.82	1.75	55.71
		Nueva	45	1.97	0.65	4.97	0.7	38.62
	MIP	Honda	45	8.43	1.73	31.61	6.76	80.28
		Nueva	45	4.64	1.35	14.13	3.01	67.25
	TP*	Honda	45	31.2	3.87	115.20	23.54	81.13
		Nueva	45	14.4	2.90	37.29	7.95	58.79
	C	Honda	12	2.18	1.24	3.54	0.76	35.0
		Nueva	12	0.96	0.37	2.17	0.49	51.0
	N	Honda	12	0.26	0.13	0.35	0.07	27.9
		Nueva	12	0.12	0.05	0.27	0.06	49.7
Concentración	M.O.	Honda	42	30.88	7.70	49.00	10.47	33.90
		Nueva	42	33.88	5.20	70.00	13.73	40.53
	TP*	Honda	42	2.98	0.96	6.40	0.96	50.0
		Nueva	42	2.28	0.78	4.91	0.78	43.6
	C	Honda	12	17.54	12.30	28.43	4.78	27.27
		Nueva	12	15.96	11.80	21.60	3.02	18.90
	N	Honda	12	2.23	1.27	4.40	1.14	51.21
		Nueva	12	2.11	1.60	3.23	0.54	25.65

Con el fin de conocer exactamente la cantidad de materia orgánica particulada (M.O.P.) que alcanza el sedimento superficial, se ha estimado la tasa de sedimentación de M.O.P, a partir del porcentaje de M.O. presente en el material sestónico y la tasa de sedimentación de partículas sólidas. De este modo, los resultados obtenidos muestran la existencia de tasas de sedimentación de M.O.P. estadísticamente muy superiores en la laguna Honda que en la laguna Nueva (Figura 4.9). Concretamente, el valor promedio de la tasa de sedimentación de M.O.P. fue de 3.1 y de 2.0 g d.w. m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> en las lagunas Honda y Nueva, respectivamente. De igual manera, el flujo sestónico de materia inorgánica particulada (M.I.P) fue estadísticamente superior en la laguna Honda (8.4 g d.w. m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>) que en la laguna Nueva (4.7 g d.w. m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>).

Al igual que con la concentración de M.O., en ninguna de las lagunas estudiadas se han encontrado diferencias significativas en la tasa de sedimentación de M.O.P. en el perfil vertical de la columna de agua.

En concordancia con los mínimos porcentajes en M.O., comentados con anterioridad, las máximas tasas de sedimentación de material inorgánico particulado fueron registradas durante las intensas lluvias acaecidas a finales del mes de Diciembre. Durante esos momentos, se llegaron a medir hasta 31.6 y 14.1 g d.w. m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> de M.I.P. en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente (Figura 4.9).



**Figura 4.9.-** Evolución espacio-temporal de la tasa de sedimentación de materia orgánica (M.O.P.) e inorgánica (M.I.P.) particulada. (En. 1: período 18.12.00-15.01.01; En. 2: período 15.01.01-30.01.01).

**Flujo y concentración de Fósforo total**

La concentración de TP en el material sestónico fue ligera pero significativamente superior en la laguna Honda (2.98 mg TP g<sup>-1</sup>d.w.) que en la laguna Nueva (2.28 mg TP g<sup>-1</sup>d.w.) (Tabla 4.4) y aunque no se midieron diferencias significativas en la concentración de TP del material sestónico recogido en las trampas localizadas a diferentes profundidades, fue posible apreciar un ligero descenso en profundidad en ambas lagunas.

De igual modo a como se procedió con la M.O., hemos estimado la tasa de sedimentación de TP (mg TP m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>) a partir del valor del flujo sestónico (g d.w. m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>) y de

la concentración de TP presente en el material sedimentado ( $\text{mg TP g}^{-1}\text{d.w.}$ ). Los resultados obtenidos mostraron que la tasa de sedimentación de TP fue muy superior ( $p < 0.001$ ) en la laguna Honda ( $31.2 \text{ mg P m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) que en la laguna Nueva ( $14.4 \text{ mg P m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) (Figura 4.10).

En cuanto a la variación en el perfil vertical del flujo sestónico de TP, en ninguna de las lagunas estudiadas se apreciaron diferencias significativas entre los tres estratos considerados (superficie, medio y fondo). No obstante, fue posible reconocer una ligera tendencia decreciente en profundidad, reduciéndose de  $33.4$  a  $23.6 \text{ mg TP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  en la laguna Honda y de  $16.3$  a  $10.9 \text{ mg TP m}^{-2}\text{d}^{-1}$  en la laguna Nueva.

Aunque la distinción de un patrón claro de estacionalidad es una labor de extrema complejidad en este tipo de sistemas someros, sometidos a fuertes cambios en cortos periodos de tiempo, en la Figura 4.10 se puede observar que los mínimos valores en el flujo sestónico de TP se cuantificaron en otoño de 2000 en ambas lagunas y que, los máximos valores se midieron durante Marzo en la laguna Nueva ( $37.3 \text{ mg TP m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ), y durante los meses de Junio y Julio de 2001 en la laguna Honda ( $69.0 \text{ mg TP m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ).

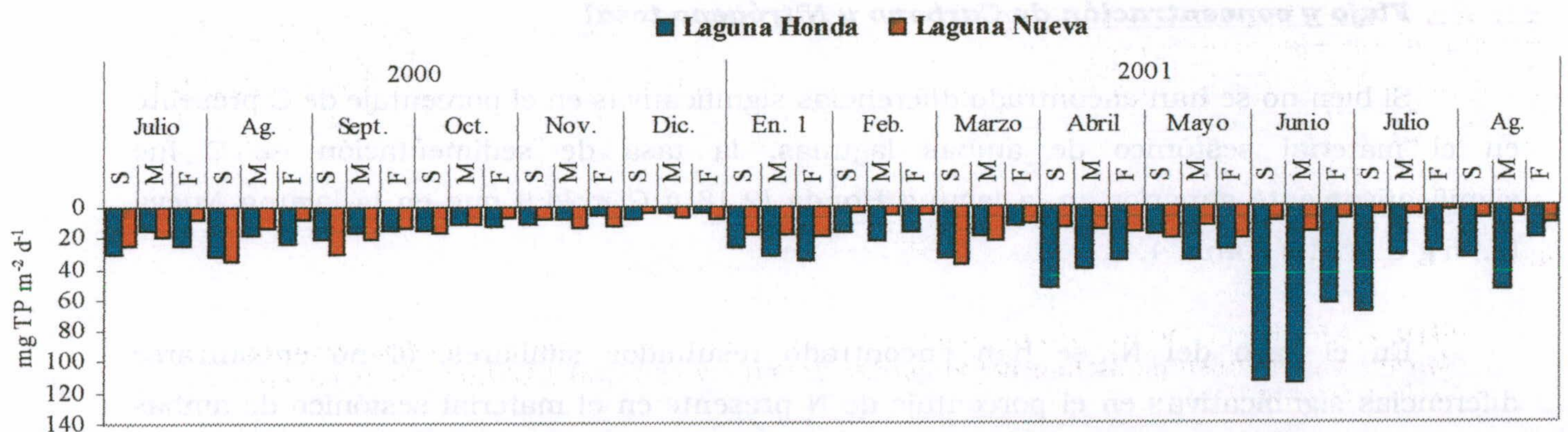
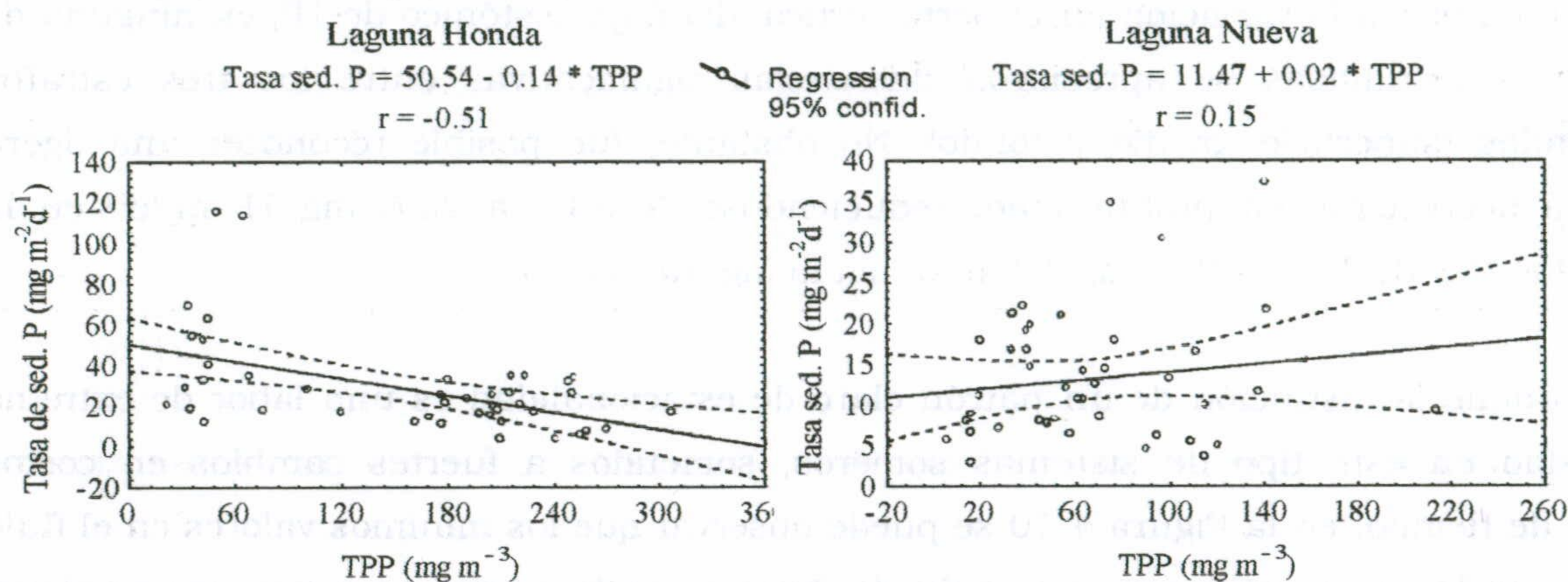


Figura 4.10.- Evolución espacio-temporal del flujo sestónico de TP ( $\text{mg TP m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ).

A partir de los valores de la tasa de sedimentación de P ( $\text{mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) y de la concentración de P particulado total (TPP;  $\text{mg m}^{-3}$ ), medida en la columna de agua sobre las trampas de sedimentación, es posible estimar la velocidad de sedimentación ( $V_{\text{sed}}$ ,  $\text{m d}^{-1}$ ) a la que el P está siendo retirado de la columna de agua (Bloesch & Sturm, 1986) (Figura 4.11). Tanto en la laguna Honda como en la laguna Nueva, los mejores ajustes se han encontrado al aplicar un desfase de 1 mes, considerando, por tanto, que la concentración de TPP medida en un momento  $t$  afectará a la tasa de sedimentación de P cuantificada en el momento  $t+1$ . Como se puede observar, ambas lagunas presentan velocidades de

sedimentación de P claramente diferentes, representadas por la pendiente de la recta. Así, mientras en la laguna Honda existe una  $V_{sed}$  de TP negativa ( $-0.14 \text{ m d}^{-1}$ ); en la laguna Nueva, la tasa de sedimentación de P y la concentración de TPP se relacionan lineal y positivamente, estimándose una  $V_{sed}$  de  $0.03 \text{ m d}^{-1}$ .



**Figura 4.11.-** Representación gráfica de la velocidad de sedimentación de P ( $V_{sed}$ ,  $\text{m d}^{-1}$ ) estimada como la pendiente de la recta que relaciona la tasa de sedimentación de P y la concentración de TPP.

#### **Flujo y concentración de Carbono y Nitrógeno total**

Si bien no se han encontrado diferencias significativas en el porcentaje de C presente en el material sestónico de ambas lagunas, la tasa de sedimentación de C fue significativamente superior en la laguna Honda ( $2.18 \text{ g C m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) que en la laguna Nueva ( $0.96 \text{ g C m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) (Tabla 4.4).

En el caso del N, se han encontrado resultados similares, al no encontrarse diferencias significativas en el porcentaje de N presente en el material sestónico de ambas lagunas; mientras que si analizamos el flujo sestónico de este nutriente observamos que la laguna Honda presentó valores estadísticamente muy superiores ( $0.26 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ) a los de la laguna Nueva ( $0.12 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ).

Como se puede observar en la Tabla 4.5, el material sestónico de ambas lagunas presentó una composición química muy variable estacionalmente. En ambas lagunas, los mínimos porcentajes tanto en N como en C se detectaron en el mes de Enero de 2001; mientras que los máximos porcentajes en C y N se midieron en la laguna Honda, en el estrato más superficial durante el otoño de 2000 y en la laguna Nueva, en las proximidades del sedimento durante el verano de 2001.



**Tabla 4.5.-** Concentración de C y N del material sestónico (%) recogido en las diferentes trampas de sedimentación (T 1: superficie; T 2: medio y T 3: fondo).

		C				N				
		27.09.00	30.01.01	07.05.01	04.06.01	27.09.00	30.01.01	07.05.01	04.06.01	
<b>Honda</b>	T 1	28.43	13.93	14.30	16.86	T 1	4.40	1.27	1.64	1.67
	T 2	24.28	17.60	12.80	16.28	<b>Honda</b> T 2	4.27	1.50	1.58	1.76
	T 3	20.18	18.10	12.30	15.38	T 3	3.56	1.80	1.51	1.77
<b>Nueva</b>	T 1	15.05	11.83	15.42	16.91	T 1	2.02	1.63	1.60	1.97
	T 2	16.58	12.10	18.05	18.86	<b>Nueva</b> T 2	2.94	1.62	2.27	1.99
	T 3	17.86	11.80	15.49	21.60	T 3	2.53	1.62	1.87	3.23

Con el fin de poder reconocer el principal origen del material sestónico, se ha realizado un análisis de correlación entre las variables estudiadas en el proceso de sedimentación (Tabla 4.6). De entre las correlaciones de la matriz se destaca la existencia de una significativa y positiva relación entre la tasa de sedimentación de partículas y la de materia inorgánica particulada ( $r = 0.92$  y  $0.97$ , en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente).

El análisis de la sedimentación de los nutrientes reveló ligeras diferencias entre las lagunas estudiadas. Así, en la laguna Honda la tasa de sedimentación de C y de N se relacionó más fuertemente con el flujo sestónico de M.O.P. ( $r = 0.82$  y  $0.56$ , respectivamente), mientras que la sedimentación de P se relacionó en mayor medida con la de M.I.P. ( $r = 0.88$ ). Por el contrario, en la laguna Nueva, si bien la sedimentación de N estuvo controlada tanto por la sedimentación de material orgánico ( $r = 0.86$ ) como inorgánico ( $r = 0.83$ ); la tasa de sedimentación de C y de P estuvo relacionada especialmente con la sedimentación de M.I.P. ( $r = 0.94$  y  $0.90$ , respectivamente).

**Tabla 4.6.-** Matriz de correlación entre las variables estudiadas en el proceso de sedimentación de las lagunas de la Albufera de Adra. Los asteriscos indican que  $p < 0.05$ .

HONDA	C (%)	N (%)	P (%)	M.O. (%)	M.I. (%)	Tasa sed.	Tasa C	Tasa N	Tasa P	Tasa M.O.P.	Tasa M.I.P.
C (%)	1.00	0.91*	-0.13	0.27	-0.27	-0.51	-0.01	0.47	-0.62*	-0.23	-0.59*
N (%)	-	1.00	0.01	0.20	-0.20	-0.68*	-0.30	0.33	-0.66*	-0.41	-0.72*
P (%)	-	-	1.00	-0.50	0.50	-0.23	-0.41	-0.25	0.27	-0.41	-0.06
M.O. (%)	-	-	-	1.00	-1.00*	0.12	0.34	0.43	-0.16	0.67*	-0.28
M.I. (%)	-	-	-	-	1.00	-0.12	-0.34	-0.43	0.16	-0.67*	0.28
Tasa sed.	-	-	-	-	-	1.00	0.85*	0.46	0.86*	0.80*	0.92*
Tasa C	-	-	-	-	-	-	1.00	0.75*	0.57	0.82*	0.69*
Tasa N	-	-	-	-	-	-	-	1.00	0.30	0.56	0.29
Tasa P	-	-	-	-	-	-	-	-	1.00	0.55	0.88*
Tasa M.O.P.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.00	0.50
Tasa M.I.P.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.00

NUEVA	C (%)	N (%)	P (%)	M.O.(%)	M.I. (%)	Tasa sed.	Tasa C	Tasa N	Tasa P	Tasa M.O.P.	Tasa M.I.P.
C (%)	1.00	0.77*	0.30	0.15	-0.15	0.12	0.34	0.34	0.13	0.14	0.09
N (%)	-	1.00	0.62*	0.53	-0.53	-0.12	0.07	0.26	0.02	0.17	-0.22
P (%)	-	-	1.00	0.31	-0.31	-0.11	-0.06	0.09	0.17	0.08	-0.17
M.O. (%)	-	-	-	1.00	-1.00*	-0.08	-0.05	0.19	0.05	0.54	-0.31
M.I. (%)	-	-	-	-	1.00	0.08	0.05	-0.19	-0.05	-0.54	0.31
Tasa sed.	-	-	-	-	-	1.00	0.97*	0.91*	0.95*	0.79*	0.97*
Tasa C	-	-	-	-	-	-	1.00	0.95*	0.92*	0.76*	0.94*
Tasa N	-	-	-	-	-	-	-	1.00	0.93*	0.86*	0.83*
Tasa P	-	-	-	-	-	-	-	-	1.00	0.82*	0.90*
Tasa M.O.P.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.00	0.62*
Tasa M.I.P.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.00

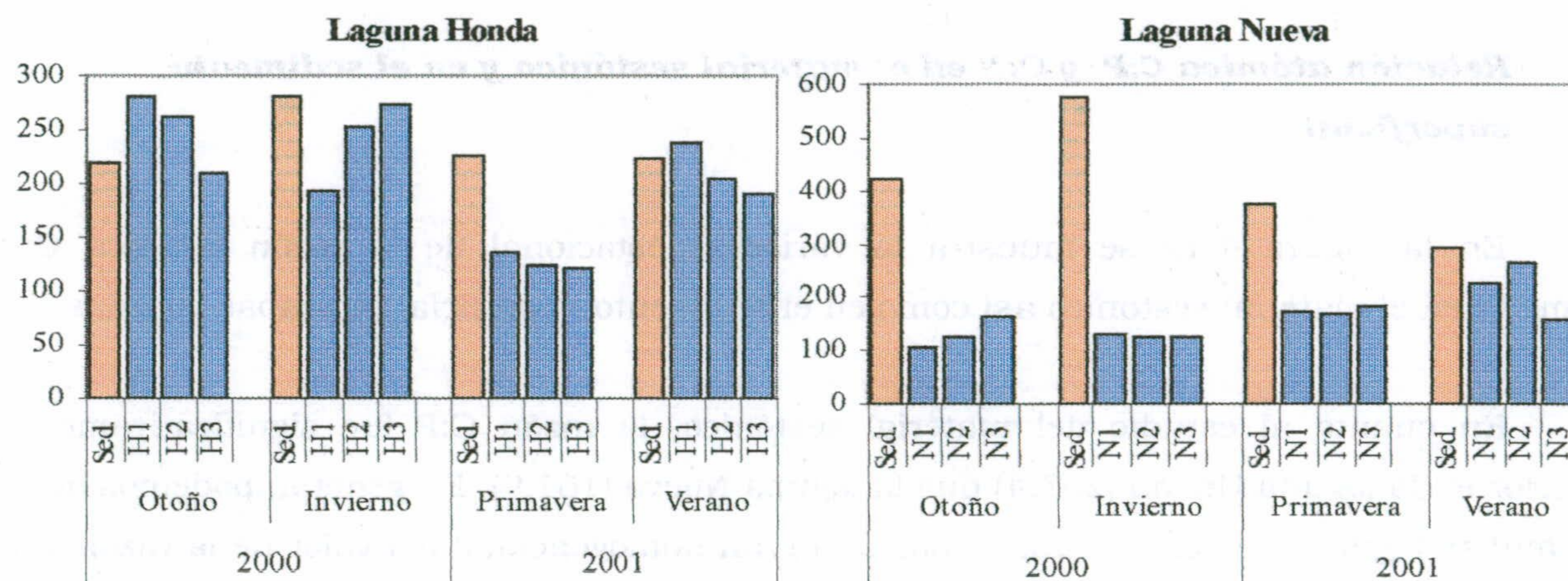
**Relación atómica C:P y C:N en el material sestónico y en el sedimento superficial**

En la Figura 4.12 se muestra la variación estacional de la razón atómica C:P estimada en el material sestónico así como en el sedimento superficial de ambas lagunas.

En cuanto al estudio del material sestónico, la razón C:P fue significativamente superior en la laguna Honda (207.4) que la laguna Nueva (161.9). En general, podemos decir que ambas lagunas se caracterizaron por una gran homogeneidad del valor de la razón C:P en el perfil vertical de la columna de agua, con valores promedio de 212.0 y 157.2 en el estrato más superficial de la laguna Honda y de la laguna Nueva, respectivamente y de 198.9 y 157.5 en las proximidades del sedimento de las dos lagunas. A pesar de la mencionada homogeneidad espacial, en la laguna Honda fue posible reconocer una ligera tendencia decreciente en profundidad durante el otoño de 2000 y el verano de 2001.

Si bien es difícil distinguir un claro patrón en la variación temporal de la razón C:P, los mínimos valores fueron registrados durante la primavera en la laguna Honda y durante el invierno en la laguna Nueva. Por el contrario, los valores más elevados se registraron durante el otoño y el verano en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente.

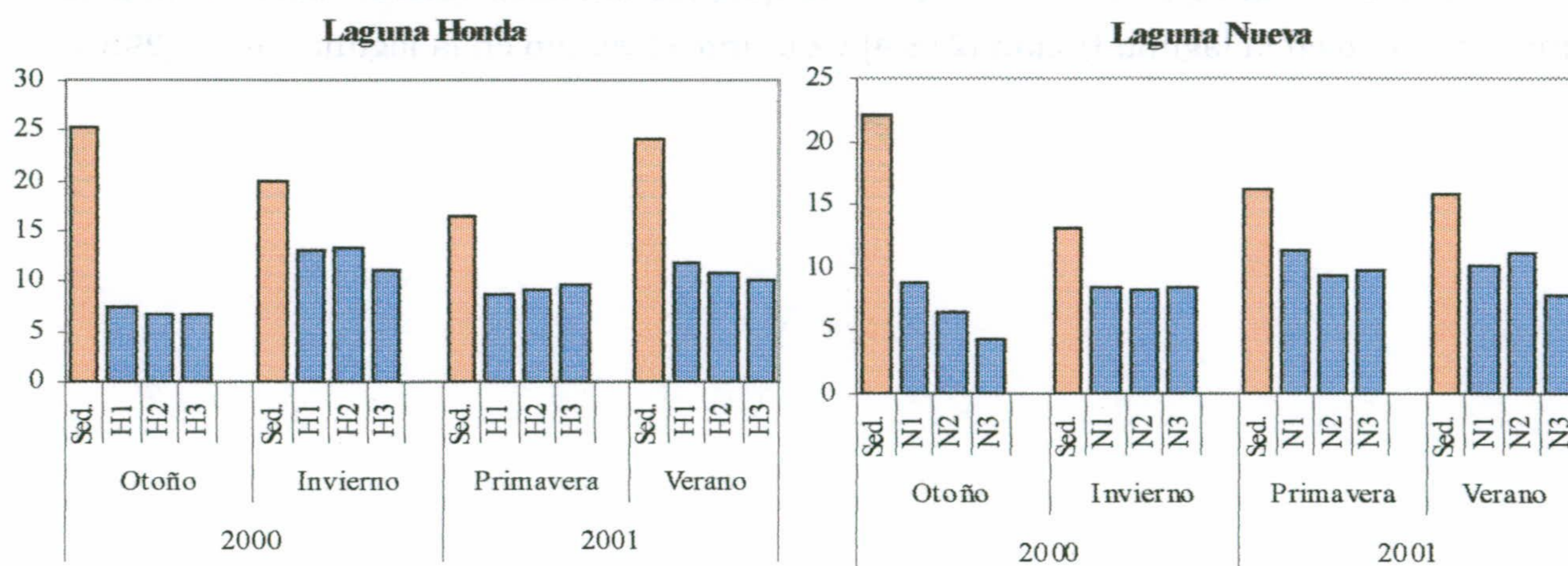
En lo que se refiere al sedimento superficial, es interesante destacar las notables diferencias existentes en el valor de la razón C:P entre ambas lagunas. En este sentido, el sedimento superficial de la laguna Nueva presentó valores estadísticamente muy superiores (416.2) que el de la laguna Honda (237.1). El estudio de la variación temporal ha revelado la existencia en ambas lagunas de máximos valores durante el invierno (280.0, en la laguna Honda y 575.2, en la laguna Nueva). Mientras que, los mínimos valores fueron estimados durante el otoño en la laguna Honda (218.4) y durante el verano en la laguna Nueva (295.7).



**Figura 4.12.-** Variación estacional de la razón atómica C:P en el material sestónico (trampas 1: Superficie; 2, Medio y 3, Fondo) y en el sedimento superficial (Sed.).

Los valores de la razón atómica C:N en el material sestónico no mostró diferencias estadísticamente significativas entre la laguna Honda (9.8) y la laguna Nueva (8.7) (Figura 4.13). En ambas lagunas hemos podido reconocer una cierta tendencia decreciente en el perfil vertical, al reducirse el valor promedio de 10.2 a 9.4 en la laguna Honda y de 9.6 a 7.5 en la laguna Nueva. La variación temporal se caracterizó por mínimos valores durante el otoño, tanto en la laguna Honda como en la laguna Nueva y máximos valores en invierno en la laguna Honda y en primavera en la laguna Nueva.

En cuanto al sedimento superficial, y al igual que en el material sestónico, no se han detectado diferencias significativas en la razón C:N entre ambas lagunas, siendo el valor promedio de 21.5 en la laguna Honda y de 16.7 en la laguna Nueva. Por último, se esta razón presentó una mayor variabilidad temporal en la laguna Nueva ( $C_{VAR} = 19.5\%$ ) que en la laguna Honda ( $C_{VAR} = 16.3\%$ ).



**Figura 4.13.-** Variación estacional de la razón atómica C:N en el material sestónico (trampas 1: Superficie; 2, Medio y 3, Fondo) y en el sedimento superficial (Sed.).

### **Razón atómica N:P en el material sestónico, la columna de agua y el sedimento superficial**

En la Tabla 4.7 se muestran los resultados de la comparación de los valores de la razón N:P en tres diferentes compartimentos: masa de agua, material sestónico y sedimento superficial.

De la observación de los resultados se desprende que la razón N:P del material sestónico y de la columna de agua no difiere significativamente entre la laguna Honda y la laguna Nueva. Sin embargo, el sedimento superficial de la laguna Nueva presentó valores significativamente más elevados (25.9) que el sedimento de la laguna Honda (11.4).

La comparación entre compartimentos mostró que mientras en la laguna Honda no se detectaron diferencias significativas entre el material sestónico (23.8) y la columna de agua (29.6), en la laguna Nueva, el material sestónico presentó valores muy inferiores (18.7) a los detectados en la columna de agua (35.3). Además, el cociente N:P fue significativamente más elevado en el material sestónico y en la columna de agua que en el sedimento superficial (11.4) de la laguna Honda; mientras que en la laguna Nueva no se han detectado diferencias significativas entre estos compartimentos.

Por último, es interesante resaltar que los máximos valores de la razón N:P se detectaron durante el mes de Septiembre de 2000 en la columna de agua de ambas lagunas, mientras que los mínimos fueron registrados durante el mes de Enero de 2001.

**Tabla 4.7.-** Razón atómica N:P en muestras de la columna de agua (Sup: Superficie; Medio; Fondo). de material sestónico (T 1, 2 y 3) y de sedimento superficial.

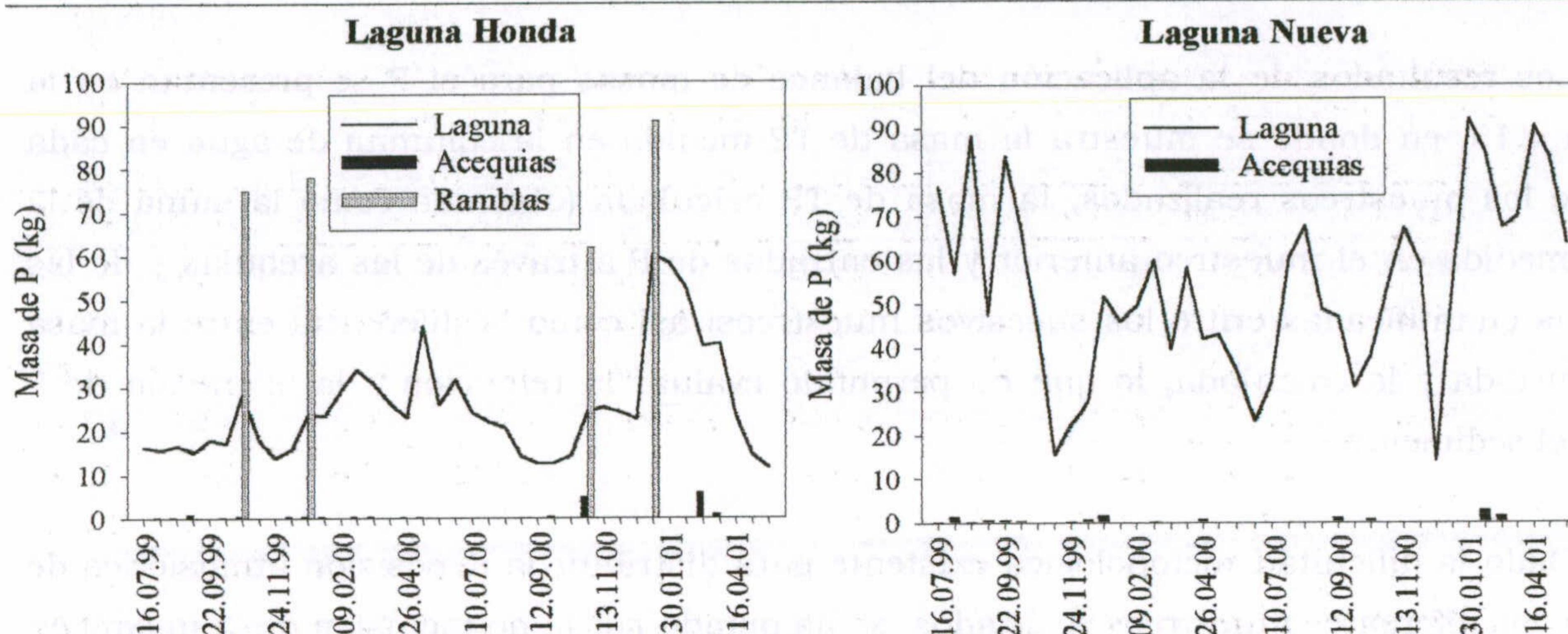
<b>HONDA</b>					<b>NUEVA</b>				
	<b>27.09.00</b>	<b>30.01.01</b>	<b>07.05.01</b>	<b>04.06.01</b>		<b>27.09.00</b>	<b>30.01.01</b>	<b>07.05.01</b>	<b>04.06.01</b>
<i>Sup</i>	62.67	16.07	12.10	28.62	<i>Sup</i>	49.25	29.48	35.68	34.91
<i>Medio</i>	50.89	14.94	26.66	29.55	<i>Medio</i>	47.89	26.84	39.84	34.49
<i>Fondo</i>	51.83	12.60	23.28	26.07	<i>Fondo</i>	45.90	31.61	17.28	30.97
<i>Promedio</i>	<i>55.13</i>	<i>14.53</i>	<i>20.68</i>	<i>28.08</i>	<i>Promedio</i>	<i>47.68</i>	<i>29.31</i>	<i>30.93</i>	<i>33.46</i>
<i>T 1</i>	37.47	15.00	16.00	20.00	<i>T 1</i>	15.42	15.06	15.00	22.00
<i>T 2</i>	45.02	18.45	13.20	19.00	<i>T 2</i>	25.04	14.35	18.00	24.00
<i>T 3</i>	43.79	26.00	13.00	19.00	<i>T 3</i>	21.55	14.50	19.00	20.00
<i>Promedio</i>	<i>42.10</i>	<i>19.82</i>	<i>14.07</i>	<i>19.33</i>	<i>Promedio</i>	<i>20.67</i>	<i>14.64</i>	<i>17.33</i>	<i>22.00</i>
<i>Sed sup</i>	8.66	14.00	14.00	9.00	<i>Sed sup</i>	18.59	43.00	23.00	19.00

#### 4.3.2.- CUANTIFICACIÓN DE LA LIBERACIÓN DE FÓSFORO DESDE EL SEDIMENTO

##### 4.3.2.1.- Balance Másico

Las lagunas de la Albufera de Adra presentaron una notable variación temporal en la masa de TP, determinada en gran medida por la considerable irregularidad observada tanto en la carga externa difusa (ramblas) como en la carga externa puntual (red de acequias) (Figura 4.14). No obstante, es preciso señalar que, salvo en los momentos en los que en la laguna Honda se produjo la descarga de P a través de las ramblas, las variaciones en la masa de P en la columna de agua fueron muy superiores a las encontradas en la carga externa.

Como consecuencia de las fuertes y torrenciales lluvias de la zona, la entrada de P procedente de las ramblas se concentró solamente en dos periodos del año (Octubre y Diciembre). Especialmente interesante resultó el incremento en la masa de TP en la laguna Honda (se multiplicó por 2.6) tras las intensas lluvias acaecidas a finales del mes de Diciembre de 2000 (57.5 mm de agua fueron registrados el día 26.12.00).



**Figura 4.14.-** Evolución temporal de la masa de TP medida en la columna de agua y de la que entra a través de las ramblas y acequias en las lagunas.

En la Tabla 4.8 se observa la contribución de cada una de las fuentes externas a la carga externa anual de P.

- En la laguna Honda la carga externa difusa representó el 93.8 % y el 89.9 % de la carga externa anual de P en los periodos Julio 1999- Junio 2000 y Julio 2000- Junio 2001, respectivamente. Entre el periodo 1999-2000 y el periodo 2000-2001, se pudo apreciar un ligero aumento en la carga externa de P que llegó a la laguna Honda, asociado directamente a un incremento en la entrada de P a través de la red de acequias.
- La laguna Nueva, que no recibe la descarga procedente de ninguna rambla, se vió afectada en mayor medida por la variación interanual en el caudal de las fuentes puntuales (acequias). De este modo, la carga externa puntual de P a esta laguna se redujo ligeramente (6%) entre el periodo 1999-2000 y 2000-2001.

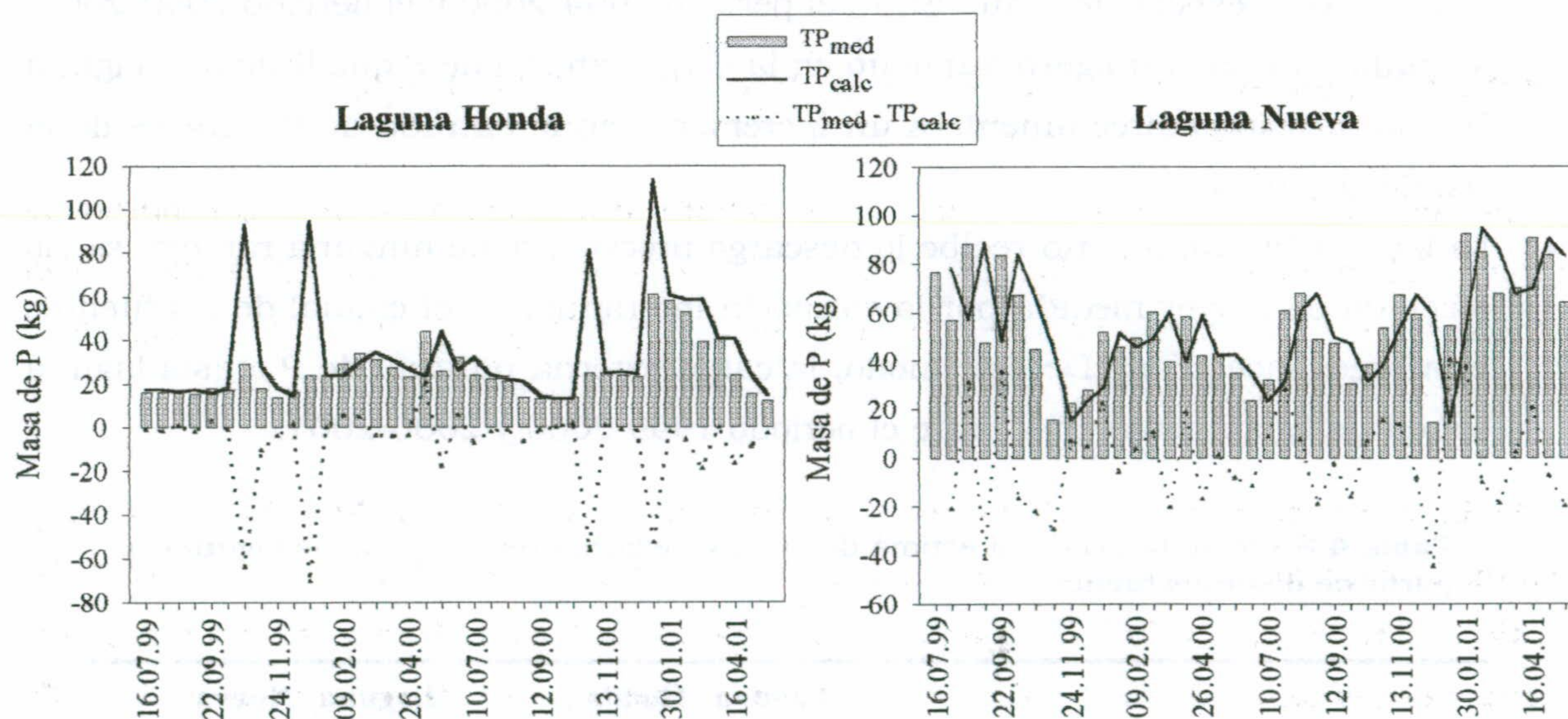
**Tabla 4.8.-** Resultados de la estima de la carga externa de fósforo a las lagunas a partir de distintas fuentes.

	Laguna Honda		Laguna Nueva	
	1999-2000	2000-2001	1999-2000	2000-2001
Deposición atmosférica (kg P)	5.4	5.1	17.3	17.1
Carga externa puntual (kg P)	4.6	12.1	6.3	5.9
Carga externa difusa (kg P)	152.6	152.6	0	0
Carga externa (kg P)	162.6	169.8	23.6	23.0
Carga externa (mg P m <sup>-2</sup> año <sup>-1</sup> )	1968.9	2188.1	90.2	88.7

Los resultados de la aplicación del balance de masas para el P se presentan en la Figura 4.15, en donde se muestra la masa de TP medida en la columna de agua en cada uno de los muestreos realizados, la masa de TP calculada (obtenida como la suma de la masa medida en el muestreo anterior y las entradas de P a través de las acequias y de las ramblas cuantificadas entre los sucesivos muestreos) así como la diferencia entre la masa de P medida y la calculada, lo que ha permitido evaluar la retención o la liberación de P desde el sedimento.

Dada la dificultad metodológica existente para distribuir la deposición atmosférica de P entre los diferentes muestreos realizados, se ha optado por la no inclusión de la misma en la representación de la Figura 4.15, si bien se ha tenido en cuenta para la estima anual de los procesos de retención y liberación de P (Tabla 4.8).

Durante el período de estudio el sedimento de ambas lagunas retuvo P; así, la retención media anual de P fue de 168.5 y 29.7 kg en la laguna Honda y laguna Nueva, respectivamente. A partir del área superficial media de cada laguna hemos estimado una tasa media de retención de P de  $2.10 \text{ g m}^{-2}\text{año}^{-1}$  en la laguna Honda y de  $0.11 \text{ g m}^{-2}\text{año}^{-1}$  en la laguna Nueva.



**Figura 4.15.-** Resultados de la aplicación del balance de masas de TP (TP<sub>med</sub>: Masa de TP medida en la columna de agua; TP<sub>calc</sub>: Masa de TP calculada como la suma de la masa de TP medida en el muestreo anterior y la masa de TP que entra a lo largo de ese periodo).



El estudio a pequeña escala nos ha permitido apreciar que en la laguna Honda, la mayor retención de P se produjo durante los meses de Octubre y Diciembre de los años 1999 y 2000. Por el contrario, la máxima liberación de P en esta laguna se detectó durante la primavera de 2000 (47% de la masa anual de P liberada).

En lo que se refiere a la laguna Nueva es difícil encontrar un patrón claro de comportamiento de los procesos de retención y de liberación de P. Resulta especialmente interesante la elevada tasa media anual de liberación de TP desde el sedimento de la laguna Nueva (316.1 kg TP frente a los 44.4 kg TP liberados anualmente por el sedimento de la laguna Honda).

En esta laguna podemos destacar tres periodos especialmente interesantes:

1. La notable retención de TP (19 kg) registrada durante el mes de Agosto de 2000.
2. La enorme reducción (76%) en la masa de TP entre finales de Noviembre y principios de Diciembre de 2000.
3. El notable incremento observado en la masa de TP tras las lluvias acaecidas a finales del mes de Diciembre de 2000.

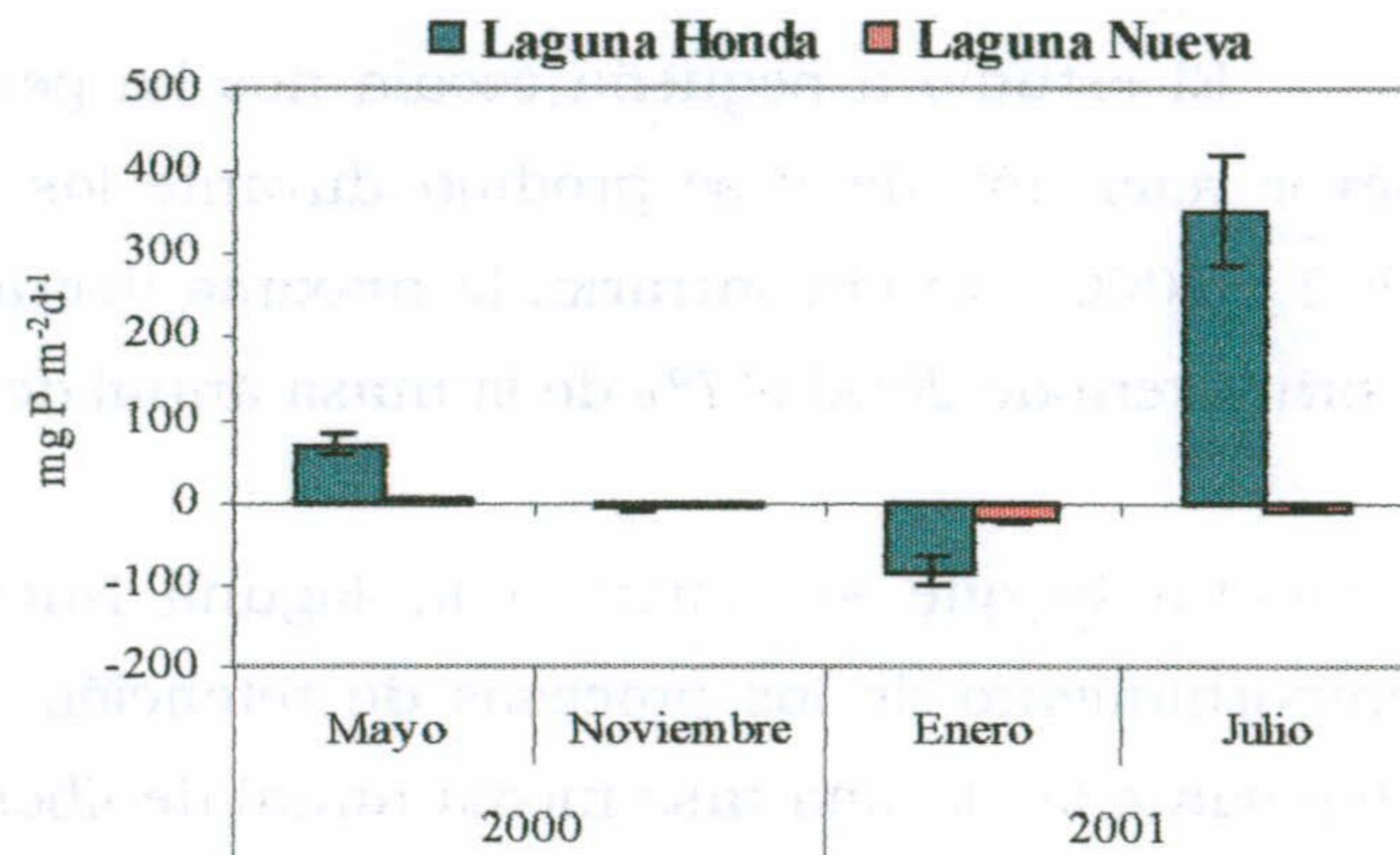
#### **4.3.2.2.- Experimentos de laboratorio: Medidas *in situ* del flujo**

Los resultados de los experimentos de laboratorio (Figura 4.16), corroboran la importancia del intercambio de ión fosfato a través de la interfase agua-sedimento. En la Tabla 4.9 se resumen las condiciones de incubación (T, O.D. y pH) existentes durante el desarrollo de estos experimentos.

De la comparación entre lagunas se desprende la existencia de diferencias muy notables en la capacidad tanto de liberación como de retención de P por el sedimento. En este sentido, a través de la interfase agua-sedimento de la laguna Honda se cuantificaron los máximos flujos tanto de retención ( $-84 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ , Enero de 2001) como de liberación de P ( $+353 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ , Julio de 2001).

De igual modo es interesante destacar la extraordinaria variabilidad temporal registrada en los flujos de P, especialmente en la laguna Honda. En la laguna Nueva, se ha detectado la existencia de flujos hacia el sedimento (retención), con la excepción del experimento realizado en Mayo de 2000.

**Figura 4.16.-** Resultados de las experiencias realizadas en laboratorio para estimar los flujos *in situ* a través de la interfase agua-sedimento.



**Tabla 4.9.-** Condiciones de incubación de los experimentos realizados para cuantificar el flujo *in situ* de ión fosfato a través de la interfase agua-sedimento. Media (Mín.-Máx.).

Fecha	Laguna	T <sup>a</sup> (°C)	O.D. (mg l <sup>-1</sup> )	pH
2000	Mayo	21.2 (20.2-23.4)	1.04 (0.03-1.76)	7.53 (7.07-7.86)
	Nueva	21.4 (19.0-22.6)	2.68 (2.05-3.82)	7.64 (7.35-7.85)
2000	Noviembre	18.4 (18.1-18.8)	3.20 (2.75-3.48)	8.46 (8.29-8.58)
	Nueva	18.3 (18.1-18.6)	5.21 (4.51-5.56)	8.30 (8.22-8.38)
2001	Enero	17.1 (15.6-18.4)	4.95 (4.59-5.77)	8.55 (8.51-8.63)
	Nueva	17.7 (16.6-18.8)	4.77 (3.85-5.59)	7.9 (7.62-8.26)
2001	Julio	25.7 (24.8-29.6)	1.55 (0.87-2.60)	7.68 (7.45-7.82)
	Nueva	25.7 (24.8-28.4)	1.57 (1.14-2.39)	7.72 (7.56-7.74)

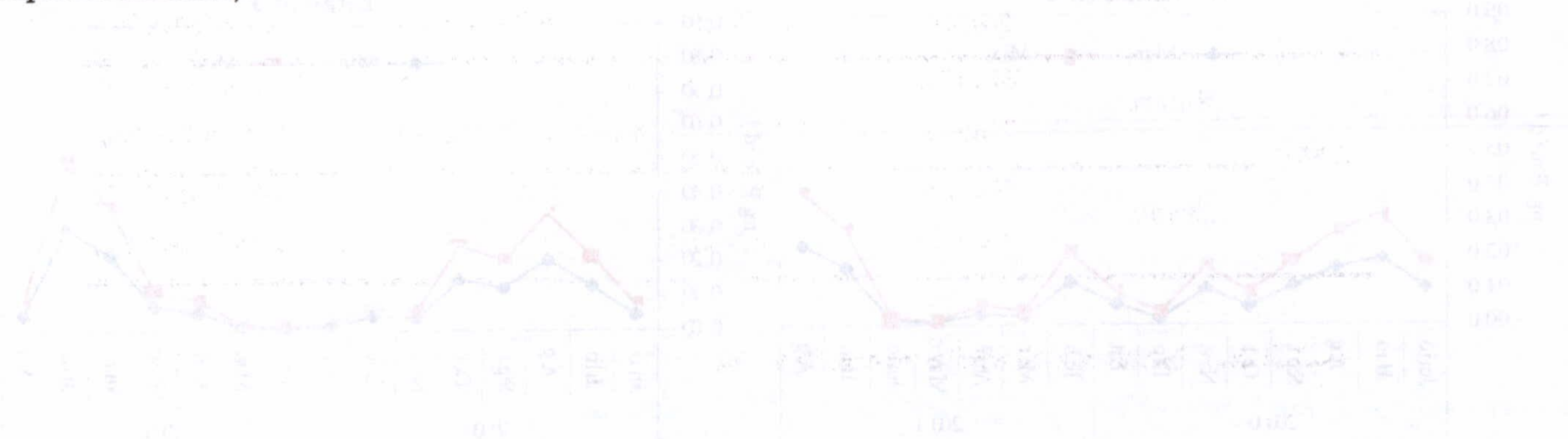
**4.3.2.3.- Estima del flujo por difusión**

Durante el periodo de estudio, el valor promedio (tanto del valor mínimo como del máximo) del flujo por difusión de ión fosfato fue significativamente más elevado en la laguna Honda (0.127-0.215 mg P m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>) que en la laguna Nueva (0.076-0.126 mg P m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>) (Figura 4.17).

En cuanto a la variación espacial, en la laguna Nueva, no se han observado diferencias significativas en el flujo estimado en las tres estaciones de muestreo seleccionadas, en donde el rango osciló entre 0.055-0.091 mg P m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> y 0.098-0.163 mg P m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> en la estación 2 y 3, respectivamente. Sin embargo, en la laguna Honda se pudo detectar una notable variabilidad espacial, estimándose los máximos valores del flujo por difusión en la estación 1 (0.240-0.409 mg P m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>) y los mínimos en la estación 2 ( 0.051-0.084 mg P m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>).

El estudio de la variación estacional reveló la existencia en ambas lagunas de dos periodos claramente diferenciados: primavera-verano, caracterizado por máximos gradientes de ión fosfato (hasta 0.85 y 0.50 mg m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente); y otoño-invierno, caracterizado por valores más bajos del flujo por difusión (mínimos de 8·10<sup>-4</sup> y 5·10<sup>-4</sup> mg P m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente).

A pesar del patrón común de variación, es posible detectar algunas diferencias entre las tres estaciones de muestreo seleccionadas en cada laguna. Así, tanto en la laguna Honda como en la laguna Nueva, las mínimas variaciones temporales se registraron en las estaciones de máxima profundidad (Estación 1, en la laguna Honda; Estación 3, en la laguna Nueva), en donde se han estimado C<sub>VAR</sub> de 44 y de 90 %. Por el contrario, en las estaciones localizadas a menor profundidad se ha reconocido una mayor variabilidad temporal (valores del C<sub>VAR</sub> de hasta 90 y 144 % en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente).



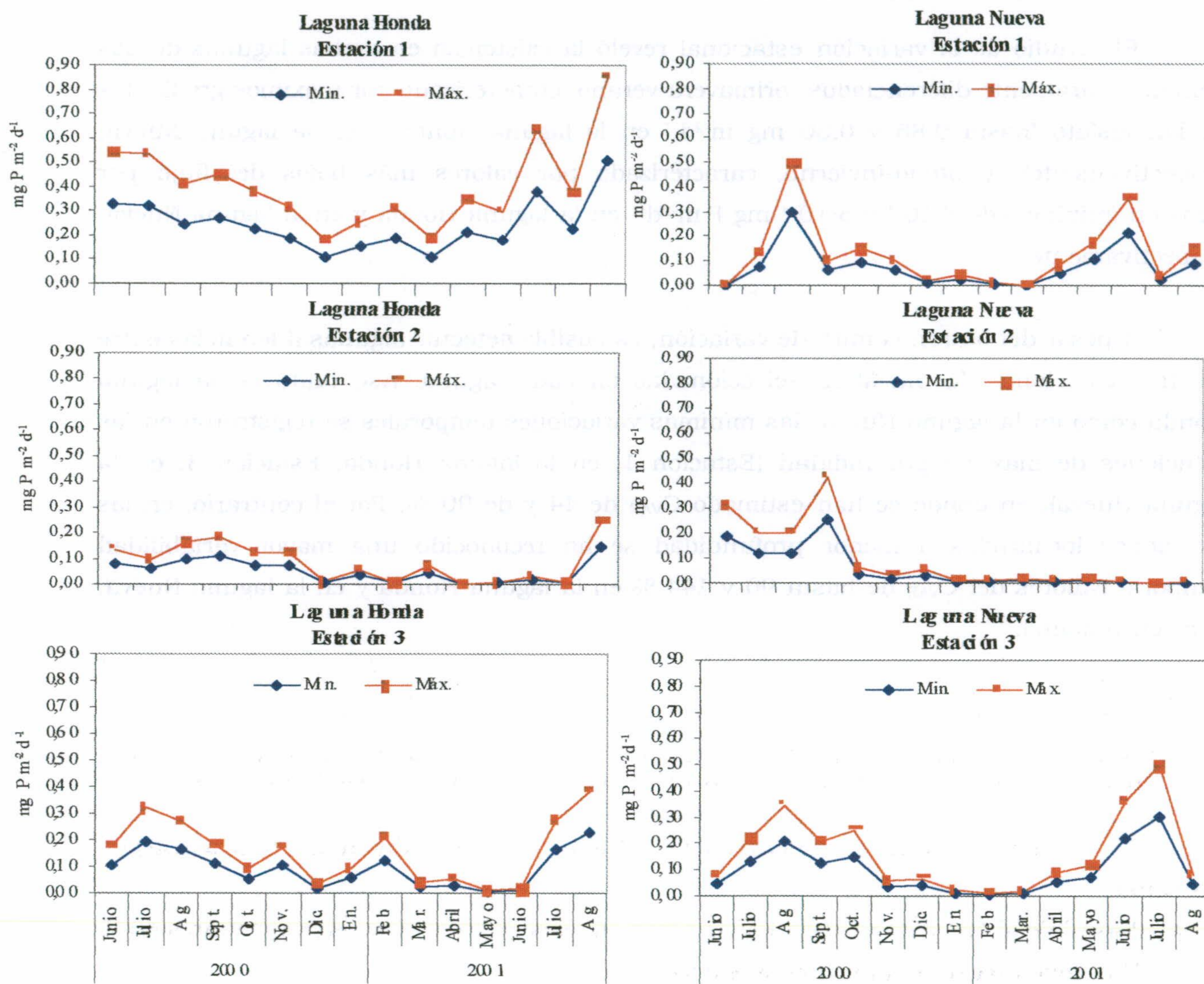
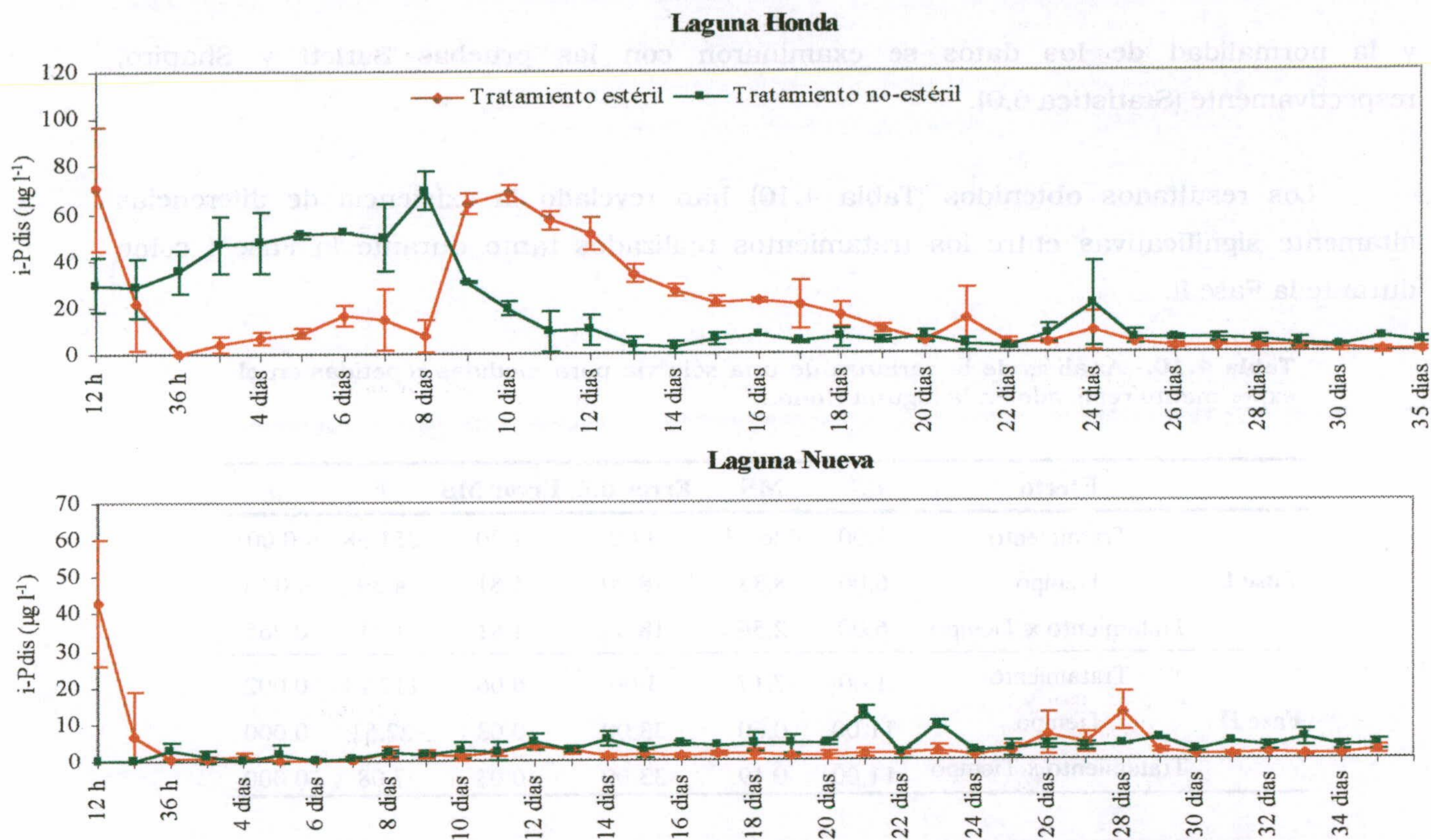


Figura 4.17.- Variación espacio-temporal del flujo por difusión de ión fosfato ( $\text{mg P m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ).

### 4.3.3.- LIBERACIÓN BIÓTICA vs ABIÓTICA DE FOSFATO DESDE EL SEDIMENTO

Los resultados de los experimentos realizados para el estudio de la contribución de la actividad biológica a la liberación/ retención de P del sedimento, se muestran en la Figura 4.18.



**Figura 4.18.-** Concentración de ión fosfato ( $i-P_{dis}$ ) en el agua de los experimentos con (tratamiento no estéril) y sin (tratamiento estéril) actividad biológica (barras de errores: SD).

En el experimento realizado en la laguna Honda es posible distinguir cuatro fases en el tiempo:

- (1) Fase inicial (12 h), caracterizada por concentraciones de  $i-P_{dis}$  muy superiores en el Tratamiento estéril que en el no-estéril.
- (2) Fase I (24 h-8 días), en la que el Tratamiento no-estéril presentó concentraciones de  $i-P_{dis}$  muy superiores a las medidas en las muestras esterilizadas.
- (3) Fase II (9-20 días), en la que la tendencia observada anteriormente se invierte, y se miden valores muy superiores en las muestras esterilizadas.
- (4) Fase III (20-35 días), en la que no se aprecian diferencias entre los tratamientos ensayados.

En esta laguna, y con el fin de poder reconocer si las diferencias detectadas, en la Fase I y II, en la liberación de  $i-P_{dis}$  entre los tratamientos son significativas, se aplicó un Análisis de la Varianza de una vía para medidas repetidas (ANOVA, Statistica 6.0). La realización del ANOVA ha requerido la previa normalización de los datos mediante la aplicación de la transformación de Taylor (Elliott, 1983). La homogeneidad de las varianzas

y la normalidad de los datos se examinaron con las pruebas Barlett y Shapiro, respectivamente (Statistica 6.0).

Los resultados obtenidos (Tabla 4.10) han revelado la existencia de diferencias altamente significativas entre los tratamientos realizados tanto durante la Fase I como durante la Fase II.

**Tabla 4.10.-** Análisis de la varianza de una sóla vía para medidas repetidas en el experimento realizado en la laguna Honda.

	Efecto	d.f.	MS	Error d.f.	Error MS	F	p
<b>Fase I</b>	Tratamiento	1.00	426.73	3.00	1.70	251.58	< 0.001
	Tiempo	6.00	8.33	18.00	1.81	4.59	< 0.01
	Tratamiento x Tiempo	6.00	2.56	18.00	1.81	1.41	0.265
<b>Fase II</b>	Tratamiento	1.00	7.17	3.00	0.06	112.23	0.002
	Tiempo	11.00	0.60	33.00	0.03	22.51	0.000
	Tratamiento x Tiempo	11.00	0.19	33.00	0.03	7.08	0.000

Sin embargo, en la laguna Nueva, al no ajustarse los datos a una distribución normal, no se ha podido aplicar el análisis ANOVA y se ha empleado el test no paramétrico, Kruskal-Wallis. Los resultados obtenidos han confirmado la ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre el tratamiento estéril y el no estéril.

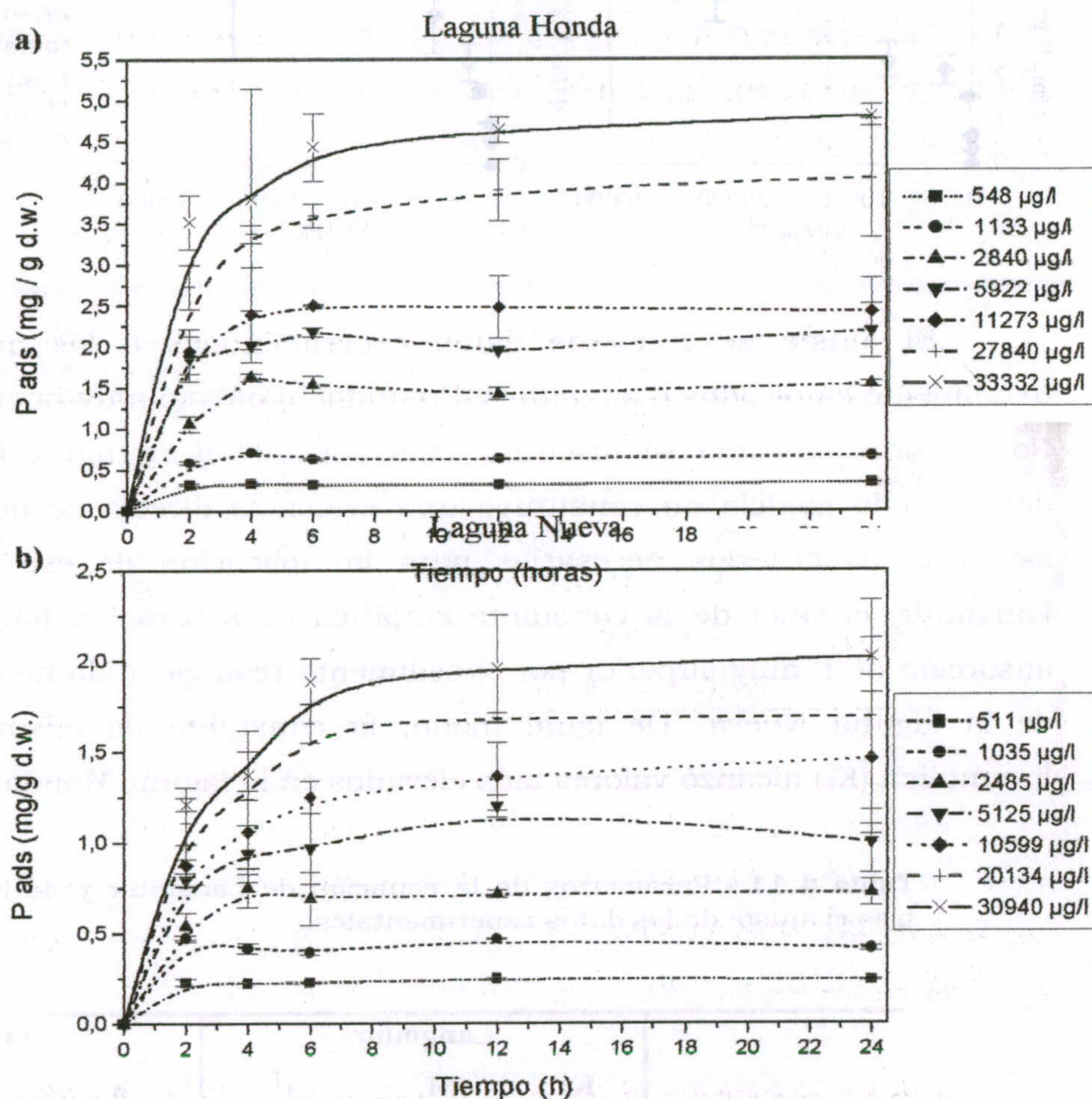
#### 4.3.4.- ADSORCIÓN DE FOSFATO POR EL SEDIMENTO RESUSPENDIDO

Los resultados obtenidos cuando se ha tratado de simular las condiciones naturales, mediante la agitación del material resuspendido con agua de cada laguna, han sido claramente diferentes. Así, mientras en la laguna Honda se apreció una adsorción del ión fosfato ( $22 \mu\text{g P g}^{-1}\text{d.w.}$ ); en la laguna Nueva, se detectó una liberación del mismo ( $4 \mu\text{g P g}^{-1}\text{d.w.}$ ). Estas diferencias seguramente responden a la desigual concentración de este ión en el agua de cada una de las lagunas ( $37$  y  $4 \mu\text{g l}^{-1}$  en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente).

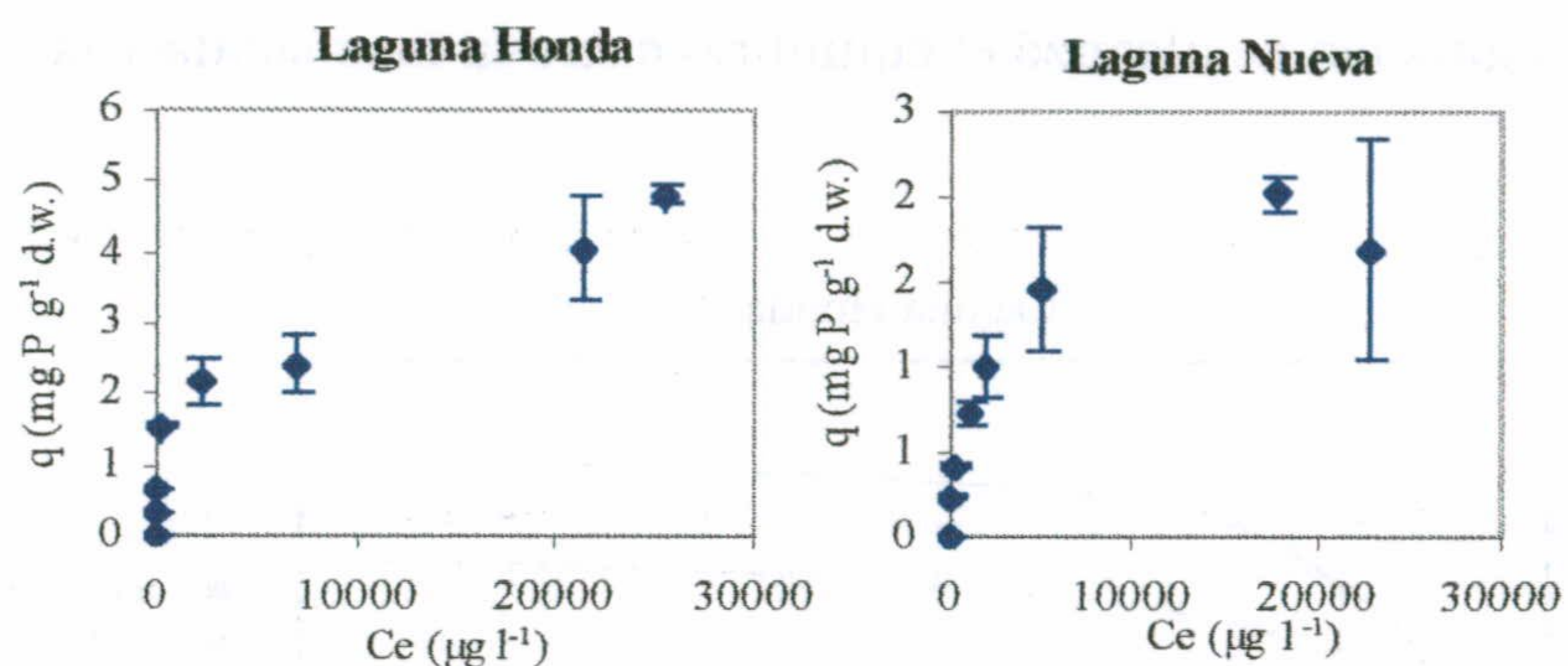
En las Figuras 4.19. a y b se muestra la cinética de adsorción del ión fosfato por el sedimento resuspendido. Como se observa, el tiempo de equilibrio en ambas lagunas fue de

6 h, lo que significa que tras 6 h de agitación se alcanzó el equilibrio entre la fase sólida y la líquida.

**Figura 4.19-** Cinética de adsorción del ión fosfato por el sedimento resuspendido (barras de errores: SD).



De los resultados obtenidos al trazar la isoterma de adsorción (Figura 4.20) podríamos destacar la mayor capacidad de adsorción de P por el sedimento resuspendido de la laguna Honda. A modo de ejemplo, se puede observar que la máxima cantidad de P adsorbido, durante el experimento, por el sedimento resuspendido de la laguna Honda fue 4.80 mg P g<sup>-1</sup> d.w., valor notablemente superior al adsorbido por el sedimento de la laguna Nueva (2.02 mg P g<sup>-1</sup> d.w.).



**Figura 4.20.-** Isotherma de adsorción (a las 24 h) de fosfato por el sedimento resuspendido de la laguna Honda y de la laguna Nueva (barras de errores: SD).

El ajuste de nuestros datos experimentales a los modelos de adsorción más usualmente empleados (Langmuir y Freundlich) ofreció muy buenos resultados (Tabla 4.11). No obstante, y como se discutirá más adelante (Capítulo 4.4.4), un buen ajuste a un determinado modelo no constituye una evidencia directa de que el proceso de adsorción satisface los criterios necesarios para la aplicación de ese modelo. Según el modelo Langmuir, el valor de la constante empírica de saturación ( $M_L$ ) refleja una capacidad de adsorción de P muy superior por el sedimento resuspendido de la laguna Honda que por el de la laguna Nueva. De igual modo, la constante de adsorción según el modelo de Freundlich ( $K_F$ ) alcanzó valores más elevados en la laguna Honda que en la laguna Nueva.

**Tabla 4.11.-** Parámetros de la ecuación de Langmuir y de Freundlich obtenidos tras el ajuste de los datos experimentales.

	Langmuir			Freundlich		
	$K_L$	$M_L$	$r^2$	n	$K_F$	$r^2$
<b>Laguna Honda</b>	6.72	2.85	0.99	0.32	1.59	0.95
<b>Laguna Nueva</b>	8.29	1.06	0.88	0.33	0.73	0.98



## 4.4.- DISCUSIÓN

### 4.4.1.- ESTUDIO DE LA VARIABILIDAD ESPACIO- TEMPORAL DEL FLUJO SESTÓNICO

El valor promedio de la tasa de sedimentación registrado en las lagunas de la Albufera de Adra se encuentra en el rango de los descritos en la literatura para otros sistemas lacustres (Tabla 4.13). Como se puede apreciar en la Tabla 4.13, es posible reconocer un gradiente creciente del flujo sestónico a medida que se incrementa el estado trófico del sistema. Tal es así, que algunos autores (Gálvez *et al.*, 1989; Gálvez & Niell, 1993) han propuesto modelos en donde se relaciona positivamente la producción primaria con el flujo sestónico, salvo en el caso de lagos distróficos.

La laguna Honda se caracteriza por valores de la tasa de sedimentación de partículas así como del flujo sestónico de nutrientes (C, N y P) muy superiores a los medidos en la laguna Nueva y que son el resultado de su mayor producción primaria (asociada a una mayor concentración de Chl *a*) así como de la mayor relevancia de los aportes alóctonos (llegada de varias ramblas) y de los procesos de resuspensión en esta laguna. La importancia de estos procesos ha sido puesta ya de manifiesto en lagos como el Mezzola, cuya sedimentación está controlada fundamentalmente por la entrada de material alóctono (Tartari & Biasci, 1997) y el Vörtsjärv, donde los frecuentes vientos imperantes en la zona así como por el carácter somero de este ecosistema promueven la resuspensión del sedimento superficial (Nöges *et al.*, 1999) (Tabla 4.13).

**Tabla 4.13-** Estudio comparativo de la tasa de sedimentación de partículas (g d.w. m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>) en diferentes ecosistemas acuáticos continentales (<sup>1</sup>promedio estival; <sup>2</sup>promedio anual; <sup>3</sup>Min-Max (promedio)).

Lago	Estado trófico	Tasa de sedimentación	Referencia
Lawrence	Oligotrófico	0.5 <sup>1</sup>	Tartari & Biasci, 1997
Windermere	Mesotrófico	0.5 <sup>1</sup>	Tartari & Biasci, 1997
Lucerne	Mesotrófico	3.15 <sup>2</sup>	Stabel, 1985
Mezzola	Mesotrófico	26.2	Tartari & Biasci, 1997
Vörtsjärv	Eutrófico	26-700 (170) <sup>3</sup>	Nöges <i>et al.</i> , 1999
Onondaga	Eutrófico	8.9	Penn & Auer 1997
Nueva	Eutrófico	6.3	Este estudio
Honda	Hipereutrófico	10.45	Este estudio
Onondaga	Hipereutrófico	37.9 <sup>1</sup> (1985) 11.5 <sup>1</sup> (1988)	Effler, 1996.

Ambas lagunas han presentado una notable homogeneidad espacial (perfil vertical) en la tasa de sedimentación de partículas y de nutrientes (C, N y P) como consecuencia de la "mezcla completa continua" ("*continuous complete mixing*"), proceso característico de sistemas someros y que mantiene al material particulado suspendido homogéneamente en toda la columna de agua (Hilton *et al.*, 1986).

A pesar de la homogeneidad descrita, en el caso de la laguna Nueva, ha sido posible reconocer un importante efecto de la estabilidad térmica sobre el flujo sestónico, detectándose los máximos gradientes de éste (reducción en el 66 % entre el estrato más superficial y el más profundo) precisamente durante el periodo de máxima estabilidad térmica, como consecuencia de la intensa mineralización del material orgánico favorecida por las condiciones de elevada temperatura y de reducida velocidad de sedimentación, como consecuencia del notable gradiente de densidad.

En términos generales, ni la tasa de sedimentación de P ni la de materia orgánica en ambas lagunas ha mostrado una variación en el perfil vertical. Por el contrario, en lagos y embalses de gran profundidad es frecuente la observación de una tendencia creciente en profundidad del flujo sestónico de P y decreciente de la tasa de sedimentación de materia orgánica particulada, asociadas a la asimilación bacteriana de P a medida que se produce la descomposición del material orgánico particulado (Curie & Kalff, 1984; Gächter & Mares, 1985; Gächter & Bloesch, 1985; de Vicente *et al.*, *en prensa*) así como a la adsorción/desorción, precipitación /disolución y la coagulación. Sin duda, la escasa profundidad de la columna de agua limita la intensidad de la transformación del material sestónico en ella.

Si bien tanto la laguna Honda como la laguna Nueva mostraron una notable variabilidad temporal en el flujo sestónico, propia de lagos polimícticos (Kalff, 2002), como consecuencia fundamentalmente de la extrema irregularidad de los factores meteorológicos, éstas parecen responder de manera desigual frente a los mismos, no siendo posible reconocer un patrón estacional común.

La variación temporal del flujo sestónico así como de su composición química es el resultado de la sucesión fitoplanctónica, de las condiciones de mezcla y turbulencia de la columna de agua y de los procesos de adsorción /desorción que tienen lugar a medida que las partículas sedimentan (Gächter & Mares, 1985; Pettersson, 2001). Así, mientras Stabel (1986) encontró que, en el lago Constanza, el patrón estacional observado en la tasa de sedimentación de la materia orgánica particulada estaba controlado fundamentalmente por

la sucesión anual de las especies algales, Nøges *et al.* (1999), en el estudio realizado en el lago somero Vörtsjärv, concluyen que la mayor proporción del material sestónico procedía de la resuspensión del sedimento no consolidado, y no observaron ninguna relación entre la dinámica de la sedimentación de partículas y la de la producción primaria.

El estudio de la contribución de la biomasa algal al flujo sestónico ha evidenciado, nuevamente, la existencia de claras diferencias entre las lagunas estudiadas, congruentes con el valor de la velocidad de sedimentación de P estimado en cada laguna.

El hecho de que en la laguna Honda se observe una relación negativa entre la concentración de Chl *a* y la tasa de sedimentación de partículas es resultado de la dominancia de la comunidad fitoplanctónica por especies de flotabilidad positiva, como Cianobacterias (Rodrigues da Silva, *com. pers.*), capaces de reducir las pérdidas por sedimentación.

**Tabla 4.14.-** Coeficientes de correlación de Pearson entre la tasa de sedimentación y la concentración de Chl *a* en el agua. (\*  $p < 0.05$ ).

	Honda	Nueva
Superficie	- 0.57 *	0.31
Medio	- 0.46	0.28
Fondo	- 0.17	0.26

Un caso especialmente interesante fue el "bloom" de *Anabaena sp.* (otoño de 2000) durante el cual la tasa de sedimentación de partículas mostró valores relativamente bajos, lo que confirma la reducida velocidad de sedimentación de esta especie, inferior incluso a la de otras Cianobacterias, p.e. *Microcystis* (Fallon & Brock, 1980; Figura 4.21). Resultados similares han sido descritos en el lago Arreskøv (Dinamarca), de elevado nivel trófico, en donde durante un bloom de *Microcystis* y *Aphanizomenon* se cuantificaron bajas tasas de sedimentación de P ("sedimentación bruta") que, en última instancia, dieron lugar a un incremento en la tasa neta de liberación de P desde el sedimento (Jensen & Andersen, 1990).

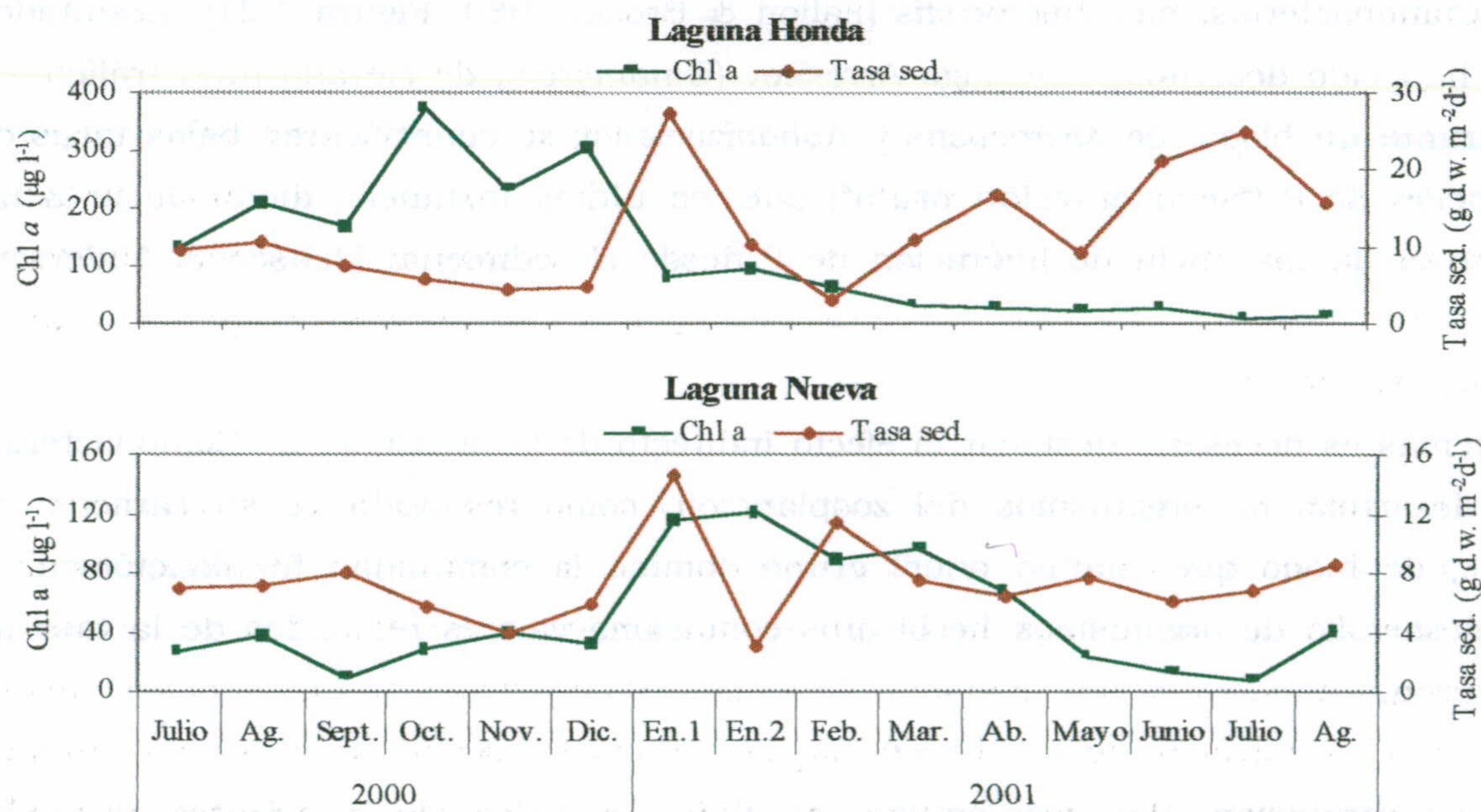
Además es necesario destacar el efecto indirecto de la presencia de Cianobacterias sobre el desarrollo de organismos del zooplancton, como resultado de su carácter no comestible, de modo que cuando aquel grupo domina la comunidad fitoplanctónica, el limitado desarrollo de organismos herbívoros condiciona valores reducidos de la tasa de sedimentación.

La contribución del zooplancton al flujo sestónico de nutrientes se puso especialmente de manifiesto en aquellos momentos en los que tanto la biomasa algal como los aportes alóctonos mostraron valores reducidos (primavera y verano de 2001). Aunque

tradicionalmente el efecto de la biomasa zooplanctónica sobre la sedimentación de partículas ha sido escasamente estudiado, los organismos del zooplancton pueden contribuir al flujo sestónico tanto directa (pellets fecales y organismos muertos) como indirectamente (presión por herbivoría sobre el fitoplancton), llegando incluso a regularlo cuando predomina el control “top-down”, mientras que cuando prevalece el control “bottom-up”, la sedimentación está controlada fundamentalmente por el fitoplancton (Bloesch & Bürgi, 1989).

A diferencia de la laguna Honda, en la laguna Nueva la dominancia de la comunidad fitoplanctónica por especies de flotabilidad negativa (p.e. Diatomeas; Fabián, 2002) es la responsable de la relación positiva existente entre la biomasa algal y la magnitud del flujo sestónico. En este sentido, Reynolds *et al.* (1982) ya señalaron la contribución de las Diatomeas al transporte de constituyentes biogénicos y de nutrientes desde la columna de agua hasta el sedimento. Además de todo esto, la ausencia de grandes herbívoros (Cladóceros) durante el período de estudio en esta laguna ha limitado el efecto del zooplancton sobre la concentración de Chl *a* y sobre el flujo sestónico.

Por tanto, de los resultados obtenidos se puede concluir que la naturaleza de la comunidad planctónica de ambas lagunas (puede) afectar decisivamente al proceso de sedimentación de material particulado.



**Figura 4.21.-** Evolución temporal de la concentración de Chl *a* (µg l<sup>-1</sup>) y de la tasa de sedimentación de partículas en el estrato más superficial.

#### 4.4.2.- FACTORES RESPONSABLES Y CONSECUENCIAS DEL PROCESO DE RESUSPENSIÓN

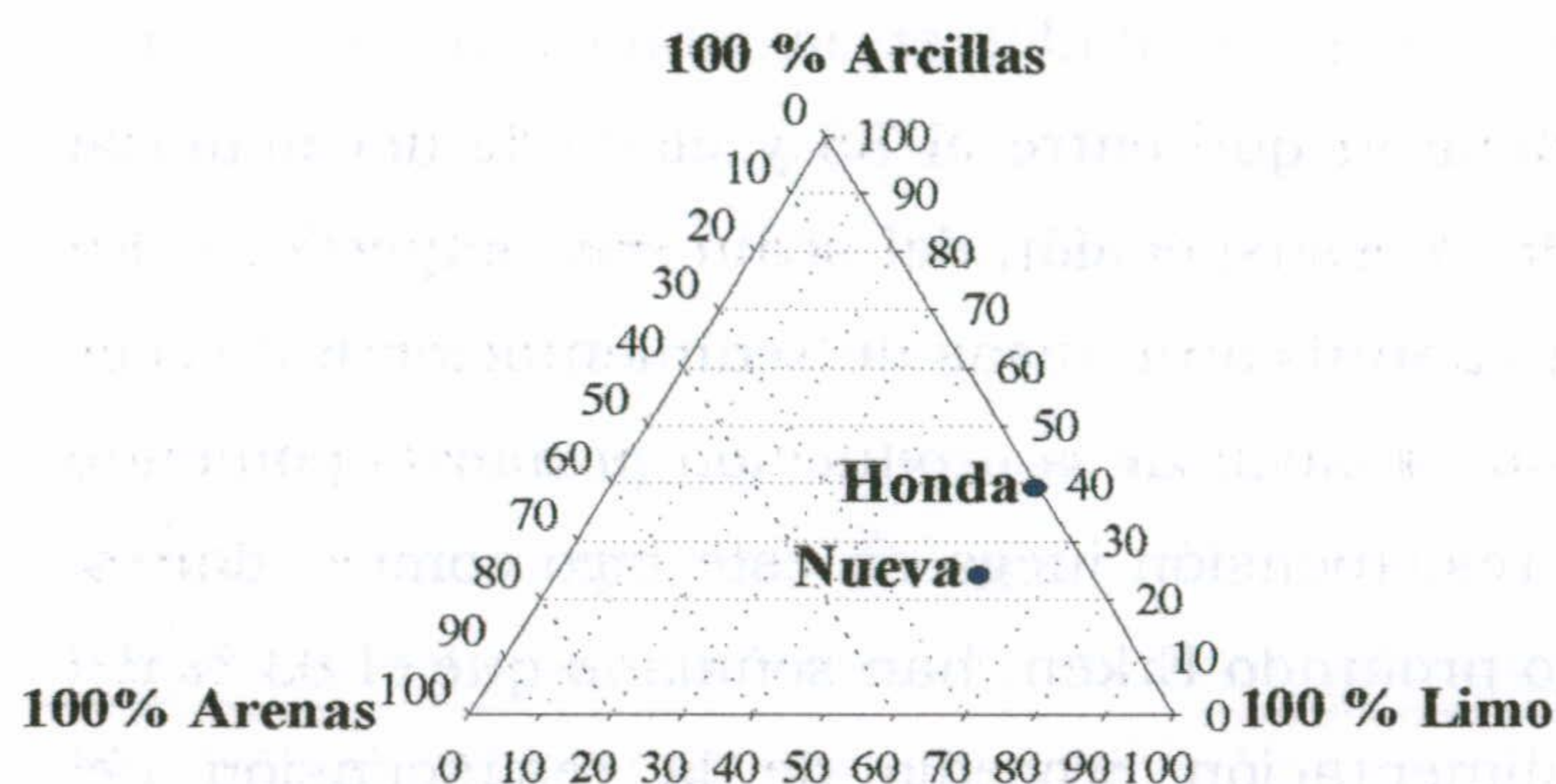
Los valores del porcentaje de material resuspendido cuantificados en las lagunas de la Albufera de Adra son notablemente inferiores a los citados en la bibliografía para otros lagos someros. Así, Nõges *et al.* (1999) estimaron que entre el 85 y el 96 % del material sedimentado en el lago Võrtsjärv procedía de la resuspensión del sedimento superficial. En el lago Arreskøv, Andersen & Lastein (1980) cuantificaron tasas de sedimentación 6.3 veces superiores a la tasa de sedimentación estimada a partir de la producción primaria, poniendo de relieve la importancia que el proceso de resuspensión juega en este lago somero danés. De igual modo, estudios realizados en el lago profundo Erken, han señalado que el 83 % del material recogido en las trampas de sedimentación procedía de la resuspensión del sedimento (Weyhenmeyer *et al.*, 1995).

La aproximación empleada para cuantificar la resuspensión, a partir de la diferencia de material sestónico recogido a diferentes profundidades, presenta evidentes limitaciones en estas lagunas tan someras, donde la frecuencia de fuertes vientos favorecen la existencia de una homogeneidad en el perfil vertical, de modo que el material resuspendido podría incluso llegar a alcanzar los estratos más superficiales, subestimando la importancia del proceso de resuspensión. No obstante, el interés de su aplicación radica en la comparación de los resultados obtenidos entre las lagunas estudiadas.

De hecho resulta interesante destacar que en la laguna Honda, los máximos valores de resuspensión se detectaron durante la primavera y el invierno de 2000, periodos caracterizados por la frecuencia de fuertes vientos. En cuanto a la laguna Nueva, es necesario resaltar la dominancia de valores negativos de resuspensión, que indican la ausencia de este proceso.

En la base de las diferencias encontradas entre ambas lagunas se encuentra el hecho de que, si bien la velocidad del viento es un factor clave en la generación de ondas y corrientes que causan la resuspensión, junto con las características morfométricas, la composición granulométrica del sedimento (tamaño, forma y densidad de las partículas) es responsable de la mayor o menor susceptibilidad de aquel a ser afectado por procesos de resuspensión (Bloesch, 1995; Kalff, 2002). Así, el sedimento superficial de la laguna Honda, caracterizado por un elevado porcentaje de la fracción fina (Figura 4.22), se resuspende más fácilmente que el sedimento superficial de la laguna Nueva, en donde la fracción de arenas

representa, en promedio, el 16% de la fracción mineral. Además, el desarrollo de algas bénticas sobre el sedimento de la laguna Nueva podría, como sugiere Kalff (2002), contribuir a una mayor cohesión de las partículas del sedimento y por tanto, dificultar la resuspensión del mismo.



**Figura 4.22.-** Composición granulométrica del sedimento superficial (Valor promedio de las tres estaciones de muestreo seleccionadas en cada laguna).

Por último, otro factor que determina la mayor vulnerabilidad de la laguna Honda frente al proceso de resuspensión viene dado por sus características morfométricas ya que el área de sedimento superficial susceptible de ser afectado por aquél es muy superior en la laguna Honda que en la laguna Nueva.

Además de estudiar el proceso de resuspensión en sí mismo, se ha tratado de simular experimentalmente el efecto que los eventos de resuspensión pueden tener sobre la disponibilidad de ión fosfato en el medio. Se ha detectado que en la laguna Honda, el sedimento resuspendido tiende a adsorber  $i-P_{dis}$  presente en la columna de agua; sin embargo, la menor disponibilidad de éste nutriente en el agua de la laguna Nueva condiciona que exista una tendencia hacia una liberación de  $i-P_{dis}$  por el material resuspendido. Estos resultados nos sugieren que los procesos de resuspensión determinan una retirada de  $i-P_{dis}$  de la columna de agua de la laguna Honda, mientras que en la laguna Nueva la resuspensión del sedimento contribuye a un incremento en las formas disueltas de P.

#### 4.4.3.- PRECIPITACIÓN DE CALCITA EN LA LAGUNA NUEVA

##### **Consideraciones previas**

La formación y disolución de precipitados químicos afecta directamente al proceso de sedimentación de partículas sólidas en la columna de agua. Entre los precipitados que con mayor frecuencia se forman en los ecosistemas acuáticos continentales, se encuentra el

CaCO<sub>3</sub>. Aunque son varios los precipitados primarios que se pueden formar dependiendo de la razón Mg:Ca (calcita, aragonito, calcita de Mg o dolomita) (Müller *et al.*, 1972), los estudios existentes han revelado que la calcita es el mineral que más comúnmente se origina en los lagos de la zona templada (Stabel, 1986).

La precipitación de calcita requiere de la existencia de condiciones de sobresaturación en éste mineral (Índice de Saturación,  $\Omega > 1$ ), situación que ocurre siempre que el producto de actividad iónica (PAI) es mayor que la constante de equilibrio ( $K_C$ ). Por tanto, la solubilidad de la calcita en una solución depende del PAI, que a su vez depende de las concentraciones de Ca<sup>+2</sup> y de C inorgánico (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> y CO<sub>3</sub><sup>-2</sup>), así como del pH y de la temperatura. Es por ello por lo que el fenómeno de precipitación de calcita, conocido como "whiting", es un proceso frecuentemente observado en lagos de aguas duras durante la época estival, momento en el que la conjunción de una elevada temperatura y de una intensa actividad fotosintética reducen considerablemente la solubilidad de ése mineral.

A pesar de lo expuesto, Stabel (1986) observó una débil relación entre la secuencia temporal del índice de saturación en calcita y el patrón estacional de la tasa de sedimentación de calcita, concluyendo que si bien la existencia de condiciones de sobresaturación es un requisito previo indispensable, existen otros factores que controlan o median en el proceso de sedimentación de calcita. Entre ellos, la presencia de determinados sustratos sólidos (material inorgánico o células algales) que puedan actuar como catalizadores en el proceso de formación de cristales de calcita ha sido objeto de estudio de numerosos trabajos limnológicos (ver p.e. Thompson *et al.*, 1997).

En cuanto a la importancia de las células algales en el proceso de formación y crecimiento de los cristales de CaCO<sub>3</sub>, es interesante hacer notar el "microambiente" que se genera alrededor de las células fitoplanctónicas, al existir una asimilación de C inorgánico, en forma de HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, que en el interior de la célula es disociado en CO<sub>2</sub> (que será empleado posteriormente en la fotosíntesis) y OH<sup>-</sup>. El anión OH<sup>-</sup> difunde hacia el exterior a través de la membrana

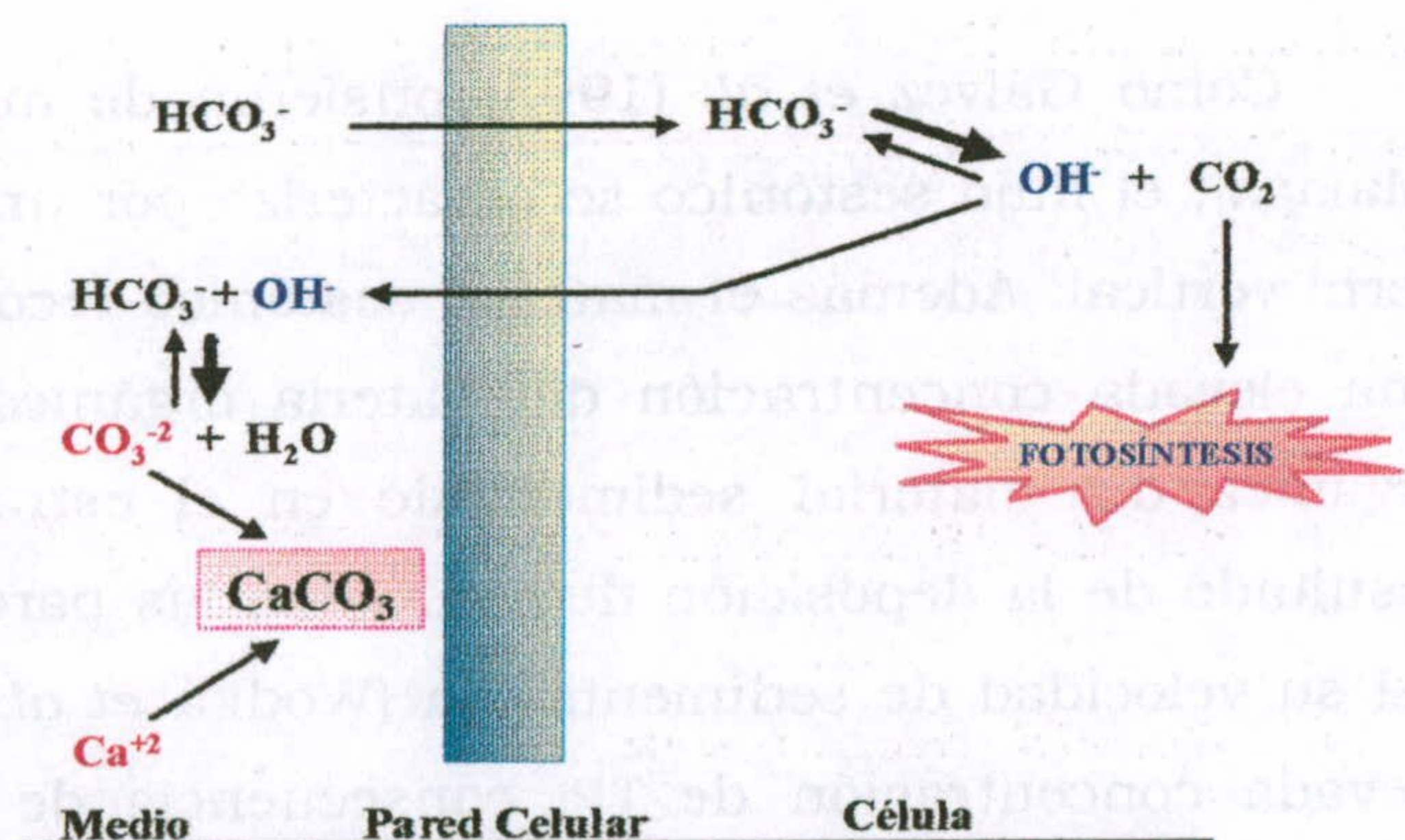


Figura 4.23.- Modelo del flujo de iones durante la precipitación de CaCO<sub>3</sub> inducida biológicamente (Modificado de Thompson *et al.*, 1997).

celular, causando un incremento en el pH del medio extracelular que origina condiciones muy locales de sobresaturación en  $\text{CaCO}_3$  (Figura 4.23).

Si bien la precipitación de calcita es un proceso relevante en sí mismo, su importancia se ve notablemente incrementada al considerar la estrecha conexión existente entre la precipitación/ disolución de calcita y el ciclo de algunos nutrientes, especialmente del P. En este sentido, son numerosos los trabajos que versan sobre el efecto de la formación y precipitación de calcita sobre la retirada de P de la columna de agua (Otzuki & Wetzel, 1972; White & Wetzel, 1975; Murphy *et al.*, 1983; Hartley *et al.*, 1997). Sin embargo, y como señalan Gálvez *et al.* (1993), la reacción de adsorción superficial establecida entre la calcita y el P es una reacción débil, pudiéndose disolver fácilmente.

#### **Identificación del proceso de sedimentación de calcita en la laguna Nueva**

El proceso de precipitación de calcita en la laguna Nueva fue detectado con anterioridad por El Amrani (1997). El análisis conjunto de la tasa de sedimentación de material particulado así como de la composición química del material sestónico han revelado la importancia que jugó el proceso de precipitación biogénica de calcita en ésta laguna durante el verano de 2000.

En esos momentos, se pudo observar una acusada segregación espacial entre los procesos de precipitación ( $\Omega > 1$ ; en los estratos más superficiales) y los de disolución ( $\Omega < 1$ ; en la capa más profunda).

Como Gálvez *et al.* (1993) pusieron de manifiesto en el embalse de La Concepción (Málaga), el flujo sestónico se caracterizó por una tendencia claramente descendente en el perfil vertical. Además el material sestónico recogido en las trampas superficiales presentó una elevada concentración de materia orgánica y de TP. El enriquecimiento en materia orgánica del material sedimentado en el estrato más superficial probablemente fue el resultado de la deposición de  $\text{CaCO}_3$  en las paredes de las células algales, incrementando así su velocidad de sedimentación (Wodka *et al.*, 1985). De igual modo, se cuantificó una elevada concentración de TP, consecuencia de la adsorción de P sobre los cristales de calcita. En este sentido, y como se comentó en el Capítulo 3.3.3, la fase de precipitación de calcita fue concomitante con un notable descenso en la concentración de ión fosfato en la columna de agua.



Igual que observó Stabel (1986) en el lago Constanza, en nuestro trabajo no es posible establecer una relación directa entre la evolución temporal del  $\Omega$  y la ocurrencia del proceso de sedimentación de calcita. Es posible que en la base del desajuste observado se encuentre el control biológico de este proceso, de modo que, como ya se ha comentado con anterioridad, la existencia de condiciones de sobresaturación en calcita (como es el caso del invierno del 2001) no dieron lugar a la precipitación de ese mineral.

Además llegados a este punto, es necesario considerar que no todas las especies algales son susceptibles de contribuir por igual a la nucleación de la calcita. Así, Kunz (1983) señala que las algas verdes y las cianobacterias picoplanctónicas, por su reducido tamaño y consiguiente elevada área superficial, intervienen eficientemente en la precipitación de calcita. Por lo tanto, hay que tener presente que la composición específica del fitoplancton, más que la concentración de Chl  $\alpha$ , cobra especial interés a la hora de comprender los factores y variables que controlan el proceso de precipitación de este mineral.

#### 4.4.4.- ESTEQUIOMETRÍA DEL MATERIAL SESTÓNICO Y DEL SEDIMENTO

Los análisis estequiométricos proporcionan información muy valiosa acerca de la naturaleza y origen del material sestónico así como del posible nutriente limitante de la producción primaria (Sáez *et al.*, 1994). A pesar de que, desde los estudios de Redfield (1934) se ha aceptado tradicionalmente una composición elemental (C:N:P) más o menos constante de la materia particulada (106:16:1, conocida como "Redfield ratio"), trabajos recientes han revelado que las proporciones estequiométricas entre el C, el N y el P pueden variar dentro de un amplio rango (Gächter & Bloesch, 1985; Gächter & Mares, 1985; Gálvez *et al.*, 1991; García-Ruiz *et al.*, 2001; Tartari & Biasci, 1997). Por ello Goldman *et al.* (1979) sugirieron la conveniencia de la utilización de rangos antes que valores fijos, estableciendo que razones atómicas C:P y N:P comprendidas entre 75:1 y 150:1 y entre 10:1 y 20:1, respectivamente, eran congruentes con el concepto de una uniformidad en la composición química elemental.

De acuerdo con esto, nuestros resultados han diferido notablemente de la "Redfield ratio". Así, la razón atómica C:P en el material sestónico osciló entre 121:1 y 281:1, en la laguna Honda y entre 104:1 y 266:1 en la laguna Nueva. De igual modo, se ha observado un amplio rango de variación en los cocientes C:N (7-13:1 en la laguna Honda; 4-11:1 en la laguna Nueva) y N:P (13-44:1 en la laguna Honda; 14-25:1 en la laguna Nueva).

Algunos autores han sugerido el empleo de las razones atómicas como indicadoras de la contribución del detritus alóctono o autóctono a los ecosistemas acuáticos continentales (Hecky *et al.*, 1993; Kaushal & Binford, 1999). En este sentido, se considera que valores de la razón atómica C:N comprendidos entre 4 y 10 revelan un origen planctónico (autóctono); mientras que valores superiores a 20 reflejan un origen terrestre (alóctono) de la materia particulada (Meyers, 1994). Si atendemos a este criterio, los resultados obtenidos nos indican una naturaleza esencialmente planctónica (autóctona) del material particulado presente tanto en la laguna Honda como en la laguna Nueva.

Además, como se ha comentado con anterioridad, la razón atómica N:P nos informa acerca del posible nutriente limitante de la biomasa algal. Si tenemos en cuenta que, según Redfield (1934), valores de la razón atómica N:P mayores que 16 reflejan condiciones de limitación por P, podemos concluir que, según este criterio, tanto en la laguna Honda ( $12 < \text{N:P} < 63$ ) como en la laguna Nueva ( $17 < \text{N:P} < 49$ ) la producción algal estuvo generalmente limitada fundamentalmente por P. Sin embargo, es necesario señalar la limitación que, como sugieren Morris & Lewis (1988), tiene el empleo del índice TN:TP al considerar que el fitoplancton puede obtener nutrientes (N y P) tanto desde el medio extracelular como desde sus reservas intracelulares. En este sentido, a diferencia del P, en donde tanto el TDP como el PP pueden ser asimilados biológicamente (Morris & Lewis, 1988); el N orgánico disuelto (DON) y el N particulado (PN) no suelen constituir reservas de N disponibles para el crecimiento algal (Morris & Lewis, 1988; Cruz-Pizarro *et al.*, en prensa). De ahí la conveniencia del empleo de otros índices, tales como DIN:TP, que consideran la diferente biodisponibilidad del "pool" de N y de P (Morris & Lewis, 1988).

De la comparación de las razones atómicas estimadas en el material sestónico y en el sedimento superficial, se puede llegar a comprender algunos de los mecanismos y transformaciones que operan sobre el material sestónico una vez que éste alcanza el sedimento superficial. El estudio de la razón N:P estimada en el sedimento superficial y en el material sestónico nos permite concluir que, mientras en la laguna Nueva no se han detectado diferencias significativas entre los dos compartimentos estudiados, en la laguna Honda los valores de la razón N:P fueron notablemente superiores en el material sestónico que en el sedimento superficial. Estos resultados nos sugieren la existencia de una intensa y rápida transformación del material sestónico, una vez que alcanza el sedimento superficial. Entre las posibles transformaciones que pueden conducir a una reducción en el contenido de N, se encuentra la amonificación del N orgánico. Serruya *et al.* (1974), en su estudio realizado sobre el sedimento del lago Kinneret, revelaron la importancia de la

amonificación en la regeneración bentónica de N, proceso que se identificó a partir del diferente contenido en N del material sestónico (0.34%) y del sedimento superficial (0.19%).

Si analizamos la razón N:P en el sedimento superficial podemos observar que la laguna Nueva presenta valores muy superiores a los registrados en la laguna Honda. Estos resultados junto con los valores absolutos (Capítulo 5.3.1) sugieren la existencia de una pérdida de los compuestos del N así como de una acumulación de P en el sedimento de la laguna Honda. Sin embargo, en la laguna Nueva, los macrófitos suponen la entrada en forma de "pulsos" de N orgánico, que en su mayoría es almacenado en el sedimento y solamente parcialmente mineralizado hasta la fase disuelta. Además, en esta laguna, la menor carga externa de P (Capítulo 4.3.2) determina la existencia de menores tasas de sedimentación de éste nutriente y por tanto su menor concentración en el sedimento (Capítulo 5.3.1).

Además, la importancia de los macrófitos como fuente adicional de materia orgánica y por ende de C, al sedimento de la laguna Nueva se manifestó en valores extremadamente elevados de la razón C:P en su sedimento superficial, que no son explicables a partir de la composición química del material sestónico, ya la razón C:P del material sestónico de la laguna Nueva fue incluso significativamente inferior al de la laguna Honda.

#### **4.4.5.- APROXIMACIONES PARA LA CUANTIFICACIÓN DE LA LIBERACIÓN/RETENCIÓN DE FÓSFORO EN EL SEDIMENTO**

La relevancia del sedimento en la dinámica del P de las lagunas estudiadas se puso de manifiesto por la débil relación existente entre las variaciones registradas en la masa de TP presente en la columna de agua y aquellas detectadas en los aportes alóctonos.

Como en la mayoría de los ecosistemas acuáticos (Larsden *et al.*, 1981; Marsden, 1989), durante el período de estudio, el sedimento de ambas retuvo P desde la columna de agua, con valores de retención promedio anual en el rango de los recogidos en la bibliografía para sistemas someros (Tabla 4.15). De la observación de esta Tabla, es posible reconocer una extraordinaria variabilidad interanual en la tasa de retención de P, asociada directamente a cambios sustanciales en los aportes externos de P al sistema. En este sentido, destacamos el caso del lago Søbygaard, en donde una reducción en la carga externa de 28.0 a 3.3 g P m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> entre el año 1978 y el 1987, dio lugar a una drástica variación en la liberación de P desde el sedimento (Jensen & Andersen, 1992). Este hecho corrobora la

idea de que el sedimento está en equilibrio dinámico con la columna de agua (Golterman, 1995), de modo que cualquier variación en la composición química de la masa de agua afectará a los procesos que tienen lugar en la interfase agua-sedimento. Por último, queremos resaltar los extraordinariamente bajos valores de retención media anual de P estimados en el lago oligotrófico Blue Chalk.

**Tabla 4.15.-** Valores de la tasa de retención anual de P ( $\text{g P m}^{-2}\text{año}^{-1}$ ) en diferentes lagos someros.

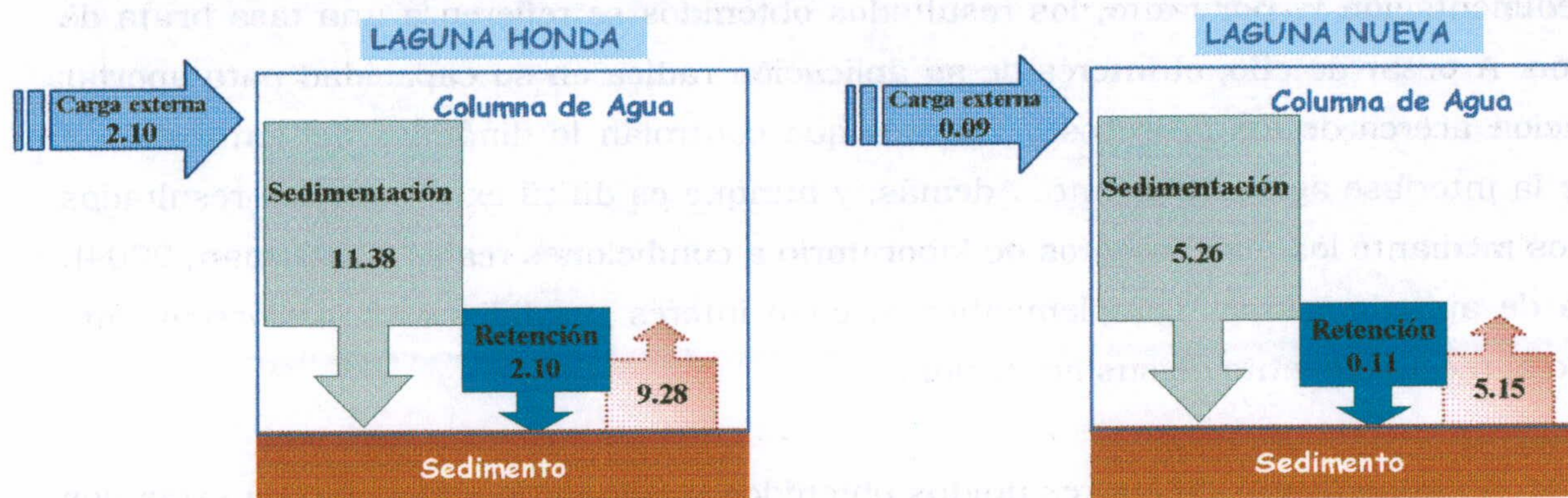
Lago	Retención	Referencia
Blue Chalk	0.056 (1977-78); 0.019 (1980-81)	<i>Dillon et al. (1990)</i>
Søbygaard	5.7 (1985); 8.0 (1983)	<i>Søndergaard (1990)</i>
Kvind	0.90 (1978); 0.13 (1987)	<i>Jensen &amp; Andersen (1990)</i>
Arreskøv	0.3 (1974); -0.34 (1987)	<i>Jensen &amp; Andersen (1990)</i>
Søbygaard	16 (1978); -2.7 (1987)	<i>Jensen &amp; Andersen (1992)</i>
Væng	1.5 (1978); 0.9 (1987)	<i>Jensen &amp; Andersen (1992)</i>
Honda	2.10	<i>Este estudio</i>
Nueva	0.11	<i>Este estudio</i>

Si comparamos los valores de la tasa de retención con los de sedimentación de P, medida a partir de la instalación de las trampas de sedimentación (Capítulo 4.3.1), encontramos que, en las lagunas de la Albufera de Adra, solamente una pequeña fracción del P que está sedimentando queda finalmente retenido en el sedimento, siendo en su mayor parte liberado hasta la columna de agua (Figura 4.24).

Como varios autores han indicado, la sedimentación y la retención son procesos claramente diferenciados (Dillon *et al.*, 1990). La sedimentación tiene lugar en un sentido unidireccional, mediado por la fuerza de la gravedad, mientras que la retención es el resultado de procesos que operan en sentidos opuestos: la sedimentación (sentido descendente) y la liberación de P desde los sedimentos (sentido ascendente). Por tanto, es comprensible que la tasa de sedimentación bruta, cuantificada mediante las trampas de sedimentación, sea muy superior a la tasa de retención (sedimentación neta), obtenida a partir de la aplicación del balance de masas.

De entre los posibles procesos que reducen considerablemente la retención de P en las lagunas estudiadas se encuentra la resuspensión del sedimento y el rápido reciclado de

éste nutriente en el sedimento superficial de la laguna Honda y la traslocación de P por algas bénticas y el flujo de agua subterránea, en el caso de la laguna Nueva.



**Figura 4.24.-** Diagrama explicativo de la tasa promedio anual de retención y de sedimentación ( $\text{g P m}^{-2}\text{año}^{-1}$ ).

El análisis de la situación a pequeña escala (periodicidad aproximadamente quincenal) reveló la extraordinaria variabilidad temporal en los procesos de retención y liberación de P, propios de sistemas altamente fluctuantes como son las lagunas de la Albufera de Adra.

En la laguna Honda se puede apreciar que la mayor retención de P coincidió con la entrada espectacularmente importante de P a través de las ramblas (meses de Octubre y Diciembre de los años 1999 y 2000). Por el contrario, la máxima liberación de P en esta laguna se detectó durante la primavera de 2000 como consecuencia de la resuspensión del sedimento superficial.

En la laguna Nueva resulta difícil encontrar un patrón claro de variación en los procesos de retención y de liberación de P. No obstante, es interesante la identificación del mes de Agosto de 2000, precisamente cuando tuvo lugar el proceso de precipitación biogénica de calcita, en el que se cuantificó la máxima tasa de sedimentación de P ( $34.9 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ ), en las trampas de sedimentación situadas en la capa más superficial de la esta laguna. Estos resultados confirmarían, como algunos autores han destacado (Wetzel, 1975; Koschel *et al.*, 1983; Kleiner, 1990), la enorme capacidad del  $\text{CaCO}_3$  para retirar, mediante reacciones de adsorción, el P de la columna de agua.

A diferencia del balance másico, que proporciona información sobre la liberación y la retención neta de P, al integrar tanto a los flujos descendentes como a los ascendentes, las

otras dos aproximaciones empleadas para el estudio y cuantificación de la carga interna (flujos medidos *in situ* y flujos estimados por difusión), no consideran el aporte procedente de la sedimentación y, por tanto, los resultados obtenidos se refieren a una tasa bruta de liberación. A pesar de ello, el interés de su aplicación radica en su capacidad para aportar información acerca de los procesos y factores que controlan la dinámica del ión fosfato a nivel de la interfase agua-sedimento. Además, y aunque es difícil extrapolar los resultados obtenidos mediante los experimentos de laboratorio a condiciones reales (Golterman, 2004), se trata de aproximaciones complementarias, cuyo interés y validez está intrínsecamente asociado al reconocimiento de sus limitaciones.

De la comparación de los resultados obtenidos mediante la aplicación de estas dos metodologías se puede concluir:

- En la mayoría de las ocasiones, y como ocurre en buena parte de los trabajos consultados (Premazzi & Provini, 1985; Enell & Löfgren, 1988; Grenz *et al.*, 1991; Bonanni *et al.*, 1992; Reddy *et al.*, 1996; Urban *et al.*, 1997; Clavero *et al.*, 2000), el flujo medido *in situ* en los experimentos de laboratorio fue muy superior al estimado a partir del gradiente de concentración (flujo por difusión). Son varias las posibles explicaciones que se pueden apuntar:

a) *Importancia de la resolución vertical*

Urban *et al.* (1997) destacan la dificultad de identificar y cuantificar los procesos que tienen lugar a nivel de la interfase agua-sedimento a través del análisis del agua intersticial, de ahí la posible limitación inherente a la estima de los gradientes por difusión.

Además, algunos autores han sugerido la dificultad existente para identificar la profundidad de la capa de sedimento involucrada en los procesos de difusión. Concretamente, Premazzi & Provini (1985) reconocieron estas limitaciones y relacionaron la variabilidad en la profundidad del estrato del sedimento "activo" con procesos tales como la estructura del sedimento y la turbulencia generada por el viento.

b) *Complejidad en los procesos de movilización y transporte de ión fosfato*

Bajo condiciones naturales, son numerosos los procesos que intervienen en la movilización y transporte de ión fosfato, además del mecanismo de difusión molecular. A modo de ejemplo, Reddy *et al.* (1996) concluyen que la

resuspensión del sedimento afectaba notablemente a la química del agua intersticial, reduciendo la concentración de ión fosfato en los estratos más superficiales y, por tanto, bajo tales condiciones, el análisis del agua intersticial y la estima del flujo por difusión conduciría a una infraestimación en las tasas de liberación de P desde el sedimento.

c) *Alteración de las condiciones naturales cuando se opera con muestras aisladas de sedimento*

Como señala Golterman (2004), cuando se trabaja en experimentos con cores o con muestras de sedimento aisladas, la relación agua/ sedimento suele ser muy inferior a la existente bajo condiciones naturales, lo que significa que la masa de soluto liberado en los experimentos es disuelto en un volumen muy inferior de agua a la presente en el medio natural, con el consiguiente cambio de pH, derivado de la acumulación de CO<sub>2</sub> (procedente de la degradación de la materia orgánica), y que en última instancia puede provocar la disolución de Ca<sub>5</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>OH.

Además, bajo condiciones naturales tienen lugar una serie de procesos como son el transporte horizontal de material, la resuspensión del sedimento, variaciones de temperatura, bioturbación así como un aporte continuo de material, que afectan decisivamente a los procesos que acontecen a nivel de la interfase agua-sedimento (Premazzi & Provini, 1985; Golterman, 2004).

- No obstante, en determinados momentos y a pesar de existir un flujo difusivo desde el sedimento hacia la columna de agua, se han medido flujos *in situ* hacia el sedimento, sobre todo en la laguna Nueva, lo que podría asociarse con la asimilación de ión fosfato por el microfitobentos, proceso que ha sido ampliamente estudiado en sistemas de similares características (Kelderman, 1984b; Carrick *et al.*, 1993).

#### **4.4.6.- FACTORES QUE REGULAN EL INTERCAMBIO DE FÓSFORO EN LA INTERFASE AGUA-SEDIMENTO**

Los resultados obtenidos en los experimentos de laboratorio y en los flujos por difusión han mostrado la existencia de notables diferencias entre las lagunas estudiadas, que responden a que la movilización y el transporte del P sedimentario están controlados por multitud de procesos: mineralización, desorción, disolución, intercambio iónico, difusión, bioturbación, resuspensión y generación de gases (Capítulo 5.4.1.5); y factores:

temperatura, potencial redox y pH, que cobran una desigual importancia según sea la composición química del sedimento.

♦ El control de la temperatura sobre el flujo de P en la interfase agua-sedimento (experimentos en laboratorio y estima del gradiente de difusión) fue especialmente relevante en la laguna Honda, sobre todo en la estación localizada a máxima profundidad.

Son numerosos los trabajos que ponen el énfasis en el efecto de la temperatura sobre la actividad metabólica de los organismos bénticos, y por ende, sobre la regeneración béntica de nutrientes (Kelderman, 1984a; Boers, 1986; Holdren & Armstrong, 1980; Jensen & Andersen, 1992; Jensen *et al.*, 1992; Andersen & Ring, 1999; Clavero *et al.*, 2000; de Vicente *et al.*, 2003). A modo de ejemplo, conviene destacar el trabajo realizado por Søndergaard (1989), en donde se cuantificaron flujos crecientes desde 7-27 mg P m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> hasta 36-258 mg P m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>, cuando la temperatura se incrementaba de 5 a 20°C.

♦ El flujo de P se relacionó débil e inversamente con la disponibilidad de O<sub>2</sub> en el agua próxima al sedimento, lo que puede ser el resultado de la existencia de microzonas anóxicas en el sedimento a pesar de existir elevadas concentraciones de O<sub>2</sub> en el agua próxima al sedimento, como apuntan Löfgren & Boström (1989).

Además, como destacan Gätcher & Müller (2003), actualmente se reconoce que la retención de P en el sedimento depende de multitud de factores, y no solamente de la disponibilidad de O<sub>2</sub>. Estos autores han reconocido que la oxigenación del agua conlleva a una retención de P sólo cuando se produce paralelamente una reducción en la producción de SH<sub>2</sub>, con la consiguiente menor deposición de FeS y mayor precipitación de fosfato ferroso (p.e. vivianita). Estos autores sugieren que no es sólo la disponibilidad de O<sub>2</sub> la que determina la retención de P, sino la razón molar Fe<sup>+2</sup>: S<sup>-2</sup>: PO<sub>4</sub> en el sedimento anóxico que, en última instancia, se encuentra controlada por la tasa de sedimentación y por la naturaleza de la materia orgánica y de Fe particulado así como por el suministro de O<sub>2</sub>, nitrato y sulfato al sedimento.

Finalmente, a diferencia de la teoría clásica de Einsele (1936, 1937, 1938) y Mortimer (1941), en donde la interacción agua-sedimento se reducía a procesos químicos de adsorción/ desorción de P sobre compuestos del Fe, y por tanto, solamente se reconocía la importancia de la liberación anaeróbica de P, en la actualidad son numerosos los trabajos que han destacado la importancia de la regeneración aeróbica de P desde el sedimento



(Quigley & Robbins, 1986; Boström *et al.*, 1988; Löfgren & Boström, 1989; Jensen & Andersen, 1992).

♦ El control del pH sobre la movilización y el transporte del P sedimentario en los experimentos realizados con el sedimento de las lagunas de Adra ha sido mínimo, posiblemente debido a que los valores de pH medidos fueron muy inferiores al necesario (pH= 9) para provocar los mayores efectos (Andersen, 1975; Boers, 1986; Boers, 1991; Jensen & Andersen, 1992).

♦ Además de las variables fisico-químicas, se ha estudiado el efecto de la cantidad y de la calidad de la materia orgánica sobre la tasa de difusión de ión fosfato. En cuanto a la cantidad de materia orgánica, solamente en la Estación de máxima profundidad (estación 1) de la laguna Honda se ha detectado una acusada relación inversa, aunque no significativa, entre ambas variables, sugiriendo una notable contribución de la degradación de la materia orgánica a la regeneración y posterior difusión de ión fosfato desde el sedimento de esta laguna. Este hecho vendría, a su vez, corroborado por la estrecha dependencia existente entre el flujo por difusión y la temperatura.

En cuanto a la calidad de la materia orgánica, se ha observado una elevada correlación inversa entre la razón atómica C:N y el flujo por difusión de ión fosfato en el sedimento superficial de la laguna Honda, lo que se relaciona, como sugiere Clavero *et al.* (2000), con una mayor movilización de P cuando la materia orgánica es más degradable (menor razón C:N) como señalan Clavero *et al.* (2000).

♦ Por último, el análisis de la relación existente entre la profundidad y el flujo por difusión de ión fosfato (Tabla 4.16) muestra que mientras que en la laguna Nueva no es posible reconocer ninguna relación entre ambas variables, en la laguna Honda, caracterizada por una mayor variabilidad espacial en la profundidad, los máximos flujos han sido medidos en la estación localizada a mayor profundidad, como consecuencia de la acumulación de material orgánico particulado lábil en esta zona (Carignan & Lean (1991).

**Tabla 4.16.-** Resultados del coeficiente de correlación de Pearson. Los asteriscos indican  $p < 0.05$ .

		T <sup>a</sup>	O <sub>2</sub>	M.O.	C:N	Prof.
	<i>Estac. 1</i>	0.79*	-0.28	-0.51		
<b>Laguna Honda</b>	<i>Estac. 2</i>	0.36	-0.36	0.35	-0.78*	0.60*
	<i>Estac.3</i>	0.46	-0.12	-0.12		
	<i>Estac. 1</i>	0.39	-0.40	0.28		
<b>Laguna Nueva</b>	<i>Estac. 2</i>	0.40	-0.42	0.46	-0.27	0.04
	<i>Estac.3</i>	0.60*	-0.43	0.19		

#### 4.4.7.- ESTUDIO DE LA LIBERACIÓN BIÓTICA vs ABIÓTICA DE FÓSFORO DESDE EL SEDIMENTO

Aunque en la actualidad se reconoce que la liberación de P desde el sedimento es el resultado de la interacción de una serie de procesos bióticos y abióticos, tradicionalmente, se ha considerado que el ciclo del P en la interfase agua-sedimento estaba controlado esencialmente por procesos abióticos (Einsele, 1936; Mortimer, 1941).

La necesidad de estudiar la contribución biótica y abiótica a la movilización de P en el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra se justifica por la actual controversia respecto al papel que desempeña la actividad microbiana en la liberación de P sedimentario. Por un lado, numerosos autores han destacado el enriquecimiento continuo del agua intersticial en nutrientes procedentes de la degradación de la materia orgánica sedimentada (Kelderman, 1984a; Ryding, 1985; Boers, 1986; Sinke & Cappenberg, 1988; Premazzi & Provini, 1993). Además, es bien sabido que la mineralización de la materia orgánica no contribuye solamente a un incremento directo en la disponibilidad de nutrientes disueltos en el agua intersticial, sino que la actividad microbiana, de manera indirecta, modifica las condiciones físico-químicas (p.e. reducción del potencial redox), favoreciendo, en última instancia, la liberación de P sedimentario mediante procesos abióticos (p.e. desorción y disolución). Por otro lado, varios trabajos han reconocido una incorporación activa de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  por la biomasa bacteriana, a medida que ésta degrada la materia orgánica, que de otro modo, contribuiría a una mayor concentración de ión  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  en el agua intersticial (ver entre otros Kamp-Nielsen, 1974; Gätcher & Bloesch, 1985; Clavero *et al.*, 1999).

Una de las posibles aproximaciones al estudio de la contribución de la actividad biológica a la movilización de P sedimentario se basa en la comparación de la concentración de ión fosfato en el agua, bajo condiciones estériles y no estériles. De modo que, si la actividad biológica desempeña un papel importante en la regeneración/ retención bentónica de nutrientes, su supresión afectará de manera decisiva a los flujos de nutrientes entre el sedimento y el agua. Esta metodología ha sido empleada en numerosas ocasiones en la bibliografía consultada (Kamp-Nielsen, 1974; Kelderman, 1984a; Boers, 1986; Sinke & Cappenberg, 1988; Premazzi & Provini, 1993; Gätcher & Mares, 1993; De Montigni & Prairie, 1993; Clavero *et al.*, 1999).

De los resultados obtenidos en los experimentos realizados en las lagunas de la Albufera de Adra, podemos destacar que en ambas lagunas, los máximos valores en la concentración de ión fosfato fueron cuantificados en los tratamientos estériles durante las primeras horas transcurridas tras la esterilización de las muestras, como consecuencia de la lisis de las células bacterianas, resultados similares han sido descritos en la bibliografía (Sinke & Cappenberg, 1988; Gätcher & Mares, 1993; De Montigni & Prairie, 1993; Clavero *et al.*, 1999).

A pesar de la tendencia común observada en ambas lagunas es interesante resaltar que la concentración inicial de ión fosfato fue muy superior en las muestras de sedimento esterilizadas de la laguna Honda que en las de la laguna Nueva, lo que nos podría sugerir la existencia de una mayor biomasa bacteriana en el sedimento superficial de aquélla. Más tarde (12-36 h) la drástica reducción experimentada en la concentración de ión fosfato, especialmente en la laguna Honda sería el resultado de la mayor capacidad de adsorción de este nutriente por el sedimento superficial de esta laguna (Capítulo 4.4.8).

A continuación vamos a tratar de explicar los procesos que intervienen en la liberación de P sedimentario en cada una de las lagunas estudiadas:

3 En la laguna Honda, se ha podido detectar la sucesión de varias fases. Durante la Fase I (desde las 24h hasta el 8º día), la actividad biológica contribuyó a una notable liberación de P desde el sedimento. Sin embargo, después de los primeros 8 días se observó una tendencia inversa, en donde los procesos abióticos (tratamiento estéril) provocaron una notable liberación de P sedimentario, mientras que los procesos bióticos fueron responsables de la retención de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$ .

De acuerdo con estos resultados, y a pesar de su extrema variabilidad, los valores de pH han mostrado algunas singularidades entre los tratamientos ensayados, así como a lo largo del tiempo. Si comparamos la evolución temporal del pH observamos que mientras en el tratamiento no estéril no existieron diferencias significativas entre la Fase I y la Fase II; en el tratamiento estéril, el pH fue significativamente inferior en la Fase II (5.62) que en la Fase I (6.51). Por tanto, no parece aventurado pensar que tal reducción en el pH pudo haber contribuido a la disolución del  $\text{CaCO}_3 \approx \text{P}$ , que en el sedimento de esta laguna alcanza concentraciones bastante elevadas (Capítulo 5.3.1).

En cuanto a la variación temporal experimentada en el tratamiento no estéril, resulta lógico suponer que la continua entrada de agua destilada debe conducir a una limitación en nutrientes (en este caso en P) de la actividad biológica. De modo que mientras en la Fase I, las bacterias no se encontraban limitadas por este nutriente, y por ende el P procedente de la descomposición de la materia orgánica era liberado al medio, posteriormente (Fase II), la menor disponibilidad de P en el medio condujo a una asimilación biológica de P.

3 Sin embargo, en la laguna Nueva, ni los procesos bióticos ni los abióticos han contribuido a la liberación de P desde el sedimento.

Es interesante destacar que, como Prairie *et al.* (2001) sugieren, la liberación de ión fosfato durante el proceso de mineralización depende de la razón C:P del sustrato orgánico, de la tasa de crecimiento bacteriano así como de la disponibilidad de P en el medio.

Por tanto, bajo condiciones aeróbicas, la incorporación a la biomasa bacteriana de  $\text{P}_{\text{dis}}$  o su liberación al agua intersticial puede depender, en última instancia, de la existencia de una limitación o no en P de la actividad bacteriana. En este sentido, el estudio realizado por Doremus & Clesceri (1982) en un lago oligotrófico, limitado por P, puso de manifiesto una mayor inmovilización de P en el sedimento no estéril (procesos bióticos y abióticos) que en el sedimento estéril (procesos abióticos). Resultados similares han sido publicados por Kamp-Nielsen (1974), Eckert *et al.* (1997), Clavero *et al.* (1999) y Watts (2000).

Estos resultados apuntan a que probablemente, las diferencias observadas en la liberación/ retención biótica de P en el sedimento de ambas lagunas, considerando solamente los primeros días del experimento (que son aquellos en los que las condiciones fueron más próximas a las condiciones reales) podrían estar asociadas a una desigual limitación por P de la actividad bacteriana. Así, en la laguna Honda, la actividad bacteriana

no se encontraría limitada por  $i\text{-P}_{\text{dis}}$ , ya que el agua intersticial presenta elevadas concentraciones de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  (valor promedio:  $1350 \mu\text{g P l}^{-1}$ ) (Capítulo 5.3.1), y se liberaría una importante cantidad del P procedente de la mineralización de la materia orgánica. Sin embargo, en la laguna Nueva, en donde la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  es muy inferior ( $306 \mu\text{g P l}^{-1}$ ), las bacterias asimilarían gran parte del P mineralizado para cubrir sus propios requerimientos metabólicos.

Por otro lado, algunos autores han tratado de relacionar la limitación de P con la relación C:P del material sedimentado. De este modo, si tenemos en cuenta que la razón C:P promedio en la biomasa bacteriana es de 20 (Fenchel & Blackburn, 1979), en aquellos lagos donde el material sedimentado presente valores elevados de esta razón (limitación por P), los organismos descomponedores tenderán a retener más que a liberar  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  al medio (Gätcher & Mares, 1985). En las lagunas de la Albufera de Adra, el valor promedio de la razón atómica C:P en el sedimento superficial fue muy superior a 20, lo que implicaría que en ambas lagunas la actividad bacteriana se encontraría limitada por P. No obstante, creemos conveniente señalar que la limitación por P no debe venir solamente determinada por las proporciones relativas entre los nutrientes, sino que además se deberían considerar las cantidades absolutas, como ya se ha hecho con anterioridad. Sin embargo, es interesante comentar que la comparación de la razón C:P del sedimento superficial de ambas lagunas muestra máximos valores en el sedimento de la laguna Nueva (416.2) y valores muy inferiores en el sedimento de la laguna Honda (237.1). La comparación de estos resultados confirmaría la existencia de una mayor limitación por P de la actividad biológica en el sedimento de la laguna Nueva que en el de la laguna Honda.

Numerosos trabajos se han interesado por la comparación de la liberación de P sedimentario bajo condiciones aeróbicas y anaeróbicas (Waara *et al.*, 1993; Eckert *et al.*, 1997; Clavero *et al.*, 1999; Watts, 2000). En ellos, además de por los mecanismos químicos de adsorción/ desorción, se ha mostrado especial interés por la asimilación bacteriana aeróbica de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$ , denominado "consumo de lujo", en la que el  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  es almacenado en forma de gránulos de polifosfatos (poli-P); y por la liberación anaeróbica de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$ , consecuencia de la hidrólisis de los poli-P almacenados durante condiciones aeróbicas. La situación se complica si tenemos en cuenta que, como recientemente concluyen Khoshmanesh *et al.* (2002), el almacenamiento de P en forma de gránulos de poli-P en el interior de la célula, bajo condiciones aeróbicas, se encuentra limitado por la presencia de acetato en el medio, y a diferencia de lo esperable *a priori*, los resultados de los experimentos realizados en las

lagunas de la Albufera de Adra, han revelado la existencia de una liberación aeróbica de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  en el sedimento de la laguna Honda.

Por todo ello, de nuestros resultados es posible concluir que, bajo condiciones aeróbicas, las bacterias del sedimento pueden liberar o retener P cuando mineralizan el detritus orgánico sedimentado dependiendo, en última instancia, de la disponibilidad de este nutriente en el medio y, por lo tanto, de la composición química tanto del material sedimentado como del agua intersticial. No obstante, dada la extraordinaria complejidad de los factores y mecanismos que intervienen en los procesos de movilización y retención de P sedimentario, resulta difícil reconocer un único mecanismo como el responsable de la liberación aeróbica de P.

#### **4.4.8.- ADSORCIÓN DE FÓSFORO POR EL SEDIMENTO RESUSPENDIDO**

El interés de las experiencias de adsorción radica en el estudio de la capacidad de adsorción de ión fosfato frente a un potencial incremento en la disponibilidad de este nutriente en el agua. Son escasos los estudios realizados en el material resuspendido (Doremus & Clesceri, 1982). Estos autores concluyen que el sedimento resuspendido presenta una capacidad de adsorción de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  muy superior (20 veces) a la del sedimento superficial.

La descripción del proceso de adsorción a superficies sólidas se suele basar en el empleo de modelos como el de Langmuir y el de Freundlich. Resulta cuanto menos sorprendente que exista un gran número de trabajos sobre el sedimento de sistemas acuáticos continentales y marinos en los que los resultados experimentales se ajustan finalmente al modelo propuesto por Langmuir (Ku *et al.*, 1978; Jensen & Andersen, 1992; Jensen *et al.*, 1992; Danen-Louwerse *et al.*, 1993; López *et al.*, 1996; Hupfer *et al.*, 2000), ya que el uso de este modelo queda invalidado en el caso de sedimentos, superficies heterogéneas, al basarse en la asunción de que la energía de adsorción es constante para todos los sitios de adsorción, independientemente del grado de cobertura. Así, Miltenburg & Golterman (1998) encontraron que la energía de la adsorción de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  sobre  $\text{FeOOH}$  decrece a medida que se incrementa la cantidad de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  adsorbido, por lo que es la isoterma de Freundlich, que asume que la energía de adsorción disminuye exponencialmente a medida que se reduce el número de sitios libres de adsorción (Golterman, 1984; Golterman, 2004), es la que mejor explica el proceso de adsorción de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  sobre el sedimento.

Si tenemos en cuenta que la adsorción de un soluto a una superficie sólida depende de las propiedades del adsorbato (estructura electrónica de la molécula, facilidad para ionizarse, volumen molecular y solubilidad de la molécula en agua), del medio (temperatura y pH) y del material adsorbente (El Mabrouki, 2003) y consideramos que durante la realización de la experiencia, las propiedades asociadas al adsorbato ( $i\text{-P}_{\text{dis}}$ ) y al medio (condiciones de incubación) fueron similares en ambas lagunas, la mayor capacidad de adsorción del sedimento de la laguna Honda se debe asociar a diferencias en la composición química así como en el nivel de saturación en P del adsorbente.

✓ En cuanto a la composición química, el sedimento superficial de la laguna Honda se caracteriza por una concentración promedio de FeOOH muy superior a la medida en el sedimento superficial de la laguna Nueva (Capítulo 5.2.1.2), compuesto que es considerado como uno de los más importantes que controlan la adsorción de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  (Einsele, 1936; Mortimer, 1941, 1942; Olsen, 1964; Golterman *et al.*, 1977; Lijklema, 1977, 1980; Golterman, 1984; Danen-Louwerse *et al.*, 1993; Golterman, 1995; Golterman, 2004). Además, en el sedimento de la laguna Honda la fracción arcillas representa un mayor porcentaje de la fracción mineral que en el caso de la laguna Nueva, característica que junto con el contenido en metales, en materia orgánica y en minerales de Ca del adsorbente se relaciona con las propiedades de adsorción (Boström *et al.*, 1982; Istvánovics *et al.*, 1989; López & Morguá, 1993; López *et al.*, 1996; El Mabrouki, 2003). No obstante, se reconoce que la materia orgánica no tiene capacidad por sí misma para adsorber P sino que depende en última instancia de la cantidad de óxidos metálicos presentes en el medio (Boström *et al.*, 1982). En cuanto a los óxidos de Al, Golterman (1995, 2004) cuestiona el papel de éstos en el proceso de adsorción de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  en sedimentos acuáticos, ya que termodinámicamente parece poco probable que  $\text{Al}(\text{OH})_3$  se acumule en el sedimento, dado su carácter soluble ( $\text{pK}_s=10^{-8}$ ).

✓ El grado de saturación en P puede expresarse en función de la razón atómica Fe:P, que refleja el número de sitios libres de adsorción (Jensen & Andersen, 1992; Jensen *et al.*, 1992). Un aspecto clave a tener en cuenta es qué fracciones tanto de P como de Fe se deben considerar para la estima de esta razón. Si consideramos que la adsorción de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  tiene lugar fundamentalmente sobre el hidróxido férrico (goetita,  $\text{FeOOH} \cdot x\text{H}_2\text{O}$ ), es conveniente el empleo de la razón  $\text{FeOOH}:\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$ . La situación se complica si tenemos en cuenta que otras formas de P sedimentario, una vez movilizadas podrían ser adsorbidas sobre el FeOOH, por lo que también sería lógico el uso del cociente  $\text{FeOOH}:\text{TP}$ . Como era esperable, los resultados son muy dispares, así en el caso de las lagunas estudiadas, las razones

atómicas FeOOH: Fe(OOH) $\approx$ P alcanzaron valores extraordinariamente altos, con valores promedio de 82 y de 207 en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente. Mientras que cuando se considera la razón FeOOH: TP, el valor promedio se reduce drásticamente, especialmente en la laguna Nueva (laguna Honda: 15; laguna Nueva: 6). Estos resultados sugieren que la razón FeOOH: TP es la que mejor se relaciona con la capacidad de adsorción de P en las lagunas estudiadas.



*CAPÍTULO V*  
**SEDIMENTO**

---

---

OTRIMENLO

CVILTO A

## SEDIMENTO

### 5.1.- INTRODUCCIÓN

El interés de considerar al sedimento en los estudios limnológicos se basa en el hecho primordial de que, como señala Håkanson (1984), éste compartimento refleja y afecta a las características de la propia columna de agua.

En primer lugar, el sedimento refleja las condiciones existentes en la columna de agua, lo que le convierte en un pilar esencial en los estudios paleolimnológicos. De hecho, el sedimento se puede considerar como un banco de información medioambiental que integra información acerca de los procesos que ocurren tanto en la masa de agua como en la cuenca de captación donde se asienta (Kalf, 2002; Luque & Juliá, 2002; Schmidt *et al.*, 2002). Son numerosos los trabajos de investigación que tratan de reconstruir la evolución trófica de los ecosistemas acuáticos continentales a través del análisis de los restos de pigmentos algales así como de los frústulos de diatomeas que permanecen en el sedimento (Adams & Prentki, 1986; Lo Bianco, 1997; Musazzi, 2000; Bennion *et al.*, 2000; Lotter, 2001).

En segundo lugar, el sedimento lacustre afecta a las características químicas de la masa de agua sobreyacente, al tratarse de un compartimento dinámico y activo en donde acontecen una gran diversidad de reacciones y transformaciones, que en última instancia dan lugar a una movilización o a una retención de nutrientes por el sedimento.

El estudio de la dinámica de los nutrientes en la interfase agua-sedimento requiere el conocimiento del tamaño de los "pools" así como de las tasas de conversión y transporte entre ellos (Ljklema, 1993). Por tanto, una vez estimados los flujos ascendentes y descendentes

(Capítulo 4), este Capítulo se centra en la determinación del tamaño del pool (concentración) de nutrientes (C, N y P) presente en la fase disuelta (agua intersticial) y en la fase particulada. Debido, entre otros, a la desigual movilidad de las formas de fósforo sedimentario, un paso previo y esencial en este estudio fue la selección del método de fraccionamiento más adecuado para el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra.

Un segundo objetivo específico ha sido el análisis de la variación espacio-temporal de la composición granulométrica del sedimento, un aspecto que, en última instancia, es responsable de la importancia potencial de los procesos de resuspensión del sedimento superficial no consolidado.

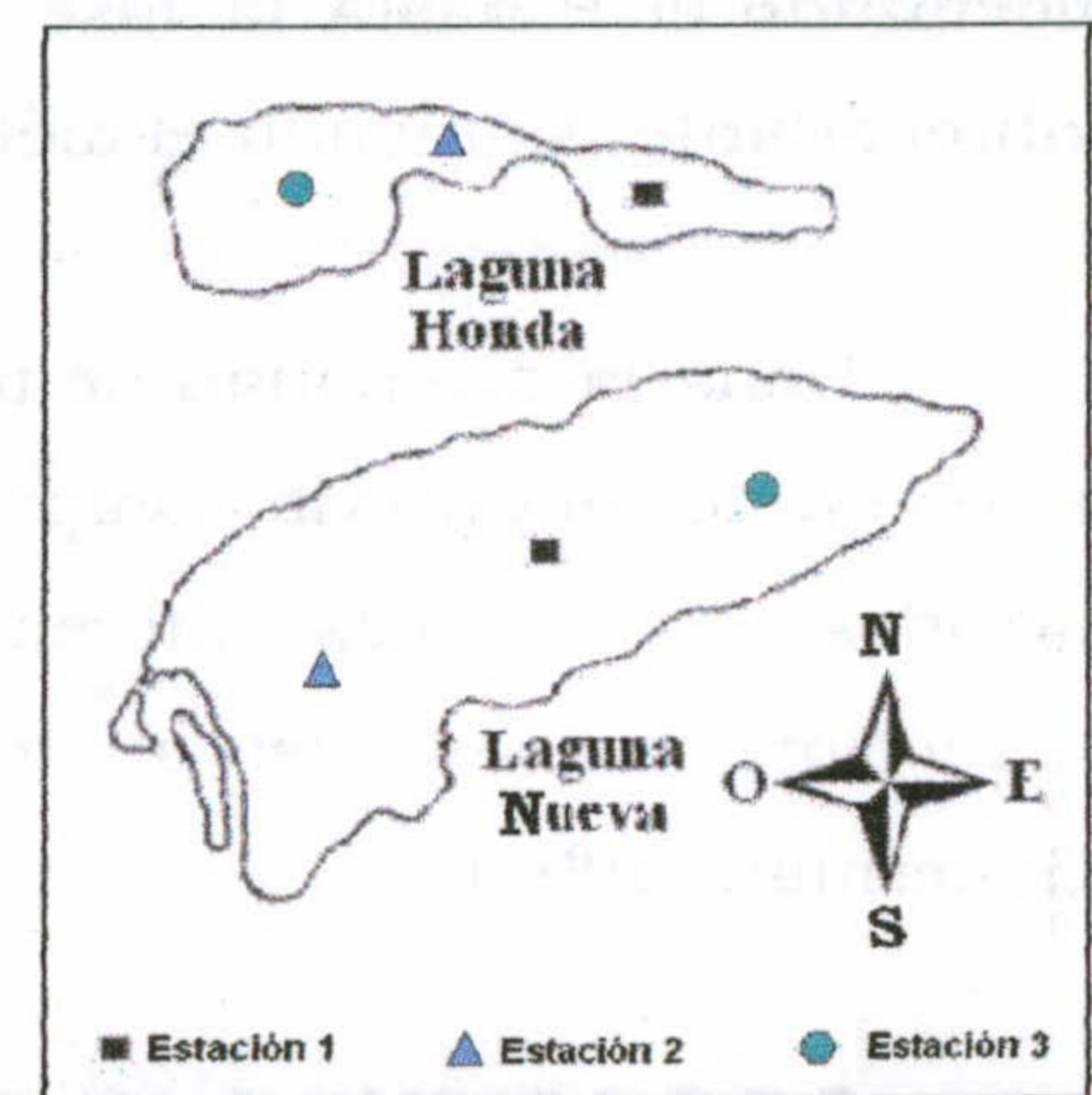
Finalmente, sobre la presunción de que el carácter somero de estos sistemas hace que gran parte de la materia orgánica particulada alcance el sedimento superficial sin haber sido completamente mineralizada, no parece aventurado pensar que la actividad metabólica béntica juegue un papel fundamental en el metabolismo global del sistema. Por ello, el estudio de la actividad respiratoria del sedimento, como medida integradora del metabolismo potencial de la comunidad béntica, ha sido el tercer objetivo abordado.

## 5.2.- MATERIAL Y MÉTODOS

### 5.2.1.- TOMA DE MUESTRAS DE SEDIMENTO

Para el estudio del sedimento se seleccionaron 3 estaciones de muestreo (H 1, H 2 y H 3: en la laguna Honda; N 1, N 2 y N 3: en la laguna Nueva), situadas a lo largo de un transecto longitudinal establecido sobre la dirección E-W en cada una de las lagunas (Figura 5.1).

La toma de muestras de sedimento se realizó mediante el empleo de una draga Eckman de 225 cm<sup>2</sup> (Figura 5.2). El sedimento obtenido era seccionado *in situ*, en tres estratos correspondientes a las siguientes profundidades: 0-5 cm: superficie, 5-10 cm: medio, y 10-15 cm: fondo. Una vez tomadas las muestras, éstas eran conservadas en bolsas de plástico a 4 °C y en oscuridad, para su posterior análisis en el laboratorio.



**Figura 5.1.-** Localización geográfica de las estaciones de muestreo de sedimento.

**Figura 5.2.-** Draga Eckman empleada para la toma de muestras de sedimento.



### 5.2.2.- CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DEL SEDIMENTO

#### 5.2.2.1.- Determinación de los óxidos y de los componentes mineralógicos principales

La identificación de los componentes mineralógicos principales se realizó mediante la técnica de difracción de RX.

La cuantificación de la concentración de óxidos (SiO<sub>2</sub>, MnO, MgO, Na<sub>2</sub>O, K<sub>2</sub>O, TiO<sub>2</sub>, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, CaO) se realizó, mediante Fluorescencia de RX, en muestras de sedimento superficial (0-5 cm) tomadas en Febrero de 2000 en ambas lagunas.

#### 5.2.2.2.- Fraccionamiento de Fósforo en el sedimento

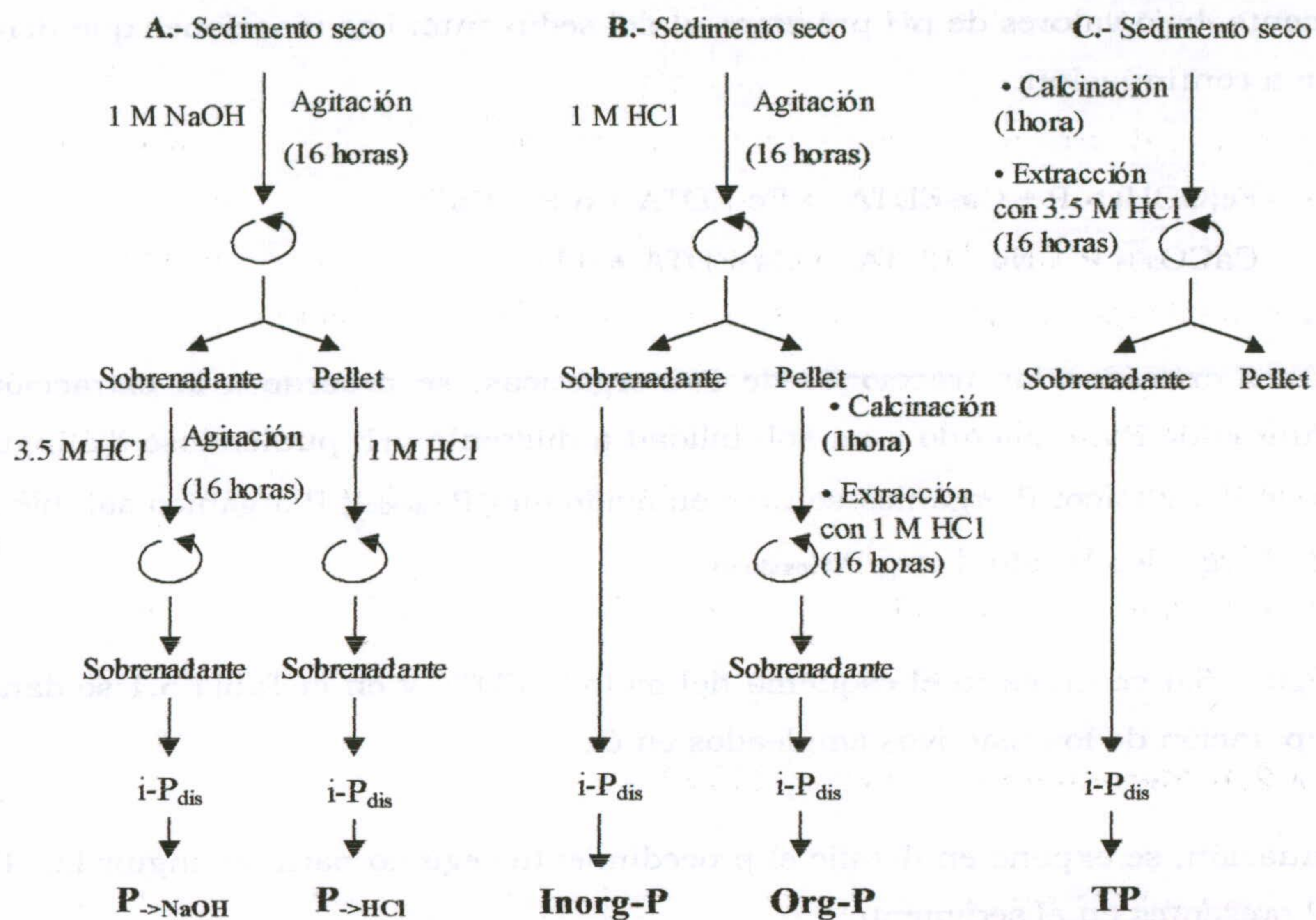
Los métodos de fraccionamiento de P sedimentario se basan en la adición secuencial de compuestos químicos que consiguen solubilizar las fracciones de interés. Así, una vez movilizado el P hasta la fase líquida, la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  puede ser determinada en el sobrenadante, siguiendo el método de Murphy & Riley (1962), ya comentado.

Dada la diversidad de métodos de fraccionamiento de P sedimentario, en éste trabajo se ha realizado una previa comparación de los resultados obtenidos mediante la aplicación de dos métodos secuenciales diferentes, que podrían representar a los dos principales tipos de extracciones existentes: un método operacional (Pardo *et al.*, 1999) y un método funcional (Golterman, 1996).

##### 5.2.2.2.1- Método de Pardo *et al.* (1999)

El método propuesto por Pardo *et al.* (1999), caracterizado por su sencillez, rapidez y bajo coste, se basa en producir cambios bruscos de pH mediante la adición de un ácido (HCl) y de una base (NaOH) fuerte. Entre las desventajas de este método se encuentra la inespecificidad de las fracciones extraídas, ya que bajo condiciones de pH similares pueden extraerse fracciones de P de naturaleza completamente dispar, como se comenta en el apartado 5.3. Además según Golterman (1996) en este método se emplean muestras de sedimento seco, con la consiguiente alteración que esto supone.

El esquema secuencial de este método se resume en la Figura 5.3. En este método se separan tres submuestras: A, B y C. En la submuestra A se extrae la fracción de P inorgánico No Apatítico (PINAP;  $\text{P} \rightarrow \text{NaOH}$ ) así como la fracción de P inorgánico Apatítico (PIAP;  $\text{P} \rightarrow \text{HCl}$ ). En la submuestra B se consigue la separación de las formas orgánicas (Org-P) y las inorgánicas (Inorg-P) de P. Finalmente la concentración de TP se obtiene en la tercera submuestra (C), en donde el sedimento seco, previa calcinación, es digerido en medio ácido.



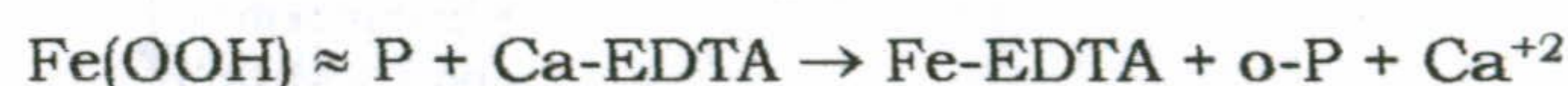
**Figura 5.3.-** Método propuesto por Pardo *et al.* (1999) para el fraccionamiento de P sedimentario.

**5.2.2.2.2- Método EDTA (Golterman, 1996)**

A diferencia de los métodos operacionales que alteran el pH del sedimento, los métodos funcionales se basan en la adición de compuestos quelantes que reaccionan de manera específica con los compuestos de P de interés, a un pH próximo al del sedimento (Golterman, 1996). El primer trabajo en el que se destaca la conveniencia del uso de compuestos quelantes para la extracción secuencial de las formas inorgánicas de P fue el de Golterman (1977). Desde entonces, el método conocido actualmente como EDTA ha sufrido sucesivas modificaciones hasta alcanzar el esquema actual (Figura 5.5) (ver Golterman & Booman, 1982; De Groot & Golterman, 1990; Golterman, 1996; Golterman, 2001; Golterman, 2004).

El método EDTA permite extraer las formas de P inorgánicas:  $Fe(OOH) \approx P$  y  $CaCO_3 \approx P$ , al solubilizar los compuestos de Fe y de Ca mediante su complejación con Ca-EDTA y  $Na_2$ -EDTA,

respectivamente, bajo valores de pH próximos al del sedimento. Las reacciones que tienen lugar se muestran a continuación:



Una vez extraídas las fracciones de P inorgánicas, se procede a la extracción de las formas orgánicas de P atendiendo a su solubilidad a diferente pH, pudiéndose distinguir hasta tres formas de P orgánico: P orgánico soluble en ácido (org-P->ácido), P orgánico soluble en álcali (org-P->álcali), P orgánico residual (org-P->residual).

En la Figura 5.4 se muestra el esquema del método EDTA y en la Tabla 5.1 se dan detalles sobre la preparación de los reactivos empleados en él.

A continuación, se expone en detalle el procedimiento seguido para distinguir las diferentes formas de P presentes en el sedimento:

- I. Centrifugación del sedimento fresco (5.000 rpm, 10 min), para separar el agua intersticial (para posteriores análisis químicos) de las partículas sólidas.
- II. Preparación de las suspensiones de sedimento: 20 g w.w. en 200 ml de agua destilada. Agitación a 200 rpm durante 12 h.
- III. Adición a 10 ml de la suspensión de sedimento, de 25 ml de 0.05 M Ca-EDTA (pH 7.8). Trascorridas 2 h de agitación (200 rpm), se procedió a la centrifugación de la suspensión (10.000 rpm, 10 min).
- IV. Adición de 25 ml de 0.1 M Na<sub>2</sub>-EDTA (pH 5) al pellet resultante de la centrifugación anterior. Agitación durante 2 h (200 rpm) y centrifugación (10.000 rpm, 10 min).
- V. Adición de 25 ml de 0.5 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> al pellet procedente de la extracción con Na<sub>2</sub>-EDTA. Agitación durante 1 h (200 rpm) y centrifugación (10.000 rpm, 10 min).
- VI. Adición de 25 ml de 2 M NaOH al pellet anterior. Esta extracción se realiza a 90 °C durante 2 h. Posteriormente, se centrifuga (10.000 rpm, 10 min), y el sobrenadante es digerido con 5 ml de 0.5 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y 1-2 g de K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>, a 120 °C durante 4 h.



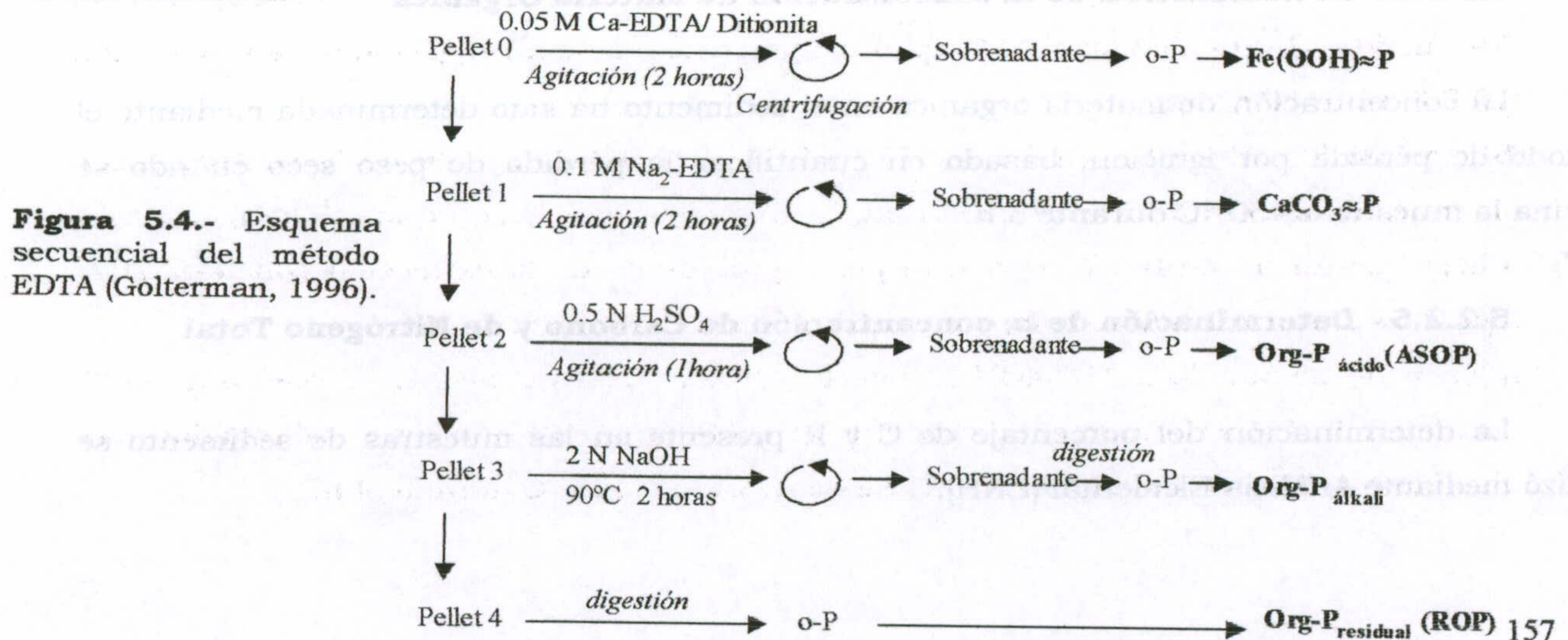
VII. Por último, el pellet resultante de la extracción con NaOH, es digerido de manera análoga al extracto de NaOH (con H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>).

Las extracciones con Ca-EDTA, Na<sub>2</sub>-EDTA y NaOH, tuvieron que ser repetidas dos veces, con el fin de asegurar la total extracción del P presente en las mismas, ya que como reconoce Golterman (1996) al tratarse de procesos de equilibrio no es posible extraer el 100% del compuesto en una única extracción.

La determinación de la concentración de i-P<sub>dis</sub> en los correspondientes sobrenadantes se realizó, previa dilución de la muestra, siguiendo el método propuesto por Murphy & Riley (1962). Un aspecto necesario a tener en cuenta es el factor de dilución, ya que el EDTA interfiere en la determinación de i-P<sub>dis</sub> cuando se emplea el método colorimétrico de azul de molibdeno (Cai *et al.*, 1994).

Además de realizar el fraccionamiento de P, se procedió a la cuantificación de la concentración de TP presente en el sedimento. Para ello, se digirió (a 120 °C, 4 h) 1 ml de la suspensión inicial de sedimento fresco con 5 ml de 0.5 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y 1-2 g de K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>.

Por último, con el fin de poder referir la concentración de P medida en el sobrenadante con el peso seco de sedimento, se determinó el porcentaje de humedad de la suspensión inicial, mediante la cuantificación de la pérdida de peso de 1ml de la suspensión cuando se seca a 120 °C durante 24 h.



**Tabla 5.1.** - Preparación de las soluciones de reactivos empleadas para el método EDTA (Díaz-Espejo *et al.*, 1999).

Solución	Preparación (para 1.000 ml de cada solución)
0.05 M Ca-EDTA	7.35 g CaCl <sub>2</sub> .2 H <sub>2</sub> O 18.61 g Na <sub>2</sub> -EDTA 23 g Tampón TRIS 10 g ditionita
0.1 M Na <sub>2</sub> -EDTA	37.2 g Na <sub>2</sub> EDTA
0.5 N H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	14 ml H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> (al 96%)
2 M NaOH	80 g NaOH

#### 5.2.2.3.- Determinación de la concentración de Oxihidróxidos de Hierro y de Hierro Total

La concentración de oxihidróxidos de Fe (FeOOH) fue determinado en los extractos de Ca-EDTA obtenidos durante el fraccionamiento de P (método EDTA). De igual modo, el Fe Total (Fe<sub>Total</sub>) ha sido cuantificado en el extracto digerido con 0.5 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> y K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>, en donde se determinó el contenido en P total.

La determinación analítica se ha realizado mediante el método colorimétrico de la o-fenantrolina utilizando ácido ascórbico como agente reductor (Golterman *et al.*, 1978).

#### 5.2.2.4.- Determinación de la concentración de Materia Orgánica

La concentración de materia orgánica en el sedimento ha sido determinada mediante el método de pérdida por ignición, basado en cuantificar la pérdida de peso seco cuando se calcina la muestra a 450 °C durante 3 h.

#### 5.2.2.5.- Determinación de la concentración de Carbono y de Nitrógeno Total

La determinación del porcentaje de C y N presente en las muestras de sedimento se realizó mediante Análisis Elemental (CNH).

#### **5.2.2.6.- Análisis químico del agua intersticial**

El agua intersticial se separó de las partículas sólidas mediante centrifugación (5.000 rpm, 10 min) de la muestra siguiendo a Enell & Löfgren (1988). Posteriormente, se procedió al análisis del ión fosfato ( $i\text{-P}_{\text{dis}}$ ), del fósforo total disuelto (TDP) y del amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), en los extractos filtrados (Whatman GF/C), así como del fósforo total (TP) en el sobrenadante, siguiendo los mismos protocolos descritos para el agua de la laguna (Capítulo 3.2.2).

Además, se determinó la concentración de carbono inorgánico y orgánico disuelto ( $\text{inorg-C}_{\text{dis}}$  y  $\text{org-C}_{\text{dis}}$ , respectivamente) mediante un equipo DORMÁN DC-190. Esta metodología se basa en la cuantificación del TC de una muestra de agua filtrada (Whatman GF/C), mediante un proceso de oxidación a elevadas temperaturas ( $680^\circ\text{C}$ ). El  $\text{CO}_2$  generado es cuantificado en un detector de infrarrojo no dispersivo. El  $\text{inorg-C}_{\text{dis}}$  se cuantificó como  $\text{CO}_2$  tras la acidificación a temperatura ambiente. Por último, el  $\text{org-C}_{\text{dis}}$  se estimó como diferencia entre el TDC y el  $\text{inorg-C}_{\text{dis}}$ .

#### **5.2.3.- ESTUDIO BIOLÓGICO DEL SEDIMENTO**

##### **5.2.3.1.- Determinación de la Actividad Respiratoria en el sedimento**

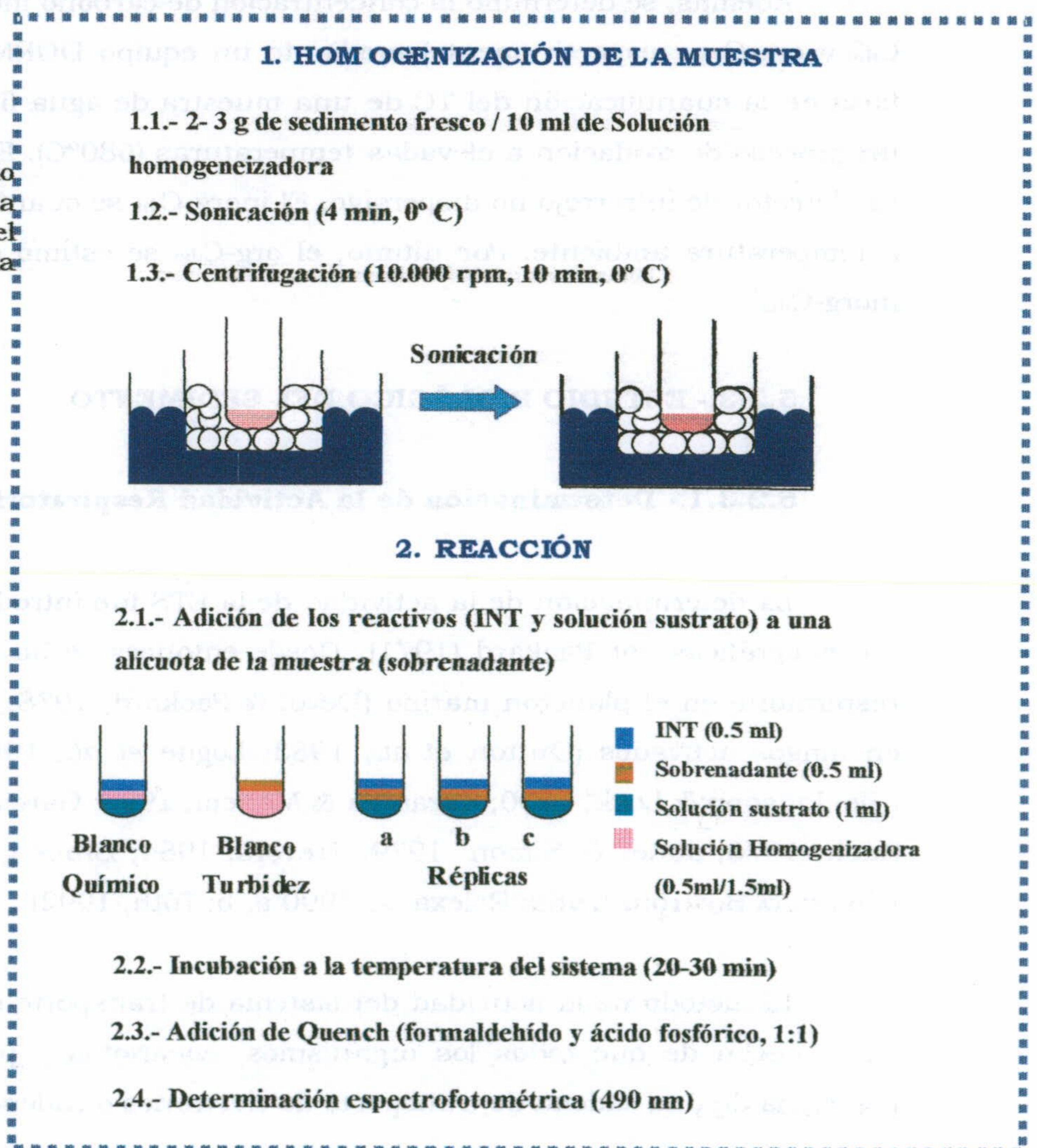
La determinación de la actividad de la ETS fue introducida en los estudios limnológicos y oceanográficos por Packard (1971). Desde entonces se ha aplicado para estimar la actividad respiratoria en el plancton marino (Devol & Packard, 1978; Jeffrey & Paul, 1986; Tóth, 1992), en fangos activados (Dutton *et al.*, 1983; Logue *et al.*, 1983; Kim *et al.*, 1994), en biofilms (Blenkinsopp & Lock, 1990; Lazarova & Manem, 1995; García, 2001) y en sedimentos (Wieser & Zuch, 1976; Jones & Simon, 1979; Trevors, 1984; Broberg, 1985; Andersen & Helder, 1987; Löfgren & Boström, 1989; Relexans, 1990 a, b; Tóth, 1992).

El método de la actividad del sistema de transporte de electrones (ETS) se fundamenta en el hecho de que todos los organismos, eucariotas y procariotas, se caracterizan por la presencia de una cadena de transporte de electrones o cadena respiratoria.

La medición de la actividad de la ETS se basa en la adición de un indicador químico (2-(*p*-yodofenil)-3-(*p*-nitrofenol)-5 fenil tetrazolio cloruro, INT), que se reduce a un compuesto de color rojizo (INT-formazán), cuya concentración puede ser determinada colorimétricamente.

El análisis de la actividad ETS en el sedimento de las lagunas de este trabajo se basó en el protocolo descrito por Broberg (1985), adaptado a los sistemas de estudio (Figura 5.5.) mediante la realización de una serie de ensayos, que se describen a continuación, y que en sí mismos constituyen un paso previo e imprescindible a la hora de realizar este tipo de análisis, lo que justifica la necesidad de abordar de manera detallada la metodología empleada.

**Figura 5.5.-** Protocolo seguido para la determinación de la actividad de la ETS en el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra.

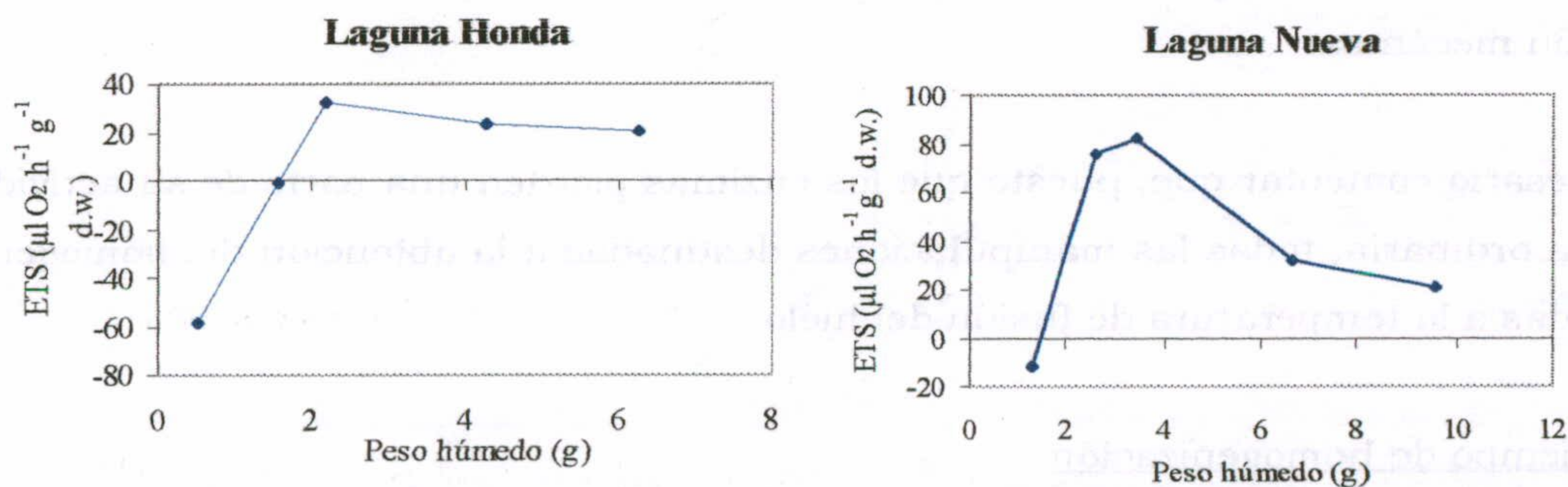


### 5.2.3.1.1.- Optimización del método

#### a.- Tamaño de la muestra

En la Figura 5.6 se muestra la relación obtenida entre la cantidad de muestra (peso húmedo) y la actividad de la ETS en el sedimento de las lagunas. En ella se podrían distinguir tres fases: una inicial, en donde la actividad de la ETS se incrementa directa y linealmente en función de la cantidad de muestra de sedimento; una segunda fase, estacionaria, en donde la actividad ETS es independiente de la cantidad de muestra; y una tercera, en la que la actividad ETS decrece exponencialmente conforme aumenta el peso seco. Según Broberg (1985) la reducción experimentada cuando se emplean cantidades elevadas de muestra es el resultado de la inefectiva disrupción de las células.

Estos resultados muestran la necesidad de emplear cantidades de sedimento comprendidas entre 2 y 3 g de sedimento húmedo, si se pretende cuantificar la actividad máxima potencial de la ETS en el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra.



**Figura 5.6.-** Relación entre la cantidad de muestra de sedimento y la actividad ETS medida.

#### b.- Homogenización

La medida de la actividad ETS requiere la total rotura de la pared celular así como de la membrana mitocondrial, con el fin de poner en contacto la cadena de transporte de electrones con los sustratos (NADH y NADPH) y con el INT (Broberg, 1985).

Para ello, se procedió a la homogeneización de la muestra de sedimento fresco (2-3 g w.w.), a la que se le adicionó 10 ml de solución homogeneizadora (Figura 5.5.).

#### b.1.- Método de homogenización

El formazán, producto formado tras la reducción del INT, es insoluble en agua pero soluble en disolventes orgánicos. De ahí, la necesidad de adicionar un detergente (Tritón x100), presente en la solución homogeneizadora, y evitar así la necesidad de hacer una extracción en compuestos orgánicos (Broberg, 1985).

De entre los métodos de homogenización más usualmente empleados: (1) utilización de un mortero (Wieser & Zuch, 1976); (2) homogenización mecánica (Olanczuk-Newman & Vosjan, 1977); y (3) sonicación (Christensen & Packard, 1977), hemos empleado este último.

Christensen & Packard (1977) en un estudio realizado sobre sedimento marino observaron que las muestras sonicadas tenían una actividad 1.5 veces mayor que las muestras homogenizadas mecánicamente. Más tarde, Jones & Simon (1979) y Broberg (1985) comprobaron que la eficacia obtenida mediante sonicación era superior a la obtenida mediante homogenización mecánica.

Es necesario comentar que, puesto que los enzimas pierden una parte de su actividad a la temperatura ordinaria, todas las manipulaciones destinadas a la obtención del homogenado, fueron realizadas a la temperatura de fusión del hielo.

#### b.2.- Tiempo de homogenización

Como varios autores recomiendan el tiempo de sonicación se estableció en 4 minutos (Broberg, 1985).

#### b.3.- Composición de la solución homogeneizadora

La solución homogeneizadora está compuesta por  $MgSO_4 \cdot 7 H_2O$ , polivinil pirrolidona (PVP), Tritón y ácido etiléndiamino tetracético (EDTA), en las proporciones que se indican en la Tabla 5.2. Siguiendo a Broberg (1985), el EDTA fue adicionado a la solución homogeneizadora con el fin de evitar el efecto inhibitor de los posibles iones metálicos presentes.

**Tabla 5.2.-** Preparación de las soluciones necesarias para determinar la actividad del sistema de transporte de electrones.

Solución	Reactivos
<b>Homogenizadora</b>	<b>MgSO<sub>4</sub> · 7 H<sub>2</sub>O</b> ..... 4.62 mg / 100 ml de T. buffer
	<b>PVP</b> ..... 375 mg/ 100 ml de T. buffer
	<b>Tritón</b> ..... 0.5 ml / 25 ml de T. buffer
	<b>EDTA</b> ..... 930.5 mg / 25 ml de T. buffer
<b>Sustrato ( 100 ml de S. Tampón)</b>	<b>NADH</b> ..... 33 mg
	<b>NADPH</b> ..... 0.4 g
	<b>Na-succinato</b> ..... 4 g
<b>INT</b>	<b>INT</b> ..... 10 mg / 10 ml de agua bidestilada
<b>Quench</b>	<b>Ácido fosfórico</b> ..... 10 ml
	<b>Formaldehído</b> ..... 10 ml
<b>Tampón buffer (pH=8,4)</b>	<b>PO<sub>4</sub>H<sub>2</sub> K</b> ..... (0.68 g / 50 ml de agua destilada) 30 ml
	<b>PO<sub>4</sub>H Na<sub>2</sub></b> ..... (17.8 g / 1000 ml de agua destilada) 970 ml
<b>Solución tampón</b>	<b>Tritón</b> ..... 1 ml / 500 ml de T. buffer

**5.2.3.1.2.- Reacción**

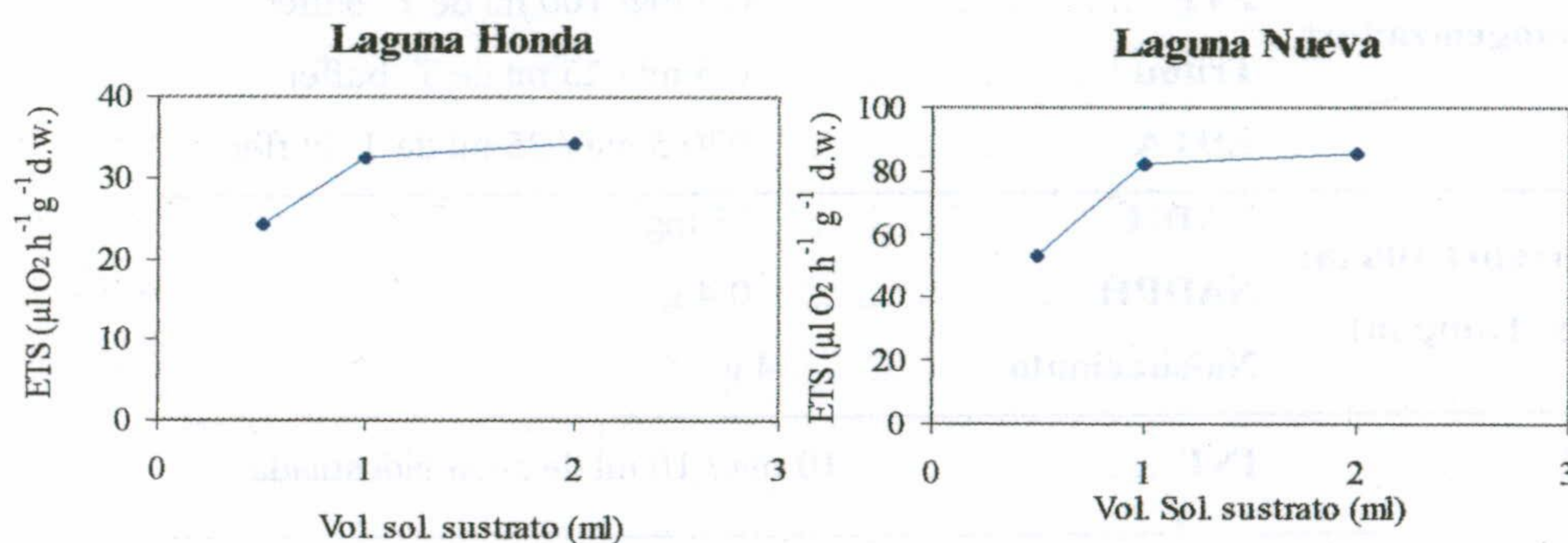
*a) Soluciones que intervienen en la reacción*

Solución sustrato

La solución sustrato está formada por NADH, NADPH y Na-succinato (Tabla 5.2), en concentración saturante a fin de que la reacción tenga lugar en condiciones óptimas.

El NADH y el succinato son los principales sustratos para el sistema mitocondrial, mientras que el NADPH es un donador de electrones para el sistema microsomal. Dado que el transporte de electrones mitocondrial suele ser el dominante tanto en los organismos aeróbicos como en los anaeróbicos, el NADH es el donador de electrones de mayor importancia.

Hemos realizado un ensayo previo para determinar la concentración de sustrato saturante. Los resultados obtenidos (Figura 5.7) mostraron que la actividad de la ETS se incrementó linealmente al adicionar de 0.5 a 1 ml. Sin embargo, la actividad ETS alcanzó un "plateau" por encima de 1 ml de sustrato adicionado, por lo que se fijó en 1 ml la cantidad de sustrato necesaria para medir la máxima actividad de la ETS.



**Figura 5.7.-** Variación de la actividad de la ETS en función del volumen de solución sustrato adicionado.

#### Solución de INT

En la bibliografía se citan diferentes compuestos que pueden actuar como indicadores químicos: el azul de metileno (AM), el trifenil tetrazolio cloruro (TTC), el 2-(p-yodofenil)-3-(p-nitrofenol)-5-fenil tetrazolio cloruro (INT) y el 5-ciano-2,3 ditolyl-tetrazolio cloruro (CTC). Estos dos últimos tienen la ventaja de poseer más afinidad por los electrones, lo que posibilita su uso en sistemas desnitrificantes (García, 2001).

El INT fue el indicador químico que se empleó como aceptor de electrones. Este compuesto se reduce a INT-formazán de color rojizo, cuya concentración puede determinarse mediante lectura espectrofotométrica a 490 nm.

#### Solución "paralizante" de la reacción (Quench)

La solución Quench (Tabla 5.2) se empleó con el fin de interrumpir la reacción una vez transcurrido el tiempo de incubación, ya que permite estabilizar el compuesto reducido formado (INT-formazán) (Olanezuk- Neyman & Vosjan, 1977; Jones & Simon, 1979). Algunos autores han observado, tras la adición de la solución Quench, la formación de un precipitado en el blanco de turbidez, con la consiguiente interferencia en la determinación espectrofotométrica.



Sin embargo, en el ensayo previo realizado el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra no se observó la formación de ningún precipitado, por lo que se optó por la adición de la solución Quench para asegurar la interrupción de la reacción.

*b) Preparación de los blancos*

La reducción de INT a formazán puede ocurrir de dos formas: biológica (enzimática) y química. La reducción química debe ser sustraída a la reducción total para obtener la producción de formazán mediada por reacciones biológicas. La reducción química combina, a la vez, dos reacciones: (1) la reducción del INT por los sustratos (NADH y NADPH), y (2) la reducción del INT por el material reductor preexistente en la muestra de sedimento.

1. Para calcular la absorbancia debida a la reducción del INT por reacción puramente química, es decir, la actividad debida a los reactivos y no debida a la muestra, se introduce un *blanco químico*, el cual contiene todos los reactivos y todas las soluciones en idéntica proporción que las muestras pero no contiene muestra (Figura 5.5).
2. Para cuantificar la reducción del INT como consecuencia de la presencia de sustancias químicas reductoras (sustancias húmicas) en el sedimento, se procedió a la esterilización de muestras determinándose posteriormente la actividad ETS. Los resultados obtenidos revelaron la ausencia de actividad de la ETS en las muestras esterilizadas, por lo que la reducción química asociada a sustancias reductoras en el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra no fue relevante.

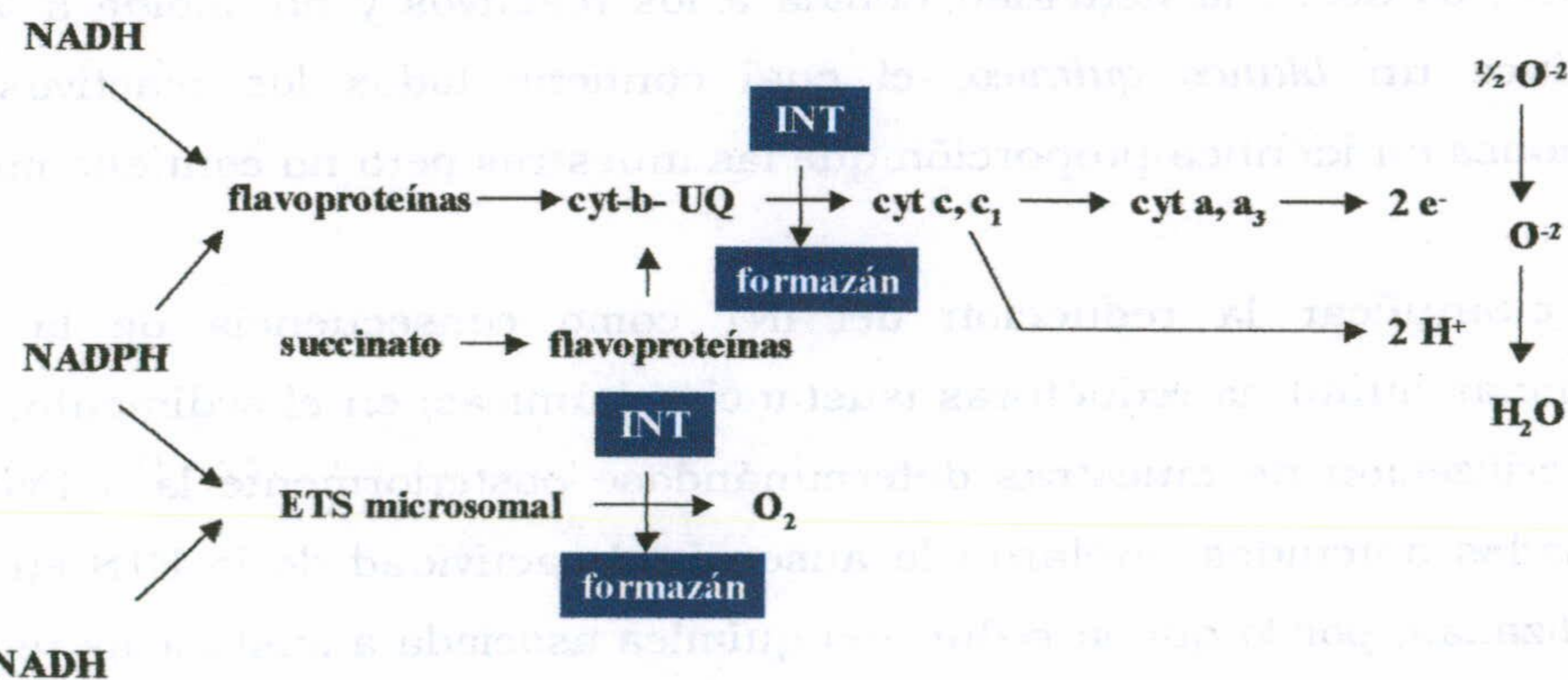
Además para cada muestra analizada, hay que realizar un *blanco de turbidez*, que contiene una alícuota de la muestra (sobrenadante) junto con la solución homogenizadora y con el Quench (Figura 5.5).

b) Condiciones de incubación

- La temperatura de incubación debe ser lo más próxima posible a la temperatura del sistema de donde proceden las muestras. En nuestro caso la temperatura del sedimento osciló entre 15°C (Enero de 2002) y 28 °C (Julio de 2002).
- La actividad respiratoria dependió del tiempo de incubación. De acuerdo a las pruebas iniciales realizadas y a la bibliografía consultada, las muestras de sedimento fueron incubadas durante 20-30 minutos, según la temperatura de incubación

c) Desarrollo de la reacción

Como se ha comentado anteriormente, todos los organismos poseen una cadena de transporte de electrones, formada por complejos enzimáticos que bombean protones, y proporcionan energía a medida que los electrones son transportados a lo largo de ella (Figura 5.8).



**Figura 5.8.-** Esquema de la cadena de transporte de electrones (Broberg, 1985).

En resumen este método para determinar la actividad de la ETS lo que hace es desviar el flujo de electrones insertando un indicador químico (INT) entre la ubiquinona-citocromo b y el citocromo c, c1 de la cadena respiratoria. Esto determina la reducción del indicador químico a una sal de monoformazán, que es cuantificable por espectrofotométrica.

Para medir la actividad en este paso, se requiere de un aceptor de electrones con un potencial de reducción muy próximo, aunque algo superior al potencial de oxidación del citocromo b. El INT es usado como aceptor de electrones, este compuesto toma 2 electrones y se

reduce a INT- formazán. En la mitocondria se consumen 2 electrones y dos protones en la transformación de  $\frac{1}{2}$  O<sub>2</sub> a agua. Esto significa que dos moles de INT-formazán formados equivalen a un mol de oxígeno consumido.

### 5.2.3.1.3.- Cálculos

El INT acepta los electrones y se reduce a INT- formazán. El color rojizo de este compuesto permite su cuantificación espectrofotométrica a 490 nm.

Finalmente, la actividad ETS se puede calcular según la siguiente expresión:

$$ETS = \frac{Abs \cdot V_r \cdot V_h \cdot 60}{T \cdot V_a \cdot 1.42 \cdot P} \quad (5.1)$$

Donde,

- ETS, actividad del sistema de transporte de electrones ( $\mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$ )
- Abs, absorbancia de la muestra a 490 nm (cubeta de 1 cm)
- V<sub>r</sub>, volumen final (2.5 ml)
- V<sub>h</sub>, volumen de homogenado (10ml)
- V<sub>a</sub>, volumen del sobrenadante (0.5 ml)
- 1.42, coeficiente entre la absorción molar del formazán y el oxígeno disuelto (Kenner & Ahmed, 1975)
- P, peso seco de sedimento (g d.w.).

Este resultado también se puede expresar en  $\mu\text{g O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$ , teniendo en cuenta la siguiente relación: 1.42  $\mu\text{g O}_2$ :  $\mu\text{l O}_2$ .

### 5.2.3.2.- Medida de la concentración de Clorofila activa

La cuantificación de la Clorofila activa se llevó a cabo siguiendo el método descrito por Lorenzen (1967).

Para ello, se tomaron 2-3 g de sedimento húmedo, a los que se le añadieron 10 ml de acetona. Tras enérgica agitación, se mantuvieron en oscuridad a 4°C durante 24 horas. Trascurrido ese tiempo, se procedió a la centrifugación de las muestras (10.000 rpm. durante

10 min) y a la posterior filtración del sobrenadante (Whatman GF/C). Por último, se realizó la medida espectrofotométrica, a las siguientes longitudes de onda: 630, 645, 665, y 750 nm, de los extractos filtrados.

La concentración de Clorofila activa ( $\mu\text{g g}^{-1}\text{d.w}$ ) se estimó a partir de las ecuaciones indicadas en el Capítulo 3.1.

#### **5.2.3.3.- Cuantificación del número de bacterias**

Para determinar el número de bacterias viables presentes en las muestras de sedimento, se llevó a cabo la técnica de recuento en placa.

El recuento en placa es un recuento de células viables. Se basa en el principio de que una única célula viable originará una colonia visible, cuando se siembra en una placa de agar. La ventaja de este método es su gran sensibilidad, además de no requerir un equipo complejo. Sin embargo, el recuento en placa presenta el inconveniente de ser lento y tedioso y de que su precisión aumenta con el número de colonias que se recuentan.

El procedimiento se basó en primer lugar, en la preparación de una suspensión de sedimento en solución salina (5 g w.w. y 20 ml de solución de NaCl al 0.85 %). A continuación, la suspensión fue sonicada durante 1 min, tiempo suficiente para su homogenización. Tras diluir de manera seriada la suspensión (de diez en diez, es decir, 1 ml de la suspensión bacteriana en 9 ml de solución salina estéril), se sembró una alícuota (0.1 ml) en una placa de medio no selectivo, TSA (Tryptona Soja Agar). Posteriormente, las placas fueron incubadas a 28 °C durante 48 horas, tiempo suficiente para la formación de las unidades formadoras de colonias (U.F.C.) visibles.

La incubación se realizó bajo condiciones aerobias y anaerobias, con el fin de distinguir las bacterias aerobias (estrictas y facultativas) de las bacterias anaerobias (estrictas y facultativas). Las condiciones de anaerobiosis se consiguieron al introducir las placas en campanas de anaerobiosis, en donde se instalaron sobres de anaerobios (*Anaerocult*) constituidos por una mezcla de compuestos que fijan químicamente el O<sub>2</sub>, produciendo un medio exento de O<sub>2</sub>. Para comprobar la existencia de condiciones anaeróbicas, se introdujo una

tira indicadora de azul de metileno (*Anaerotest*), compuesto que presenta un color azul bajo condiciones óxicas y se transforma en incoloro en ausencia de O<sub>2</sub>.

Tras el tiempo de incubación (48 h), se procedía al recuento del número de colonias visibles (U.F.C). Como señalan Ingraham & Ingraham (1998), las placas que contienen entre 30 y 100 colonias ofrecen una buena relación entre la rapidez del recuento y la precisión en el resultado obtenido.

El número de colonias de una placa (U.F.C.), nos permite calcular la concentración de células bacterianas por peso seco a partir de la siguiente expresión:

$$\frac{U.F.C.}{g \text{ d.w.}} = \frac{U.F.C. \cdot F \cdot V_s}{P \cdot v} \quad (5.2)$$

Donde,

- o F, es el factor de dilución (10<sup>3</sup>-10<sup>5</sup>).
- o V<sub>s</sub>, es el volumen de solución salina (20 ml).
- o P, es el peso de sedimento seco. Se estima como el producto del peso húmedo por el porcentaje de peso seco (100- % humedad).
- o V, es la alícuota de la dilución que es finalmente sembrada en la placa (0.1 ml)

#### 5.2.4.- CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DEL SEDIMENTO

##### 5.2.4.1.- Análisis granulométrico

La determinación de la textura del sedimento requiere de la individualidad de las partículas elementales; por ello, antes de proceder a la separación de las fracciones, fue necesario desarrollar una serie de tratamientos previos:

- I. Secado y tamizado del sedimento a 2 mm.
- II. Destrucción de los agentes cementantes: a 10 g d.w. se le adicionaron 200 ml de agua destilada y 50 ml de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Trascorridas 8 h de contacto (en frío), la suspensión se lleva a una placa calefactora (80 °C), evitando la ebullición.
- III. Dispersión de la muestra: adición de 25 ml de polifosfato sódico (10 %) y agitación mecánica de la suspensión durante 24 h.

Una vez dispersas las partículas, la cuantificación de las diferentes fracciones en función de su tamaño se realizó siguiendo el método de la pipeta de Robinson basado en la sedimentación de las partículas, que se rige por la Ley de Stokes (M.A.P.A, 1986).

Este método se basa en introducir una suspensión de sedimento disperso en agua en una probeta con tapón de 1000 ml, se agita y a diferentes tiempos, según la temperatura ambiente, se toman alícuotas de la suspensión (20 ml) a una profundidad fija (en nuestro caso a 10 cm). Si tenemos en cuenta la velocidad de sedimentación, a una temperatura ambiente de 22 °C, a los 42 seg se extraen las fracciones correspondientes al Limo Grueso ( $20 < \varnothing < 50 \mu\text{m}$ ), Limo Fino ( $2 < \varnothing < 20 \mu\text{m}$ ) y Arcillas ( $\varnothing < 2 \mu\text{m}$ ); a los 4 min 25 seg se extraen: Limo Fino y Arcillas; mientras que transcurridas 7 h 22 min 25 seg solamente las Arcillas se mantienen en suspensión. Por último, las Arenas ( $\varnothing > 50 \mu\text{m}$ ), son separadas al tamizar el contenido restante de la probeta mediante un tamiz de 50  $\mu\text{m}$ .

Todas las alícuotas extraídas de la suspensión así como las Arenas retenidas en el tamiz de 50  $\mu\text{m}$ , son vertidas en cápsulas de porcelana (previamente taradas) e introducidas en la estufa (104 °C, 24 h), para posteriormente proceder a su pesado. Finalmente, el porcentaje de cada una de las fracciones se estimó a partir del peso seco de cada una de las alícuotas obtenidas así como del peso seco de la muestra inicial.

## 5.3.- RESULTADOS

### 5.3.1.- CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DEL SEDIMENTO

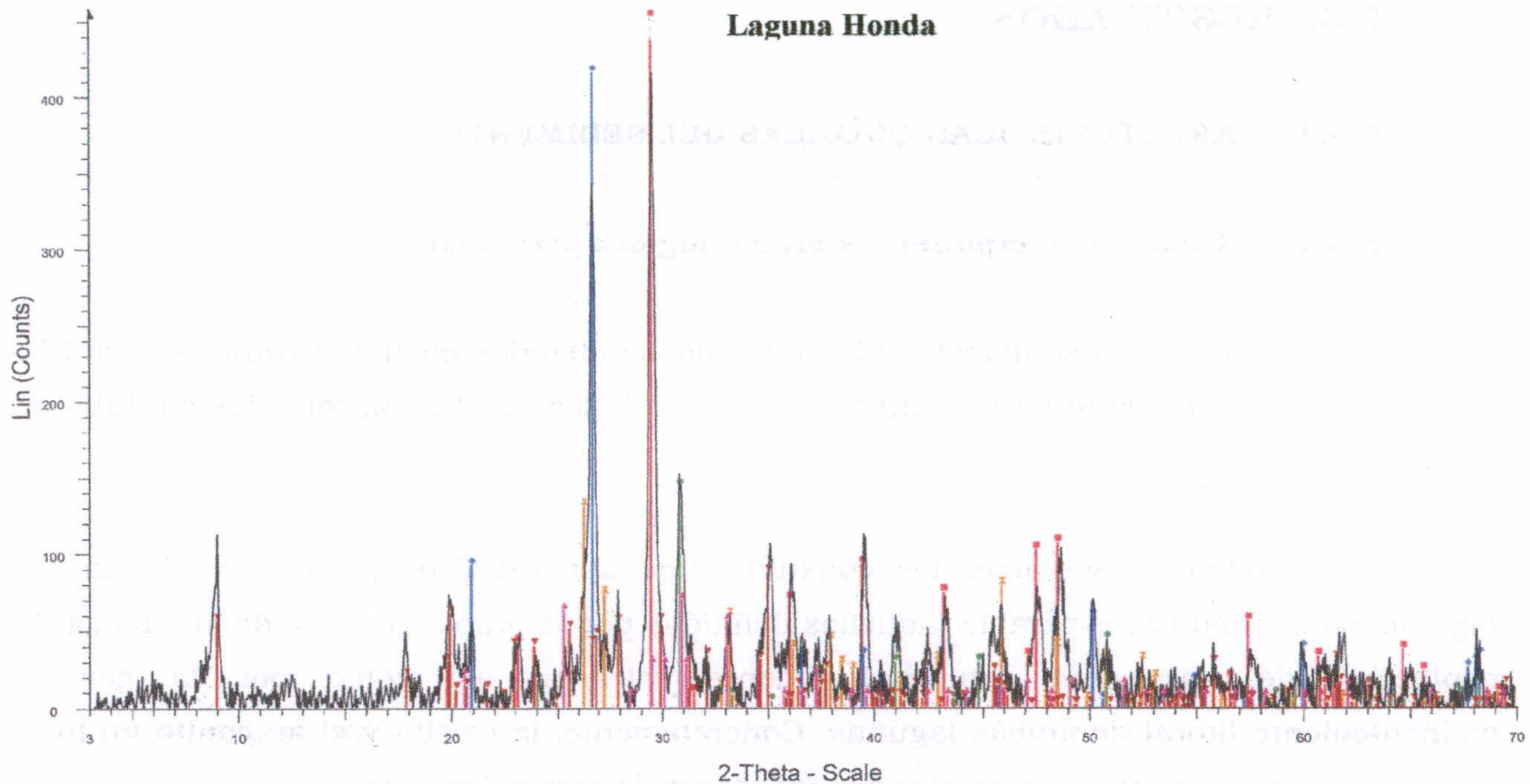
#### 5.3.1.1.- Óxidos y componentes mineralógicos principales

En la Figura 5.10 se muestran los resultados obtenidos mediante Difracción de RX, en muestras de sedimento de la laguna Honda y de la laguna Nueva, tomadas en Julio de 2001.

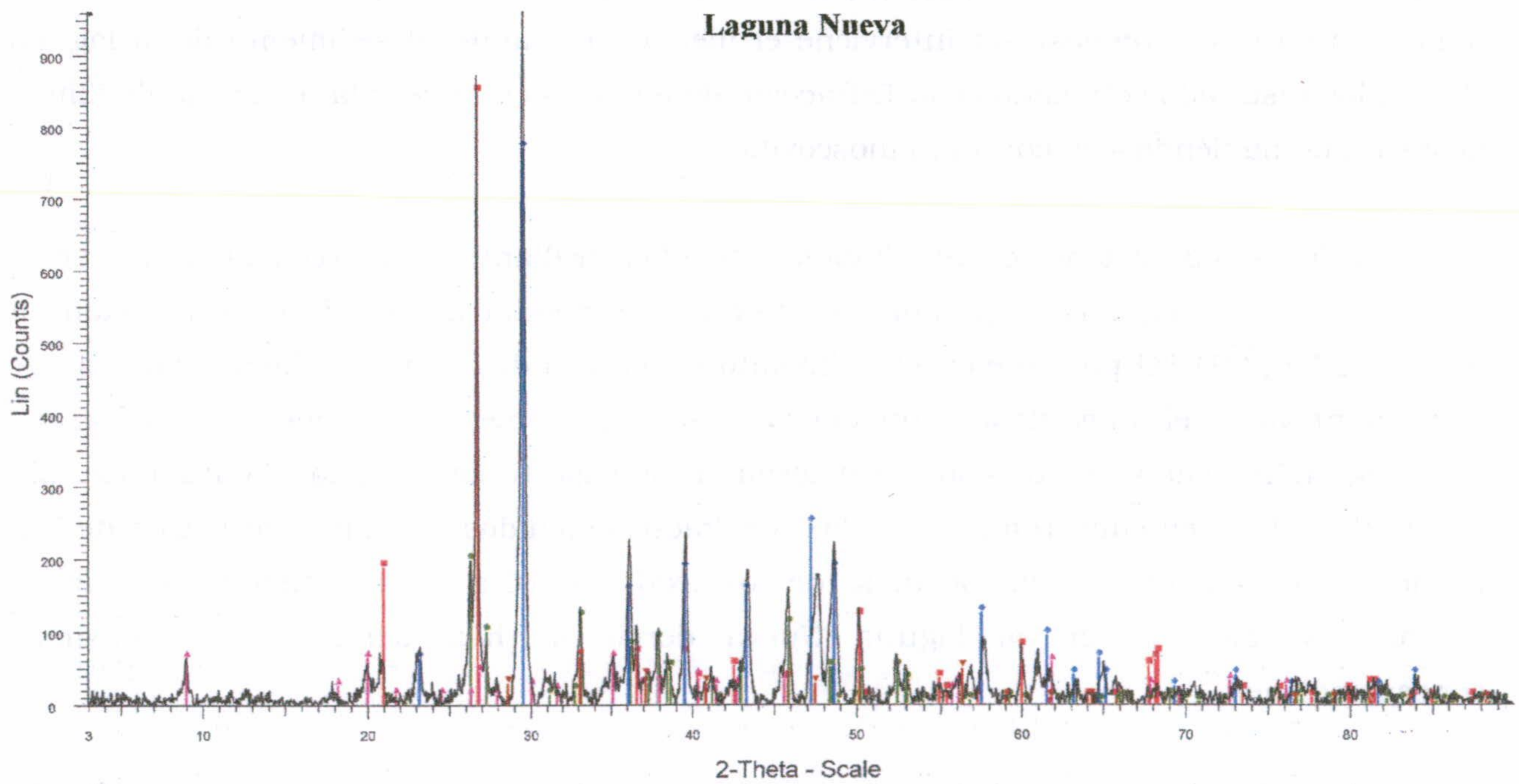
Como puede observarse, los constituyentes mineralógicos principales de ambas lagunas son, como era esperable, aquellos definidos por la propia geología de la cuenca de captación, de naturaleza fundamentalmente calcárea, así como por la génesis eminentemente litoral de ambas lagunas. Concretamente, la calcita y el aragonito junto el cuarzo, han sido identificados en el sedimento tanto de ambas lagunas.

En la laguna Honda se ha reconocido además, la presencia de moscovita (mica) y el difractograma obtenido en esta laguna parece sugerir la existencia de anquerita y grafitonita, minerales en cuya composición interviene el hierro. En cuanto al sedimento de la laguna Nueva, los resultados obtenidos con Difracción de RX parecen indicar la presencia de illita y de piritita, no habiéndose encontrado moscovita.

La Tabla 5.3 resume los resultados obtenidos mediante Fluorescencia de RX en el sedimento de las lagunas. Especialmente interesante resulta la elevada concentración en óxidos de Fe (3.91 %) presente en el sedimento superficial de la laguna Honda, valores que se encuentran en el rango de los obtenidos en esta laguna mediante la metodología basada en la digestión ácida y en su posterior determinación espectrofotométrica (Capítulo 5.2.1.2). De igual modo, y en concordancia con los resultados obtenidos mediante Difracción de RX, es necesario comentar la importancia de los óxidos de Ca en el sedimento de ambas lagunas, si bien es en la laguna Nueva donde se han detectado las máximas concentraciones.



HONDA / (Julio) - File: Honda.raw - Type: 2Th/Th locked - Start: 3.000 ° - End: 70.000 ° - Step: 0.020 ° - Step time: 0.3 s - Temp.: 25 °C (Room) - Time Started: 0 s - 2-Theta: 3.000 ° - Theta: 1.500 ° - Phi: 0.00 ° -  
 Operations: Fourier 20.825 x 1 | Background 0.098,1.000 | Import  
 47-1743 (C) - Calcite - CaCO<sub>3</sub> - Y: 110.79 % - d x by: 1. - WL: 1.5406 - Hexagonal (Rh) - a 4.9896 - b 4.9896 - c 17.0610 - alpha 90.000 - beta 90.000 - gamma 120.000 - Primitive - R-3c (167) - 6 - 367.846 - F30  
 33-1161 (D) - Quartz, syn - SiO<sub>2</sub> - Y: 100.00 % - d x by: 1. - WL: 1.5406 - Hexagonal - a 4.9134 - b 4.9134 - c 5.4053 - alpha 90.000 - beta 90.000 - gamma 120.000 - Primitive - P321 (154) - 3 - 113.009 - I/c PDF  
 24-0025 (D) - Aragonite - CaCO<sub>3</sub> - Y: 31.25 % - d x by: 1. - WL: 1.5406 - Orthorhombic - a 5.740 - b 4.961 - c 2.929 - alpha 90.000 - beta 90.000 - gamma 90.000 - Primitive - Pnma (62) - 4 - 83.4066 - F17= 2(0.20  
 82-0576 (C) - Muscovite 2M1 - KAl<sub>2</sub>(AlSi<sub>3</sub>O<sub>10</sub>)(OH)<sub>2</sub> - Y: 20.83 % - d x by: 1. - WL: 1.5406 - Monoclinic - a 5.21080 - b 9.03990 - c 20.02100 - alpha 90.000 - beta 96.760 - gamma 90.000 - Base-centred - C2/c (15  
 33-0282 (D) - Ankerite - Ca(Fe,Mg)(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> - Y: 34.37 % - d x by: 1. - WL: 1.5406 - Hexagonal (Rh) - a 4.824 - b 4.82400 - c 16.132 - alpha 90.000 - beta 90.000 - gamma 120.000 - Primitive - R-3 (148) - 3 - 325.112  
 06-0406 (D) - Graftonite - (Fe,Mn,Ca)<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> - Y: 16.67 % - d x by: 1. - WL: 1.5406 - Monoclinic - a 8.87 - b 11.57 - c 6.17 - alpha 90.000 - beta 99.2 - gamma 90.000 - Primitive - P21/c (14) - 4 - 625.056 - F30= 2(



Nueva (Julio) - File: Nueva\_Julio\_2.RAW - Type: 2Th/Th locked - Start: 3.000 ° - End: 90.000 ° - Step: 0.020 ° - Step time: 0.5 s - Temp.: 25 °C (Room) - Time Started: 0 s - 2-Theta: 3.000 ° - Theta: 1.500 ° - Phi: 0.  
 Operations: Fourier 17.383 x 1 | Background 0.174,1.000 | X Offset -0.050 | Import  
 33-1161 (D) - Quartz, syn - SiO<sub>2</sub> - Y: 87.54 % - d x by: 1. - WL: 1.5406 - Hexagonal - a 4.9134 - b 4.9134 - c 5.4053 - alpha 90.000 - beta 90.000 - gamma 120.000 - Primitive - P321 (154) - 3 - 113.009 - I/c PDF  
 01-0837 (D) - Calcite - CaCO<sub>3</sub> - Y: 79.46 % - d x by: 1. - WL: 1.5406 - Hexagonal (Rh) - a 4.983 - b 4.98300 - c 17.019 - alpha 90.000 - beta 90.000 - gamma 120.000 - Primitive - R-3c (167) - 2 - 365.971 - F18= 6(  
 41-1475 (\*) - Aragonite - CaCO<sub>3</sub> - Y: 20.25 % - d x by: 1. - WL: 1.5406 - Orthorhombic - a 4.9623 - b 7.968 - c 5.7439 - alpha 90.000 - beta 90.000 - gamma 90.000 - Primitive - Pmnc (62) - 4 - 227.112 - I/c PDF 1.  
 24-0076 (D) - Pyrite - FeS<sub>2</sub> - Y: 6.49 % - d x by: 1. - WL: 1.5406 - Cubic - a 5.418 - b 5.41800 - c 5.41800 - alpha 90.000 - beta 90.000 - gamma 90.000 - Primitive - Pa3 (205) - 4 - 159.044 - F17=298(0.0025,23)  
 02-0050 (D) - Illite - 2K<sub>2</sub>O·3MgO·Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>·24SiO<sub>2</sub>·12H<sub>2</sub>O - Y: 6.49 % - d x by: 1. - WL: 1.5406 -

**Figura 5.10.-**Resultados de la Difracción de RX en el sedimento de la laguna Honda y Nueva.



**Tabla 5.3.-** Concentración (%) de óxidos del sedimento superficial (0-5 cm) de las lagunas de Adra.

Variables	Laguna Honda	Laguna Nueva
SiO <sub>2</sub>	25.20	19.51
MnO	0.05	0.05
MgO	2.36	1.49
Na <sub>2</sub> O	0.73	0.44
K <sub>2</sub> O	1.79	0.62
TiO <sub>2</sub>	0.37	0.20
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	11.67	5.15
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	3.91	2.34
CaO	20.78	29.41

#### 5.3.1.2.- Fracciones de Fósforo en el sedimento. Variación espacio-temporal

En la Tabla 5.4 se muestran los resultados de las fracciones de P<sub>sed</sub> extraídas mediante la aplicación de los dos métodos de fraccionamiento empleados.

Aunque la suma de las fracciones de P<sub>sed</sub> extraídas con ambos métodos es muy similar, es preciso constatar la extraordinaria variabilidad que existe en la distinción de las formas de P<sub>sed</sub>. Prueba de ello es el hecho de que en la laguna Honda el P inorgánico representa un 62% de la suma de las fracciones, cuando se emplea el método EDTA, mientras que cuando se aplica el método propuesto por Pardo *et al.* (1999), las fracciones inorgánicas se sobreestiman considerablemente (81% de la suma de las fracciones). En el caso de la laguna Nueva, los resultados obtenidos con ambos métodos son aun más dispares. Así, con el método EDTA se considera que el 62% de la suma de las fracciones está compuesto por formas de P orgánicas mientras que si aplicamos el método de Pardo *et al.* (1999) este porcentaje se reduce drásticamente hasta el 36%.

Si centramos nuestro estudio en cada una de las fracciones, resulta especialmente interesante destacar que con el método basado en el uso de ácidos y bases fuertes (Pardo *et al.*, 1999), el P<sub>-HCl</sub> representa el mayor pool de P<sub>sed</sub> de ambas lagunas (543 y 366 µg g<sup>-1</sup> d.w. en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente), alcanzando valores muy superiores a los estimados según el método EDTA para el CaCO<sub>3</sub>≈P (388 y 217 µg g<sup>-1</sup> d.w. en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente). Sin embargo, la fracción FeOOH≈P

extraída con el método EDTA (91 y 18  $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w. en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente) es notablemente superior a su equivalente con el método de Pardo *et al.* (1999): la fracción de  $\text{P}_{\rightarrow\text{NaOH}}$  (20 y 3  $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w. en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente).

Como quiera que los mejores resultados se han obtenido mediante la aplicación del método EDTA, es éste el que se ha empleado para el estudio, que se muestra a continuación, de la variabilidad espacio-temporal de las fracciones de  $\text{P}_{\text{sed}}$ .

**Tabla 5.4.-** Resultados de la comparación entre el método EDTA (Golterman, 1996) (1) y el método propuesto por Pardo *et al.*, (1999) (2).

	$\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$ (1)	$\text{P}_{\rightarrow\text{NaOH}}$ (2)	$\text{CaCO}_3\approx\text{P}$ (1)	$\text{P}_{\rightarrow\text{HCl}}$ (2)	$\Sigma$ Inorg- P (1)	Inorg- P (2)	$\Sigma$ Org- P (1)	Org- P (2)	$\Sigma$ P (1)	$\Sigma$ P (2)
<b>L. Honda</b>	91	20	388	543	478	649	290	153	768	802
<b>L. Nueva</b>	18	3	217	366	235	401	388	224	623	625

El valor promedio de la suma de las fracciones de  $\text{P}_{\text{sed}}$  de la laguna Honda (537  $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) fue significativamente superior a la cuantificada en la laguna Nueva (341  $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) (Tabla 5.5.). La suma de las fracciones de  $\text{P}_{\text{sed}}$  no resultó significativamente diferente de la concentración de Tot- $\text{P}_{\text{sed}}$ , lo que confirma la exactitud del método ensayado.

El sedimento de la laguna Honda presentó una notable heterogeneidad espacial de la concentración de Tot- $\text{P}_{\text{sed}}$ , midiéndose el máximo valor promedio (0-15 cm) en la estación de muestreo localizada a máxima profundidad (632  $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) y que fue significativamente superior al medido en la estación 2 (509  $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) y en la estación 3 (471  $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w.). Por el contrario, el sedimento de la laguna Nueva se caracterizó por una mayor homogeneidad espacial, con valores promedio (0- 15 cm) que oscilaron entre 306  $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w. (estación 3) y 375  $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w. (estación 1).

El análisis de la variación de la concentración de Tot- $\text{P}_{\text{sed}}$  en el perfil vertical permite distinguir diferentes patrones según la laguna objeto de estudio, y dentro de cada una de ellas, según la estación de muestreo seleccionada (Figuras 5.11.a y 5.11.b). En la laguna Honda, el máximo gradiente en la concentración de Tot- $\text{P}_{\text{sed}}$  fue encontrado en la estación 1, en donde el valor promedio anual se redujo significativamente de 694  $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w. (0-5 cm) a 557  $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w. (10-15 cm). Por el contrario, en la estación 2 de la laguna Honda se detectó

una tendencia significativamente creciente de la concentración de Tot-P<sub>sed</sub> en profundidad: de 460 µg g<sup>-1</sup>d.w. (0-5 cm) a 565 µg g<sup>-1</sup>d.w. (10-15 cm). Un caso intermedio se presentó en la estación 3, donde no se han apreciado diferencias significativas entre el estrato más superficial (447 µg g<sup>-1</sup>d.w.) y el más profundo (481 µg g<sup>-1</sup>d.w.). De igual modo, en la laguna Nueva se pueden describir diferentes patrones en las estaciones de muestreo seleccionadas. Así, mientras en las estaciones 2 y 3, se detecta un acusado descenso en la concentración de Tot-P<sub>sed</sub> en profundidad en la estación 1 no fue posible reconocer diferencias estadísticamente significativas entre el estrato superficial y el profundo.

Por último, la concentración de Tot-P<sub>sed</sub> ha mostrado una notable variación temporal (Figuras 5.11.a y 5.11.b). El valor del C<sub>VAR</sub> para el estrato más superficial (0-5 cm) osciló en la laguna Honda, entre 14 (estación 1) y 16 % (estación 2); valores significativamente inferiores a lo registrados en el sedimento de la laguna Nueva (entre 29 %, estación 3, y 37 %, estación 2). En ambas lagunas, la variación temporal estuvo condicionada en gran medida, por las lluvias acaecidas a finales de Diciembre de 2000, pues coincide con una drástica reducción en la concentración de Tot-P<sub>sed</sub>. Además, en la laguna Nueva, es preciso señalar el extraordinario descenso experimentado en la concentración de Tot-P<sub>sed</sub> en el estrato superficial de las tres estaciones de muestreo entre Octubre y Noviembre de 2000, tras el cual se pudo detectar un acusado incremento entre el mes de Noviembre y de Diciembre de 2000.

Como puede observarse en la Tabla 5.5 y en las Figuras 5.11.a y 5.11.b, las fracciones de inorg-P dominaron en el sedimento de la laguna Honda (63% de Tot-P<sub>sed</sub>), mientras que en el sedimento de la laguna Nueva, el mayor pool del P<sub>sed</sub> estuvo compuesto por las formas orgánicas (67% de Tot-P<sub>sed</sub>). Resulta interesante comentar que en las dos lagunas estudiadas se ha detectado un descenso generalizado en la contribución del inorg-P al Tot-P<sub>sed</sub>, tendencia especialmente acusada en el sedimento de la laguna Nueva (de 41%, en el estrato superficial, al 28% del Tot-P<sub>sed</sub>, en el estrato más profundo).

**Tabla 5.5.-** Valor promedio anual de la concentración ( $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) de las diferentes formas de  $\text{P}_{\text{sed}}$  según el método EDTA.

		$\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$	$\text{CaCO}_3\approx\text{P}$	Org-P. <sub>ácido</sub>	Org-P. <sub>álcali</sub>	Org-P. <sub>residual</sub>	$\Sigma \text{P}_{\text{sed}}$	
L. Honda	Estación 1	(0-5) cm	135	313	61	174	11	694
		(5-10) cm	156	245	44	188	12	645
		(10-15) cm	126	207	57	152	15	557
	Estación 2	(0-5) cm	92	211	77	75	5	460
		(5-10) cm	114	213	94	72	7	501
		(10-15) cm	124	234	90	105	12	565
	Estación 3	(0-5) cm	99	183	83	74	8	447
		(5-10) cm	92	201	100	83	8	484
		(10-15) cm	91	209	70	97	13	481
L. Nueva	Estación 1	(0-5) cm	18	142	53	166	14	393
		(5-10) cm	22	83	131	141	14	391
		(10-15) cm	8	75	173	77	8	341
	Estación 2	(0-5) cm	25	180	57	189	10	461
		(5-10) cm	21	93	50	114	15	293
		(10-15) cm	16	95	68	81	8	269
	Estación 3	(0-5) cm	28	122	73	171	14	409
		(5-10) cm	15	61	104	99	9	289
		(10-15) cm	8	34	118	56	5	221

### Fosfato Inorgánico

En el sedimento de ambas lagunas, la forma de inorg-P que estuvo presente en mayor proporción fue la de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$ . El valor promedio de la concentración de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  en el sedimento de la laguna Honda ( $224 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) fue significativamente mayor a la detectada en el sedimento de la laguna Nueva ( $98 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.). No obstante, en términos relativos, en la laguna Nueva la fracción de P adsorbida a  $\text{CaCO}_3$  representó un porcentaje (84% del inorg-P) mayor que en el sedimento de la laguna Honda (66% del inorg-P).

De igual modo, la fracción de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  alcanzó concentraciones muy superiores en el sedimento de la laguna Honda ( $114 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) que en el sedimento de la laguna Nueva ( $18 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.).

Considerando el sedimento en su conjunto, esto es, entre 0 y 15 cm, en la laguna Honda, tanto el  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  como el  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  mostró diferencias significativas entre las tres estaciones estudiadas. Sin embargo, cuando analizamos únicamente el estrato más superficial es posible reconocer algunas singularidades. En este sentido, las máximas diferencias se detectaron entre las estaciones 1 y 2, y las estaciones 1 y 3; mientras que

entre la estación 2 y 3 solamente se encontraron diferencias significativas para la fracción de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$ , no existiendo diferencias estadísticamente significativas en la fracción de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$ .

En cuanto a la variación en la componente horizontal de las fracciones de  $\text{P}_{\text{sed}}$  en la laguna Nueva, en el estrato (0-15) cm no se han observado diferencias estadísticamente significativas en la fracción de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  entre ninguna de las estaciones seleccionadas, si bien la concentración de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  fue significativamente inferior en la estación 3 ( $72 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) que en las estaciones 1 ( $100 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) y 2 ( $123 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.). Si atendemos solamente al estrato más superficial, se puede apreciar la ausencia de diferencias estadísticamente significativas tanto en  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  como en  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  entre las tres estaciones, con la excepción de la fracción de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  que mostró diferencias significativas entre la estación 2 y 3.

Es difícil reconocer un patrón claro de variación de las formas de  $\text{P}_{\text{sed}}$  en el perfil vertical de la laguna Honda. La concentración de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  no varió significativamente entre el estrato más superficial y el más profundo en las estaciones 1 y 3; mientras que en la estación 2, se pudo apreciar una ligera tendencia creciente en profundidad. En cuanto a  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$ , se ha observado un incremento en la concentración de ésta fracción en el perfil vertical tanto en la estación 2 como en la estación 3. Por el contrario, en la estación 1 se ha detectado la tendencia contraria en profundidad (0-5 cm:  $313 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.; 10-15 cm:  $207 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.).

Por el contrario, en las tres estaciones de la laguna Nueva se ha observado un patrón común en la distribución de inorg-P en el perfil vertical y tanto la concentración de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  como la de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  se redujeron considerablemente entre el estrato superficial (0-5 cm) y el profundo (10-15 cm).

Por último, el sedimento de ambas lagunas se caracterizó por una extraordinaria variabilidad temporal en la concentración de las fracciones de inorg-P. Considerando el sedimento superficial (0-5 cm), las máximas variaciones fueron detectadas en la concentración de la fracción de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  en la laguna Nueva ( $C_{\text{VAR}}$  comprendido entre 50%, estación 3, y 65%, estación 1). Por el contrario, la menor variabilidad temporal fue registrada en la fracción de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  en el sedimento superficial de la laguna Honda ( $C_{\text{VAR}}$  osciló entre 11%, estación 1, y 21%, estación 2).

### Fosfato Orgánico

La concentración de org-P->ácido fue significativamente superior en el sedimento de la laguna Nueva ( $92 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) que en el de la laguna Honda ( $75 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.), mientras que no se han medido diferencias estadísticamente significativas en la concentración de org-P->álcali entre el sedimento de ambas lagunas ( $113$  y  $122 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w. en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente).

Si bien en términos generales, en ambas lagunas, el pool de org-P más relevante estuvo compuesto por org-P->álcali (55% y 54% del org-P, en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente), un análisis más detallado de los resultados obtenidos en cada una de las estaciones de muestreo nos reveló una notable heterogeneidad espacial. Así, en la laguna Honda, el org-P->álcali representó el 72% del org-P en la estación 1, mientras que en las estaciones 2 y 3 solamente representó el 47% del org-P. En cuanto a la laguna Nueva, el org-P->álcali alcanzó valores comprendidos entre el 48% del org-P (estación 3) y el 63% del org-P (estación 2).

El org-P->ácido representó el segundo pool más importante de org-P, con valores promedio de 40 y 41% del org-P en la laguna honda y en la laguna Nueva, respectivamente. Por último, el org-P->residual presentó porcentajes muy inferiores al resto de las fracciones de org-P (5% de org-P en ambas lagunas).

Analizando la variación en la componente horizontal (0-15 cm) de las distintas formas de org-P en la laguna Honda, observamos que, en la estación 1, la concentración de org-P->ácido ( $54 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) fue significativamente inferior a la cuantificada en la estación 2 ( $87 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) y 3 ( $84 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.). Por el contrario, el org-P->álcali alcanzó concentraciones muy superiores en el sedimento de la estación 1 ( $171 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) que en el sedimento de la estación 2 ( $83 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) y 3 ( $85 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.).

En el estrato más superficial del sedimento de la laguna Honda (0-5 cm), es posible reconocer que la máxima variabilidad espacial se detectó en la fracción de org-P->álcali ( $C_{\text{VAR}}$ , 62%), en donde en la estación 1 se midieron valores muy superiores (valor promedio:  $174 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) a los registrados en la estación 2 (valor promedio:  $75 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) y 3 (valor promedio:  $74 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.). Por el contrario, no se han observado valores estadísticamente

diferentes en la concentración de org-P->ácido en las tres estaciones seleccionadas ( $C_{VAR}$ , 26%).

La variación en la componente horizontal de las fracciones de org-P en el sedimento (0-15 cm) de la laguna Nueva, muestra que la concentración de org-P->ácido fue significativamente inferior en la estación 2 ( $58 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) que en la estación 1 ( $119 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) y 3 ( $98 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.) y no se han detectado diferencias significativas en la concentración de org-P->álcali entre las tres estaciones de muestreo estudiadas.

El estrato más superficial de la laguna Nueva se caracterizó por su homogeneidad espacial, no siendo posible reconocer diferencias significativas en la concentración de org-P->ácido ni de org-P->álcali entre las diferentes estaciones.

El estudio de la distribución de las formas de org-P en el perfil vertical del sedimento nos mostró la ausencia de diferencias estadísticamente significativas en la fracción de org-P->ácido entre el estrato superficial y el profundo de las tres estaciones seleccionadas en la laguna Honda. Sin embargo, en la laguna Nueva fue posible reconocer un incremento gradual en esta fracción de org-P a medida que descendemos en el perfil vertical (estación 1: de  $53$  a  $173 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.; estación 3: de  $73$  a  $118 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.), excepto en la estación 2 (Figura 5.11.b).

La fracción de org-P->álcali mostró tendencias opuestas en ambas lagunas. Así, mientras en la laguna Nueva se detectó un descenso significativo en la concentración de ésta forma de org-P a medida que descendemos en el perfil vertical; en el sedimento de la laguna Honda, la concentración de org-P->álcali no varió significativamente entre el estrato superficial y el profundo en las estaciones 1 y 3, y tan sólo en la estación 2 se detectó un ligero incremento (de  $75$  a  $105 \mu\text{g g}^{-1}$  d.w.).

Por último, un análisis de la variación temporal de las formas de org-P en el sedimento superficial de ambas lagunas pone de manifiesto una extraordinaria variabilidad de la fracción org-P->ácido, con valores del  $C_{VAR}$  comprendidos entre 35% (estación 3 de la laguna Honda) y 81% (estación 2 de la laguna Nueva), mientras que la forma de org-P->álcali presenta una concentración más uniforme en el tiempo, así el valor del  $C_{VAR}$  osciló entre el 33% (estación 2 de la laguna Nueva) y el 56% (estación 2 de la laguna Honda).

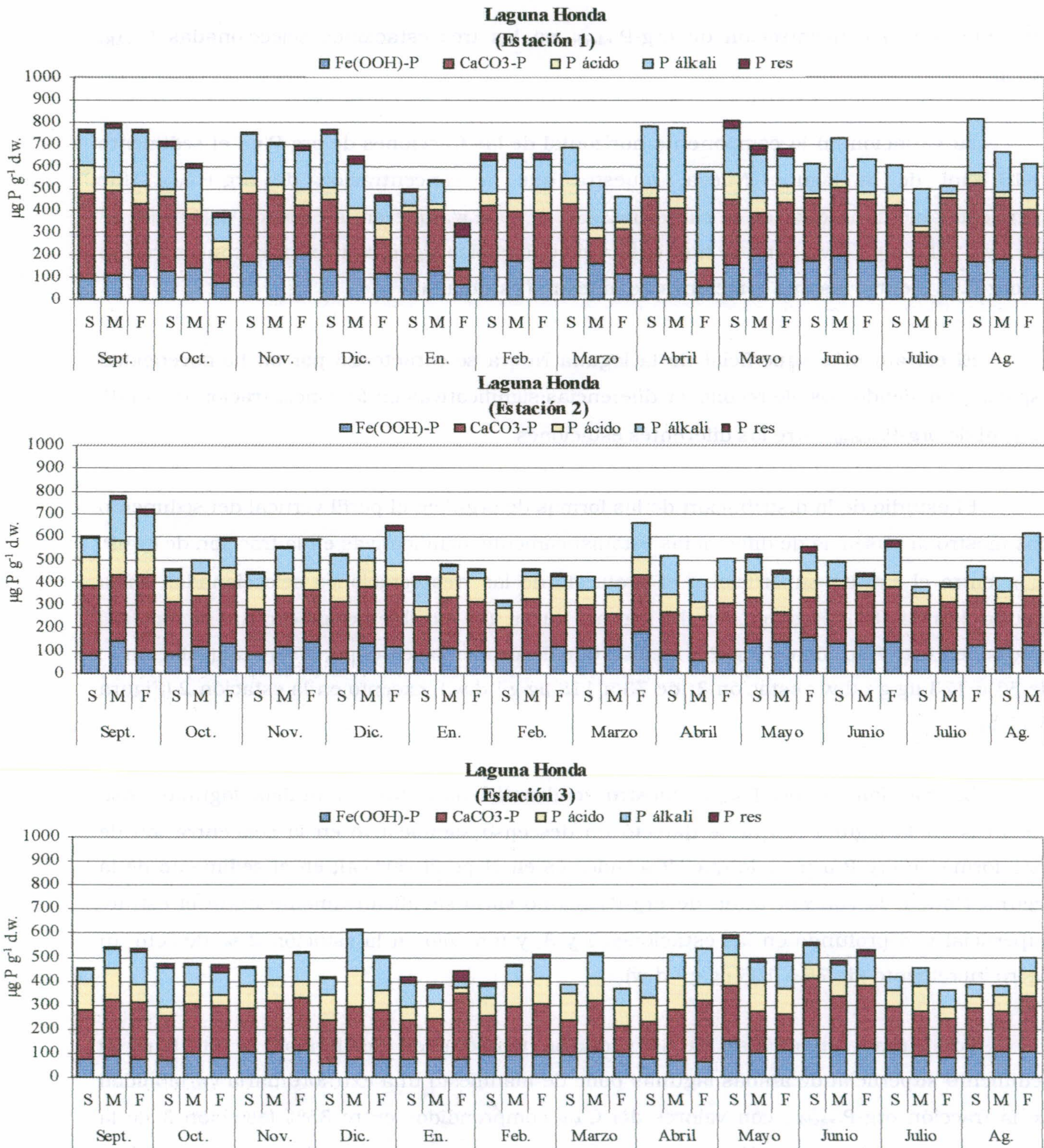
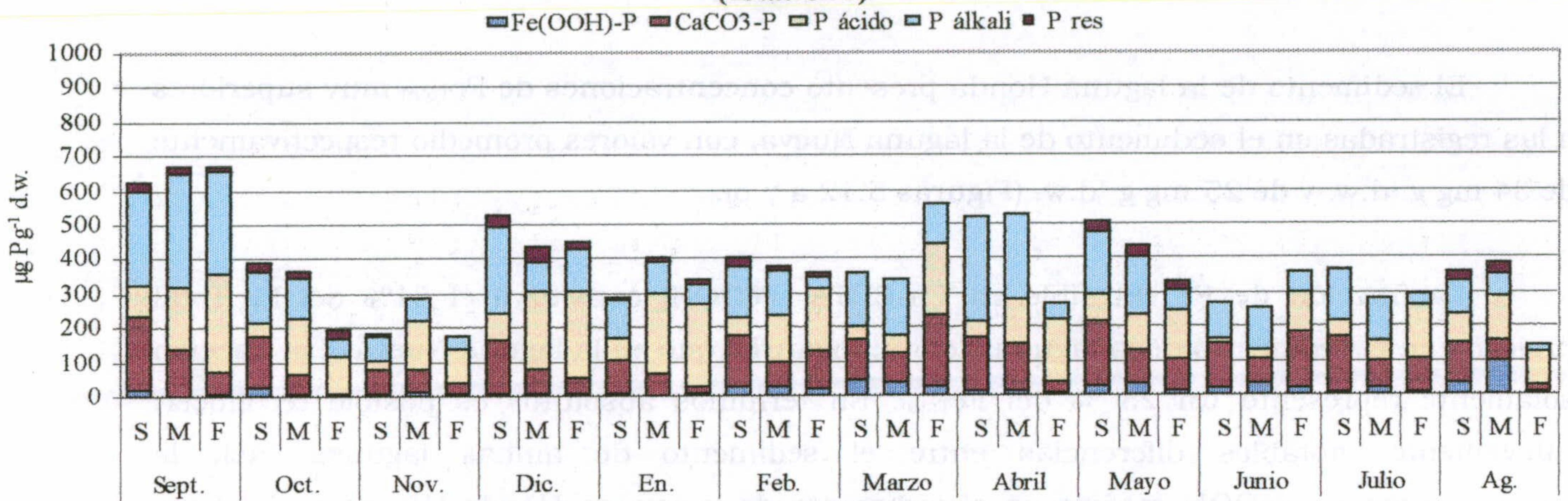


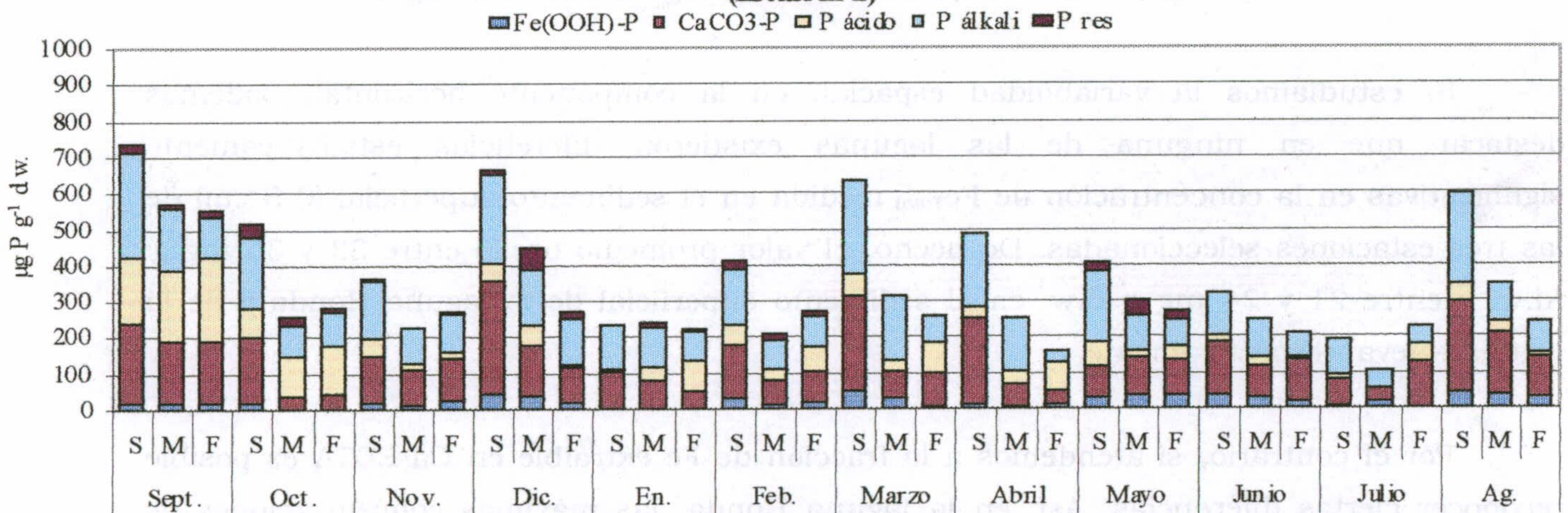
Figura 5.11.a.- Resultados del fraccionamiento de fósforo en el sedimento en la laguna Honda.



**Laguna Nueva  
(Estación 1)**



**Laguna Nueva  
(Estación 2)**



**Laguna Nueva  
(Estación 3)**

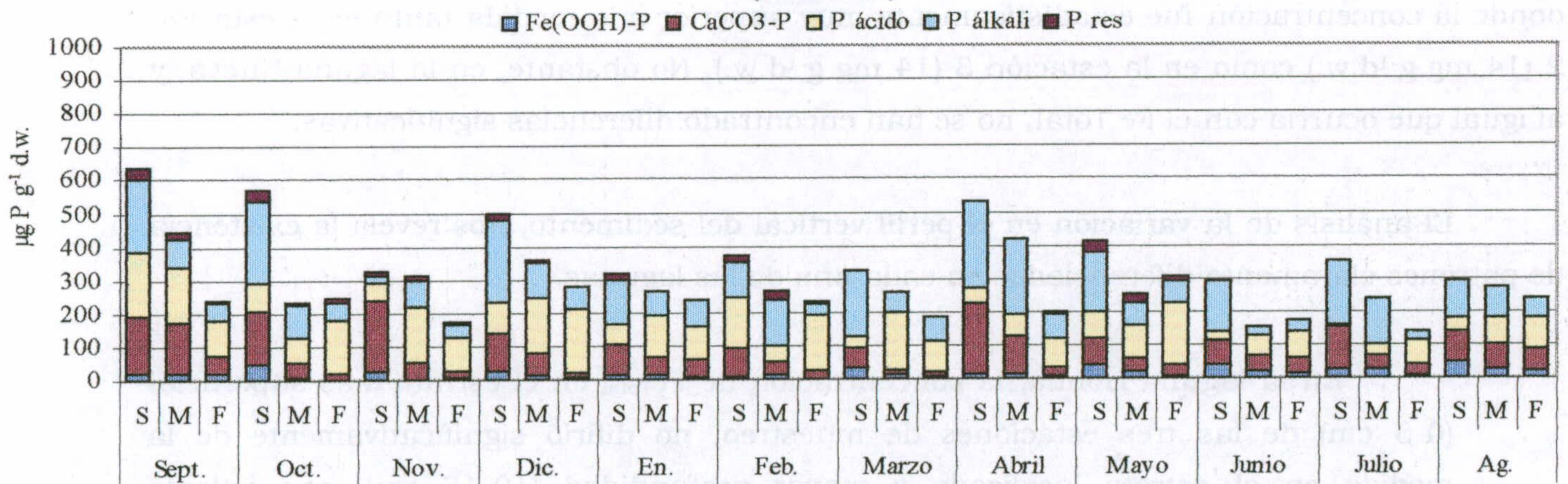


Figura 5.11.b.- Resultados del fraccionamiento de P en el sedimento de la laguna Nueva.

### 5.3.1.3.- Oxihidróxidos de Hierro y Hierro Total

El sedimento de la laguna Honda presentó concentraciones de  $Fe_{Total}$  muy superiores a las registradas en el sedimento de la laguna Nueva, con valores promedio respectivamente de  $34 \text{ mg g}^{-1}\text{d.w.}$  y de  $25 \text{ mg g}^{-1}\text{d.w.}$  (Figuras 5.12 a y b).

La fracción de Fe extraíble en Ca-EDTA ( $FeOOH$ ) constituyó el 51% del Fe Total presente en el sedimento de la laguna Honda; mientras que en la laguna Nueva, esa fracción solamente representó un 25 % del  $Fe_{Total}$ . En términos absolutos es posible reconocer, nuevamente, notables diferencias entre el sedimento de ambas lagunas. Así, la concentración de  $FeOOH$  medida en el sedimento de la laguna Honda ( $17 \text{ mg g}^{-1}\text{d.w.}$ ) fue estadísticamente muy superior a la del sedimento de la laguna Nueva ( $6 \text{ mg g}^{-1}\text{d.w.}$ ).

Si estudiamos la variabilidad espacial, en la componente horizontal, podemos destacar que en ninguna de las lagunas existieron diferencias estadísticamente significativas en la concentración de  $Fe_{Total}$  medida en el sedimento superficial (0-5 cm) de las tres estaciones seleccionadas. De hecho, el valor promedio osciló entre 33 y  $35 \text{ mg g}^{-1}\text{d.w.}$  y entre 21 y  $24 \text{ mg g}^{-1}\text{d.w.}$  en el sedimento superficial de la laguna Honda y de la laguna Nueva, respectivamente.

Por el contrario, si atendemos a la fracción de Fe extraíble en Ca-EDTA es posible reconocer ciertas diferencias. Así, en la laguna Honda, las máximas concentraciones de  $FeOOH$  fueron registradas en el estrato más superficial de la estación 1 ( $19 \text{ mg g}^{-1}\text{d.w.}$ ), en donde la concentración fue estadísticamente muy superior a la medida tanto en la estación 2 ( $14 \text{ mg g}^{-1}\text{d.w.}$ ) como en la estación 3 ( $14 \text{ mg g}^{-1}\text{d.w.}$ ). No obstante, en la laguna Nueva, y al igual que ocurría con el Fe Total, no se han encontrado diferencias significativas.

El análisis de la variación en el perfil vertical del sedimento, nos revela la existencia de patrones claramente diferenciados en cada una de las lagunas.

\* En la laguna Honda, la concentración de  $Fe_{Total}$  en el estrato más superficial (0-5 cm) de las tres estaciones de muestreo, no difirió significativamente de la medida en el estrato localizado a mayor profundidad (10-15 cm), con valores promedio del  $C_{VAR}$  que oscilaron entre el 11 % (estación 2) y el 14 % (estación 1 y 3). Sin embargo, la concentración de  $FeOOH$  presentó notables diferencias en la componente vertical. En la estación 1 se pudo apreciar un patrón claramente

descendente, de hecho el valor promedio se redujo desde 19 a 7 mg g<sup>-1</sup> d.w, mientras que en las demás estaciones de muestreo, fue posible reconocer una tendencia opuesta, al incrementarse la concentración de FeOOH desde 14 a 17 mg g<sup>-1</sup>d.w. (estación 2) y desde 13 a 16 mg g<sup>-1</sup> d.w. (estación 3).

\* En la laguna Nueva, la concentración de Fe<sub>Total</sub> se incrementó significativamente en profundidad en las estaciones de muestreo localizadas a mayor profundidad (estación 1 y 3). No obstante, en la estación más somera (estación 2) no se apreciaron diferencias estadísticamente significativas entre la concentración de Fe<sub>Total</sub> medida en el estrato mas superficial (21 mg g<sup>-1</sup> d.w.) y la medida en el mas profundo (22 mg g<sup>-1</sup> d.w.).

La concentración de FeOOH, por el contrario, se redujo significativamente en el perfil vertical de la estación 1 (de 4 a 3 mg g<sup>-1</sup> d.w.) y de la estación 2 (de 6 a 3 mg g<sup>-1</sup> d.w.); mientras que en la estación 3, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas.

Las mayores variaciones estacionales fueron registradas en el sedimento de la laguna Nueva (Figura 5.12.b), donde el valor del C<sub>VAR</sub> de la concentración de Fe<sub>Total</sub> en el estrato más superficial del sedimento osciló entre 29 % (estación 1) y 53 % (estación 2); mientras que valores muy inferiores fueron medidos en el sedimento superficial de la laguna Honda (14 %, estación 1; 31 %, estación 3). De igual modo, la concentración de FeOOH presente en el sedimento superficial de la laguna Honda mostró una variación temporal (C<sub>VAR</sub>: 16 %, estación 3 - 18 %, estación 2) notablemente inferior a la registrada en el sedimento superficial de la laguna Nueva (C<sub>VAR</sub>: 28 %, estación 1 - 49 %, estación 3).

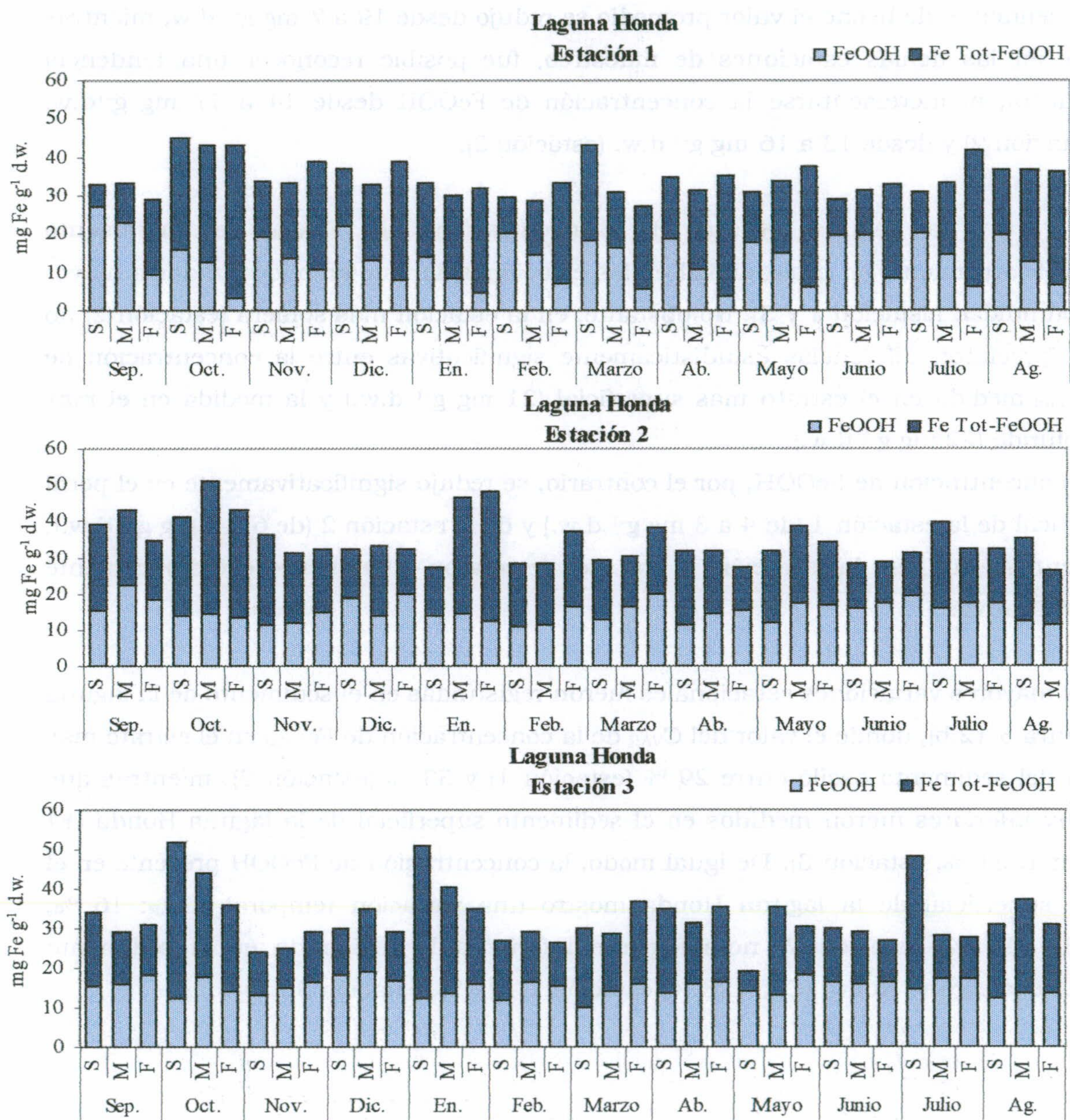


Figura 5.12.a.- Concentración de FeOOH y de Fe<sub>Total</sub> en el sedimento de la laguna Honda.

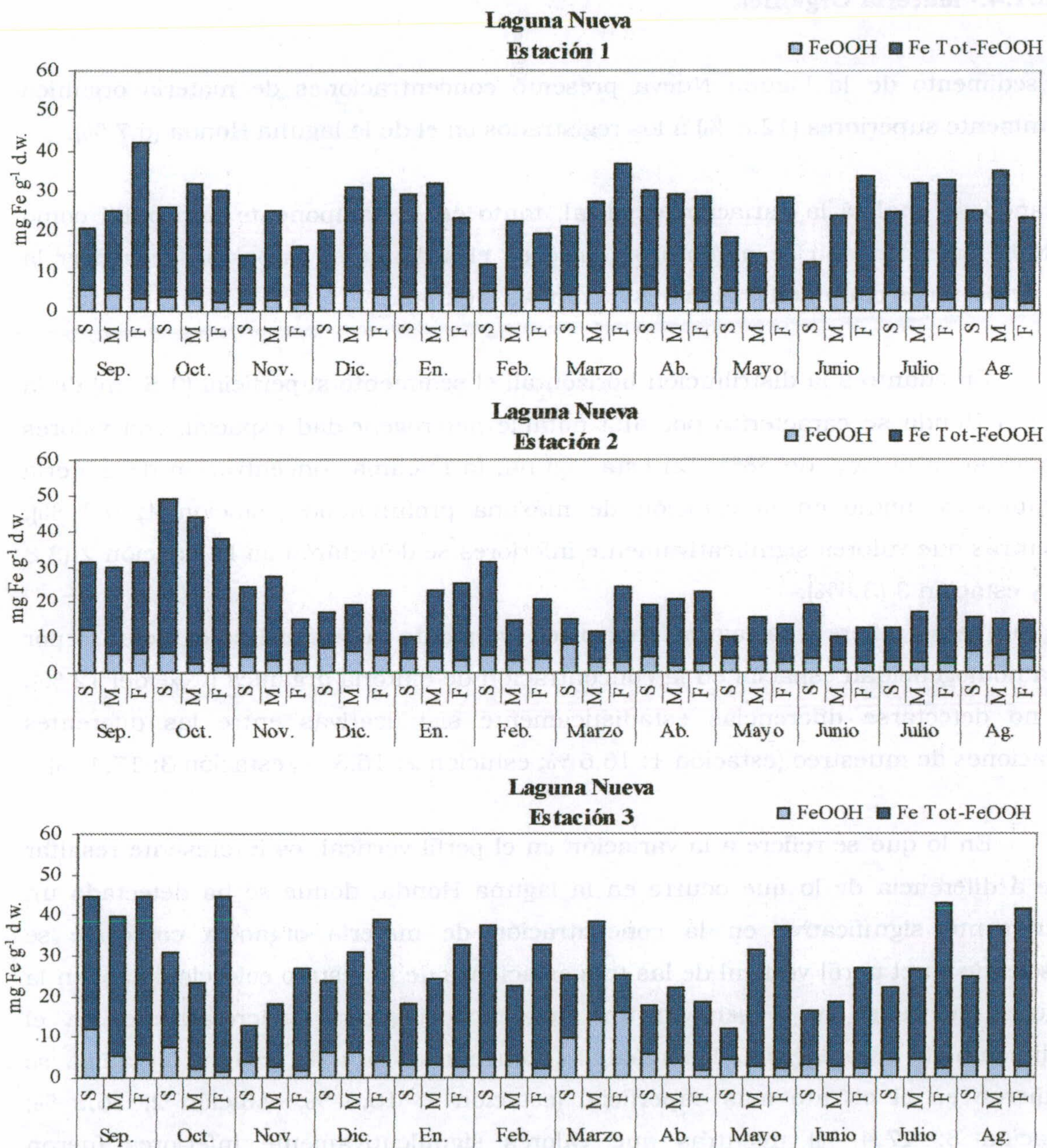


Figura 5.12.b.- Concentración de FeOOH y de Fe<sub>Tot</sub> en el sedimento de la laguna Nueva.

#### 5.3.1.4.- Materia Orgánica

El sedimento de la laguna Nueva presentó concentraciones de materia orgánica significativamente superiores (12.8 %) a los registrados en el de la laguna Honda (6.7 %).

Cuando se analiza la variación espacial, tanto en la componente horizontal como vertical, de la concentración de materia orgánica en el sedimento, es posible reconocer la existencia de patrones claramente dispares en ambas lagunas.

\* En cuanto a la distribución horizontal, el sedimento superficial (0-5 cm) de la laguna Honda se caracterizó por una notable heterogeneidad espacial, con valores promedio en el  $C_{VAR}$  de 58%. En esta laguna, la máxima concentración de materia orgánica se midió en la estación de máxima profundidad (estación 1; 9.3 %), mientras que valores significativamente inferiores se detectaron en la estación 2 (3.8 %) y estación 3 (3.8%).

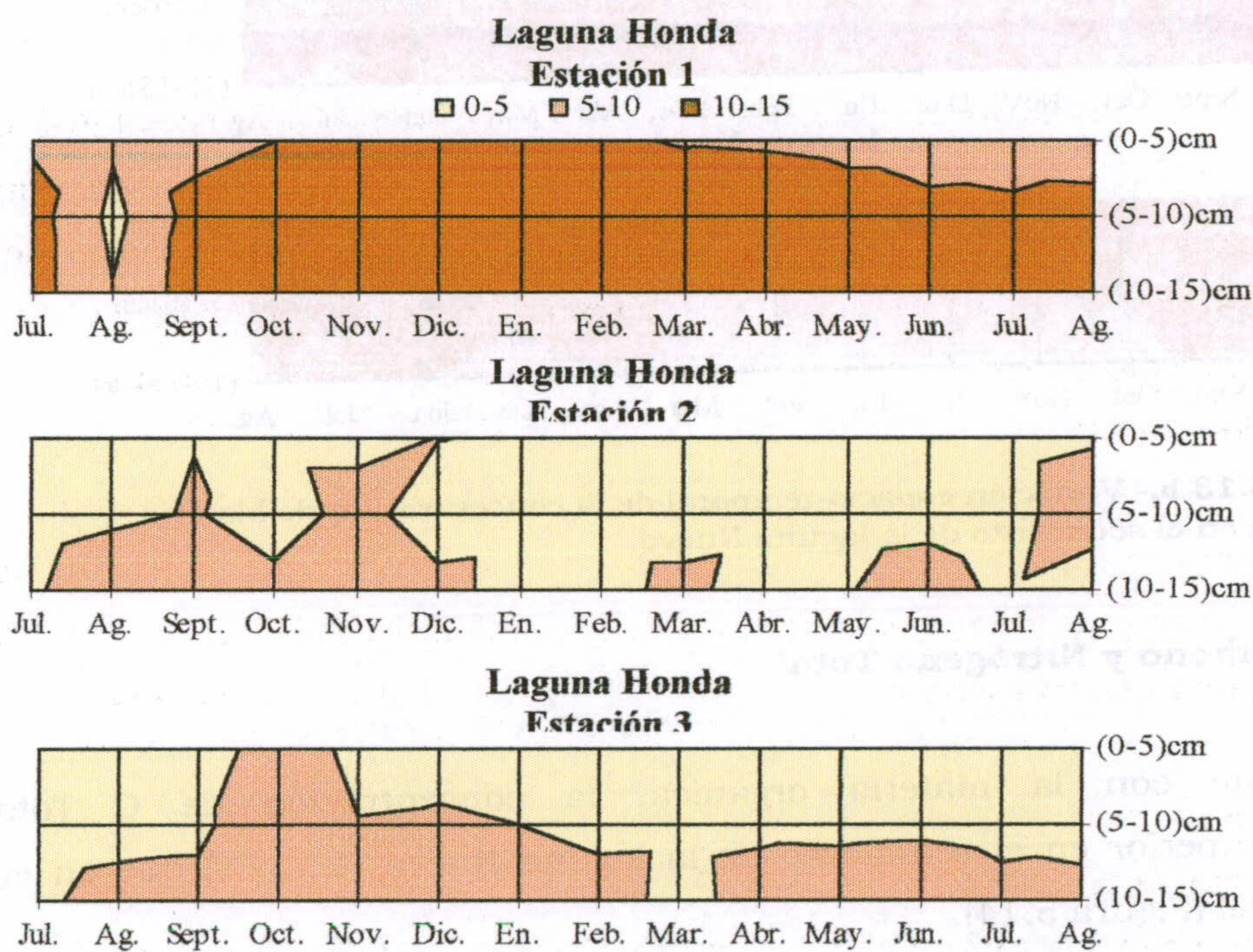
En lo que se refiere a la laguna Nueva, el sedimento superficial se caracterizó por una homogeneidad espacial en la concentración de materia orgánica ( $C_{VAR}$  del 12 %), al no detectarse diferencias estadísticamente significativas entre las diferentes estaciones de muestreo (estación 1: 16.6 %; estación 2: 16.3 %; estación 3: 17.4 %).

\* En lo que se refiere a la variación en el perfil vertical, es interesante resaltar que a diferencia de lo que ocurre en la laguna Honda, donde se ha detectado un incremento significativo en la concentración de materia orgánica conforme se desciende en el perfil vertical de las tres estaciones de muestreo seleccionadas, en la laguna Nueva se ha observado una tendencia inversa. Concretamente, en el sedimento de esta laguna, las máximas concentraciones de materia orgánica se midieron en el estrato más superficial (estación 1: 16.6 %; estación 2: 16.3 %; estación 3: 17.4 %) mientras que valores significativamente inferiores fueron cuantificados en el estrato de mayor profundidad (estación 1: 7.2 %; estación 2: 12.3 %; estación 3: 8.5 %).

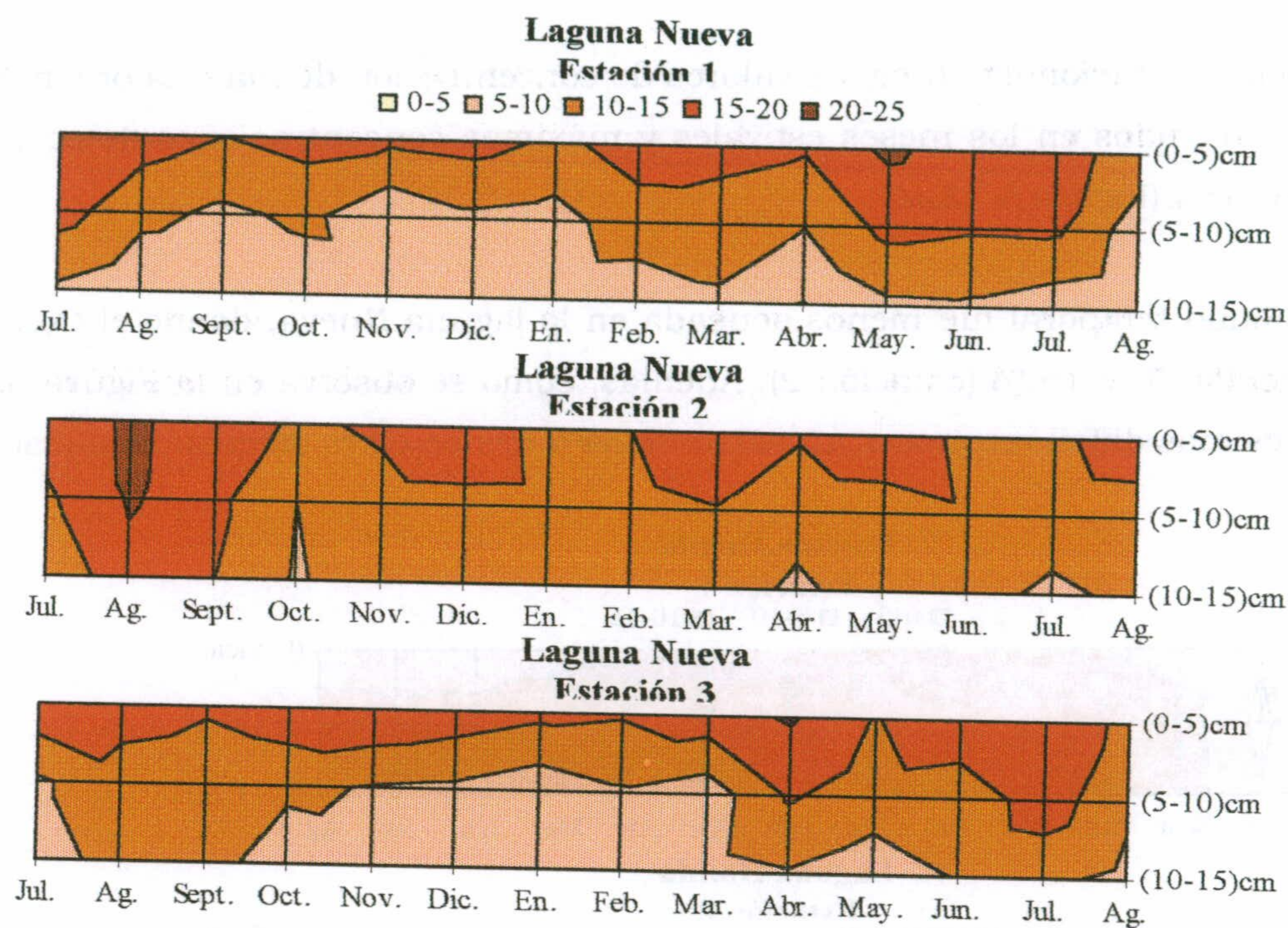
Un análisis de la variabilidad temporal en la concentración de materia orgánica permite identificar algunas singularidades entre las lagunas estudiadas. Así, las máximas variaciones estacionales fueron registradas en el sedimento superficial de la laguna Honda, donde el  $C_{VAR}$  osciló entre 17 % (estación 1) y 28 % (estación 3). Especialmente interesante resulta el hecho de que en el sedimento superficial de la estación 1 de esta laguna se pueda

distinguir una clara estacionalidad en los valores de concentración de materia orgánica, con mínimos valores medidos en los meses estivales y máximas concentraciones detectadas en los meses de invierno (Figura 5.13.a).

La variabilidad temporal fue menos acusada en la laguna Nueva, donde el  $C_{VAR}$  osciló entre 12 % (estación 3) y 15 % (estación 2). Además, como se observa en la Figura 5.13.b., en esta laguna es mas difícil reconocer un patrón mas o menos claro de estacionalidad.



**Figura 5.13.a-** Variación espacio-temporal de la concentración de Materia Orgánica en el sedimento de la laguna Honda.



**Figura 5.13.b.-** Variación espacio-temporal de la concentración de Materia Orgánica en el sedimento de la laguna Nueva.

### 5.3.1.5.- Carbono y Nitrógeno Total

Al igual que con la materia orgánica, la concentración de C Total fue significativamente superior en el sedimento de la laguna Nueva (11.3 %) que en el de la laguna Honda (6.1 %) (Figura 5.14).

De nuevo, ha sido posible reconocer una notable heterogeneidad espacial en el sedimento superficial de la laguna Honda ( $C_{VAR}$ , 52 %), en donde las máximas concentraciones de C Total fueron medidas en la estación de máxima profundidad (estación 1; 8.3 %), mientras que valores significativamente inferiores fueron registrados en las estaciones 2 (3.3 %) y 3 (4.2 %). Sin embargo, en el sedimento superficial de la laguna Nueva se apreció una homogeneidad horizontal en la concentración de C Total ( $C_{VAR}$ , 7.1 %), cuyo valor osciló entre 13.8 % (estación 1) y 14.5 % (estación 3).

Si atendemos a la variación en el perfil vertical de la concentración de C Total, es interesante resaltar que mientras en el sedimento de la laguna Nueva se detectó una acusada reducción, existiendo diferencias significativas entre el estrato más superficial y el más profundo, en las tres estaciones de muestreo seleccionadas; en el caso de la laguna



Honda se apreció un patrón inverso, al incrementarse significativamente la concentración de C Total entre superficie y fondo en las estaciones más someras (estación 2 y 3), observándose un patrón algo más complejo en la estación 1.

El sedimento superficial de la laguna Nueva presentó menor variabilidad temporal en la concentración de C Total que el de la laguna Honda, en donde fue especialmente patente en las estaciones más someras (2 y 3).

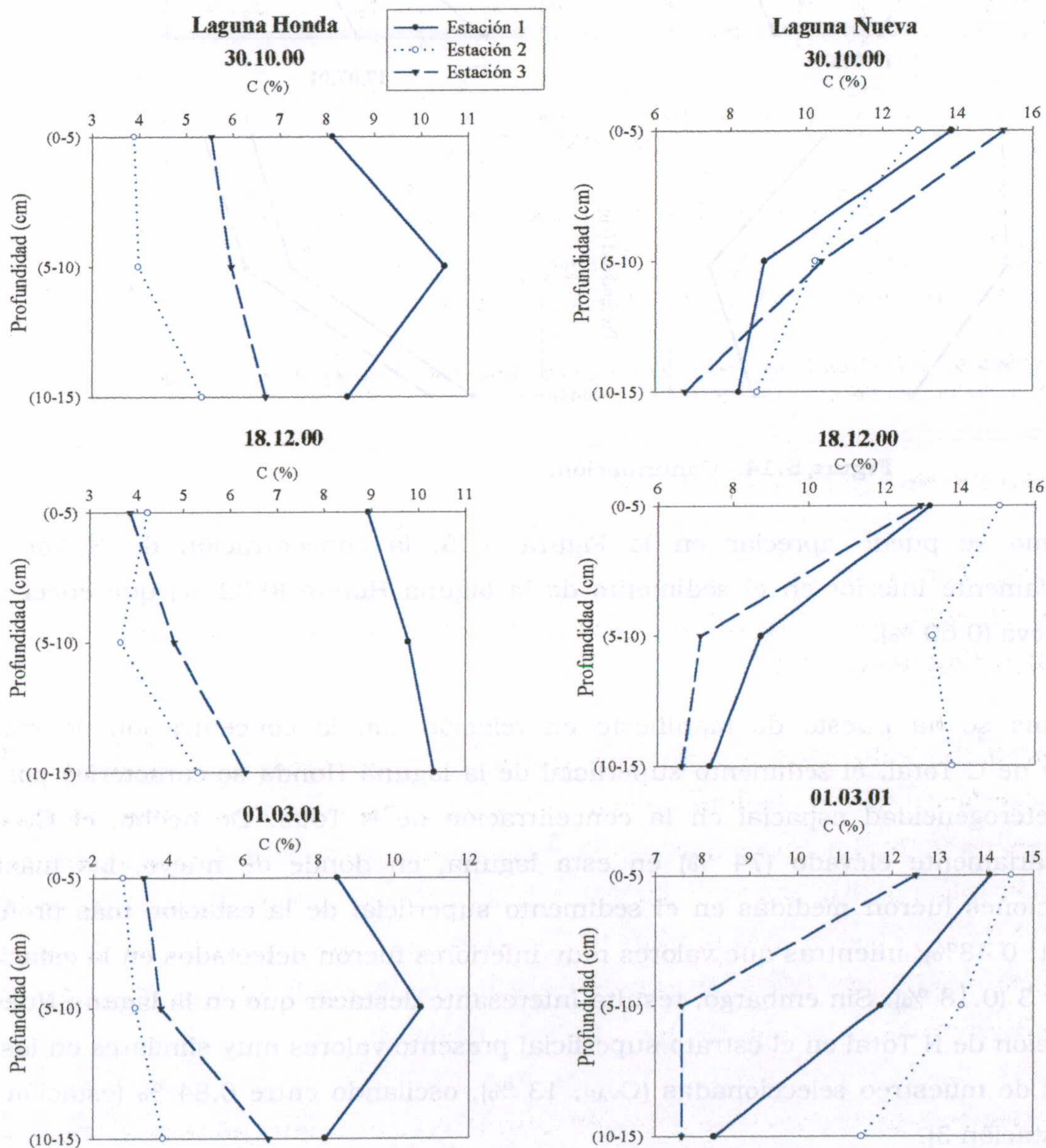
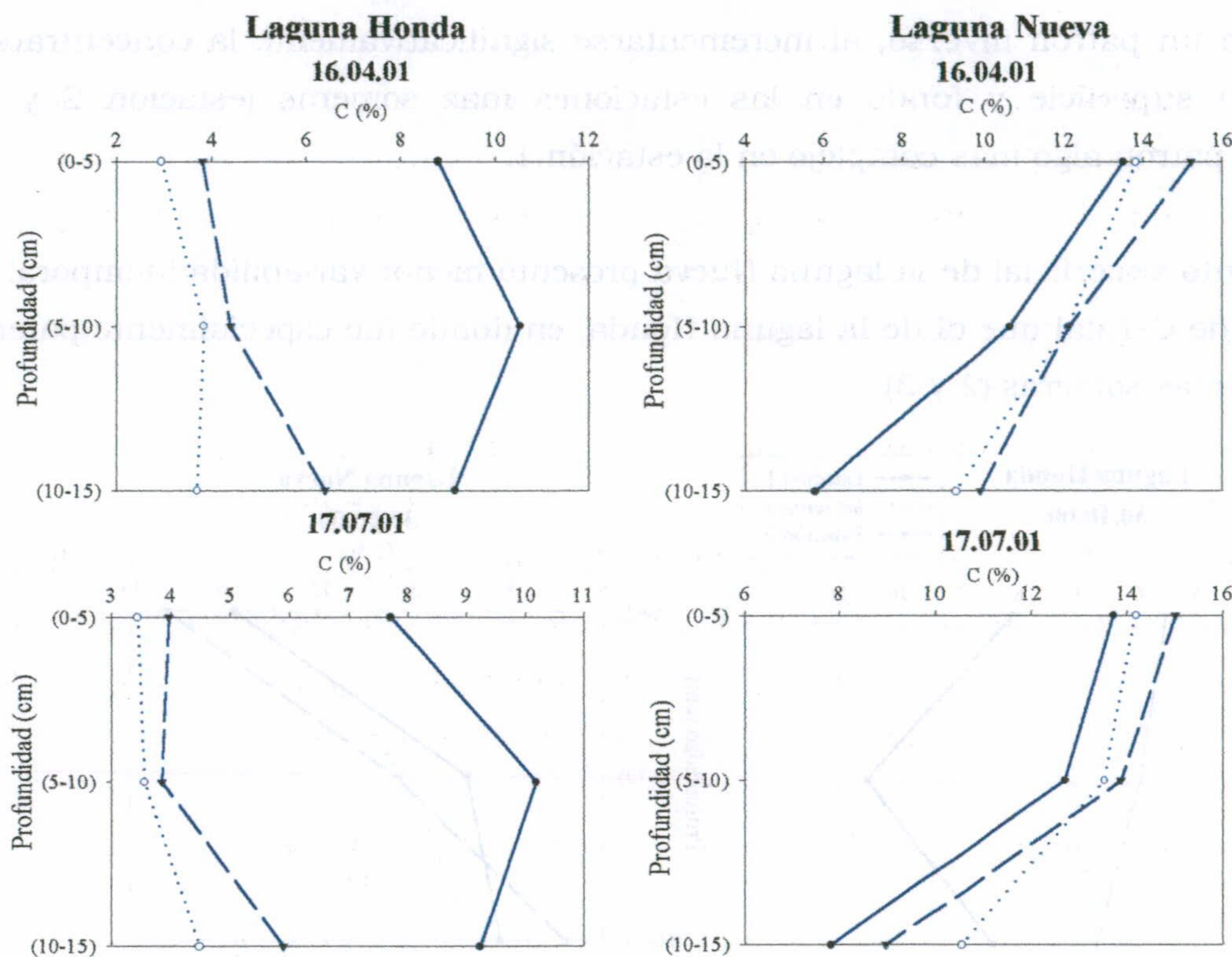


Figura 5.14.- Concentración de C (%) en el sedimento.



**Figura 5.14.-** Continuación.

Como se puede apreciar en la Figura 5.15, la concentración de N Total fue significativamente inferior en el sedimento de la laguna Honda (0.32 %) que en el de la laguna Nueva (0.60 %).

Como se ha puesto de manifiesto en relación con la concentración de materia orgánica y de C Total, el sedimento superficial de la laguna Honda se caracterizó por una notable heterogeneidad espacial en la concentración de N Total. De hecho, el  $C_{VAR}$  fue extraordinariamente elevado (74 %) en esta laguna, en donde de nuevo, las máximas concentraciones fueron medidas en el sedimento superficial de la estación más profunda (estación 1; 0.48%); mientras que valores muy inferiores fueron detectados en la estación 2 (0.13 %) y 3 (0.18 %). Sin embargo, resulta interesante destacar que en la laguna Nueva la concentración de N Total en el estrato superficial presentó valores muy similares en las tres estaciones de muestreo seleccionadas ( $C_{VAR}$ , 13 %), oscilando entre 0.84 % (estación 2) y 0.93 % (estación 3).

De la observación de la variación en el perfil vertical de la concentración de N Total, se desprende la existencia de patrones claramente diferenciados en ambas lagunas. Así, la

acusada y significativa reducción detectada a medida que se desciende en el perfil vertical del sedimento de la laguna Nueva se contrapone al incremento reconocido en las estaciones 2 y 3 de la laguna Honda. No obstante, hay que considerar que en la estación 1 de esta laguna no se detectaron diferencias estadísticamente significativas a lo largo del perfil vertical, si bien se pudo apreciar que las máximas concentraciones de N Total, se registraron en el estrato intermedio (5-10 cm).

Del análisis de la variación temporal de la concentración de N Total, resulta especialmente relevante el hecho de que en la laguna Honda las máximas variaciones ( $C_{VAR}$ ) fueron detectadas en el sedimento superficial de la estación 2 (15 %) y 3 (38 %), localizadas a menor profundidad; mientras que en la estación 1, de máxima profundidad, la variabilidad temporal fue menos patente ( $C_{VAR}$ , 10 %). Sin embargo, el sedimento superficial de la laguna Nueva presentó valores notablemente inferiores del  $C_{VAR}$  (9-14 %).

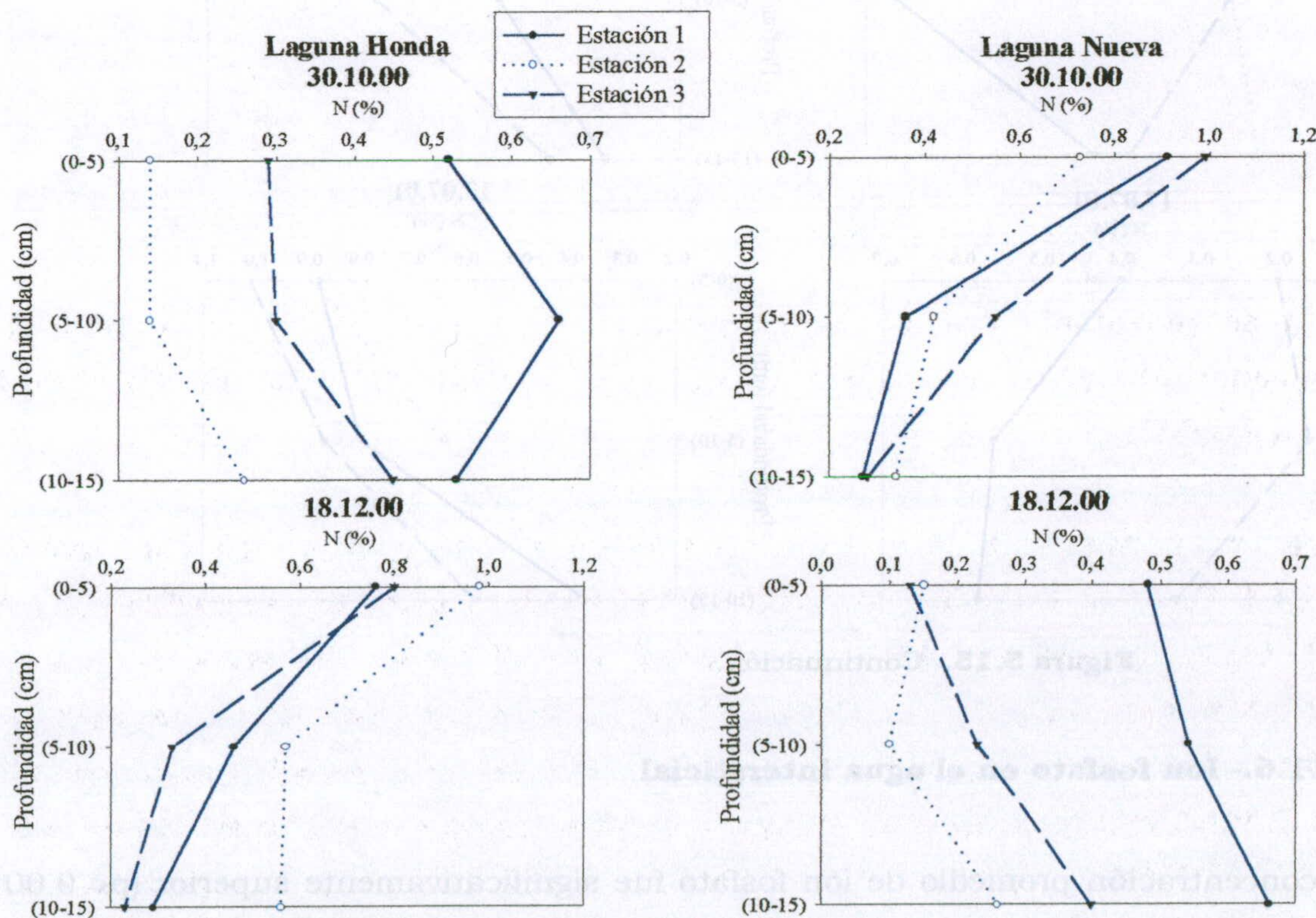


Figura 5.15.- Concentración de N (%) en el sedimento.

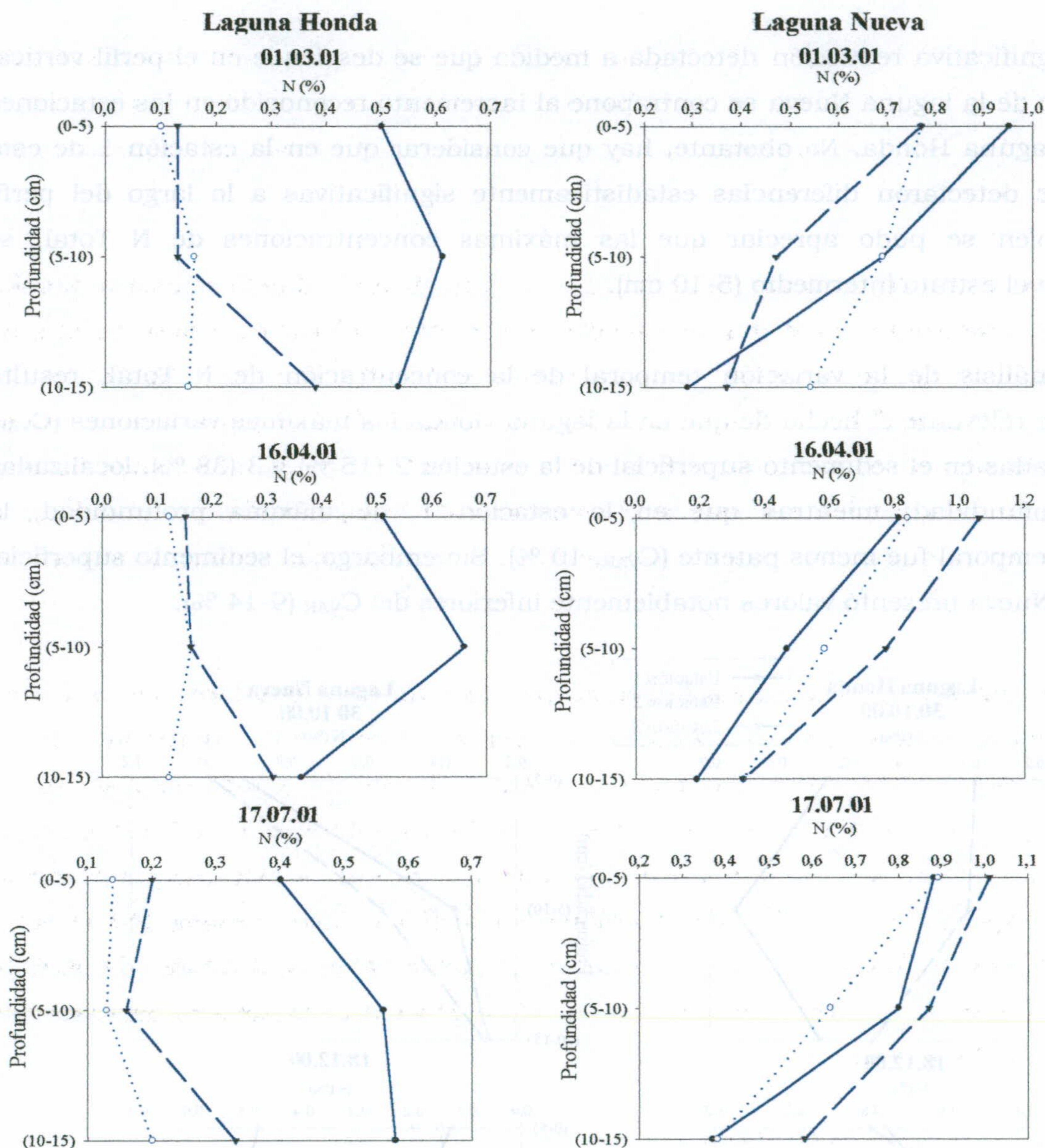


Figura 5.15.- Continuación.

**5.3.1.6.- Ión fosfato en el agua intersticial**

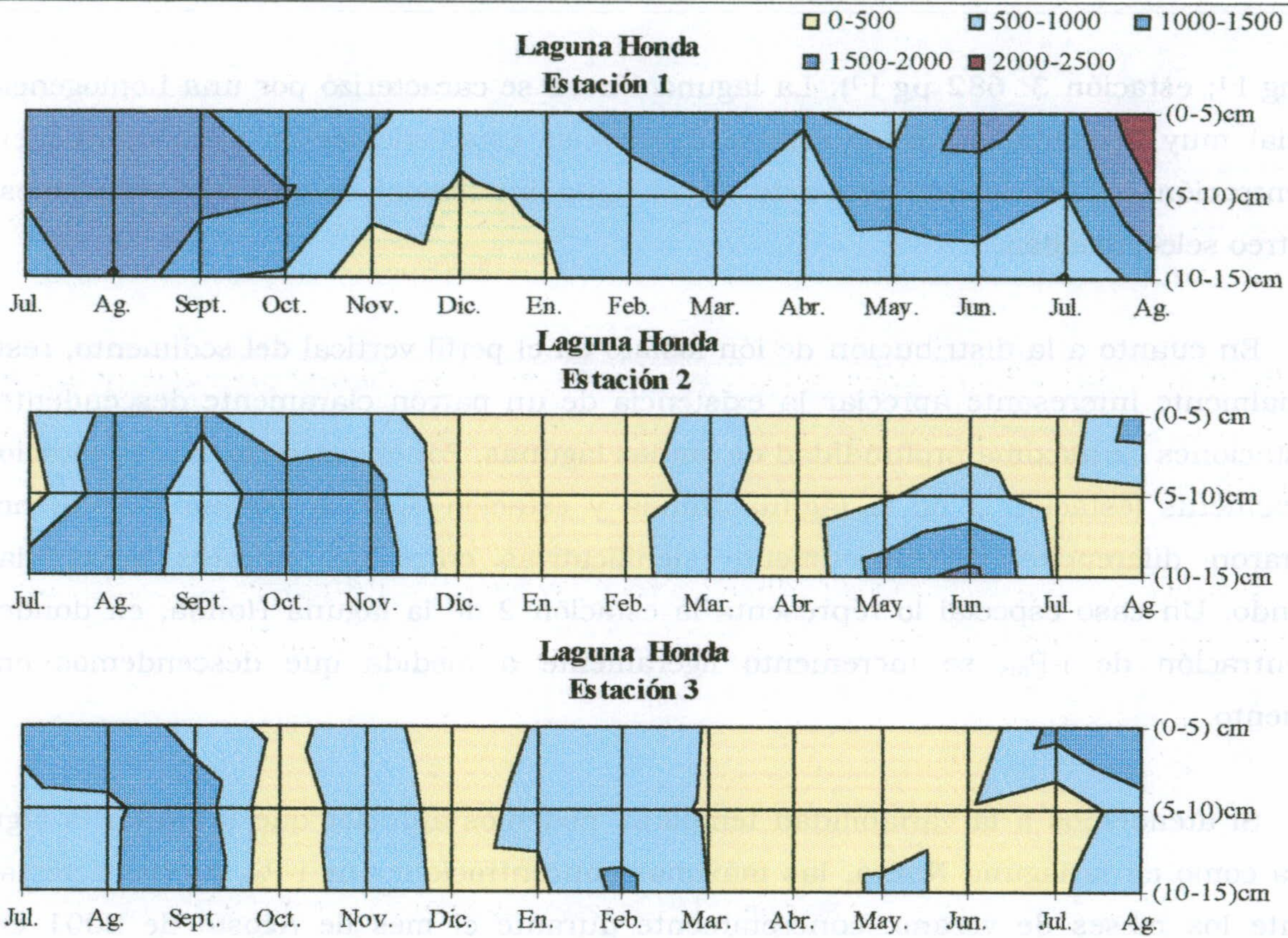
La concentración promedio de ión fosfato fue significativamente superior ( $p < 0.001$ ) en el agua intersticial de la laguna Honda ( $798 \mu\text{g l}^{-1}$ ) que en el de la laguna Nueva ( $248 \mu\text{g l}^{-1}$ ) (Figura 5.16.a y b).

En la laguna Honda se pudo apreciar una notable heterogeneidad espacial, al detectarse valores muy superiores en el sedimento superficial de la estación de máxima profundidad ( $1312 \mu\text{g l}^{-1}$ ) que en las medidas en las estaciones más someras (estación 2:

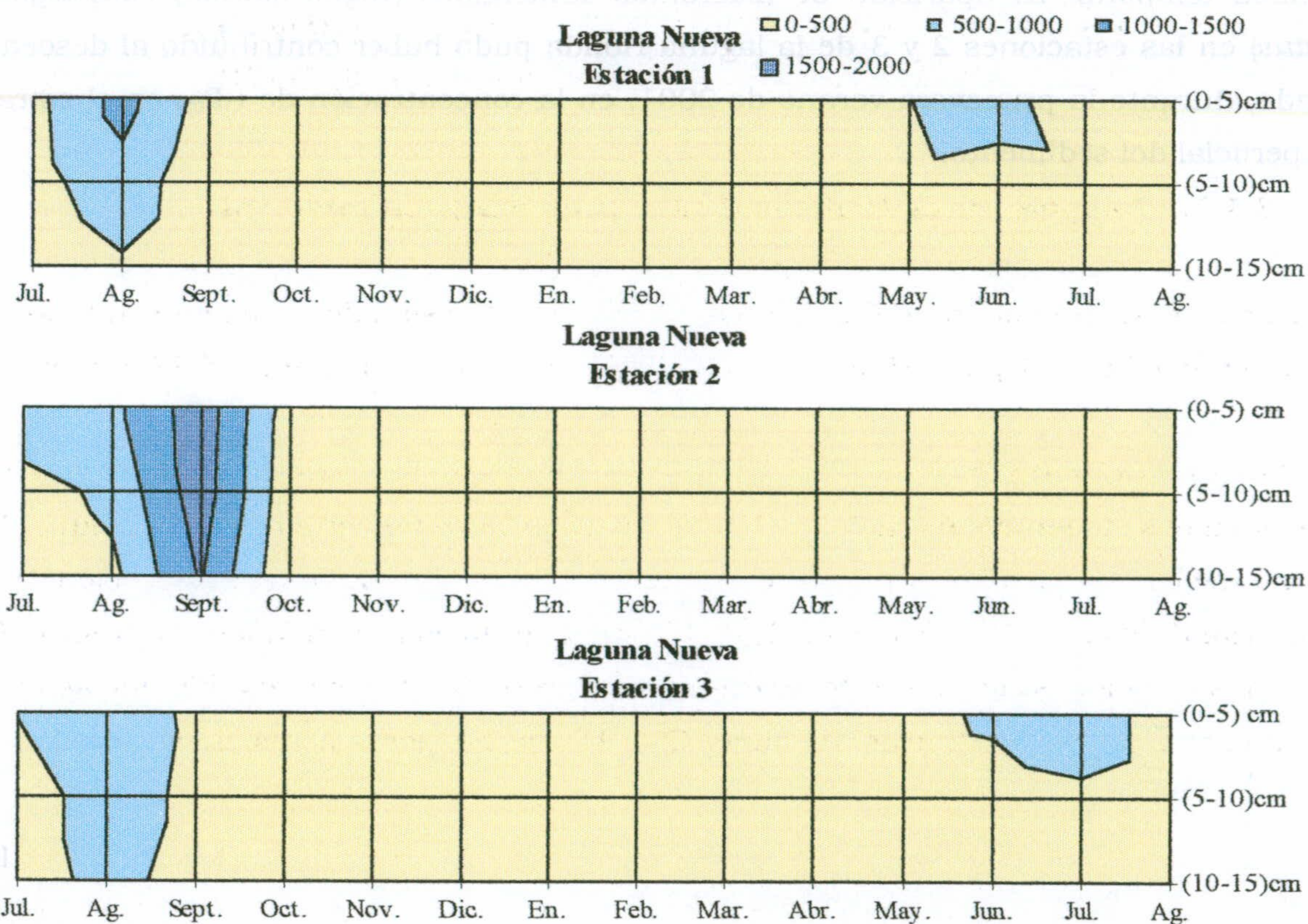
516  $\mu\text{g l}^{-1}$ ; estación 3: 682  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). La laguna Nueva se caracterizó por una homogeneidad espacial muy acusada, al no apreciarse diferencias estadísticamente significativas en la concentración de ión fosfato presente en el agua intersticial de las tres estaciones de muestreo seleccionadas.

En cuanto a la distribución de ión fosfato en el perfil vertical del sedimento, resulta especialmente interesante apreciar la existencia de un patrón claramente descendente en las estaciones de máxima profundidad de ambas lagunas. Por el contrario, en las estaciones más someras (estación 3 de la laguna Honda y estación 2 de la laguna Nueva), no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre los estratos superficial y profundo. Un caso especial lo representa la estación 2 de la laguna Honda, en donde, la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  se incrementó ligeramente a medida que descendemos en el sedimento.

Si atendemos a la variabilidad temporal, podemos apreciar que tanto en la laguna Honda como en la laguna Nueva, las máximas concentraciones de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  fueron detectadas durante los meses de verano, concretamente durante el mes de Agosto de 2001 en el sedimento superficial de las tres estaciones. Además es interesante señalar que las estaciones más someras de ambas lagunas fueron las que mostraron una mayor variabilidad temporal. La aparición de macrófitos sumergidos (*Najas marina*, *Potamogeton pectinatus*) en las estaciones 2 y 3 de la laguna Honda pudo haber contribuido al descenso observado, durante la primavera-verano de 2001, en la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  en el estrato más superficial del sedimento.



**Figura 5.16.a.-** Variación espacio-temporal de la concentración de ión fosfato ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) en el agua intersticial de la laguna Honda.



**Figura 5.16.b.-** Variación espacio-temporal de la concentración de ión fosfato ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) en el agua intersticial de la laguna Nueva.

Del análisis de las distintas formas de P presentes en el agua intersticial es posible apreciar notables diferencias entre las lagunas estudiadas (Tabla 5.6).

En primer, en la laguna Honda, el  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  representó más del 69 % del TDP presente en el agua intersticial, mientras que en la laguna Nueva, el  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  constituyó una fracción significativamente inferior (menos del 59 % del TDP).

En segundo lugar, la fracción disuelta (TDP) representó un porcentaje muy superior del TP en el agua intersticial de la laguna Honda que en el de la laguna Nueva.

**Tabla 5.6.-** Relación entre las diferentes formas de P presentes en el agua intersticial (n=36) (entre paréntesis se muestra el valor de la desviación estándar).

		$i\text{-P}_{\text{dis}}: \text{TDP}$	$i\text{-P}_{\text{dis}}: \text{TP}$	$\text{TDP}: \text{TP}$
Laguna Honda	Estación 1	0.76 (0.16)	0.53 (0.16)	0.68 (0.12)
	Estación 2	0.69 (0.26)	0.46 (0.23)	0.68 (0.22)
	Estación 3	0.73 (0.34)	0.50 (0.24)	0.70 (0.16)
Laguna Nueva	Estación 1	0.48 (0.25)	0.26 (0.13)	0.57 (0.17)
	Estación 2	0.47 (0.29)	0.20 (0.19)	0.45 (0.22)
	Estación 3	0.59 (0.54)	0.30 (0.20)	0.57 (0.21)

### 5.3.1.7.- Compuestos de Carbono disueltos en el agua intersticial

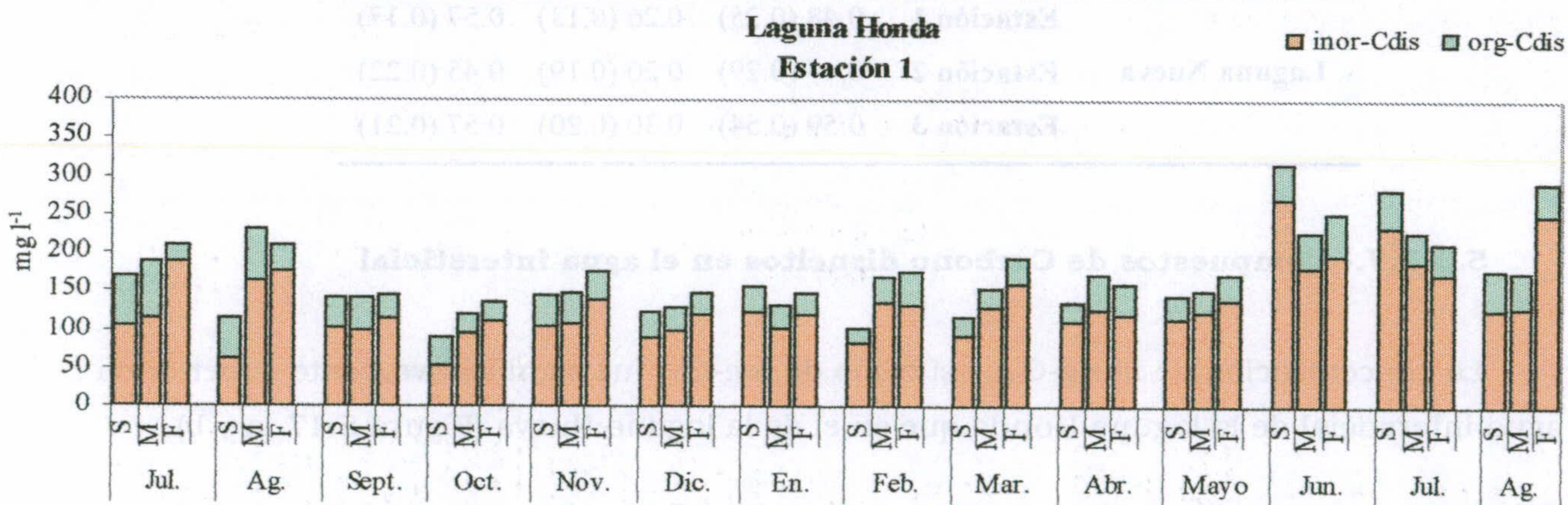
La concentración de  $\text{inorg-C}_{\text{dis}}$  así como de  $\text{org-C}_{\text{dis}}$  fue significativamente superior en el agua intersticial de la laguna Honda que en el de la laguna Nueva (Figura 5.17. a y b).

No se han observado diferencias estadísticamente significativas en la concentración de  $\text{org-C}_{\text{dis}}$  en el sedimento superficial de las tres estaciones de muestreo de cada laguna, los valores promedio medidos han oscilado entre 32.4 (estación 2) y 39.3  $\text{mg l}^{-1}$  (estación 1) en la laguna Honda y entre 16.8 (estación 1) y 20.2  $\text{mg l}^{-1}$  (estación 3) en la laguna Nueva. Sin embargo, las estaciones de muestreo seleccionadas presentaron menores diferencias en lo que se refiere a la concentración de  $\text{inorg-C}_{\text{dis}}$ . De hecho, los valores más elevados se

midieron en el sedimento superficial de la estación 1 de la laguna Honda (119.0 mg l<sup>-1</sup>) y de la estación 2 de la laguna Nueva (65.7 mg l<sup>-1</sup>).

De manera análoga, mientras que la concentración de org-C<sub>dis</sub> se caracterizó por una homogeneidad espacial en el perfil vertical de ambas lagunas, al no detectarse diferencias estadísticamente significativas entre el estrato más superficial y el más profundo; la concentración de inorg-C<sub>dis</sub> mostró una distribución vertical desigual en las lagunas estudiadas. Así, en la laguna Honda fue posible reconocer una tendencia claramente creciente en profundidad: de 119.0 a 152.6 mg l<sup>-1</sup> en la estación 1; de 92.8 a 218.5 mg l<sup>-1</sup> en la estación 2 y de 81.2 a 161.6 mg l<sup>-1</sup> en la estación 3, mientras que en la laguna Nueva, se apreció una homogeneidad vertical en el sedimento de la estación 1 y 2 y, en la estación 3, la concentración de inorg-C<sub>dis</sub> se redujo significativamente en profundidad.

A pesar de la dificultad que supone tratar de definir tendencias estacionales en este tipo de sistemas, y teniendo en cuenta las consiguientes limitaciones, es posible reconocer la existencia, en ambas lagunas, de máximas concentraciones de inorg-C<sub>dis</sub> y de org-C<sub>dis</sub> en el agua intersticial durante los meses de verano, mientras que los valores más bajos fueron registrados durante los meses de invierno.



**Figura 5.17.a.-** Variación espacio-temporal de la concentración de inorg-C<sub>dis</sub> y org-C<sub>dis</sub> (mg C l<sup>-1</sup>) en el agua intersticial de la laguna Honda.



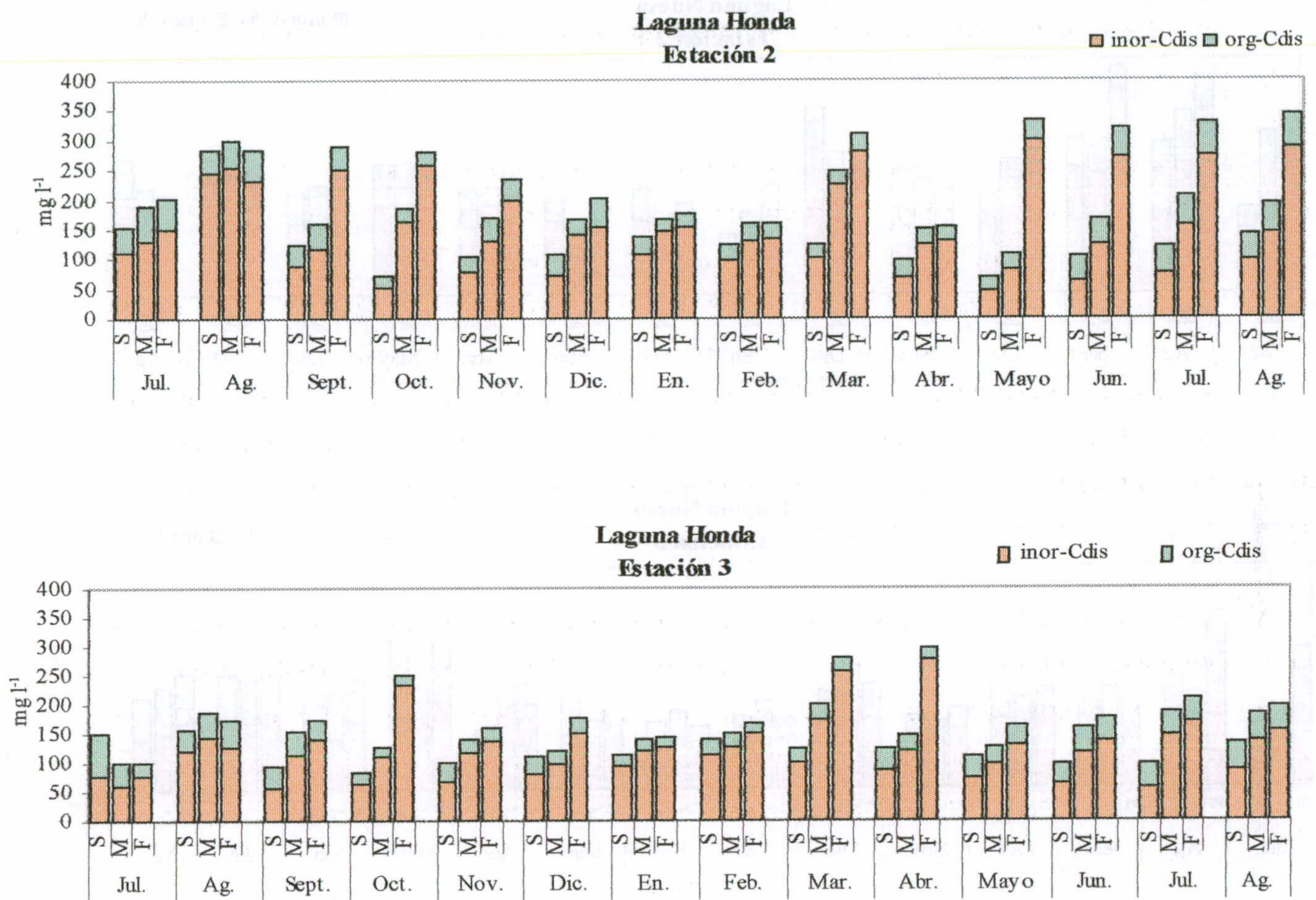


Figura 5.17.a.- Continuación.

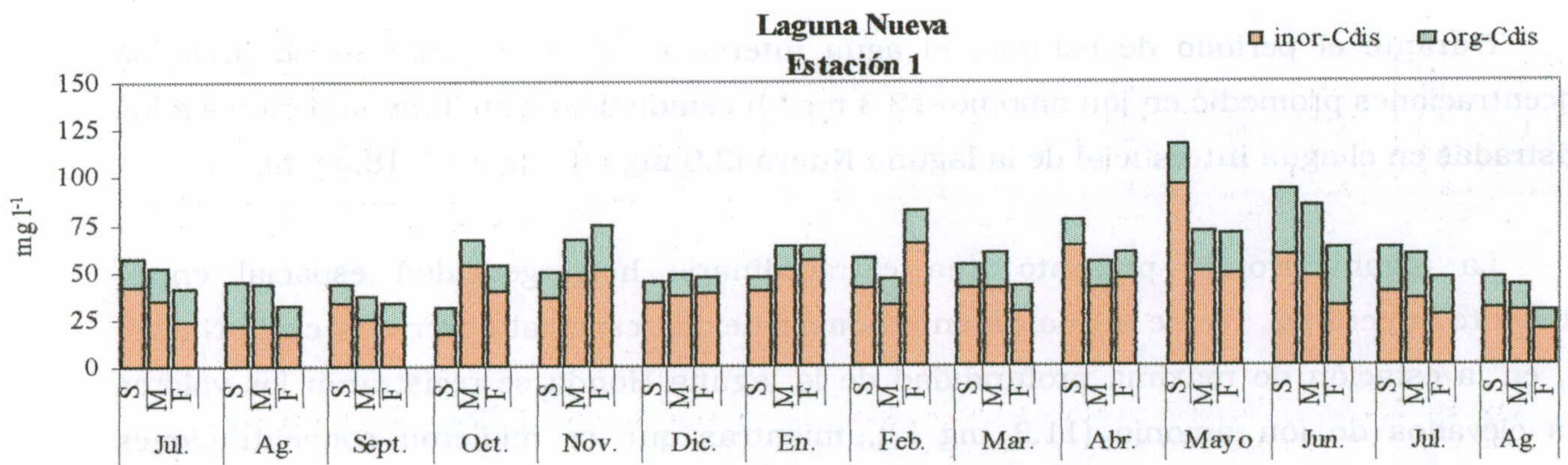
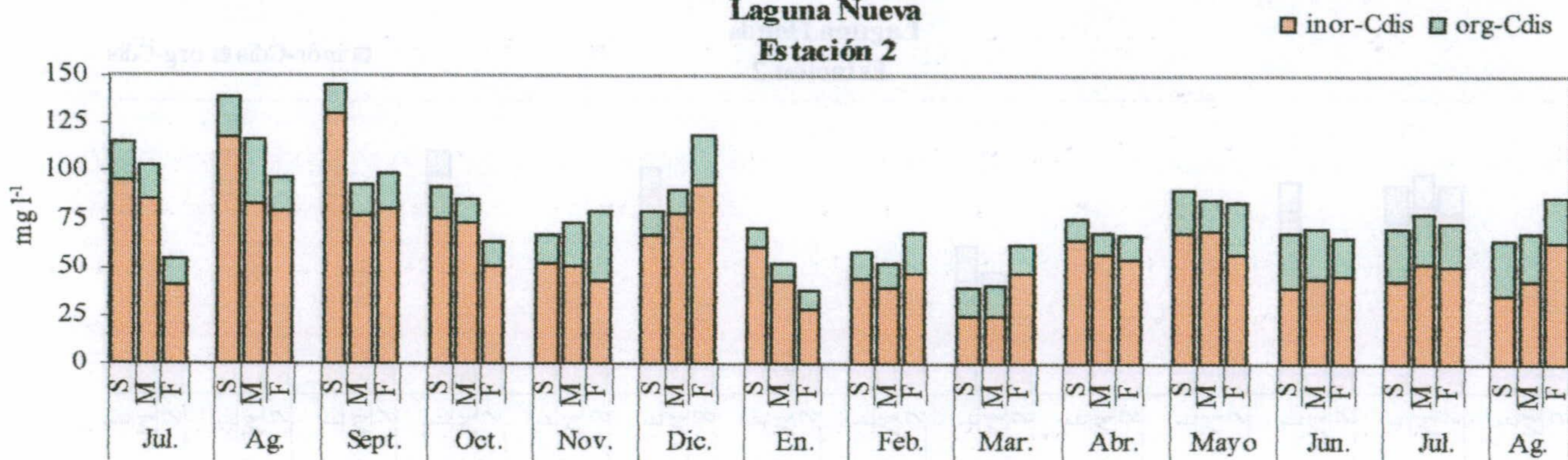


Figura 5.17.b.- Variación espacio-temporal de la concentración de inorg-C<sub>dis</sub> y org-C<sub>dis</sub> (mg C l<sup>-1</sup>) en el agua intersticial de la laguna Nueva.

Laguna Nueva  
Estación 2



Laguna Nueva  
Estación 3

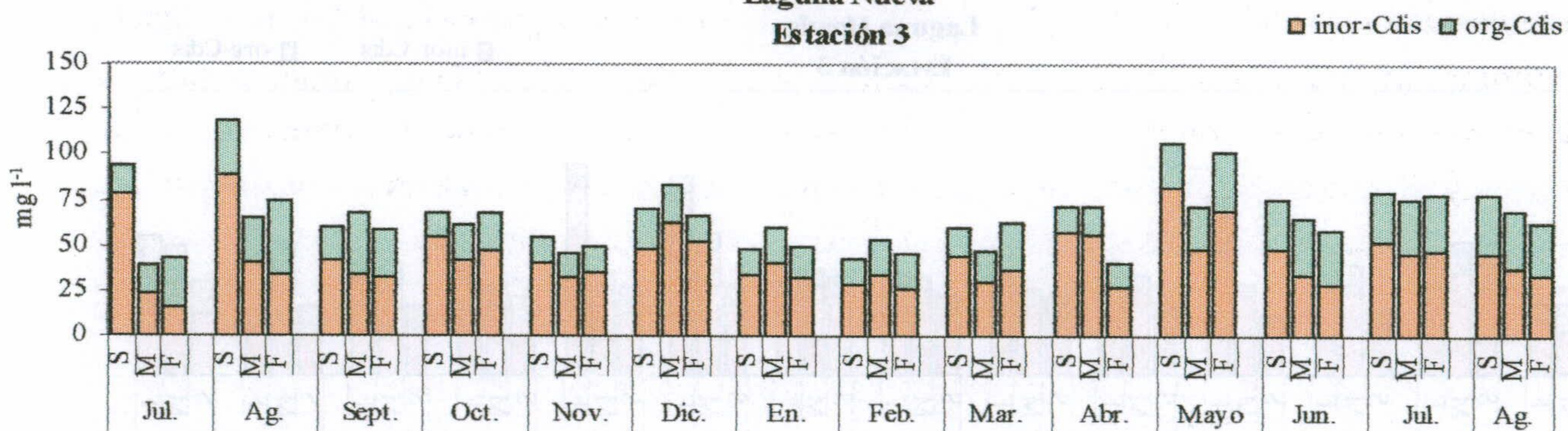


Figura 5.17. b.- Continuación.

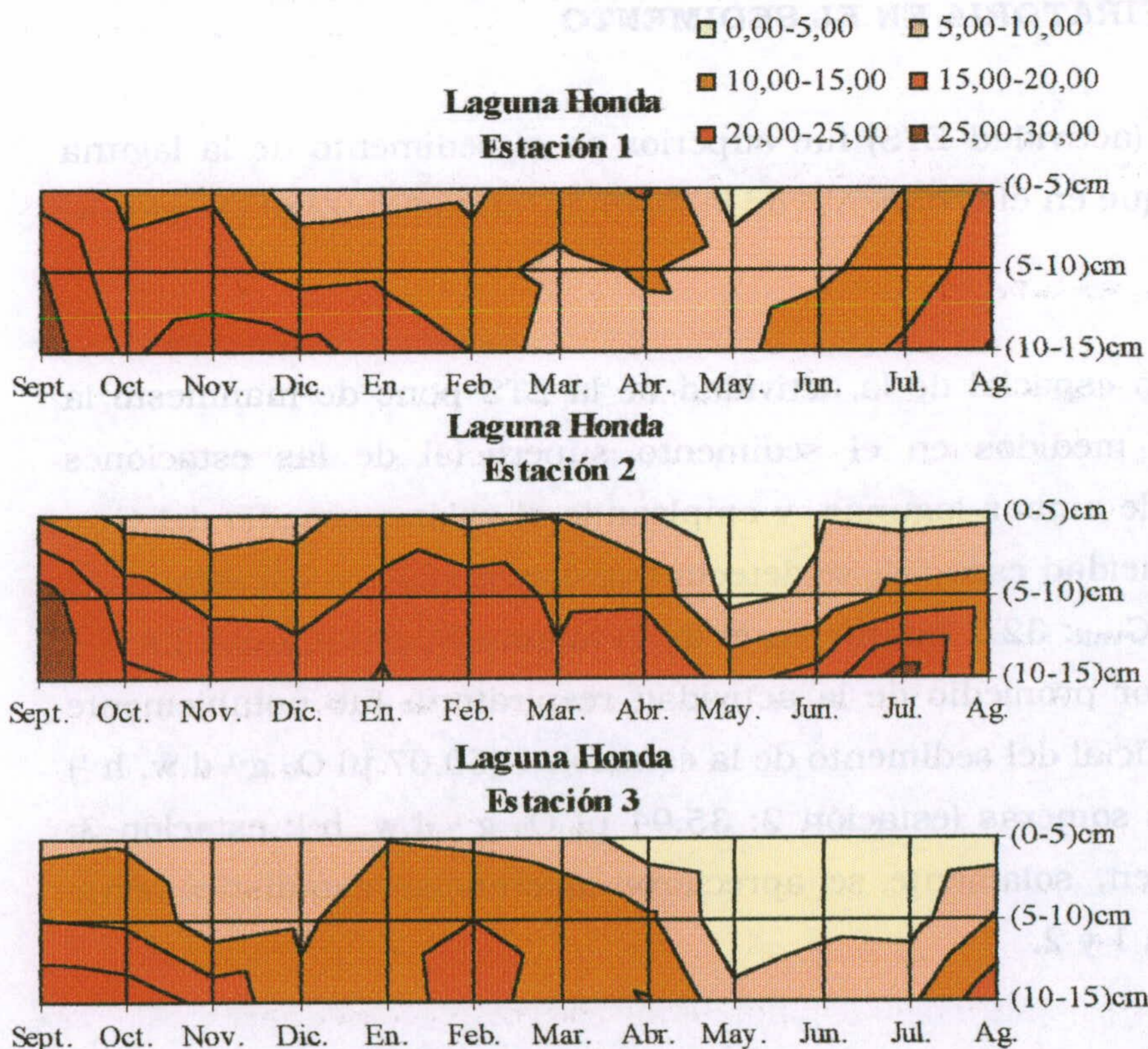
### 5.3.1.8.- Amonio en el agua intersticial

Durante el periodo de estudio, el agua intersticial de la laguna Honda presentó concentraciones promedio en ión amonio ( $12.3 \text{ mg l}^{-1}$ ) estadísticamente muy superiores a las registradas en el agua intersticial de la laguna Nueva ( $3.9 \text{ mg l}^{-1}$ ) (Figura 5.18.a y b).

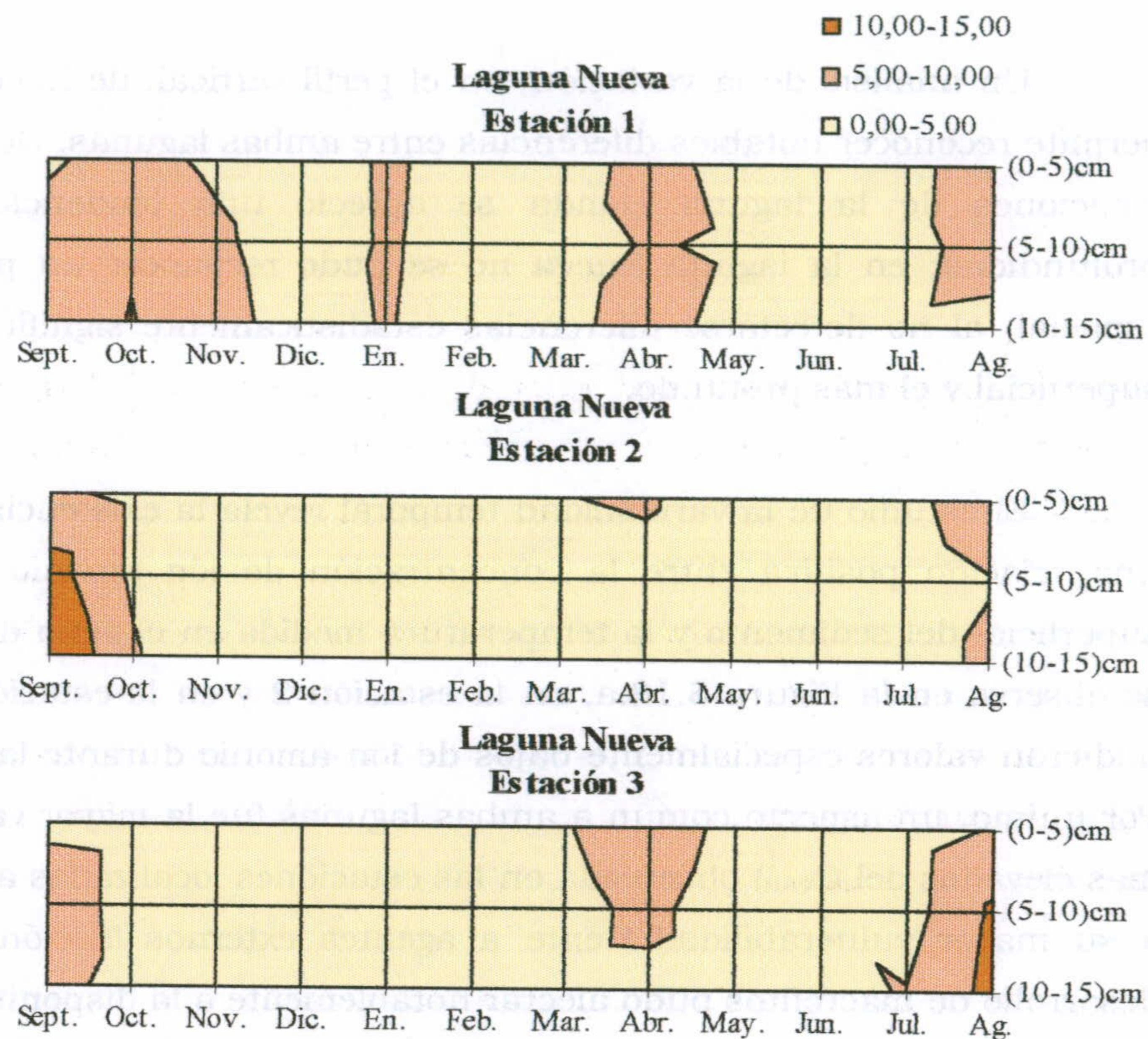
La laguna Honda presentó una extraordinaria heterogeneidad espacial en el sedimento superficial, frente a una patente homogeneidad espacial observada en la Nueva. Así, en la estación de máxima profundidad de la laguna Honda se registraron los valores más elevados de ión amonio ( $11.3 \text{ mg l}^{-1}$ ), mientras que se midieron concentraciones significativamente inferiores en la estación 2 ( $7.2 \text{ mg l}^{-1}$ ) y en la estación 3 ( $5.3 \text{ mg l}^{-1}$ ). Por el contrario, en el sedimento superficial de la laguna Nueva no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre las tres estaciones de muestreo seleccionadas.

Un análisis de la variación, en el perfil vertical, de la concentración de ión amonio permite reconocer notables diferencias entre ambas lagunas. De hecho, mientras en las tres estaciones de la laguna Honda se apreció una tendencia claramente creciente en profundidad; en la laguna Nueva no se pudo reconocer un patrón claro de distribución espacial, al no detectarse diferencias estadísticamente significativas entre el estrato más superficial y el más profundo.

El estudio de la variabilidad temporal revela la existencia, en términos generales, de una relación positiva entre la concentración de ión amonio medida en el estrato más superficial del sedimento y la temperatura medida en el agua del fondo. No obstante, como se observa en la Figura 5.18.a, en la estación 2 y en la estación 3 de la laguna Honda se midieron valores especialmente bajos de ión amonio durante la primavera-verano de 2001. Por último, un aspecto común a ambas lagunas fue la mayor variabilidad temporal (valores más elevados del  $C_{VAR}$ ) observada en las estaciones localizadas a menor profundidad, debido a su mayor vulnerabilidad frente a agentes externos (acción del viento) y en donde el desarrollo de macrófitos pudo afectar notablemente a la disponibilidad de amonio en el agua intersticial.



**Figura 5.18.a.-** Variación espacio-temporal de la concentración de amonio ( $N-NH_4^+$ ,  $mg\ l^{-1}$ ) en el agua intersticial de la laguna Honda.



### 5.3.2.- ACTIVIDAD RESPIRATORIA EN EL SEDIMENTO

La actividad respiratoria (actividad ETS) fue superior en el sedimento de la laguna Nueva ( $34.91 \mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$ ) que en el sedimento de la laguna Honda ( $24.99 \mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$ ) (Figura 5.19).

El análisis de la variación espacial de la actividad de la ETS pone de manifiesto la existencia de valores máximos medidos en el sedimento superficial de las estaciones localizadas a mayor profundas de ambas lagunas, y empleando el valor promedio del  $C_{\text{VAR}}$  como una estima de la heterogeneidad espacial, se detecta mayor segregación espacial en el sedimento de la laguna Honda ( $C_{\text{VAR}}$ : 32.3 %) que en el de la laguna Nueva ( $C_{\text{VAR}}$ : 22.8 %). Así, en la laguna Honda, el valor promedio de la actividad respiratoria fue notablemente superior en el estrato más superficial del sedimento de la estación 1 ( $50.07 \mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$ ) que en el de las estaciones más someras (estación 2:  $35.94 \mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$ ; estación 3:  $28.01 \mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$ ); si bien, solamente se apreciaron diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones 1 y 2.

De igual modo, en la laguna Nueva, el valor promedio de la actividad respiratoria decreció notablemente a medida que se redujo la profundidad de la estación de muestreo, de 200

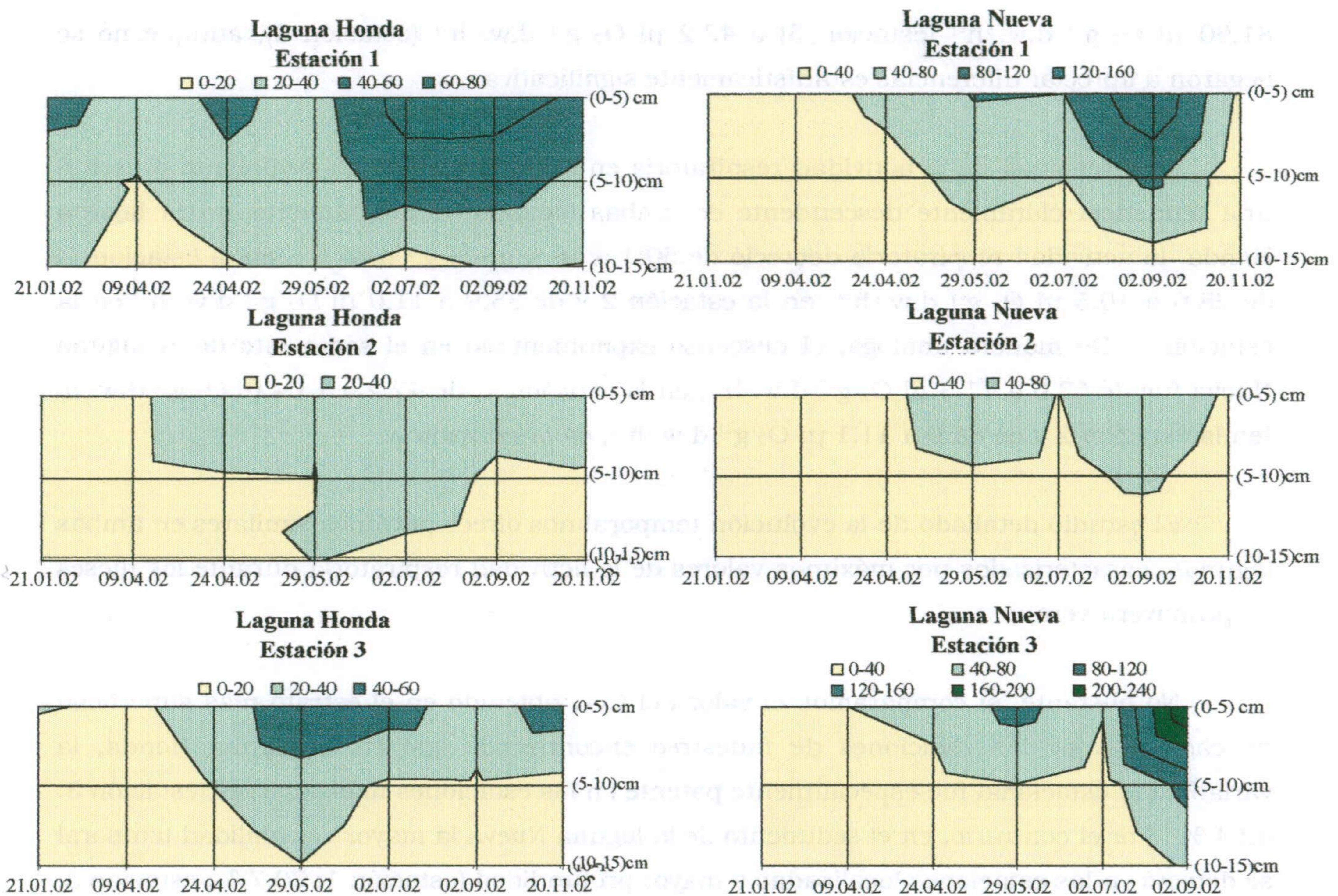
81.90  $\mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$  (estación 3) a 42.2  $\mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$  (estación 2), aunque no se llegaron a apreciar diferencias estadísticamente significativas.

La intensidad de la actividad respiratoria en el perfil vertical del sedimento presentó una tendencia claramente descendente en ambas lagunas. Concretamente, en la laguna Honda, la actividad respiratoria decreció de 50.1 a 18.9  $\mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$ , en la estación 1; de 28.0 a 10.5  $\mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$ , en la estación 2 y de 35.9 a 11.0  $\mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$  en la estación 3. De manera análoga, el descenso experimentado en el sedimento de la laguna Nueva fue de 63.6 a 11.3  $\mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$ , en la estación 1; de 42.2 a 13.4  $\mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$  en la estación 2 y de 81.9 a 11.1  $\mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$ , en la estación 3.

El estudio detallado de la evolución temporal nos ofrece patrones similares en ambas lagunas, caracterizados por máximos valores de la actividad respiratoria durante los meses de primavera-verano.

No obstante, si comparamos el valor del  $C_{\text{VAR}}$  obtenido en el estrato más superficial de cada una de las estaciones de muestreo encontramos que en la laguna Honda, la variabilidad estacional fue especialmente patente en las estaciones más someras (estación 3: 42.4 %). Por el contrario, en el sedimento de la laguna Nueva la mayor variabilidad temporal se detectó en las estaciones localizadas a mayor profundidad (estación 1: 70.7 %; estación 3: 89.8 %).

Un aspecto especialmente interesante y común a ambas lagunas, fue el acusado incremento en la actividad respiratoria del sedimento superficial registrado durante el mes de Abril de 2002. De hecho, la actividad de la ETS aumentó de 21.2 a 34.8  $\mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$  en el sedimento de la laguna Honda y de 27.7 a 43.6  $\mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$  en el sedimento de la laguna Nueva.



**Figura 5.19.-** Variación espacio-temporal de la actividad respiratoria ( $\mu\text{l O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ d.w. h}^{-1}$ ) del sedimento de la laguna Honda y de la laguna Nueva. Notar la diferente escala empleada en ambas lagunas.

### 5.3.3.- COMPOSICIÓN GRANULOMÉTRICA

De la comparación de los resultados obtenidos en cada una de las lagunas, se desprende la mayor importancia de la fracción fina en el sedimento de la laguna Honda y de la fracción gruesa en el sedimento de la laguna Nueva (Figura 5.20). El porcentaje de arenas y de limo grueso fue significativamente superior en el sedimento de la laguna Nueva (26.6 %; 14.3 %) que en el de la laguna Honda (2.6 %; 3.1 %). Por el contrario, la fracción de arcillas y de limo fino fue estadísticamente superior en el sedimento de la laguna Honda (55.6 %; 41.3 %) que en el de la laguna Nueva (41.1 %; 23.2 %).

Si comparamos la granulometría del estrato más superficial del sedimento de las tres estaciones de muestreo encontramos notables diferencias. En el caso de la laguna Honda, el

mayor porcentaje de la fracción arenas (0.8 %) se detectó en la estación de máxima profundidad, localizada en la cubeta E, mientras que en la laguna Nueva, la estación más somera fue la que presentó el mayor contenido en la fracción arenas (25.5 %).

En lo que se refiere a la variación en el perfil vertical, en la estación de máxima profundidad de la laguna Honda se apreció un acusado incremento en profundidad de la fracción de arenas (de 0.8 a 17.4 %) y de limo grueso (de 4.1 a 8.3 %). No obstante, en las estaciones más someras (estación 2 y 3) de la laguna Honda, la composición granulométrica fue muy similar en todo el perfil vertical, en donde predominó la fracción de limo fino (58 %). En cuanto a la laguna Nueva, en las tres estaciones de muestreo se detectó un significativo aumento de la fracción de arenas y de limo grueso conforme se descende en el perfil vertical.

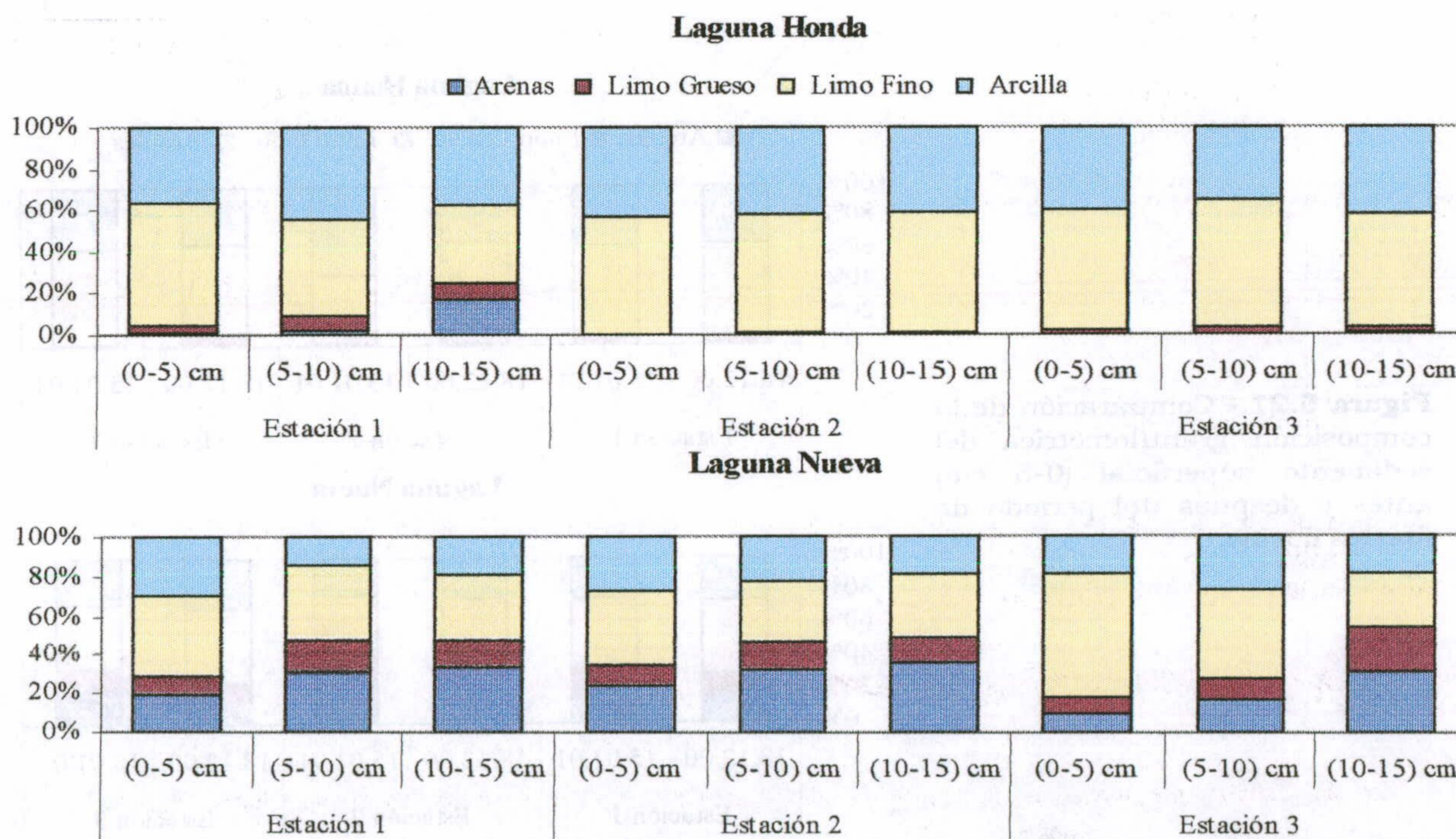


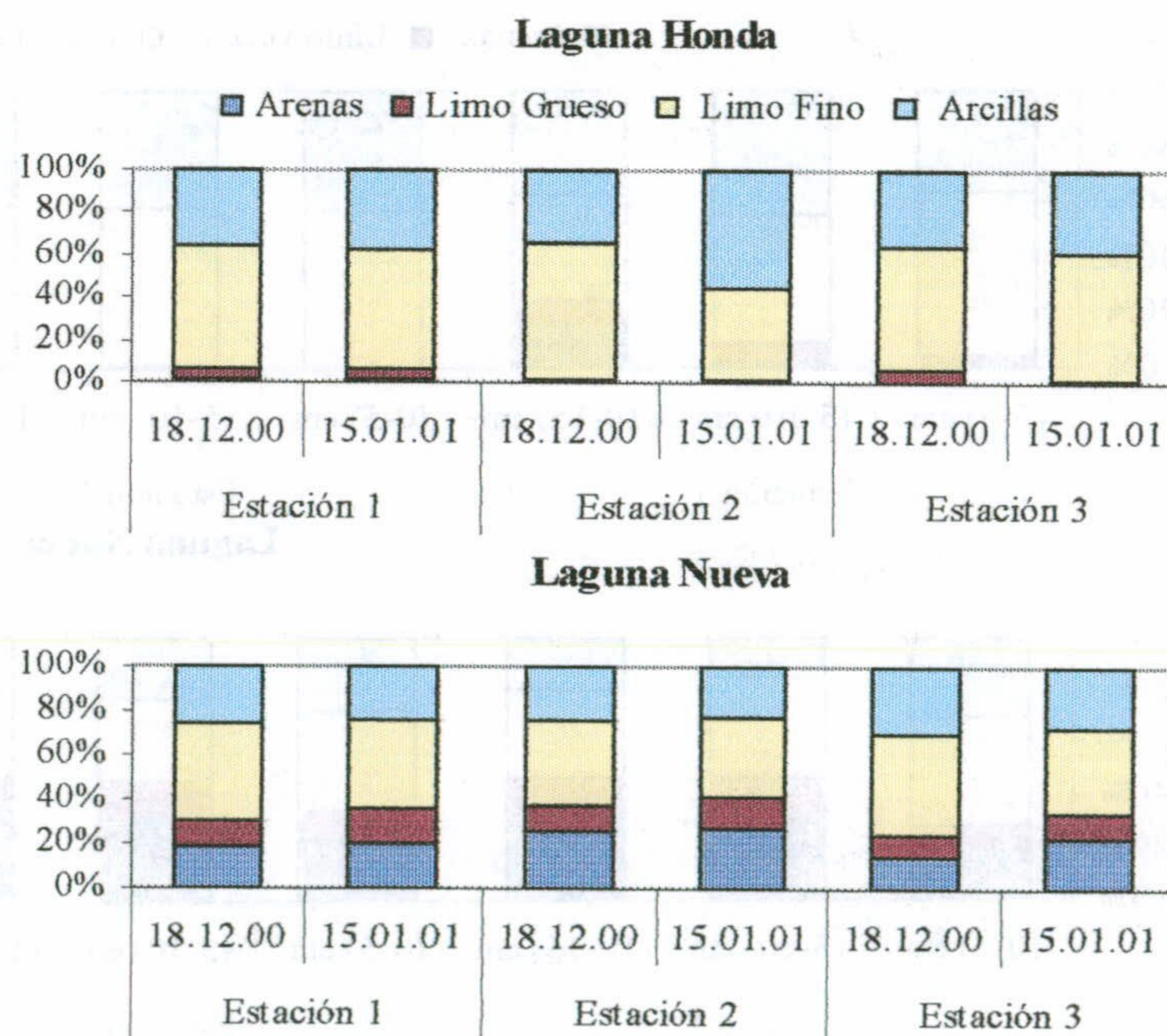
Figura 5.20.- Resultados del análisis granulométrico del sedimento.

Con el fin de estudiar la variación temporal en la composición granulométrica del sedimento superficial de las lagunas de la Albufera de Adra, se analizó la textura antes y después del periodo de fuertes lluvias, que tuvo lugar a finales de Diciembre de 2000 (Figura 5.21).

De los resultados obtenidos podemos destacar:

- o **Laguna Honda:** En la estación de máxima profundidad no se apreciaron cambios en la composición granulométrica del sedimento superficial. Sin embargo, en las estaciones más someras se detectó un incremento en la fracción de las arcillas. Concretamente, tras las lluvias acaecidas a finales del mes de Diciembre de 2000, la fracción de las arcillas se incrementó en la estación 2, desde 34.1 % a 56.6%, mientras que en la estación 3, el incremento fue menos patente (de 35.7 a 39.4 %).
- o **Laguna Nueva:** En las tres estaciones de muestreo se apreció un notable descenso en la fracción de arcillas y de limo fino y la fracción de arenas se incrementó en las estaciones localizadas a mayor profundidad (estación 1 y 3).

**Figura 5.21.-** Comparación de la composición granulométrica del sedimento superficial (0-5 cm) antes y después del período de fuertes lluvias.





## 5.4.- DISCUSIÓN

### 5.4.1.- CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DEL SEDIMENTO

#### 5.4.1.1.- Fraccionamiento de Fósforo en el sedimento

En la bibliografía se describen diferentes extracciones secuenciales para la distinción de las formas de P sedimentario. Entre ellas, podemos distinguir dos tipos de metodologías: operacionales *vs* funcionales. Los primeros (Hieltjes & Lijklema, 1980; Psenner *et al.*, 1985; Pardo *et al.*, 1999), definidos por el método de extracción y no por el compuesto extraído (Golterman, 2004), se basan en el uso de NaOH y HCl para la extracción de  $\text{FeOOH}\approx\text{P}$  y  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$ , respectivamente. Estos reactivos hidrolizan una parte sustancial del P orgánico, que de ese modo, es considerada incorrectamente como inorgánica (De Groot & Golterman, 1990; Golterman, 1996; Golterman *et al.*, 1998).

Por el contrario, el método EDTA, método funcional, (De Groot & Golterman, 1990; Golterman, 1996) se basa en el uso de agentes quelantes ( $\text{CaEDTA}$  y  $\text{Na}_2\text{EDTA}$ ) para la extracción de los compuestos de P inorgánico  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  and  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$ . Una vez extraído el P inorgánico, las formas de P orgánicas (org-P- $\rightarrow$ ácido, org-P- $\rightarrow$ álcali y org-P- $\rightarrow$ residual) son separadas atendiendo a su solubilidad a diferentes pH, mediante la adición de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  y de NaOH.

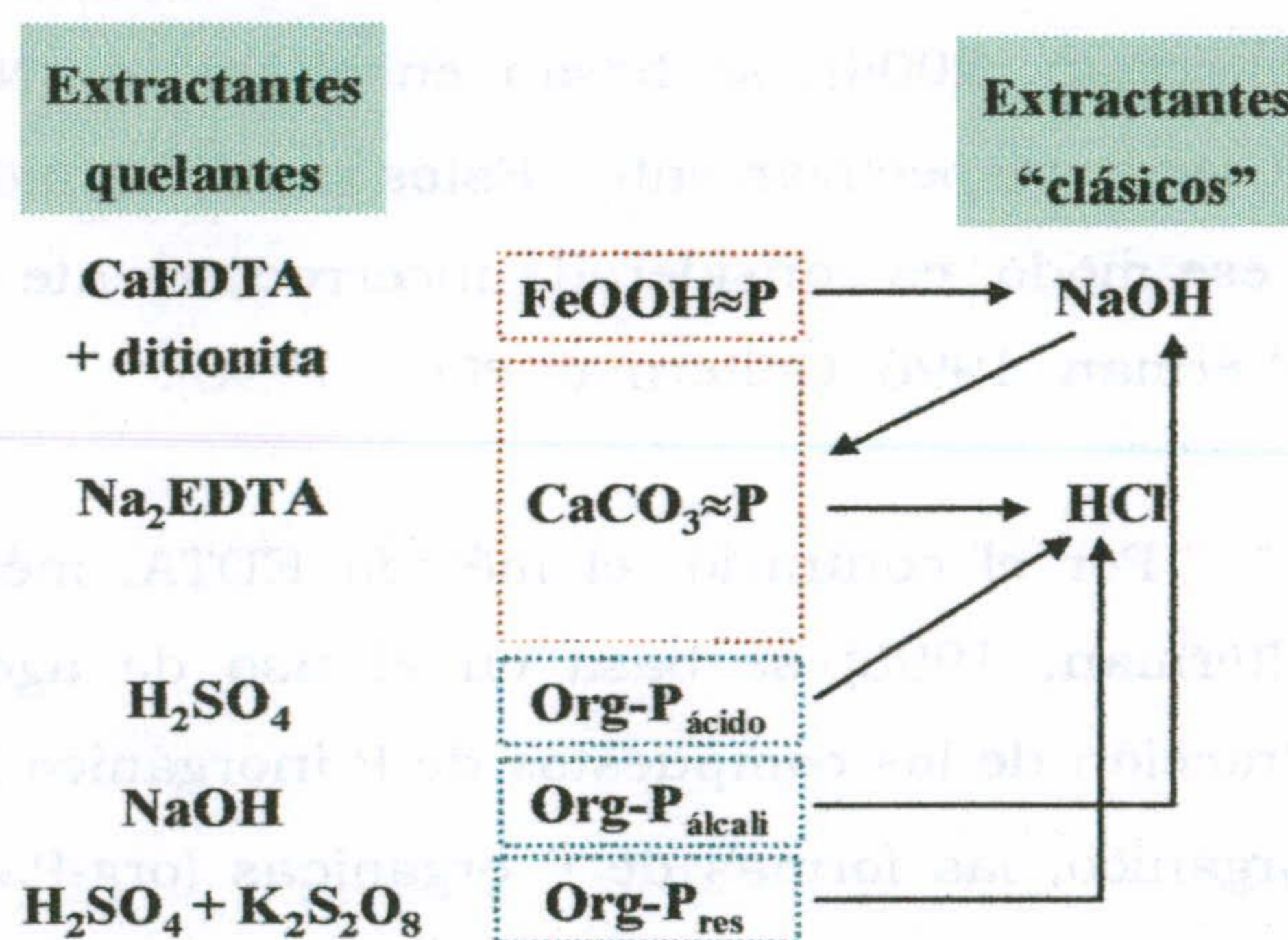
Un aspecto esencial de este método es que durante la extracción de las formas inorgánicas, se consigue también la extracción de las matrices, que de otro modo podrían adsorber el P liberado durante la hidrólisis con NaOH (Golterman *et al.*, 1998).

Los resultados obtenidos en este estudio confirman que la extracción con compuestos agresivos (HCl y NaOH) causan una subestimación de las formas orgánicas de P, considerando una parte considerable de ellas en formas inorgánicas. Las diferencias entre los dos métodos ensayados fueron especialmente patentes en el caso del sedimento de la laguna Nueva. Así, cuando se aplica el método EDTA más del 60 % de  $\text{P}_{\text{sed}}$  es orgánico, mientras que si aplicamos el método no selectivo y agresivo (Pardo *et al.*, 1999), el mayor pool de  $\text{P}_{\text{sed}}$  está representado por inorg-P.

En lo que se refiere al estudio de las diferentes formas de  $P_{sed}$ , el empleo de ácidos y bases fuertes causa una reducción considerable de la fracción de  $P_{->NaOH}$ , mientras que se aprecia un incremento paralelo en la fracción de  $P_{->HCl}$ . Estos resultados sugieren que el P procedente de la hidrólisis del org-P en medio básico así como de la movilización del  $Fe(OOH)\approx P$ , es posteriormente re-adsorbido sobre  $CaCO_3$  (Golterman *et al.*, 1998; Golterman, 2004) (Figura 5.22).

Por último, varios trabajos (Golterman *et al.*, 1998; Golterman, 2004) han demostrado la no-especificidad de las fracciones extraídas mediante el empleo de NaOH, pool extraordinariamente variable en función del tiempo de extracción así como de la concentración de la solución NaOH empleada.

**Figura 5.22.-** Comparación entre el método EDTA (“extractantes quelantes”) y el método propuesto por Pardo *et al.* (1999) (“extractantes clásicos”) (modificado de De Groot & Golterman, 1990).



La concentración de  $Tot-P_{sed}$  medida en el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra estuvo en el rango de las recogidas en la bibliografía para lagunas costeras (De Groot & Golterman, 1993; Moutin *et al.*, 1993; Mesnage & Picot, 1995; Díaz-Espejo *et al.*, 1999; Gómez *et al.*, 1998; Gómez *et al.*, 1999; Serrano *et al.*, 2000; López & Lluch, 2000; Serrano *et al.*, 2003; Serrano, *com. pers.*).

Al contrario de lo que cabría esperarse, la concentración de  $Tot-P_{sed}$  presente en el sedimento no se relaciona con el estado trófico de los ecosistemas acuáticos continentales (López, 1991; de Vicente *et al.*, 2003). De acuerdo con esto, Golachowska (1984) encontró concentraciones similares de  $Tot-P_{sed}$  en el sedimento de un lago oligotrófico ártico y de un lago eutrófico tropical (ver también López, 1991). En esa misma línea, Kaiserli *et al.* (2002) llegaron

a medir concentraciones de Tot-P<sub>sed</sub> superiores en el sedimento del lago oligotrófico Stechlin (2389 µg g<sup>-1</sup> d.w.) que en el del lago eutrófico Hausee (1406 µg g<sup>-1</sup> d.w.).

No obstante, Matinova (1993) y Søndergaard *et al.* (1996) han destacado la existencia de una relación positiva entre la acumulación de P en el sedimento y la carga de P al mismo. De acuerdo con esto, la concentración de Tot-P<sub>sed</sub> en el sedimento de la laguna Honda fue muy superior a la medida en el de la laguna Nueva, siendo la carga externa de P a cada laguna 2.1 y 0.09 g m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente.

Según Böstrom *et al.* (1982), la concentración de Tot-P<sub>sed</sub> así como de las formas de P sedimentario puede variar notablemente en diferentes partes de un mismo lago. Así, las características químicas del sedimento dependerían, en última instancia, de la morfometría, de la hidrodinámica, del estado trófico y de la composición del material alóctono. Son numerosos los trabajos que relacionan positivamente la concentración de Tot-P<sub>sed</sub> con la profundidad, de tal modo que la mayor concentración de TP en el sedimento de las zonas profundas debe ser el resultado de la acumulación del material transportado desde las zonas de erosión, más someras (ver p.e. Håkansson, 1977).

De acuerdo con esto, en el sedimento de la laguna Honda se ha detectado un patrón creciente en la concentración de Tot-P<sub>sed</sub> a medida que aumenta la profundidad a la que se localiza la estación de muestreo. De hecho, los valores registrados en la estación de máxima profundidad (estación 1) fueron muy superiores a los medidos en las estaciones más someras (estación 2 y 3). Si tenemos en cuenta que, dada la escasa profundidad máxima de esta laguna, la zona de máxima profundidad (zona central de la cubeta E) puede verse también afectada por procesos de resuspensión (Capítulo 4.1), atendiendo a la hidrodinámica del sistema, podríamos distinguir dos áreas en la laguna Honda: la cubeta W, en donde predominarían los procesos de erosión frente a los de transporte y acumulación; y la cubeta E, en donde acontecerían tanto procesos de erosión como de sedimentación y depósito, pudiéndose considerar, por tanto, como una zona o área de transición.

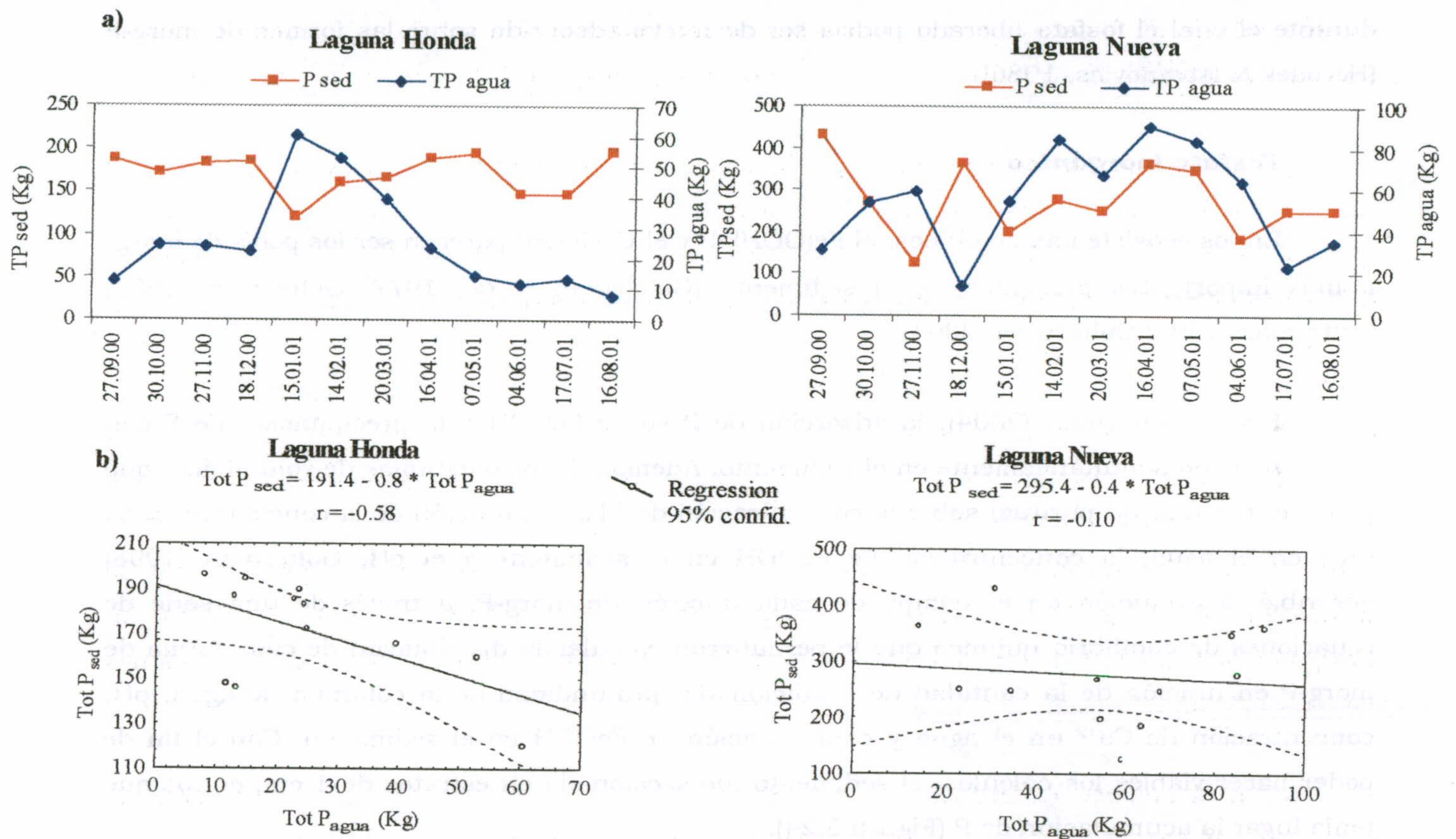
Por el contrario, en la laguna Nueva, no se han apreciado diferencias notables en la concentración de Tot-P<sub>sed</sub> entre las tres estaciones de muestreo estudiadas, probablemente

como resultado de la ausencia de cambios tan acusados en la profundidad de las estaciones de muestreo, así como de su morfometría mucho más regular que en el caso de la laguna Honda.

Si analizamos la variación en el perfil vertical de la concentración de Tot-P<sub>sed</sub>, es posible reconocer diferentes patrones según la laguna y la estación de muestreo considerada. Mientras que en las estaciones más someras de la laguna Honda y de la laguna Nueva, ha resultado difícil reconocer la existencia de un patrón claro de evolución espacial, en las estaciones de mayor profundidad de ambas lagunas, la concentración de Tot-P<sub>sed</sub> se redujo significativamente conforme se desciende en el sedimento. En la bibliografía, esta es la tendencia generalmente observada (Boström *et al.*, 1982; Petterson, 1998, de Vicente *et al.*, 2003). Entre las explicaciones más frecuentemente argumentadas se encuentra: el proceso de eutrofización reciente (Jørgensen *et al.*, 1975; Mesnage & Picot, 1995), la precipitación de las formas de P disueltas que difunde hacia la superficie desde los estratos reducidos más profundos o la transformación diagenética que acontece después de la sedimentación (Tessenow, 1975). Según Carignan & Lean (1991) en el sedimento pueden tener lugar importantes transformaciones hasta una profundidad de 50-100 cm de profundidad.

Con el objetivo último de poder comprender la dinámica del P<sub>sed</sub> se ha estudiado la evolución temporal de la concentración de Tot-P<sub>sed</sub> y la concentración de TP en el agua de la laguna (Figura 5.23.a). Como se puede observar en la Figura 5.23.b, en la laguna Honda ambas variables se correlacionaron significativamente e inversamente ( $r = -0.58$ ,  $p < 0.05$ ). De hecho, las mínimas concentraciones de Tot-P<sub>sed</sub> se correspondieron con máximas concentraciones de TP medidas en el agua de la laguna, lo cual pudo ser el resultado de la resuspensión originada por fuertes vientos, como ya algunos autores han señalado (Carper & Bachman, 1984).

En la laguna Nueva, si bien no se detectó una relación significativa ( $r = -0.10$ ), durante el otoño de 2000 las variables ensayadas se relacionaron inversamente.



**Figura 5. 23.** a- Evolución temporal de la concentración de Tot-P<sub>sed</sub> en el sedimento superficial y de TP en el agua. b.- Regresión lineal entre ambas variables.

Puesto que las diferentes fracciones de P<sub>sed</sub> se movilizan mediante procesos y factores diferentes, la identificación y cuantificación de las diferentes formas de P<sub>sed</sub> se presenta como una necesidad esencial para la comprensión de los flujos (liberación / retención) de P entre el agua y el sedimento superficial.

El sedimento de la laguna Honda estuvo mayoritariamente formado por P inorgánico, mientras que en el sedimento de la laguna Nueva, las formas orgánicas constituyeron el mayor pool de P<sub>sed</sub>. Así, la relación inorg-P: org-P fue de 1.70 y 0.50 en el sedimento de la laguna Honda y de la laguna Nueva, respectivamente. Como algunos autores han señalado, esta relación podría indicar la intensidad de la mineralización del org-P, de modo que valores mas altos de esta relación reflejarían una mayor relevancia del proceso de mineralización del org-P,

durante el cual el fosfato liberado podría ser de nuevo adsorbido sobre las formas de inorg-P (Herodek & Istvanovics, 1986).

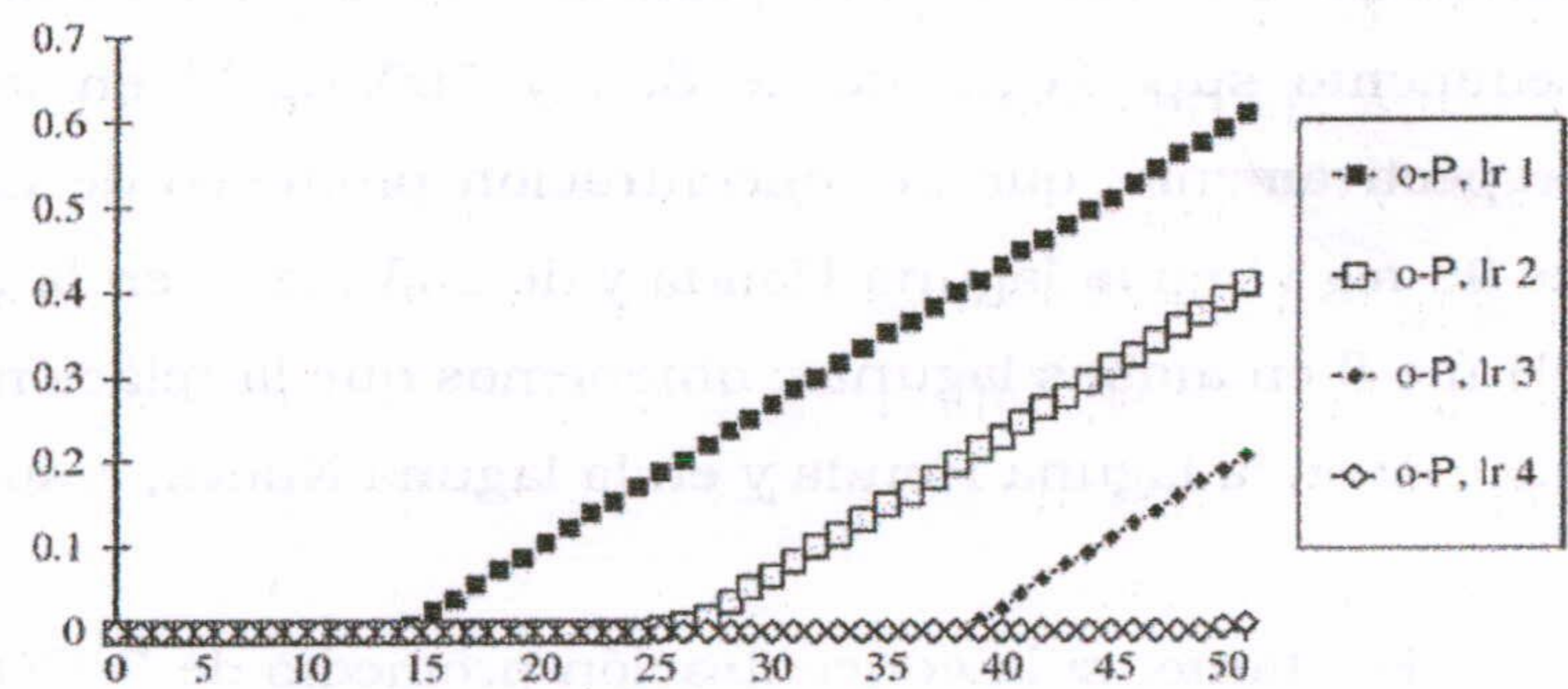
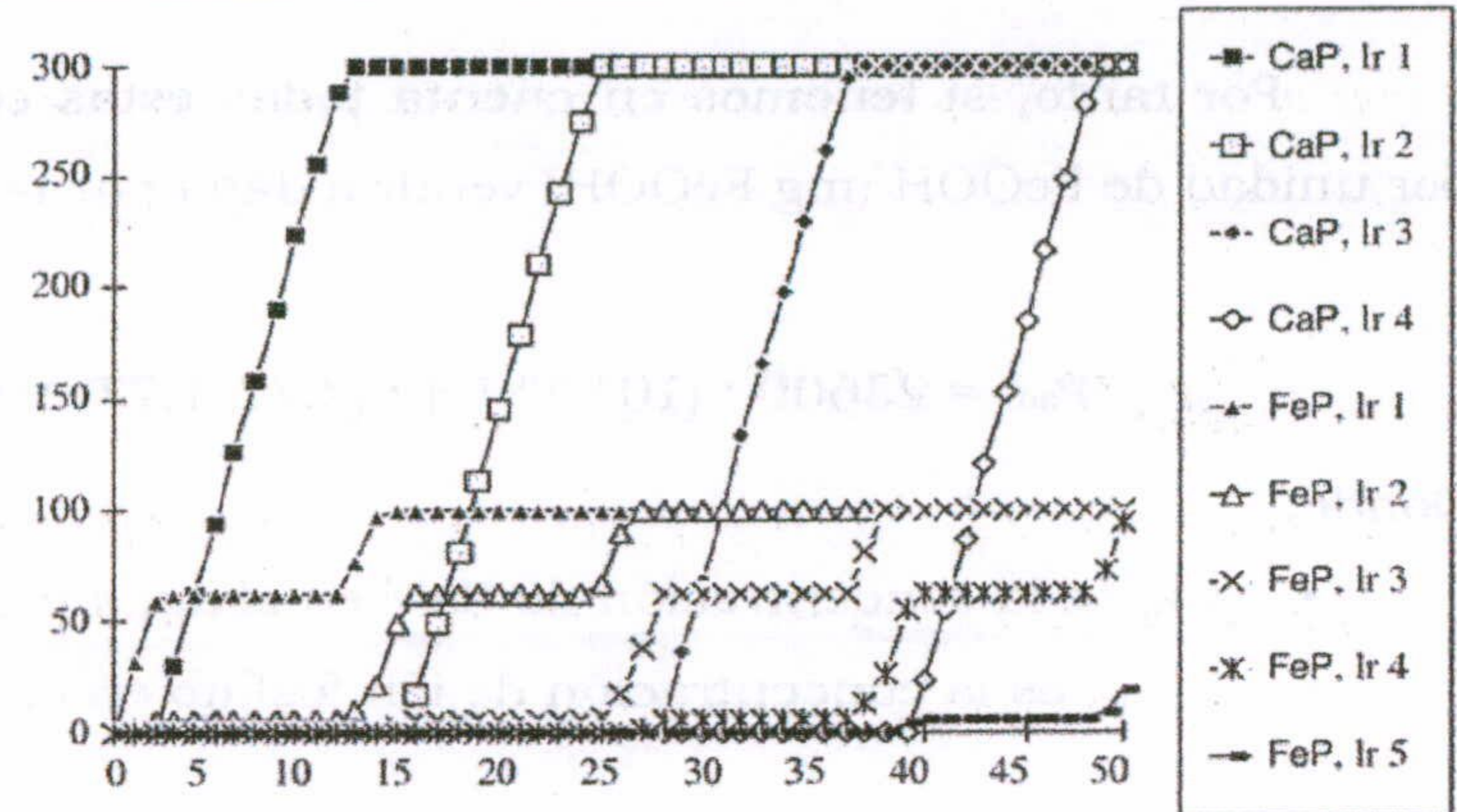
### **Fosfato Inorgánico**

En los ecosistemas acuáticos, el  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  y el  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  parecen ser los pools de inorg-P más importantes presentes en el sedimento (Golterman *et al.*, 1977; Golterman, 1988; Golterman, 1995; Golterman, 2004).

Según Golterman (2004), la adsorción de P sobre FeOOH y la precipitación de P con  $\text{CaCO}_3$  ocurren simultáneamente en el sedimento. Además de los diagramas de solubilidad, que aportan información puntual sobre la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  en función de la concentración de  $\text{Ca}^{+2}$  en el agua, la concentración de FeOOH en el sedimento y el pH, Golterman (1998) describió la evolución en el tiempo de cada fracción de inorg-P, a través de una serie de ecuaciones de equilibrio químico que le permitieron calcular la distribución de cada forma de inorg-P en función de la cantidad de P adicionada, profundidad de la columna de agua, pH, concentración de  $\text{Ca}^{+2}$  en el agua y concentración de FeOOH en el sedimento. Con el fin de poder hacer viables los cálculos, el sedimento fue seccionado en estratos de 1 cm, en los que tenía lugar la acumulación de P (Figura 5.24).

Cuando el  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  entra en contacto con el estrato más superficial de sedimento, éste es adsorbido, en primer lugar, sobre el FeOOH presente en el sedimento. Paralelamente, la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  se va incrementando en equilibrio con el  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  formado, hasta que la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  alcanza un valor superior al necesario para que comience la precipitación de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$ . Entonces, la precipitación de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  continua hasta que se alcanza la capacidad máxima. A partir de ese momento, la secuencia de eventos se sucede en los estratos más profundos, de ese modo, la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  y de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  puede incrementarse de nuevo como consecuencia de la difusión de P desde el estrato más superficial.

**Figura 5.24.-** Concentración de  $i-P_{dis}$  (o-P),  $CaCO_3 \approx P$ ,  $(FeOOH) \approx P$  ( $mmol\ m^{-2}$ ) en estratos sucesivos del sedimento (lr) en un lago de 2 m de profundidad, en función de la carga de P acumulada ( $g\ m^{-2}$ ).  $pH=8$ ;  $Ca^{+2}=40\ mg\ l^{-1}$ . Notar la diferencia de escala. (Golterman, 2004).



He = 20; pH = 8; Loading =  $1\ g\ m^{-2}\ y^{-1}$

**Fósforo adsorbido a los óxidos de Fe**

Como se ha comentado anteriormente, cuando el  $i-P_{dis}$  entra en contacto con el sedimento, éste tiende a ser adsorbido sobre las partículas de  $FeOOH$ . Según Golterman (2004), la ecuación que rige el proceso de adsorción es la siguiente:

$$P_{ads} / Fe = A \cdot (i-P_{dis})^b \tag{5.1}$$

Golterman (1994; 1995 a,c) demostró mediante experimentos en laboratorio, que el valor de  $A$  se relaciona exponencialmente con el pH. Además, la concentración de  $Ca^{+2}$  influye notablemente sobre el sistema  $Fe(OOH) \approx P$  (Golterman, 1995 a, c). En cuanto al valor de  $b$ , Golterman (1995b) mostró mediante cálculos teóricos, que el valor de 0.33 es realmente una buena aproximación; esto significa que por cada molécula de P adsorbida, dos moléculas de  $FeOOH$  son inactivadas (Golterman, 1995a).

Por tanto, si tenemos en cuenta todas estas consideraciones, la adsorción de P ( $\mu\text{g P}$ ) por unidad de FeOOH ( $\text{mg FeOOH}$ ) vendría dada por la ecuación:

$$P_{\text{ads}} = 23600 \cdot (10^{-0.416 \text{ pH}}) \cdot (2.77 - 1.77 e^{-\text{Ca}}) \cdot \sqrt[3]{i - P_{\text{dis}}} \quad (5.2)$$

Donde,

- Ca, es la concentración de  $\text{Ca}^{+2}$  en el agua ( $\text{mmol l}^{-1}$ ).
- $i - P_{\text{dis}}$ , es la concentración de ión fosfato en el agua ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ).

En la Tabla 5.7 se muestran los resultados obtenidos al aplicar la ecuación anterior. Si consideramos que el valor promedio de la concentración de  $i - P_{\text{dis}}$  en el agua intersticial del sedimento superficial fue de 854 y 360  $\mu\text{g l}^{-1}$  en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente; que la concentración promedio de  $\text{Ca}^{2+}$  en el agua próxima al sedimento fue de 95  $\text{mg l}^{-1}$  en la laguna Honda y de 203  $\text{mg l}^{-1}$  en la laguna Nueva; y que el valor promedio de pH fue 8 en ambas lagunas; obtenemos que la relación promedio de  $P_{\text{ads}}: \text{Fe}$  fue 274 y 218  $\mu\text{g P mg}^{-1} \text{ Fe}$  en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente.

Por tanto, si la concentración promedio de FeOOH en el sedimento superficial de las tres estaciones de muestreo fue de 15.6 y 5.2  $\text{mg g}^{-1} \text{ d.w.}$ , en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente; la concentración máxima de P que podría ser adsorbida sobre el FeOOH sería de 4272  $\mu\text{g g}^{-1} \text{ d.w.}$  en la laguna Honda y de 1129  $\mu\text{g g}^{-1} \text{ d.w.}$  en la laguna Nueva.

Sin embargo, la concentración promedio de  $\text{Fe(OOH)} \approx \text{P}$  medida en el sedimento de ambas lagunas fue muy inferior, 109 y 24  $\mu\text{g g}^{-1} \text{ d.w.}$  en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente. Estos resultados corroboran la elevada capacidad de adsorción de P del sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra.

Es necesario tener presente que raramente se alcanza la saturación de P en condiciones naturales, ya que la adsorción de P sobre FeOOH se ve interrumpida cuando la concentración de  $i - P_{\text{dis}}$  alcanza el valor mínimo a partir del cual tiene lugar la precipitación de  $\text{CaCO}_3 \approx \text{P}$ .



Además, resulta especialmente interesante comentar que en el caso de la laguna Nueva, la adsorción de P sobre FeOOH podría estar limitada por la formación de FeS alrededor de las partículas de FeOOH (ver Capítulo 5.3.1.2).

**Tabla 5.7.-** Valores de la relación  $P_{ads}: Fe$  ( $\mu g P mg^{-1} FeOOH$ ) estimados a partir del pH y de la concentración de  $Ca^{+2}$  y de ión fosfato presente en la solución.

i-P <sub>dis</sub> ( $\mu g l^{-1}$ )	pH	Ca ( $mg l^{-1}$ )			
		40	100	150	200
5	7	105	130	135	136
	8	40	50	52	52
	9	15	19	20	20
50	7	226	279	290	294
	8	87	107	111	113
	9	33	41	43	43
100	7	284	352	366	370
	8	109	135	140	142
	9	42	52	54	54
200	7	358	444	461	466
	8	137	170	177	179
	9	53	65	68	69
500	7	486	602	626	633
	8	186	231	240	243
	9	72	89	92	93
1000	7	612	759	789	797
	8	235	291	303	306
	9	90	112	116	117

*Fósforo adsorbido a CaCO<sub>3</sub>*

La fracción de  $CaCO_3 \approx P$  es probablemente una mezcla de  $CaCO_3$  con apatito ( $Ca_5(PO_4)_3OH$ ). De hecho, según Golterman (2004), los pequeños cristales de  $Ca_5(PO_4)_3OH$  pueden ser adsorbidos sobre partículas mucho mayores de  $CaCO_3$ .

La máxima concentración de i-P<sub>dis</sub> que puede permanecer en solución antes de que se produzca la precipitación de  $Ca_5(PO_4)_3OH$  se puede calcular en función de la temperatura, pH y concentración de  $Ca^{+2}$  (Golterman, 2004).

Así, si consideramos el siguiente equilibrio químico:

$$(Ca)^5 \cdot (PO_4^{-3})^3 \cdot (OH^-) = 10^{-50} \tag{5.3}$$

Entonces, podemos calcular la máxima concentración de i-P<sub>dis</sub> a partir de la siguiente expresión:

$$i\text{-P}_{\text{dis}} = \sqrt[3]{\frac{10^{-50} \cdot f^3 \cdot H^+}{K_w \cdot Ca^5}} \quad (5.4)$$

donde,

$$f = 1 + \frac{H^+}{K_3} + \frac{(H^+ \cdot H^+)}{K_2 \cdot K_3} \quad (5.5)$$

$$pK_2 = 7.3094 - (6.5513 \cdot 10^{-3} \cdot T) + (8.41993 \cdot 10^{-5} \cdot T^2) \quad (5.6)$$

$$pK_3 = \frac{2397.4}{273 + T} + 4.2364 - (2.6061 \cdot 10^{-2}) \cdot (T + 273) + (8.3834 \cdot 10^{-5}) \cdot (273 + T)^2 \quad (5.7)$$

$$K_w = 10^{-14} \quad (5.8)$$

Notar que tanto la concentración de Ca<sup>+2</sup> como de i-P<sub>dis</sub> están expresadas en mol l<sup>-1</sup>.

Como se puede apreciar en la Tabla 5.8, la variable que controla más eficientemente la precipitación de Ca<sub>5</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>OH es el pH. No obstante, en el caso de las lagunas de la Albufera de Adra, si consideramos que, en ambas lagunas, la temperatura promedio fue de 20°C y el pH promedio fue de 8; la principal diferencia entre las lagunas estudiadas vendría dada por la concentración de Ca<sup>+2</sup> presente en solución. Por tanto, en la laguna Nueva (Ca<sup>+2</sup> = 203 mg l<sup>-1</sup>) la precipitación de Ca<sub>5</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>OH tuvo lugar cuando la concentración i-P<sub>dis</sub> era superior a 5 µg l<sup>-1</sup>, mientras que en la laguna Honda de (Ca<sup>+2</sup> = 95 mg l<sup>-1</sup>) fueron necesarias concentraciones tres veces superiores (16 µg l<sup>-1</sup>) para se produjese la precipitación de ese compuesto.

**Tabla 5.8.-** Máxima concentración de ión fosfato (µg l<sup>-1</sup>).

T (°C)	pH	Ca (mg l <sup>-1</sup> )			
		40	100	150	200
10	7	4467	970	493	306
	8	88	19	10	6
	9	4	1	0	0
20	7	3612	784	399	247
	8	74	16	8	5
	9	3	1	0	0
30	7	3254	707	359	223
	8	69	15	8	5
	9	3	1	0	0

Todos estos resultados nos inducen a pensar que la razón última por la que la concentración de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  fue muy superior en el sedimento de la laguna Honda que en el sedimento de la laguna Nueva, fue:

- Concentración de  $\text{FeOOH}$  libre muy superior en el sedimento de la laguna Honda.
- Concentración de  $\text{Ca}^{+2}$  comparativamente más baja en la laguna Honda, por lo que la continua adsorción de P sobre el  $\text{FeOOH}$  dio lugar a un pool de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  más importante. Sin embargo, en la laguna Nueva, la elevada concentración de  $\text{Ca}^{+2}$  limitó el proceso de adsorción de P y la formación de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$ , favoreciendo la precipitación de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$ .

#### *Variación espacio-temporal de las fracciones de fósforo inorgánico*

Las fracciones de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  y de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  presentaron una notable variabilidad temporal, lo que confirmó la movilidad de las mismas. De igual modo, Mesnage & Picot (1995), en un estudio realizado en una laguna costera mediterránea, encontraron una amplia variación en las diferentes formas de  $\text{P}_{\text{sed}}$ , tanto en el tiempo como en el espacio.

A continuación, vamos a estudiar detalladamente cada una de las variables que pudieron controlar la movilidad de las formas inorgánicas de  $\text{P}_{\text{sed}}$  en las lagunas de la Albufera de Adra.

\* La movilidad de la fracción de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  se suele relacionar con variaciones en la disponibilidad de  $\text{O}_2$ , así como en el pH (ver p.e. Gómez *et al.*, 1999).

- Los resultados obtenidos, tras un análisis de correlación, mostraron que a diferencia de lo que cabría esperarse, la disponibilidad de  $\text{O}_2$  en el agua próxima al sedimento se correlacionó inversamente con la concentración de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$ , tanto en la laguna Honda ( $r = -0.30$ ;  $p > 0.05$ ) como en la laguna Nueva ( $r = -0.33$ ;  $p > 0.05$ ). Por tanto, no parece aventurado pensar que el empleo de este tipo de relaciones presenta notables limitaciones especialmente en los sistemas estudiados, en donde el aporte continuo de

material orgánico puede dar lugar a la formación de microzonas anóxicas en el sedimento, incluso bajo concentraciones elevadas de  $O_2$  en la columna de agua.

Además, la existencia de condiciones anóxicas no conlleva necesariamente a una reducción del FeOOH libre y a una posterior liberación del  $Fe(OOH)\approx P$ . De hecho, De Groot (1991) demostró en una serie de experimentos realizados con suspensiones de sedimento de La Camarga y del río Garonne, que la adición de diferentes cantidades de  $Na_2S$ , y la consiguiente reducción de FeOOH a FeS, inducía una liberación de  $i-P_{dis}$  al agua muy inferior a la esperable *a priori*. Adicionalmente, De Groot comprobó que una fracción de  $Fe(OOH)\approx P$  permanecía retenida en el sedimento. Este autor argumentó que la formación de una sal de fosfato ferroso ( $FePO_4$  o  $Fe_3(PO_4)_2$ ) durante la reducción de  $Fe(OOH)\approx P$ , podría limitar el incremento esperado en la concentración de  $i-P_{dis}$  así como la reducción en el pool de  $Fe(OOH)\approx P$ .

Otro argumento que contribuiría a explicar la presencia de  $Fe(OOH)\approx P$  bajo condiciones anóxicas, es la mayor estabilidad química del  $Fe(OOH)\approx P$  frente al FeOOH libre; de modo que, según Golterman (1984, 2001), si existe FeOOH libre en el sedimento, éste tenderá a ser reducido más fácilmente que aquel sobre el cual se encuentra adsorbido P. De hecho, Golterman (1995) observó que la liberación de P mediante la reducción del  $Fe(OOH)\approx P$ , solamente tenía lugar cuando al menos el 75% del FeOOH era reducido. Además, Golterman (2001) estimó que la capacidad reductora en el hipolimnion era generalmente suficiente para conseguir sólo una pequeña reducción del pool de FeOOH.

Por último, Gómez *et al.* (1999) sugirió que la presencia de Ca, Mg así como de ligandos orgánicos puede interferir en la reducción de FeOOH.

Finalmente, los resultados obtenidos por Mesnage & Picot (1995) en el sedimento de una laguna costera mediterránea, cuestionaron la teoría clásica de Einsele y Mortimer, al medir las máximas concentraciones de  $Fe(OOH)\approx P$  precisamente bajo condiciones de anoxia.

- En cuanto al efecto del pH sobre la movilización del  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  presente en el sedimento, se ha observado que la concentración de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  en el sedimento de la laguna Nueva pudo estar controlado esencialmente por el pH ( $r = -0.36$ ;  $p < 0.05$ ); de modo que, valores elevados de pH pudieron conducir a una movilización de  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  como resultado del intercambio iónico. Sin embargo, en la laguna Honda no se apreció una relación significativa ( $r = 0.10$ ) entre ambas variables.

\* La movilidad de la fracción de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  está asociada esencialmente a variaciones de temperatura y de pH (ver p.e. Gómez *et al.*, 1999).

- La temperatura, al limitar la solubilidad de  $\text{CaCO}_3$ , se correlacionó positivamente con la concentración de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  presente en el sedimento de ambas lagunas. No obstante, esta relación no fue significativa ( $p > 0.05$ ).
- Al contrario de lo esperable, la concentración de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  y el pH se correlacionaron inversamente (laguna Honda:  $r = -0.33$ ,  $p < 0.05$ ; laguna Nueva:  $r = -0.29$ ,  $p > 0.05$ ).

Por último, se ha tratado de estudiar el efecto del desarrollo de macrófitos sobre la dinámica del  $\text{inorg-P}_{\text{sed}}$ . Se ha apreciado una notable reducción, durante la primavera-verano de 2001, en la concentración de  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  en el sedimento superficial de las estaciones de la laguna Honda y de la laguna Nueva, en donde el desarrollo de macrófitos fue especialmente considerable, lo que confirmaría la movilidad de esta fracción, y por ende, su biodisponibilidad, como algunos autores han reconocido (p.e. Jensen *et al.*, 1998).

### **Fosfato Orgánico**

Tradicionalmente, los métodos de fraccionamiento más usualmente empleados han infraestimado la fracción de P orgánico (De Groot, 1990; De Groot & Golterman, 1990,1993), lo que sin duda pudo conllevar a un mayor interés por los mecanismos de movilización y liberación de las formas  $\text{inorg-P}_{\text{sed}}$  frente a los de las formas de  $\text{org-P}_{\text{sed}}$ . De igual modo, mientras que la naturaleza de los compuestos del  $\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$  y del  $\text{CaCO}_3\approx\text{P}$  es bien conocida;

actualmente, la información existente acerca de la composición química del org-P del sedimento es bastante limitada.

La acumulación de org-P en el sedimento está asociada estrechamente a su capacidad para formar complejos (p.e. con sustancias húmicas o en forma de inositol fosfato), que al incrementar su resistencia frente al ataque microbiano, le confiere una cierta estabilidad.

El método EDTA permite identificar y cuantificar tres formas de org-P, atendiendo esencialmente a su solubilidad bajo condiciones diferentes de pH: fósforo orgánico soluble en ácido (org-P->ácido), fósforo orgánico soluble en álcali (org-P->álcali) y fósforo orgánico residual (org-P->residual). No obstante, algunos autores han reconocido la existencia de compuestos de org-P en los extractos de Ca-EDTA y de Na<sub>2</sub>-EDTA. Estos compuestos están formados esencialmente, por complejos de P-sustancias húmicas y Fe o Ca, respectivamente (Díaz-Espejo *et al.*, 1999; Golterman, 2004).

A continuación, se va a proceder al estudio detallado de las fracciones de fósforo orgánico soluble en ácido y de fósforo orgánico soluble en álcali, ya que el fósforo orgánico residual representó un pool muy pequeño en el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra.

#### *Fósforo orgánico soluble en ácido*

Si asumimos que el org-P->ácido es la fracción más activa del pool de org-P, siendo más biodegradable que el org-P->álcali (De Groot & Golterman, 1993; De Groot & Fabre, 1993; Díaz-Espejo *et al.*, 1999; Golterman, 2004); entonces, la razón org-P->ácido: org-P->álcali, podría ser empleada como indicadora de la degradabilidad del org-P<sub>sed</sub>. Así, la existencia de una razón inferior en el sedimento de la estación 1 de la laguna Honda (0.31) que en el sedimento de la laguna Nueva (0.94), de nuevo, corroboraría la naturaleza más degradable de la materia orgánica sedimentaria de la laguna Honda (de Vicente *et al.*, 2003).

Según De Groot (1990), el org-P->ácido podía estar formado por compuestos orgánicos solubles en ácido, que son solubilizados tras la hidrólisis en medio ácido del enlace C-O-P, por

complejos de Ca (cationes polivalentes) y fosfato orgánico, que no fueron extraídos por el EDTA, y por el fosfato contenido en células vivas. Más tarde, De Groot & Golterman (1993) descartaron ésta última procedencia del org-P->ácido, al no encontrar una liberación significativa de P cuando suspensiones de *Scenedesmus sp.*, eran mantenidas en agitación en medio ácido.

Además, es posible asumir que el org-P->ácido puede incluir pequeñas cantidades de  $\text{CaCO}_3 \approx \text{P}$ , que no fue extraído en los pasos anteriores con  $\text{Na}_2\text{-EDTA}$  (Golterman, 2004).

#### *Fósforo orgánico soluble en álcali*

El org-P->álcali puede contener P asociado a sustancias húmicas así como inositol fosfato (fitato) y trazas de ácidos nucleicos (Anderson, 1970).

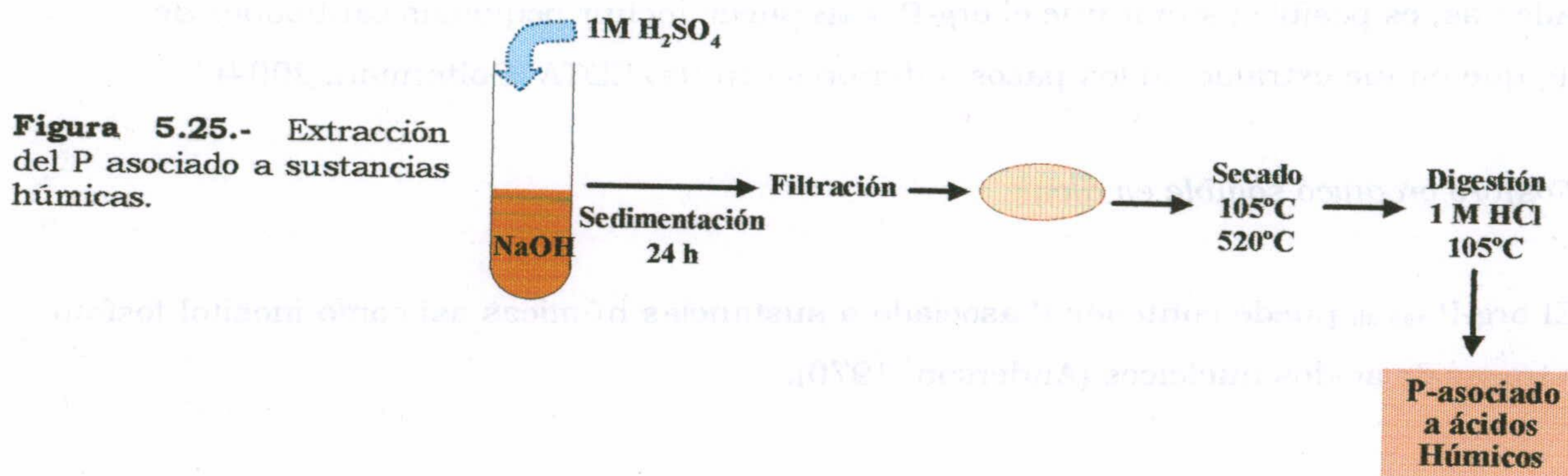
De ellas, parece ser que el fitato es la principal forma de org-P->álcali (De Groot & Golterman, 1993; Golterman *et al.*, 1998; Serrano *et al.*, 2000; Serrano *et al.*, 2003; Golterman, 2004). El fitato es un fosfato orgánico, almacenado por plantas y microorganismos, que está ampliamente distribuido en la naturaleza (De Groot & Golterman, 1993). En suelos, este compuesto suele representar un elevado porcentaje del org-P (Anderson & Malcolm, 1974; Stevenson, 1982). A pesar de ser relativamente estable, por su capacidad para formar complejos insolubles con diversos cationes polivalentes (De Groot & Golterman, 1993), la actividad fitasa extracelular puede contribuir a la movilización de esta forma de org-P, dependiendo de la actividad de las plantas así como de los microorganismos del sedimento (Serrano *et al.*, 2003). Adicionalmente, Golterman *et al.* (1998) señalaron que la mineralización del fitato podría contribuir significativamente a la liberación de P desde el sedimento anóxico.

Además, el NaOH puede solubilizar a ácidos húmicos y fúlvicos (Bowman & Cole, 1978), que pueden ser, posteriormente, separados mediante la precipitación de los ácidos húmicos cuando la solución es acidificada ( $\text{pH} \approx 1$ ) (Malcolm, 1990).

De acuerdo con esto, De Groot & Golterman (1993) incluyeron la extracción del org-P asociado a sustancias húmicas así como de fitato, en el esquema básico de fraccionamiento de P sedimentario. Para ello, en un primer paso, el extracto de org-P->álcali era acidificado con

H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (pH < 2), con la consiguiente precipitación del P asociado a ácidos húmicos; posteriormente, y tras ajustar el pH, el extracto era incubado con fitasa y con fostasa alcalina.

En el caso de las lagunas de la Albufera de Adra, siguiendo un procedimiento similar (Paludan & Jensen, 1995), se procedió, en una ocasión, a la cuantificación del P asociado a sustancias húmicas (Figura 5.25).



Los resultados obtenidos confirmaron la presencia de P asociado a ácidos húmicos en el extracto de org-P- $\rightarrow$ álcali en el sedimento de la laguna Honda y de la laguna Nueva (Tabla 5.9). De hecho, ese pool representó entre el 16 % (laguna Nueva) y el 24 % (laguna Honda) del org-P<sub>sed</sub>.

De igual modo, Paludan & Jensen (1995) encontraron que gran parte del Tot-P<sub>sed</sub> estaba asociado a ácidos húmicos. De ahí que la formación de P asociado a ácidos húmicos pueda contribuir de manera especial a la interacción entre el i-P<sub>dis</sub> y los complejos de materia orgánica y metales.

**Tabla 5.9.-** Concentración de P asociado a Ácidos húmicos en el sedimento ( $\mu\text{g g}^{-1}$  d.w.).

		P-Ác.húm.	% P-Ác. húm:org-P
<b>Laguna Honda</b> (estación 1)	(0-5) cm	41	19
	(5-10) cm	43	29
	(10-15) cm	31	23
<b>Laguna Nueva</b> (estación 1)	(0-5) cm	38	16
	(5-10) cm	16	19
	(10-15) cm	7	12



Por último, estudios recientes han señalado que el extracto de NaOH puede contener polifosfato bacteriano, presente como “fosfato no-reactivo” (Baldwin, 1996; Hupfer *et al.*, 1995). Si esto fuese así, la liberación anaeróbica de P desde el sedimento podría estar asociada esencialmente a la hidrólisis del poli-P, almacenado durante condiciones aeróbicas (Khoshmanesh *et al.*, 2002).

A continuación se ha tratado de estimar el P bacteriano (Tot-P<sub>bact</sub>) y el poli-P bacteriano (poli-P<sub>bact</sub>) presente en el sedimento de la laguna Honda y de la laguna Nueva.

Si consideramos que, según Istvánovics (1993), el tamaño medio celular es de 0.5-1  $\mu\text{m}^3$  bacteria<sup>-1</sup>, que el contenido en C es 220  $\mu\text{g mm}^{-3}$  y que la relación C:P en peso es de 20, el contenido medio de P por célula bacteriana oscila entre  $1.1 \cdot 10^{-8}$  –  $5.5 \cdot 10^{-9}$   $\mu\text{g bacteria}^{-1}$ . Por tanto, si el número de bacterias viables promedio en el sedimento de la laguna Honda es de  $2 \cdot 10^7$  bacterias g d.w.<sup>-1</sup> (Capítulo 5.3.2.3), el contenido en Tot-P<sub>bact</sub> del sedimento estaría comprendido entre 0.11 y 0.22  $\mu\text{g g d.w.}^{-1}$ , valor muy próximo a 0.1  $\mu\text{g g d.w.}^{-1}$ , estimado por Golterman (2004).

Finalmente, si asumimos una acumulación de poli-P igual a 10 veces la cantidad mínima estimada (Golterman, 2004), entonces la concentración de poli-P<sub>bact</sub> almacenado en el sedimento de la laguna Honda sería 1.1  $\mu\text{g g d.w.}^{-1}$ . Por tanto, si consideramos que la concentración promedio de Tot-P<sub>sed</sub> en esta laguna (estación 1) fue de 632  $\mu\text{g g d.w.}^{-1}$ , solamente el 0.17% del Tot-P<sub>sed</sub> estuvo compuesto por poli-P<sub>bact</sub>.

En resumen, la fracción de org-P- $\rightarrow$ álcali presente en el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra debió estar compuesta esencialmente por P asociado a sustancias húmicas, así como por fitato. Serán necesarios ensayos enzimáticos posteriores para conseguir conocer la contribución exacta del fitato a esta fracción de org-P.

#### 5.4.1.2.- Oxihidróxidos de Hierro y Hierro Total

La concentración de Fe<sub>Total</sub> medida en el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra se encuentra en el rango de las recogidas en la bibliografía. Si bien la mayoría de los valores se

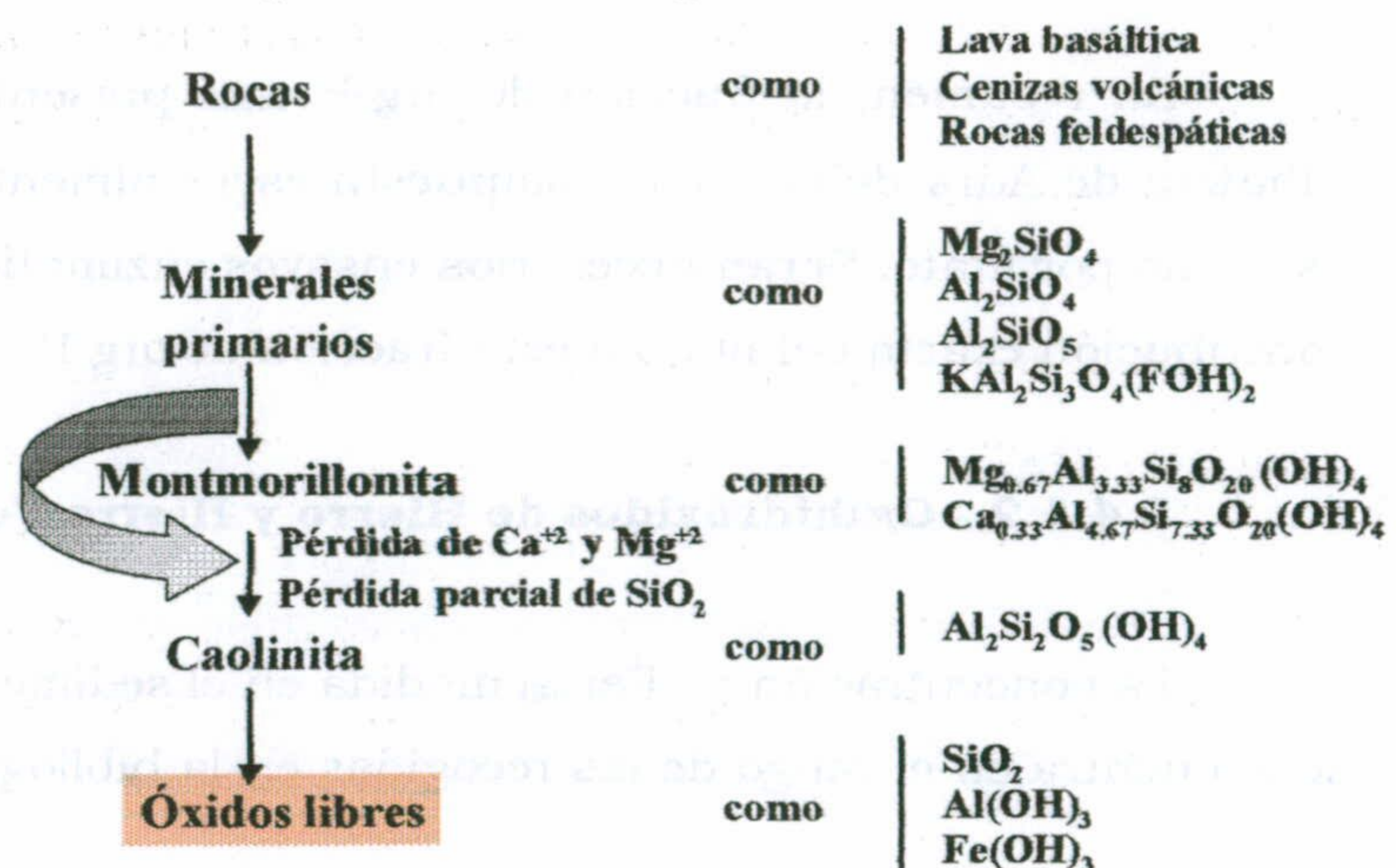
encuentran comprendidos entre 10 y 50 mg g<sup>-1</sup> d.w. (Boström & Pettersson, 1982; Boström, 1984; Tiren & Pettersson, 1985; Moutin *et al.*, 1993; Kleeberg, 1997; Gómez *et al.*, 1999; Kleeberg *et al.*, 1999; Burley *et al.*, 2001; Prairie *et al.*, 2001; Kaiserli *et al.*, 2002), Jensen *et al.* (1992) midieron, en un total de 16 lagos, valores extraordinariamente variables (5-159 mg g<sup>-1</sup> d.w.).

Si comparamos los valores de FeOOH medidos en el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra, con los citados en la literatura para lagunas costeras (Mesnage & Picot, 1995; Gómez *et al.*, 1998), encontramos que el sedimento de las lagunas estudiadas es especialmente rico en FeOOH.

El origen de los oxihidróxidos de Fe puede ser muy diverso (Golterman, 2004). Estos compuestos alcanzan la masa de agua provenientes de aguas subterráneas y/o superficiales, en donde se presentan tanto en fase particulada como disuelta, en este último caso solamente en forma reducida. Según Golterman (2004), el origen de los óxidos de Fe es fundamentalmente alóctono, si bien algunos óxidos como la goetita (FeOOH) y la birnesita (Na,Ca Mn<sub>7</sub>O<sub>14</sub>·3 H<sub>2</sub>O) pueden formarse también mediante procesos diagenéticos. En la Figura 5.26 se muestra una representación esquemática de la erosión física y química que conduce a la formación de óxidos de Fe libres.

Si tenemos estos aspectos en consideración, podríamos afirmar que la existencia de una mayor concentración de FeOOH en el sedimento de la laguna Honda podría ser el resultado de la llegada de material alóctono desde la cuenca de captación a esta laguna.

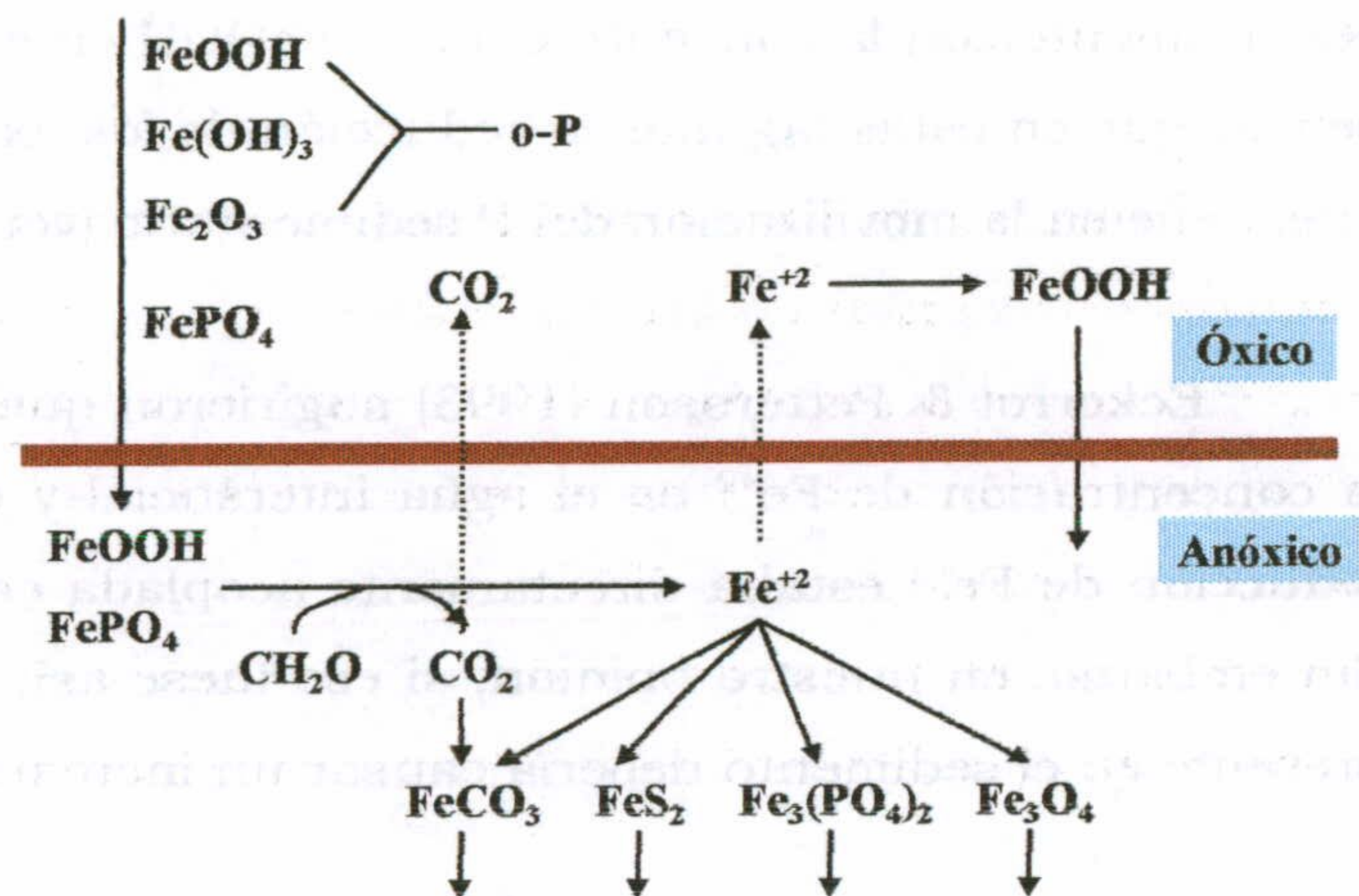
**Figura 5.26.-** Diagrama esquemático del proceso de meteorización (tomado de Golterman, 2004).



Una vez que los óxidos de Fe alcanzan la masa de agua, tienen lugar una serie de reacciones de óxido-reducción, que se encuentran resumidas en la Figura 5.27. Además, Golterman (2004) señala que en el sedimento pueden existir minerales de Fe (p.e.  $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8 \text{H}_2\text{O}$ ;  $\text{FeS}$ ) cuyo origen está estrechamente relacionado con transformaciones diagenéticas.

En este sentido, es lógico pensar que puesto que en el sedimento de la laguna Nueva solamente un reducido porcentaje del  $\text{Fe}_{\text{Total}}$  se encuentra en forma de  $\text{FeOOH}$ , las transformaciones diagenéticas de los compuestos de Fe, como se verá mas adelante, deben cobrar un especial interés en esta laguna.

**Figura 5.27.-** Diagrama ilustrativo de las reacciones de transformación del Fe en un hábitat acuático natural (tomado de Atlas & Bartha, 1998).



Desde los trabajos de Einsele (1938) y de Mortimer (1941), se ha considerado que la liberación de P desde el sedimento estaba controlada esencialmente por la dinámica del Fe. De este modo, bajo condiciones anóxicas, la reducción del  $\text{Fe}^{+3}$  a  $\text{Fe}^{+2}$  y la consiguiente formación y precipitación de  $\text{FeS}$  incrementaba drásticamente la movilización del P sedimentario, al reducirse la concentración de  $\text{FeOOH}$  en el sedimento y por ende, la capacidad de adsorción de P por el sedimento.

Más tarde, algunos autores han cuestionado la validez de la teoría clásica de Einsele y Mortimer (Golterman, 2001, 2004; Lee *et al.*, 1977; Prairie *et al.*, 2001). Así, Golterman (1984, 2001) estimó que la capacidad reductora de un sistema, determinada por la sedimentación de materia orgánica, es generalmente suficiente para reducir solamente  $\approx 1\%$  del  $\text{FeOOH}$  presente en el sedimento. Por tanto, la movilización de P desde el sedimento constituye un proceso de

enorme complejidad en donde mecanismos biológicos, químicos y físicos pueden estar involucrados (Boström, 1982) (Capítulo 5.3.1.5).

Es preciso hacer notar que la mayoría de los estudios que han asociado la movilización del P sedimentario con la reducción de  $Fe^{+3}$ , se han basado en el análisis de regresión entre la concentración de P y de Fe en el agua intersticial (Premazzi & Provini, 1985; Marsden, 1989; Caraco *et al.*, 1993; Rozan *et al.*, 2002). Sin embargo, en el caso de las lagunas de la Albufera de Adra, la correlación entre ambas variables no ha sido estadísticamente significativa. Además, en ambas lagunas, la concentración de P en el agua intersticial se relacionó positivamente con la concentración de FeOOH en el sedimento. Estos resultados nos inducen a pensar que en estas lagunas la reducción de los óxidos de Fe no es el principal mecanismo que interviene en la movilización del P sedimentario (ver Capítulo 5.3.1.5).

Eckerrot & Pettersson (1993) sugirieron que la existencia de una relación positiva entre la concentración de  $Fe^{+2}$  en el agua intersticial y de C Total en el sedimento reflejaba que la reducción de  $Fe^{+3}$  estaba directamente acoplada con la mineralización de la materia orgánica. Sin embargo, en nuestra opinión, si eso fuese así, un descenso en la concentración de C Total presente en el sedimento debería causar un incremento en la concentración de  $Fe^{+2}$ .

Con todo ello se ponen de manifiesto las dificultades y limitaciones existentes a la hora de estudiar la dinámica del P y del Fe en el sedimento a través de los análisis de regresión. De hecho, la interpretación de los resultados obtenidos cobra especial dificultad, ya que son extraordinariamente complejos los procesos que intervienen tanto en la movilización como en la retención de P en los sedimentos. Además, la situación se complica si tenemos en cuenta que el  $Fe^{+2}$  procedente de la reducción de FeOOH puede ser retirado de la solución mediante su precipitación en forma de FeS.

Siguiendo esta línea, y con el fin de conocer la influencia de factores, tales como la disponibilidad de  $O_2$ , en la dinámica del FeOOH se procedió a la obtención del coeficiente de correlación entre la concentración de FeOOH en el sedimento y la concentración de  $O_2$  en el agua próxima al sedimento. Al contrario de lo que cabría esperarse, los resultados obtenidos reflejaron una relación inversa entre ambas variables, tanto en la laguna Honda como en la laguna Nueva. De nuevo, no parece aventurado pensar que el empleo de este tipo de relaciones

presenta notables limitaciones especialmente en los sistemas estudiados, en donde el aporte continuo de material orgánico puede dar lugar a la formación de microzonas anóxicas en el sedimento, incluso bajo concentraciones elevadas de  $O_2$  en la columna de agua.

Por último, se ha estudiado la relación existente entre la concentración de  $FeOOH$  y de materia orgánica en el sedimento. Resulta especialmente interesante comentar que en el sedimento de la laguna Nueva, ambas variables se relacionaron significativa y positivamente ( $r = 0.30$ ,  $p < 0.05$ ). Estos resultados apuntarían a la posible existencia de complejos de Fe, sustancias húmicas y P en el sedimento de esta laguna, como en otros sistemas costeros se ha puesto ya de manifiesto (ver p.e. Mesnage & Picot, 1995). Además, la relación positiva existente entre ambas variables podría ser el resultado de la capacidad que presenta la materia orgánica para estabilizar los óxidos de Fe presentes en el sedimento (Gu *et al.*, 1996).

Si estudiamos la interacción entre el ciclo del P y del S, es posible reconocer una estrecha vinculación con el ciclo del N (Figura 5.28). Golterman (1991) resaltó la relación existente entre la descomposición de la materia orgánica, la desnitrificación y la adsorción de P. Cuando el  $O_2$  se agota, la reducción de  $Fe^{+3}$  es la principal vía para la oxidación de la materia orgánica. Paralelamente, la desnitrificación puede ir acoplada a una oxidación del  $FeS$ , con la consiguiente formación de  $FeOOH$ , lo que incrementa en gran medida la capacidad de adsorción del sedimento.

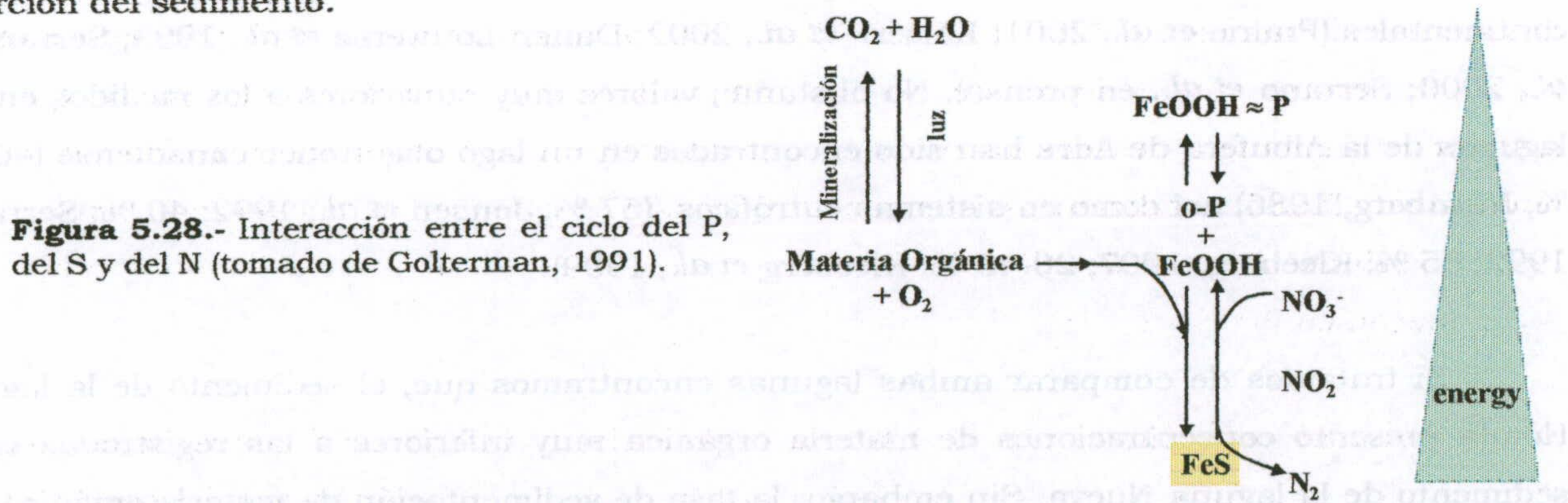


Figura 5.28.- Interacción entre el ciclo del P, del S y del N (tomado de Golterman, 1991).

De la comparación de los resultados obtenidos en las lagunas de la Albufera de Adra se observa la existencia de concentraciones de  $FeOOH$  muy superiores en el sedimento de la laguna Honda que en el de la laguna Nueva. Así, además del aporte alóctono de óxidos

metálicos (especialmente de FeOOH) a la laguna Honda, es lógico pensar que la mayor intensidad del proceso de desnitrificación en el sedimento de esta laguna (Capítulo 5.3.1.4) pudo contribuir notablemente a la formación de FeOOH.

Por el contrario, en el sedimento de la laguna Nueva la formación de FeS debió representar un proceso de especial importancia, dada la mayor concentración de ión  $\text{SO}_4^{2-}$  en el agua de esta laguna (Capítulo 3.3.3). Actualmente, existen numerosos trabajos en los que se destaca la relevancia de la reducción del  $\text{SO}_4^{2-}$  en la mineralización anaeróbica de la materia orgánica en ecosistemas acuáticos continentales (Jensen & Andersen, 1987; Caraco *et al.*, 1993; Kleeberg, 1997). Según Holmer & Storkholm (2001), la tasa de reducción del ión  $\text{SO}_4^{2-}$  en los lagos está controlada esencialmente por la disponibilidad de  $\text{SO}_4^{2-}$  en el medio. Además, De Groot (1991) reconoció la existencia de grandes cantidades de FeS en el sedimento de La Camarga, de características similares a la laguna Nueva (Fe(OOH)≈P: 4.2 % de Tot-P<sub>sed</sub>; org-P: 80% del Tot-P<sub>sed</sub>; C:N : 16.1). Por último, la menor relevancia del proceso de desnitrificación en esta laguna pudo permitir la acumulación de FeS en el sedimento.

#### 5.4.1.3.- Materia Orgánica

Los valores de materia orgánica medidos en el sedimento de la laguna Honda y de la laguna Nueva son similares a los citados en la literatura para ecosistemas acuáticos continentales (Prairie *et al.*, 2001; Kaiserli *et al.*, 2002; Danen-Louwerse *et al.*, 1993; Serrano *et al.*, 2000; Serrano *et al.*, en prensa). No obstante, valores muy superiores a los medidos en las lagunas de la Albufera de Adra han sido encontrados en un lago oligotrófico canadiense (40-46 %, Nürnberg, 1986) así como en sistemas eutróficos (57 %: Jensen *et al.*, 1992; 40 %: Serrano, 1992; 55 %: Kleeberg, 1997; 20-40 %: Kleeberg *et al.*, 1999).

Si tratamos de comparar ambas lagunas encontramos que, el sedimento de la laguna Honda presentó concentraciones de materia orgánica muy inferiores a las registradas en el sedimento de la laguna Nueva. Sin embargo, la tasa de sedimentación de materia orgánica fue significativamente superior en la laguna Honda (Capítulo 4.2.1.4).

Los resultados encontrados parecen sugerir que mientras en la laguna Honda, la producción primaria es esencialmente planctónica; en la laguna Nueva debe existir un aporte

adicional de materia orgánica procedente de la producción primaria bentónica. De hecho, durante los meses de primavera-verano, es frecuente observar el desarrollo en esta laguna de masas de macrófitos (*Najas marinas* y *Potamogeton pectinatus*).

Según Golterman (1995), para una misma cantidad de nutrientes, los macrófitos son capaces de producir hasta 5 veces más materia orgánica (fundamentalmente celulosa) que el fitoplancton. De acuerdo con esto, el detritus procedente del fitoplancton es más fácilmente degradable, mientras que los restos de plantas vasculares son estructuralmente complejos y su degradación es más lenta (p.e. Kristensen *et al.*, 1995; Golterman, 1995).

Si tenemos en cuenta estos aspectos, no parece aventurado pensar que la materia orgánica del sedimento de la laguna Honda (lábil) debe ser degradada más eficientemente que la materia orgánica presente en el sedimento de la laguna Nueva (refractaria), en donde tiende a acumularse.

Otra diferencia que podemos destacar entre ambas lagunas, es la desigual importancia de la heterogeneidad espacial. En este sentido, en la laguna Honda ha sido posible reconocer una fuerte heterogeneidad espacial, al detectarse un patrón creciente en la concentración de materia orgánica en el sedimento conforme se incrementa la profundidad de la estación de muestreo. Sin embargo, las menores diferencias en la profundidad entre las diferentes estaciones de la laguna Nueva no han permitido reconocer diferencias en la componente horizontal.

La heterogeneidad espacial reconocida en el sedimento superficial de la laguna Honda debe responder, en última instancia, al transporte preferencial de la materia orgánica particulada autóctona desde las zonas más someras a las más profundas (Krogerus & Ekholm, 2003). Esta conclusión vendría reforzada por el hecho de que, como sugieren Nøges *et al.* (1999), la menor densidad de las partículas orgánicas las hace especialmente vulnerables frente a procesos de resuspensión, depositándose posteriormente en las zonas de mayor profundidad. Finalmente, otro argumento que contribuiría a explicar las diferencias encontradas en la laguna Honda, sería la existencia de un mayor volumen de agua, y por ende, mayor masa de partículas

sólidas sujetas al proceso de sedimentación, sobre el sedimento de las estaciones localizadas a mayor profundidad que el de estaciones someras.

Adicionalmente, los resultados obtenidos señalan que la llegada de material alóctono no representa un aporte importante de materia orgánica particulada, ya que las estaciones localizadas en la cubeta W, en donde descargan las ramblas, fueron las que presentaron menores valores en la concentración de materia orgánica del sedimento. De acuerdo con esto, Martinova (1993) señaló que la entrada de materia orgánica alóctona suele ser poco importante.

Con el fin de estudiar los factores que intervienen en la variación temporal observada en el sedimento superficial, se ha realizado un análisis por regresión entre la concentración de materia orgánica presente en el sedimento (0-5 cm) y la temperatura medida en la capa de agua próxima al sedimento. Los resultados obtenidos han mostrado una significativa e inversa relación en el caso de la estación 1 de la laguna Honda ( $r = -0.80$ ;  $p < 0.05$ ); sin embargo, en la estación 2 y 3 de la laguna Honda así como en las tres estaciones de la laguna Nueva no se ha detectado una relación significativa entre ambas variables.

Según Carignan & Lean (1991) la existencia de una fuerte relación entre ambas variables refleja una naturaleza más degradable de la materia orgánica. De acuerdo con esto, se ha observado que en la estación 1 de la laguna Honda, la reducción de la concentración de materia orgánica durante los meses estivales tiene lugar simultáneamente con un incremento en la concentración de ión fosfato en el agua intersticial (ver Capítulo 5.3.1.5).

El hecho de que en el sedimento de la laguna Honda se puedan distinguir diferencias espaciales en la evolución temporal de la concentración de materia orgánica, puede ser el resultado de que en las estaciones más someras, además del proceso de mineralización, la resuspensión y transporte de material particulado pueden desempeñar un papel esencial en la dinámica de nutrientes.

#### **5.4.1.4.- Carbono y Nitrógeno Total**

Al igual que con la materia orgánica, el sedimento de la laguna Honda presentó concentraciones de C y de N muy inferiores a las registradas en el sedimento de la laguna



Nueva. Sin embargo, la tasa de sedimentación de C y de N fue significativamente superior en la laguna Honda (Capítulo 4.2.1.4).

En lo que se refiere al C total, es lógico pensar que las diferencias encontradas entre ambas lagunas responden a lo anteriormente expuesto, la relevancia de la producción primaria bentónica en la laguna Nueva, que supone un aporte continuo de C orgánico al sedimento de esta laguna.

Según Martinova (1993) y Golterman (2004), más del 90% del N total presente en el sedimento se encuentra en forma de N orgánico, por lo que la disponibilidad de N total está directamente asociado con el contenido de materia orgánica del sedimento. Un pool muy importante de N orgánico está constituido por aminoácidos (45 %), que se presentan en forma de proteínas insolubles, de péptidos, así como de compuestos húmicos y fúlvicos (Martinova, 1993).

De la comparación de los resultados obtenidos en ambas lagunas podemos destacar que:

- o El N orgánico depositado sobre el sedimento de la laguna Honda es rápidamente mineralizado, siendo el proceso de amonificación muy intenso. De acuerdo con esto, el agua intersticial de la laguna Honda presentó concentraciones muy superiores de ión  $\text{NH}_4^+$  que el sedimento de la laguna Nueva (Capítulo 5.3.1.7).
- o El aporte continuo de ión  $\text{NH}_4^+$  al agua intersticial, y su posterior oxidación a  $\text{NO}_3^-$ , debe potenciar el proceso de desnitrificación en el sedimento de la laguna Honda.
- o La presencia de macrófitos supone un aporte adicional de N orgánico al sedimento (Golterman, 2004) de la laguna Nueva.
- o El desarrollo de cianobacterias fijadoras de  $\text{N}_2$  podría representar una fuente de N orgánico importante al sedimento de la laguna Nueva.

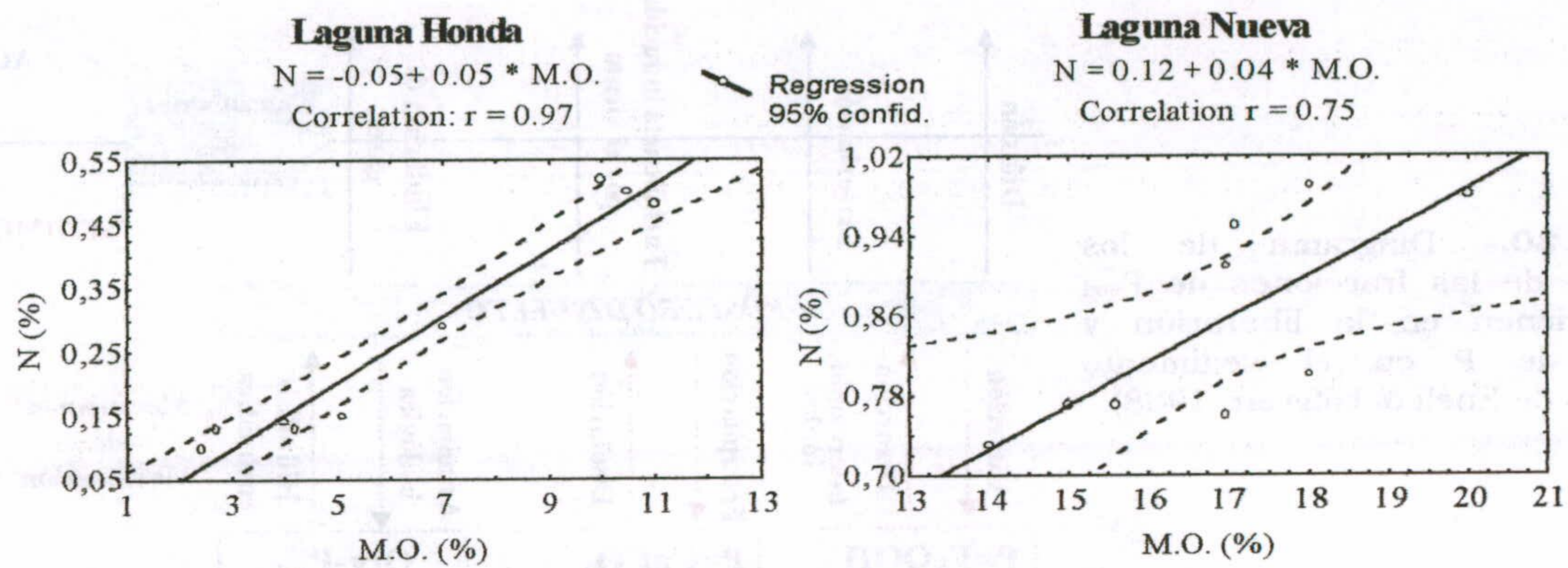
Si comparamos los valores de N total con los recogidos en la bibliografía, observamos que las concentraciones de N total medidas en la laguna Honda son similares a los citados por Moutin *et al.* (1993) en la laguna costera étang du Prévost y étang de l'Or (Francia), y por

Serruya *et al.* (1974) en el lago Kinneret, en donde la mineralización del N orgánico fue especialmente intensa. No obstante, en la literatura se han citado valores extraordinariamente elevados de N total, así se han llegado a cuantificar hasta 2.69 % en el lago sueco Bergundasjön (Böstrom, 1984) y hasta 2.77 % en el lago mesotrófico Jacks (EEUU) (Carignan & Lean, 1991).

Håkanson (1984) sugirió que, puesto que el P se puede encontrar en el sedimento bajo diferentes formas químicas, las cuales pueden ser movilizadas mediante factores y mecanismos diferentes, es lógico pensar *a priori* que el contenido en N total y C total deben proporcionar más información acerca del estado trófico del sistema que el contenido en Tot-P<sub>sed</sub> del sedimento. De acuerdo con esto, este autor propuso que la fuerte relación positiva existente entre la concentración de materia orgánica y de N total en el sedimento superficial (Mackereth, 1966; Kemp, 1971) podría ser empleada como una expresión integradora y cuantitativa del nivel trófico del lago.

Siguiendo a Håkanson & Jansson (1983) y Håkanson (1984), en la Figura 5.29 se muestra el ajuste lineal obtenido entre la concentración de materia orgánica y de N total presente en el sedimento superficial de las tres estaciones de muestreo seleccionadas en cada laguna.

El "número de bioproducción" (BPN), que refleja el nivel trófico del sistema (siempre que la concentración de materia orgánica del sedimento sea inferior a 20%) se relaciona con la pendiente de la recta. El BPN fue de 5.1 y de 4.0 en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente. Según Håkanson (1984), si el BPN es inferior a 3.3, el sistema se puede considerar como oligotrófico; si el BPN se encuentra entre 3.3-4.5, el sistema es mesotrófico; si el BPN está entre 4.5-6.5, el sistema es eutrófico; y si el BPN es superior a 6.5, el sistema es hipereutrófico. Por tanto, los resultados obtenidos confirmarían el estado eutrófico de la laguna Honda, que presentó valores del BPN muy próximos a los descritos por Sommaruga (1991) en el lago eutrófico Ton-Ton. No obstante, en el caso de la laguna Nueva, la elevada concentración de materia orgánica presente en el sedimento superficial podría limitar el uso de este tipo de aproximación.



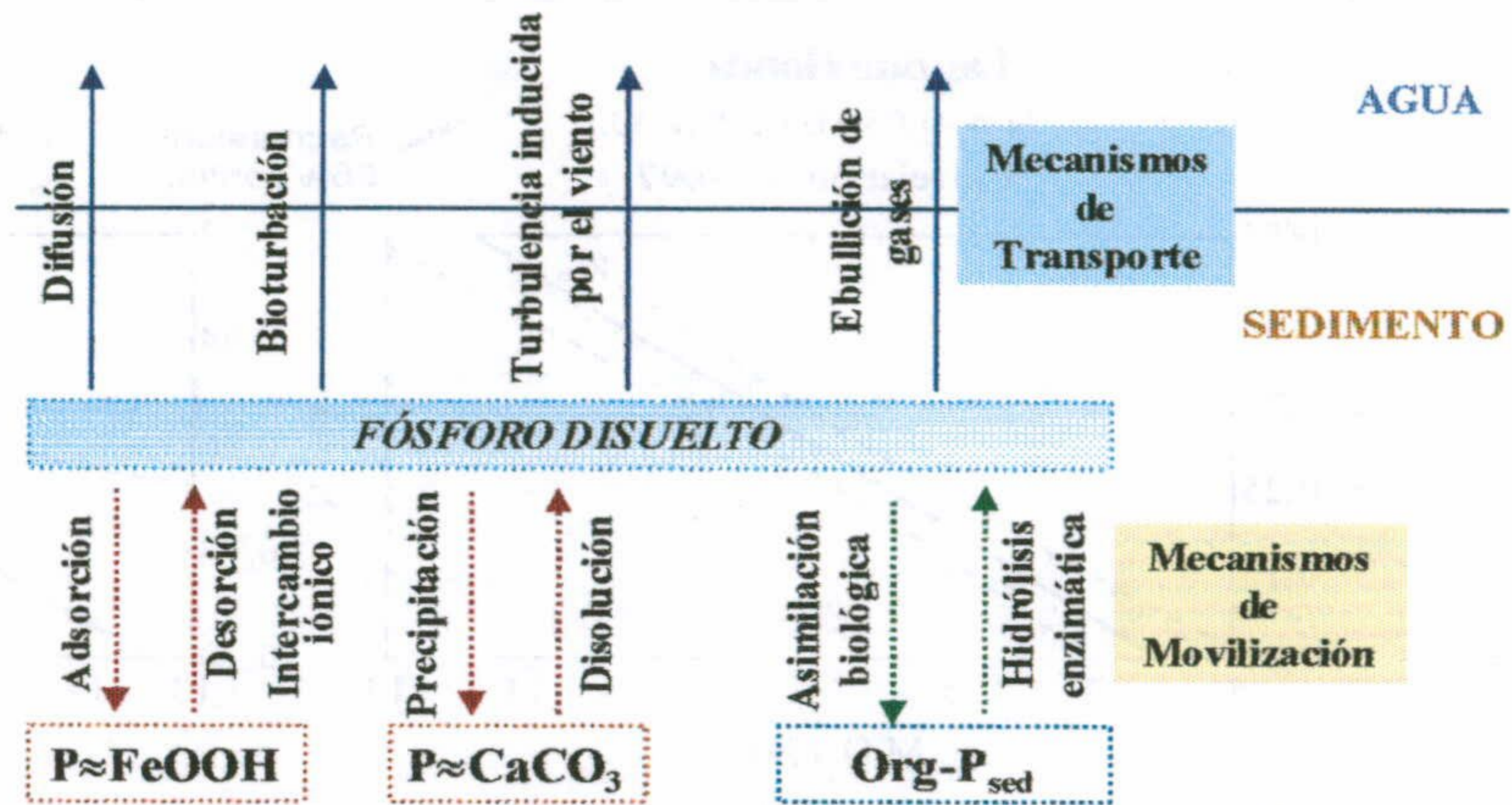
**Figura 5.29.-** Ajuste lineal entre la concentración de materia orgánica y de N total presente en el sedimento superficial de la laguna Honda y de la laguna Nueva.

#### 5.4.1.5.- Ión fosfato en el agua intersticial

El sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra presenta un elevado porcentaje de humedad (superior al 70 % del peso seco), por lo que la fracción acuosa (agua intersticial) debe representar un medio de transición de especial importancia para el movimiento de solutos (p.e. nutrientes) a través de la interfase agua-sedimento. Según Enell & Löfgren (1988), la mayor parte del agua intersticial constituye un medio líquido móvil que se localiza alrededor de las partículas, mientras que solamente una fracción minoritaria se encuentra unida a las sustancias sólidas.

La composición del agua intersticial está controlada por interacciones complejas (procesos biológicos, químicos y físicos) entre la fase sólida y la líquida. Si centramos nuestra atención en el P, la concentración de  $i-P_{dis}$  en el agua intersticial es el balance neto entre los procesos de liberación (disolución, desorción, intercambio iónico, hidrólisis enzimática) y los de retención (precipitación, adsorción, asimilación biológica) (Figura 5.30).

**Figura 5.30.-** Diagrama de los procesos y de las fracciones de  $P_{sed}$  que intervienen en la liberación y retención de P en el sedimento (modificado de Enell & Löfgren, 1988).



Con el fin de reconocer los posibles procesos involucrados en la movilización de  $P_{sed}$  en las lagunas de la Albufera de Adra, se ha realizado un análisis estadístico, basado en la obtención del coeficiente de correlación entre la concentración de  $i-P_{dis}$  en el agua intersticial y de las diferentes fracciones de  $P_{sed}$  (Tabla 5.10).

Los resultados obtenidos muestran la ausencia de una relación inversa significativa entre  $i-P_{dis}$  y alguna de las formas de  $P_{sed}$ , por lo que la disponibilidad de P en el agua intersticial no se puede relacionar directamente con alguna de las fracciones de  $P_{sed}$ . Estos resultados son los esperables, si tenemos en cuenta la extraordinaria complejidad tanto de los procesos como de los factores que intervienen en la movilización/ retención de P en el sedimento. Otro aspecto que complica la identificación de los mecanismos involucrados en la liberación de  $P_{sed}$  es la posible transferencia entre las diferentes formas de  $P_{sed}$ . De hecho, a menudo los procesos de movilización de  $P_{sed}$  se traducen en transferencias entre diferentes fracciones, y sólo ocasionalmente, se produce una liberación a la columna de agua (Lijklema 1994). Un claro ejemplo vendría dado por el hecho de que bajo condiciones de elevado pH, el P movilizado mediante intercambio iónico desde la fracción  $Fe(OOH) \approx P$ , puede ser precipitado como  $CaCO_3 \approx P$ .

**Tabla 5.10.-** Coeficientes de correlación de Pearson entre la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  y las fracciones de  $\text{P}_{\text{sed}}$  (\*  $p < 0.05$ ).

		$\text{Fe}(\text{OOH})\approx\text{P}$	$\text{CaCO}_3\approx\text{P}$	$\text{P}_{\text{ácido}}$	$\text{P}_{\text{álkali}}$	$\Sigma \text{P}_{\text{sed}}$
<b>Laguna Honda</b>	<b>Estación 1</b>	0.19	0.45*	0.04	0.19	0.43*
	<b>Estación 2</b>	0.49*	0.17	-0.03	0.20	0.31
	<b>Estación 3</b>	0.08	-0.05	-0.02	-0.15	-0.12
	<b>Todo</b>	0.41*	0.37*	-0.18	0.35*	0.44*
<b>Laguna Nueva</b>	<b>Estación 1</b>	0.16	0.31	-0.46*	0.10	-0.04
	<b>Estación 2</b>	0.71*	0.39*	0.81*	0.37*	0.70*
	<b>Estación 3</b>	0.50*	0.37*	-0.02	0.41*	0.36*
	<b>Todo</b>	0.53*	0.34*	0.17	0.25*	0.40*

A diferencia de la concentración de  $\text{P}_{\text{sed}}$ , la disponibilidad de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  en el agua intersticial se relaciona estrechamente con el estado trófico del ecosistema acuático (Enell & Löfgren, 1988). De acuerdo con esto, en este trabajo se han encontrado concentraciones de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  notablemente superiores en el sedimento de la laguna hipereutrófica (laguna Honda) que en el de la laguna eutrófica (laguna Nueva). En la literatura se recoge un amplio rango de concentraciones de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$ , que oscilan entre concentraciones inferiores a  $10 \mu\text{g l}^{-1}$ , medidas en un lago oligotrófico (Gahler, 1969) y concentraciones superiores a  $4200 \mu\text{g l}^{-1}$ , citadas por Holdren & Armstrong (1985) en el lago eutrófico Mendota.

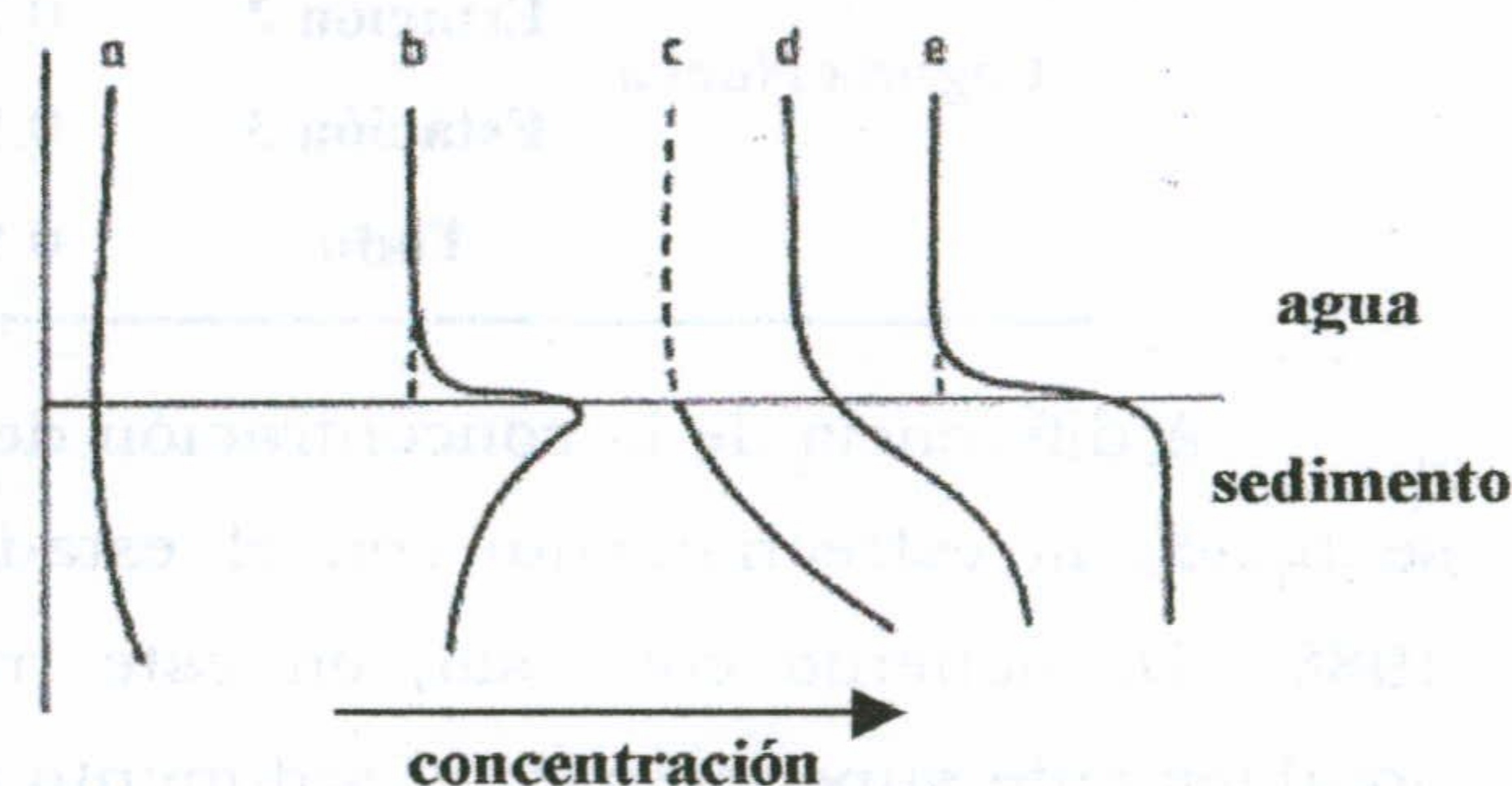
El estudio de la distribución del  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  en el perfil vertical nos revela la existencia de diferentes patrones que, en última instancia, podrían relacionarse con el estado trófico del sistema. Siguiendo a Enell & Löfgren (1988) podemos distinguir 5 tipos de perfiles verticales (Figura 5.31):

- a.- Perfil típico de sistemas oligotróficos, caracterizados por una concentración más o menos homogénea de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  a lo largo de la columna de agua y del sedimento.
- b.- Perfil típico de sistemas eutróficos someros, cuyo sedimento superficial recibe importantes aportes de materia orgánica.
- c.- Perfil típico de sistemas eutróficos durante la época de mezcla.
- d.- Perfil típico de sistemas eutróficos durante la época de estratificación.

e.- Perfil típico de sistemas hipereutróficos, durante el período de mezcla y de estratificación.

En términos generales, la distribución vertical de la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  en el agua intersticial de la laguna Honda y de la laguna Nueva, respondió al perfil *a*, característico de sistemas eutróficos someros en donde la intensa mineralización de la materia orgánica sedimentada en el estrato más superficial conllevó a una rápida movilización de P desde la fase sólida a la líquida. Kelderman (1984 b) describió perfiles muy similares en las estaciones más profundas (> 7 m) del lago Grevelingen.

**Figura 5.31.-** Representación esquemática de diferentes perfiles de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  en el agua intersticial (tomado de Enell & Löfgren, 1988).



Si analizamos la variabilidad espacial en la componente horizontal de la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$ , podemos destacar notables diferencias entre las lagunas estudiadas. De nuevo, la laguna Nueva se caracterizó por una homogeneidad espacial; mientras que en la laguna Honda, el sedimento superficial de la estación localizada a máxima profundidad (estación 1) presentó concentraciones muy superiores a las registradas en las estaciones más someras. Como se comentó en el Capítulo 4.3.2.3, según Carignan & Lean (1991) la existencia de una relación directa entre la profundidad de la estación de muestreo y la concentración de ión fosfato podría ser el resultado de una mayor acumulación de material orgánico particulado lábil en las zonas de máxima profundidad; de modo que, el mayor suministro de materia orgánica reactiva al sedimento superficial soportaría unas mayores tasas de regeneración de nutrientes.

La variación estacional en la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  en el agua intersticial se suele atribuir a la reducción de compuestos de Fe ( $\text{FeOOH}$ ) y por ende, a la movilización del P que se encontraba asociado a los mismos (Jensen *et al.*, 1995; Sundby & Gobeil, 1992). Sin embargo, resulta especialmente difícil distinguir entre los mecanismos químicos y los mecanismos biológicos que intervienen en la liberación de  $\text{P}_{\text{sed}}$  ya que la movilización bacteriana de P tiene

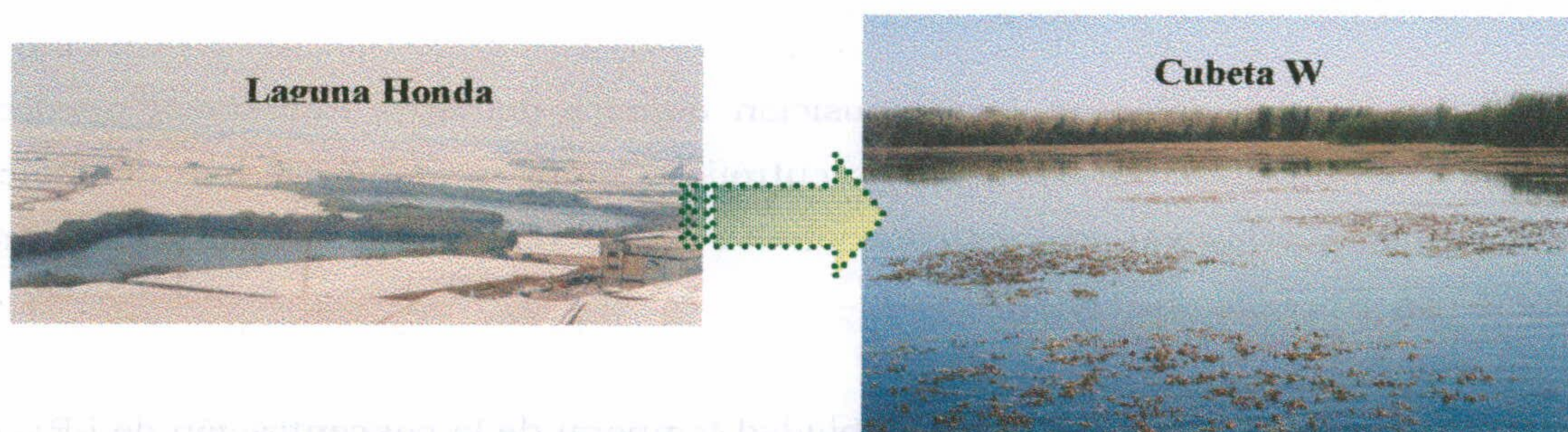
lugar a valores de potencial redox muy próximos a los que acontece la reducción de FeOOH (Gächter *et al.*, 1988).

Los cambios temporales en la composición química del agua intersticial pueden ser especialmente pronunciados en los sistemas eutróficos someros, donde la hidrodinámica, la actividad microbiana y las variaciones estacionales en la comunidad béntica pueden influir notablemente (Enell & Löfgren, 1988).

En nuestro caso, si analizamos la variabilidad temporal de la concentración de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  en el sedimento superficial de las lagunas de la Albufera de Adra encontramos que, en ambas lagunas y muy especialmente en las estaciones de máxima profundidad, la temperatura fue la variable que controló en mayor medida la disponibilidad de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  en el agua intersticial. De acuerdo con esto, es bien sabido que un incremento en la temperatura estimula el proceso de mineralización, que por ende, favorece un enriquecimiento en P del agua intersticial (p.e. Jensen & Andersen, 1992). Tal es así que, Lijklema (1985) y Boers (1986) enfatizaron la importancia de los procesos de mineralización como una "fuerza conductora" que contribuye al mantenimiento del gradiente de concentración de P existente entre el agua intersticial y la columna de agua.

Por último, resulta interesante comentar que valores especialmente bajos de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  fueron medidos durante la primavera-verano de 2001, en el estrato más superficial de las estaciones 2 y 3 de la laguna Honda. Los resultados obtenidos parecen indicar una importante asimilación biológica de  $i\text{-P}_{\text{dis}}$  por los macrófitos sumergidos (*Najas marina*), que en esos momentos alcanzaron densidades extraordinariamente elevadas en la cubeta W de la laguna Honda (Foto 5.3). De hecho, varios trabajos han reconocido la capacidad de los macrófitos acuáticos para asimilar parte del P presente en el agua intersticial (Carignan & Kalff, 1980; Barko & Smart, 1980, 1981; Barko *et al.*, 1991). De igual modo, Carignan (1985) detectó, durante los meses de verano, un brusco descenso en la concentración de P en el agua intersticial como consecuencia de la asimilación de éste nutriente a través del sistema radicular de los macrófitos acuáticos. Éste mismo autor (Carignan, 1982) desarrolló un modelo empírico para predecir la contribución relativa del sedimento o de la columna de agua en la incorporación de P por parte de los macrófitos sumergidos; los resultados del mismo mostraron que más del 50 % del suministro

de P a los macrófitos procedía del sedimento cuando la razón entre la concentración de fósforo reactivo disuelto en el agua intersticial y en la columna de agua excedía el valor de 4.



**Fotografía 5.3.-** Desarrollo de macrófitos (*Najas marina*) en la cubeta W de la laguna Honda durante la primavera-verano de 2001.

En la bibliografía son escasos los trabajos que analizan la especiación del P presente en el agua intersticial. De hecho, la mayoría de los estudios se han centrado sólo en la cuantificación del fósforo reactivo soluble, probablemente debido a la limitación que supone el reducido volumen de muestra.

De la comparación de los resultados obtenidos en ambas lagunas, podemos destacar la existencia de una razón  $i-P_{dis}: TDP$  muy superior en el agua intersticial de la laguna Honda que en el de la laguna Nueva. Estos resultados, congruentes con los encontrados en la columna de agua de ambas lagunas (Capítulo 3.2.3.3), indicarían una mayor importancia relativa de los compuestos orgánicos de P en el pool de P disuelto presente en el sedimento de la laguna Nueva.

Si bien Löfgren & Ryding (1985) concluyeron que la fracción de fósforo total disuelto era muy similar a la de fósforo reactivo soluble, nuestros resultados han revelado la existencia de notables diferencias, tanto espaciales como temporales, en la magnitud de ambas fracciones presentes en el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra.

Siguiendo a Golterman (1975) y Rippl & Lindmark (1979), bajo condiciones de baja temperatura, el P metabolizado se presenta esencialmente como P orgánico disuelto, que es lentamente convertido a fósforo reactivo soluble; sin embargo, cuando la temperatura es elevada, la formación de fósforo reactivo soluble es mucho más eficiente. De acuerdo con esto,

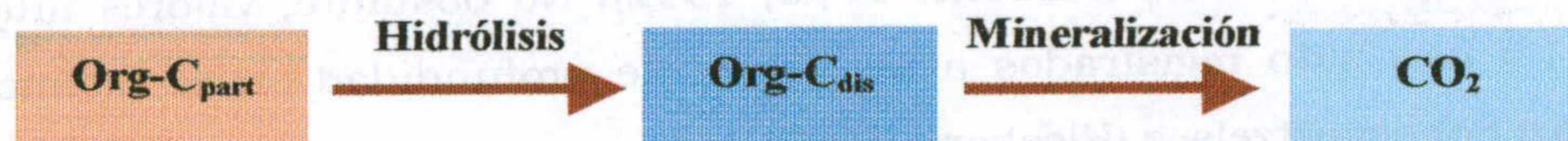


los valores más bajos del cociente  $i-P_{dis}:TDP$  fueron medidos en el invierno de 2000 (0.70 en la estación 1 de la laguna Honda; 0.23 en la estación 1 de la laguna Nueva); mientras que durante el verano de 2001, la fracción de  $i-P_{dis}$  representó hasta el 94 % y el 90 % del TDP en la laguna Honda y en la laguna Nueva, respectivamente.

Otro aspecto especialmente interesante fue la reducción experimentada en la razón  $i-P_{dis}:TDP$  a medida que descendemos en el perfil vertical del sedimento. Así, el valor promedio se redujo de 0.82 (0-5 cm) a 0.67 (10-15 cm) en la estación 1 de la laguna Honda y de 0.55 (0-5 cm) a 0.40 (10-15 cm) en la estación 1 de la laguna Nueva. Resultados similares fueron descritos por Wang *et al.* (1985) en el sedimento del lago Geneva, en donde se apreció un notable incremento en la concentración de las formas de P condensadas en los estratos más profundos del sedimento.

#### 5.4.1.6.- Carbono Inorgánico y Orgánico Disuelto en el agua intersticial

La degradación completa de la materia orgánica particulada que alcanza el sedimento superficial podría simplificarse en dos pasos sucesivos: la hidrólisis de estructuras orgánicas complejas a ácidos orgánicos de menor peso molecular (p.e. acetato) y la posterior mineralización de éstos a  $CO_2$ , en la que diversos compuestos inorgánicos oxidados (p.e.  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ) actuarían como aceptores de electrones (Figura 5.32).



**Figura 5. 32.-** Esquema secuencial de la degradación de los compuestos de C orgánico.

Kristensen *et al.* (1995) demostraron mediante experimentos en laboratorio, que las tasas de descomposición dependen esencialmente de la naturaleza de los sustratos orgánicos (origen y estado de descomposición) más que de la existencia de condiciones aeróbicas o anaeróbicas. De hecho, es bien sabido que la complejidad estructural de los componentes orgánicos determina, en última instancia, la tasa de degradación de los mismos.

Si tenemos en cuenta estos aspectos, podríamos relacionar la mayor o menor degradabilidad de la materia orgánica sedimentada con la razón existente entre la concentración de org-C<sub>dis</sub> medida en el agua intersticial y la concentración de materia orgánica medida en el sedimento. De modo que, un valor bajo de este cociente significaría que la materia es de más difícil degradación (refractaria) frente a un valor elevado, que se relacionaría con una materia orgánica lábil.

En el caso que nos ocupa, los valores de la razón org-C<sub>dis</sub>: M.O. fueron significativamente superiores en el sedimento de la laguna Honda (6.63) que en el sedimento de la laguna Nueva (1.64). Estos resultados confirmarían, de nuevo, la mayor degradabilidad de la materia orgánica presente en el sedimento de la laguna Honda frente a los compuestos orgánicos de naturaleza más refractaria presentes en el sedimento de la laguna Nueva.

Finalmente, la intensidad del proceso de mineralización en el sedimento de la laguna Honda se manifestó en valores extraordinariamente elevados de inorg-C<sub>dis</sub> medidos en el agua intersticial.

#### **5.4.1.7.- Amonio en el agua intersticial**

La concentración de ión amonio medida en el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra se encontró en el rango de las recogidas en la bibliografía (Serruya *et al.*, 1974; Sinke *et al.*, 1990; Bonanni *et al.*, 1992; Barbanti *et al.*, 1992). No obstante, valores muy superiores (hasta 50 mg l<sup>-1</sup>) han sido registrados a 29-30 cm de profundidad en el sedimento del lago eutrófico alemán Scharmützelsee (Kleeberg, 1997).

El proceso de descomposición de la materia orgánica implica una regeneración del N orgánico en forma de NH<sub>3</sub>. Serruya *et al.* (1974) destacaron la importancia del proceso de amonificación en el sedimento del lago Kinneret, que contribuyó a concentraciones elevadas de ión amonio en el agua intersticial.

De manera análoga a como se procedió con el C, la razón NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: TN puede reflejar la intensidad de la degradación de la materia orgánica en el sedimento. Así, los elevados valores de este cociente, característicos del sedimento de la laguna Honda, indicarían una rápida

regeneración bentónica de N; mientras que en la laguna Nueva, el N orgánico tiende a retenerse en el sedimento.

Si bien en la laguna Nueva fue difícil reconocer un patrón claro de distribución en el perfil vertical del ión amonio, el sedimento de la laguna Honda se caracterizó por una tendencia claramente creciente de la concentración de ión amonio en profundidad. Una tendencia similar ha sido descrita para diversos ecosistemas acuáticos continentales (Serruya *et al.*, 1974; Kelderman, 1984b; Bonanni *et al.*, 1992; Barbanti *et al.*, 1992; Kleeberg, 1997). El proceso de nitrificación ( $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_3^-$ ) en la capa más superficial del sedimento parece ser la causa de la tendencia generalmente observada.

Al analizar la variabilidad temporal de la disponibilidad de ión amonio en el sedimento superficial observamos que, en términos generales, los valores más elevados se detectaron durante los meses de verano, con la excepción de las estaciones más someras (estación 2 y 3) de la laguna Honda, en donde durante el desarrollo explosivo de macrófitos (primavera-verano de 2001) se midieron valores especialmente bajos de ión amonio. Al igual que como se comentó con el  $i\text{-P}_{\text{dis}}$ , los macrófitos acuáticos incorporan el N, preferentemente en forma de  $\text{NH}_4^+$ , a través del sistema radicular (Barko *et al.*, 1991).

#### **5.4.1.8.- Aproximación al estudio integrado de los procesos y variables que intervienen en la movilización de fósforo sedimentario: Análisis de Componentes Principales**

Actualmente, la mayoría de los estudios que tratan de identificar los procesos y variables que controlan la liberación y transporte de P sedimentario, se basan en la realización de experimentos de laboratorio en los que se analiza el efecto individual de una única variable. Sin embargo, la extrapolación de los resultados obtenidos a las condiciones reales presenta notables limitaciones debido a la enorme diversidad tanto de mecanismos como de variables que intervienen.

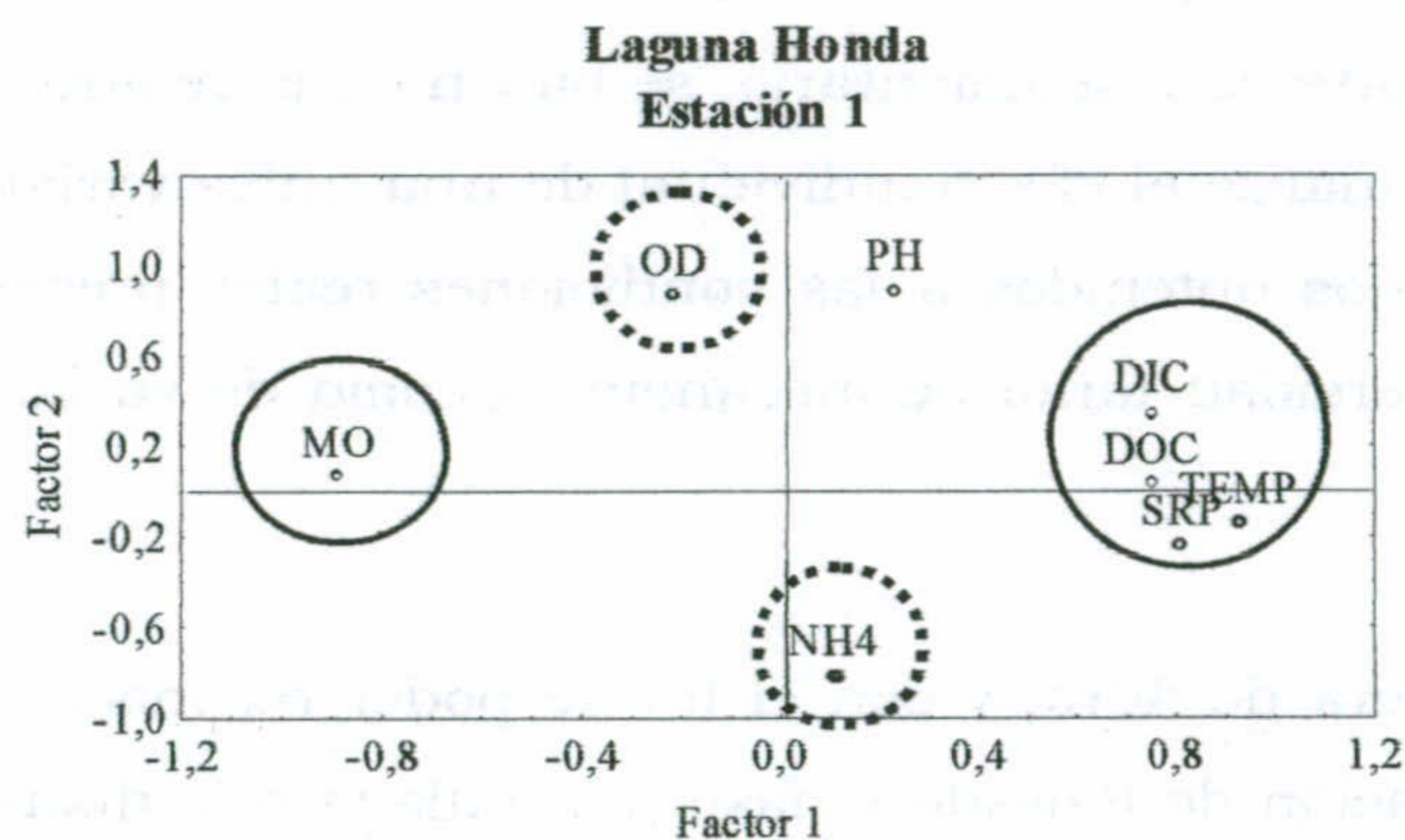
En el caso de las lagunas de la Albufera de Adra, y con el fin de poder reconocer los procesos y variables que controlan la movilización de P desde la fase particulada a la disuelta

(agua intersticial), se ha llevado a cabo un Análisis de Componentes Principales (ACP) (mediante el programa *Statistica 6.0*) entre algunas de las variables que definen la composición química del estrato más superficial del sedimento (0-5 cm), como son:  $i\text{-P}_{\text{dis}}$ ,  $\text{inorg-C}_{\text{dis}}$ ,  $\text{org-C}_{\text{dis}}$ ,  $\text{NH}_4^+$  y materia orgánica; y las variables medidas *in situ* en el agua próxima al sedimento: Temperatura, Oxígeno disuelto y pH.

De los resultados obtenidos podemos destacar:

° En la *laguna Honda* se puso, nuevamente, de manifiesto la notable heterogeneidad espacial:

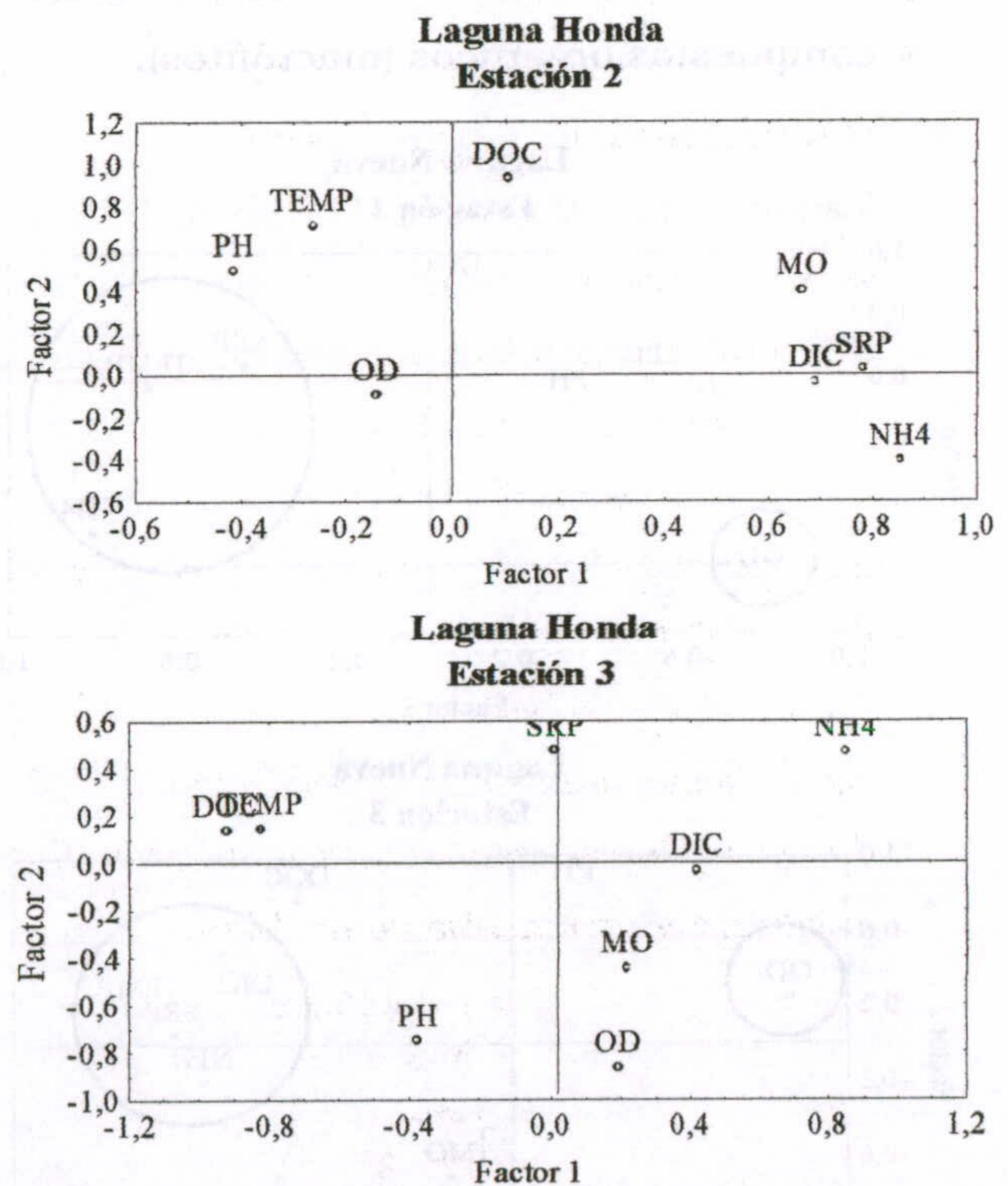
- En la estación localizada a mayor profundidad (estación 1) (Figura 5.33), se apreció una acusada estacionalidad en los procesos de regeneración béntica de nutrientes, siendo la Temperatura la variable que contribuyó en mayor medida (0.93) a la definición del Factor 1, factor que explicó el 44 % de la varianza total de los datos. El hecho de que en esta estación de muestreo, la temperatura se relacionase positivamente con la concentración de nutrientes disueltos en el agua intersticial ( $i\text{-P}_{\text{dis}}$ ,  $\text{inorg-C}_{\text{dis}}$  y  $\text{org-C}_{\text{dis}}$ ) e inversamente con la concentración de materia orgánica presente en el sedimento, podría reflejar el control que ejerce el proceso de mineralización sobre la movilización de los nutrientes (Sinke *et al.*, 1990). No obstante, la dinámica del ión  $\text{NH}_4^+$  en el estrato más superficial del sedimento estuvo controlada fundamentalmente por la disponibilidad de  $\text{O}_2$  en el agua próxima al sedimento (Factor 2: 30% de la varianza total de los datos). Éstos resultados parecen sugerir que el ión  $\text{NH}_4^+$  que se generó durante la degradación de la materia orgánica fue rápidamente oxidado a  $\text{NO}_3^-$ , de ahí la relación inversa existente entre ambas variables.



**Figura 5.33.-** Representación del coeficiente de correlación de las variables estudiadas en el espacio definido por los componentes 1 y 2 en la estación 1 de la laguna Honda.

- Sin embargo, en las estaciones más someras de la laguna Honda (2 y 3) no se pudo detectar un efecto tan claro de la Temperatura sobre la disponibilidad de nutrientes en el agua intersticial (Figura 5.34). Es lógico pensar que el desarrollo de macrófitos sumergidos en la cubeta W de la laguna Honda, durante la primavera-verano de 2001, pudo debilitar la posible relación. Además, el carácter más somero de estas estaciones, las hizo especialmente vulnerables a la acción del viento, lo que sin duda dio lugar a un incremento en la complejidad de los mecanismos y variables involucrados en la regeneración béntica de nutrientes. Por último, resulta interesante señalar que los Factores 1 y 2 explicaron un 62% y un 58% de la varianza total de los datos en la estación 2 y en la estación 3, respectivamente.

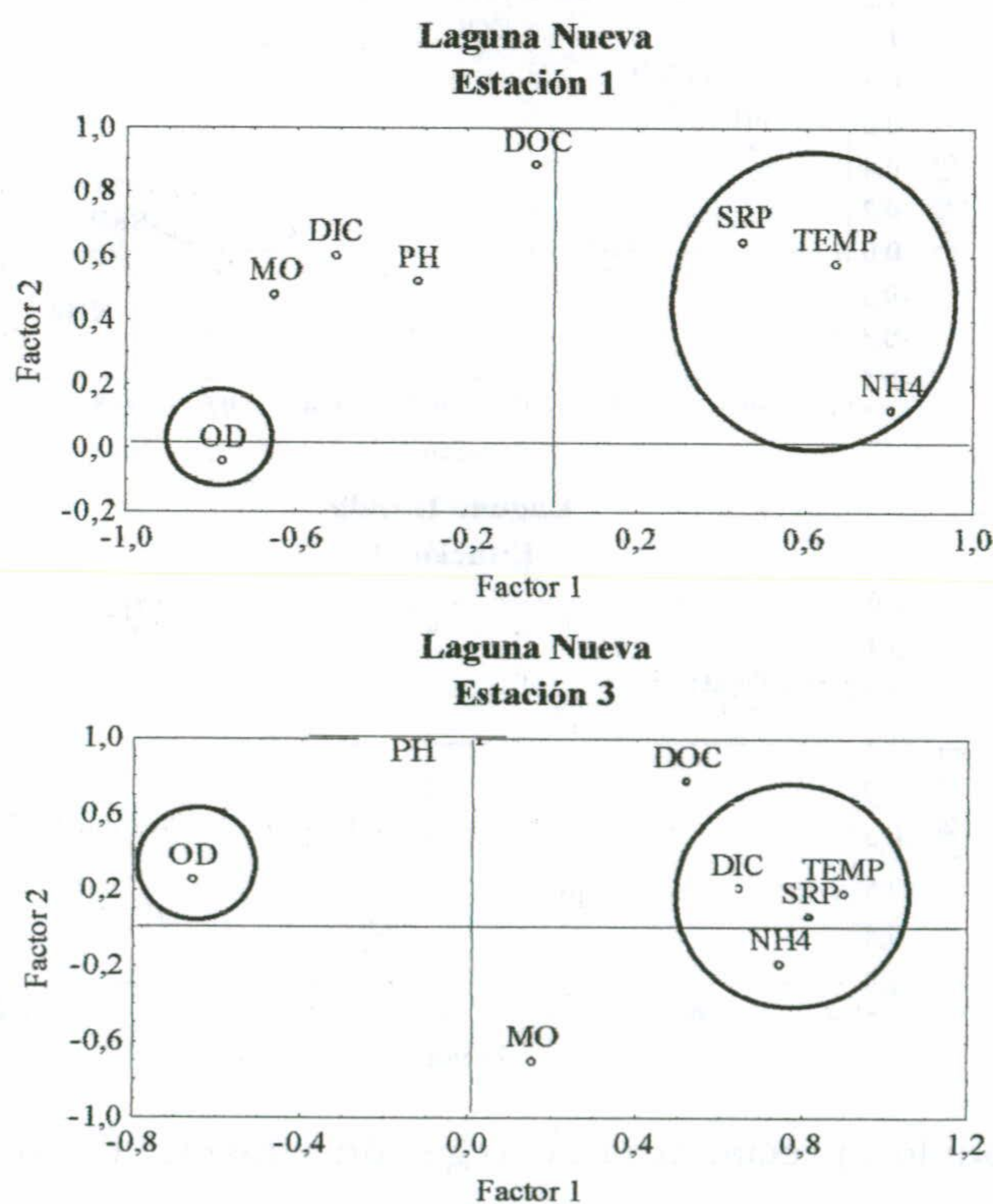
**Figura 5.34.-** Representación del coeficiente de correlación de las variables estudiadas en el espacio definido por los componentes 1 y 2 en la estación 2 y 3 de la laguna Honda.



° De igual modo, en la laguna Nueva se ha podido apreciar una segregación espacial de los mecanismos que controlan la movilización béntica de nutrientes:

- En las estaciones localizadas a mayor profundidad (estación 1 y 3), la regeneración béntica de nutrientes se caracterizó por una clara estacionalidad (Figura 5.35). De

acuerdo con esto, la Temperatura se relacionó positivamente con la concentración de  $i-P_{dis}$  y de  $NH_4^+$  en el agua intersticial. De igual modo, la Temperatura controló la disponibilidad de  $O_2$  en el agua próxima al sedimento. Por tanto, la relación positiva encontrada entre la Temperatura y la concentración de ión  $NH_4^+$  podría estar motivada por un efecto directo, estimulación de la mineralización de la materia orgánica, así como por un efecto indirecto, prevalencia de condiciones reductoras que favorecen la permanencia del ión  $NH_4^+$  en solución. Un aspecto que resulta especialmente interesante fue la existencia de una débil relación entre la Temperatura y la concentración de materia orgánica presente en el sedimento, sobre todo en la estación 3. Estos resultados inducen a pensar que la continua mineralización de la materia orgánica sedimentada durante los meses de verano, debió estar compensada con aportes bénticos de compuestos orgánicos (macrófitos).

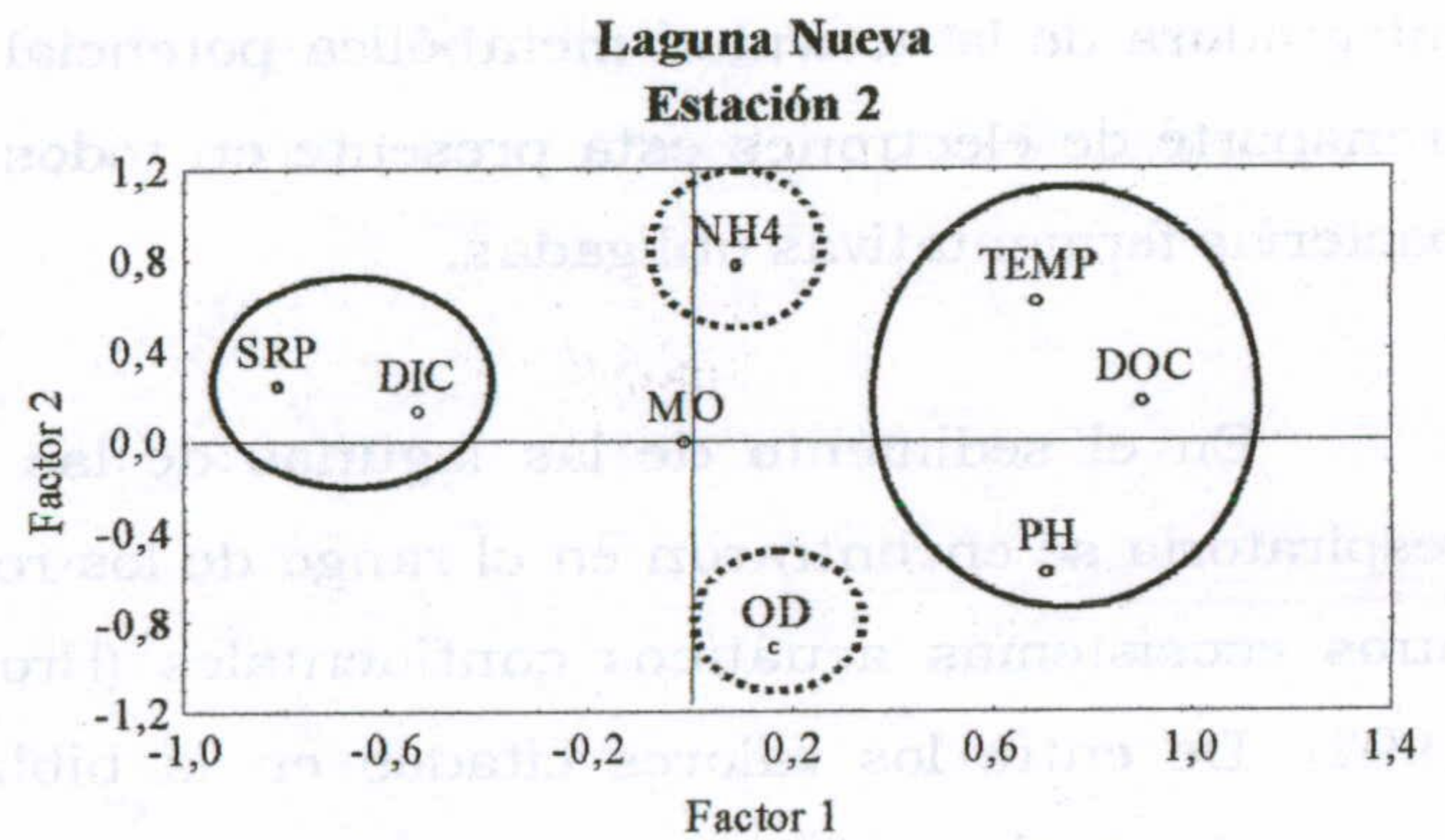


**Figura 5.35.-** Representación del coeficiente de correlación de las variables estudiadas en el espacio definido por los componentes 1 y 2 en la estación 1 y 3 de la laguna Nueva.

- Al igual que en la laguna Honda, la estación más somera de la laguna Nueva (estación 2) presentó una estacionalidad menos patente, por lo que la identificación de los procesos responsables de la regeneración béntica de nutrientes resultó una tarea de especial

complejidad (Figura 5.36). En esta estación de muestreo, el Factor 1, que explicó el 37 % de la varianza total, se correlacionó positivamente con la concentración de org-C<sub>dis</sub> (0.90), con el pH (0.71) y con la Temperatura (0.69). Sin embargo, éste eje se relacionó inversamente con la disponibilidad de i-P<sub>dis</sub> (-0.81) y de inorg-C<sub>dis</sub> (-0.54) en el agua intersticial. De este modo, los resultados obtenidos en esta estación podrían sugerir una asimilación del P disuelto en el agua intersticial, a través del sistema radicular de los macrófitos, durante los meses de primavera-verano. Por último, el Factor 2, que explicó el 27 % de la varianza total, podría reflejar el control que ejercen las condiciones óxicas-anóxicas de la columna de agua sobre la concentración de ión NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

**Figura 5.36.-** Representación del coeficiente de correlación de las variables estudiadas en el espacio definido por los componentes 1 y 2 en la estación 2 de la laguna Nueva.



#### 5.4.2.- ACTIVIDAD BIOLÓGICA DEL SEDIMENTO

##### 5.4.2.1.- Actividad Respiratoria y Variables relacionadas

La mayor parte de la materia orgánica producida en la columna de agua, o suministrada a partir de aportes alóctonos, es finalmente degradada en la propia columna de agua o en la interfase agua-sedimento. Mientras que sólo una pequeña fracción, que ofrece una mayor resistencia frente a la degradación microbiana, llega a ser almacenada en el sedimento.

No obstante, en los sistemas acuáticos someros el proceso de mineralización es especialmente intenso a nivel de la interfase agua-sedimento. De ahí el interés de estudiar la contribución de la actividad metabólica de la comunidad béntica en la regeneración de nutrientes.

Actualmente, son numerosos los trabajos que reconocen la importancia de la medición de la actividad respiratoria como una parte esencial en el estudio de los procesos metabólicos de la comunidad bentónica (p.e. Pamatmat, 1968; Andersen & Helder, 1987). El estudio de la actividad respiratoria se puede realizar a través de diversas aproximaciones, de entre las cuales las más usualmente empleadas son la determinación de la demanda de oxígeno por el sedimento (p.e. Pamatmat, 1971; Andersen & Helder, 1987; Sommaruga, 1991) y la medida de la actividad del sistema de transporte de electrones (ETS) (p.e. Christensen & Packard, 1977; Trevors, 1984; Broberg, 1985; Andersen & Helder, 1987; Tóth, 1992; Relexans, 1996a,b).

La aproximación bioquímica, medida de la actividad de la ETS, representa una estima integradora de la actividad metabólica potencial de la comunidad béntica, ya que la cadena de transporte de electrones está presente en todos los organismos vivos, con la excepción de las bacterias fermentativas obligadas.

En el sedimento de las lagunas de las Albufera de Adra, los valores de la actividad respiratoria se encontraron en el rango de los recogidos en la bibliografía para el sedimento de otros ecosistemas acuáticos continentales (Broberg, 1985; Löfgren & Boström, 1989; Tóth, 1992). De entre los valores citados en la bibliografía, la máxima actividad respiratoria fue registrada en el sedimento superficial del lago eutrófico sueco Vallentunasjön, en donde Löfgren & Boström (1989) midieron valores hasta 2 veces superiores a los máximos registrados en el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra.

La heterogeneidad espacial reconocida en el sedimento de la laguna Honda y de la laguna Nueva fue puesta igualmente de manifiesto por Tóth (1992) en el sedimento del lago Balaton. De acuerdo con esto, este autor detectó valores muy superiores de la actividad respiratoria en el sedimento localizado en la cubeta hipereutrófica en comparación con los registrados en la estación localizada en la cubeta meso-eutrófica.

Si analizamos la variación en el perfil vertical del sedimento, encontramos que un aspecto común a todos los estudios existentes es la tendencia decreciente de la actividad respiratoria en profundidad (Broberg, 1985; Andersen & Helder, 1987; Tóth, 1992; Relexans, 1996). Broberg (1985) sugirió que el notable descenso apreciado en la actividad respiratoria estaba asociado, por una parte, a la consolidación y estabilización del sedimento, y por otra



parte, a la desaparición del metabolismo aeróbico, componente de la ETS. No obstante, los resultados obtenidos han mostrado que el sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra es biológicamente activo, incluso a profundidades superiores a 10 cm. De igual modo, Andersen & Helder (1987) y Tóth (1992) registraron valores elevados en la actividad de la ETS en estratos localizados a gran profundidad, lo que revelaba la importancia del metabolismo anaeróbico.

El estudio de la variabilidad estacional mostró que la máxima actividad respiratoria fue detectada durante los meses de primavera-verano. De igual modo, Löfgren & Boström (1989) observaron que la actividad respiratoria del sedimento del lago eutrófico sueco Vallentunasjön se relaciona estrechamente de la temperatura del agua.

En un estudio realizado en un total de 4 lagos suecos, ricos en materia orgánica autóctona, Broberg (1985) no encontró una correlación significativa entre la actividad de la ETS y los parámetros químicos analizados (concentración de C y de N). Sin embargo, este autor detectó un descenso en el perfil vertical del sedimento de la actividad deshidrogenasa, que fue concomitante con un incremento en la razón C:N, lo que relacionó con la posible contribución de material alóctono al sedimento.

Con el fin de reconocer las variables que contribuyeron a la actividad respiratoria del sedimento de las lagunas estudiadas, se ha realizado un análisis estadístico basado en la obtención del coeficiente de correlación de Pearsson entre la variable dependiente: actividad respiratoria y las variables independientes: bacterias aerobias y anaerobias, materia orgánica y Clorofila activa (Tabla 5.10).

**Tabla 5.10.-** Coeficientes de correlación entre la actividad ETS y las diferentes variables estudiadas (\* p < 0.05).

			Chl activa	Bact. Aer.	Bact. Anaer.	M.O.	
<b>Laguna Honda</b>	Estación 1	(0-5) cm	0.39	-0.07	0.09	0.15	
		(0-15) cm	0.02	0.33	0.18	-0.41	
	Estación 2	(0-5) cm	0.46	-0.38	-0.44	0.69	
		(0-15) cm	-	0.57	0.08	0.86*	
	Estación 3	(0-5) cm	-0.05	0.11	0.48	0.48	
		(0-15) cm	-	0.39	0.43	0.72*	
	Estación 1, 2 y 3	(0-5) cm	0.56*	0.24	0.20	0.54	
		(0-15) cm	0.08	0.39*	0.28	0.41*	
	<b>Laguna Nueva</b>	Estación 1	(0-5) cm	0.87	0.53	0.03	-0.54*
			(0-15) cm	0.90*	0.67*	0.46	0.52*
Estación 2		(0-5) cm	0.44	0.15	-0.57	-0.15	
		(0-15) cm	-	0.45	0.02	0.49*	
Estación 3		(0-5) cm	0.85	0.62	0.11	0.62	
		(0-15) cm	-	0.46	0.47	0.62*	
Estación 1,2 y 3		(0-5) cm	0.80*	0.41	0.07	0.46*	
		(0-15) cm	0.84*	0.51*	0.39*	0.59*	

A diferencia de Relexans (1996b), cuyos resultados le permitieron considerar a la actividad de la ETS como una buena estima de la biomasa, especialmente de biomasa microbiana, los resultados obtenidos en este trabajo han reflejado una débil correlación entre ambas variables (número de bacterias viables tanto aerobias como anaerobias, y la actividad respiratoria del sedimento).

Entre las posibles explicaciones a la débil correlación observada se encuentra:

- El número de células microbianas viables presente en el sedimento suele ser varios órdenes de magnitud inferior al número de células totales (Trevors, 1984).
- La actividad de la ETS es el resultado tanto de la actividad de las enzimas intracelulares como de las extracelulares. Además, los productos extracelulares de las bacterias

muertas pueden permanecer activas durante días incluso semanas (Trevors, 1984; Tóth, 1992).

Aunque la mayoría de los trabajos existentes tratan de relacionar esencialmente la actividad respiratoria del sedimento con la biomasa bacteriana, los resultados obtenidos en el sedimento de la laguna Honda y de la laguna Nueva (Tabla 5.10), parecen sugerir que en este tipo de sistemas, el fitobentos juega un papel esencial en la actividad respiratoria. De acuerdo con esto, Tóth (1992) destacó que la actividad respiratoria es, en última instancia, sensible a toda la biota presente en el sedimento (incluida la microflora y fauna béntica).

Además, los resultados obtenidos por Tóth (1992) en el lago Balaton, sugirieron que la producción primaria bentónica debió contribuir notablemente a la producción primaria global del sistema, de ahí la relevancia de considerar ésta comunidad a la hora de estudiar la actividad respiratoria del sedimento.

Como se observa en la Tabla 5.10, la contribución de la concentración de materia orgánica a la actividad respiratoria dependió tanto de la estación de muestreo como de la profundidad del estrato considerado, no existiendo una relación clara entre ambas variables.

De hecho, y a diferencia de lo que *a priori* podría esperarse, la mayor parte de los estudios realizados reconocen la ausencia de una relación entre la disponibilidad de materia orgánica presente en el sedimento y la actividad respiratoria (Hargrave & Phillips, 1977; van Es, 1982; Andersen & Helder, 1987; Sommaruga, 1991).

De entre las posibles explicaciones que podríamos sugerir, se encuentra el hecho de que la comunidad béntica no responde inmediatamente a los aportes de materia orgánica, sino que requiere de un tiempo mínimo necesario, que en última instancia depende de la naturaleza de la materia orgánica sedimentada (Newrkla, 1982; Sommaruga, 1991).

Por último, siguiendo a Relexans *et al.* (1992) hemos estimado la relación ETS: materia orgánica en el sedimento de las lagunas estudiadas, ya que éste cociente puede aportar información acerca de la calidad del carbono orgánico (Tabla 5.11). De nuevo, la existencia de

valores significativamente más elevados de éste cociente en el sedimento de la laguna Honda (3.85) confirmaría el carácter más degradable del carbono orgánico sedimentado en esta laguna; frente al carácter más refractario de la materia orgánica presente en el sedimento de la laguna Nueva (ETS: M.O.= 2.32).

**Tabla 5.11.-** Valores promedio de la relación ETS: materia orgánica.

		Laguna Honda		Laguna Nueva	
		Media	S.D.	Media	S.D.
<b>Estación 1</b>	(0-5) cm	5.95	1.86	3.82	2.73
	(5-10) cm	3.54	0.98	2.28	1.64
	(10-15) cm	1.61	0.64	1.25	1.04
<b>Estación 2</b>	(0-5) cm	4.89	1.18	2.91	1.34
	(5-10) cm	3.19	1.58	2.07	0.97
	(10-15) cm	2.36	0.79	1.23	0.60
<b>Estación 3</b>	(0-5) cm	6.54	2.52	4.36	3.75
	(5-10) cm	3.78	1.54	2.00	1.43
	(10-15) cm	2.83	1.26	0.96	0.98

#### 5.4.3.- COMPOSICIÓN GRANULOMÉTRICA

El estudio de la composición granulométrica del sedimento de las lagunas de la Albufera de Adra puede arrojar información muy valiosa acerca de la edad de las lagunas así como de la posible heterogeneidad espacial en los procesos de sedimentación.

El hecho de que el sedimento superficial de la laguna Nueva presente un porcentaje más elevado de la fracción arenas que el de la laguna Honda, está estrechamente asociado con el origen más reciente de aquella laguna (Capítulo 2.2). De acuerdo con esto, es lógico pensar que en la laguna Honda, la continua sedimentación de material tanto alóctono (fundamentalmente procedente de las ramblas) como autóctono, ha dado lugar a que el estrato originario de las arenas se encuentre a una mayor profundidad.

Por otro lado, el análisis de la variabilidad espacial permitiría confirmar la existencia de una heterogeneidad espacial en el sedimento de la laguna Honda. En esta laguna fue posible

detectar la existencia de un porcentaje relativamente elevado de arenas (17.4 %) en el estrato más profundo de la estación 1; sin embargo en las estaciones más someras (estación 2 y 3) la fracción de arenas no superó el 1.1 % en el estrato más profundo. Estos resultados serían consecuencia de la entrada de material particulado alóctono en la laguna Honda, de modo que la descarga de las dos ramblas principales (ramblas de Las Adelfas y de la Estanquera) en la cubeta E, habría provocado un enterramiento más profundo del estrato originario de las arenas en las estaciones 2 y 3; mientras que en la estación localizada en la cubeta W (estación 1) fue posible detectar la presencia de arenas en el estrato correspondiente a 10-15 cm.

En lo que se refiere al sedimento de la laguna Nueva, los máximos porcentajes de la fracción fina (arcillas y limo fino) fueron medidos en las estaciones de máxima profundidad, especialmente en la estación 3, lo que podría ser el reflejo de la deposición preferente del material fino en las zonas de mayor profundidad (zonas de depósito). Por el contrario, y como era lo esperable, la estación localizada a menor profundidad (estación 2) fue la que presentó un mayor contenido en la fracción gruesa (arenas y limo grueso), resultado de los procesos de pérdida por erosión del material más fino.

Por último, el análisis de la variabilidad temporal en la composición granulométrica, nos confirma la relevancia de la descarga de material fino en la laguna Honda a través de las ramblas, ya que tras las lluvias de Diciembre de 2000, el porcentaje de la fracción fina se incrementó notablemente en las estaciones que reciben la descarga directa de las ramblas (estación 2 y 3). En lo que se refiere al sedimento de la laguna Nueva, lo más relevante fue el significativo incremento detectado tras las lluvias en la fracción arenas. Una posible explicación a este hecho sería la resuspensión del material más fino, con el consiguiente aumento de la importancia relativa de la fracción de mayor tamaño.

UNIVERSIDAD DE GRANADA

30 ENE. 2004

COMISION DE DOCTORADO

Faint text at the top of the page, possibly a header or title.

Main body of faint text, appearing to be a paragraph or two of a document.

Second main body of faint text, continuing the document's content.

Third main body of faint text, located below a horizontal line.

Final main body of faint text at the bottom of the page.

*CAPÍTULO VI*

**CONCLUSIONES**

---

---

CAPÍTULO VI

CONCLUSIONES

---

---



## CONCLUSIONES

- 1.- Las lagunas de la Albufera de Adra se caracterizan por una extraordinaria variabilidad estacional e interanual, favorecida por sus características morfométricas (reducida profundidad media) así como por factores meteorológicos de extrema irregularidad (régimen de precipitaciones y fuertes vientos). No obstante, ambas lagunas presentan acusadas diferencias tanto en su funcionamiento pelágico como en la dinámica béntica de nutrientes, que responden, en última instancia, a diferencias en edad, morfología y régimen hídrico.*
- 2.- Los resultados del balance hídrico así como del balance másico de fósforo revelan que los rápidos, y hasta cierto punto impredecibles, cambios detectados en la laguna Honda están asociados al carácter extraordinariamente irregular de los aportes externos (escorrentía). La aplicación de algunos índices morfométricos ha evidenciado una fuerte conexión entre los procesos que ocurren en la columna de agua de la laguna Honda y aquellos que tienen lugar en su cuenca de captación. Por el contrario, la localización geográfica de la laguna Nueva determina que ésta reciba una influencia muy inferior del entorno terrestre circundante. La importancia del continuo aporte de agua superficial a las lagunas se ha manifestado en un proceso de dulcificación de sus aguas, especialmente de la laguna Honda.*
- 3.- La elevada carga externa de fósforo a la laguna Honda junto con sus reducidas dimensiones son responsables de las altas concentraciones de este nutriente medidas en la columna de agua que, a través del proceso de sedimentación, determinan la existencia de concentraciones de fósforo muy superiores en su sedimento que en el de la laguna Nueva.*

- 
- 4.- Si bien, en términos generales, ambas lagunas presentan valores reducidos de transparencia del agua, debidos fundamentalmente a la absorción por los pigmentos clorofílicos; la profundidad de la zona eufótica es significativamente superior en la laguna Nueva y permite el desarrollo del fitobentos (p.e. *Oscillatoria* sp.) y de manchas litorales de macrófitos (*Najas marina*, *Potamogeton pectinatus*). La variabilidad temporal es especialmente patente en la laguna Honda, en donde durante el periodo de estudio, se ha descrito la sucesión de un "bloom algal" así como de una "fase de aclaramiento del agua", cuya aparición y desaparición estuvo controlada esencialmente por factores meteorológicos.
- 5.- El carácter somero y los agentes de forzamiento externos (lluvia y viento) determinan la existencia en ambas lagunas, de un régimen térmico polimíctico así como de una distribución generalmente homogénea en profundidad, de la disponibilidad de oxígeno disuelto, de las variables relacionadas con la mineralización del agua y de los nutrientes presentes en la columna de agua.
- 6.- Ambas lagunas presentan concentraciones elevadas de nutrientes (fósforo y nitrógeno) en forma inorgánica y, sobre todo, en forma orgánica particulada, un "pool" que es especialmente importante en el agua de la laguna Nueva. En la laguna Honda, las elevadas concentraciones de fósforo y de nitrógeno biológicamente asimilable, mantienen una elevada biomasa algal, cuyo desarrollo se encuentra esencialmente limitado por la disponibilidad de luz. Sin embargo, en la laguna Nueva, las menores concentraciones de nutrientes biológicamente asimilables controlan la productividad primaria. Aunque ninguna de las lagunas estudiadas presentó un patrón claro de evolución temporal de la concentración de los nutrientes, fueron especialmente interesantes los "pulsos" de nutrientes registrados en la laguna Honda, asociados a eventos meteorológicos, como las fuertes lluvias acaecidas en el invierno del 2000.
- 7.- La resuspensión del sedimento no consolidado se ha revelado como un proceso especialmente relevante en la dinámica béntica de nutrientes de la laguna Honda, favorecida por sus características morfológicas y granulométricas del sedimento. La simulación de los eventos de resuspensión muestra que mientras en la laguna Nueva, el material resuspendido tiende a liberar ión fosfato hacia la columna de agua; en la laguna Honda,

la resuspensión promueve una retirada de este nutriente desde aquella. El material resuspendido de ambas lagunas presenta notables diferencias en cuanto a la capacidad máxima de adsorción de ión fosfato se refiere. En la base de las diferencias observadas se encuentra la concentración de oxihidróxidos de hierro así como la razón FeOOH:TP, que refleja el número de sitios libres de adsorción.

- 8.-** Ambas lagunas presentan elevadas tasas de sedimentación de partículas, características de sistemas eutróficos e hipereutróficos. La reducida profundidad limita la transformación del material sestónico en la propia columna de agua, por lo que no ha sido posible reconocer diferencias en la composición química (materia orgánica; fósforo, nitrógeno y carbono total) del material sestónico recogido a diferentes profundidades. La mayor concentración de calcio en el agua de la laguna Nueva, determina el desarrollo de eventos de precipitación de calcita, un proceso que, cuando tiene lugar, reduce notablemente la disponibilidad de ión fosfato en la columna de agua.
- 9.-** La comparación de la razón atómica N:P del material sestónico y del sedimento superficial sugiere la existencia de rápidas e intensas transformaciones (p.e. amonificación) del material sestónico de la laguna Honda una vez que alcanza el sedimento superficial. Por el contrario, en la laguna Nueva, estas transformaciones parecen jugar un papel secundario. En cuanto al estudio de la razón atómica C:P, se ha detectado que no existen diferencias significativas entre el material sestónico y el sedimento superficial de la laguna Honda; mientras que el sedimento de la laguna Nueva presenta valores muy superiores a los medidos en el material sestónico, y sugiere la existencia de una fuente adicional de carbono al sedimento de esta laguna, desde las manchas de macrófitos desarrolladas en la zona litoral.
- 10.-** El sedimento juega un papel esencial en el ciclo del fósforo de las lagunas estudiadas. Sobre una base anual el sedimento de ambas lagunas retiene fósforo desde la columna de agua, pero el análisis de la situación a pequeña escala, revela la extraordinaria variabilidad temporal en los procesos de retención y de liberación de fósforo. El sedimento de la laguna Honda presenta una extraordinaria capacidad tanto para retener como para liberar ión fosfato, dependiendo de las condiciones fisico-químicas imperantes (especialmente de la

temperatura). En esta laguna, los procesos abióticos (desorción, disolución, intercambio iónico) de ión fosfato juegan un papel secundario en la movilización de fósforo sedimentario, mientras que la actividad biológica es la que controla en mayor medida su movilización. Sin embargo, en el sedimento de la laguna Nueva ni los procesos bióticos ni los abióticos contribuyen a una liberación de fósforo desde el sedimento, presentando, en la mayoría de las ocasiones, una retención neta de ión fosfato. Los resultados obtenidos parecen sugerir que las diferencias observadas en la liberación/ retención biótica de fósforo en el sedimento de ambas lagunas podrían estar asociadas a una desigual limitación por fósforo de la actividad bacteriana.

- 11.- El análisis de la distribución horizontal de la concentración de nutrientes en el sedimento tanto en la fase particulada (materia orgánica, fósforo, nitrógeno y carbono total) como en la fase disuelta (ión fosfato, amonio, carbono orgánico e inorgánico disuelto) ha evidenciado la existencia de una notable heterogeneidad espacial en la laguna Honda, determinada esencialmente por sus características morfométricas e hidrodinámicas. El sedimento de la laguna Nueva, por el contrario, se caracteriza por una clara homogeneidad espacial.
- 12.- A pesar de que las tasas de sedimentación de materia orgánica, y de carbono y nitrógeno total son muy superiores en la laguna Honda, en su sedimento se miden concentraciones muy inferiores a las determinadas en la laguna Nueva. Éstos resultados, junto con la presencia de elevadas concentraciones de nutrientes (ión fosfato, amonio, carbono orgánico e inorgánico disuelto) en el agua intersticial de la laguna Honda, parecen indicar la existencia de un rápido e intenso proceso de mineralización de la materia orgánica sedimentada en esta laguna. Por el contrario, en el sedimento de la laguna Nueva, la mayor parte de los nutrientes permanecen en forma particulada, y sólo una pequeña fracción es movilizada hasta el agua intersticial. Las diferencias observadas en la intensidad del proceso de degradación de la materia orgánica sedimentada se deben a que, mientras en la laguna Honda se trata de una materia orgánica lábil, de origen esencialmente planctónico; en el caso de la laguna Nueva, la materia orgánica presente en el sedimento se caracteriza por una composición estructuralmente más compleja, que le confiere un carácter más refractario.

**13.-** *La actividad respiratoria es significativamente superior en el sedimento de la laguna Nueva que en el sedimento de la laguna Honda. El estudio de las variables que intervienen en la actividad respiratoria (biomasa bacteriana, biomasa algal y concentración de materia orgánica) ha revelado el papel esencial que el fitobentos parece desempeñar en el metabolismo béntico de estos sistemas someros, especialmente en el caso de la laguna Nueva. Al contrario de lo esperable a priori, no existe una clara relación entre la concentración de materia orgánica y la actividad respiratoria del sedimento. No obstante, el cociente entre la actividad respiratoria y la concentración de materia orgánica en el sedimento de las lagunas estudiadas corrobora la mayor degradabilidad del carbono orgánico sedimentado en la laguna Honda; frente al carácter más refractario de la materia orgánica del sedimento de la laguna Nueva.*

Copyright © 1998

The following information is provided for informational purposes only. It is not intended to constitute an offer of insurance or any other financial product. The information is subject to change without notice. Please consult your agent for more information.

For more information, please contact your agent or visit our website at [www.example.com](http://www.example.com).

Example Company, Inc. is a member of the Example Group, a group of companies that provide a variety of financial services.

Example Company, Inc. is a member of the Example Group, a group of companies that provide a variety of financial services.

## CONCLUSIONS

- 1.- *The lagoons of the Albufera de Adra (Honda and Nueva) are characterised by an extremely high seasonal and interannual variation, due to their morphometric characteristics (low mean depth) and to irregular meteorological forcing variables (rainfall and wind-induced water movements). Both lagoons show great differences in their general limnological characteristics and also in their benthic nutrient dynamics, which ultimately seem to be controlled by their age, morphology and hydrologic regime.*
- 2.- *Water and phosphorus mass balances show that the quick and unpredictable changes detected in Honda are due to uneven external inputs (run-off). Application of several morphometric indexes has evidenced a strong connection between processes occurring in the water column and those taking place in the catchment area. By contrast, geographic location limits the influence of terrestrial environment over Nueva. Surficial water inputs promote freshwater conditions in these originally saline lagoons, especially in Honda.*
- 3.- *High phosphorus external loading and shallowness cause high phosphorus concentrations in the water column of Honda, which in turn, through sedimentation processes, is responsible for the much higher phosphorus concentrations in sediment of that lagoon compared to Nueva.*
- 4.- *Although, in general terms, both lagoons show low values for water transparency, mainly because of high concentration of chlorophyllic pigments, the euphotic zone depth is significantly higher in Nueva than in Honda, thus, allowing the development of phytobenthos (i.e. *Oscillatoria* sp.) and macrophytes patches (*Najas marina*, *Potamogeton pectinatus*). During the study period, seasonal variation was especially evident in Honda,*

where both an autumn "algal bloom" and a spring "clear water phase", were driven by meteorological factors.

- 5.- Shallowness and the above mentioned external forcing agents are ultimately responsible for the polymictic thermic regime, the homogeneous vertical distribution of dissolved oxygen, and of variables related to the mineralization of nutrients in the water column of both lagoons.
- 6.- Both lagoons show huge amounts of nutrients (nitrogen and phosphorus) in particulate form, especially organic in Nueva lagoon. In Honda, high bioavailable phosphorus and nitrogen concentrations support high algal biomass and so light becomes the productivity limiting factor. However, lower bioavailable nutrients concentrations are likely to limit primary production in Nueva. Although we have not found a clear seasonal or spatial pattern in the nutrient concentrations in both lagoons, interesting "pulses" linked to meteorological factors, as strong rainfall events, may be observed in Honda.
- 7.- Resuspension of unconsolidated sediment is a relevant process in benthic nutrients dynamic at Honda, favoured by its morphometry and sediment granulometric characteristics. Simulation of resuspension events show that in Nueva, flocculent layer tend to release phosphate to the water column; while in Honda, resuspension causes a phosphate removal from the water column. In both studied systems, the flocculent layer is characterised by great differences in maximum phosphate adsorption capacity, basically linked to iron oxyhydroxides concentration and to the FeOOH:TP ratio.
- 8.- Settling fluxes are in the range of those characteristics of eutrophic and hypertrophic ecosystems. Low values of mean depth limits vertical transformation of settling particles, making impossible to detect differences in chemical composition (organic matter; total carbon, phosphorus and nitrogen) of the settling matter collected at different depths. High calcium concentration in Nueva, promotes calcite precipitation, a mechanism that, by the time it takes place, reduces significantly the availability of phosphate in the water column.
- 9.- Comparison between N:P atomic ratio in settling matter and in surficial sediment suggest quick and intensive transformations (ammonification) in Honda, once settling particles reach the



sediment. By contrast, Nueva show no differences in chemical composition of both materials. Regarding to C:P ratio, there are no differences between the top layer sediment and the sestonic material in Honda, while in Nueva, surficial sediment show much higher values for C:P ratio than sestonic particles, suggesting an additional carbon input to the sediment that likely comes from macrophytes patches.

- 10.-** On an annual basis, sediment in both lagoons retain phosphorus. However, analysis on a short-time scale reveal an extremely high temporal variability in the release and retention phosphate processes. Sediment from Honda show very high release and retention rates, depending on physico-chemical conditions (especially temperature). In this lagoon, abiotic mechanisms (desorption, dissolution, ionic exchange) play a secondary role, while biotic ones mainly control sedimentary phosphate mobilization. By contrast, in Nueva neither biotic nor abiotic mechanisms contribute to the sedimentary phosphate release, being retention the dominant process. Differences in phosphorus limitation of the bacterial activity in both lagoons could explain such patterns.
- 11.-** Horizontal distribution of particulate (organic matter; total carbon, total phosphorus and total nitrogen) and dissolved (phosphate, ammonium, dissolved organic and inorganic carbon) sedimentary nutrients have evidenced a clear spatial heterogeneity in Honda related to morphometric and hydrodynamics features. However, Nueva shows a homogeneous spatial distribution of sedimentary nutrients.
- 12.-** Although settling fluxes of organic matter, total carbon and total nitrogen were much higher in Honda, its sediment show lower concentrations than those of Nueva. These results together with the huge nutrients concentrations (phosphate, ammonium, dissolved organic and inorganic carbon) measured in the interstitial water in Honda suggest a fast nutrient recycling in this lagoon. By contrast, the majority of nutrients in Nueva sediment are rendered as particulate form, being slowly mobilized to the dissolved pool. Differences in mineralization processes are caused by the labil organic settled matter (planktonic) in Honda, while the organic matter from the sediment of Nueva is structurally more complex, and so, of a more refractory nature.

**13.- Sediment respiratory activity (ETS) is significantly higher in Nueva than in Honda. Among all studied variables that can likely affect it (bacterial biomass, algal biomass and organic matter concentration), we have detected a large influence of phytobenthos, especially in Nueva. In both lagoons, organic matter contribute on a lesser extend to respiration activity, and a clear relation between both variables could not be recognized. It is also important to consider that the ETS: organic matter ratio corroborates the biodegradable and refractory settled material of Honda and Nueva, respectively.**

*CAPÍTULO VII*

**REFERENCIAS  
BIBLIOGRÁFICAS**

---

CAPÍTULO VII

REFERENCIAS

BIBLIOGRÁFICAS

---

---

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AALDERINK, R.H., L. LIJKLEMA, J. BREUKELMAN, W. RAAPHORTS & A.G. BRINKMAN. 1984. Quantification of wind induced resuspension in a shallow lake. *Wat. Sci. Tech.*, 17: 903-914.
- ADAMS, M.S. & R.T. PRENTKI. 1986. Sedimentary pigments as an index of the trophic status of Lake Mead. *Hydrobiologia*, 143: 71-77.
- AHLGREN, I., T. FRISK & L. KAMP-NIELSEN. 1988. Empirical and theoretical models of phosphorus loading, retention and concentration vs. lake trophic state. *Hydrobiologia*, 170: 285-303.
- ALLER, R.C., J.E. MACKIN, W.J. ULLMAN, W. CHEN-YOU, T. SHING-MIN, J. JIAN-CAI, S. YONG-NIAN & H. TIA-ZHEN. 1985. Early chemical diagenesis, sediment-water solute exchange, and storage of reactive organic matter near the mouth of the Changjians East Chine. *Contin. Shelf Res.*, 4: 227-251.
- ALONSO, M. 1985. Las lagunas de la España peninsular: Taxonomía, ecología y distribución de los Cladóceros. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- ANDERSON, G. 1970. The isolation of nucleoside diphosphates from alkaline extracts of soil. *J. Soil Sci.*, 21:96-104.
- ANDERSEN, J.M. 1975. Influence of pH on release of phosphorus from lake sediments. *Arch. Hydrobiol.*, 76: 411-419.
- ANDERSON, G. & R.E. MALCOLM. 1974. The nature of alkali-soluble organic phosphates. *J. Soil Sci.*, 25: 282-297.
- ANDERSEN, F.Ø. & E. LASTEIN. 1981. Sedimentation and resuspension in shallow eutrophic Lake Arreskø, Denmark. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 21:425-430.
- ANDERSEN, F.Ø. & HELDER, 1987. Comparison of oxygen microgradients, oxygen flux rates and electron transport system activity in coastal marine sediments. *Mar. Ecol. Progress Ser.*, 37: 259-264.
- ANDERSEN, F.Ø. & H.S. JENSEN. 1992. Regeneration of inorganic phosphorus and nitrogen from decomposition of seston in a freshwater sediment. *Hydrobiologia*, 228: 71-81.
- ANDERSEN, F.Ø. & P. RING. 1999. Comparison of phosphorus release from littoral and profundal sediments in a shallow, eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 408/409: 175-183.

- APHA. 1989. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA/ AWWWA/ WPCF. Washington.
- ATLAS, R.M. & R. BARTHA. 1998. Microbial Ecology. Fundamentals and applications.
- BALDWIN, D.S. 1996. The phosphorus composition of a diverse series of Australian sediments. *Hydrobiologia*, 335: 63-73.
- BARBANTI, A., V.U. CECCHERELLI, F. FRASCARI, G. REGGIANI & G. ROSSO. 1992. Nutrient regeneration processes in bottom sediments in a Po delta lagoon (Italy) and the role of bioturbation in determining the fluxes at the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, 228: 1-21.
- BARKO, J.W. & R.M. SMART. 1980. Mobilization of sediment phosphorus by submersed freshwater macrophytes. *Freshw. Biol.*, 10: 229-238.
- BARKO, J.W. & R.M. SMART. 1981. Sediment-based nutrition of submersed macrophytes. *Aquat. Bot.*, 10: 339-352.
- BARKO, J.W., D. GUNNISON & S.R. CARPENTER. 1991. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. *Aquat. Bot.*, 41: 41-65.
- BARLOW, R.G., R.F.C. MANTOURA & D.G. CUMMINGS. 1998. Phytoplankton pigment distributions and associated fluxes in the Bellingshausen Sea during the austral spring 1992. *Journal of Marine Systems*, 17: 97-113.
- BAYO, M., M. ORTEGA, P. LANGTON & J.J. CASAS. 2002. Evaluación ecológica de humedales y la Directiva Marco europea sobre el agua: sobre el valor indicador de las comunidades de dípteros quironómidos en los humedales litorales de la provincia de Almería. *Actas del V Simposio sobre el Agua en Andalucía*, 375-384.
- BAYO, M., J.J. CASAS, P. LANGTON, S. VIVAS, D. LÓPEZ & F. CALVACHE. 2003. Las comunidades de invertebrados bentónicos de las Albuferas de Adra. *En: Ecología, manejo y conservación de los humedales*. M. Paracuellos (ed.): 85-97. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería.
- BEHRENDT, H. & B. NIXDORF. 1993. The carbon balance of phytoplankton production and losses processes based on in situ measurements in a shallow lake. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.*, 78: 439-458.
- BENAVENTE, J. 2002. Estudio hidrológico de las Albuferas de Adra (Almería) y su entorno. *En: Nevado, J.C. & M. Paracuellos (eds.) Agricultura y Medio Ambiente en el entorno de las Albuferas de Adra: 67-75*. Consejería de Medio Ambiente (Almería).
- BENAVENTE, J. & M. RODRÍGUEZ. 2001. Reconocimiento geológico del entorno de las Albuferas de Adra (Almería) a partir de datos geofísicos. *Geogaceta*, 29:23-29.
- BENGTSSON, L., T. HELLSTRÖM & L. RAKOCZI. 1990. Redistribution of sediments in three Swedish lakes. *Hydrobiologia*, 192:167-181.
- BENNION, H., D. MONTEITH & P. APPLEBY. 2000. Temporal and geographical variation in lake trophic status in the English Lake District: evidence from (sub) fossil diatoms and aquatic macrophytes. *Freshwater Biology*, 45: 394-412.

- BLENKINSOPP, S.A. & M.A. LOCK. 1990. The measurement of electron transport system activity in river biofilms. *Wat. Res.*, 24: 441-445.
- BLOESCH, J. 1982. Inshore-offshore sedimentation differences resulting from resuspension in the eastern basin of Lake Erie. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 748-759.
- BLOESCH, J. 1995. Mechanisms, measurement and importance of sediment resuspension in lakes. *Mar. Freshwat. Res.*, 46:295-304.
- BLOESCH, J. & N.M. BURNS. 1980. A critical review of sedimentation traps techniques. *Schweizerische Zeitschrift Hydrologie*, 42: 15-55.
- BLOESCH, J. & M. STURM. 1986. Settling flux and sinking velocities of particulate phosphorus (PP) and particulate organic carbon (POC) in Lake Zug, Switzerland. *En: Sediment and water interactions*. P.G. Sly (ed.). pp. 481-490.
- BLOESCH, J. & U. UEHLINGER. 1986. Horizontal sedimentation differences in a eutrophic Swiss lake. *Limnol. Oceanogr.*, 31:1094-1109.
- BLOESCH, J. & H.R. BÜRGI. 1989. Changes in phytoplankton and zooplankton biomass and composition reflected by sedimentation. *Limnol. Oceanogr.*, 34: 1048-1061.
- BLOM, G., E.H.S. VAN DUIN, R.H. AALDERINK, L. LIJKLEMA & C. TOET. 1992. Modelling sediment transport in shallow lakes- interactions between sediment transport and sediment composition. *Hydrobiologia*, 235/236: 153-166.
- BLOMQUIST, S. & L. HAKANSON. 1981. A review on sediment traps in aquatic environments. *Arch. Hydrobiol.*, 91:101-132.
- BOERS, P.C.M. 1986. Studying the phosphorus release from the Loosdrecht lakes sediments, using a continuous flow system. *Hydrobiol. Bulletin*, 21: 51-60.
- BOERS, P.C.M. 1991. The influence of pH on phosphate release from lake sediments. *Wat. Res.*, 25: 309- 311.
- BOERS, P.C.M. & O. VAN HESE. 1988. Phosphorus release from the peaty sediments of the Loosdrecht lakes (The Netherlands). *Wat. Res.*, 22: 355- 363.
- BONANNI, P., R. CAPRIOLI, E. GHIARA, C. MIGNUZZI, C. ORLANDI, G. PAGANIN & A. MONTI. 1992. Sediment and interstitial water chemistry of the Orbetello lagoon (Grosseto, Italy); nutrient diffusion across the water-sediment interface. *Hydrobiologia*, 235/ 236: 553-568.
- BOSTRÖM, B. 1982. Recycling of nutrients from lake sediments. Abstract of Uppsala Dissertations. 25 pp.
- BÖSTROM, B. 1984. Potential mobility of phosphorus in different types of lake sediment. *Int. Revue Ges Hydrobiol.*, 69: 457-474.
- BOSTRÖM, B., M. JANSSON & C. FORSBERG. 1982. Phosphorus release from lake sediments. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergeb. Limnol.*, 18:5-59.
- BOSTRÖM, B. & K. PETTERSSON. 1982. Different patterns of phosphorus release from lake sediments in laboratory experiments. *Hydrobiologia*, 92: 415-429.
- BOSTRÖM, B., J.M. ANDERSEN, S. FLEISCHER & M. JANSSON. 1988. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, 170:229-244.

- BOUDREAU, B.O. 1996. The diffusive tortuosity of fine grained unlithified sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 60: 3139-3142.
- BOWMAN, R.A. & C.V. COLE. 1978. An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grasslands soils. *Soil Science*, 125: 95-101.
- BRADFORD, M. E. & R. H. PETERS. 1987. The relationship between chemically analyzed phosphorus fractions and bioavailable phosphorus. *Limnol. Oceanogr.*, 32: 1124-1137.
- BRASSARD, P., J.R. KRAMER, J. Mc ANDREW & E. MUELLER. 1994. Metal-sediment interaction during resuspension. *Hydrobiologia*, 284: 101-112.
- BROBERG, A. 1985. A modified method for studies of electron transport system activity in freshwater sediments. *Hydrobiologia* 120: 181-187.
- BURLEY, K., E. PREPAS & P. CHAMBERS. 2001. Phosphorus release from sediments in hardwater eutrophic lakes: the effects of redox -sensitive and -insensitive chemical treatments. *Freshwat. Biol.*, 46: 1061-1074.
- CAI, T.T., R.S. YOST & T.W. OLSEN. 1994. Potential errors in the use of the Murphy and Riley method for determination of phosphorus in soil extractants. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 25 (19-20) : 3129-3146.
- CALZADA-BUJAK, I., L. SERRANO, J. TOJA & T. L. CRISMAN. 2001. Phosphorus dynamics in a Mediterranean temporary pond, Doñana National Park, Spain. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27: 3986-3991.
- CARACO, N.F., J.J. COLE & G.E. LIKENS. 1993. Sulphate control of phosphorus availability in lakes. *Hydrobiologia*, 253: 275-280.
- CARIGNAN, R. 1982. An empirical model to estimate the relative importance of roots in phosphorus uptake by aquatic macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 39: 243-247.
- CARIGNAN, R. 1985. Nutrient dynamics in a littoral sediment colonized by the submersed macrophyte *Myriophyllum spicatum*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 1303-1311.
- CARIGNAN, R. & J. KALFF. 1980. Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediment. *Science*, 207: 987-989.
- CARIGNAN, R. & D.R.S. LEAN. 1991. Regeneration of dissolved substances in a seasonally anoxic lake: The relative importance of processes occurring in the water column and in the sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 36: 683-707.
- CARLSON, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22: 361-369.
- CARLSSON, P. & E. GRANÉLI. 1993. Availability of humic bound nitrogen for coastal phytoplankton. *Est. Coast. Shelf Sci.*, 36: 433-447.
- CARMACK, E.C., R.C. WIEGAND, R.J. DALEY, C.B.J. GRAY, S. JASPER & C.H. PHARO. 1986. Mechanisms influencing the circulation and distribution of water mass in a medium residence-time lake. *Limnol. Oceanogr.*, 31: 249-265.
- CARPENTER, S.R., M.M. ELSER & J.J. ELSER. 1986. Chlorophyll production, degradation and sedimentation: Implications for paleolimnology. *Limnol. Oceanogr.*, 31: 112-124.
- CARPER, G.L. & R.W. BACHMANN. 1984. Wind resuspension of sediments in a prairie lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41: 1763-1767.



- CARRICK, H.J., F.J. ALDRIDGE & C.L. SCHELSKE. 1993. Wind influences phytoplankton biomass and composition in a shallow, productive lake. *Limnol. Oceanogr.*, 38: 479-1192.
- CARRILLO, P., L. CRUZ-PIZARRO, R. MORALES & P. SÁNCHEZ-CASTILLO. 1987. Cambios estacionales en las comunidades de fitoplancton y de zooplancton de la Albufera de Adra. *Limnética*, 3: 243-254.
- CARRILLO, P., P. SÁNCHEZ-CASTILLO, L. CRUZ-PIZARRO & R. MORALES. 1996. Cambios cíclicos y tendencias a largo plazo en la salinización de ecosistemas fluctuantes (Albuferas de Adra). Evidencias de eutrofización y contaminación. *Limnética*, 12: 59-65.
- CASAS, J.J., F. CALVACHE, S. DELGADO, J. GARCÍA-MAYORAL, S. VIVAS, M. BAYO, D. LÓPEZ & M. ORTEGA. 2003. En: Ecología, manejo y conservación de los humedales. M. Paracuellos (ed.): 171-186. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería.
- CASTRO, H., J.C. NEVADO, M. PARACUELLOS & J.M. LÓPEZ MARTOS. 1994. La Malvasía (*Oxyura leucocephala*) en la provincia de Almería. Evolución poblacional, nidificación y selección de hábitat. *Oxyura*, 7: 119-134.
- CATALÁN, J. 1969. Química del agua. Ed. Blume. Madrid.
- CHAMBERS, R.L. & B.J. EADIE. 1981. Nepheloid and suspended particulate matter in south-eastern Lake Michigan. *Sedimentology*, 28: 439-447.
- CHANG, S.C. & M.J. JACKSON. 1957. Fractionation of soil phosphorus. *Soil Sci.*, 84:133-144.
- CHIAUDANI, G. & G. PREMAZZI. 1992. I laghi briantei. Situazione trofica e soluzioni per il risanamento. Commissione delle Comunità Europee, EUR 14548 IT: 212 pp.
- CHRISTENSEN, J.P. & T.T. PACKARD. 1977. Sediment metabolism from the northwest African upwelling system. *Deep Sea Res.*, 24: 331-343.
- CIRUJANO, S., M. VELAYOS, F. CASTILLA & M. GIL. 1992. Criterios botánicos para la valoración de las lagunas y humedales españoles (Península Ibérica y las Islas Baleares). Colección Técnica. ICONA: Madrid.
- CLAVERO, V., J.J. IZQUIERDO, J.A. FERNÁNDEZ & F.X. NIELL. 1999. Influence of bacterial density on the exchange of phosphate between sediment and overlying water. *Hydrobiologia*, 392: 55-63.
- CLAVERO, V., J.J. IZQUIERDO, J.A. FERNÁNDEZ & F.X. NIELL. 2000. Seasonal fluxes of phosphate and ammonium across the sediment-water interface in a shallow small estuary (Palmones River, southern Spain). *Mar. Ecol. Progress Series*, 198: 51-60.
- CLOERN, J.E. 1987. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Cont. Shelf. Res.*, 7: 1367-1381.
- CRUZ-PIZARRO, L., M. ARGAIZ, I. GARZÓN & J. LÓPEZ. 1992. *Batimetría de las lagunas de la Albufera de Adra. Informe técnico.* Instituto del Agua-Universidad de Granada.
- CRUZ-PIZARRO, L., V. AMORES & J. DE LA ROSA. 1996. Informe Final. Contrato UGR-Delegación Consejería de Medio Ambiente de Almería.
- CRUZ-PIZARRO, L., J. BENAVENTE, J. CASAS, V. AMORES, L. MAY, D. FABIÁN, M. RODRÍGUEZ, K. EL MABROUKI, I. RODRÍGUEZ, I. DE VICENTE, E. MORENO-OSTOS, S.L. RODRIGUES DA SILVA, M. BAYO, A. MOÑINO & M. PARACUELLOS. 2002 a. Control de la eutrofización en las

- lagunas de las Albuferas de Adra. Diagnóstico, Evaluación y Propuesta de Recuperación. Informe Final Proyecto UE LIFE B4-3200/98/458. 349 pp.
- CRUZ-PIZARRO, L., V. AMORES, D. FABIÁN, I. DE VICENTE, I. RODRÍGUEZ-PARÍS, K. EL MABROUKI, M. RODRÍGUEZ & S.L. RODRIGUES DA SILVA. 2002 b. La Eutrofización de las Albuferas de Adra (Almería). En: Agricultura y Medio Ambiente en el entorno de las Albuferas de Adra. J. C. Nevado & M. Paracuellos (eds.): 77-96. Consejería de Medio Ambiente (Almería). España.
- CRUZ-PIZARRO, L., E. MORENO-OSTOS, S.L. RODRIGUES DA SILVA, I. DE VICENTE, M. V. AMORES, K. EL MABROUKI & D. FABIÁN. 2003. Aplicación de técnicas de biomanipulación para la gestión de la eutrofización en las Albuferas de Adra. Primeros Resultados. En: Ecología, manejo y conservación de los humedales. M. Paracuellos (ed.): 25-34. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería.
- CRUZ-PIZARRO, L., I. DE VICENTE, E. MORENO-OSTOS, V. AMORES & K. EL MABROUKI. Estudios de diagnóstico y viabilidad en el control de la eutrofización de las lagunas de la Albufera de Adra. *Limnetica*, en prensa.
- CURIE, D.J. & J. KALFF. 1984. The relative importance of bacterioplankton and phytoplankton in phosphorus uptake in freshwater. *Limnol. Oceanogr.*, 29: 311-321.
- CUSTODIO, E. & M.R. LLAMAS. 1983. Hidrología subterránea. Ed. Omega. Tomo I. 1157 pp.
- DALE, N.G. 1974. Bacterial in intertidal sediments: Factors related to their distribution. *Limnol. Oceanogr.*, 19: 509-518.
- DANEN-LOUWERSE, H., L. LIJKLEMA & M. COENRAATS. 1993. Iron content of sediment and phosphate adsorption properties. *Hydrobiologia*, 253: 311-317.
- DE GROOT, K.J. 1990. Some remarks on the presence of organic phosphate in the sediment. In D.J. Bonin & H.L. Golterman (eds.) Fluxes between trophic levels and through the water-sediment interface. Developments in *Hydrobiologia*, 62. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 303-311.
- DE GROOT, K.J. 1991. The influence of FeS on the inorganic phosphate system in sediments. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 3029-3035.
- DE GROOT, K.J. & H.L. GOLTERMAN. 1990. Sequential fractionation of sediment phosphate. *Hydrobiologia*, 192:143-149.
- DE GRROT, K.J. & A.C. FABRE. 1993. The impact of desiccation of a freshwater marsh (Garcines Nord, Camargue, France) on the sediment-water-vegetation interactions. Part 3. The fractional composition and the phosphate adsorption characteristics of the sediment. *Hydrobiologia*, 252: 105-116.
- DE GROOT, K.J. & H.L. GOLTERMAN. 1993. On the presence of organic phosphate in some Camargue sediments: evidence for the importance of phytate. *Hydrobiologia*, 252: 105-116.
- DE HOYOS, C. 1996. Limnología del Lago de Sanabria: Variabilidad interanual del fitoplancton. Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca.
- DEL RÍO, M.T. 1986. El ecosistema acuático de las Albuferas de Adra (Almería). Estudio pormenorizado de sus componentes. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.

- DE MONTIGNI, C. & Y.T. PRAIRIE. 1993. The relative importance of biological and chemical processes in the release of phosphorus from a highly organic sediment. *Hydrobiologia*, 253: 141-150.
- DEN HEYER, C. & J. KALFF. 1998. Organic matter mineralization rates in sediments: a within- and among- lake study. *Limnol. Oceanogr.*, 43: 695-705.
- DE VICENTE, I. 1999. Control de la eutrofización en las Albuferas de Adra. Papel del sedimento en el ciclo del fósforo. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Granada. 74 pp.
- DE VICENTE, I., V. AMORES, K. EL MABROUKI, E. MORENO, I. RODRÍGUEZ-PARÍS & L. CRUZ-PIZARRO. 2001. Balance de fósforo en las lagunas de las Albuferas de Adra (Almería, España). *Actas del V Simposio sobre el Agua en Andalucía*, 3: 301-311.
- DE VICENTE, I., L. SERRANO, V. AMORES, V. CLAVERO & L. CRUZ-PIZARRO. 2003. Sediment phosphate fractionation and interstitial water phosphate concentration in two coastal lagoons (Albuferas de Adra, SE Spain). *Hydrobiología*, 492: 95-105.
- DE VICENTE, I., V. AMORES, C. ESCOT, A. BASANTA & L. CRUZ-PIZARRO. Temporal and spatial trends in sedimentary process in a canyon-type reservoir: El Gergal (Seville, Spain). *en preparación*.
- DEVOL, A.H. & T.T. PACKARD. 1978. Seasonal changes in respiratory enzyme activity and productivity in Lake Washington microplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 23: 104-111.
- DÍAZ-ESPEJO, A., L. SERRANO & J. TOJA. 1999. Changes in sediment phosphate composition of seasonal ponds during filling. *Hydrobiologia*, 392: 21-28.
- DILLON, P.J. & F.H. RIGLER. 1974. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 31: 1771-1778.
- DILLON, P.J., R.D. EVANS & L.A. MOLOT. 1990. Retention and resuspension of phosphorus, nitrogen and iron in a Central Ontario Lake. *Can. J. Aquat. Sci.*, 47: 1269-1274.
- DOLAN, J.R. 1997. Phosphorus and ammonia excretion by planktonic protists. *Mar. Geol.*, 139: 109-122.
- DOREMUS, C. & L.S. CLESCERI. 1982. Microbial metabolism in surface sediments and its role in the immobilization of phosphorus in oligotrophic lake sediments. *Hydrobiologia*, 91: 261-268.
- DUTTON, R.J., G. BITTON & B. KOOPMAN. 1983. Malachite green-INT (MINT) method for determining active bacteria in sewage. *Applied and Environmental Microbiology*, 46: 1263-1267.
- ECKERROT, Å. & K. PETTERSSON. 1993. Pore water phosphorus and iron concentrations in a shallow, eutrophic lake - indications of bacterial regulation. *Hydrobiologia*, 253: 165-177.
- ECKERT, W., A. NISHRI & R. PARPAROVA. 1997. Factors regulating the flux of phosphate at the sediment-water interface of a subtropical calcareous lake: a simulation study with intact cores. *Water, Air and Soil Pollution*, 99: 401-409.
- EDMONDSON, W.T., G.C. ANDERSON & D.R. PETERSON. 1956. Artificial eutrophication of lake Washington. *Limnol. Oceanogr.*, 1: 47-53.
- EDMONDSON, W.T. 1972. Nutrients and phytoplankton in Lake Washington. *American Society of Limnology and Oceanography Special Symposium*, 1: 172-188.
- EFFLER, S.W. 1996. Limnological and engineering analysis of a polluted urban lake: Prelude to environmental management of Onondaga Lake, New York. Springer.

- EINSELE, W. 1936. Über die Beziehungen des Eisenkreislaufs zum Phosphatkreislauf im eutrophen See. *Arch. Hydrobiol.*, 29: 664-686.
- EINSELE, W. 1937. Physikalisch-chemische Betrachtung einiger Probleme des limnischen Mangan- und Eisenkreislaufs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 5: 69-84.
- EINSELE, W. 1938. Über chemische und kolloidchemische Vorgänge in Eisen- Phosphat- Systemen unter limnochemischen und limnogeologischen Gesichtspunkten. *Arch. Hydrobiol.*, 33: 361-387.
- ELLIOTT, J.M. 1983. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. Freshwater Biological Association Scientific Publication.
- ENELL, M. & S. LÖFGREN. 1988. Phosphorus in interstitial water: methods and dynamics. *Hydrobiologia*, 170: 103-132.
- EVANS, R.D. & L. HAKANSON. 1992. Prediction of gross and net sedimentation in small lakes. *Hydrobiologia*, 235/236: 143-152.
- EL AMRANI-PAAZA, N. 1997. Caracterización y modelización hidroquímica en el acuífero del delta del Río Adra. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- EL AMRANI-PAAZA, N., S. GARCÍA-LÓPEZ, J. BENAVENTE & J.J. CRUZ-SANJULIÁN. 1992. Nuevos datos sobre la calidad química de las aguas del delta del río Adra (Almería). *V Simposio de Hidrogeología*, 16: 49-60.
- EL AMRANI-PAAZA, N., J. BENAVENTE & J.J. CRUZ-SANJULIÁN. 1994. Aplicación del Análisis de Componentes Principales al estudio de las características físico-químicas de las aguas del delta del río Adra (Almería, España). *Boletín Geológico y Minero*, 3: 478-484.
- EL AMRANI-PAAZA, N., J. BENAVENTE & J.J. CRUZ-SANJULIÁN. 1995. Modélisation hydrogéochimique de l'aquifère du delta du río Adra (Andalousie, Espagne). *Hydrogéologie*, 3: 47-58.
- EL AMRANI-PAAZA, N., J. BENAVENTE & J.J. CRUZ-SANJULIÁN. 1996. Analysis and geochemical modeling of the hydrochemical evolution of water in "Las Albuferas" (Adra, Spain). En: Cruz-Sanjulián, J.J. y J. Benavente (eds.) "Wetlands: A Multiapproach Perspective". Instituto del Agua. Universidad de Granada: 69-79.
- EL MABROUKI, K. 2003. Impacto del riego con aguas residuales sobre el suelo de la zona no saturada de la Vega de Granada. Tesis Doctoral. Universidad de Granada.
- EL MABROUKI, K., I. DE VICENTE, J.M. RODRÍGUEZ MAROTO & L. CRUZ-PIZARRO. Estudio de la capacidad de adsorción del fósforo en los sedimentos de las Albuferas de Adra (Almería). *en preparación*.
- FABIÁN, J.D. 2002. Diversidad, composición funcional y estructura de tamaños del plancton en un sistema eutrófico y otro hipereutrófico: Las Albuferas de Adra (Almería). Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 149 pp.
- FABRE, A., A. QOTBI, A. DAUTA & V. BALDY. 1996. Relation between algal available phosphate in the sediments of the River Garonne and chemically-determined phosphate fractions. *Hydrobiologia*, 335: 43-48.

- FALLON, R.D. & T.D. BROCK. 1980. Planktonic blue-green algae: Production, sedimentation and decomposition in Lake Medota, Wisconsin. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 72-88.
- FENCHEL, T. & T.H. BLACKBURN. 1979. Bacteria and mineral cycling. Academic press. Londres.
- FORSBERG, C. 1989. Importance of sediments in understanding nutrient cyclings in lakes. *Hydrobiologia*, 176: 263-277.
- FOY, R.H. 1992. A phosphorus loading model for Northern Irish lakes. *Wat. Res.*, 26: 633-638.
- FRANCKO, D.A. & R.T. HEATH. 1982. UV- sensitive complex phosphorus: association with dissolved humic material and iron in a bog lake. *Limnol. Oceanogr.*, 27: 564-569.
- FRASCARI, F., G. MATTEUCCI & P. GIORDANO. 2002. Evaluation of a eutrophic coastal lagoon ecosystem from the study of bottom sediments. *Hydrobiologia*, 475/476: 387-401.
- GÄCHTER, R. & J. BLOESCH. 1985. Seasonal and vertical variation in the C:P ratio of suspended and settling seston of lakes. *Hydrobiologia*, 128: 193-200.
- GÄCHTER, R. & A. MARES. 1985. Does settling seston release soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of lakes?. *Limnol. Oceanogr.*, 30: 364-371.
- GÄCHTER, R., J.S. MEYER & A. MARES. 1988. Contribution of bacteria to release and fixation of phosphorus in lake sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 33: 1542-1558.
- GÄCHTER, R. & J.S. MEYER. 1993. The role of microorganisms in mobilization and fixation of phosphorus in sediments. *Hydrobiologia*, 253: 103-121.
- GÄCHTER, R. & B. WEHRLI. 1998. Ten years of artificial mixing and oxygenation: no effect on the internal phosphorus loading of two eutrophic lakes. *Environ. Sci. Technol.*, 32: 3659-3665.
- GAHLER, A.R. 1969. Sediment-water nutrient interchange. Proceedings of the Eutrophication-Biostimulation Assesment Workshop. Berkley. California:243-257.
- GÁLVEZ, J.A. 1990. Sedimentación biogénica en el embalse de la Concepción (Málaga). Aproximación a un modelo para sistemas acuáticos continentales. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga. 214 pp.
- GÁLVEZ, J.A., X. NIELL & J. LUCENA. 1989. Seston vertical flux model for a eutrophic reservoir. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 33: 9-18.
- GÁLVEZ, J.A., X. NIELL & J. LUCENA. 1991. Sedimentación de carbonatos en un embalse eutrófico de cuenca caliza. *Actas VI Congreso Español de Limnología*, 115-121.
- GÁLVEZ, J.A. & X. NIELL. 1992. Sediment resuspension in a monomictic eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, 235/236: 133-141.
- GÁLVEZ, J.A., X. NIELL & J. LUCENA. 1993. C:N:P ratio of settling seston in a eutrophic reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24:1390-1395.
- GÁLVEZ, J.A. & X. NIELL. 1993. Sedimentation and mineralization of seston in a eutrophic reservoir, with a tentative sedimentation model. In: Straškraba, M., J. G. Tundisi & A. Duncan (eds.). Comparative reservoir limnology and water quality management: 119-126.
- GARCÍA, M.C. 2001. Papel de la interfase agua-sedimento en el reciclado de nutrientes en humedales. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. 267 pp.

- GARCÍA-RUIZ, R., E. SÁEZ, J. LUCENA, X. NIELL & J.A. GÁLVEZ. 1993. Sedimentation patterns in a recent constructed reservoir (Charco Redondo, Los Barrios, Cádiz, Spain). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25:1223-1226.
- GARCÍA-RUIZ, R., J. LUCENA & X. NIELL. 1998. Seasonal and vertical variations in C:P ratio in an eutrophic P limited reservoir (La Concepción, South Spain). *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 83:303-306.
- GARCÍA-RUIZ, R., G. PARRA, F. GUERRERO & J. LUCENA. 2001. Sedimentation of phosphorus fractions and temporal variation in the C:P ratio in La Concepción reservoir, southern Spain. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 35: 711-723.
- GARDNER, W.D. 1977. Fluxes, dynamics and chemistry of particulates in the ocean. Ph D Thesis, Mass. Inst. Technol./ Woods Hole Oceanogr. Inst.
- GIBSON, C.E. & J. GUILLOT. 1997. Sedimentation in a large lake: the importance of fluctuations in water level. *Freshwat. Biol.*, 37: 597-604.
- GIPPEL, C.J. 1989. The use of turbidimeters in suspended sediment research. *Hydrobiologia*, 176/177: 465-480.
- GOLACHOWSKA, J. 1984. Phosphorus in the bottom sediments of some lakes of the world. *Pol. Arch. Hydrobiol.*, 31:175-205.
- GOLDMAN, J.C., J.J. MC CARTHY & D.G. PEAVEY. 1979. Growth rate influence on the chemical composition of phytoplankton in oceanic waters. *Nature*, 279: 210-215.
- GOLTERMAN, H.L. 1975. Physiological limnology. An approach to the physiology of lake ecosystems, p. 357-402. *En: Development in water science*. Elsevier.
- GOLTERMAN, H.L. (Ed.) 1977. Interactions between sediments and freshwater. Proceeding of an International Symposium held at Amsterdam, 6-10 Septiembre 1976. Junk/Pudoc. La Haya. 473 pp.
- GOLTERMAN, H.L. 1982. Differential extraction of sediments phosphates with NTA solutions. *Hydrobiologia*, 92: 683- 687.
- GOLTERMAN, H.L. 1984. Sediments, modifying and equilibrating factors in the chemistry of freshwater. *Ver. Internat. Verein. Limnol.*, 22:23-59.
- GOLTERMAN, H.L. 1991. Influence of FeS on denitrification in shallow waters. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 3025-3028.
- GOLTERMAN, H.L. 1994. Nouvelles connaissances des formes du phosphate: conséquences sur le cycle du phosphate dans les sédiments des eaux peu profondes. *Annls. Limnol.*, 30: 221-232.
- GOLTERMAN, H.L. 1995.
- The role of the ironhydroxide-phosphate-sulphide systems in the phosphate exchange between sediments and overlying water. *Hydrobiologia*, 297: 43-54.
  - The labyrinth of nutrients cycles and buffers in wetlands: results based on research in the Camargue (southern France). *Hydrobiologia*, 315: 39-58.
  - Theoretical aspects of adsorption of ortho-phosphate onto iron-hydroxide. *Hydrobiologia*, 315: 59-68.

- GOLTERMAN, H.L. 1996. Fractionation of sediment phosphate with chelating compounds: a simplification and a comparison with other methods. *Hydrobiologia*, 335: 87-95.
- GOLTERMAN, H.L. 1998. The distribution of phosphate over iron-bound and calcium-bound phosphate in stratified sediments. *Hydrobiologia*, 364:75-81.
- GOLTERMAN, H. L. 2001. Phosphate release from anoxic sediments or "What did Mortimer really write?". *Hydrobiologia*, 450: 99-106.
- GOLTERMAN, H.L. 2004. The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht/ Boston/ London. 246 pp.
- GOLTERMAN, H.L., A.B. VINER & G.F. LEE. 1977. Prefacio, *En: "Interactions between sediment and freshwater. H.L. Golterman (ed.). Junk, La Haya. pp: 1-9.*
- GOLTERMAN, H.L., R.S. CLYMO & M.A.M. OHNSTAD. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters, IBP Handbook 8, 3ªEd., Blackwell Scientific Publ., Oxford, 214 pp.
- GOLTERMAN, H.L. & M.L. MEYER. 1985. The geochemistry of two hard water rivers, the Rhine and the Rhone: Part 1: Presentation and screening of data. *Hydrobiologia* 126: 3-10.
- GOLTERMAN, H.L. & A. BOOMAN. 1988. Sequential extraction of iron-phosphate and calcium-phosphate by chelating agents. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 23: 904-909.
- GOLTERMAN, H.L., F. MINZONI & C. BONETTO. 1988. The nitrogen cycle in shallow water sediment systems of rice fields. Part III. The influence of N-application on the yield of rice. *Hydrobiologia*, 159: 211-217.
- GOLTERMAN, H.L., J. PAING, L. SERRANO & E. GÓMEZ. 1998. Presence of and phosphate release from polyphosphates or phytate phosphate in lake sediments. *Hydrobiologia*, 364:99-104.
- GÓMEZ, E., M. FILLIT, M.C. XIMENES & B. PICOT. 1998. a. Phosphate mobility at the sediment-water interface of a Mediterranean lagoon (etang du Méjean), seasonal phosphate variation. *Hidrobiología*, 373/374: 203-216.
- GÓMEZ, E., B. MILLET & B. PICOT. 1998. b. Accumulation des sels nutritifs dans un sédiment lagunaire et environnement hydrodynamique. *Oceanologica Acta*, 21 : 805- 817.
- GÓMEZ, E., C. DURILLON, G. ROFES & B. PICOT. 1999. Phosphate adsorption and release from sediments of brackish lagoons: pH, O<sub>2</sub> and loading influence. *Wat. Res.*, 33: 2437-2447.
- GÓMEZ-MERCADO, F. & M. PARACUELLOS. 1995-96. Hábitats de las albuferas de Adra (Almería) recogidos en el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE. *Boletín Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 14: 59-76.
- GONSIORCZYK, T., P. CASPER & R. KOSCHEL. 1997. Variations of phosphorus release from sediments in stratified lakes. *Water, Air and Soil Pollution*, 99: 427-434.
- GONZÁLEZ-BERNÁLDEZ, F. 1989. Ecosistemas áridos y endorreicos españoles. Seminario sobre Zonas áridas en España. Real Academia de las Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Madrid.
- GONZÁLEZ-BERNÁLDEZ, F. 1992. Ecological aspects of wetland/groundwater relationships in Spain. *Limnetica*, 8: 11-26.
- GRENZ, C., TH. MOUTIN, B. PICOT & H. MASSÉ. 1991. Comparaison de deux méthodes de mesure de flux de nutriments à l'interface eau-sédiment : méthode des peepers et méthode des chambres benthiques. *C.R. Acad. Sci. Paris serie III*, 313: 239-244.

- GU, B., T.L. MEHLHORN, L. LIANG & J.F. MC CARTHY. 1996. Competitive adsorption, displacement and transport of organic matter on iron oxide: II. Displacement and transport. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 60: 2977-2992.
- HÅKANSON, L. 1977. The influence of wind, fetch and water depth on the distribution of sediments in Lake Vänern, Sweden. *Can. J. Earth Sci.*, 14: 397-412.
- HÅKANSON, L. 1984. On the relationship between lake trophic level and lake sediments. *Water Res.*, 18: 303-314.
- HÅKANSON, L. & M. JANSSON. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag. 316pp.
- HAMBRIGHT, K.D. & W. ECKERT. 2001. Sediment-water phosphorus dynamics in newly created Lake Agmon (Agmon-Hula wetlands), Israel. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27: 4001-4004.
- HARGRAVE, B.T. & G.A. PHILLIPS. 1977. Oxygen uptake of microbial communities on solid surfaces. En: Airns, J. (ed.). *Aquatic microbial communities*. Garland Publ., Nueva York. p. 545-587.
- HARPER, D. 1992. Eutrophication of freshwaters. Principles, problems and restoration. Chapman & Hall. Londres.
- HARTLEY, A.M., W.A. HOUSE, M.E. CALLOW & B.S.C. LEADBEATER. 1997. Coprecipitation of phosphate with calcite in the presence of photosynthesising green algae. *Wat. Res.*, 31: 2261-2268.
- HECKY, R.E., P. CAMPBELL & L.L. HENDZEL. 1993. The stoichiometry of carbon, nitrogen and phosphorus in particulate matter of lakes and oceans. *Limnol. Oceanogr.*, 38: 709-724.
- HENDRY, C.D., P.L. BREZONIK & E.S. EDGERTON. 1981. Atmospheric deposition of nitrogen and phosphorus in Florida. En: *Atmospheric Pollutans in Natural Waters*. S. J. Eisenreich (ed.):199-215. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, USA.
- HERMANS, A. 2000. Waterbalance in the zone of the Albuferas de Adra, Almería. Proyecto de Investigación. Universidad de Granada. 51 pp.
- HERODEK, S. & V. ISTVÁNOVICS. 1986. Mobility of phosphorus fractions in the sediments of Lake Balaton. *Hydrobiologia*, 135: 149-154.
- HIELTJES, A.H.M. & L. LIJKLEMA. 1980. Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. *J. Environm. Qual.*, 9 (3): 405-407.
- HILTON, J. 1985. A conceptual framework for predicting the occurrence of sediment focusing and sediment redistribution in small lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 30: 1131-1143.
- HILTON, J., P. LISHMAN, & P.V. ALLEN. 1986. The dominant processes of sediment distribution and focusing in a small, eutrophic, monomictic lake. *Limnol. Oceanogr.*, 31:125-133.
- HOLDREN, G.C. & D.E. ARMSTRONG. 1980. Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. *Environ. Sci. Technol.*, 14: 79-87.
- HOLDREN, G.C. & D.E. ARMSTRONG. 1985. Interstitial concentrations as an indicator of phosphorus release and mineral formation in lake sediments. 3<sup>rd</sup> International Symposium Interactions between sediments and waters. Geneva- Agosto 1984.
- HOLMER, M. & P. STORKHOLM. 2001. Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. *Freshwat. Biol.*, 46: 431-451.



- HOOPER, F.F. 1973. Origin and fate of organic phosphorus compounds in aquatic systems. En: Griffith, E. J., A., Beeton, J. M. Spencer & D. T. Mitchell (eds.). *Environmental Phosphorus Handbook*. John Wiley and Sons, New York, pp 834-865.
- HORNE, A.J. & CH.R. GOLDMAN. 1994. *Limnology*. Mc Graw-Hill.
- HOUSE, W.A., H. CASEY, L. DONALDSON & S. SMITH. 1986. Factors affecting the coprecipitation of inorganic phosphate with calcite in hardwaters I. *Wat. Res.*, 20: 917-922.
- HUPFER, M., R.GÄCHTER & R. GIOVANOLI. 1995.a. Transformation of P species in settling seston and during early diagenesis. *Aquatic Sciences*, 57: 305-324.
- HUPFER, M., R.GÄCHTER & H. RÜEGGER. 1995.b. Poliphosphate in lake sediments: <sup>31</sup>P NMR spectroscopy as a tool for its identification. *Limnol. Oceanogr.*, 40: 610-617.
- HUPFER, M., R. PÖTHIG, R. BRÜGEMAM & W. GELLER. 2000. Mechanical resuspension of autochthonous calcite (seekreide) failed to control internal phosphorus cycle in a eutrophic lake. *Water Res.*, 34: 859-867.
- IBÁÑEZ ARIAS, A. 1999. Influencia de las actividades agrícolas en la eutrofización de las Albuferas de Adra. Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Granada. 38 pp.
- IDSO, S.B. 1973. On the concept of lake stability. *Limnol. Oceanogr.*, 18: 681-683.
- INGRAHAM, J.L. & C.A. INGRAHAM. 1998. *Introducción a la microbiología*. Ed. Reverté. Barcelona.
- ISTVÁNOVICS, V. 1993. Transformations between organic and inorganic sediment phosphorus in Lake Balaton. *Hydrobiologia*, 253: 193-206.
- ISTVÁNOVICS, V., S. HERODEK & F. SZILÁGYI. 1989. Phosphate adsorption by different sediment fractions in lake Balaton and its protecting reservoirs. *Wat. Res.*, 23: 1367-1371.
- JACOBSEN, T.R. & G.W. COMITA. 1976. Ammonia-nitrogen excretion in *Daphnia pulex*. *Hydrobiologia*, 51: 195-200.
- JAMES, W.F. & J.W. BARKO. 1997. Net and gross sedimentation in relation to the phosphorus budget of Eau Galle Reservoir, Wisconsin. *Hydrobiologia*, 345: 15-20.
- JEFFREY, S. W & G. F. HUMPHREY. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol.*, 167: 191-194.
- JEFFREY, W.H. & J.H. PAUL. 1986. Activity measurement of planktonic microbial and microfouling communities in a eutrophic estuary. *Applied and Environmental Microbiology*, 51: 157-162.
- JENSEN, H. S. & F.Ø. ANDERSEN. 1987. Sulphate reduction in a coastal lake during summer stratification. *Arch. Hydrobiol.*, 108: 465-481.
- JENSEN, H.S. & F.Ø. ANDERSEN. 1990. Impact of nitrate and blue-green algae abundance on phosphorus cycling between sediment and water in two shallow, eutrophic lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 224-230.
- JENSEN, H.S. & F.Ø. ANDERSEN. 1992. Importance of temperature, nitrate and pH for phosphorus release from aerobic sediments of four shallow eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 37: 577-589.
- JENSEN, H.S. & B. THAMDRUP. 1993. Iron-bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionite extraction. *Hydrobiologia*, 253: 47-59.

- JENSEN, H.S., P. KRISTENSEN, E. JEPPESEN & A. SKYTTE. 1992. Iron: phosphorus ratio in surface sediments as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 235/236: 731-743.
- JENSEN, H.S., P.B. MORTENSEN, F.Ø. ANDERSEN, E. RASMUSSEN & A. JENSEN. 1995. Phosphorus cycling in a coastal marine sediment, Århus Bay, Denmark. *Limnol. Oceanogr.*, 40: 908-917.
- JENSEN, H.S., J.C. MCGALLERY, R. MARINO & R.W. HOWARTH. 1998. Forms and availability of sediment phosphorus in carbonate sand Bermuda seagrass beds. *Limnol. Oceanogr.*, 43: 799-810.
- JEPPESEN, E., J.P. JENSEN, P. KRISTENSEN, M. SØNDERGAARD, E. MORTENSEN, O. SORTKJÆR & K. OLRİK. 1990. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes. 2: threshold levels, long-term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, 200/201: 219-227.
- JONES, J.G. & B.M. SIMON. 1979. The measurement of electron transport system activity in freshwater benthic and planktonic samples. *J. Appl. Bact.*, 46: 305-315.
- JONES, R.I., K. SALONEN & H. DE HAAN. 1988. Phosphorus transformations in the epilimnion of humic lakes: abiotic interactions between dissolved humic materials and phosphate. *Freshw. Biol.*, 19: 357-369.
- JONES, R.I., J.M. YOUNG, A.M. HARTLEY & A.E. BAILEY-WATTS. 1996. Light limitation of phytoplankton development in an oligotrophic Lake-Loch Ness, Scotland. *Freshw. Biol.*, 35: 533-543.
- JØRGENSEN, S.E., L. KAMP-NIELSEN & O.S. JACKOBSEN. 1975. A submodel for anaerobic mud-water exchange of phosphate. *Ecol. Model.*, 1:133-146.
- KAISERLI, A., D. VOUTSA & C. SAMARA. 2002. Phosphorus fractionation in lake sediment-Lakes Volvi and Koronia, N. Greece. *Chemosphere*, 46: 1147-1155.
- KALFF, J. 1983. Phosphorous limitation in some tropical African lakes. *Hydrobiologia*, 100: 101-112.
- KALFF, J. 2002. *Limnology*. New Jersey: Prentice Hall.
- KAMP-NIELSEN, L. 1974. Mud-water exchange of phosphate and other ions in undisturbed sediment cores and factors affecting the exchange rates. *Arch. Hydrobiol.*, 73: 218-237.
- KAUSHAL, S. & M.W. BINFORD. 1999. Relationship between C:N ratios of lake sediments, organic matter sources and historical deforestation in Lake Pleasant, Massachusetts, USA. *Journal of Paleolimnology*, 22: 439-442.
- KEDDY, P.A. 2000. *Wetlands ecology: Principles and Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge.
- KELDERMAN, P. 1984.
- Sediment-water exchange in Lake Grevelingen under different environmental conditions. *Netherlands Journal of Sea Research*, 18: 286-311.
  - Nutrient concentrations in the interstitial water of Lake Grevelingen sediment: effects of sediment redistribution and benthic primary production processes. *Netherlands Journal of Sea Research*, 18: 312-336.

- KEMP, A.L.W. 1971. Organic carbon and nitrogen in the surface sediment of Lakes Ontario, Erie and Huron. *J. Sedim. Petrol.*, 41: 537-548.
- KENNER, R.A. & S.I. AHMED. 1975. Measurements of electron transport activities in marine phytoplankton. *Mar. Biol.*, 33: 119-127.
- KHOSHMANESH, A., B.T. HART, A. DUNCAN & R. BECKETT. 2002. Luxury uptake of phosphorus by sediment bacteria. *Wat. Res.*, 36: 774-778.
- KIM, C., B. KOOPMAN, G. BITTOM. 1994. INT- dehydrogenase activity test for assessing chlorine and hydrogen peroxide inhibition of filamentous pure cultures and activated sludge. *Wat. Res.*, 28: 1117-1121.
- KIRCHNER, W.B. & P.J. DILLON. 1975. An empirical method for estimating the retention of phosphorus in lakes. *Water Resour. Res.*, 11: 182-83.
- KLEEBERG, A. 1997. Interactions between benthic phosphorus release and sulphur cycling in lake Scharmützelsee (Germany). *Water, Air and Soil Pollution*, 99: 391-399.
- KLEEBERG, A., D. JENDRITZKI & B. NIXDORF. 1999. Surficial sediment composition as a record of environmental changes in the catchment of shallow Lake Petersdorf, Brandenburg, Germany. *Hydrobiologia*, 408/409: 185-192.
- KLEINER, J. 1990. Calcite precipitation- regulating mechanism in hardwater lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24:136-139.
- KOSCHEL, R., B. JURGEN, G. PROFT & F. RECKNAGEL. 1983. Calcite precipitation as a natural control mechanism of eutrophication. *Arch. Hydrobiol.*, 98: 380-408.
- KRAMBECK, H.J., A. MILSTEIN & M. ZORAN. 1992. Physical aspects of the ecosystem structure of dual purpose reservoirs in the Israeli coastal area: Preliminary results of a solar driven data acquisition system. *Limnologica* 22: 129-135.
- KRISHNASWAMI, S. & D. LAL. 1978. Radionuclide limnology. In: Lerman, A. (ed.). *Lakes- Chemistry, Geology, Physics*. Springer, Berlin.
- KRISTENSEN, P., M. SØNDERGAARD & E. JEPPESEN. 1992. Resuspension in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 228: 101-109.
- KRISTENSEN, E., S.I. AHMED & A.H. DEVOL. 1995. Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediment: Which is fastest?. *Limnol. Oceanogr.*, 40: 1430-1437.
- KROGERUS, K. & P. EKHOLM. 2003. Phosphorus in settling matter and bottom sediments in lakes loaded by agriculture. *Hydrobiologia*, 429: 15-28.
- KU, W.C., F.A. DiGIANO & T.H. FENG. 1978. Factors affecting phosphate adsorption equilibria in lake sediments. *Wat. Res.*, 12: 1069-1074.
- KUFEL, L., A. PREJS & J.I. RYBACK. (eds). 1997. Shallow lakes '95. *Hydrobiologia*, 342/ 343: 1- 416.
- LAMPERT, W., W. FLECKNER, H. RAI & B.E. TAYLOR. 1986. Phytoplankton control by grazing zooplankton: a study on the spring clear-water phase. *Limnol. Oceanogr.*, 31: 478-490.
- LAMPERT, W. & U. SOMMER. 1997. *Limnoecology: the ecology of lakes and streams*. Reino Unido: Oxford University Press.
- LARSDEN, D.P., D.W. SCHULTS & K.W. MALUEG. 1981. Summer internal phosphorus supplies in Shagawa Lake, Minnesota. *Limnol. Oceanogr.*, 26: 740-753.

- LASTEIN, E. 1976. Recent sedimentation and resuspension of organic matter in eutrophic lake Esrom, Denmark. *Oikos*, 27: 44-49.
- LAZAROVA, V. & J. MANEM. 1995. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Water Res.*, 29: 2227-2245.
- LEE, G.F., W.C. SONZOGNI & R.D. SPEAR. 1977. Significance of oxic *vs* anoxic conditions for Lake Mendota sediment phosphorus release. *En: Golterman, H. L. (ed.). Interaction between sediment and freshwater.* pp 294-306. Dr. W. Junk. La Haya.
- LEHMAN, J.T. 1980. Release and cycling of nutrients between planktonic algae and herbivores. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 620-632.
- LERMAN, A. 1979. Geochemical processes: water and sediment environments. John Wiley & Sons, Nueva York. 481 pp.
- LEWIS, W.M., J.F. SAUNDERS, D.W. CRUMPACKER & C. BRENDHECKE. 1984. Eutrophication and land use: Lake Dillon, Colorado. Springer Verlag, Nueva York.
- Li, V.H. & S. Gregory. 1974. Diffusion of ions in sea water and in deep sea sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 38: 703-714.
- LIJKLEMA, L. 1977. The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments. H. Golterman (ed.): Interactions between sediment and water. W. Junk Publishers. La Haya.
- LIJKLEMA, L. 1980. Interaction of ortophosphate with iron (III) and aluminum hydroxides. *Envir. Sci. Technol.*, 14: 537-540.
- LIJKLEMA, L. 1985. Nutrient cycling in lakes. *Proceedings of the Dutch-Hungarian Symposium on Eutrophication of shallow lakes, Siofok.*
- LIJKLEMA, L. 1994. Nutrient dynamics in shallow lakes: effects of changes in loading and role of sediment-water interactions. *Hydrobiología*, 275/276: 335-348.
- LO BIANCO, R. 1997. Analisis paleolimnológicas sul Lago di Candia: primi risultati sul paleoambiente nel corso degli ultimi 4 secoli circa. Tesis de Licenciatura. Universidad de Milán. 140 pp.
- LÖFGREN, S. & S.O. RYDING. 1985. Apatite ionic products in different eutrophic sediments. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 3323-3328.
- LÖFGREN, S. & B. BOSTRÖM. 1989. Interstitial water concentrations of phosphorus, iron and manganese in a shallow, eutrophic swedish lake- implications for phosphorus cycling. *Wat. Res.*, 23: 1115-1125.
- LOGUE, C., B. KOOPMAN & G. BITTON. 1983. INT-reduction assays and control of sludge bulking. *J. of Environmental Engineering*, 109: 915-923.
- LÓPEZ, P. 1983. Aguas salinas epicontinentales próximas a la costa mediterránea española. Estudio del medio. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- LÓPEZ, P. 1986. Composición del sedimento en sistemas acuáticos del litoral Mediterráneo Español. *Limnética*, 2: 11-18.
- LÓPEZ, P. 1991. Sedimentary phosphorus dynamics in epicontinental systems: A literature review. *Oecologia aquatica*, 10:113-125.

- LÓPEZ, P. & J.A. MORGUÍ. 1993. Phosphate and calcium carbonate saturation in a stratified coastal lagoon. *Hidrobiología*, 228: 55-63.
- LÓPEZ, P., X. LLUCH, M. VIDAL & J.A. MORGUÍ. 1996. Adsorption of phosphorus on sediments of the Balearic Islands (Spain) related to their composition. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42: 185-196.
- LÓPEZ, P. & X. LLUCH. 2000. Sediment geochemistry of a meromictic coastal lagoon, "Es Cibollar" (Majorca, Spain). *Limnetica*, 18: 15-27.
- LORENZEN, C.J. 1967. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 343-346.
- LOTTER, A.F. 2001. The paleolimnology of Soppensee (Central Switzerland), as evidenced by diatom, pollen and fossil-pigment analyses. *Journal of Paleolimnology*, 25: 65-79.
- LUQUE, J.A. & R. JULIÁ. 2002. Lake sediment response to land-use and climate change during the last 1000 years in the oligotrophic Lake Sanabria (northwest of Iberian Peninsula). *Sedimentary Geology*, 148: 343-355.
- MACKERETH, F.J.J. 1966. Some chemical observations on post-glacial lake sediments. *Phil. Trans. R. Soc.*, 250: 167-213.
- MADSEN, J.D., P.A. CHAMBERS, W.F. JAMES, E.W. KOCH & D.F. WESTLAKE. 2001. The interactions between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 444 : 71-84.
- MALCOLM, R. 1990. The uniqueness of humic substances in each of soil, stream and marine environments. *Analytica Chimica Acta*, 232: 19-30.
- MARGALEF, R. 1960. Valeur indicatrice de la composition des pigments du phytoplancton sur la productivité, composition taxonomique et propriétés dynamiques des populations. *Rapp. Proc. Ver. C.I.E.S.M.M.*, 15: 277-281.
- MARGALEF MIR, R. 1981. Distribución de los macrófitos de las aguas dulces y salobres del E. y NE. de España y dependencia de la composición química del medio. Fundación Juan March. Madrid.
- MARGALEF, R. 1983 *Limnología*. Barcelona: Omega.
- MARTÍN ROSALES, W. 1997. Efectos de los diques de retención en el borde meridional de la Sierra de Gador (Almería). Tesis Doctoral, Univesidad de Granada. 266 pp.
- MARTÍNEZ VIDAL, J.L. & H. CASTRO (coords.). Las Albuferas de Adra. Estudio Integral. Colección Investigación, 9. Instituto de Estudios Almerienses (Diputación Provincial de Almería). Almería.
- MARTINOVA, M.V. 1993. Nitrogen and phosphor compounds in bottom sediments: mechanism of accumulation, transformation and release. *Hydrobiologia*, 252: 1-22.
- MARSDEN, M.W. 1989. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. *Fresh. Biol.*, 21:139-162.

- MAZUMDER, A. 1994. Phosphorus-Chlorophyll relationships under contrasting zooplankton community structure: potential mechanisms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51: 401-408.
- MEHTA, A.J., T.M. PARCHURE, J.G. DIXIT & R. ARIATHURAI. 1982. Resuspension potential of deposited cohesive sediment beds. *En: Estuarine Comparisons. V. Kennedy (ed.)*. pp. 591-609. Academic Press: Nueva York.
- MESNAGE, V. & B. PICOT. 1995. The distribution of phosphate in sediments and its relation with eutrophication of a Mediterranean lagoon. *Hydrobiologia*, 297:29-41.
- MEYERS, P.A. 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol.*, 114: 289-302.
- MESSER, J.J., J.M. IHNAT & D.L. WEGNER. 1984. Phosphorus release from the sediments of Flaming Gorge Reservoir, Wyoming (U.S.A.). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 1457-1464.
- MEYER, H.J. 1984. The influence of impurities on the growth rate of calcite. *J. Cryst. Growth.*, 66: 639-646.
- MILTENBURG, J.C. & H.L. GOLTERMAN. 1998. The energy of the adsorption of o-phosphate onto ferric hydroxide. *Hydrobiologia*, 364: 93-97.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA, PESCA Y ALIMENTACIÓN (M.A.P.A.). 1986. Métodos oficiales de análisis de suelos y aguas. Ed. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. 182 p.
- MIRACLE, M.R., P. GARCÍA & E. VICENTE. 1984. Heterogeneidad espacial de las comunidades fitoplanctónicas en la Albufera de Valencia. *Limnetica*, 1: 20-31.
- MIRACLE, M.R. 1987. Ecosistemas valencianos: Las zonas húmedas litorales. *En: El medio ambiente en la comunidad valenciana*. Generalitat Valenciana: 76-81.
- MITSCH, C.F. & J. GOSSELINK, 2000. Wetlands. 3ª Ed. John Wiley & Sons, Inc. Nueva York.
- MONTE, C. (coord.). 1995. Tipificación y clasificación de los humedales: bases para la elaboración de modelos de actuación y gestión prioritarios. Dirección General de Obras Hidráulicas (MOPTMA). Madrid.
- MOÑINO, A., E. MORENO, I. DE VICENTE, K. EL MABROUKI & L. CRUZ PIZARRO. 2002. Hidrodinámica y distribución espacial de fitoplancton en dos sistemas acuáticos: el embalse de Alhama de Granada y la laguna Nueva de la Albufera de Adra (Almería). *Actas del V Simposio sobre el agua en Andalucía*, 1: 397-406.
- MORALES, G. 1986. Contribución al conocimiento hidrológico del delta del río Adra. Tesis de licenciatura. Universidad de Granada.
- MORENO-OSTOS, E. 2002. Patrones de distribución espacial del fitoplancton en sistemas acuáticos. Proyecto de Investigación. 66 pp.
- MORRIS, D.P., H. ZAGARESE, C.E. WILLIAMSON, E.G. BALSEIRA, B.R. HARGREAVES & B. MODUNUTTI. 1995. The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnol. Oceanogr.*, 40: 1381-1391.
- MORRIS, D. P. & W. M. LEWIS. 1988. Phytoplankton nutrient limitation in Colorado mountain lakes. *Freshwater Biol.*, 20: 315-327.
- MORTIMER, C.H. 1941. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. I. *J. Ecol.*, 30: 280-329.

- MORTIMER, C.H. 1942. The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes. II. *J. Ecol.*, 30: 147-201.
- MOSS, B. 1990. Ecological challenges for lake management. *Hydrobiologia*, 395/396: 3-11.
- MOSS, B. 1998. Ecology of freshwaters. Man and medium. Past to future. 3ª Ed. Blackwell Science.
- MOUTIN, T., B. PICOT, M.C. XIMENES & J. BONTOUX. 1993. Seasonal variations of P compounds and their concentrations in two coastal lagoons (Herault, France). *Hydrobiologia*, 252: 45-59.
- MÜLLER, G., G. IRION & M. FÖRSTNER. 1972. Formation and diagenesis of inorganic Ca-Mg carbonates in the lacustrine environment. *Naturwissenschaften*, 59: 158.
- MURPHY, J. & J.P. RILEY. 1962 A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27: 31-36.
- MURPHY, T.P., K.J. HALL & I. YESAKI. 1983. Coprecipitation of phosphate with calcite in a naturally eutrophic lake. *Limnol. Oceanogr.*, 28: 58-69.
- MUSAZZI, S. 2000. Ricostruzione paleolimnológica dell'evoluzione trofica del Lago Maggiore nel corso del XX secolo. Tesis de Licenciatura. Universidad de Milán. 130 pp.
- NAGLE, G.N., T.J. FAHEY & J.P. LASSOIE. 1999. Management of sedimentation in tropical watersheds. *Environm. Managem.*, 23: 441-452.
- NEVADO, J.C. 2002. Proyecto LIFE-NATURALEZA 1998 Conservación de las Albuferas de Adra (Almería, España). En: Nevado, J.C. & M. Paracuellos (eds) Agricultura y Medio Ambiente en el entorno de las Albuferas de Adra: 29-40. Consejería de Medio Ambiente (Almería).
- NEVADO, J.C. & M. PARACUELLOS. 1999. El Fartet en Almería. Una estrategia de conservación. En: Planelles-Gomis, M. (coord.): Peces ciprinodóntidos ibéricos. Fartet y Samaruc. Monografía, pp. 163-168. Colección Biodiversidad, 5. Consellería de Medio Ambiente (Generalitat Valenciana). Valencia.
- NEWRKLA, P. 1982. Annual cycles of benthic community oxygen uptake in a deep oligotrophic lake (Attersee, Austria). *Hydrobiologia*, 94: 139-147.
- NILSSEN, J.P. 1978. Eutrophication, minute algae and inefficient grazers. *Memorie dell'Istituto italiano di Idrobiologia*, 36: 121-138.
- NIXON, S.W. 1981. Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems. En: *Estuaries and Nutrients*. B.J. Neilson & L.E. Cronin (eds.). pp. 111-138. Humana Press, Totowa, NJ.
- NIXON, S.W. 1982. Nutrient dynamics, primary production and fisheries yields of lagoons. *Oceanol. Acta*, Proceedings International Symposium on coastal lagoons. SCOR/ IABO/ UNESCO, Bordeaux, 8-14 Septiembre, 1981. 357-371.
- NÖGES, P., L. TUVIKENE, T. NÖGES & A. KISAND. 1999. Primary production, sedimentation and resuspension in large shallow Lake Võrtsjärv. *Aquat. Sci.*, 61:168-182.
- NÜRNBERG, G. 1987. A comparison of internal phosphorus loads in lakes with anoxic hypolimnia: Laboratory incubation versus in situ hypolimnetic phosphorus accumulation. *Limnol. Oceanogr.*, 32: 1160-1164.
- NÜRNBERG, G. & R.H. PETERS. 1984. The importance of internal phosphorus load to the eutrophication of lakes with anoxic hipolimnia. 1984. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22: 190-194.

- NÜRNBERG, G.K., M. SHAW, P.J. DILLON & D.J. MCQUEEN. 1986. Internal phosphorus load in an oligotrophic Precambrian shield lake with a anoxic hypolimnion. *Can. J. Fish. Aquatic. Sci.*, 43: 574-580.
- OCDE. 1982. Eutrophisation des eaux. Methodes des surveillance d'évaluation et de lutte. Paris.
- ODUM, E. P. 1971. Fundamentals of Ecology. Saunders, Philadelphia. 574 pp.
- OGLESBY, R.T. & W.R. SCHAFFNER. 1978. Phosphorus loadings to lakes and some of their responses. Part 2. Regression models of summer phytoplankton standings crops, winter total P and transparency of New York lakes with known phosphorus loadings. *Limnol. Oceanogr.*, 23: 135-45.
- OHLE, W. 1953. Phosphor als initialfaktor der Gewässereutrophierung. *Vom Wasser*, 20: 11-23.
- OHLE, W. 1984. Measurement and comparative values of the Short Circuit Metabolism (SCM) of lakes by POC relationship of primary production of phytoplankton and settling matter. *Arch. Hydrobiol.*, 19: 163-174.
- OLANCZUK-NEYMAN, K.M. & J.H. VOSJAN. 1977. Measuring respiratory electron transport system activity in marine sediment. *Neth. J. Sea Res.*, 11: 1-13.
- OLSEN, S. 1964. Phosphate equilibrium between reduced sediments and water, laboratory experiments with radioactive phosphorus. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 13: 915-922.
- OSGOOD, R. A. 1988. Lake mixis and internal phosphorus dynamics. *Arch. Hydrobiol.*, 113: 629-638.
- OTSUKI, A. & R.G. WETZEL. 1972. Coprecipitation of phosphates with carbonates in a marl lake. *Limnol. Oceanogr.*, 17: 763-767.
- OTSUKI, A., S. KASUGA & T. KAWAI. 1981. Seasonal changes of the total phosphorus standing crop in a highly eutrophic lake: the importance of internal loading for shallow lake restoration. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 21: 634-639.
- PACKARD, T. T. 1971. The measurement of respiratory electron transport activity in marine phytoplankton. *J. Mar. Res.*, 29: 235-244.
- PALUDAN, C. & H.S. JENSEN. 1995. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: significance of humic acids. *Wetlands*, 15: 365-373.
- PAMATMAT, M.M. 1968. Ecology and metabolism of a benthic community on an intertidal sand flat. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 53 : 211-298.
- PAMATMAT, M.M. 1971. Oxygen consumption by the seabed. *Limnol. Oceanogr.*, 16: 536-550.
- PARACUELLOS, M. 1991. Fenología estacional de la ornitofauna en las Albuferas de Adra (Almería). Período 1986-1988. *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses (Ciencias)*, 9/10:141-172.
- PARACUELLOS, M. 2002. Valor ambiental de las Albuferas de Adra. En: Nevado J. C. y M. Paracuellos (eds) Agricultura y Medio Ambiente en el entorno de las Albuferas de Adra: 51-63. Consejería de Medio Ambiente (Almería).
- PARACUELLOS, M. Las Albuferas de Adra (Almería, Sudeste Ibérico) y su relación con el hombre. *Farua*. en prensa.
- PARACUELLOS, M. & J.C. NEVADO. 1994. Localización del Fartet, *Aphanius iberus*, en la cuenca del Río Adra (Almería, sudeste ibérico). *Doñana, Acta Vertebrata*, 21: 199-204.



- PARACUELLOS, M., J.A. OÑA, J.M. LÓPEZ MARTOS, J.J. MATAMALA, G. SALAS & J.C. NEVADO. 1994. Caracterización de los humedales almerienses en función de su importancia provincial para las aves acuáticas. *Oxyura*, 7: 183-194.
- PARDO, P., J.F. LOPEZ SANCHEZ, G. RAURET, V. RUBAN, H. MUNTAU & PH. QUEVAUILLER. 1999. Study of the stability of extractable phosphate concentration in a candidate reference material using a modified Williams extraction procedure. *The Analyst*, 124:407-411.
- PEARSALL, W.H. 1932. Phytoplankton in the english lakes.2. The composition of the phytoplankton in relation to dissolved substances. *Journal of Ecology*, 20: 241-262.
- PENN, M.R. & M.T. AUER. 1997. Seasonal variability in phosphorus speciation and deposition in a calcareous eutrophic lake. *Mar. Geol.*, 139: 47-59.
- PETTERSSON, K. 1998. Mechanisms for internal loading of phosphorus in lakes. *Hydrobiologia*, 373/374: 21-25.
- PETTERSSON, K. 2001. Phosphorus characteristics of settling and suspended particles in Lake Erken. *The Science of the Total Environment*, 266: 79-86.
- PETTERSSON, K. & V. ISTVANOVICS. 1988. Sediment phosphorus in Lake Balaton -forms and mobility. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 30: 25-41.
- PLAN DE ORDENACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES (P.O.R.N.) de la Reserva Natural de la Albufera de Adra. Decreto 242/ 2000, de 23 de Mayo (B.O.J.A., 77, de 6 de julio de 2000).
- PLANAS, M.D. 1973. Composición, ciclo y productividad del fitoplancton del lago de Banyoles. *Oecologia Aquatica*, 1: 3-106.
- POMEROY, L. R. 1977. Nutrients in Estuaries. En: J.R. Clark (ed.), Coastal Ecosystem Management. J. Wiley & Sons, N.Y. 673-677 pp.
- PORCELLA, D.B., J.S. KUMAGAI & E.J. MIDDLEBROOKS. 1970. Biological effects on sediment-water nutrient interchange.- *J. San. Eng. Division, Proc. Amer. Soc. Civil Eng.*, 96: 911-929.
- PRAIRIE, Y.T., C. DE MONTIGNI & P.A. DEL GIORGIO. 2001. Anaerobic phosphorus release from sediments: a paradigm revisited. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 27: 4013-4020.
- PREMAZZI, G. & A. PROVINI. 1985. Internal P loading in lakes: a different approach to its evaluation. *Hydrobiologia*, 120: 23-33.
- PSENNER, R. 1984. Phosphorus release patterns from sediments of a meromictic mesotrophic lake (Piburger See, Austria). *Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.*, 22: 219-228.
- PSENNER, R., R. PUCSKO & M. SAGER. 1985. Die fraktionierung organischer und anorganischer phosphorverbindungen von sedimenten. Versuch einer definition ökologisch wichtiger fraktionen. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 70: 111-155.
- PULIDO, A. 1988. Síntesis hidrogeológica del delta del río Adra (Almería). Tecnología de la Intrusión en acuíferos costeros. Almuñécar. Granada. 145-169.
- PULIDO, A., J. BENAVENTE & G. MORALES. 1988. Hidrogeología del delta del Río Adra. Estudios geológicos, 44: 429-443.
- QUIGLEY, M.A. & J.A. ROBBINS. 1986. Phosphorus release processes in nearshore southern Lake Michigan. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43: 1201-1207.

- RAST, W. & G. F. LEE. 1978. Summary analysis of the North American (US portion) OECD Eutrophication Project: Nutrient loading-lake response relationships and trophic state indices. Ecological Research Series, No. EPA-600/3-78-008, US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon, USA. 454 p.
- RECHE, I. 2003. Sensibilidad de los ecosistemas acuáticos a la radiación ultravioleta: El papel de la materia orgánica disuelta. *Ecosistemas*.  
<http://www.aeet.org/ecosistemas/031/revisiones1.htm>.  
(<http://www.aeet.org/ecosistemas/031/revisiones1.htm>).
- RECHE, I. & M.L. PACE. 2002. Linking dynamics of dissolved organic carbon in a forested lake with environmental factors. *Biogeochemistry*, 61: 21-36.
- REDDY, K.R., M.M. FISHER & D. IVANOFF. 1996. Resuspension and diffusive flux of nitrogen and phosphorus in a hypereutrophic lake. *Journal of Environmental Quality*, 25: 363-371.
- REDFIELD, A.C. 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton, p. 176-192. *En: James Johnstone Memorial Volume*. Univ. Liverpool.
- RELEXANS, J.C. 1996.  
a. Measurement of the respiratory electron system (ETS) activity in marine sediments: state of the art and interpretation. I. Methodology and review of literature data. *Marine Ecology Progress Series*, 136: 277-287.  
b. Measurement of the respiratory electron system (ETS) activity in marine sediments: state of the art and interpretation. II. Significance of ETS activity data. *Marine Ecology Progress Series*, 136: 289-301.
- RELEXANS, J.C., H. ETCHEBER, J. CASTEL, V. ESCARAVAGE & I. AUBY. 1992. Benthic respiratory potential with relation to sedimentary carbon quality in seagrass beds and oyster parks in the tidal flats of Arcachon Bay, France. *Estuar. Coast Shelf Sci.*, 34: 157-170.
- REYNOLDS, C. S. 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Reino Unido: Cambridge University Press.
- REYNOLDS, C.S., J.M. THOMPSON, A.J. FERGUNSON & S.W. WISEMAN. 1982. Loss processes in the population dynamics of phytoplankton in closed limnetic systems. *J. Plankton Res.*, 4: 561-600.
- RHEE, G.Y. & I.J. GOTHAM. 1980. Optimum N:P ratios and co-existence of planktonic algae. *Journal of Phycology*, 16: 486-489.
- RIPL, W. & G. LINDMARK. 1979. The impact of algae and nutrient composition on sediment exchange dynamics. *Arch. Hydrobiol.*, 86: 45-65.
- ROBBINS, J.A., A. MUDROCH & B.G. OLIVER. 1990. Transport and storage of <sup>137</sup>Cs and <sup>210</sup>Pb in sediments of Lake St. Clair. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 572-587.
- RODIER, J. 1989. Análisis de las aguas. Omega. Barcelona.
- RODRIGUES DA SILVA, S. L. 2001. Cuantificación de los efectos subletales de anatoxina-a en la tasa de respiración de *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). Proyecto de Investigación. Universidad de Granada. 15 pp.

- RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, M. 2002. Contribución hidrogeológica y limnológica a la caracterización ambiental de zonas húmedas de Andalucía Oriental. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. 205 p.
- ROZAN, T.F., M. TAILLEFERT, R.E. TROUWBORST, B.T. GLAZER, S. MA, J. HERSZAGE, L.M. VALDES, K.S. PRICE & G.W. LUTHER. Iron-sulphur-phosphorus cycling in the sediment of a shallow coastal bay: Implications for sediment nutrient release and benthic macroalgal blooms. *Limnol. Oceanogr.*, 47: 1346-1354.
- RYDING, S.O. 1985. Chemical and microbiological processes as regulators of the exchange of substances between sediments and water in shallow eutrophic lakes. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, 70: 657-702.
- RYDING, S.O. & W. RAST. 1992. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Madrid: Pirámide.
- SÁEZ, E., R. GARCÍA-RUIZ, J. LUCENA & X. NIELL. 1994. Variaciones en la razón C:N:P del material sestónico recogido en trampas de sedimentación en el embalse de Charco redondo (Cádiz). *Limnetica*, 10: 109-114.
- SAKAMOTO, M. 1966. Primary production by the phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.*, 62: 1-28.
- SAKOH, H., O. MATSUDA, C. MICHEL, L. LEGENDRE, N. RAJENDRAN & T. YAMAMOTO. 1997. Temporal variation of chlorophyll-like pigment composition in sinking particles during the ice-covered season in Saroma-ko Lagoon. *Journal of Marine Systems*, 11: 123-131.
- SÁNCHEZ-CASTILLO, P. 1984. Estudio limnológico de dos ecosistemas hídricos de la provincia de Almería. Diputación Provincial de Almería.
- SÁNCHEZ-CASTILLO, P. 1987. Influencia de la salinidad sobre las poblaciones algales de tres lagunas litorales (Albufera de Adra, Almería). *Limnética*, 3: 47-53.
- SÁNCHEZ-CASTILLO, P., P. CARRILLO, J.M. CRUZ-MARTÍNEZ & L. CRUZ-PIZARRO. 1990. Plancton de las lagunas de la Albufera de Adra: ciclo anual. En: Martínez-Vidal, J. L. & H. Castro (eds.). *Las Albuferas de Adra. Estudio Integral*. Instituto de Estudios Almerienses, Almería, España.
- SCHMIDT, W. 1928. Über temperatur und stabilitats verhältnisse von Seen. *Geogr. Ann.*, 10: 145-177.
- SCHMIDT, R., K.A. KOINIG, R. THOMPSON & C. KAMENIK. 2002. A multi proxy core study of the last 7000 years of climate and alpine land-use impacts on an Austrian mountain lake (Unterer Landschitzsee, Niedere Tauern). *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology*, 187: 101-120.
- SERRANO, L. 1992. Leaching from vegetation of soluble polyphenolic compounds and their abundance in temporary ponds in the Doñana National Park (SW, Spain). *Hydrobiologia*, 123: 1-19.
- SERRANO, L., M. REINA, E. DE VERD, J. TOJA & H.L. GOLTERMAN. 2000. Determination of the sediment phosphate composition by the EDTA method of fractionation. *Limnetica*, 19: 199-204.

- SERRANO, L., I. CALZADA-BUJAK & J. TOJA. 2003. Variability of the sediment phosphate composition of a temporal pond (Doñana National Park, SW Spain). *Hydrobiologia*, 429: 159-169.
- SERRANO, L., I. DE VICENTE, M. REINA, J. TOJA & L. CRUZ-PIZARRO. Phosphate release from sediment in highly eutrophic coastal lagoons of southern Spain. *Hydrobiologia*, en prensa.
- SERRUYA, C., M. EDELSTEIN, U. POLLINGHER & S. SERRUYA. 1974. Lake Kinneret sediments: Nutrient composition of the pore water and mud water exchanges. *Limnol. Oceanogr.* 19: 489-508.
- SERVAIS, P., G. BILLEN & M.C. HASCOËL. 1987. Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Wat. Res.*, 21: 445-450.
- SERVRIN-REYSSAC, J. 1997. L'instabilité du phytoplancton et le phénomène des eaux claires dans les étangs de pisciculture. *Environmental and Experimental Botany*, 38 : 211-221.
- SETARO, F.V. & J.M. MELACK. 1984. Responses of phytoplankton to experimental nutrient enrichment in an Amazon floodplain lake. *Limnol. Oceanogr.*, 29: 972-984.
- SHAW, J.F.H. & E.E. PREPAS. 1990. Exchange of phosphorus from shallow sediments at nine Alberta lakes. *J. Environ. Qual.*, 19: 249-256.
- SHINN, J.A. 1941. A practical handbook of seawater analysis. *Fish. Res. Bd. Can. Bull.*
- SIMOLA, H. 1981. Sedimentation in a eutrophic stratified lake in S. Finland. *Ann. Bot. Fenn.*, 18: 23-36.
- SINKE, A.J.C. & T.E. CAPPENBERG. 1988. Influence of bacterial processes on the phosphorus release from sediments in a eutrophic Loosdrecht Lakes, The Netherlands. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 30: 5-13.
- SINKE, A.J.C., A.A. CORNELESE, P. KEIZER, O.F.R. VAN TONGEREN & T.E. CAPPENBERG. 1990. Mineralization, pore water chemistry and phosphorus release from peaty sediments in the eutrophic Loosdrecht lakes, The Netherlands. *Freshw. Biol.*, 23: 587-599.
- SMITH, A. N. 1965. Distinction between iron and aluminium phosphate in Chang and Jackson's procedure for fractionating inorganic soil phosphorus. *Agrochim.*, 19: 162-168.
- SOMLYÓDY, L. & L. KONCSOS. 1991. Influence of sediment resuspension on the light conditions and algal growth in Lake Balaton. *Ecological Modelling*, 57: 173-192.
- SOMMARUGA, R. 1991. Sediment oxygen demand in man-made Lake Ton-Ton (Uruguay). *Hydrobiologia*, 215: 215-221.
- SØNDERGAARD, M. 1989. Phosphorus release from a hypertrophic lake sediment: experiments with intact sediment cores in continuous flow system. *Arch. Hydrobiol.*, 116: 45-59.
- SØNDERGAARD, M. 1990. Pore-water dynamics in the sediment of a shallow and hypertrophic lake. *Hydrobiologia*, 192: 247-258.
- SØNDERGAARD, M. 1993. Organic carbon pools in two Danish lakes: flow of carbon to bacterioplankton. *Verh. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.*, 25: 593-598.
- SØNDERGAARD, M., E. JEPPESEN, P. KRISTENSEN & O. SORTKJÆR. 1990. Interactions between sediment and water in a shallow and hypertrophic lake: a study on phytoplankton collapses in Lake Søbygaard, Denmark. *Hydrobiologia*, 191: 139-148.

- SØNDERGAARD, M., P. KRISTENSEN & E. JEPPESEN. 1992. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and windexposed Lake Arresø, Denmark. *Hydrobiologia*, 228: 91-99.
- SØNDERGAARD, M., P. KRISTENSEN & E. JEPPESEN. 1993. Eight years of internal phosphorus loading and changes in the sediment phosphorus profile of Lake Søbygaard, Denmark. *Hydrobiologia*, 253: 345-356.
- SØNDERGAARD, M., J. WINDOLF & E. JEPPESEN. 1996. Phosphorus fractions and profiles in the sediment of shallow Danish lakes as related to phosphorus load, sediment composition and lake chemistry. *Wat. Res.*, 30: 992-1002.
- SONZOGNI, W.C., D.M. JEFFS, J.C. KONRAD, J.B. ROBINSON, G. CHESTERS, D.R. COOTE & R.C. OSTRY. 1980. Pollution from land runoff. *Environ. Sci. Technol.*, 14:148-153.
- STABEL, H.H. 1985. Mechanisms controlling the sedimentation sequence of various elements in prealpine lakes. In: W. Stumm. *Chemical processes in lakes*. p.143-167.
- STABEL, H.H. 1986. Calcite precipitation in lake Constance: chemical equilibrium, sedimentation and nucleation by algae. *Limnol. Oceanogr.*, 31: 1081-1093.
- STAUFFER, R.E. 1981. Sampling strategies for estimating the magnitude and importance of internal phosphorus supplies in lakes. US EPA Rep. 60013-81-015, Corvallis, OR.
- STEVENSON, F.J. 1982. Humus chemistry; genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons, Nueva York.
- SUNDBY, B. & C. GOBEIL. 1992. The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 37:1129-1145.
- TAPIA GARRIDO, J.A. 1990. Historia general de Almería y su provincia. Tomo 9.
- TARTARI, G. & G. BIASCI. 1997. Trophic status and lake sedimentation fluxes. *Water, Air and Soil Pollution*, 99:523-531.
- TESSENOW, U. 1975. Solution, diffusion and sorption in the upper layer of lake sediments. V. The differentiation of the profundal sediments of an oligotrophic mountain lake (Feldsee, Hochschwarzwald) by sediment-water interaction. *Arch. Hydrobiol. / Suppl.*, 47, 3:325-412.
- TEZUKA, Y. 1985. C:N:P ratios of seston in Lake Biwa as indicators of nutrient deficiency in phytoplankton and decomposition process of hypolimnetic particulate matter. *Japanese Journal of Limnology*, 46: 239-246.
- TEZUKA, Y. 1986. Does the seston of Lake Biwa release dissolved inorganic nitrogen and phosphorus during aerobic decomposition?. Its implication for eutrophication. *Ecol. Res.*, 1: 293-302.
- THOMPSON, J.B., S. SCHULTZE-LAM, T.J. BEVERIDGE & D.J. DES MARAIS. 1997. Whiting events: Biogenic origin due to the photosynthetic activity of cyanobacterial picoplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 42:133-141.
- THORNTON, K.W. 1990. Sedimentary processes. En: Thornton, K. W., B. L. Kimmel & F. E. Payne. (eds.). *Reservoir Limnology: Ecological perspectives*. p 43-69.
- TIRÉN, T. & K. PETTERSON. 1985. The influence of nitrate on the phosphorus flux to and from oxygen depleted lake sediments. *Hydrobiologia*, 120: 207-223.
- TÓTH, L.G. 1992. Respiratory electron transport system (ETS)- activity of the plankton and sediment in Lake Balaton (Hungary). *Hydrobiologia*, 243/244: 157-166.

- TREVORS, J.T., C. MAYFIELD & W.E. INISS. 1982. Measurement of electron transport system (ETS) activity in soil. *Microbial Ecology*, 8: 163-168.
- TREVORS, J.T. 1984. The measurement of electron transport system (ETS) activity in freshwater sediment. *Water Res.*, 18: 581-584.
- UEHLINGER, U. 1986. Bacteria and phosphorus regeneration in lakes: an experimental study. *Hydrobiologia*, 135: 197-206.
- URBAN, N.R., CH. DINKEL & B. WEHRLI. 1997. Solute transfer across the sediment surface of a eutrophic lake: I. Porewater profiles from dialysis samplers. *Aquat. Sci.*, 59: 1-25.
- VAN ES, F. B. 1982. Community metabolism of intertidal flats in the Ems-Dollard estuary. *Mar. Biol.*, 66: 95-108.
- VOLLENWEIDER, R. A. 1968. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. *Technical Report DAS/CSI/68.27, Environmental Directorate, Organization for Economic Cooperation and Development (OECD)*, Paris. 154 p.
- VOLLENWEIDER, R. A. 1976. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.*, 33:53-83.
- WAARA, T., M. JANSSON & K. PETTERSON. 1993. Phosphorus composition and release in sediment bacteria of the genus *Pseudomonas* during aerobic and anaerobic conditions. *Hydrobiologia*, 253: 131-140.
- WANG, Z.J., F. GIOVANOLI, H. EL-GHOBARY & J.P. VERNET. 1985. A speciation study of phosphorus in the interstitial water from Lake Geneva (Switzerland). 3<sup>rd</sup> International Symposium Interactions between sediments and waters. Geneva- Agosto- 1984.
- WATTS, C.J. 2000. The effect of organic matter on sedimentary phosphorus release in an Australian reservoir. *Hydrobiologia*, 431: 13-25.
- WETZEL, R.G. 1975. *Limnology*. Saunders.
- WETZEL, R.G. 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 24: 6-24.
- WEYHENMEYER, G.A., M. MEILI & D.C. PIERSON. 1995. A simple method to quantify sources of settling particles in lakes: Resuspension versus new sedimentation of material from planktonic production. *Mar. Freshwat. Res.*, 46: 223-231.
- WEYHENMEYER, G.A. & J. BLOESCH. 2001. The pattern of particle flux variability in Swedish and Swiss lakes. *The Science of the Total Environment*, 266: 69-78.
- WHITE, W.S. & R.G. WETZEL. 1975. Nitrogen, phosphorus, particulate and colloidal carbon content of sedimenting seston of a hard-water lake. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, 19: 330-339.
- WHITE, E., K. LAW, G. PAYNE & S. PICKMERE. 1985. Nutrient demand and availability among planktonic communities- an attempt to assess nutrient limitations to plant growth in 12 central volcanic plateau lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 19: 49-62.

- WIELAND, E., P.H. SANTSCHI & J. BEER. 1991. A multitracer study of radionuclides in Lake Zürich, Switzerland. 2. Residence times, removal processes, and sediment focusing. *Journal of Geophysical Research*, 96/ C9, 17 067-80.
- WIELAND, E., P.H. SANTSCHI, P. HÖHENER & M. STURM. 1993. Scavenging of Chernobyl  $^{137}\text{Cs}$  and natural  $^{210}\text{Pb}$  in Lake Sempach, Switzerland. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 57: 2959-2979.
- WIESER, W. & M. ZUCH. 1976. Dehydrogenases as tools in the study of marine sediment. *Mar. Biol.*, 36: 113-122.
- WODKA, M.C., S.W. EFFLER & C.T. DRISCOLL. 1985. Phosphorus deposition from the epilimnion of Onondaga Lake. *Limnol. Oceanogr.*, 30: 833-843.
- WÜEST, A. & B. WEHRLI. 1994. Mixing and water quality in lakes: does mixing alter phosphorus retention and productivity?. En: Environmental protection and lake ecosystem. H. Sund, H-H. Stabel, W. Geller, Y. Xiaogan, Y. Kechang & F. Fengening (eds.). pp. 109-128. China Science and Technology Press: Beijing.
- YOUNG, R.A. 1977. Sea flume. A device for in situ studies of threshold erosion velocity and erosional behaviour of undisturbed marine muds. *Mar. Geol.*, 23: 11-18.
- ZHANG, Y. & E.E. PREPAS. 1996. Regulation of dominance of planktonic diatoms and cyanobacterias in four eutrophic hardwater lakes by nutrients, water column stability and temperature. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53: 621-633.