

Bacterias coliformes en ambientes acuáticos no contaminados del Río Paraná Medio (Santa Fe, Argentina): distribución y correlaciones con variables ambientales.*

Emiliani, Federico^{1,2}; González de Paira, Stella M.¹

(1) Instituto Nacional de Limnología (CONICET) José Macri 1933, (3016) Santo Tomé, Prov. Santa Fe, Argentina FAX: 54-42-740152 E-mail: inalit@arcricle.edu.ar

(2) Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas (UNL) Ciudad Universitaria. Paraje El Pozo s/n. Santa Fe, Argentina. FAX 54-42-571143 E-mail: fich@fich.unl.edu.ar

RESUMEN: Se analizaron muestras de ríos y lagunas pertenecientes al valle aluvial del Paraná medio, libres de contaminación por efluentes municipales o industriales. El promedio de las concentraciones de coliformes termotolerantes (CTo) en ríos y en lagunas resultó bajo (<100/100ml). Sin embargo, los principales integrantes del grupo CTo fueron los mismos encontrados en ambientes contaminados: *Escherichia coli* y *Klebsiella pneumoniae* (en aguas, rizósfera y sedimentos de fondo). En los sedimentos, los CTo estuvieron asociados al tamaño de las partículas, a la materia orgánica, a la temperatura y, principalmente, con la concentración de coliformes en el agua suprayacente. En ésta, la variación de la concentración de CTo estuvo asociada a las variaciones de temperatura y a las concentraciones de coliformes en zonas alejadas vegetadas por *Paspalum repens*. El análisis de regresión múltiple indica que estas dos variables explican el 77 % (p 0,02) de las variaciones de las concentraciones de CTo en las zonas libres de vegetación. También se determinaron las concentraciones de CTo en aguas y sedimentos en ambientes contaminados por aguas residuales. De la comparación, resulta que la cuantificación de CTo es un indicador confiable para detectar cambios en la calidad natural de las aguas en el valle aluvial del Paraná medio. Los promedios encontrados en áreas prístinas pueden utilizarse como valor base o "natural".

SUMMARY: Samples from rivers and lakes belonging to the alluvial valley of the middle Paraná, free from municipal or industrial pollution, were analyzed. The average of the thermotolerant coliforms concentrations in rivers (Paraná, Colastiné, Correntoso) and in shallow lakes (El Tigre, La Cuarentena and El Puesto) was low (MPN < 100/100ml). Nevertheless, the main members of the coliform (*Escherichia coli* and *Klebsiella pneumoniae*) in water, rhizosphere, and bottom sediments, were the same to those found in polluted environments. In the sediments, the coliform concentration were associated to the particles size (inverse relation to the sands and direct to silts and clays), to the organic matter, to the temperature and mainly to the coliform concentration in the overlying waters. In there, the coliform concentration was associated to the temperature as well as to the coliform concentration in zones with gramineous plants (*Paspalum repens*). The analysis of multiple regression showed that these two variables explain the 77% (p<0,02) of the variation of coliforms concentration in waters free of plants. They were neither found statistically significant relationships between coliforms and other variables measured in the field (pH, transparency, dissolved oxygen and conductivity) nor with coliform concentrations existing in zones with "water hyacinth" (*Eichhornia crassipes*). For further comparison, the same bacteria were enumerated from waters and sediments of rivers and flood plain lakes contaminated by wastewaters. From the data, it is clear that the quantification of the thermotolerant coliforms is a reliable indicator to detect changes in the natural quality of waters in the the middle Paraná system.

Introducción

Las bacterias coliformes y otros organismos indicadores han sido ampliamente usados por los responsables del control de calidad del agua, como advertencia de una posible contaminación y como un índice del deterioro de la calidad del agua (1). Sin embargo, en la literatura científica existe una conocida controversia sobre su validez como indicadores de contaminación, según se detalla en recientes

recopilaciones (p. ej., 2, 3). Esas discrepancias posiblemente reflejen la diversidad y variabilidad inherente a los ambientes estudiados, las diferentes aspiraciones de calidad ambiental deseadas o posibles dentro de un determinado contexto socioeconómico, y la falta de suficientes investigaciones. Los estándares y recomendaciones se fundamentan sobre criterios desarrollados en aguas contaminadas por efluentes cloacales, es decir, fuentes puntuales de contaminación de origen humano. En la controversia se incluye el hecho de haberse encontrado especies integrantes de este grupo (particularmente, *Klebsiella pneumoniae*) en muestras ambientales sin contaminación fecal, aunque dete-

* Trabajo presentado en el Congreso Internacional sobre el Agua (B. Aires, 4 agosto 1997)

rioradas por efluentes ricos en materia orgánica; p. ej., en efluentes de industrias lácteas y papeleras (4, 5). Además, en los últimos 10 años se han encontrado otros miembros del grupo coliforme termotolerante, incluyendo *Escherichia coli*, en algunos ambientes prístinos. Por ejemplo, Hazen (6) y Fujioka *et al.* (7) demostraron la presencia de altas concentraciones de coliformes termotolerantes y de *E. coli* en aguas tropicales no contaminadas.

Por el contrario, en otras latitudes (en ambientes prístinos del norte de Europa, sur de Finlandia), solamente detectaron la presencia de coliformes termotolerantes en el 50% de las muestras de agua, y raramente excediendo 100 bacterias por 100 ml (8). También raramente fueron detectados en sedimentos (menos del 20% de las muestras, lago Ontario, Canadá), excepto en lugares cercanos a fuentes de polución (9).

Conocer las concentraciones de coliformes en ambientes no contaminados es necesario para establecer un valor base o "normal" por encima del cual se puede considerar que hay una alteración de la calidad natural del agua. Para el río Orinoco, p. ej.,

la línea base o natural para los coliformes totales es de 400/ml (10); más altos son los valores para los ríos prístinos de Puerto Rico: desde unos 200 hasta miles de coliformes termotolerantes por 100/ml (11).

Dado que en el valle aluvial del río Paraná medio no se dispone de tal tipo de información (aunque tampoco en otras zonas del país), nuestro objetivo fue estimar las concentraciones de bacterias coliformes en ríos y lagunas en diferentes biotopos (agua, sedimentos, rizósfera) de ambientes no contaminados de la cuenca del río Paraná medio, y las variables ambientales relacionadas. A los fines comparativos, también se recolectaron muestras en áreas de la misma región pero contaminadas por aguas residuales (municipales e industriales).

Lugares de muestreo

Los lugares de muestreo se indican en la Figura 1 y en el Cuadro 1.

En el río Paraná, el muestreo fue hecho en su

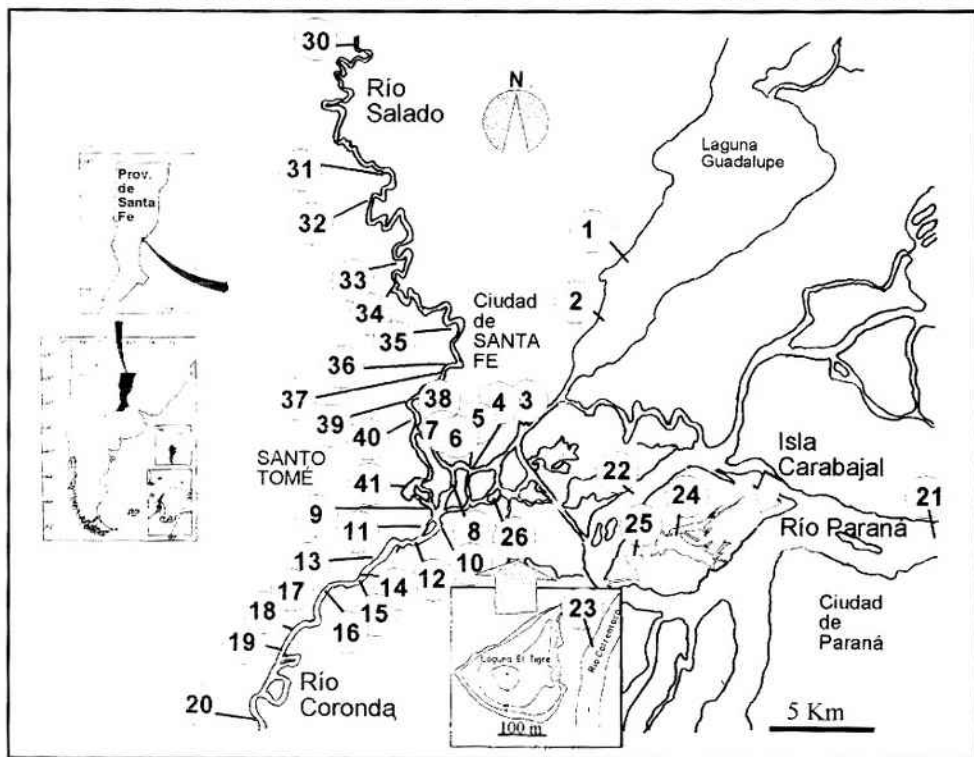


Figura 1. Ubicación de los lugares de muestreo

Cuadro 1. Lugares de muestreo (los números se corresponden a los de la fig. 1).

Nº	Lugar
1	Laguna Guadalupe (altura calle Padre Genesio).
2	Laguna Guadalupe (altura calle Casanello).
3	Río Santa Fe (antes desagüe cloacal).
4	Río Santa Fe (salida desagüe cloacal, municipio S. Fe).
5	Río Santa Fe (después desagüe cloacal).
6	Río Santa Fe (derivación por el terraplén M. Irigoyen).
7	Río El Vado.
8	Río Santa Fe (cerca torres alta tensión).
9	Río Salado (desembocadura).
10	Río Coronda (aguas abajo del R. Salado).
11	Arroyo Tientuco.
12	Río Coronda (a 1 km de la desembocadura del Tientuco).
13	Río Coronda (a 1 km antes desagüe parque industrial).
14	Río Coronda (desagüe parque industrial).
15	Río Coronda (a 100 m del desagüe del parque industrial).
16	Río Coronda (a 5 km del desagüe anterior).
17	Río Coronda (a 10 km del desagüe anterior).
18	Río Coronda (a 2 km antes del desagüe cerca de Sauce Viejo).
19	Río Coronda (salida desagüe Sauce Viejo).
20	Río Coronda (zona camping Sauce Viejo).
21	Río Paraná.
22	Río Colastiné.
23	Río Correntoso.
24	Laguna La Cuarentena (isla Carabajal).
25	Laguna El Puesto (isla Carabajal).
26	Laguna El Tigre (islote El Tigre).
30	Río Salado (cerca puente Mihura).
31	Río Salado (desagüe cloacal oeste ciudad S. Fe).
32	Río Salado (a 10 km desagüe cloacal).
33	Río Salado (desagüe pluvio-cloacal zona hipódromo-cementerio).
34	Río Salado (a 7 km del desagüe anterior).
35	Río Salado (cerca del puente autopista Santa Fe - Rosario).
36	Río Salado (frente "Costa Azul").
37	Río Salado (desagüe pluvio-cloacal, oeste S. Fe).
38	Río Salado (bañado, cerca del desagüe).
39	Río Salado (desagüe pluvio-cloacal municipio S. Tomé).
40	Río Salado (a 3 km del efluente).
41	Laguna Bedetti (cerca desagüe pluvial urbano).

cauce principal, aguas arriba de la ciudad de Paraná (31° 42' 34" S y 60° 29' 07" O), 590 km aguas antes de su desembocadura en el Río de la Plata. El lugar de muestreo está libre de contaminación municipal o industrial (las cuales se concentran en los últimos 450 kilómetros), y se encuentra aguas abajo de cualquier tributario importante. Los otros lugares de muestreo se ubican en lo que se conoce como valle aluvial propiamente dicho del río Paraná medio, donde predominan las áreas inundables, con vegetación básicamente acuática y palustre. En general, las lagunas vinculadas a las zonas del valle aluvial presentan baja perturbación antrópica, manifestada por el uso esporádico de una ganadería extensiva, condicionada al hidropereodo y a la topografía de las islas.

Las características limnológicas generales de los ambientes estudiados ya fueron publicadas. Específicamente, sobre aspectos químicos y biológicos de la zona, existen diversas publicaciones (p. ej., 12, 13, 14, 15). Las principales características hidrológicas y biológicas de la laguna "La Cuarentena" y "El puestito", ambas en la isla Carabajal, están descritas en el trabajo de Oldani y Tablado (16) y en el de Sabattini (17). Para la laguna El Tigre y el río Correntoso, nos remitimos a los trabajos de García de Emiliani (18, 19).

Los muestreos realizados en ambientes contaminados corresponden principalmente a la porción inferior del río Salado (Fig. 1), incluyendo ambientes acuáticos cercanos a su desembocadura (río Santa Fe y Coronda), y donde desaguan efluentes cloacales, pluvio-cloacales e industriales. La zona estudiada del río Salado conforma un cuerpo de agua con características diferentes de las que presenta en su curso medio y superior, y representa el 7% de la superficie total de la cuenca (247.000 Km²). Las características físicas y químicas del río Salado fueron dadas a conocer por Gollán y Lachaga (20) y Maglianesi y Depetris (21). Existe un estudio bacteriológico exploratorio de la cuenca inferior del río Salado (22); otros centrados en la calidad bacteriológica de balnearios, uno fluvial (23) y otro situado en la laguna Bedetti (24), y en la detección de *Vibrio cholerae* (25) en diversos cuerpos de agua de esa misma zona.

Material y métodos

Tanto en el río Paraná como en la laguna El Tigre se realizaron muestreos mensuales de agua. En la laguna, además, se recolectaron muestras en

varios puntos: zonas de aguas sin y con vegetación (representada principalmente por canutilares - *Paspalum repens* Bergius - y, en menor grado, por camalotes - *Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms-), de la rizósfera y del rizoplano de los camalotes. También recolectamos muestras de sedimentos con y sin cobertura vegetal. En los restantes lugares de muestreo, incluyendo los ambientes contaminados, se recolectaron tres muestras en cada lugar de muestreo, casi siempre en aguas y en sedimentos (solamente en dos lugares se recolectaron muestras en zonas vegetadas).

Cada muestra estaba compuesta por 5 submuestras de 250 ml, recolectadas en frascos estériles de vidrio y a 15 cm de profundidad. En el laboratorio se hicieron 5 repeticiones por dilución, siendo los medios de cultivo y demás variables culturales aquellas detalladas en una publicación de la OMS (26) para el recuento del número más probable de coliformes (NMP) por medio del caldo de McConkey.

Las muestras de sedimento se tomaron con una draga tipo "Tamura" de 323 cm² de superficie. Los coliformes fueron cuantificados aplicando las mismas técnicas básicas que las utilizadas para las muestras de agua. Los sedimentos fueron diluidos a 100 ml con una solución estéril de pirofosfato de sodio al 0,1 % y agitados mecánicamente dos minutos (agitador tipo Waring). El sedimento homogeneizado fue entonces agregado a un erlenmeyer estéril y mantenido en suspensión por medio de un agitador magnético. Luego, se distribuyeron alícuotas de la muestra dispersada en los múltiples tubos de fermentación para el análisis de coliformes. Debido al problema inherente de comparar los recuentos de coliformes en aguas (NMP/100 ml) con los recuentos de sedimentos (NMP/g, peso seco), todos los recuentos de coliformes fueron calculados y registrados volumétricamente (es decir, NMP/100 ml de sedimento). Solamente así las densidades acuáticas y bénticas pueden ser directamente comparadas (27, 28, 29).

El muestreo y análisis de rizósfera y rizoplano de la vegetación se realizó según las técnicas detalladas por Emiliani (30). No todos los autores concuerdan sobre la expresión de los resultados del análisis bacteriológico del rizoplano. Algunos opinan que debería hacerse en función de la superficie de la raíz, pero su determinación, especialmente en el caso de las raíces del camalote, presenta serias dificultades. Otros, p. ej. Blotnick *et al* (31), optaron por expresar los resultados por gramo seco de raíz. Nosotros, en cambio, lo hemos referido al volumen

radicular (medido por desplazamiento de un volumen de agua) por hacerlo más comparable con los recuentos obtenidos en el agua.

El análisis de carbono orgánico se realizó según el procedimiento detallado en Copes (32) y el análisis granulométrico de los sedimentos, en Amsler y Drago (33). El grado granulométrico se estableció según los siguientes diámetros de las partículas (Paíra, com. pers.): $62,5\mu\text{m} < \text{arena} < 2000\mu\text{m}$; $3,91\mu\text{m} < \text{limo} < 62,5\mu\text{m}$; $0,24\mu\text{m} < \text{arcilla} < 3,91\mu\text{m}$.

En condiciones de campo registramos la temperatura del agua (termómetro manual graduado en décimas), pH (comparador Lovibond), conductividad (conductímetro Beckman) y la transparencia con el disco de Secchi. El oxígeno disuelto lo determinamos en laboratorio por el método de Winkler, modificado por Carpenter (34).

Para determinar si las variables cumplían con la condición de normalidad aplicamos el test de Shapiro-Wilks, provisto por el programa *Statgraphics plus*, versión 1.11 (de *Statistical Graphic*

Corp.). Para eventualmente normalizar las variables, aplicamos las transformaciones aconsejadas por Jones (35), resultando adecuadas (según el test de Shapiro-Wilks) para el NMP de coliformes: $\log_{10} x$; para la temperatura: \sqrt{x} . Otras variables (oxígeno, transparencia, pH, composición granulométrica y porcentaje de carbono) no se ajustaron a la prueba de normalidad (ni con las transformaciones ensayadas). Estimamos la posible asociación entre todas las variables por medio del coeficiente de correlación de Spearman (r_s). En cambio, utilizamos el coeficiente correlación de Pearson (r) para estimar la asociación entre las variables normalizadas: coliformes ($\log_{10} x$) -en diferentes puntos de muestreo- y la temperatura (\sqrt{x}).

Resultados y discusión

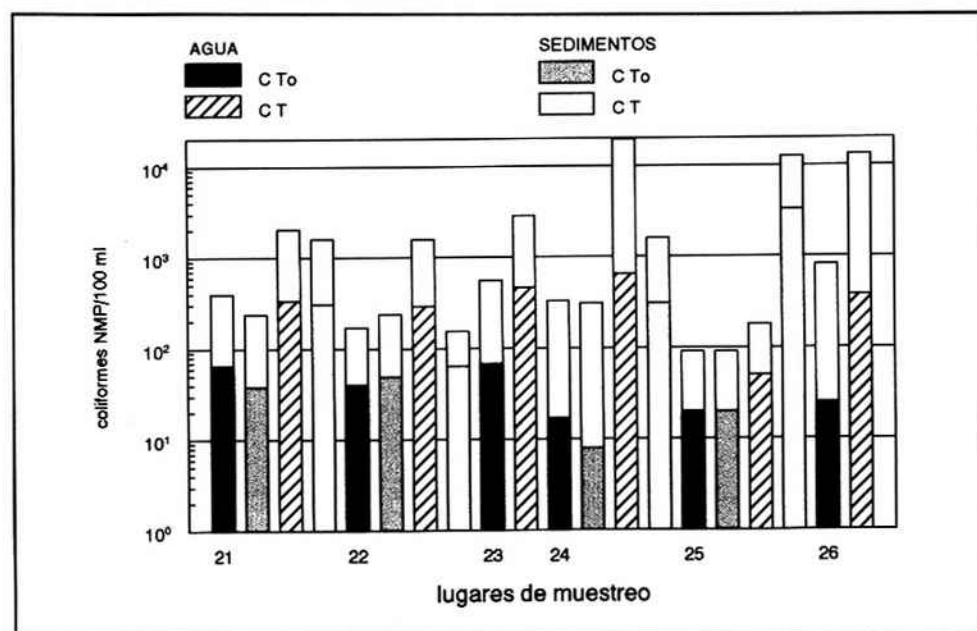
En los Cuadros 2 y 3 se resumen las características abióticas de los ambientes estudiados.

Cuadro 2. Valores promedio de las variables abióticas en las aguas de los ambientes estudiados de la cuenca del Río Paraná Medio.

	Temp. °C	Conduct. μS/cm	pH	Secchi cm	Oxígeno mg/l
Ríos					
<i>Cauce principal</i>					
rio Paraná	21.5	83	7.2	26.3	8.2
<i>Cauces secundarios</i>					
rio Correntoso	21.5	194	7.1	20.3	7.6
rio Santa Fe	15.0	171	7.4	27.7	9.4
rio Coronada	16.5	361	7.4	21.0	9.4
rio Colastiné	19.2	113	7.3	21.3	7.6
<i>Tributarios</i>					
rio Salado	21.2	1870	7.8	17.5	7.8
rio El Vado	20.0	1720	7.8	14.8	7.7
A°. Tientuco	15.0	3600	8.2	12.0	6.8
Lagunas					
El Tigre	19.5	179	6.5	49.1	6.1
La Cuarentena	21.0	100	6.9	36.3	6.8
Guadalupe	23.6	920	7.6	13.2	7.7
El Puesto	20.3	67	7.2	37.5	6.4
Bedetti	25.0	1700	7.7	19.4	7.0

Cuadro 3. Valores promedio de las variables abióticas en los sedimentos de los ambientes estudiados de la cuenca del Río Paraná Medio

	Carbono g %	Arena %	Limo %	Arcilla %	Temper. °C
Ríos					
<i>Cauce principal</i> río Paraná	0.030	98.67	0.53	0.77	21.5
<i>Cauces secundarios</i>					
río Correntoso	1.150	18.6	45.0	36.4	21.5
río Santa Fe	0.327	47.6	21.7	30.7	15.0
río Coronda	0.520	64.8	16.6	18.6	16.5
río Colastiné	0.010	99.0	0.25	0.75	19.2
<i>Tributarios</i>					
río Salado	0.565	70.0	12.0	18.0	21.2
río El Vado	1.190	29.8	29.5	40.3	20.0
A°. Tientuco	2.752	17.6	54.0	28.4	15.0
Lagunas					
El Tigre	1.149	29.1	37.6	33.3	19.5
La Cuarentena	1.917	0.90	37.7	61.4	21.0
Guadalupe	0.890	49.1	21.3	29.6	23.6
El Puesto	0.026	70.1	15.2	14.7	20.3
Bedetti	0.996	66.1	15.0	18.9	25.0

**Figura 2.** Concentraciones promedio de coliformes termotolerantes (C To) y totales (C T) en aguas y sedimentos de ambientes no contaminados. Los números se refieren a los lugares de muestreo (cuadro 1 y fig. 1). Los rectángulos blancos indican las concentraciones extremas registradas.

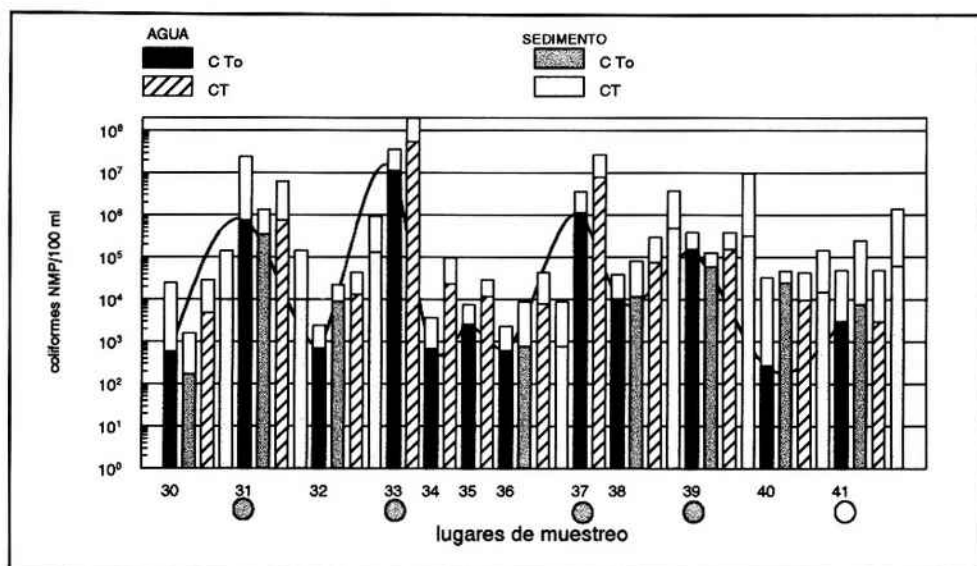


Figura 3. Concentración de coliformes termotolerantes (C To) y totales (C T) en ambientes contaminados del río Salado. Los rectángulos blancos indican las concentraciones extremas registradas. La curva indica las fluctuaciones de las concentraciones de los C To a lo largo del transecto. Los círculos en la parte inferior, el registro de fuentes puntuales de coliformes (sombreado: cloacales; en blanco: pluviales urbanos).

Las concentraciones promedio de coliformes termotolerantes en aguas y sedimentos libres de vegetación siempre fueron bajas, menores de 100/ml (Fig. 2), al igual que la hallada por otros autores, en Finlandia y Canadá (8, 9), pero aquí, se detecta-

ron en todas las muestras. En cambio, en lugares contaminados del río Salado (Figura 3) y de los ríos Santa Fe y Coronda (Fig. 4), siempre se superó esa concentración promedio.

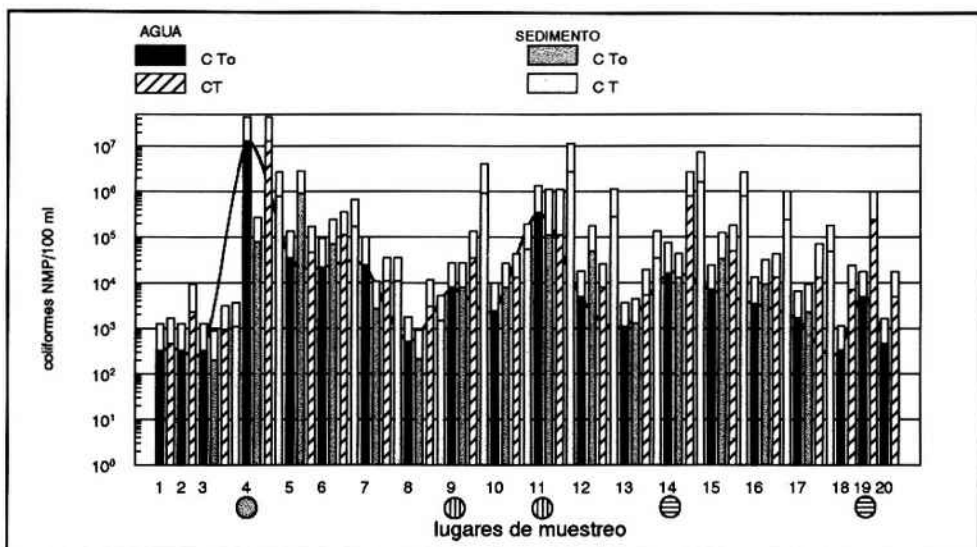


Figura 4. Concentración de coliformes termotolerantes (C To) y totales (C T) en ambientes contaminados de los ríos Santa Fe - Coronda. Los rectángulos blancos indican las concentraciones extremas registradas. La curva indica las fluctuaciones de las concentraciones de los C To a lo largo del transecto. Círculo sombreado: efluente cloacal, círculos con líneas verticales: desembocadura del río Salado y del río Tientuco; círculos con líneas horizontales: desagües de industrias alimenticias.

En estas últimas figuras, se puede apreciar que los picos de las concentraciones de coliformes coinciden con las fuentes puntuales de aguas residuales.

Es importante señalar que los coliformes en las zonas no contaminadas pero con vegetación

acuática (en la rizósfera de los vegetales y en los sedimentos debajo de la vegetación), pueden alcanzar elevadas concentraciones (Figura 5), incluso comparables con las encontradas en los mismos biotopos, pero en ambientes contaminados (Figura 6).

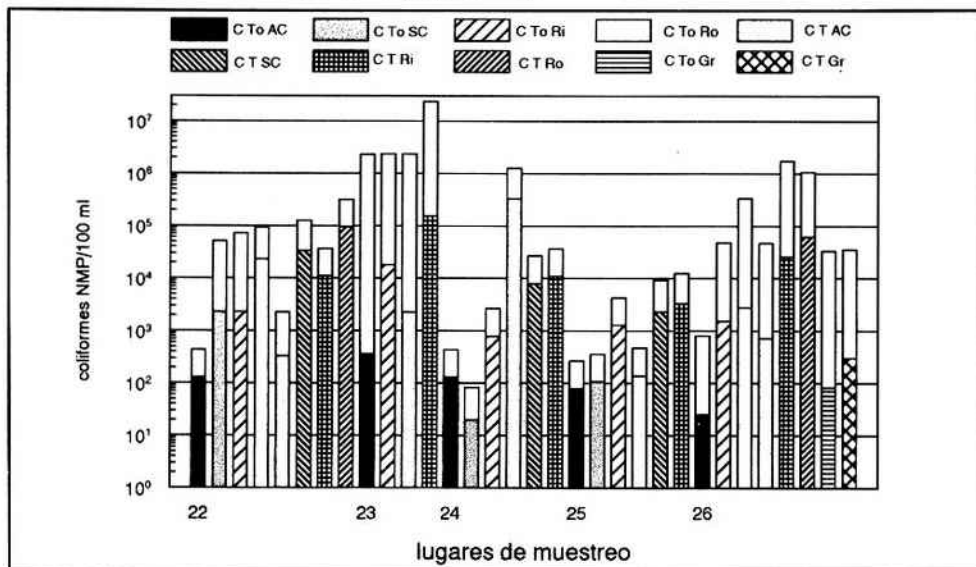


Figura 5. Concentración de coliformes termotolerantes (C To) y totales (C T) en ambientes vegetados del río Colastiné (22), del río Correntoso (23), de las lagunas La Cuarentena (24), El Puesto (25) y El Tigre (26). AC = en área vegetada con camalotales (principalmente *Eichhornia crassipes*), SC = sedimentos debajo de camalotales, Gr = en área vegetada con gramíneas (principalmente *Paspalum repens*), Ri = rizósfera de camalote, Ro = rizoaplano de camalote. Los rectángulos blancos indican las concentraciones extremas registradas.

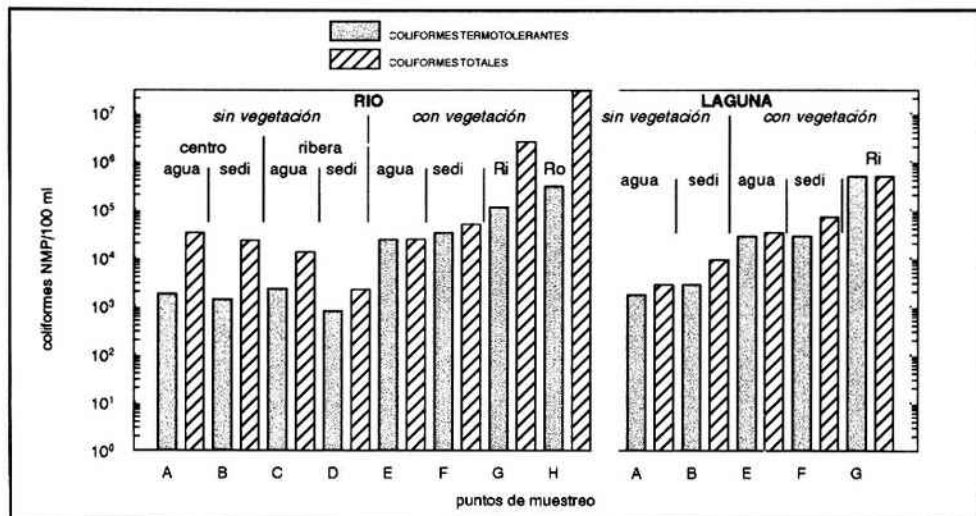


Figura 6. Concentración de coliformes en el río Salado (Costa Azul, lugar nº 36) en diferentes puntos de muestreo (A...H) detallados en la parte superior del recuadro. La laguna (no señalada en la figura 1, está situada a 100 m del lugar nº 37). Abreviaturas: sedi = sedimento, Ri = rizósfera, Ro = rizoaplano.

El estudio de las fuentes dispersas de bacterias ha adquirido mayor importancia en todo el mundo dada la dificultad para su control y monitoreo (36). La rizósfera de plantas acuáticas pueden representar una fuente dispersa de microorganismos. Desde los lugares prístinos los microorganismos asociados a la vegetación acuática pueden llegar a los balnearios fluviales y a las toma de agua para abastecimiento de agua corriente, por el conocido fenómeno de la deriva de camalotales e islas flotantes (37).

En la literatura los resultados obtenidos no son coincidentes con respecto a la relación entre las bacterias de interés sanitario y vegetación acuática. Por una parte, algunos autores (38) determinaron, en condiciones de laboratorio, que las plantas acuáticas (incluyendo las mismas especies vegetales

presentes en el valle aluvial del Paraná medio) tienen un efecto bactericida, lo cual ha motivado sugerencias para incluir a estas macrófitas en los tratamientos biológicos terciarios de efluentes. Nuestros resultados no sustentan una relación antagonica entre esos vegetales y las enterobacterias, dado el número creciente registrado a medida que el punto de muestreo se acerca a las zonas radiculares (figura 5). Por otra parte, las especies *Klebsiella pneumoniae* y *Enterobacter cloacae* (integrantes de los coliformes termotolerantes y fijadoras de N₂), y varios otros miembros de la familia *Enterobacteriaceae*, son habitantes normalmente abundantes en la rizósfera de las raíces de las plantas terrestres (39); es probable que también lo sean de aquellas acuáticas. Las especies identificadas, integrantes del grupo coliforme, se detallan en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Aislamiento (X) de especies bacterianas en diferentes biotopos de ambientes no contaminados.

Especies identificadas	Agua	Tipo de Sedimento *			Rizósfera	Rizoplano
		1	2	3		
<i>Aeromonas hydrophila</i>	X	-	-	-	-	X
<i>Enterobacter cloacae</i>	-	-	-	-	X	X
<i>Escherichia coli</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Klebsiella oxytoca</i>	-	-	X	-	-	-
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	X	X	X	-	X	X
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	X	-	-	-	-	X

(*) según el diagrama triangular para determinación de la textura.

1 = Arenoso

2 = Franco arenoso

3 = Franco arcilloso

Estas especies también fueron los principales integrantes del grupo coliforme en ambientes contaminados del río Salado (40). Las causas de la proliferación de bacterias en los ambientes acuáticos vegetados deben ser análogas a lo que se conoce en ambientes terrestres (mayor cantidad de nutrientes de origen vegetal representados por exudados, secreciones y lisado de células) (41). También los organismos asociados a la vegetación acuática aportan nutrientes (42) haciendo un ambiente propicio para el desarrollo bacteriano.

Las concentraciones de coliformes en los se-

dimentos estuvieron asociadas principalmente a las concentraciones bacterianas existentes en el agua, tal como sugieren los coeficientes de correlación de Spearman (Cuadro 5). En menor grado, asociadas a las características granulométricas del sedimento de fondo (en forma inversa con el porcentaje de arena y directa con las partículas más finas), y con la materia orgánica. Relaciones débiles entre los coliformes y la materia orgánica y el tamaño de las partículas también fueron encontradas por Irvine y Pettibone (43) y por Shairis *et al* (44). Posiblemente otros factores, no medidos en este estudio, pueden

Cuadro 5. Coeficientes de correlación de Spearman (entre paréntesis, nivel de significancia) entre la concentración (log NMP/100 ml) de coliformes totales (C T) y termotolerantes (C To) en sedimentos (S) y la concentración de coliformes en el agua (A), la composición porcentual granulométrica de los sedimentos de fondo (arena, limo y arcilla), carbono (g %) y temperatura ($^{\circ}$ C). Número de muestras = 71.

	C T S	C T A	C T o A	Carbono	Arena	Limo	Arcilla	Temper
C T s	---	0,6963 (0,0001)	0,6837 (0,0001)	0,5625 (0,0001)	-0,4672 (0,0001)	0,4371 (0,001)	0,4775 (0,0001)	0,3331 (0,0021)
C T o s	0,8805 (0,0001)	0,6509 (0,0001)	0,6899 (0,0001)	0,4307 (0,0015)	-0,3271 (0,006)	0,2935 (0,0079)	0,280 (0,014)	0,2672 (0,0138)

haber afectado las densidades de coliformes (p. ej., la predación por protozoos).

Algunos autores (p. ej., 27, 44) siempre encontraron una concentración de coliformes superior en los sedimentos que en el agua. Nosotros, en ríos y lagunas no contaminadas, no detectamos diferencias significativas entre los promedios geométricos de la concentración de coliformes de aguas y sedimentos (57,4/100 ml y 68,7/100 ml, respectivamente). En ambientes permanentemente contaminados, como ser en la inmediata vecindad de la salida de aguas residuales, la concentración de coliformes fue, en promedio mayor en el agua que en los sedimentos ($1,5 \times 10^6/100\text{ml}$ y $176 \times 10^3/100\text{ml}$, respectivamente). En cambio, en los sitios circunstancialmente contaminados (por lavado de suelos urbanos contaminados o por intrusión de ríos contaminados) la concentración (promedio geométrico) de coliformes fue generalmente mayor en los sedimentos que en el agua (19500 y 5300/100 ml, respectivamente). Los sedimentos pueden actuar, entonces, como "testigos" de un flujo de agua ocasionalmente contaminada (es decir, donde la descarga de coliformes no es permanente) pues mantienen una concentración alta incluso cuando la concentración de coliformes en el agua disminuye.

Varios autores investigaron la influencia de los factores ambientales sobre los coliformes en diversos ambientes naturales, como se puede comprobar en la revisión de Baker (45). Muchos informaron sobre la influencia de la temperatura tanto en estudios de campo como en ensayos de laboratorio. En general, observaron mayores densidades durante los meses de invierno que en los meses cálidos. En el río Paraná, no detectamos relaciones estadística-

mente significativas entre los coliformes y la temperatura. En la laguna El Tigre, en cambio, encontramos una correlación positiva entre ambas variables (cuadro 6). Además, la concentración de coliformes en el agua libre de vegetación estuvo relacionada con las concentraciones registradas en las zonas vegetadas con *P. repens* (Cuadro 6); con las vegetadas con *E. crassipes*, no resultaron estadísticamente significativas. El análisis de regresión múltiple indica que la temperatura y los coliformes termotolerantes de las zonas vegetadas explican el 77 % ($p < 0,02$) de las variaciones de coliformes en aguas libres de vegetación. En lagunas vegetadas como la laguna El Tigre (desde un 30 a un 50% de la superficie cubierta -Sabattini, com. pers.-), el mayor desarrollo durante las estaciones cálidas puede significar una mayor producción de nutrientes orgánicos por parte de la biomasa vegetal, y de la fauna asociada, utilizables para las bacterias.

La comparación de las concentraciones de coliformes termotolerantes entre ambientes no contaminados y los que lo están, sugiere que se puede establecer un valor base, para los ambientes estudiados, de aproximadamente 100 C To/100 ml. De la comparación resulta que, en nuestra zona, la determinación de C To es adecuada para estimar una posible alteración de la calidad bacteriológica original. Se debe tener en cuenta, sin embargo, que esta alteración puede ser producida no solamente por causas artificiales, sino también por causas naturales, como sucede en los cuerpos de agua que reciben vegetación acuática que deriva de otros ambientes. No sabemos si las cepas identificadas de *E. coli* en ambientes no contaminados, son patógenas. Sería importante determinarlo, pues, como ya se dijo, sus reservorios se pueden trasla-

Cuadro 6. Coeficientes de correlación de Pearson entre los coliformes termotolerantes (C To) y totales (C T) y otras variables en la laguna El Tigre. Agua libre de vegetación (A), zonas vegetadas con gramíneas (G), camalotales (C), y temperatura. Coeficientes de correlación, número de muestras y nivel de significancia (entre paréntesis)

	C To A	C T A
C T A	0,7755 12 (0,0030)	
C To G	0,8062 11 (0,0048)	0,8024 10 (0,0052)
C T G	0,6922 11 (0,0183)	0,8024 10 (0,0052)
C To c	0,4060 11 (0,2154)	0,3791 11 (0,2502)
C T c	0,6344 11 (0,0360)	0,3791 11 (0,2502)
Temperatura	0,7936 12 (0,0021)	0,6455 12 (0,0172)

dar hasta donde se utiliza el agua con fines recreativos.

La idea de que los coliformes termotolerantes no podían sobrevivir durante extensos períodos de tiempo en los ambientes naturales y que, por consiguiente, no podían formar parte de la microflora normal, era un dogma. En ambientes acuáticos tropicales, pudo comprobarse lo contrario (46). En ambientes subtropicales, como el nuestro, también se pueden considerar indígenas en los biotopos representados por las áreas vegetadas.

Agradecimientos

Al Ing. Agr. R. Sabattini por la identificación de las especies vegetales y la estimación del grado de cobertura. Al Pto. Top. Aldo Paira por los análisis

granométricos y a la Bioq. A. Loteste por su colaboración en los análisis de carbono.

Este estudio formó parte del proyecto denominado "Conservación y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Continentales: Contaminación y Acuicultura" subsidiado por el BID/CONICET (PID 0230), para cumplimentar parte de un objetivo referente al "diagnóstico de la calidad bacteriológica" de los principales cuerpos de agua de la zona.

Bibliografía

- 1- Dufour A. P. 1977. *Escherichia coli*: the fecal coliform (p.: 48-58). En: Hoadley y Dutka (ed.). "Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water". ASTM STP 635. American Society for Testing and Materials (Philadelphia).

- 2- Gleeson C. y Gray N. 1996. "The Coliform Index and Waterborne Disease". Spon, (Londres).
- 3- Toranzos G. A. y Mc Fetters G. 1996. Detection of Indicators Microorganisms in Environmental Freshwaters and Drinking Waters (p.: 184-194). En: Hurst *et al.* (ed.), "Manual of Environmental Microbiology". Amer. Soc. of Microbiology (Washington).
- 4- Kristensen, K. K. 1974. Hygienic aspects of dairy effluent disposal. Annual Bull. Int. Dairy Fed., 77: 43-50.
- 5- Knittel M. Seidler R., Eby C. y Cabe L. 1977. Colonization of the botanical environment by *Klebsiella* isolates of pathogenic origin. Appl. Environ. Microbiol. 34: 557-563.
- 6- Hazen, T. C. 1988. Fecal coliform as indicators in tropical waters: a review. Toxicol. Assess., 3: 461-477.
- 7- Fujioka, R.S., Tenno K. y Kansako S.. 1988. Naturally occurring fecal coliforms and fecal streptococci in Hawaii's freshwater streams. Toxicol. Assess. 3: 6134-630.
- 8- Niemi, R. M. y Niemi J. S. 1991 Bacterial pollution of waters in pristine and agriculture lands. J. Environ. Quality, 20: 620-627.
- 9- Vanderpost, J. y Dutka B.. 1971. Bacteriological study of Kingston basin sediments. En: Proc. 14th Conf. Great Lakes Res. (p. 137-156). Internat. Assoc. Great Lakes Res. (Ontario)
- 10- Sánchez, J.C. 1990. La calidad de las aguas del río Orinoco (p. 241-268). En: Waibezahna, Álvarez y Lewis, (ed.) "El río Orinoco como Ecosistema". CAVN (Caracas).
- 11- Hernández E., Sierra M. y Toranzos G. 1991. Coliphages as alternate indicators of fecal contamination in tropical waters. Environ. Tox. Water Qual., 6: 131- 143.
- 12- Bonetto, A. y Maglianesi, R. 1969. Contribución al conocimiento limnológico de la laguna Setúbal (geomorfología, hidrología, hidroquímica y áreas bióticas). Physis, 29: 225-244.
- 13- Depetris P. 1976 Hydrochemistry of the Paraná River. Limnol. Oceanogr., 21: 736-739.
- 14- Emiliani, F. 1984 Oligotrophic bacteria: seasonal fluctuations and correlations with environmental variables (Middle Paraná River, Argentina). Hydrobiologia, 111: 31-36.
- 15- Vassallo M. C. y Kieffer L. A. 1984. Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del río Paraná, Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral 15: 97-108, 1984.
- 16- Oldani, N. y Tablado A. 1985 Dinámica temporal de pequeños peces de agua libre en la laguna "La Cuarentena" (Isla Carabajal, río Paraná medio). Studies on Neotropical Fauna and Environment, 20: 49-58.
- 17- Sabatini, R. 1985. Dinámica y productividad de *Paspalum repens* Bergius ("canutillo") en un ambiente lenítico del valle aluvial del río Paraná. Rev. Hydrobiol. trop., 18: 3-11.
- 18- García de Emiliani M. O. 1993. Seasonal succession of phytoplankton in a lake of the Paraná river floodplain, Argentina. Hydrobiologia, 264: 101-114.
- 19- García de Emiliani, M. O. 1997. Effects of water level fluctuations on phytoplankton in a river-floodplain lake system (Paraná river, Argentina). Hydrobiología (en prensa).
- 20- Gollán, J. y Lachaga, D. A. 1939. "Aguas de la Provincia de Santa Fe". Inst. Exp. Invest. y Fomento Agric. Ganad., Pub. Téc. n° 12.
- 21- Maglianesi R, Depetris, P. J. 1972. Características químicas de las aguas del río Salado inferior (Provincia de Santa Fe, República Argentina). Physis 30:19-32.
- 22- Emiliani F. 1980 Ecología de la contaminación en la cuenca inferior del Río Salado. Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral, 11: 41-69.
- 23- Emiliani, F. y González de Paira S. M. 1996. Concentraciones de coliformes fecales en un balneario fluvial. Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral., 27: 23-33.
- 24- Emiliani, F. y González de Paira, S. M. 1998. Calidad bacteriológica de la laguna Bedetti (Sto. Tomé, Sta. Fe) y variables ambientales asociadas. Rev. Arg. Microbiol., 30 (1): en prensa.
- 25- Emiliani, F. y González de Paira, S. M. 1997. Frecuencia de aislamiento de *Vibrio cholerae* en aguas y plancton de la cuenca del río Salado inferior. Rev. Arg. Microbiol., 29 (4): en prensa.
- 26- Organización Mundial de la Salud. 1983 "Sistema Mundial de Monitoreo del Ambiente". GEMS-Agua. OMS & CEPIS, Ginebra.
- 27- Erkenbrecher, C. W. 1981. Sediment bacterial indicators in an urban shellfishing subestuary of the lower Chesapeake bay. Appl. Environ. Microbiol., 42: 484-492.
- 28- Goyal, S., Gerba C. y Melnick J. 1977. Occurrence and distribution of bacterial indicators and pathogens in canal communities along Texas coast. Appl. Environ. Microbiol. 34: 139-149.
- 29- Hussong D., Damaré J., Limpert R., Sladen W., Weiner, R. y Colwell R. 1979. Microbial impact of Canadá geese (*Branta canadensis*) and whistling swans (*Cygnus columbianus columbianus*) on aquatic ecosystems. Appl. Environ. Microbiol. 37: 14-20.
- 30- Emiliani, F. 1988. Plantas acuáticas y calidad bacteriológica del agua. Rev. Cienc. Tecnol. Agua, 2: 120-122.
- 31- Blotnick, J. R., Rho J. y Gunner H. B. 1980. Ecological characteristics of the rhizosphere microflora of *Myriophyllum heterophyllum*. J. Environ. Qual., 9: 207-210.
- 32- Copes C. 1984. Estudio limnológico en una sección transversal del tramo medio del río Paraná, VIII: Carbono orgánico en los sedimentos de fondo. Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral, 15: 109-115.
- 33- Armsler M. y Drago E. 1984. Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del río Paraná, II: Características y variaciones temporales de la granometría de los sedimentos suspendidos. Rev. Asoc. Cienc. Nat. Litoral, 15: 7-21.
- 34- Carpenter J. H. 1966. New measurements of oxygen solubility in pure and natural water. Limnol. Oceanogr. 11: 264-227.
- 35- Jones J. G. 1979 "A Guide to Methods for Estimating Microbial Numbers and Biomass in Fresh Waters". Freshwater. Biological. Assoc. (Ambleside).
- 36- Alm, A. L. 1991. Nonpoint source pollution. Environ. Sci. Technol., 25: 1369.
- 37- Fernández O. A., Sutton D. L., Lallana V., Sabatini M. R. e Irigoyen J. H. 1990. Aquatic weed problems and management in

- South and Central America (p.: 406-425). En: Pieterse y Murphy (ed.), "Aquatic Weeds. The Ecology and Management of Nuisance Vegetation". Oxford Science Publications (Oxford).
- 38-** Tripathi, B. D. y Shukla S. C.. 1991. Biological treatment of wastewater by selected aquatic plants. Environ. Pollut., **69**: 69-78.
- 39-** Tate, R. L. 1995. "Soil Microbiology", John Wiley & Sons (N. York).
- 40-** Emiliani, F. y González, S. M. 1995. Fuentes puntuales y dispersas de coliformes fecales en dos balnearios urbanos (p.: 41-45). En: Paoli (ed.) "Recursos Hídricos". Fac. Ing. Cienc. Hídricas, U N L (Santa Fe).
- 41-** Bolton H., Fredrickson J. y Elliot L. 1993. Microbial ecology of the rhizosphere (p. 27-64). En: Metting, (ed.): "Soil Microbial Ecology". Dekker (N. York).
- 42-** Estevez F. A. 1988 "Fundamentos de Limnología". Interciencia/FINEP (Rio de Janeiro).
- 43-** Irvine, K. y Pettibone G. 1993. Dynamics of indicator bacteria populations in sediment and river water near a combined sewer outfall. Environ. Technol., **14**: 531-542.
- 44-** Shairis M., Rex A., Bettibone C. 1987. Distribution of indicator bacteria and *Vibrio parahaemolyticus* in sewage-polluted intertidal sediments. Appl. Environ. Microbiol., **53**: 1756-1761.
- 45-** Baker K. H. 1993. Detection and occurrence of indicator organisms and pathogens. Water Environ. Res., **67**:406-411.
- 46-** Toranzos G. A. 1991. Current and possible alternate indicators of fecal contamination in tropical waters: a short review. Environ. Tox. Water Qual., **6**: 121-130.