

Estudio y Modelación de la Calidad del Agua del Río Uruguay

Lic. Julio Cardini^(**), Dra. María del Carmen García^(*),
Ing. Alejandro Zabalett^(**), Lic. Daniel Mársico, Prof. Néstor Oliver.
^(*) Director del Grupo ^(**) Codirectores
zabaleta@frcu.utn.edu.ar, cardinij@dd.com.ar

Grupo de Estudio Contaminación del Río Uruguay (GECRU)
Facultad Regional Concepción del Uruguay
Universidad Tecnológica Nacional

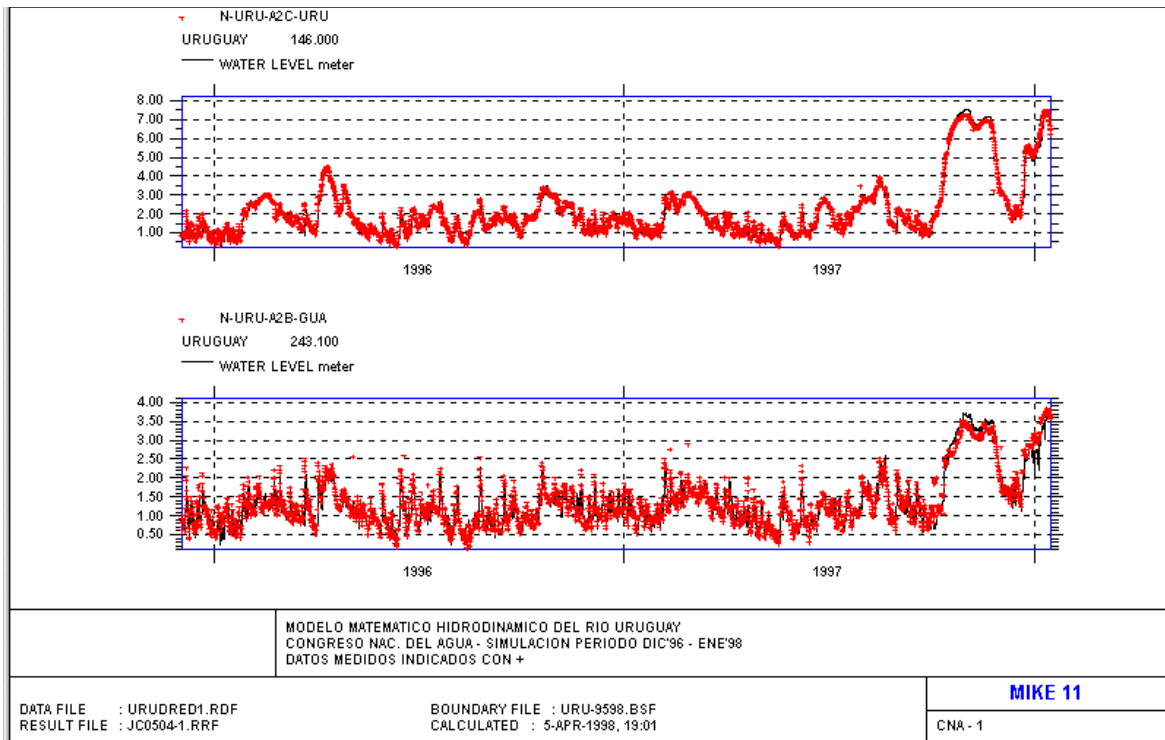
Resumen

Se está realizando una modelación matemática de la calidad del agua del río Uruguay, considerando el vertido de efluentes cloacales e industriales en diferentes puntos del río, simulando especialmente los tramos cercanos a tomas de aguas de las ciudades ribereñas (como Concepción del Uruguay y Gualeguaychú) y balnearios turísticos, que se encuentren próximos a los puntos de descarga. Se aplican el modelo matemático unidimensional MIKE 11 y un modelo bidimensional simplificado de los tramos fluviales más críticos, cercanos a las descargas principales.

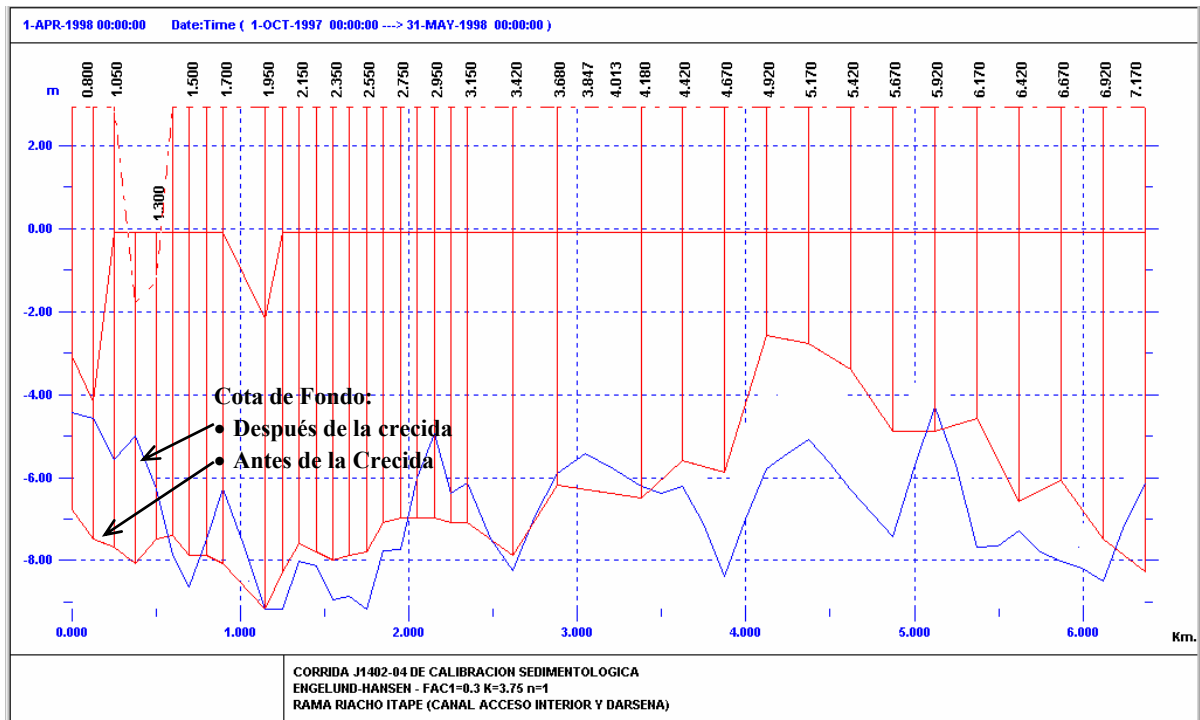
1. Objetivos y Antecedentes del proyecto

El Grupo de Estudio de la Contaminación del Río Uruguay (GECRU) trabaja en el ámbito de la UTN, Regional Concepción del Uruguay, con el objeto de evaluar la calidad del agua del río en cercanías de las localidades ribereñas en relación con el uso humano y la protección de la vida acuática.

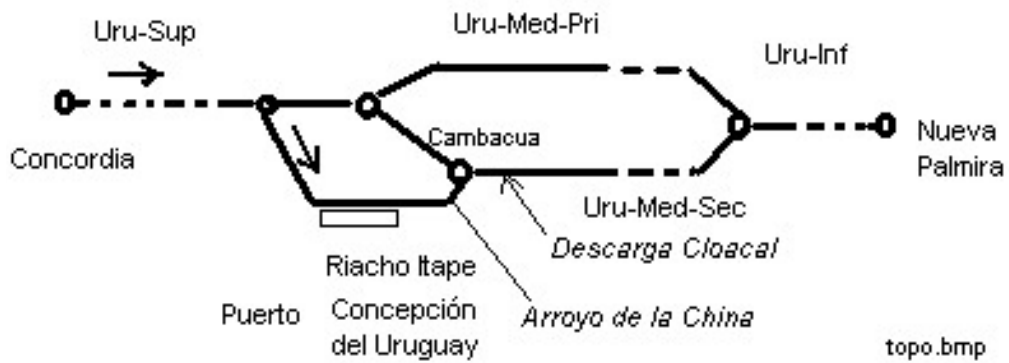
Este grupo se desarrolló a partir de la base sentada por un trabajo previo de 3 años de duración del Grupo GERU, que permitió estudiar las características hidrodinámicas del Río Uruguay, en el tramo Concordia - Río de la Plata, mediante la implementación de un modelo matemático hidrodinámico unidimensional del cauce fluvial. El modelo matemático implementado (MIKE 11 del Danish Hydraulic Institute) es una representación simplificada de una parte de la realidad, que permite simular la misma mediante un programa numérico. Este modelo permite efectuar pronósticos de niveles del río, en base a datos del caudal de descarga de la represa Salto Grande y los niveles de marea en su desembocadura, los cuales pueden ser de gran utilidad para la navegación comercial una vez que los canales de navegación del río sean dragados para alcanzar las profundidades náuticas necesarias. Un ejemplo de los resultados obtenidos mediante la modelación hidráulica desde el mes de Diciembre de 1995 hasta el mes de enero de 1998, incluyendo períodos de aguas bajas así como dos crecidas extraordinarias, se presenta en el siguiente gráfico, para las estaciones hidrométricas Concepción del Uruguay (km 146,0) y Boca de Gualeguaychú (km 243,1). Las cruces representan datos medidos y la línea continua el resultado del modelo. Solo los picos de nivel de corta duración generados por el viento en aguas bajas no son representados con precisión por el modelo (especialmente en Boca del Gualeguaychú que se halla cercana a la desembocadura en el Río de la Plata); los niveles mínimos, de mayor importancia para la navegación, son adecuadamente simulados, pudiéndose apreciar que el grado de ajuste obtenido en general es muy bueno, tanto en estiajes como en crecidas.



Además, se estudió el comportamiento sedimentológico del cauce mediante la implementación de un modelo matemático morfológico, que permitió evaluar las condiciones de sedimentación en el canal de Acceso al Puerto de Concepción del Uruguay, el cual sufrió un dramático descenso de sus profundidades durante la crecida extraordinaria de 1998. El siguiente gráfico muestra la evolución de las profundidades del lecho en el Riacho Itapé modeladas luego del transcurso de la crecida. El primer kilómetro corresponde al canal de Acceso.



Para ello se esquematizó el canal del acceso y el Riacho Itapé, determinando los caudales conducidos por los mismos en aguas medias y en crecidas, según el siguiente esquema topológico.



(Sup= tramo Superior, Med= tramo Medio, Inf= tramo Inferior, Pri= Principal, Sec= Secundario).



Zona principal de estudio en inmediaciones de Concepción del Uruguay, ubicación de muestras en el Arroyo de la China y Riacho Itapé y ubicación de zona de estudio bidimensional en el Brazo Secundario

Si bien se presupone que en algunos tramos del río existe un grado de contaminación no deseado durante todo el año, el debate y su situación crítica aparece en épocas estivales, donde a veces concurre un menor caudal de agua (menor dilución de contaminantes) con un gran interés turístico comercial.

El grupo GECRU se encuentra investigando las fuentes de materiales contaminados a través de recopilación de información y análisis de materiales contaminantes en descargas cloacales e industriales, a fin de estudiar la evolución de los mismos, con apoyo de sistemas de modelación matemática que permiten estudiar la dispersión de los contaminantes y determinar sus concentraciones a lo ancho y a lo largo del río, con el objeto de:

- a) Evaluar la calidad del agua del río en cercanías de las localidades ribereñas.
- b) Determinar su grado de contaminación mediante muestreos y análisis químicos y bacteriológicos, tanto en las descargas como en el río y analizar las formas de dispersión y dilución en el curso de agua.
- c) Detectar las áreas problemáticas en cuanto a la calidad de agua, que sean perjudiciales a la salud humana y al medio ambiente
- d) Generar recomendaciones y pautas a tener en cuenta en los puntos de descarga para reducir la contaminación de las aguas.
- e) Crear en el ámbito de la FRCU un centro de estudio que formule propuestas de soluciones a los Organismos e Instituciones relacionadas con el tema.
- f) Apoyar e interrelacionarse con la Maestría de Medio Ambiente de la FRCU.

2. Muestreos y análisis químicos y bacteriológicos en el área de la ciudad de Concepción del Uruguay

Se analizaron distintos parámetros fisicoquímicos y bacteriológico que definen la calidad del agua en muestras del río tomadas en los meses de mayo, julio, septiembre y diciembre del presente año 2000, en el Arroyo de la China, Arroyo Itapé y Río Uruguay. En los dos primeros el río se encontraba alto (altura en la escala de Concepción 3 m) y en los dos siguientes se encontraba más bajo (alturas de 1,2 y 1,5 m). Se determinó el pH y las concentraciones de Oxígeno Disuelto, DBO₅, Nitratos, Nitritos, Amonio, Fosfatos, Cloruros, Alcalinidad, Potencial REDOX y Coliformes Totales y Fecales. Todos estos indicadores fueron analizados en detalle, espacial y temporalmente, y comparados con los estándares regulatorios (Niveles Guía de la Comisión Administradora del Río Uruguay -CARU).

Durante el año 2001 se continuó con el muestreo y la determinación de los parámetros de calidad de aguas. Los resultados para las campañas de ambos años se presentan en forma tabulada y en forma gráfica para el primero de ellos.

RESUMEN DE UBICACIÓN DE PUNTOS DE MUESTREO (ver gráfico anterior)

A: 150 m antes del sifón cloacal

B: 100 m después del sifón cloacal

C: Desembocadura del Arroyo La China (a 10 m aguas abajo del extremo – margen noroeste)

D, E, F, G: sobre el Arroyo Itapé. D: 200 m arriba de C, y a 10 m de la costa; E: 200 m arriba de C, en el centro del cauce del arroyo; F: 50 m aguas abajo de C, y a 10 m de la costa; G: 50 m aguas debajo de C, en el centro del cauce del arroyo.

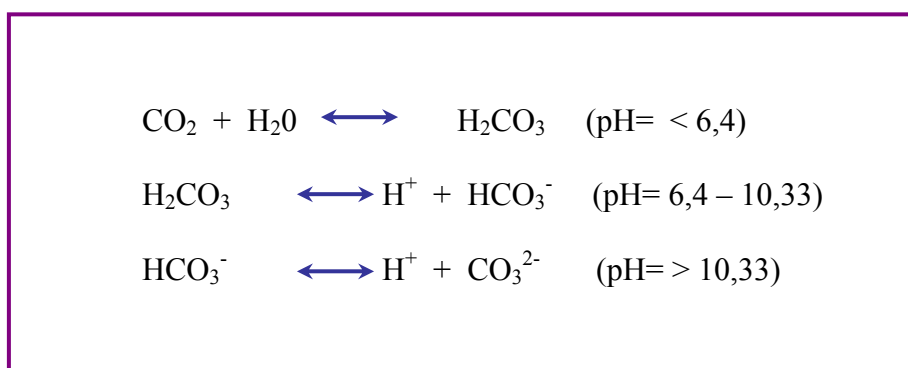
H: 100 m antes de la desembocadura del arroyo Itapé, y a 10m de la costa oeste

J: a 150 m aguas abajo de la desembocadura del arroyo Itapé, en el centro del cauce.

pH:

El pH se define como el logaritmo en base diez negativo de la concentración de hidrogeniones. Toma valores entre 0 y 14. El pH de soluciones neutras, como el agua pura, es igual a 7. Las soluciones alcalinas poseen un pH superior (entre 8 y 14) mientras que las soluciones ácidas poseen valores de pH más bajo (entre 1 y 6).

El pH del agua es controlado por el equilibrio alcanzado de ciertos componentes disueltos en la misma. En aguas naturales, el pH es una función del “sistema carbonato”, el cual está formado por dióxido de carbono (CO₂), ácido carbónico (H₂CO₃), bicarbonato (HCO₃⁻) y carbonato (CO₃²⁻) (AWWA, 1990; EPA, 1986). Las ecuaciones de equilibrio y el rango de pH estimado para cada uno de los componentes son:



Efectos ambientales:

Una reducción del pH puede producir la liberación de metales tóxicos los cuales pueden ser absorbidos por el sedimento y removidos por el sistema acuoso. Cuando la concentración de protones aumenta, los cationes metálicos pueden experimentar una mayor competencia por los sitios de unión y esto puede ocasionar que ciertos cationes metálicos sean liberados hacia el agua. Por ejemplo, una disminución del pH puede ocasionar la liberación de iones aluminio complejados. Cuando la concentración de aluminio alcanza valores comprendidos entre 0,1 y 0,3 mg/l ocasiona la muerte, el retardo del crecimiento y la producción de huevos en peces. Resumiendo, la liberación de metales como consecuencia de una disminución del pH, aumenta la probabilidad de captación de los mismos por parte de los organismos. Para muchos metales, la velocidad de captación es directamente proporcional a los niveles de metales disponibles en el ambiente. Por último, esta mayor probabilidad de captación de metales puede causar daños fisiológicos extremos en la vida acuática (Connell et al., 1984).

Un incremento del pH puede causar un aumento en la concentración de amoníaco (EPA, 1986). A pH bajos, el amoníaco se combina con el agua para producir iones amonio y radicales hidroxilos. El ión amonio no es tóxico para los organismos vivos. A valores de pH de 9, el amoníaco es la especie predominante (Morgan et al., 1981) el cual es muy tóxico para los seres vivos debido a que es capaz de atravesar membranas biológicas.

Resultados para el pH:

1) Canal secundario:

En la Figura N° 1 se representa la variación del pH en función de la distancia progresiva a lo largo de la costa a 10m (A), 25m (B), 50m (C), 100m (D) de la costa, para los tres muestreos realizados durante los meses de mayo, julio y septiembre de 2000.

Los estándares de calidad de agua establecen que el rango de pH óptimo tanto para uso recreacional como para preservar la vida acuática se encuentra entre 6,5 y 9,0. Por otro lado, si se compara con datos obtenidos en el año anterior por el grupo, en los mismos puntos de muestreo, se puede concluir que el sistema acuoso considerado mantiene su calidad.

2) Arroyo La China – Arroyo Itapé:

En la Figura N° 2 se muestra la variación del pH en distintos puntos de muestreo (ver croquis de ubicación de muestras) para los cuatro muestreos realizados durante los meses de mayo, julio, septiembre y diciembre de 2000.

Los valores de pH obtenidos en todos los puntos de muestreo se encuentran dentro del rango establecido (6,5 – 9) para uso recreacional de aguas y para la preservación de la vida acuática.

Los valores de pH más bajos (6,5 - 6,7) obtenidos corresponden al punto B de muestreo (100 m después del sifón cloacal) durante los meses de mayo y septiembre. Estos datos no difieren significativamente de los datos obtenidos en años anteriores (por ejemplo, para el mes de octubre del año 1999 se obtuvo un valor de pH de 6,6). Por otro lado, los valores de pH obtenidos en julio y septiembre muestran una menor variabilidad con respecto a los de mayo y diciembre.

Alcalinidad:

La capacidad buffer o alcalinidad se refiere a la capacidad del agua para neutralizar el agregado de ácidos o de bases sin modificar el pH o sea la concentración de hidrogeniones. En la mayoría de los sistemas acuosos, el sistema buffer esta formado por el “sistema carbonato”. La presencia de carbonato de calcio o de otros compuestos contribuyen a los iones carbonato del sistema buffer.

Dureza:

La dureza del agua es definida como la suma de cationes polivalentes disueltos en el agua. Los cationes más comunes son el calcio y el magnesio, aunque también pueden contribuir el hierro, el estroncio y el manganeso (AWWA, 1990; EPA, 1986). La dureza es informada como la cantidad equivalente de carbonato de calcio. En general, según el grado de dureza las aguas se clasifican en:

Concentración de CaCO₃ (mg/l)	Clasificación
< 75	Agua blanda
75 – 150	Agua moderadamente dura
150 – 300	Agua dura
> 300	Agua muy dura

La dureza es primariamente una función de la geología del área analizada.

Impacto ambiental:

Los efectos de la dureza sobre la vida acuática es una función de los cationes determinantes de la misma.

Resultados para alcalinidad:

En nuestro estudio sólo se analizó el parámetro alcalinidad.

1) Canal secundario:

En la Figura N° 3 se representa la variación de la alcalinidad en función de la distancia progresiva a lo largo de la costa a 10m (A), 25m (B), 50m (C), 100m (D) de la costa. Los datos corresponden a los muestreos realizados en los meses de mayo, julio y septiembre de 2000. La alcalinidad no es un parámetro considerado para el uso 4 (aguas destinadas a la conservación y preservación de la vida acuática) ni para el uso 2 (aguas destinadas a actividades de recreación con contacto directo). Por el contrario, sí es incluido para el uso 1 (aguas crudas o brutas destinadas al abastecimiento público con tratamiento convencional) estableciéndose un límite máximo de 500 mg/l de carbonato de calcio. Los datos obtenidos en los tres muestreos a una profundidad de 1,5 m, muestran valores bajos de alcalinidad cuyo rango se encuentra entre 32 a 48 mg/l de carbonato de calcio.

2) Arroyo La China – Arroyo Itapé:

En la Fig. 4 se muestra la variación de la alcalinidad en distintos puntos de muestreos del año 2000. Los datos obtenidos en los cuatro muestreos muestran valores de alcalinidad cuyo rango se encuentra entre 34 y 80 mg/l de carbonato de calcio. El mayor valor de alcalinidad obtenido es para el punto B (100 m después del sifón cloacal) durante los meses de septiembre y diciembre. Este valor es superior al obtenido para el mismo punto de muestreo durante el año anterior (50 mg/l de carbonato de calcio, fecha: 1/11/99). Por otro lado, la alcalinidad en los distintos puntos de muestreo sobre el Arroyo La China no difiere de la obtenida en las muestras extraídas del arroyo Itapé.

Oxígeno disuelto:

El oxígeno disuelto se refiere al volumen de oxígeno contenido en el agua. El oxígeno entra al agua por medio del proceso de fotosíntesis de las plantas acuáticas y a través de la transferencia de oxígeno entre la interfase aire-agua. La cantidad de oxígeno presente en el agua depende de varios factores como por ejemplo la temperatura del agua, salinidad y presión. La solubilidad de un gas se incrementa cuando disminuye la temperatura y/o la salinidad del agua. Por otro lado, la presión parcial y el grado de saturación de oxígeno cambian con la altitud. La solubilidad de un gas disminuye al disminuir la presión, por lo tanto, la cantidad de oxígeno disuelto en agua disminuye cuando la altitud aumenta porque se produce un decremento en la presión relativa (Smith, 1990).

Una vez absorbido, el oxígeno es incorporado al agua a través de las corrientes internas, o bien, se pierde del sistema. Las aguas con corriente son aguas con niveles de oxígeno mayores que aquellas aguas carentes de corrientes (aguas estancadas) debido a que el movimiento del agua favorece el intercambio de oxígeno aire-agua. En aguas con movimiento, el oxígeno presente en la superficie de la misma (alta concentración) es constantemente reemplazado por aguas conteniendo niveles más bajos del mismo debido a la turbulencia, creando un gradiente potencial de intercambio de oxígeno a través de la interfase aire-agua. Debido a que las aguas estancadas poseen una mezcla interna mínima entre capas, las superficiales tienden a contener mayores niveles de oxígeno con respecto a las más profundas.

La pérdida de oxígeno ocurre cuando la temperatura del agua aumenta, cuando las plantas y los animales respiran, y cuando los microorganismos descomponen aeróbicamente la materia orgánica.

A continuación se indican los niveles mínimos de oxígeno disuelto para sistemas acuáticos:

Uso	Oxígeno disuelto (mg/l) mínimo
Vida acuática	
Peces de agua cálida	5,0
Peces de agua fría	6,0
Estuario	5,0
<i>Recreacional</i>	
Contacto primario	3,0
Contacto secundario	3,0

Impacto ambiental:

La introducción de un exceso de materia orgánica podría resultar en una depleción del oxígeno para los sistemas acuáticos. La exposición prolongada a bajos niveles de oxígeno disuelto (< 5-6 mg/l) no provocaría la muerte directa de los organismos vivos pero incrementaría la susceptibilidad de los mismos en otras condiciones de estrés. La exposición a una saturación inferior al 30% (< 2 mg/l de oxígeno) durante 1 a 4 días podría ocasionar la muerte de los organismos vivos del sistema acuoso estudiado.

Recreación:

Si todo el oxígeno es deplecionado, la descomposición aeróbica cesa y el rompimiento de la materia orgánica se realiza en condiciones de anaerobiosis. Los microorganismos anaeróbicos obtienen energía a partir del oxígeno unido a otras moléculas como compuestos sulfatados. Por lo tanto, en condiciones de anoxia se produce la movilización de compuestos insolubles y la degradación de tales compuestos origina el típico olor de “huevo podrido” lo cual limita el uso recreacional del agua en cuestión.

Resultados para el OD:

1) Canal secundario:

En la Figura N° 5 se representa la variación del oxígeno disuelto (mg/l) en función de la distancia progresiva a lo largo de la costa a 10m (A), 25m (B), 50m (C), 100m (D) de la costa.

La media de todas las determinaciones de oxígeno disuelto, independientemente del punto de muestreo, es de $8,91 \pm 0,12$ mg/l (n=36). Teóricamente, la concentración de oxígeno disuelto es mayor durante el invierno con respecto al verano debido a que una disminución en la temperatura aumenta la solubilidad del oxígeno. Adicionalmente, los ecosistemas aumentan su respiración cuando la temperatura se incrementa. En nuestras condiciones, no hubo diferencias significativas entre los tres muestreos a pesar que la temperatura del río en julio fue menor con respecto a mayo y septiembre.

La C.A.R.U. establece para uso básico una concentración mínima de oxígeno disuelto de 5 mg/l, debiéndose cumplir este valor en cualquier punto del río. En nuestro estudio, todas las muestras analizadas muestran niveles superiores a 7,5 mg/l indicando que la calidad de la misma en lo que respecta al parámetro analizado se mantiene, ya sea cuando se realiza un análisis transversal como longitudinal del río. Estos resultados sugieren que las condiciones del río en lo que respecta a oxígeno disuelto no admitiría un fenómeno de estratificación dado que independientemente del punto de muestreo y a las dos profundidades ensayadas (1,5 y 3m) no se encontraron diferencias significativas en los valores de oxígeno disuelto medidos.

2) Arroyo La China – Arroyo Itapé:

En la Figura N° 6 se muestra la variación del oxígeno disuelto (O.D., mg/l) en distintos puntos de muestreos para los cuatro muestreos realizados en el año 2000.

La media de todas las determinaciones de OD, independientemente del punto de muestreo, es de $8,27 \pm 0,21$ (n=33). En general, los valores de oxígeno disuelto obtenidos superan el límite inferior establecido (5 mg/l) excepto para la muestra en el punto B de diciembre.

Se puede observar que los valores de oxígeno disuelto en diciembre en todos los puntos de muestreo son más bajos con respecto a los obtenidos en los muestreos anteriores lo cual podría correlacionarse con una mayor temperatura del agua en diciembre que lleva a una disminución en la solubilidad del oxígeno.

Amonio:

El amoníaco es un gas incoloro a temperatura y presión estándar. Su olor se detecta cuando los niveles superan las 50 ppm. Es muy soluble en agua a pH bajos.

Los niveles de amoníaco en agua aumentan cuando se incrementa la temperatura y el pH. A pH y temperatura bajos, el amoníaco se combina con el agua para producir el ión amonio y el radical hidroxilo. El amonio no es tóxico y no afecta a los organismos vivos. A pH 9, el amoníaco es la especie predominante, el cual puede atravesar las membranas biológicas, afectando la vida acuática y ejerciendo efectos deletéreos para los mismos. El amonio permanece en la atmósfera durante 5 a 10 días antes de depositarse o de ser alterado químicamente.

Amonio total:

El agua natural, en la mayoría de los casos, posee un rango de pH aceptable entre 6,5 – 8,5, el manejo de la calidad de agua debe primariamente tener en cuenta el problema de la toxicidad del amonio para la vida acuática. En este sentido, los niveles tóxicos de amonio son afectados por la concentración de oxígeno disuelto, la temperatura, concentración de dióxido de carbono y la presencia de otros compuestos tóxicos (USEPA, 1991).

La molécula de amonio es un nutriente requerido para la vida. Sin embargo, si existiera un exceso de amonio disponible, esta situación favorecería la acumulación de amoníaco en el organismo y podría causar efectos deletéreos secundarios tales como alteración del metabolismo y un incremento del pH del organismo (NRC, 1979).

Impacto ambiental:

Los niveles de amonio por sobre el límite recomendado pueden ocasionar un daño en la vida acuática. Aunque la molécula de amonio es un nutriente requerido para la vida, un exceso de amonio puede alterar el metabolismo o aumentar el pH del organismo (NRC, 1979). Los peces pueden sufrir una pérdida del equilibrio, hiperexcitabilidad, aumento de la actividad respiratoria y un aumento en la captación de oxígeno, y un aumento en la frecuencia cardíaca. Cuando los niveles de amonio alcanzan un nivel extremo, los peces pueden experimentar convulsiones, coma y muerte. Numerosos experimentos han demostrado que la concentración letal para una amplia variedad de peces comprende un rango desde 0,2 a 2 mg/l.

Resultados para el Amonio:

1) Canal secundario:

En la Figura N° 7 se representa la variación del amonio (mg/l) en función de la distancia progresiva a lo largo de la costa a 10m (A), 25m (B), 50m (C), 100m (D) de la costa.

Teniendo en cuenta que la concentración de amonio varía con la temperatura, el pH de la muestra y el oxígeno disuelto, en nuestro estudio, los niveles de amonio medidos se encuentran dentro de los estándares establecidos para la preservación de la vida acuática con la excepción del punto de muestreo a 200m en la parte A (10m) de la Figura N° 7. Para este punto, el límite de concentración es de 2 mg/l de amonio total teniendo en cuenta el pH de la muestra, la concentración oxígeno disuelto y una temperatura estimada de 15 °C.

La C.A.R.U. establece que la concentración de amoníaco en aguas destinadas a uso BASICO no debe ser superior a 0,025 mg/l. Los datos obtenidos en nuestro laboratorio permiten sugerir que la vida acuática en los puntos analizados del río Uruguay no está sometida a un estrés metabólico inducido por niveles de amonio no ionizable elevados (amoníaco).

2) Arroyo La China – Arroyo Itapé:

En la Figura N° 8 se muestra la variación del amonio (mg/l) en distintos puntos de muestreos del año 2000.

Los niveles de amonio medidos se encuentran dentro de los estándares establecidos para la preservación de la vida acuática considerando para las distintas muestras el pH, el oxígeno disuelto y la temperatura.

Nitratos y nitritos:

El nitrógeno forma parte aproximadamente del 78% de la atmósfera en forma de nitrógeno molecular (g). Sin embargo, la mayoría de las plantas emplean solamente nitrógeno en formas fijas, como por ejemplo nitratos y amonios. Los nitratos y nitritos son formas iónicas que se generan naturalmente durante el ciclo del nitrógeno (Smith, 1990).

Ciclo del nitrógeno:

Está formado por cuatro procesos, tres de los cuales, fijación – amonificación y nitrificación, convierte nitrógeno gaseoso en formas químicas utilizables. El cuarto proceso “desnitrificación” convierte el nitrógeno fijo en nitrógeno gaseoso (Smith, 1990).

La fijación de nitrógeno es la conversión de nitrógeno gaseoso en amonio o nitrato. El nitrato es un producto de alta energía de fijación que se origina por acción de la luz, la radiación cósmica, etc. La fijación de alta energía aporta aproximadamente el 10 % del nitrato que entra al ciclo del nitrógeno. En contraste, el aporte por fijación biológica provee el 90% del nitrógeno fijo en el ciclo. En la fijación biológica, la molécula de nitrógeno se divide en dos moléculas de nitrógeno libre, las cuales se combinan con el hidrógeno para dar amoníaco.

En la siguiente tabla se muestra los límites sugeridos para distintos usos según AWWA (1990):

	Uso designado	Límite (mg/l)
Nitratos (NO ₃ -N)	Consumo humano	10,0
	Vida acuática	90,0
	Industria cervecera	30,0
Nitritos (NO ₂ -N)	Consumo humano	1,0
	Vida acuática	5,0

Efectos sobre la salud:

Las concentraciones de nitratos mayores a 45 mg/l pueden producir metahemoglobinemia en infantes (Straub, 1989). La toxicidad de los nitratos en humanos es el resultado de la reducción de los mismos a nitritos, los cuales reaccionan con la hemoglobina dando metahemoglobina que posee baja capacidad de unión y transporte de oxígeno a los tejidos. Debido a esto, la formación de metahemoglobina puede conducir a asfixia. Normalmente, las cantidades de metahemoglobina no superan el 1-2% de la globina en el organismo. Un nivel mayor a 3% es definido como metahemoglobinemia.

Impacto ambiental:

El crecimiento de plantas acuáticas y de fitoplancton (algas) es estimulado primariamente por nutrientes tales como fósforo y nitrógeno. La producción primaria estimulada por nutriente se limita a lagos y estuarios debido a que la producción primaria en otros sistemas acuáticos (con corriente) es controlada por factores físicos tales como la penetración de luz, la velocidad de flujo y el tipo de nutriente disponible (McCabe y col., 1985).

Impactos en sistemas de agua dulce: generalmente, el fósforo es el nutriente limitante en estos sistemas. Por lo tanto, si todo el fósforo es utilizado el crecimiento de las plantas se detiene a pesar de que exista disponibilidad de nitrógeno. Impactos en sistemas de estuario: en contraste con el sistema anterior, aquí el nitrógeno es el nutriente primario limitante (Paerl, 1993) de forma tal que controla la velocidad de crecimiento.

Los niveles de nitrógeno recomendado en estuarios para evitar un crecimiento excesivo de algas son de 0,1 a 1 mg/l mientras que para el fósforo son de 0,01 a 0,1 mg/l.

La producción excesiva de plantas acuáticas puede ejercer un impacto negativo sobre sistemas acuáticos abiertos y estuarios dado que:

- ◆ Puede interferir con la estética y la actividad recreacional.
- ◆ El excesivo crecimiento de las raíces de las plantas acuáticas pueden interferir con la navegación, la aeración y la capacidad del canal.
- ◆ La muerte de las plantas acuáticas y el fitoplancton puede estimular los procesos de descomposición microbiana con requerimiento de oxígeno. Eventualmente, el oxígeno disuelto podría ser depletado.
- ◆ La vida acuática puede sufrir un deterioro cuando los cuerpos de agua experimentan fluctuaciones diarias en los niveles de oxígeno disuelto debido a la respiración nocturna de las plantas. La depleción de oxígeno extrema puede llevar a la muerte de diferentes especies de peces.

Resultados para el Nitrógeno:

1) Canal secundario:

En las Figuras N° 9 y 10 se representa la variación de la concentración de nitratos (mg/l) y de nitritos (mg/l), respectivamente en función de la distancia progresiva a lo largo de la costa a 10m (A), 25m (B), 50m (C), 100m (D) de la costa.

Los niveles de nitratos establecidos por la C.A.R.U. para aguas destinadas a uso BASICO tienen un máximo de 10 mg/l considerando el riesgo para la salud humana, mientras que para los nitritos no establece ningún valor. Por otro lado, teniendo en cuenta los límites establecidos por la AWWA en 1990 para aguas destinadas a diferentes usos, podemos concluir que los niveles de estos compuestos nitrogenados se encuentran dentro de lo establecido cuando se realiza un análisis longitudinal como transversal, descartándose cualquier riesgo que puedan ejercer sobre la salud humana y la preservación de la vida acuática.

Los datos analizados corresponden a una profundidad de 1,5 m los cuales no difieren significativamente con los obtenidos a una profundidad mayor (3 m).

2) Arroyo La China – Arroyo Itapé:

En la Figura N° 11 se muestra la variación de nitritos (mg/l) en distintos puntos de muestreos. Los niveles de nitritos permitidos no son establecidos por la C.A.R.U.. Como se mencionó anteriormente, los límites de nitritos establecidos por la AWWA (1990) para aguas destinadas a consumo humano y vida acuática son de 1 y 5 mg/l, respectivamente. En la figura se observa que para los muestreos de mayo y diciembre, los niveles de nitritos se encuentran en valores inferiores a 5 mg/l. Por el contrario, para los muestreos de julio y septiembre los valores son en general muy superiores al límite establecido. Estos resultados sugieren que podría existir un impacto ambiental con un crecimiento excesivo de plantas acuáticas que podría ocasionar una depleción del oxígeno disuelto. Sin embargo, esta situación parece no darse debido a que los niveles de oxígeno disuelto se encuentran por encima del límite inferior establecido. Finalmente, dada la variabilidad de los resultados obtenidos en los distintos muestreos, se debería intensificar el monitoreo de este parámetro para determinar la situación real del mismo en estos cursos de agua.

Fósforo:

El fósforo es un nutriente esencial para todas las formas de vida. Forma parte de los siguientes compuestos de vital importancia celular como el ácido deoxidoribonucleico (ADN), ácido ribonucleico (ARN), adenosin trifosfato y adenosin difosfato (ATP y ADP, respectivamente), entre otros.

El fósforo es uno de los elementos más abundantes en la tierra (ocupa el undécimo lugar) y no existe en estado gaseoso. El fósforo inorgánico natural se deposita primariamente como fosfato en el mineral apatita ($\text{Ca}_5\text{F}(\text{PO}_4)_3$), la cual se encuentra en rocas metamórficas e ignáceas y también en sedimentos rocosos. Cuando el fósforo es liberado se encuentra como ortofosfato, dependiendo del pH del medio.

El fósforo no se encuentra disponible para ser captado por el suelo. Sólo se encuentra libre en soluciones muy ácidas y condiciones reductoras. En el suelo, se combina rápidamente con calcio o hierro para dar los fosfatos correspondientes. La mayor parte del fósforo del suelo es adsorbido en partículas o incorporado a la materia orgánica.

En los sistemas acuáticos, el fósforo puede existir en forma particulada o en fase disuelta. Las formas particuladas incluyen plancton, precipitados de fósforo, fósforo adsorbido a partículas, y como fósforo amorfo. En fase disuelta, el fósforo se encuentra como fósforo inorgánico (ortofosfato soluble) o como fósforo orgánico proveniente de las excretas de animales o bien como fósforo coloidal macromolecular.

Las distintas formas de fósforo se encuentran en constante transformación.

Criterios para el fósforo:

Los criterios de calidad de agua según EPA expresan que los fosfatos no deberían exceder los 0,05 mg/l para las descargas en lagos y reservorios, 0,025 mg/l dentro de lagos o reservorios, y de 0,1 mg/l en sistemas acuáticos para el control de crecimiento de algas (USEPA, 1986). Las aguas superficiales que mantienen niveles de fósforo total entre 0,01 a 0,03 mg/l tienden a permanecer no contaminadas por algas.

Efectos sobre la salud:

Fosfatos: por sí mismos no producen efectos adversos. Sin embargo, los niveles de fosfato mayores a 1 mg/l podrían interferir en la coagulación en las plantas de tratamiento de aguas. Como resultado, las partículas orgánicas que contienen a los microorganismos podrían no ser removidas completamente antes de la distribución.

Impacto ambiental:

El crecimiento de plantas acuáticas y de fitoplancton es estimulado principalmente por nutrientes tales como el fósforo y el nitrógeno. La producción primaria estimulada por nutriente se limita a lagos y estuarios debido a que la producción primaria en otros sistemas acuáticos (con corriente) es controlada por factores físicos tales como la penetración de luz, la velocidad de flujo y el tipo de nutriente disponible (McCabe y col., 1985).

Impactos en aguas dulces (Freshwater system impacts): generalmente, el fósforo (como ortofosfato) es el nutriente limitante en estos sistemas. Por lo tanto, si todo el fósforo es utilizado el crecimiento de las plantas se detiene a pesar de que exista disponibilidad de nitrógeno. Los niveles basales normales de fósforo total son generalmente menores a 0,03 mg/l, mientras que los niveles de ortofosfato se encuentran normalmente entre 0,005 a 0,05 mg/l (Dunne and Leopold, 1978).

El aumento en la concentración de fósforo disponible le permite a las plantas asimilar mayores cantidades de nitrógeno antes de que ocurra la depleción de fósforo. Si la concentración de fósforo disponible es la suficiente, un aumento en las concentraciones de nitrógeno pueden llevar a un crecimiento excesivo de algas. Con niveles de ortofosfato entre 0,08 a 0,10 mg/l se dispara el crecimiento excesivo de fitoplancton en forma periódica. Para mantener un crecimiento eutrófico los niveles de fósforo total y los niveles de ortofosfato deben encontrarse por debajo de 0,5 mg/l y de 0,05 mg/l, respectivamente (Dunne and Leopold, 1978).

Impactos en estuarios (Estuarine system impacts): en contraste con el sistema anterior, aquí el nitrógeno es el nutriente primario limitante (Paerl, 1993) de forma tal que controla la velocidad de crecimiento.

Los niveles de nitrógeno recomendado en estuarios para evitar un crecimiento excesivo de algas son de 0,1 a 1 mg/l mientras que para el fósforo son de 0,01 a 0,1 mg/l.

Resultados para el Fósforo:

1) Canal secundario:

En la Figura N° 12 se representa la variación de la concentración de fósforo total (mg/l) en función de la distancia progresiva a lo largo de la costa a 10 m (A), 25m (B), 50m (C), 100m (D) de la costa.

Los niveles de fósforo total no son establecidos por la C.A.R.U. para ningún tipo de uso. Sin embargo, para mantener un crecimiento eutrófico los niveles de fósforo total y los niveles de ortofosfato deben encontrarse por debajo de 0,5 mg/l y de 0,05 mg/l, respectivamente (Dunne and Leopold, 1978). Los resultados obtenidos en las muestras analizadas revelan niveles de fósforo total superiores a 0,5 mg/l, encontrándose el máximo a 100m de la costa. Estos datos sugieren que se debe intensificar el monitoreo de este parámetro para confirmar los valores obtenidos.

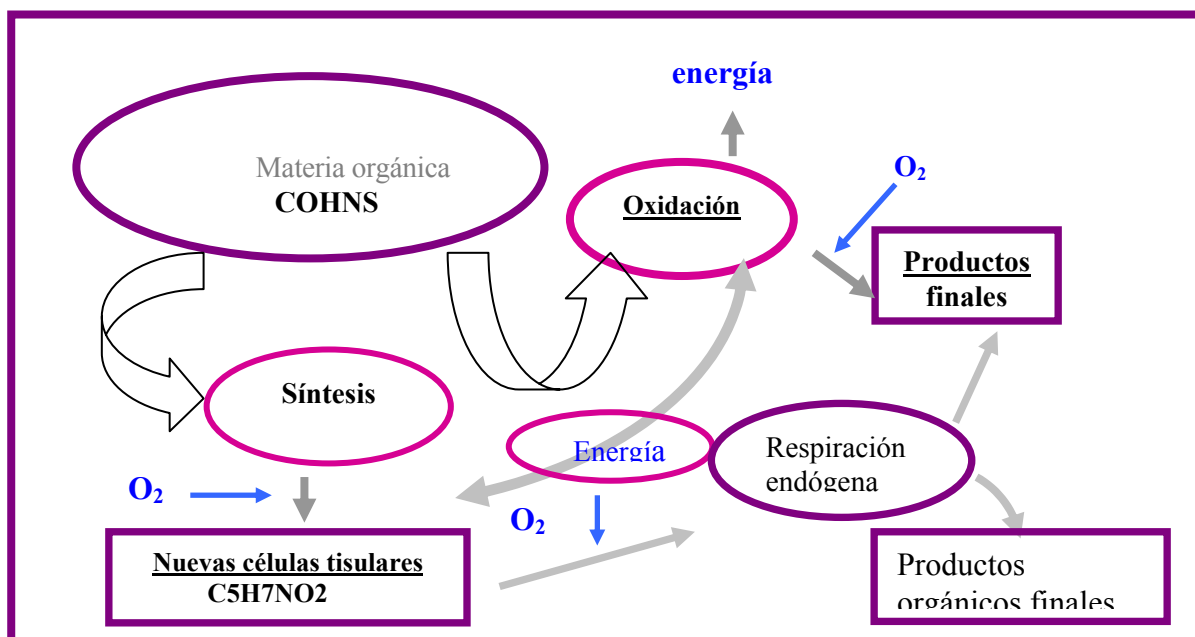
2) Arroyo La China – Arroyo Itapé:

En la Figura N° 13 se muestra la variación de fosfatos (mg/l) en distintos puntos de muestreo. Como se mencionó anteriormente, los niveles de fósforo total no son establecidos por la C.A.R.U. para ningún tipo de uso.

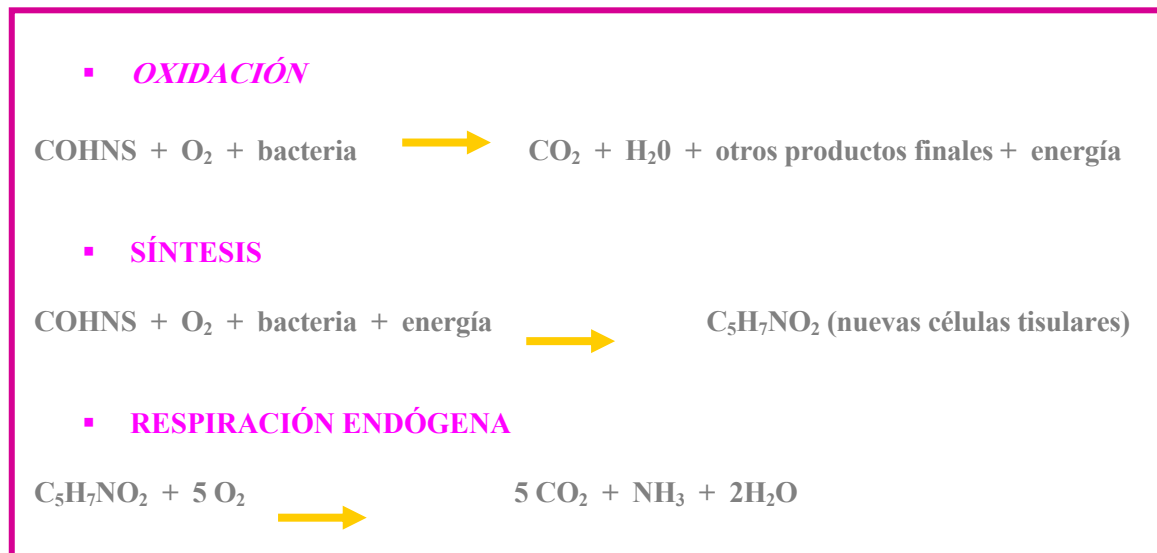
Los niveles de fósforo total medidos en los distintos puntos superan, en general, el límite establecido de 0,5 mg/l (Dunne and Leopold, 1978) para mantener un crecimiento eutrófico.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO):

Es uno de los principales parámetros para determinar el crecimiento de la materia orgánica. Es uno de los tests más usados para el estudio del tratamiento de aguas. Si existe suficiente oxígeno, la descomposición aeróbica de la materia orgánica ocurre según el siguiente esquema:



En él podemos distinguir por lo menos tres actividades. En primer lugar, una porción de los desechos son oxidados a productos finales con el fin de obtener energía para mantener el metabolismo celular, y en segundo lugar, para la generación de nuevas células, es decir, para la división celular. Finalmente, cuando la materia orgánica se ha agotado, las nuevas células sintetizadas comienzan a autometabolizarse para mantenerse, proceso que se denomina respiración endógena. Si usamos los términos COHNS (para definir los elementos carbono, oxígeno, hidrógeno, nitrógeno y azufre) para definir la materia orgánica, y el término $C_5H_7NO_2$ para representar el tejido celular, los procesos mencionados en el esquema anterior pueden definirse en términos de ecuaciones químicas generalizadas:



Si solamente la oxidación del carbono orgánico ocurre en el desecho, entonces la demanda bioquímica de oxígeno será el oxígeno requerido para completar las tres ecuaciones descriptas anteriormente. En un test standard de determinación de DBO, una pequeña cantidad de muestra se coloca en una botella de DBO (300 ml), la misma se llena con agua saturada de oxígeno y conteniendo los nutrientes requeridos para el crecimiento biológico. Antes de tapar la botella, se determina la concentración de oxígeno disuelto. Luego se incuba durante 5 días a 20 °C, y al finalizar la incubación se determina nuevamente la concentración de oxígeno disuelto. La demanda bioquímica de oxígeno es la diferencia en los valores de oxígeno disuelto (expresados en mg/l), dividido por la fracción decimal de la muestra usada.

Modelización de la reacción de DBO:

La modelación se basa en asumir que la cantidad de materia orgánica remanente a un tiempo dado sigue una función de primer orden:

$$L_t = L 10^{-k_1 t}$$

Donde: K_1 es la constante de reacción de primer orden en días.

L_t es la cantidad de residuo remanente a tiempo t (días), expresado en equivalentes de oxígeno (mg/l).

L es el total de materia carbonácea (DBO, en mg/l)

Entonces, la DBO a un tiempo t dado es:

$$\text{DBO}_t = L - L_t = L - (L 10^{-k_1 t}) = L (1 - 10^{-k_1 t})$$

Esta ecuación es la expresión standard usada para definir la DBO en aguas residuales. El valor de K_1 es generalmente de alrededor de $0,1 \text{ d}^{-1}$ (en base 10), y el rango comprende desde $0,05$ a $0,2 \text{ d}^{-1}$ para efluentes tratados biológicamente. Para un sistema acuoso dado, el valor de K_1 a 20°C puede determinarse experimentalmente mediante la variación del oxígeno disuelto en función del tiempo de una serie de muestras incubadas. Si la K_1 a 20°C es de $0,1 \text{ d}^{-1}$, entonces la DBO a los 5 días es aproximadamente un 68% de la determinada inicialmente.

La K_1 varía con la temperatura según:

$$K_{1T} = K_{1,20} 1,047^{T-20}$$

Esta ecuación (junto con la anterior) permite convertir los resultados obtenidos a diferentes tiempos y temperaturas al valor standard de 5 días a 20°C .

Los valores de DBO a 5 días, a 20°C , de aguas residuales varían entre 100 a 500 mg/l.

Resultados para la DBO:

1) Canal secundario:

En la Figura N° 14 se representa la variación de la concentración de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO; mg/l) en función de la distancia progresiva a lo largo de la costa a 10m (A), 25m (B), 50m (C), 100m (D) de la costa.

Los niveles de DBO establecidos por la C.A.R.U. para aguas destinadas a uso BASICO tienen un máximo de 10 mg/l mientras que para el uso 1 (aguas crudas o brutas destinadas al abastecimiento público con tratamiento convencional) es de 6 mg/l. La media de todas las determinaciones de DBO, independientemente del punto de muestreo, es de $2,2 \pm 0,4$ mg/l ($n=36$). Por otro lado, ningún valor individual supera el límite máximo establecido por la C.A.R.U. En general, los valores de DBO más altos se obtuvieron en el muestreo realizado en septiembre.

Los datos analizados corresponden a una profundidad de 1,5 m los cuales no difieren significativamente con los obtenidos a una profundidad mayor (3 m).

2) Arroyo La China – Arroyo Itapé:

En la Figura N° 15 se muestra la variación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO, mg/l) en distintos puntos de muestreo.

Los niveles de DBO obtenidos no superan el límite de 10 mg/l establecido por la C.A.R.U. para el uso Básico, con la excepción del muestreo realizado en el punto B en diciembre que mostró un valor de DBO de 30 mg/l.

Cloruros:

Los cloruros son sales que resultan de la combinación del cloro con ciertos metales tales como sodio (ClNa) y magnesio (Cl_2Mg). En general, se necesitan pequeñas cantidades de cloruro para cubrir las funciones celulares en las plantas.

Los estándares establecidos para agua potable establecen que los niveles de cloruros no deben exceder los 250 mg/l. Para el normal desarrollo de la vida acuática los niveles deben ser menores a 600 mg/l (exposición crónica).

Impacto ambiental:

Los cloruros no son peligrosos para el hombre.

Resultados para Cloruros:

1) Canal secundario:

En la Figura N° 16 se representa la variación de la concentración de cloruros (mg/l) en función de la distancia progresiva a lo largo de la costa a 10m (A), 25m (B), 50m (C), 100m (D) de la costa.

Los niveles de cloruros no son considerados para el uso 4 (aguas destinadas a la conservación y preservación de la vida acuática) ni para el uso 2 (aguas destinadas a actividades de recreación con contacto directo) por la C.A.R.U. Por el contrario, sí es incluido para el uso 1 (aguas crudas o brutas destinadas al abastecimiento público con tratamiento convencional) estableciéndose un límite máximo de 250 mg/l de cloruros. Los datos obtenidos en los tres muestreos a una profundidad de 1,5 m, muestran valores bajos de cloruros cuyo rango se encuentra entre 5 y 38 mg/l.

2) Arroyo La China – Arroyo Itapé:

En la Figura N° 17 se muestra la variación de cloruros (mg/l) en distintos puntos de muestreo. Los niveles de cloruro medidos se encuentran entre 5 y 30 mg/l, con la excepción del punto F para el muestreo de julio que reveló un valor superior (56 mg/l). Estos niveles de cloruros, en general bajos, no interfieren con el normal desarrollo de la vida acuática.

Parámetros biológicos:

Los principales grupos de organismos presentes en los sistemas acuáticos y aguas residuales incluyen las bacterias, hongos, algas protozoos, plantas, animales y virus.

Los organismos procariontes incluyen a las bacterias y a las algas azul-verdosas (cianobacterias). Las bacterias son organismos unicelulares, contienen una sola cadena de ADN, y se reproducen por fisión binaria.

Las bacterias son capaces de sobrevivir en un amplio rango de condiciones ambientales. De acuerdo a las condiciones ambientales óptimas de crecimiento se las puede clasificar en:

Aerobias obligadas: requieren la presencia de oxígeno (ej. *Pseudomonas*)

Anaerobias obligadas: requieren la ausencia de oxígeno ya que el mismo es tóxico para las células (*Clostridium tetani*, *Clostridium botulinum*)

Anaerobias facultativas: pueden crecer en presencia o ausencia de oxígeno (*Escherichia Coli*)

Microaerofilas: requieren bajas concentraciones de oxígeno.

Las bacterias no pueden regular la temperatura. El rango de temperatura en el cual pueden crecer permite clasificarlas en estenotérmicas (sólo sobreviven en un rango muy estrecho de temperatura: < 10°C) y eutérmicas (sobreviven en un amplio rango de temperatura).

La temperatura óptima de crecimiento es la temperatura a la cual la velocidad de crecimiento es máxima. De acuerdo a esto se pueden clasificar en *psicrófilas* (entre 0 y 20°C), *mesófilas* (entre 20 y 45 °C), y *termófilas* (entre 45 y 60 °C).

Bacterias y agua:

Las bacterias coliformes han sido usadas para evaluar la calidad del agua y detectar la presencia de patógenos. Aunque las bacterias coliformes no son patogénicas por sí mismas, ellas sirven de indicador de la existencia potencial de patógenos. Se acepta que la determinación de coliformes es mucho más simple, rápida y segura que el análisis de patógenos individuales que eventualmente pueden estar presentes.

Los primeros standards para agua potable establecidos por el servicio de salud de los Estados Unidos fueron los análisis de coliformes. Es razonable pensar que la mayor fuente de patógenos humanos en el agua provienen de los desechos humanos. Cada día, los humanos excretan billones de coliformes. La presencia de estas bacterias se encuentran tanto en individuos sanos como enfermos. El monitoreo de coliformes está designado para prevenir enfermedades entéricas más que para detectar la presencia de patógenos específicos. Actualmente, las concentraciones de bacterias coliformes se determinan siguiendo los métodos especificados por la Agencia de protección del ambiente (EPA) y los métodos standard para la examinación del agua y de aguas residuales (AWWA, APHA, and WEF, 18th ed., 1992).

Los coliformes incluyen a todos los aeróbicos y anaeróbicos facultativos, gram negativos, bacilos no formadores de esporas, que incubados a 35 °C pueden fermentar la lactosa con producción de gas (CO₂) dentro de las 48 hs. Dentro de este grupo se encuentran los siguientes miembros: *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* y *Enterobacter* (Bordner y Winter, 1978; Gaudy and Gaudy, 1980, AWWA, 1990^a). No todos estos microorganismos son patógenos y no todos habitan el tracto intestinal. Por ejemplo, el *Enterobacter* es un microorganismo no patógeno que se encuentra comúnmente en el suelo y en el agua. Por estas razones, los miembros del grupo que desarrollan a 35 °C son denominados coliformes totales. Los coliformes fecales son aquellos coliformes provenientes específicamente del tracto intestinal de individuos de sangre caliente. Se cultivan a una temperatura de 44,5 °C en presencia de un medio de cultivo diferente.

Otros dos grupos de bacterias presentes en las heces son: *Streptococo fecalis* y *Clostridium*. Los *Clostridium* forman esporas que pueden sobrevivir durante tiempos prolongados en condiciones adversas. Esto ocurre normalmente en el suelo y aguas contaminadas.

Los estreptococos fecales indican la presencia de contaminación fecal proveniente de animales de sangre caliente. En oposición a los coliformes, los estreptococos fecales no se multiplican en el ambiente, y tienden a morir más rápidamente. La relación entre coliformes fecales y estreptococos fecales (CF/EF) provee información tentativa sobre la fuente de contaminación (ver Tabla). Sin embargo, se deben tener precauciones cuando se quieren utilizar estas relaciones: a) las concentraciones de bacterias pueden variar si el pH se encuentra fuera del rango de 4 a 9, b) la velocidad de muerte mayor del estreptococo fecal puede alterar la relación dando niveles de contaminación incrementados, c) diversas fuentes de contaminación pueden alterar la relación y llevar a conclusiones confusas, d) los valores de la relación CF/EF pueden tener un valor limitado en la identificación de las fuentes de contaminación en sistemas de riego, bahías, estuarios y aguas marinas, y e) la relación CF/EF no deben usarse cuando el recuento de estreptococos fecales es menor a 100/100 ml (Bordner and Winter, 1978).

Criterios de calidad de agua, guías y estándares:

El criterio de calidad de agua para uso recreacional está definido por la relación entre la cantidad del indicador en agua y el riesgo potencial para la salud humana asociado con el uso recreacional de las mismas. La guía para la calidad de agua obtenida a partir de este criterio es que un límite por encima del máximo del indicador en el agua está asociado con un nivel de riesgo inaceptable para la salud.

En Estados Unidos, las primeras recomendaciones para cumplir con el criterio de calidad de agua fueron propuestas en 1968 por el National Technical Advisory Committee (NTAC). El criterio para aguas recreacionales se basó en estudios realizados durante fines de la década del 40 y principios de la del 50 por el Servicio de Salud Pública sobre la concentración de coliformes totales. El criterio posteriormente se basó en el recuento de coliformes fecales realizado en muestras recolectadas en el río Ohio. El NTAC recomendó: “ los coliformes totales deberían usarse como organismos indicadores para evaluar las aguas recreacionales desde el punto de vista microbiológico. La determinación de coliformes totales en un mínimo de 5 muestras tomadas en un período no mayor a 30 días, por la técnica de fermentación en tubos múltiples o por el procedimiento de la membrana filtrante, no debería exceder una media logarítmica de 200/100 ml o no más del 10% del total de muestras durante el período de 30 días deberían exceder un recuento de 400/100 ml (NTAC, 1968).

El criterio mencionado anteriormente fue ratificado en 1976 por la USEPA a pesar de que varios aspectos fueron criticados por numerosos investigadores (USEPA, 1986). Numerosos estudios fueron diseñados con el fin de encontrar el número aceptable de bacterias para aguas recreacionales. Los resultados de estos estudios fueron presentados en: *Health Effects Criteria for fresh Recreational Waters* (Dufour, 1984) and *Health Effects Criteria for Marine Recreational Waters* (Cabelli, 1983). En “ Ambient Water Quality Criteria for Bacteria – 1986” (USEPA, 1986) se encuentran las recomendaciones para el uso recreacional de aguas:

Basado en un número suficientemente estadístico de muestras (generalmente no menos de 5 muestras en un período de 30 días), la media geométrica de las concentraciones de bacterias no deberían exceder :

Aguas dulces:

Escherichia Coli:	126/100 ml
Enterococo	33/100 ml

Aguas saladas:

Enterococo	35/100 ml
------------	-----------

En áreas de recolección de moluscos, la media geométrica de la concentración de coliformes fecales no debe exceder a 14/100 ml , con no más del 10% de las muestras con un nivel superior a 43/100 ml. Los coliformes totales no deberían exceder a 70/100 ml, con no más del 10% de las muestras con un nivel superior a 230/100 ml (Mueller y col., 1987).

Los estándares utilizados actualmente en Estados Unidos varían en los diferentes estados (USEPA, 1988^a; USEPA, 1988^b). El criterio original basado en la concentración de coliformes fecales se sigue usando en numerosos estados. En otros, las clasificaciones de calidad de agua han sido desarrolladas teniendo en cuenta el cambio en la concentración de coliformes fecales requeridos para el uso del agua (ej: contacto primario; contacto secundario; recolección de mariscos, etc).

Un estudio más reciente (Francy, Myers and Metzker, 1993) realizado en muestras de agua recolectadas en diferentes áreas en Ohio, concluye que:

“La diferencia entre el uso de E. Coli y coliformes fecales es que la E. Coli puede ser usada para establecer guías y estándares basados en el nivel de riesgo aceptable determinado por la agencia regulatoria. La relación entre Coliformes fecales y E. Coli puede variar, en la literatura epidemiológica se muestra que la relación entre E.Coli y el desarrollo de enfermedades asociadas a la natación (inmersión en aguas) es fuerte, independientemente del área analizada”.

Impacto sobre la salud:

Aguas de riego: pueden ocurrir enfermedades a partir del consumo de verduras cuyo sistema de riego empleó aguas contaminadas. Por ejemplo: tomates, lechuga, pepinos, apio, son especialmente peligrosos ya que pueden transmitir las enfermedades causados por los microorganismos. Dado que algunas bacterias podrían disecarse y morir luego de la exposición prolongada al aire, el riesgo de enfermedad puede reducirse mediante un retardo en la recolección y consumo de verduras.

Aguas recreacionales: la inmersión en aguas contaminadas puede causar infecciones en ojos, oído, nariz y garganta (Mueller y col., 1987). Estudios epidemiológicos demuestran que la ocurrencia de enfermedades gastrointestinales asociadas a concentraciones de coliformes que han sido utilizadas para el desarrollo del criterio en aguas dulces y saladas para uso recreacional comentado anteriormente. A partir de datos bacteriológicos, se ha estimado que la concentración de coliformes fecales de 200/100 ml causa 8 enfermedades por cada 1000 individuos que utilizan aguas dulces y 19 enfermedades por cada 1000 individuos que utilizan aguas saladas (USEPA, 1986).

Resultados para Bacterias Coliformes:

1) Canal secundario:

En la Figura N° 18 se representa la variación de coliformes fecales (UFC/100 ml) en función de la distancia progresiva a lo largo de la costa a 10m (A), 25m (B), 50m (C), 100m (D) de la costa.

La C.A.R.U. establece que para el uso 1 (aguas crudas o brutas destinadas al abastecimiento público con tratamiento convencional); los coliformes fecales determinados por la técnica de la membrana filtrante, no deberán exceder una media logarítmica de 2000/100 ml en al menos 5 muestras consecutivas y no podrán superar las 5000/100 ml en más del 20% de las muestras. Para el uso 2 (aguas destinadas a actividades de recreación con contacto directo): los coliformes totales, determinados mediante la técnica de la membrana filtrante y basada en un mínimo de 5 muestras en cualquier período de 30 días, no deberán exceder una media logarítmica de 200/100 ml ni superar los 500/100 ml en más del 20% de las muestras.

La realización de tres muestreos separados por un período de tiempo mayor a 30 días no nos permiten definir la calidad bacteriológica según las especificaciones de la C.A.R.U. Sin embargo, nos permiten realizar un screening rápido de las condiciones en los puntos de muestreos. En la Fig. 18 podemos observar que el número de coliformes fecales se encuentra dentro de lo establecido por la C.A.R.U. para los 25, 50 y 100 m en los tres muestreos realizados. Por el contrario, a 10 m se encontraron valores superiores a los establecidos para los muestreos de julio y septiembre. Estos resultados sugieren la necesidad de realizar mayor número de muestreos en un período no mayor a 30 días para poder definir la calidad bacteriológica en estos puntos.

2) Arroyo La China – Arroyo Itapé:

En la Figura N° 19 se muestra la variación de coliformes fecales (UFC/100 ml) en distintos puntos de muestreo.

La calidad bacteriológica de un curso de agua dado se determina a partir del análisis de al menos cinco muestras en un período de tiempo no mayor a 30 días por lo cual en nuestras condiciones de muestreo no nos permite definir tal calidad. Sin embargo, los datos obtenidos en los meses analizados nos permiten sugerir que existe un número elevado de microorganismos en los cursos de agua analizados, en especial en el punto B. De este modo, podemos sugerir una posible contaminación bacteriana en estos sistemas acuosos estudiados y se deberían implementar medidas de saneamiento para resolver este problema.

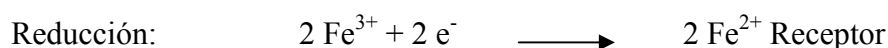
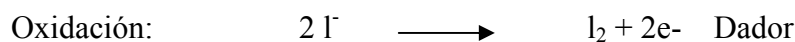
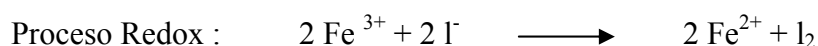
ORP – Potencial de oxido-reducción:

De manera similar a como se cuantifican las soluciones alcalinas o ácidas por medio de las mediciones de pH, las soluciones también pueden ser graduadas como reductoras u oxidantes basándose en las mediciones de ORP (a veces llamadas “REDOX”).

La oxidación es un proceso durante el cual una molécula o ión pierde electrones.

De todas maneras, la oxidación siempre está unida a la reducción, de manera que si un elemento se oxida, el otro se reduce automáticamente.

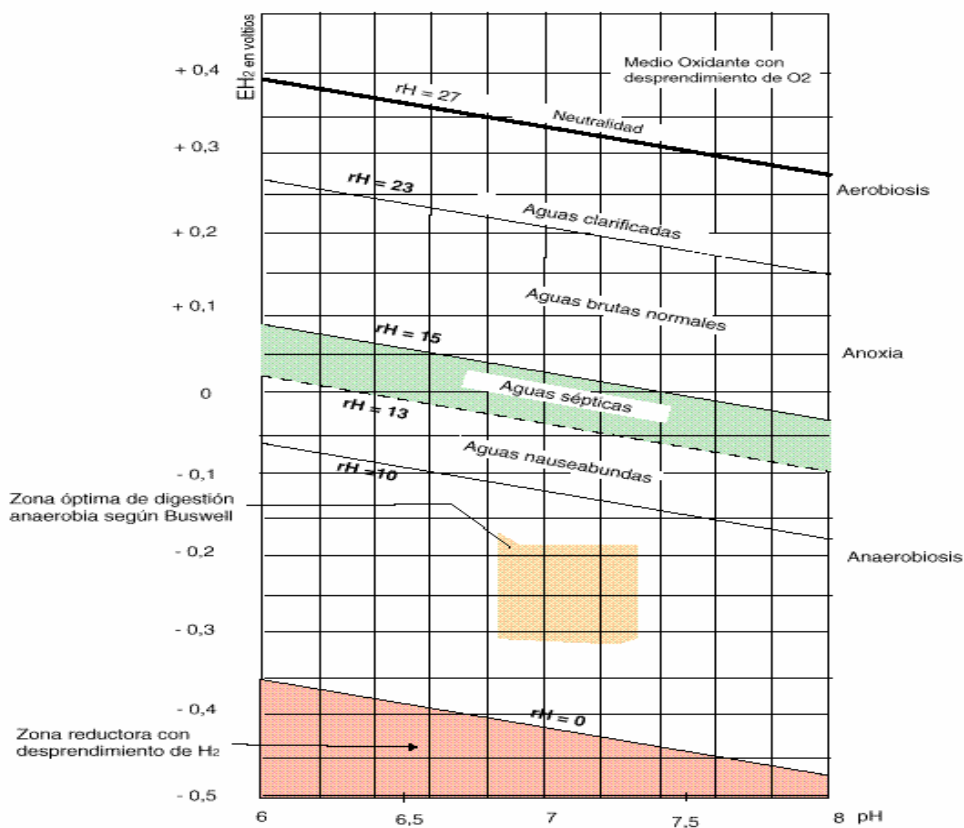
LA OXIDACIÓN DEL YODO POR EL IÓN FÉRRICO (Fe³⁺)



Las mediciones ORP están basadas en la diferencia de potencial medido entre el electrodo de oro o platino y un electrodo de referencia. Cuando el electrodo REDOX es sumergido en una solución que contiene un sistema de reacción química reversible se establece la migración de electrones entre el electrodo y el sistema. Este flujo de electrones puede ser analizado como una densidad de corriente de intercambio y es de extrema importancia para una medición rápida y reproducible del potencial REDOX.

Las mediciones ORP se están utilizando cada vez más como medida efectiva de saneamiento en el agua potable, piscinas y balnearios. El tiempo de eliminación de la bacteria E. Coli en el agua depende del valor ORP. Este es un indicador fiable de la calidad bacteriológica del agua.

Diagrama potencial Redox - pH de aguas contaminadas



La

medición de ORP y pH permite introducirse en el diagrama **rH**.

$$rH = \text{ORP} + 2 \times \text{pH} / (1000 \times 0,029)$$

Resultados para rH:

1) Canal secundario:

En la Figura N° 20 se representa la variación del rH (mV), calculado a partir de los valores obtenidos de potencial redox y pH, en función de la distancia progresiva a lo largo de la costa a 10m (A), 25m (B), 50m (C), 100m (D) de la costa.

Los valores de rH obtenidos se encuentran en un rango comprendido entre 22 y 28 mV. Se obtuvieron valores de rH mayores para los puntos de muestreos realizados durante el mes de julio mientras que los menores valores se obtuvieron en el mes de septiembre. Realizando un análisis global de la situación podemos concluir que el agua analizada corresponde a la categoría de aguas clarificadas (ver diagrama de contaminación), con una condición aeróbica de la misma.

2) Arroyo La China – Arroyo Itapé:

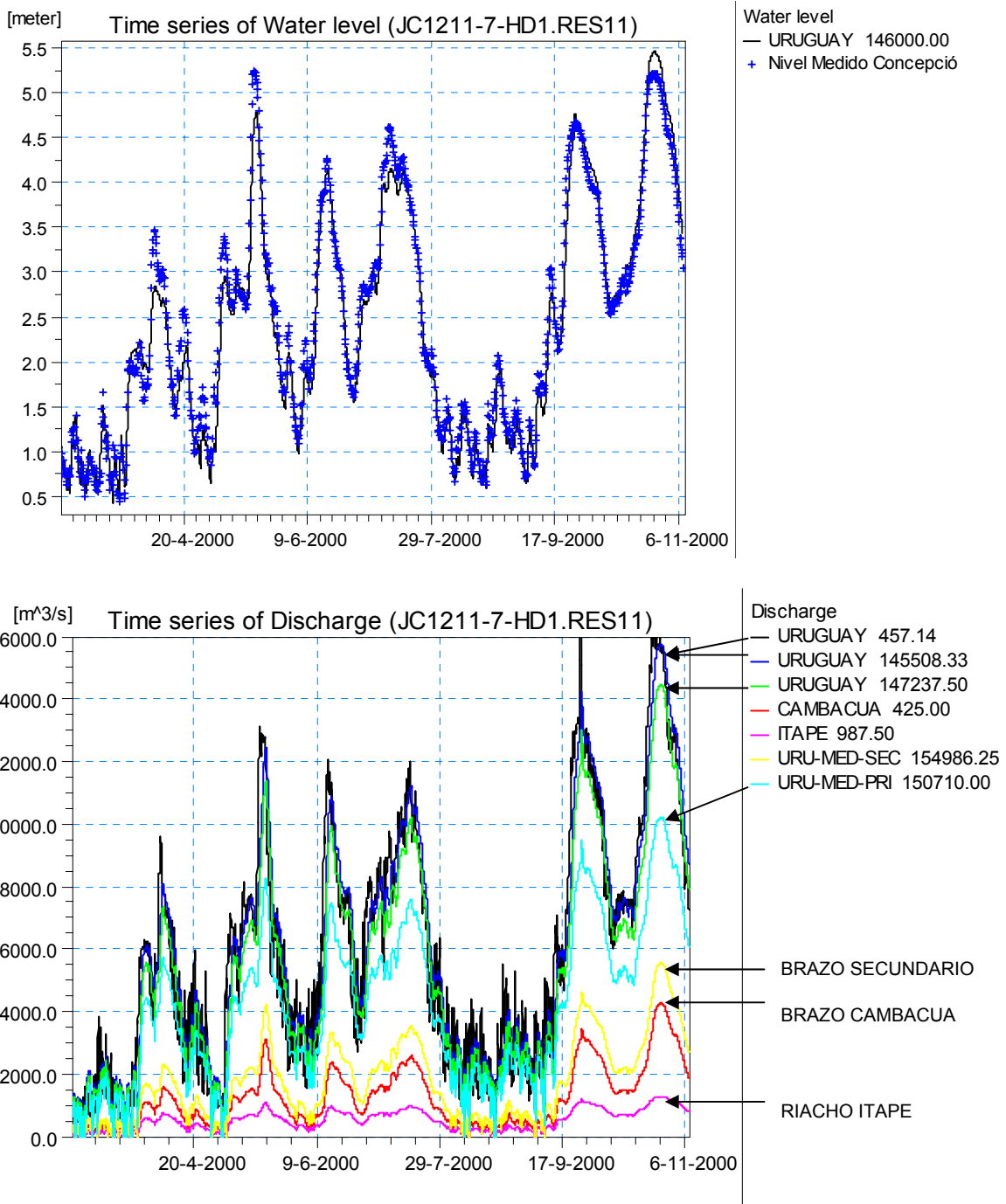
En la Figura N° 21 se muestra la variación del rH (mV) en distintos puntos de muestreo.

Los valores de rH obtenidos se encuentran en un rango comprendido entre 21 y 28 mV. Se obtuvieron valores de rH mayores para los puntos de muestreos realizados durante el mes de julio mientras que los menores valores se obtuvieron en el mes de mayo. Se puede concluir que el agua analizada corresponde a la categoría de aguas clarificadas (ver diagrama de contaminación), con una condición aeróbica de la misma.

3. Estudio de contaminación mediante modelación matemática

Durante el año 2000 se ha estudiado en detalle el impacto en la calidad de agua del brazo secundario del Río Uruguay (medida principalmente por la cantidad de bacterias coliformes) aguas abajo de la descarga cloacal de la ciudad de Concepción del Uruguay, considerando las pérdidas existentes que vierten al Arroyo de la China, afluente del Arroyo Itapé.

Se realizaron ajustes menores en las condiciones de rugosidad fluvial del modelo hidrodinámico para representar adecuadamente los niveles del río, apreciándose los resultados en las siguientes figuras.

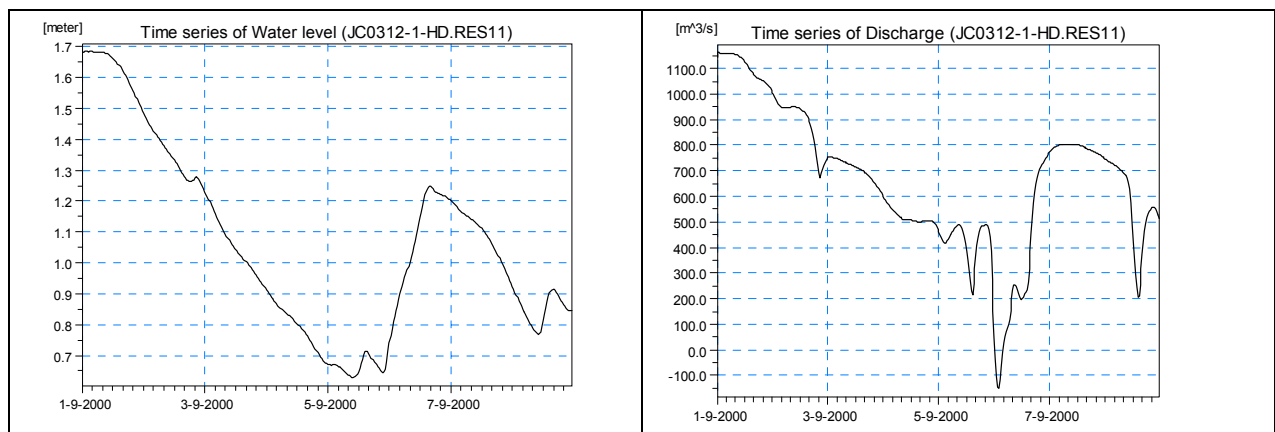


Caudales líquidos en puntos característicos del Río Uruguay en el año 2000

URUGUAY 457	Caudal erogado por la represa de Salto Grande
URUGUAY 145508	Río Uruguay Aguas Arriba del canal de acceso a Concepción del Uruguay (Riacho Itapé)
URUGUAY 147237	Río Uruguay Aguas Abajo del canal de acceso a Concepción del Uruguay (Riacho Itapé)
CAMBACUA 425	Brazo de conexión del cauce único del Río Uruguay con el brazo secundario
ITAPE 987	Riacho Itapé (frente a Concepción del Uruguay)
URU-MED-SEC 154986	Brazo Secundario del Río Uruguay aguas debajo de Concepción a la altura de la cloaca
URU-MED-PRI 150710	Brazo Principal del Río Uruguay aguas debajo de Concepción a la altura de la cloaca

Modelación Matemática Unidimensional en el Entorno de Concepción del Uruguay

Se seleccionó la campaña del 7 de setiembre en condiciones de aguas bajas y con influencia de marea previa a la medición para ajustar la modelación matemática. La marea combinada con un caudal fluvial bajo provocó una inversión de la corriente, el día anterior al muestreo. Las condiciones de niveles en Concepción (desembocadura A. de la China en Riacho Itapé) y de caudales en inmediaciones de la descarga cloacal fueron las siguientes:



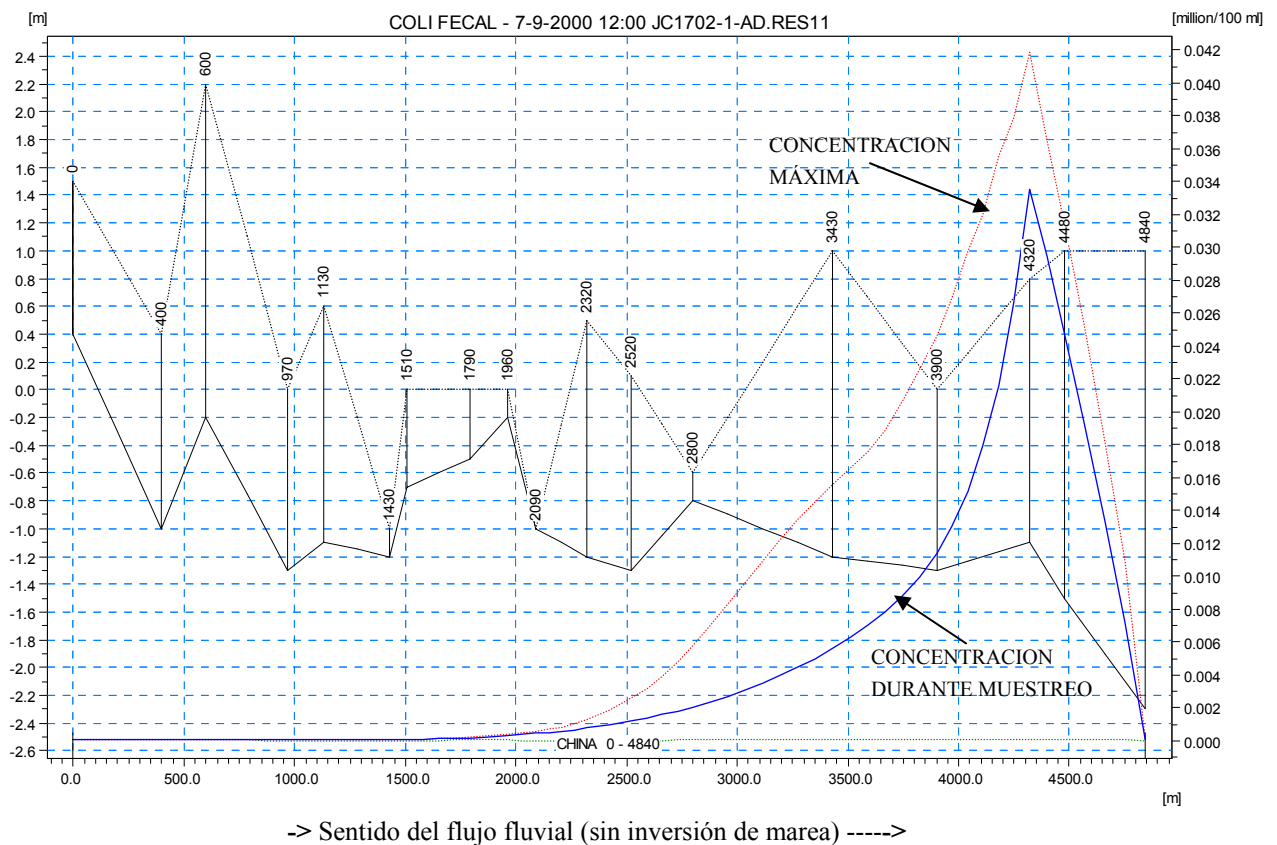
El ajuste del modelo para la evaluación de los coliformes consistió en modificar los coeficientes de dispersión y de decaimiento, así como seleccionar la concentración de coliformes en la descarga cloacal que, dentro del rango de valores medidos, permitiera obtener una buena correspondencia entre los datos medidos y los resultados simulados, tanto en forma unidimensional como bidimensional. Si bien la modelación bidimensional es simplificada dado que por razones presupuestarias no pudo adquirirse el modelo bidimensional MIKE 21 que permitiría resolver en forma detallada el campo de concentraciones, la misma resultó de gran utilidad para confirmar el ajuste unidimensional. Luego de haber efectuado los ajustes del modelo bidimensional en el brazo secundario con una concentración de coliformes en la cloaca de 2 Millones UFC, se realizó una simulación unidimensional con el Modelo MIKE 11 aplicando tal valor a la descarga cloacal en el Brazo Secundario y a la pérdida en el Arroyo de la China.

Las concentraciones medias en la sección transversal aguas debajo de cada descarga resultan de los siguientes órdenes de magnitud:

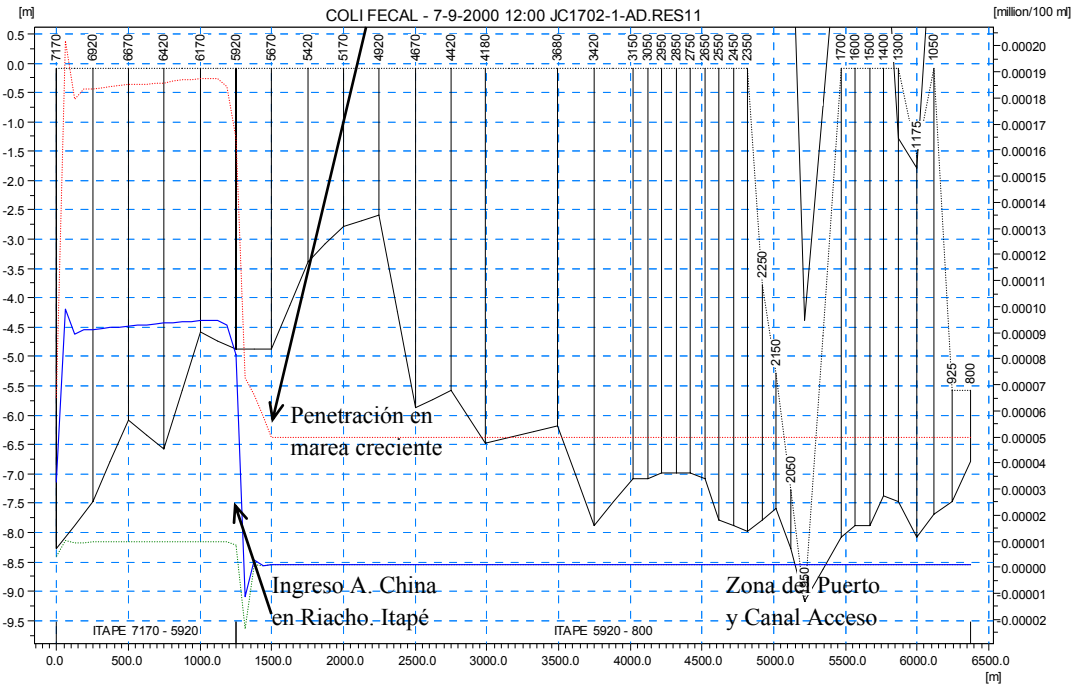
- ◆ Arroyo de la China: 10.000 / 30.000 UFC
- ◆ Arroyo Itapé: 100 UFC
- ◆ Brazo Secundario 200 UFC

Estos valores son más representativos de las condiciones medias en el cauce, y en el caso del brazo Secundario coinciden con los resultados promedio del modelo bidimensional para la misma condición de descarga. Los siguientes gráficos ilustran las concentraciones en el Arroyo de la China (la pérdida cloacal se ubica en la progresiva 4220), Arroyo Itapé (el punto de descarga del Arroyo de la China está en la progresiva 5920) y brazo secundario. La línea superior indica el valor de concentración máxima obtenido y la línea inferior el valor para la fecha de muestreo.

Las concentraciones que aparecen en el Arroyo de la China para progresivas menores a 4.200 m corresponden al ingreso hacia aguas arriba producido durante la inversión de corriente por la marea. Lo mismo sucede con las concentraciones máximas obtenidas en el Arroyo Itapé en unos 250 m aguas arriba de la descarga del Arroyo de la China. Se deduce que este efecto potencialmente puede hacer que las aguas contaminadas alcancen al balneario ubicado aguas arriba, en condiciones de estiaje del río y efecto de marea intenso (especialmente con vientos del sector sudeste).

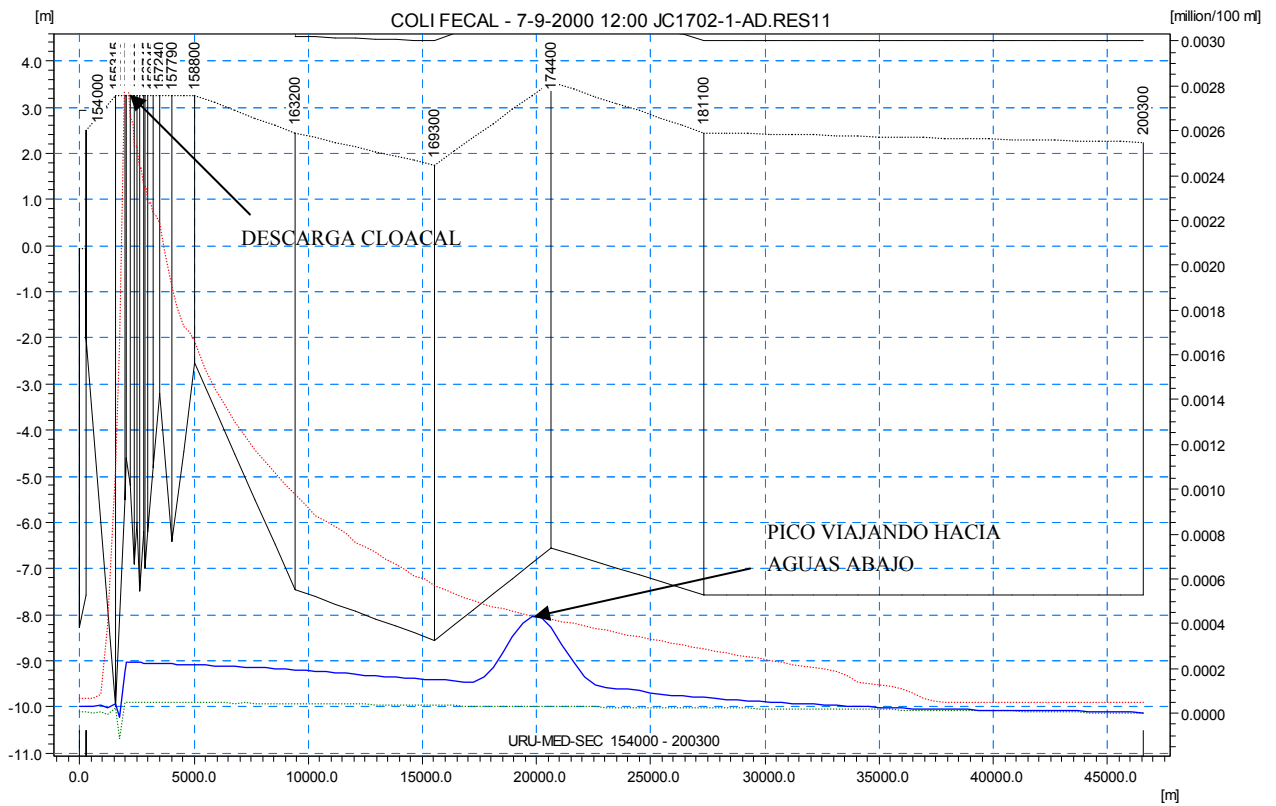


Concentraciones en el Arroyo de la China, hasta la desembocadura en el Arroyo Itapé.



← Sentido del flujo fluvial (sin inversión de marea) ←

En el brazo secundario, se aprecia el decaimiento de las concentraciones a lo largo del río. La línea inferior muestra un pico de concentración generado el día previo al muestreo (cuando el caudal se invirtió por la marea), que luego viaja hacia aguas abajo atenuándose por dispersión y decaimiento de coliformes.



-> Sentido del flujo fluvial (sin inversión de marea) ->

Estudio bidimensional simplificado de contaminación en el Brazo Secundario

Para la evaluación de la distribución espacial de la contaminación producida por la descarga cloacal de la ciudad de Concepción del Uruguay en el Brazo Secundario del Río Uruguay se aplicó un modelo matemático simplificado que resuelve la Ecuación de Convección - Dispersión Bidimensional en un flujo fluvial o de mareas

$$\frac{\partial C}{\partial t} + V \cdot \frac{\partial C}{\partial x} = E_x \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + E_y \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - K \cdot C + C_f \cdot \frac{q}{h}$$

donde:

x = eje alineado con el flujo del río

y = eje transversal

siendo:

C = Concentración (unidad arbitraria, para coliformes se considera NMP/100 ml o UFC)

V = Velocidad media del agua = $V_f + V_t \cdot \sin(2 \pi t / T)$ [m/s]

V_f = Componente uniforme (fluvial) de la velocidad

V_t = Componente armónica (mareológica) de la velocidad (en este caso = 0)

T = Período de la onda de marea (seg)

t = tiempo (seg)

E_x = Coeficiente de dispersión longitudinal [m^2/s]

E_y = Coeficiente de dispersión transversal [m^2/s]

K = coeficiente de decaimiento (reacción de primer orden) [1/seg]

C_f = concentración inicial de la descarga

q = caudal de descarga [m^3/s]

h = profundidad de agua [m]

y las condiciones de borde: $dC/dn = 0$ en los bordes sólidos

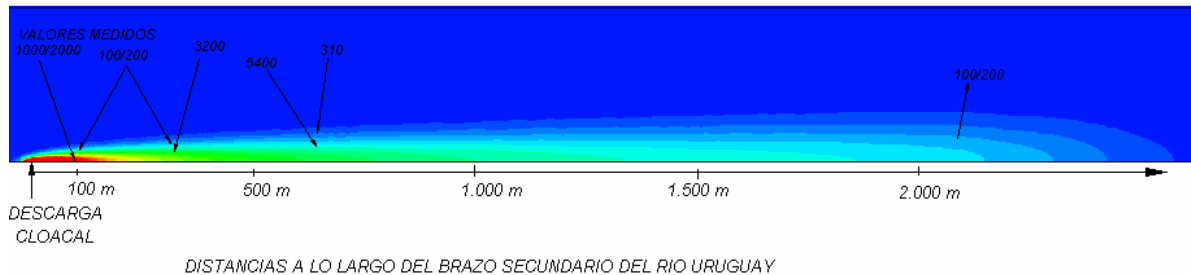
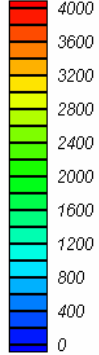
donde n el vector unitario normal al borde sólido (implica que no hay transferencia del contaminante a través de los bordes terrestres).

El modelo aplicado considera que el escurrimiento es bidimensional, por lo que la mezcla en profundidad es completa, la velocidad en el sentido x es invariante, y la profundidad del río es constante, por lo que se considerarán condiciones de cálculo típicas del área del brazo secundario del Río Uruguay, donde se realiza el vuelco.

El coeficiente de decaimiento de coliformes posee escasa influencia en los resultados en la zona analizada y se fijó en $7,6 \times 10^{(-6)}$ 1/seg, valor correspondiente a un $T_{99} = 7$ días según el análisis efectuado para el modelo MIKE 11.

Los coeficientes de dispersión se determinaron utilizando expresiones en función de la profundidad media y la velocidad del escurrimiento, así como el tipo de flujo fluvial, resultando $E_x = 4 m^2/s$. Se asume que $E_y = 10\% E_x = 0,4 m^2/s$. Se realizó un análisis de sensibilidad para verificar que el orden de magnitud aplicado es correcto. Los resultados obtenidos mediante la modelación para las condiciones de muestreo se presentan en la siguiente figura (considera 6.000 seg. luego del inicio de la descarga):

Coli. Fecal NMP/100ml : 1.667



Se puede apreciar que, dentro de las normales fluctuaciones experimentales, existe un acuerdo aceptable en los órdenes de magnitud de las concentraciones medidas y simuladas. Se han efectuado contrastes para la condición medida en diciembre de 2000 obteniéndose el mismo grado de ajuste.

Para simular la ocurrencia de la situación que se presentó el día anterior al muestreo, cuando de acuerdo a los resultados del modelo MIKE 11 se produjo una detención del flujo fluvial debido a la penetración de una onda de Marea Meteorológica desde el Río de la Plata, se realizó una simulación bidimensional con velocidad variable.

La condición simulada se corresponde con una corriente fluvial constante $UF = 0,2$ m/s y una corriente de "marea" variable sinusoidalmente, con amplitud $UT = 0,2$ m/s y período $T = 6.000$ segundos (para permitir la apreciación del fenómeno de anulación de la velocidad dentro del intervalo de simulación). El resultado obtenido muestra claramente el incremento de las concentraciones de coliformes que se produce en inmediaciones de la descarga y en un entorno de 100 a 200 m aguas arriba de la misma, en forma similar a lo observado en la simulación unidimensional.

4. Muestreo de calidad de Aguas en el Río Gualeguaychú y sus afluentes

Durante el año 2001 se efectuaron muestreos no sólo en Concepción del Uruguay sino también en el Río Gualeguaychú y sus afluentes, en los siguientes puntos: Arroyo El Cura (Laurel - Medio - Desembocadura); Río Gualeguaychú (18 Puntos a lo largo del curso, más un muestreo de tipo bidimensional intensivo en inmediaciones de la descarga del arroyo El Cura); Melgar (desagüe Planta de Tratamiento de Efluentes del Parque Industrial en una cañada) y Río Gualeyán. Se presentan a continuación resultados parciales del estudio en curso.

Además se contó con información de los siguiente puntos muestreados periódicamente por el Programa RIO VIDA:

- 1- "LA HORQUETA"
- 2- ARROYO GAITAN
- 3- PUNTA SUR
- 4- BALNEARIO MUNICIPAL NORTE
- 5- ARROYO EL CURA (Desembocadura)
- 6- DESTACAMENTO BOCA
- 7- BALNEARIO Solar Del Este
- 8- BALNEARIO Costa Azul

PH: RESULTADOS

MUESTREOS REALIZADOS POR EL PROGRAMA RIO VIDA

Los valores de pH obtenidos en todos los puntos de muestreo se encuentran dentro del rango establecido por la C.A.R.U. (6,5 - 9,0)

MUESTREOS REALIZADOS POR EL GRUPO GECRU.

No existe una diferencia significativa entre los diferentes valores de pH obtenidos encontrándose todos los puntos de muestreo dentro de lo establecido por la C.A.R.U. para uso recreacional y preservación de la vida acuática.

ALCALINIDAD RESULTADOS

MUESTREOS REALIZADOS POR EL PROGRAMA RIO VIDA

Los datos obtenidos se encuentran dentro del límite establecido por la C.A.R.U. Para uso 1 (abastecimiento público con tratamiento convencional) (500mg/l de CoCa_3); el rango de los valores registrados se encuentra entre 64 a 212mg/l.

MUESTREOS REALIZADOS POR EL GRUPO GECRU.

Los valores de alcalinidad se encuentran dentro del límite establecido con un valor máximo de 232 mg/l de CoCa_3 obtenido en julio en el Arroyo El Cura - Desembocadura, y otro de 340 mg/l obtenido en agosto en el Arroyo El Cura - Laurel, cercano al vuelco cloacal.

OXIGENO DISUELTO RESULTADOS

MUESTREOS REALIZADOS POR EL PROGRAMA RIO VIDA

En general, los valores de O.D encontrados no cumplen el mínimo establecido por la C.A.R.U. (5 mg/l) para uso básico.

MUESTREOS REALIZADOS POR EL GRUPO GECRU.

En los dos muestreos realizados se encontraron niveles muy variados de O.D que van de 0,0 mg/l a 12,0 en los puntos de Arroyo El Cura y Pta. Del Sol respectivamente. Por lo tanto se observa que se cumple el mínimo establecido por la C.A.R.U. en todos los puntos del Río Gualeguaychú mientras que el Arroyo El Cura es anóxico.

AMONIO RESULTADOS

MUESTREOS REALIZADOS POR EL PROGRAMA RIO VIDA

Los niveles de amoníaco superan el límite establecido por la CARU (0,025 mg/l de NH₄) en todos los puntos de muestreo, siendo el mínimo de concentración de 0,10 mg/l.

MUESTREOS REALIZADOS POR EL GRUPO GECRU.

En general se observa que los niveles de amoníaco en el Río Gualeguaychú superan lo establecido por la C.A.R.U. (son sistemáticamente superiores en un orden de magnitud), y en los tres puntos de muestreo del Arroyo El Cura los valores son muy elevados llegando hasta 104 mg/l en el mes de julio y a 270 mg/l en agosto.

NITRATOS Y NITRITOS RESULTADOS

MUESTREOS REALIZADOS POR EL PROGRAMA RIO VIDA

Teniendo en cuenta el límite establecido por la C.A.R.U para **nitratos** NO₃- (10 mg/l) para aguas destinadas a uso básico, y los establecidos por la AWWA para **nitritos** NO₂- (1,0 mg/l) para el mismo uso, concluimos en que los niveles de estos compuestos nitrogenados se encuentran por lo general por debajo de los valores fijados.

MUESTREOS REALIZADOS POR EL GRUPO GECRU.

Según los datos obtenidos, tanto los niveles de nitratos como los de nitritos se encuentran dentro de los límites establecidos por C.A.R.U., excepto para las muestras de Melgar en el mes de julio (nitritos 5 mg/l y nitratos 12 mg/l) y para el Arroyo El Cura - Desembocadura (nitritos 8,20 mg/l y nitratos 4 mg/l).

CLORUROS RESULTADOS

MUESTREOS REALIZADOS POR EL PROGRAMA RIO VIDA

Los datos obtenidos muestran valores de cloruros cuyo rango se encuentra entre 16 y 47 mg/l. Teniendo en cuenta el límite establecido por la C.A.R.U. (250 mg/l de cloruros) para el uso 1, los niveles de cloruros están dentro de los parámetros establecidos.

MUESTREOS REALIZADOS POR EL GRUPO GECRU.

Los niveles de cloruros medidos son muy bajos y se encuentran en un rango entre 0,02 y 18 mg/l. con excepción de los tres puntos tomados del Arroyo El Cura, en donde los niveles medidos son de 780 y 560 mg/l en el mes de julio y de 50 mg/l en el mes de agosto, superando ampliamente los parámetros establecidos.

COLI-FECALES RESULTADOS

Según las disposiciones de la C.A.R.U. los coliformes fecales no deberán exceder para el uso 1 una media logarítmica de 2000/100 ml. y para el uso 2 200/100 ml. Para cada uso los valores de 5.000 y 500 no deben ser superados en mas del 20% de las muestras.

MUESTREOS REALIZADOS POR EL PROGRAMA RIO VIDA

Los valores obtenidos muestran que el número de coliformes fecales se encuentra dentro de lo establecido por la C.A.R.U. para Uso 1 en la mayoría de los puntos de muestreo, en un rango que va de los 60 a 2400 UFC, exceptuando el punto de el Arroyo El Cura donde se encuentra un máximo de 24.000.000 UFC de coliformes fecales. Se puede apreciar que en ciertas ocasiones el Río Gualeguaychú presenta niveles de colifecales por encima del permitido para actividades recreativas incluso en áreas de Balnearios.

MUESTREOS REALIZADOS POR EL GRUPO GECRU.

Los datos obtenidos muestran que los niveles pueden encontrarse dentro de lo establecido como sucede en el muestreo del mes de julio mientras que en otros momentos están fuertemente por encima como en agosto, cuando se registraron sistemáticamente valores del orden de los 1.000 UFC . Se observa en los puntos de muestreo del Arroyo El Cura (especialmente en el laurel) niveles elevados de coliformes fecales con un máximo de 3,5 Millones UFC en el mes de agosto, excediendo los límites establecidos para los usos 1 y 2.

REDOX RESULTADOS

La interpretación de los valores de potencial redox se presentó en forma gráfica para Concepción del Uruguay, brindando estimaciones cualitativas de calidad de agua.

MUESTREOS REALIZADOS POR EL GRUPO GECRU

Los datos obtenidos muestran valores de rH variables entre 19 y 22 en el Río Gualeguaychú (aguas brutas normales), con mínimos de 13,6 en cercanías de la desembocadura del Arroyo El Cura (aguas sépticas), 16,8 en Melgar (la descarga del parque Industrial se acerca a aguas sépticas), y valores muy bajo en el Arroyo El Cura rH de 4 a 6,5 en Julio y cerca de 15 en Agosto, lo cual indica que las aguas de este arroyo se convierten en nauseabundas, por efecto de la descarga cloacal.

5. Modelación de la Calidad de Aguas en el área de la Ciudad de Gualeguaychú

Se realizó una modelación matemática del Río Gualeguaychú y sus afluentes, Arroyo del Cura (donde se efectúa la descarga cloacal) y Arroyo Gualayán (al cual descarga la cañada donde se vierten los efluentes del parque Industrial), para la fecha del primer muestreo y los días previos, con los siguientes parámetros principales preliminares:

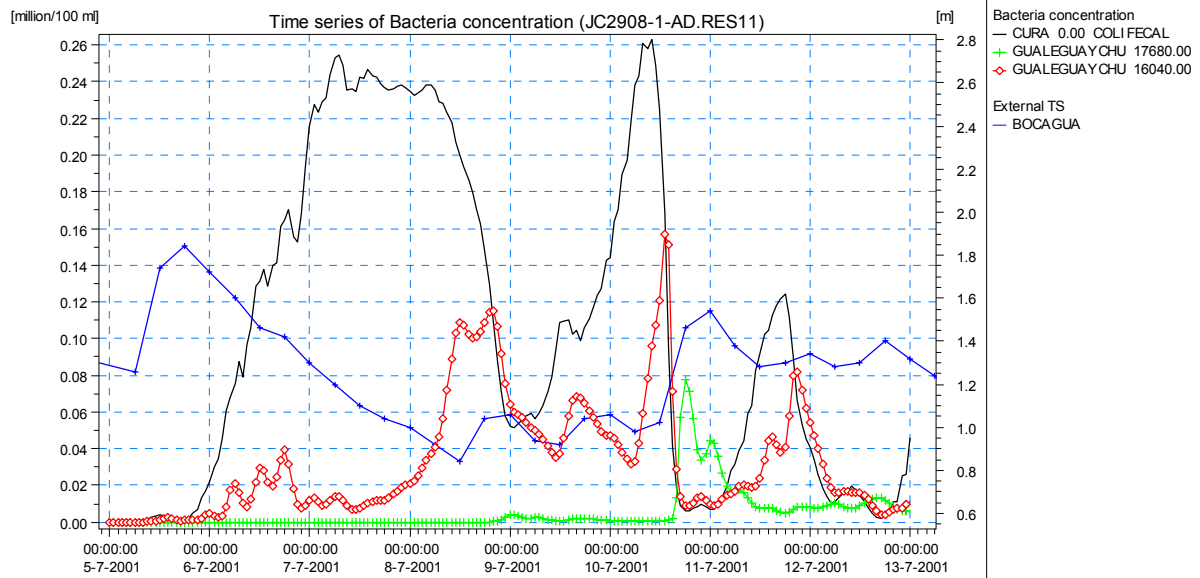
Caudal Cloaca: 0,35 m³/s - Colifecales = 20 Millones (valor máximo RIO VIDA),
Cañada (Melgar), Caudal máximo 0,05 m³/s (aprox. 200.000 lt/hr), Colifecales = 100.000

La concentración calculada en el Río Gualeguachú resultó relativamente baja para la condición de muestreo en relación con la que se alcanzó en días anteriores, pero su orden de magnitud (miles de UFC) es muy superior al medido en esa oportunidad (decenas y cientos de UFC).

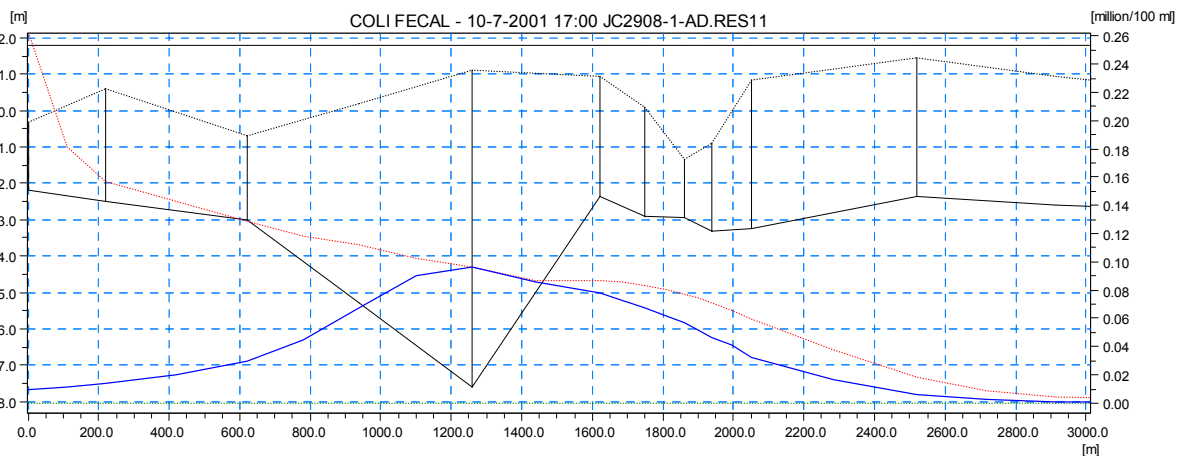
Ello significa que la concentración en la descarga en la fecha de muestreo habría sido inferior a la adoptada (valor medido > 1.000.000 UFC).

Los valores medidos por RIO VIDA, variables entre cientos y decenas de miles de Bacterias Colifecales, muestran la variabilidad natural en función de las variaciones en la descarga cloacal, el caudal fluvial y la influencia de la marea.

Los resultados de la Concentración de bacterias Coliformes Fecales en el Río Gualeguaychú permiten visualizar el avance de la contaminación hacia aguas arriba:

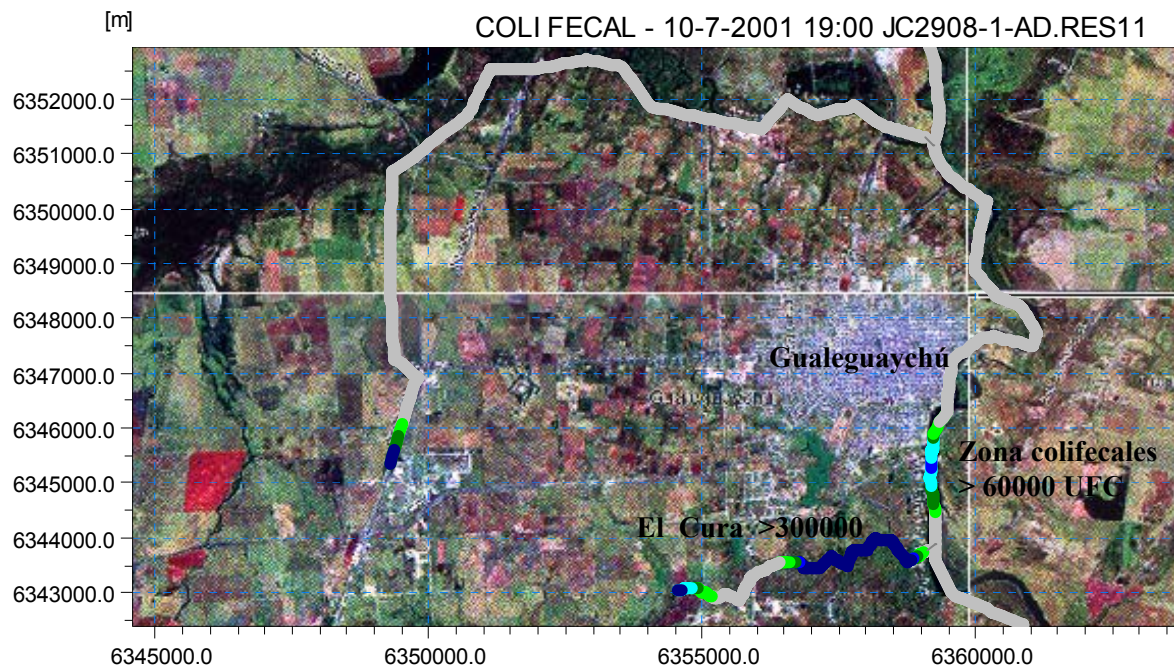


Cronología de los días previos al muestreo. Cura 0 = desembocadura del A. del Cura / Río Gualeguaychú
 17.680 = 2 km aguas arriba del Cura / 16040 = inmediatamente aguas arriba del Cura BOCAGUA= nivel del Río Uruguay en destacamento Boca del Gualeguaychú (escala derecha)



Perfil longitudinal de concentraciones aguas arriba del Cura (línea llena, escala derecha). Línea punteada= envolvente de valores máximos. Progresiva 0 = Punto de ingreso del A. El Cura al Río Gualeguaychú

Penetración al área periurbana por marea creciente en días previos al muestreo.



Vista en Planta de la concentración de Coliformes según código de colores en el momento de avance del agua con mayor grado de contaminación cloacal hacia la ciudad de Gualeguaychú, debido a marea creciente.

6. CONCLUSIONES SOBRE LA CALIDAD DE AGUA

Los resultados obtenidos para el área de Concepción del Uruguay nos permiten sugerir que:

- a) El tramo con mayor compromiso de la calidad de aguas es el correspondiente al Arroyo de La China debido a las diferentes pérdidas existentes a lo largo del conducto cloacal (desborde en tapa de cámara y roturas en los sifones). Uno de los parámetros de calidad de agua más comprometido en el área es el correspondiente a la contaminación bacteriológica.

Otros parámetros superan sólo puntualmente en cercanías del sifón los niveles Guía fijados por la CARU para el uso 4 (Básico) y se requeriría una mayor cantidad de muestreos para establecer su comportamiento con mayor precisión. En general, las condiciones son más desfavorables a menores caudales en el Río Uruguay.

Si bien esta descarga se vuelca en el riacho Itapé, debido a que el factor de dilución es significativo el impacto es mucho menor, aunque se debe tener en cuenta que uno de los resultados principales obtenidos mediante el modelo MIKE 11 es que el agua contaminada adyacente a la costa podría alcanzar el balneario ubicado aguas arriba, en caso de ocurrencia de sudestadas (mareas meteorológicas) concurrentes con caudales bajos o normales del río Uruguay.

La mitigación del deterioro de la calidad de aguas de estos cursos puede obtenerse efectuando las reparaciones necesarias en dicho conducto.

- b) La mayoría de los parámetros fisicoquímicos analizados en el brazo secundario se encuentran dentro del rango establecido por la CARU para el Uso 4 (Básico). Por otro lado, el número de coliformes fecales se encuentra también dentro de los límites establecidos con la excepción del muestreo a 10 metros de la costa, que puede correlacionarse con la proximidad de la descarga cloacal. Finalmente, teniendo en cuenta los estudios de modelación matemática efectuados podemos concluir que el efecto de la descarga cloacal sobre este cauce de agua (brazo Secundario) es escaso ya que incrementa la concentración media de colifecales en el orden de 200 UFC/100 ml. Sin embargo, es importante puntualizar que existe un gradiente transversal importante, que hace que en las cercanías de la costa se lleguen a superar los niveles guías para uso recreacional (5000 UFC/100 ml.), por esta razón sería conveniente señalar la zona de descarga para conocimiento de quienes puedan realizar actividades náuticas en contacto directo con el agua.

En el área de Gualaguaychú los problemas de calidad de agua parecen ser más intensos debido al menor caudal de dilución, encontrándose en ocasiones gran parte del área perirurbana con concentraciones de bacterias coliformes por encima de los estándares para actividades recreativas. El programa de estudios en curso tratará de determinar las fuentes de contaminación y sugerir las acciones para su mitigación.

REFERENCIAS

1. American Public Health Association (APHA). 1992. Standard Methods of Water and Wastewater. 18th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation publication. APHA, Washington D.C.
2. American Water Works Association (AWWA). 1990. Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies. 4th ed. McGraw-Hill,
3. AWWA. 1990a. *Water Quality and Treatment*, McGraw-Hill, Inc.
4. Bordner, R. and J. Winter. 1978. *Microbiological Methods for Monitoring the Environment: Water and Wastes*, EPA/600/8-78/017.
5. Cabelli, V. J. 1983. *Health Effects Criteria for Marine Recreational Waters*. USEPA, Cincinnati, OH. EPA 600/1-80-031
6. Connell, D.W., G.J. Miller. 1984. *Chemistry and Ecotoxicology of Pollution*. John Wiley & Sons, NY.
7. Craig, J.R., D.J. Vaughan, and B.J. Skinner. 1988. *Resources of the Earth*. Prentice-Hall: Englewood Cliffs, NJ.
8. Dufour, A. P. 1984. *Health Effects Criteria for Fresh Recreational Waters*. USEPA, Cincinnati, OH. EPA 600/1-84-004
9. Dunne, T., and L.B. Leopold. 1978. *Water in Environmental Planning*. W.H. Freeman and Company, NY.
10. Francy, D. S., D. N. Myers, and K. D. Metzker. 1993. *Escherichia coli* and Fecal-Coliform Bacteria as Indicators of Recreational Water Quality. U. S. Geological Survey. Water-Resources Investigations Report 93-4083, Columbus, Ohio
11. Gaudy, A. F. and E. T. Gaudy. 1980. *Microbiology for Environmental Scientists and Engineers*, McGraw-Hill Book Co.
12. Holtan, H., L. Kamp-Nielson, and A.O. Stuanes. 1988. Phosphorus in sediment, water, and soil: an overview. *Hydrobiologia* 170:19-34.
13. Kubek, P.B., and P.D. Robillard. 1990. *Drinking Water Solutions 2.0: Computer Information System*. Pennsylvania State University Department of Agricultural and Biological Engineering., University Park, PA.
14. Maki, A.W., D.B. Porcella, and R.H. Wendt. 1983. The impact of detergent phosphorus bans on receiving water quality. *Water Res.* 18(7):893-903.

15. McCabe, J.M., and C.L. Sandretto. 1985. Some Aquatic Impacts of Sediment, Nutrients, and Pesticides in Agricultural Runoff. Publication No. 201. Limnological Research Laboratory, Dept. of Fisheries and Wildlife, Michigan State University.
16. Morgan, J.J., and W. Stumm. 1981. Aquatic Chemistry. John Wiley & Sons, NY.
17. Mueller, J.A., and R.V. Thomann. 1987. Principles of Surface Water Quality Modeling and Control. Harper & Row Publishers, NY.
18. Paerl, H.W. 1993. Emerging role of atmospheric deposition in coastal eutrophication: biogeochemical and trophic perspectives. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 50:2254-2269.
19. Smith, R.L. 1990. Ecology and Field Biology. 4th ed. Harper Collins Publishers, NY.
20. Straub, C.P. 1989. Practical Handbook of Environmental Control. CRC Press, Inc., Boca Raton, FL.
21. Tchobanoglous, G. 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse. McGraw-Hill, Inc., New York.
22. USEPA. U.S. Environmental Protection Agency. 1979. Water-related fate of 129 priority pollutants. U.S. EPA Publication 440/4-79-029a. U.S. Gov. Print. Office: Washington, D.C.
23. USEPA. U.S. Environmental Protection Agency. 1986. *Ambient Water Quality Criteria for Bacteria - 1986*. EPA 440/5-84-002
24. USEPA. U.S. Environmental Protection Agency. 1988a. *Water Quality Standards Criteria Summaries: A Compilation of State/Federal Criteria*. EPA 440/5-88-007
25. USEPA. U.S. Environmental Protection Agency. 1988b. *Water Quality Standards Summaries*. EPA 440/5-88-031
26. USEPA. U.S. Environmental Protection Agency. 1991a. Agricultural Activities and the Federal Section 404. EPA: Boston, MA. May be available through EPA Wetlands Hotline. 1-800-832-7828.

**ANEXO: MUESTREO DE PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS
Y BACTERIOLÓGICOS - TABLAS Y FIGURAS**

MUESTREO DEL 10 DE MAYO DE 2000 (Las posiciones con números corresponden al muestreo bidimensional del brazo Secundario)

Posición de Muestra	PH	Alcal mg/l	O. d. mg/l	NH4+ mg/l	NO2- mg/l	NO3- mg/l	PO4-3 mg/l	Redox	rH mV	Cl- mg/l	DBO mg/l	FECALES UFC/100ml	TOTALES UFC/100ml
7	6,94	39	8,5	0,1	2,5	2,4	0,54	248	22,43	20	1,4	5.800	Crec.difuso
8 s	7,21	36	8,7	0,03	10	1,9	0,32	253,5	23,16	10	1,4	105	850
8 i	6,09	33	8,7	0,17	10	1,2	0,71	252,7	20,89	10	8,2	360	1.600
9 s	6,7	34	8,7	0,01	2	1,2	0,36	262,5	22,45	10	1,6	160	660
9 i	7,57	39	8,5	0,08	5	2,2	0,56	246	23,62	20	1,7	110	580
10 s	7,38	40	8	0,02	1	0,8	0,55	245,4	23,22	40	7,6	14.500	Crec.difuso
10 i	6,9	37	8,7	0,14	0	1,8	0,22	154,9	19,14	10	1,7	29.700	Crec.difuso
11 s	6,9	35	8,9	0,45	4	1,1	0,54	254,5	22,58	10	6,3	280	1.300
11 i	6,24	36	8,7	0,07	0	1	0,69	252,9	21,20	20	8,3	100	670
12 s	6,67	34	8,3	0,09	0	0	0,94	250,5	21,98	20	6,9	18.400	Crec.difuso
12 i	6,61	44	8,8	0,12	1	1,8	0,36	245	21,67	20	2,1	16.000	Crec.difuso
13 s	7,63	35	9,4	0	0	2,4	0,26	250,5	23,90	20	2,1	150	520
13 i	6,59	35	9	0,19	2	1,1	0,09	254	21,94	10	2,7	180	860
14	6,75	35	8,4	0,16	3	1,7	0,33	252,6	22,21	20	1,4	210	890
15	7,62	40	8,9	0,04	3	1,9	0,44	246,3	23,73	20	2,4	11.500	Crec.difuso
16	6,43	38	8,2	0,21	2	0,7	0,57	250,8	21,51	30	1,1	130	690
17	6,67	37	8,7	0,22	14	1,7	0,58	251,7	22,02	20	1,4	110	1.500
18	6,4	40	8,7	0,01	7	2,3	0,66	244,5	21,23	20	8,4	1.000	4.200
19	6,33	36	8,3	0,07	2	0	0,56	250,4	21,29	20	3,8	180	990
20	6,98	30	8,9	0,27	3	0,4	0,46	251,3	22,63	10	1,8	970	2.500
21	6,48	30	8,9	0,1	2	1,2	0,83	246,1	21,45	20	3,7	80	330
A	6,87	44	8,8	0,6	5	1,5	0,54	255	22,53	30	8,2	520	2.500
B	6,56	38	8,8	0,17	7	2,4	0,99	247,5	21,65	20	3,3	33.000	Crec.difuso
C	7,22	42	8,1	0,3	3	1,2	0,37	245,3	22,90	20	1	360	2.100
D	7,32	36	8,6	0	2	1,3	0,76	253,9	23,40	10	0,7	150	740
F	6,98	37	8,7	0,24	3	0,9	0,37	249,2	22,55	20	3,6	200	830
H	6,83	38	8,7	0,05	1	1,2	0,05	254,1	22,42	20	1	145	930
I	6,78	34	9,3	0	0	0,5	0,52	244,7	22,00	30	3	110	430

MUESTREO DEL 05 DE JULIO DE 2000 (Las posiciones con números corresponden al muestreo bidimensional del brazo Secundario)

Posición de Muestra	pH	Alcal mg/l	O. d. mg/l	NH4+ mg/l	NO2- mg/l	NO3- mg/l	PO4-3 mg/l	Redox	rH mV	Cl- mg/l	DBO mg/l	FECALES UFC/100 ml	TOTALES UFC/100 ml
7	7,71	35	8,3	0,2	30	0,6	0,92	344	27,282	10	1,5	100	410
8 i	7,64	36	8,5	0,19	11	0,8	0,75	336	26,866	20	1,7	168	630
8 s	7,80	34	9,1	0,38	22	1,5	0,58	362	28,083	30	2,1	133	280
9 i	7,69	43	8,5	0,39	17	1,1	0,6	315	26,242	20	5,2	2.100	11.000
9 s	7,77	36	8,4	0,22	25	1,7	0,73	330	26,919	20	2,7	240	1.100
10 i	7,73	42	9,5	0,27	24	1,7	0,5	317	26,391	10	1,3	< 10	130
10 s	7,57	35	9,4	0,33	15	2	0,61	343	26,968	10	1,3	< 10	60
11 i	7,72	32	8,9	0,26	13	1,3	0,74	346	27,371	30	1,2	< 10	250
11 s	7,63	32	9,1	0,28	17	1,1	0,56	360	27,674	20	1,2	< 10	220
12 i	7,53	34	8,9	0,3	20	1,2	0,58	337	26,681	10	1	< 10	250
12 s	7,74	34	8,5	0,45	21	1,6	0,74	351	27,583	10	3,6	9.500	37.000
13 i	7,72	34	9,3	0,22	27	1,2	0,73	329	26,785	20	1	< 10	190
13 s	7,75	36	9,1	0,17	25	1,8	0,73	348	27,5	10	5,4	1.925	8.500
14	7,73	35	9,1	0,28	10	1,8	0,53	336	27,046	10	1,3	< 10	180
15	7,66	41	9	0,21	15	2	0,65	323	26,458	10	3,6	240	960
16	7,60	32	8,4	0,15	17	1,6	0,75	351	27,303	20	1,7	100	260
17	7,65	35	8,7	0,21	22	0,6	0,42	340	27,024	20	1,1	< 10	320
18	7,72	32	8,9	0,17	7	2,2	0,7	349	27,474	20	1,2	< 10	360
19	7,80	34	9	0,49	12	2,1	0,73	351	27,703	20	1	< 10	210
20	7,74	37	8,6	0,45	23	1,5	0,66	349	27,514	20	1,9	290	1.500
21	7,69	34	8,7	0,27	6	2,1	1,2	360	27,794	30	1,6	23	210
A	7,48	40	8,1	0,4	4	1,8	0,73	321	26,029	20	1	< 10	220
B	7,63	39	8,3	0,31	22	1,4	0,61	344	27,122	30	3,1	3.700	6.500
C	7,62	38	8,8	0,43	29	1	0,31	310	25,93	10	1,1	< 10	160
D	7,73	34	9,1	0,19	16	1,6	0,89	350	27,529	20	1,2	48	250
E	7,50	42	8,7	0,3	28	1,6	0,84	326	26,241	10	1,5	100	560
F	7,69	34	9	0,25	24	0,3	0,51	313	26,173	20	2,8	228	1.400
G	7,68	35	8,8	0,13	33	1	0,53	334	26,877	10	0,8	< 10	180
H	7,58	35	9	0,11	14	0,9	0,43	324	26,332	10	1,3	68	290
I	7,57	35	9,3	0,25	19	0,8	0,65	346	27,071	20	1,2	< 10	100
J	7,63	35	8,4	0,15	5	1,3	0,42	351	27,363	60	1,5	100	260
	7,70	30	9,1	0,05	7	1,4	0,51	349	27,434	30	1,3	100	320
	7,68	38	8,4	0,15	36	0,6	0,63	319	26,36	20	1,6	40	230

MUESTREO DEL 07 DE SEPTIEMBRE DE 2000

Posición de muestra	pH	Alcal mg/l	O. d. mg/l	NH4+ mg/l	NO2- mg/l	NO3- mg/l	PO4-3 mg/l	Redox	rH mV	Cl- mg/l	DBO mg/l	FECALES UFC/100 ml
7	7,9	44	8,9	1	5	< 0.5	0,1	252	24,49	10	0,6	170
8s	7,9	38	9,4	1	< 0.05	1,4	1,53	254,8	24,59	8	0,6	60
8i	7,7	40	9,2	< 0.02	1	2,9	0,92	235,5	23,52	8	0,6	180
9s	7,9	40	8,9	< 0.02	< 0.05	0,6	0,65	243,4	24,19	10	0,7	680
9i	7,8	37	10	< 0.02	4	2,5	1,33	253,5	24,34	10	1,4	420
10s	7,9	43	9,2	3	< 0.05	1,1	0,3	244,9	24,24	7	0,9	1.010
10i	7,8	32	9,8	< 0.02	12	1,7	0,78	253,5	24,34	9	1,6	1.970
11s	7,5	38	9,4	< 0.02	2	2,2	0,83	222,9	22,69	7	1,7	105
11i	7,8	40	9,8	4	2	0,5	0,79	253,1	24,33	9	1,2	180
12s	7,3	34	9,5	1	8	2,1	0,9	216,8	22,08	10	0,8	590
12i	7,6	40	12	<0.02	<0.05	1,5	0,7	246,3	23,69	10	4,1	2.860
13s	7,8	43	9,4	1	13	2	0,42	253,5	24,34	8	0,9	120
13i	7,8	37	10,1	1	7	< 0.5	0,66	254,1	24,36	11	1,8	10
14	7,9	40	9,4	< 0.02	10	1,1	0,7	254,8	24,59	9	0,6	10
15	7,8	49	8,9	2	4	1,4	0,52	252,5	24,31	13	5,6	3.200
16	7,8	38	9	< 0.02	6	0,6	0,48	248	24,15	10	0,9	40
17	7,6	38	8,2	< 0.02	7	1,8	0,38	233,1	23,24	9	5,7	5.440
18	7,8	42	7,5	1	< 0.05	<0.5	0,18	250,2	24,23	12	0,7	310
19	7,8	46	9,4	< 0.02	1	<0.5	0,37	248,1	24,16	8	0,8	160
20	7,8	37	8,6	< 0.02	4	< 0.5	0,57	254,5	24,38	23	1,2	100
A	7,6	41	6,2	2	3	3,7	1,75	235,2	23,31	17	2,1	250
B	7,6	80	6,7	2	8	< 0.5	1,27	243,7	23,60	11	1,9	1.120
C	7,8	49	9,4	< 0.02	< 0.05	0,8	1,1	238,3	23,82	7	2,1	1.820
D	7,8	42	8,9	2	1	1,1	0,48	249,9	24,22	6	0,7	200
E	7,8	42	8,5		2	< 0.5	0,55	238,5	23,82	8	0,7	70
F	7,8	42	9	2	< 0.05	< 0.5	0,4	246,4	24,10	9	0,6	200
G	7,8	39	8,7	< 0.02	20	1,6	0,51	228,4	23,48	8	0,7	< 10
H	7,9	40	9,6	< 0.02	7	1,6	0,45	252,4	24,50	8	1,3	220
I	7,8	39	9,7	< 0.02	12	< 0.5	0,51	248,1	24,16	9	0,9	330
J	7,9	38	9	1	5	< 0.5	0,37	252,1	24,49	8	0,7	60
K	7,2	330	1,2	29	44	12,1	6	-320	3,37	68	890	1.200.000
L	7,9	38	9,1	1	3	2	0,4	246	24,28	7	0,6	250

MUESTREO ARROYO LA CHINA: 04 DE JULIO DE 2001

N° muestra	pH	Alcal mg/l	O. d. mg/l	NH4+ mg/l	NO2- mg/l	NO3- mg/l	PO4-3 mg/l	Redox	rH mV	Cl- mg/l	DBO mg/l	FECALES UFC/100 ml
M1	7,6	350	7,0	<0.02	< 0.05	1	0,05	200,6	22,12	12	1	20
M2	7,7	307	8,0	< 0.02	< 0.05	1,4	0,29	208	22,57	12	1,6	20
M3	7,3	230	6,7	0,3	0,1	1,5	0,28	229,6	22,52	21	1,3	N.O.
M4	6,9	47	7,2	17	0,5	< 1	0,86	250,5	22,44	4	3,4	2.400
M5	6,8	52	8,3	7	0,4	< 1	0,96	246,3	22,09	5	4,4	6.700
M6	7,1	37	9,2	5	0,4	< 1	0,84	235,6	22,32	5	2,3	860
M7	7,1	28	8,8	7	0,8	1	0,89	241,1	22,51	2	0,9	420
M8	7,5	30	9,2	0,08	0,03	< 1	0,36	229,6	22,92	1	1,3	460

Muestra N°

- 1.- Ruta 14 Nueva
- 2.- Ruta 14 Vieja
- 3.- Camino Puente de hierro.
- 4.- A
- 5.- B
- 6.- C
- 7.- D
- 8.- F

RELEVAMIENTO 12 DE JULIO DE 2001 RIO GUALEGUAYCHU

hora inicio: 14:15		Hora Fin 17:15		Profundidad 1,5m		pH	Alcal	O.D.	NH4+	NO2-	PO4-3	Redox	Cl-	rH	NO3-	Fecales
Pto	Muestra	Cond.Critica		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mV	mg/l	UFC/100ml
1	Torres Alta Tensión			7,1	92	5,2	15,00	0,07	0,80	236,2	12,0	22,34	4,0	10,0		
2	Arr. El Cura - Laurel	*		7,3	135	0,0	104,00	0,02	2,70	-308,0	780,0	3,98	< 1	> 1000000		
3	Arr. El Cura - Medio	*		7,2	232	0,0	100,00	0,02	2,70	-289,8	560,0	4,41	<1	750.000		
4	Arr. El Cura - Desemb.	*		7,3	210	0,0	74,00	0,02	2,30	-234,0	560,0	6,53	<1	730		
5	200m Ag. Arriba-islote Martín-Club Yacare Ch.			7,6	98	8,3	18,00	0,07	1,33	-47,0	22,0	13,58	2,0	10		
6	Frigorífico			7,7	105	7,8	3,00	0,08	1,28	126,5	18,0	19,76	2,0	8		
7	Pueblo Nuevo (B. Munic. Sur)	*		7,6	98	9,4	2,00	0,10	0,98	132,6	16,0	19,77	3,0	600		
8	Arr.Munilla			7,7	98	10,2	0,27	0,10	1,26	125,8	16,0	19,74	3,0	40		
9	Puerto			7,7	104	9,6	1,00	0,09	0,65	129,6	16,0	19,87	3,0	20		
10	Baln. Municipal			7,8	117	9,3	2,00	0,08	0,45	137,1	16,0	20,33	3,0	8		
11	Costa Azul			7,0	117	10,9	0,17	0,05	0,66	135,2	16,0	18,66	3,0	20		
12	Solar del Este			7,4	117	7,2	0,21	0,05	0,56	136,6	16,0	19,51	3,0	9		
13	Punta Sur			7,5	123	10,1	0,21	0,05	0,33	141,2	16,0	19,87	3,0	17		
14	Rubel (M. D. Cabañas)			7,7	124	8,0	0,09	0,03	0,14	143,8	16,0	20,36	3,0	10		
15	Costa Alegre			7,8	128	10,3	0,10	0,02	0,15	140,3	16,0	20,44	3,0	8		
16	Gaitán	*		7,2	128	9,2	0,06	0,05	0,98	140,7	16,0	19,25	3,0	7		
17	Pta. Del Sol			7,4	138	12,2	0,19	0,09	0,45	139,8	16,0	19,62	3,0	24		
18	O.S.M. (Toma)	*		7,6	102	9,1	0,06	0,02	0,37	141,7	14,0	20,09	2,0	21		
19	La Orqueta			7,7	102	10,0	0,02	0,07	0,36	141,7	14,0	20,29	< 1	100		
20	Gualeyán (Pte.)			8,0	132	11,1	< 0,02	0,02	0,32	139,2	14,0	20,80	< 1	16		
21	Eucaliptus s/Rio Gchú.			7,9	150	11,7	1,00	0,02	0,35	142,6	8,0	20,72	< 1	13		
22	Melgar(extraida a 18:45hs.)	*		7,9	230	9,9	15,00	5,00	1,60	28,2	400,0	16,77	12,0	108.000		

MUESTREO ARROYO LA CHINA 23 DE AGOSTO DE 2001

N° muestra	pH	Alcal mg/l	O. D. mg/l	NH4+ mg/l	NO2- mg/l	NO3- mg/l	PO4-3 mg/l	Redox	rH mV	Cl- mg/l	DBO mg/l	FECALES UFC/100 ml
M1	6,9	160	5,0	0,1	0,02	1	0,4	192,1	20,42	8	0,8	40
M2	6,7	148	7,5	0,3	0,07	1	0,3	197,2	20,20	8	0,9	5
M3	7,3	160	7,9	0,2	0,1	< 1	0,6	176,3	20,68	16	2,4	160
M4	7,5	24	7,1	0,2	0,01	1	0,8	187,7	21,47	2	1,9	210
M5	6,5	24	6,1	0,3	0,01	< 1	0,4	210,4	20,26	2	1,5	200
M6	6,1	30	6,3	0,7	0,2	< 1	0,2	204,9	19,27	2	1,3	1.960
M7	6,6	46	6,2	0,6	0,2	< 1	0,7	191,1	19,79	4	2,6	4.630
M8	6,4	40	8,0	0,6	0,2	< 1	0,7	196,8	19,59	2	2,6	252
M9	6,9	30	7,9	0,4	0,07	< 1	0,9	174,4	19,81	2	3,4	114
M10	6,3	38	7,7	0,5	< 0.01	< 1	0,1	194,3	19,30	< 1	1,4	26

Muestra N°

- 1.- Ruta 14 nueva
- 2.- Ruta 14 vieja
- 3.- Puente de hierro
- 4.- Itapé Centro Norte - Punto E
- 5.- Itapé Lateral Norte - Punto D
- 6.- Desembocadura A° La China - Punto C
- 7.- Después del colector - Punto B
- 8.- Antes del colector - Punto A
- 9.- Frente A° El Chanco - Punto F
- 10.-Desembocadura Riacho Itapé (Brazo 2°) - Punto H

RELEVAMIENTO 29 DE AGOSTO DE 2001 RIO GUALEGUAYCHU

hora inicio: 14:15 Hora Fin 17:15 Profundidad 1.5m			pH	Alcalinidad	O.D.	NH4+	NO2-	PO4-3	Redox	Cl-	rH	NO3-	Fecales
Pto	Muestra	Cond.Critica		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		mg/l	mV	mg/l	UFC/100ml
1	Torres Alta Tensión		6,5	80	7,3	0,11	0,01	0,30	210,0	8,0	20,24	6,0	2.880
2	Arr. El Cura - Laurel	*	7,9	340	0,0	270,00	2,50	4,10	-15,4	52,0	15,27	1,0	3.500.000
3	Arr. El Cura - Medio	*	7,0	140	0,0	60,00	2,30	2,90	130,7	20,0	18,51	4,0	180.000
4	Arr. El Cura - Desemb.	*	6,3	120	0,0	140,00	8,20	3,10	154,0	16,0	17,91	4,0	360.000
5	200m Ag. Arriba-islote Martí-Club Yacare Chico		6,3	70	6,8	0,05	0,09	0,36	213,8	10,0	19,97	3,0	2.080
6	Frigorífico		6,1	70	7,2	0,06	0,13	0,42	216,2	10,0	19,66	3,0	1.200
7	Pueblo Nuevo (B. Munic. Sur)	*	6,6	70	7,4	0,04	0,36	0,73	205,6	8,0	20,29	3,0	840
8	Arr.Munilla		6,4	70	7,5	0,04	0,05	0,84	212,6	8,0	20,13	3,0	1.300
9	Puerto		6,3	70	7,3	0,03	0,03	0,76	213,3	6,0	19,96	3,0	620
10	Baln. Municipal		6,2	70	7,2	0,12	0,03	0,70	223,1	6,0	20,09	2,0	1.680
11	Costa Azul		7,1	70	7,7	< 0,02	0,03	0,73	215,1	4,0	21,62	2,0	1.440
12	Solar del Este		7,2	70	7,5	0,28	0,02	0,75	205,3	4,0	21,48	3,0	840
13	Punta Sur		7,2	70	7,3	0,21	0,03	0,78	211,0	4,0	21,68	3,0	680
14	Rubel (M. D. Cabañas)		7,2	70	7,8	0,13	0,02	0,74	218,0	6,0	21,92	2,0	780
15	Costa Alegre		7,2	70	7,6	0,17	0,03	0,56	205,4	8,0	21,48	3,0	960
16	Gaitán	*	7,3	60	7,0	1,14	0,06	0,68	191,5	8,0	21,20	3,0	2.000
17	Pta. Del Sol		7,1	50	7,3	0,19	0,04	0,49	218,4	6,0	21,73	3,0	1.320
18	O.S.M. (Toma)	*	7,1	60	6,9	0,19	0,07	0,96	197,5	6,0	21,01	3,0	70
19	La Orqueta		7,1	60	6,9	0,19	0,03	0,36	231,9	6,0	22,20	2,0	880
20	Gualeyán (Pte.)		7,0	60	7,3	0,28	0,02	0,46	237,0	6,0	22,17	2,0	780

RELEVAMIENTO DE 24 DE OCTUBRE DE 20001 RÍO GUALEGUAYCHÚ

N° Muestra	MUESTRA	pH	Alcal mg/l	O.D. mg/l	NH4+ mg/l	NO2- mg/l	NO3- mg/l	PO4-3 mg/l	Redox	rH mV	Cl- mg/l	DBO mg/l	Fecales UFC/100ml
M21	Torres Alta Tension	6,6	50	5,5	0,07	0,03	< 1	0,72	256	22,23	45	1,9	350
M20	Arr. El Cura - Laurel	6,7	260	0	15	0,2	3	1,1	-96	9,69	50	63,5	13.200
M19	Arr. El Cura - medio	6,5	120	0	2	0,4	4	0,24	247,2	21,52	80	63	5.300
M18	Arr. El Cura - Desemb.	6,5	80	6,4	2	0,05	3	1,1	259,3	22,14	7	68,5	8.100
M17	200m ag. Arr. Islote Martín	6,6	50	7,3	0,28	0,3	2	0,56	262,2	22,04	7	5,2	150
M16	Frigorifico	6,5	60	4,7	0,27	0,1	2	0,35	263,4	21,48	7	2,2	630
M15	Pueblo Nuevo	6,2	40	5,2	0,25	0,08	1,5	0,48	263,7	22,49	8	2,2	160
M14	Arr. Munilla	6,7	60	5,1	0,31	0,03	3	0,3	264	22,70	6	3,1	1.280
M13	Puerto	6,8	60	4,2	0,3	0,03	2	0,63	264,8	22,13	7	1,7	280
M12	Baln. Municipal Norte	6,5	60	5,6	0,12	0,05	3	0,66	266,6	22,19	10	3	190
M11	Costa Azul	6,5	60	5,4	0,2	0,04	2	0,78	274	23,85	7	3,2	370
M10	Solar del Este	7,2	60	5,5	0,01	0,03	2	0,73	271,2	23,35	6	3,4	200
M9	Pta Sur Carro	7	40	5,1	0,19	0,04	2	0,09	275	23,28	7	2,8	760
M8	Cabañas Rubel	6,9	40	6,1	0,16	0,02	2	0,01	275,6	23,30	7	2,8	420
M7	Costa Alegre	6,9	40	6	0,08	0,07	2	0,27	278,5	23,40	6	4	420
M6	Gaitan	6,9	40	5,5	0,04	0,7	2	0,37	280	23,66	6	3,8	310
M5	Pta. Del Sol	7	40	5,4	0,03	0,02	2	0,33	278	23,59	6	3,4	210
M4	OSM	7	60	3,9	< 0,02	0,02	3	0,36	280	23,86	8	1,8	310
M3	La Orqueta	7,1	100	9	< 0,02	0,1	1	0,17	293,3	24,31	10	6,9	140
M2	Pte. Gualeyan	7,1	140	6,3	0,05	0,03	4	0,01	290	23,80	6	6,1	90
M1	Eucaliptus s/Río	6,9	120	4,2	0,05	0,03	4	0,11	290	10,00	6	1,4	220
M23	Melgar	7,2	360	5	0,11	0,8	1	1,1	243,5	21,60	120	352	9.400

FIGURAS (MUESTREOS AÑO 2000 EN CONCEPCION DEL URUGUAY)

Parámetro medido: pH

Fig. 1

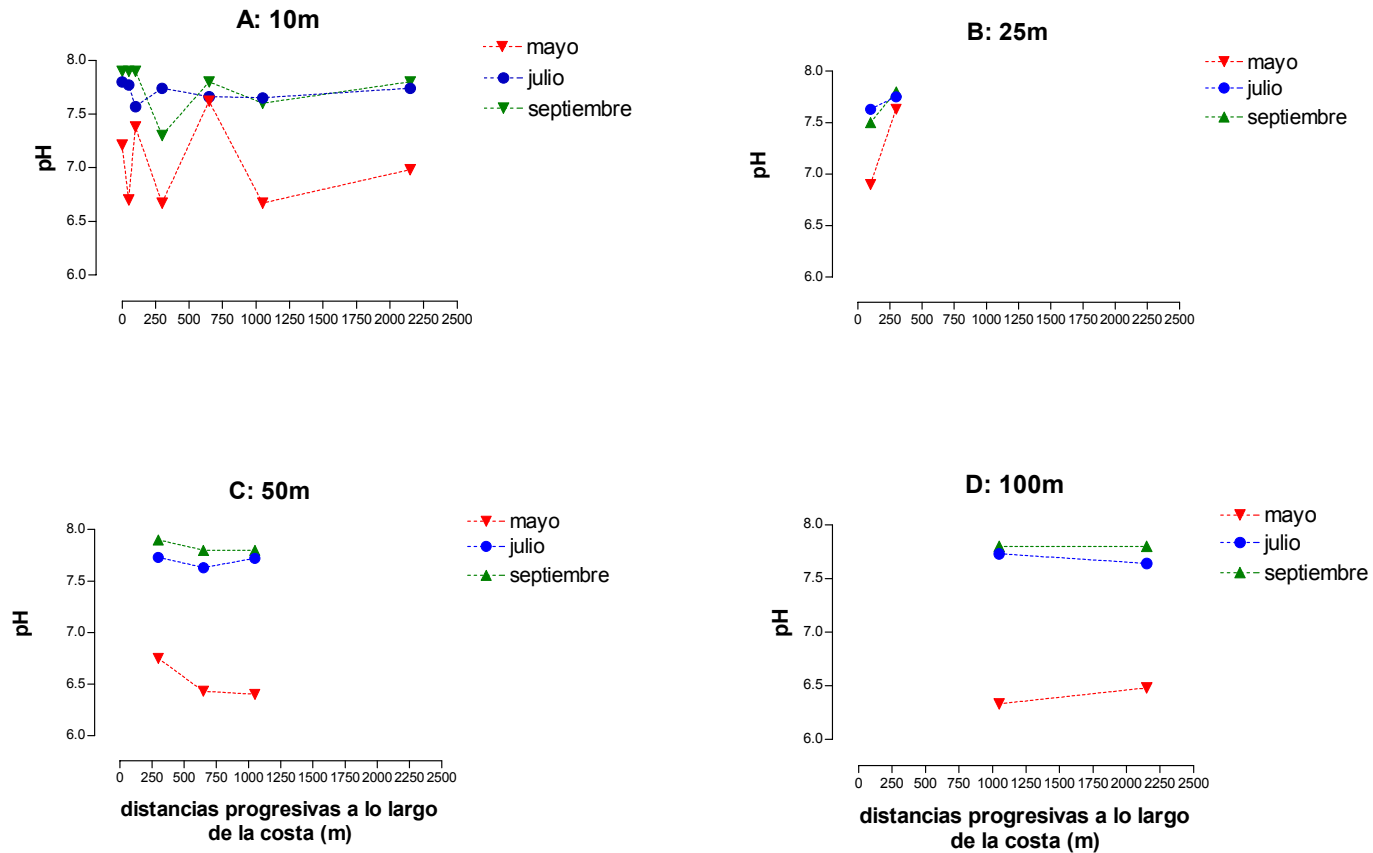


Fig. 2

Parámetro medido: alcalinidad

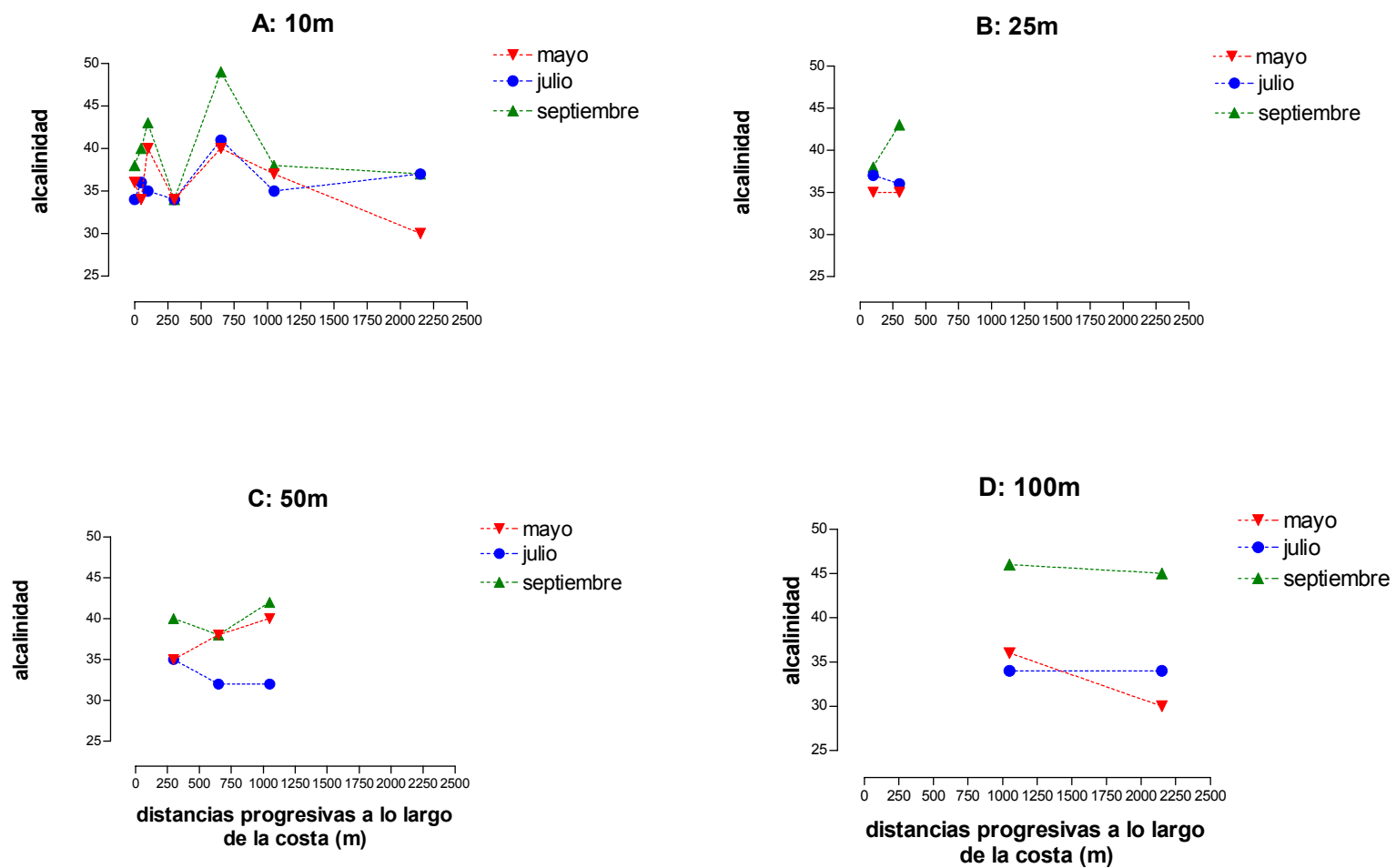


Fig. 3

Parámetro medido: oxígeno disuelto

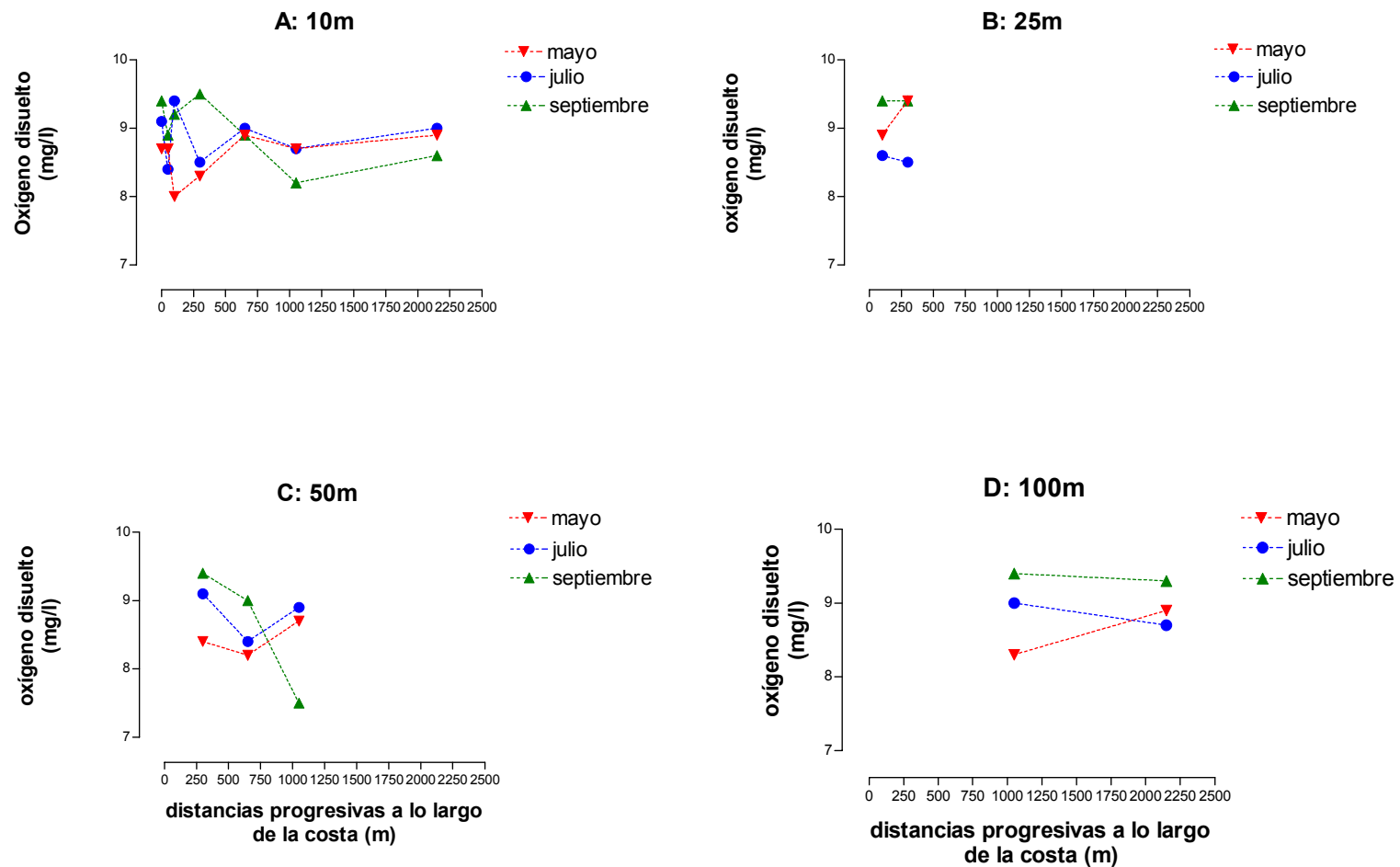


Fig. 4

Parámetro medido: amonio

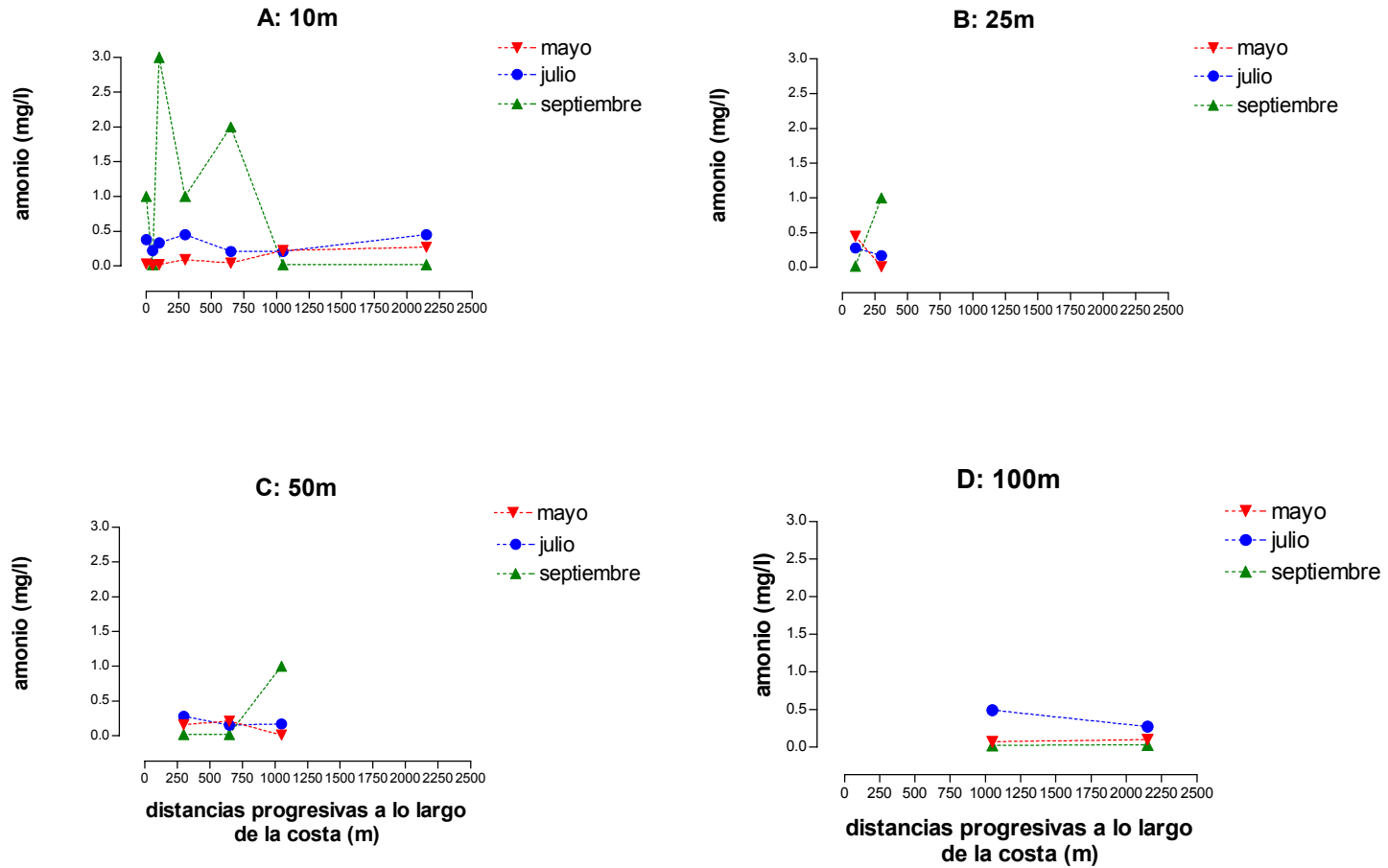


Fig. 5

Parámetro medido: nitrato

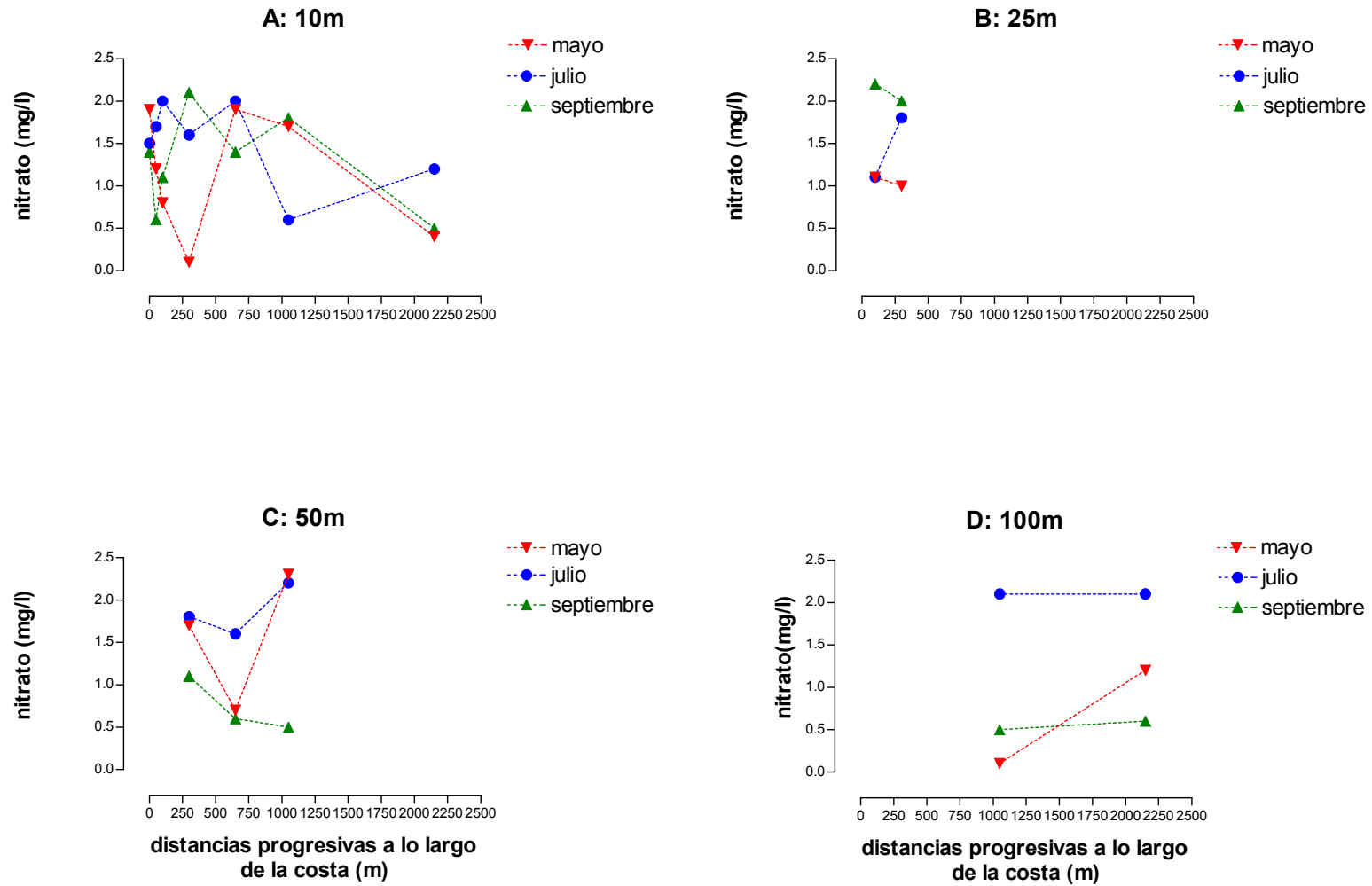


Fig. 6

Parámetro medido: nitrito

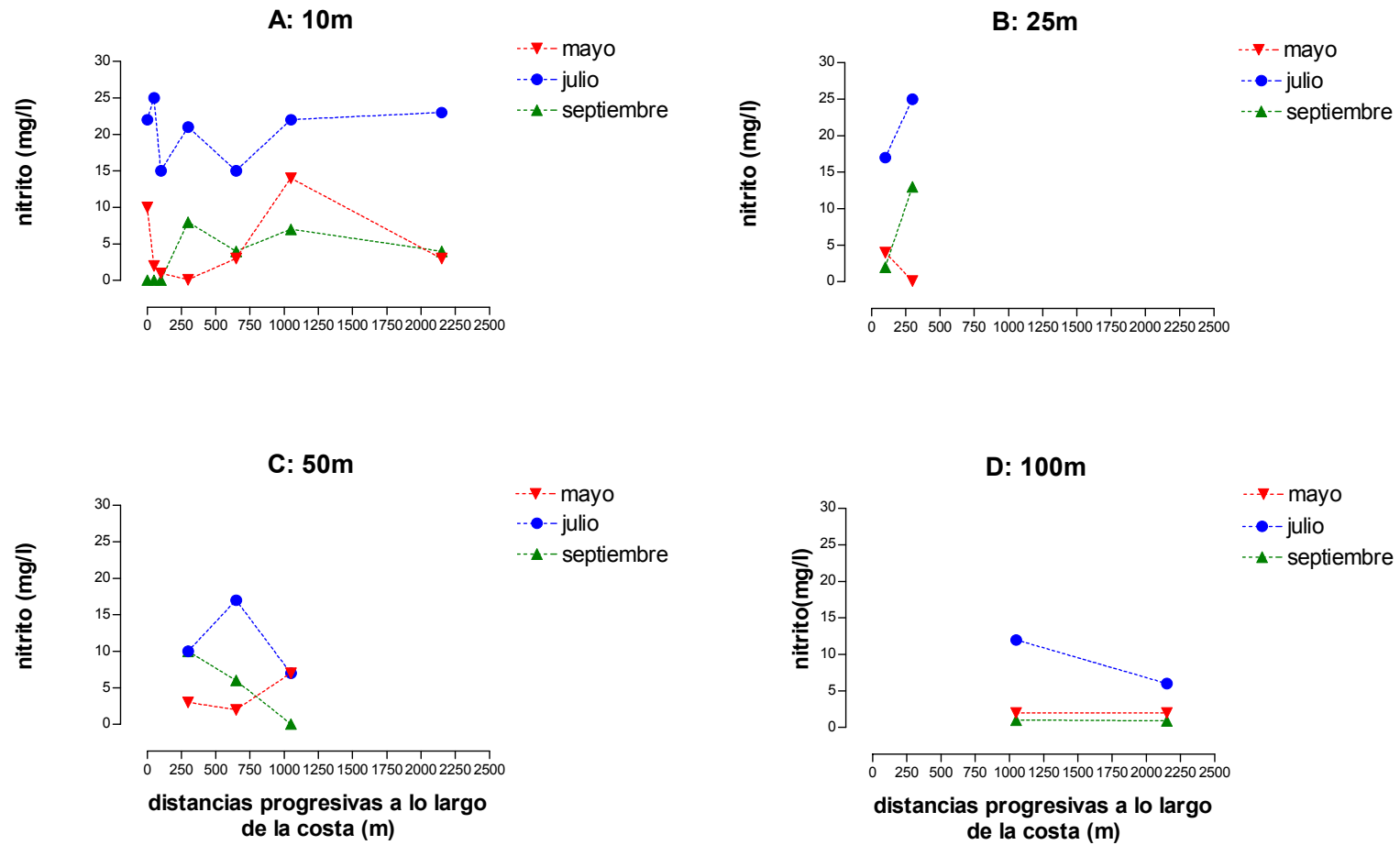


Fig. 7

Parámetro medido: fosfato

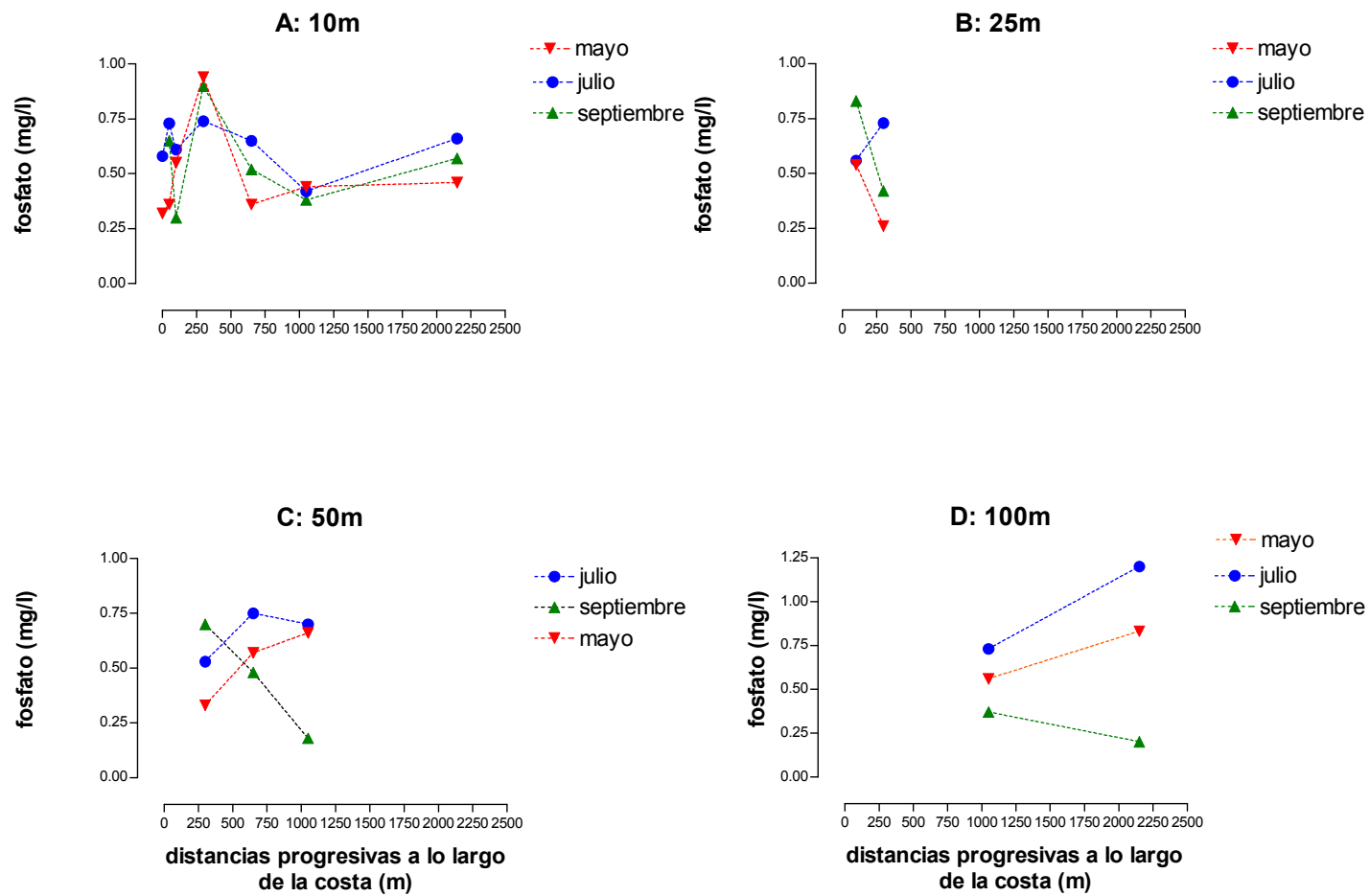


Fig. 8

Parámetro medido: Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

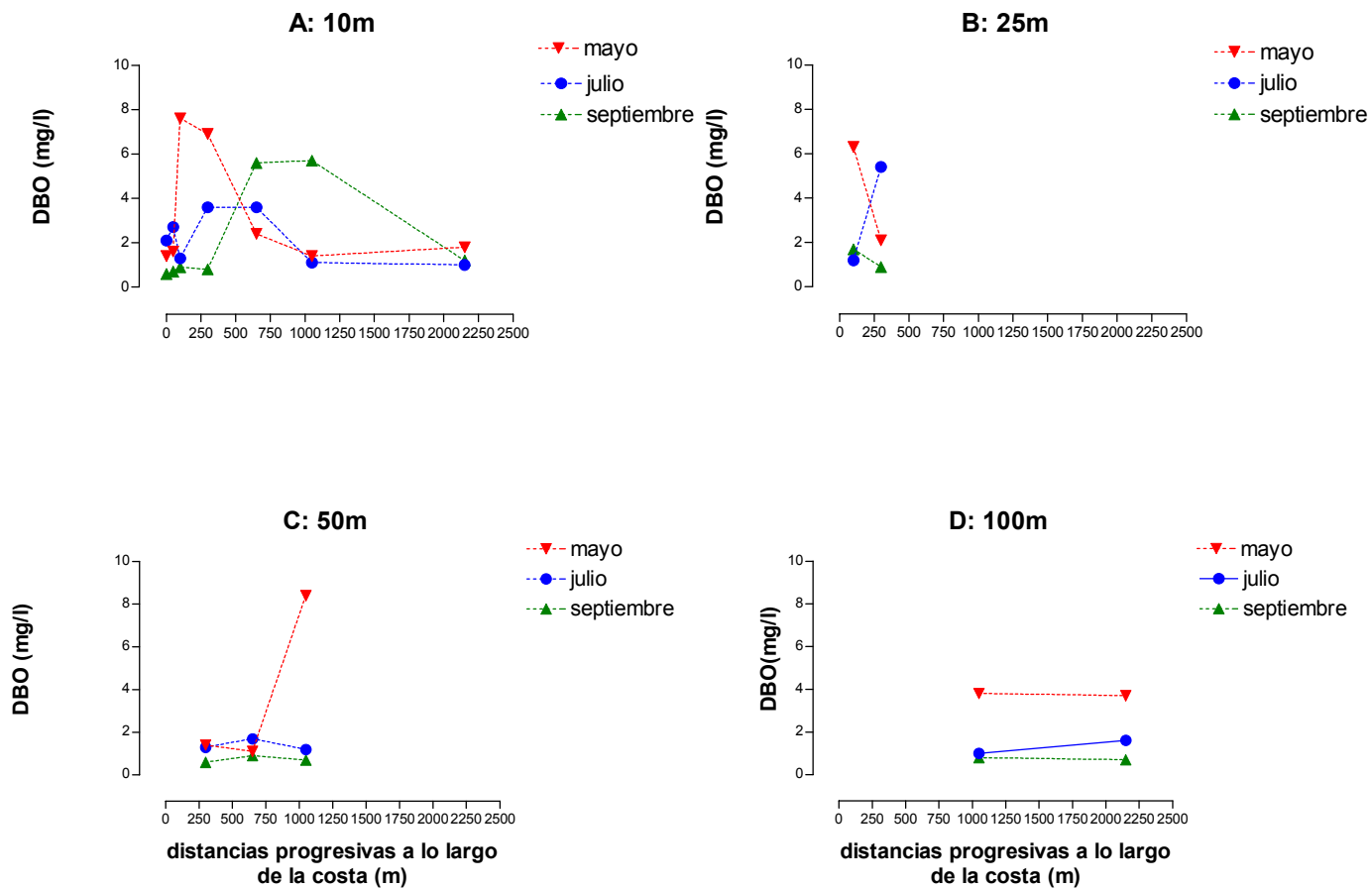


Fig. 9

Parámetro medido: cloruro

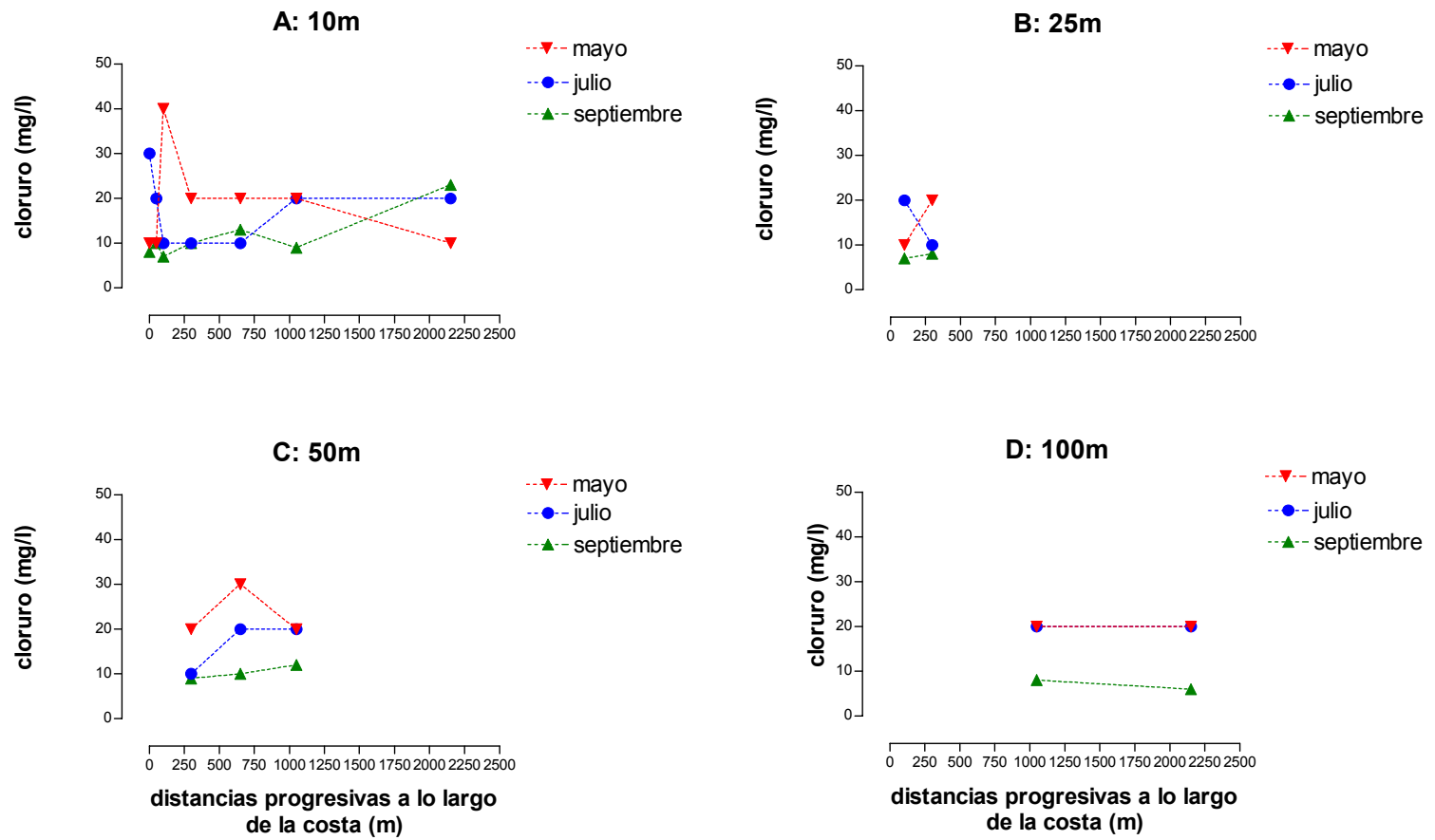


Fig. 10

Parámetro medido: Fecales (UFC/100 ml)

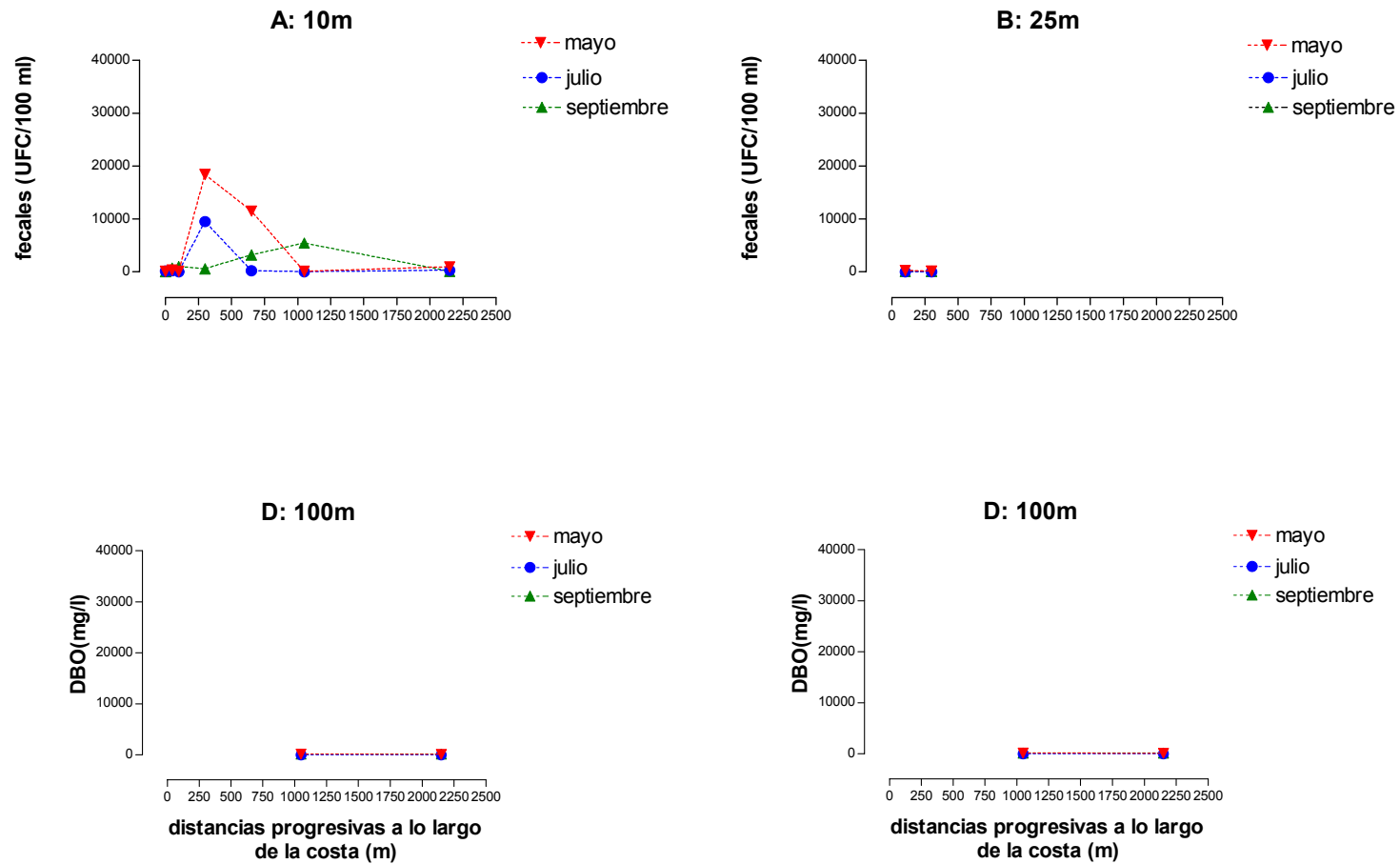
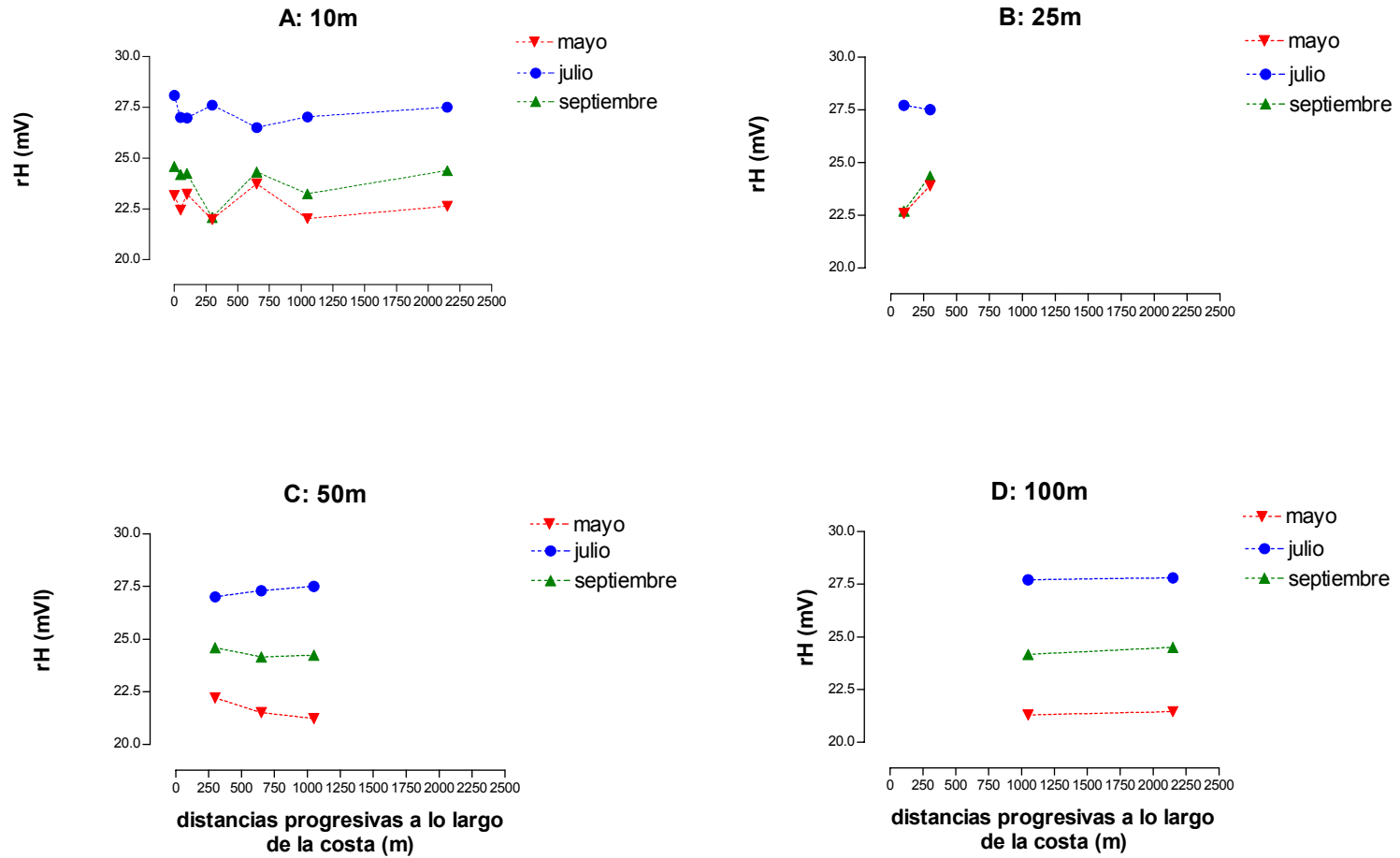


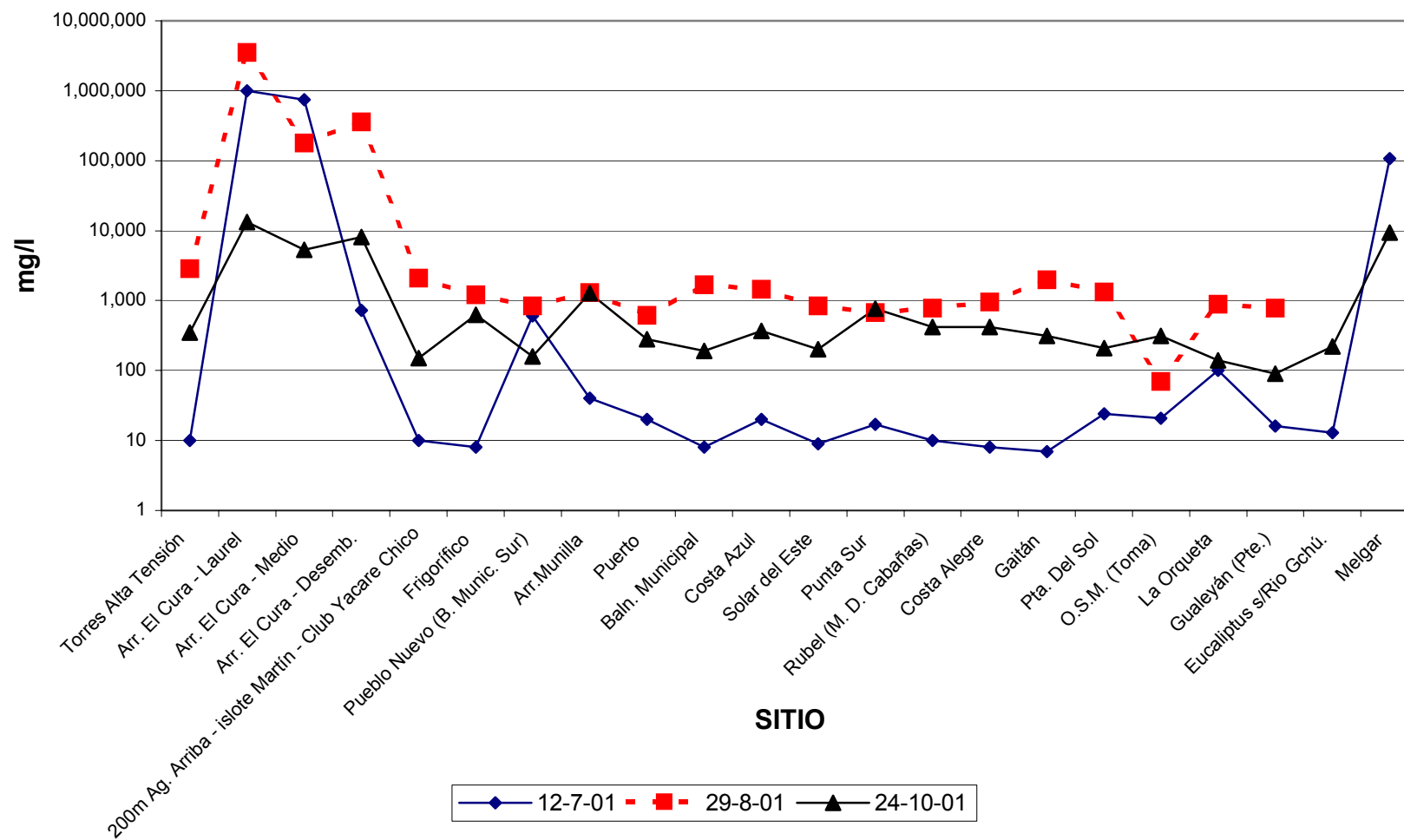
Fig. 11

Parámetro medido: rH

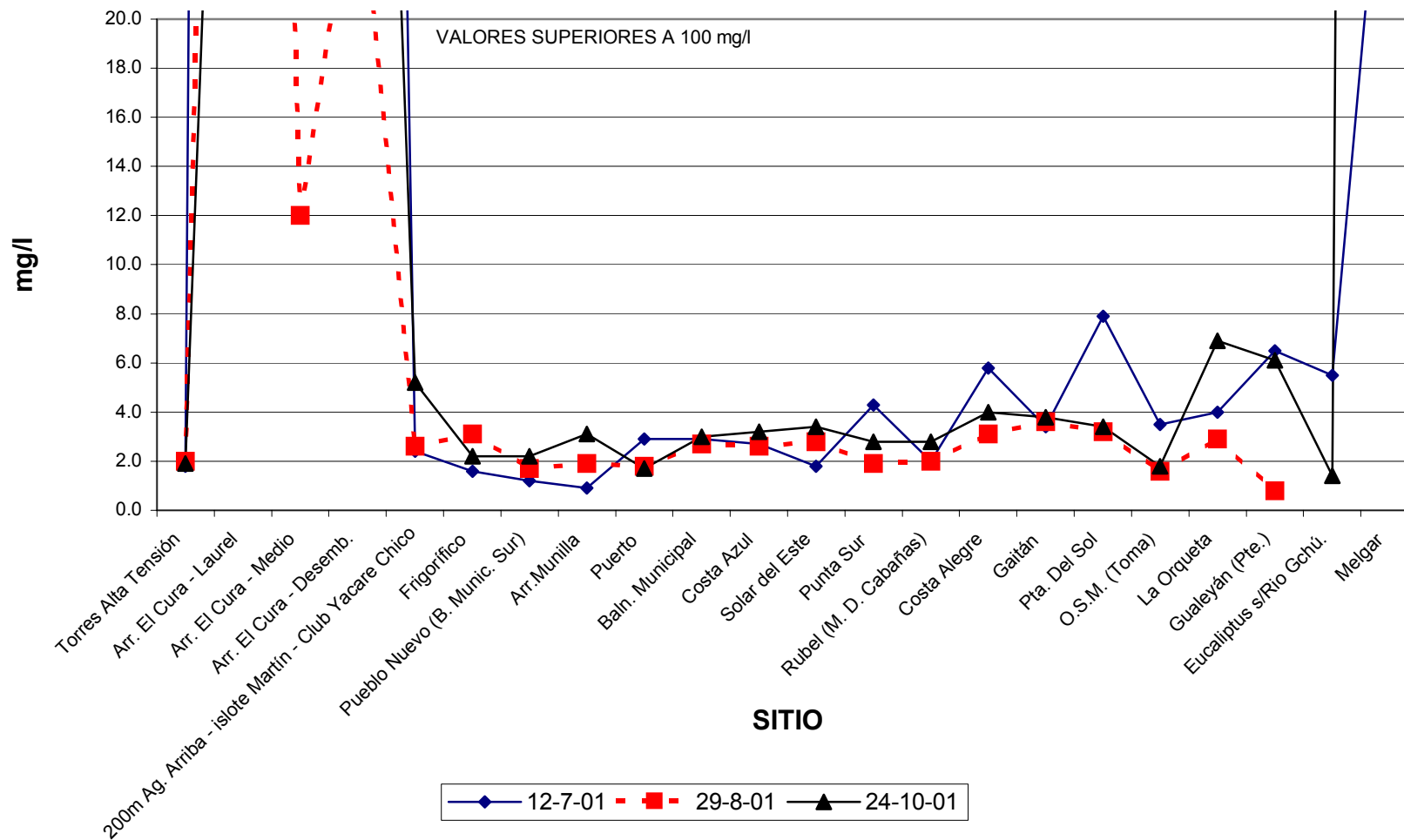


RESULTADOS PARCIALES DE MUESTREOS REALIZADOS EN EL RÍO GUALEGUAYCHÚ Y AFLUENTES EN EL AÑO 2001

COLIFORMES FECALES



DBO



ALCALINIDAD

