



UNIVERSIDAD AUTONOMA DE BAJA CALIFORNIA

FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS

**VARIABILIDAD DE Cd, Cu Y Pb EN LOS
APORTES DE AGUAS RESIDUALES
DEL ARROYO EL GALLO A LA BAHÍA DE
TODOS SANTOS DURANTE EL PERIODO
MAYO-DICIEMBRE DE 1991.**



TESIS

que para obtener el Título de

OCEANÓLOGO

presenta

FRANCISCO MUÑOZ ARRIOLA

RESUMEN

Se evaluó la variabilidad temporal de las fuentes de Cd, Cu y Pb del arroyo El Gallo (ST) a tres escalas diferentes de tiempo: diurna, semanal y estacional, de mayo a diciembre de 1991. La evaluación de la concentración de cada metal se llevó a cabo en las aguas residuales de la entrada a la planta de tratamiento de aguas negras de la CESPE (EC), a la salida de la misma (SC) y en el arroyo El Gallo (ST). La variabilidad diurna en las concentraciones de Cd, Cu y Pb en EC se asoció a la variabilidad de los aportes de tipo doméstico, con valores altos de 11:00 a 15:00 hs. Sin embargo, en ST los valores de Cu y Cd, fueron influenciados por la variabilidad de la actividad de la industria pesquera (corredor industrial El Gallo), registrando altas concentraciones por la mañana y tarde. Los tres elementos presentaron una variabilidad semanal debida a las actividades domésticas, de servicios e industriales. Ninguno de los metales evaluados registró una variación estacional. La eficiencia promedio de la planta de la CESPE en la remoción de Cu, Pb y Cd fue de 82.35, 31.11 y 19.09%, respectivamente. Los aportes promedio de Cu, Pb y Cd a la bahía fueron de 580.86 Kg/año, 454.79 Kg/año y 19.93 Kg/año, respectivamente. El origen del Cd y Cu fue doméstico-industrial, mientras el del Pb fue principalmente doméstico. Con base en el promedio de los aportes (Kg de metal/día) se estimó que un volumen menor 0.005 Km³ es capaz de diluir el Cd, Cu y Pb que entran a la Bahía de Todos Santos y presentar concentraciones del mismo orden de magnitud que las aguas costeras en Baja California y el sur de California.

**VARIABILIDAD DEL Cd, Cu Y Pb EN LOS APORTES DE AGUAS RESIDUALES A LA BAHÍA
DE TODOS SANTOS DURANTE EL PERÍODO MAYO-DICIEMBRE DE 1991.**

TESIS QUE PRESENTA:

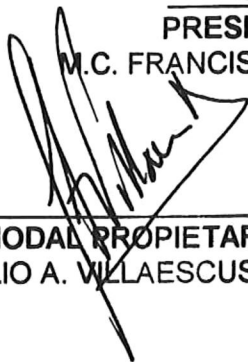
FRANCISCO MUÑOZ ARRIOLA

APROBADA POR:



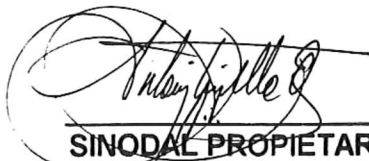
PRESIDENTE DEL JURADO

M.C. FRANCISCO DELGADILLO HINOJOSA



SINODAL PROPIETARIO

OCEAN. JULIO A. VILLAESCUSA CELAYA



SINODAL PROPIETARIO

M.C. ANTONIO TRUJILLO ORTIZ

DEDICATORIA

Agradezco a mis padres: Abel y Cruz, que desde tierra dentro, me enseñaron, comprendieron y apoyaron en la búsqueda del sendero que conduce al mar. A mis hermanos: Abel, Miguel y Leticia, por su ayuda, amistad y aguante por ser mis hermanos. A todos y cada uno de mis primos y tíos.

In memoria, a mis tíos Humberto y Benito

A mis ahijados Luisito, Esmeralda y Cynthia

A mis hermanos de campaña, locuras y buenos momentos: Aramis ("filipaine"), Enrique ("la queta"), Gabriel ("el trucutru"), Carlos (el topo), Roberto ("el carnalillo"), Leopoldo ("polash"), Octavio ("el chapis"), Emilio ("el Morrito"), Constantino ("el maeje"), Angel (el pelon), Victor (el chivo), Gabriel S. (el bebé), Frenando (El güero), Renato (el chaparro), Soledad ("la chole"), Salome (la flaca), Gissel (Gigy), Thelina ("teleka"), Pablo ("pabliduu"), Tirza (la comadre), Alejandro (alex), Erica (perica), Hector (la perdida), Eliza, Natalie, Lucy, Familia Castellon (Jose, Helena, Perita y La "morus"), Francisco D. ("Pilinqui"), Margarita, Alejandra, Mary, Demetrio, Wbaldo, Carmen, Victoria, "Franciscos" (Pimpo padre e hijo), Felipe, Albino, Lorena, Martin, Martha Ednan Sarita, Alf, Rodrigo, mis compas del ingles, [...]. Los que se me olvidan mil disculpas.

Destino de las explicaciones

En algún lugar debe haber un basural donde están amontonadas las explicaciones.

Una sola cosa inquieta en este justo panorama: lo que pueda ocurrir el día en que alguien consiga explicar también el basural.

Julio Cortázar

AGRADECIMIENTOS

A mi director y amigo M.C. Francisco Delgadillo Hinojosa, por la paciencia, ayuda y conocimientos brindados.

A el M.C. Julio A. Villaescusa Celaya y M.C. Antonio Trujillo Ortiz por sus aportaciones para el mejoramiento del trabajo.

Al Instituto de Investigaciones Oceanológicas por el apoyo prestado, a través del proyecto ECOBAC.

A la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE) por la disponibilidad de sus instalaciones.

A las personas que con su cooperación y apoyo también hicieron posible la elaboración de este trabajo: Aramis, Francisco D., Leopoldo, Enrique L., Emilio, Enrique M.

A mis profesores: M.C. Armando Rodríguez Pinal (por ser buen maestro y amigo), al Dr. Vinicio Macías Zamora (por la paciencia y apoyo incondicional) y a los miembros del comité.

ÍNDICE

	Página
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	3
1.2 OBJETIVOS.....	6
1.2.1 Objetivo general	6
1.2.2 Objetivos particulares.....	6
1.3 HIPÓTESIS DE TRABAJO.....	6
1.3.1 Variabilidad diurna	6
1.3.2 Variabilidad semanal.....	7
1.3.3 Variabilidad estacional.....	7
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	8
2.1 MUESTREO DE AGUAS RESIDUALES	8
2.1.1 Diseño de muestreo.....	8
2.1.1.1 Variabilidad diurna.....	8
2.1.1.2 Variabilidad semanal y estacional.....	8
2.1.2 Análisis de metales.....	9
2.1.2.1 Limpieza de material	9
2.1.2.2 Método de muestreo	9
2.1.2.3 Eliminación de materia orgánica.....	9
2.1.2.4 Análisis instrumental	11
2.2 PROCESAMIENTO DE DATOS	11
2.2.1 Análisis espectral de series de tiempo	11
2.2.2 Análisis de correlación de Pearson.....	12

2.2.3 Eficiencia de la planta	12
2.2.4 Estimación de los aportes	14
3. RESULTADOS	15
3.1 VARIABILIDAD EN LAS CONCENTRACIONES	15
3.1.1 Variabilidad diurna	15
3.1.1.1 Variables fisicoquímicas	15
3.1.1.2 Metales pesados	18
3.1.2 Variabilidad semanal y estacional	20
3.1.2.1 Serie total	20
3.1.2.1.1 Variables fisicoquímicas	20
3.1.2.1.2 Metales pesados	23
3.1.2.2 Serie mensual	30
3.1.2.2.1 Variables fisicoquímicas	30
3.1.2.2.2 Metales pesados	33
3.2 EFICIENCIA DE LA PLANTA	35
3.3 APORTES DE CD, CU Y PB	40
4. DISCUSIÓN	45
5. CONCLUSIONES	59
6. LITERATURA CITADA	61
7. ANEXOS	67

ÍNDICE DE FIGURAS

	Página
Figura 1. Área de estudio en la Bahía de Todos Santos. La superficies sombreadas son los lugares de estudio. (a) arroyo El Gallo, (b) planta de tratamiento de aguas negras, (c) corredor industrial, y (d) puerto de Ensenada.	5
Figura 2. Ubicación de las estaciones de muestreo e infraestructura general de la planta de tratamiento de aguas negras de la ciudad de Ensenada, B. C., México, (CESPE). Entrada CESPE (EC), salida CESPE (SC) y salida total (ST).	10
Figura 3. Variabilidad diurna de (a) temperatura, y (b) pH promedio de los meses de octubre a diciembre de 1991.	16
Figura 4. Variabilidad diurna (a) del contenido de oxígeno disuelto, y (b) el potencial redox promedio de los meses de octubre a diciembre de 1991.	17
Figura 5. Variabilidad diurna de la concentración de Cd ($\mu\text{g/l}$) en los meses de (a) octubre, (b) noviembre y (c) diciembre.	19
Figura 6. Variabilidad diurna de la concentración de Cu ($\mu\text{g/l}$) en los meses de (a) octubre, (b) noviembre y (c) diciembre.	21
Figura 7. Variabilidad diurna de la concentración de Pb ($\mu\text{g/l}$) en los meses de (a) octubre, (b) noviembre y (c) diciembre.	22
Figura 8. Serie de tiempo de (a) temperatura y (b) oxígeno disuelto del 17 de mayo al 18 de diciembre de 1991. La línea horizontal indica el promedio en ST.	24
Figura 9. Serie de tiempo de (a) pH y (b) potencial redox del 17 de mayo al 18 de diciembre de 1991. La línea horizontal indica el promedio en ST.	25
Figura 10. Serie de tiempo de la concentración de: (a) Cd, (b) Cu, y (c) Pb del 17 de mayo al 18 de diciembre de 1991. Las líneas rectas indican el promedio (alternada) y desviación estándar positiva (punteada).	27

Figura 11. Análisis espectral de series de tiempo de la concentración de: (a) Cd, (b) Cu y (c) Pb.....	28
Figura 12. Distribución de frecuencias de la concentración de Cd, Cu y Pb ($\mu\text{g/l}$). Limite de clase vs. número de valores. En la parte superior de la figura se muestra la concentración máxima y mínima. Los intervalos de clase son de 1.2 $\mu\text{g/l}$, 24.0 $\mu\text{g/l}$, y 30.0 $\mu\text{g/l}$, para el Cd, Cu y Pb, respectivamente (serie total del 17 mayo al 18 de diciembre de 1991)	31
Figura 13. Variación mensual de (a) temperatura y (b) pH promedio de julio a diciembre de 1991. Las barras corresponden al promedio $\pm$ error estándar.....	32
Figura 14. Variación mensual del (a) contenido de oxígeno disuelto y (b) potencial redox de julio a diciembre de 1991. Las barras corresponden al promedio $\pm$ error estándar. ..	34
Figura 15. Variación mensual de la concentración de: (a) Cd, (b) Cu y (c) Pb promedio de julio a diciembre de 1991.....	36
Figura 16. Eficiencia (%) en la remoción de Cadmio, Cobre y Plomo en los meses de octubre a diciembre de 1991. Las líneas horizontales son los promedios.....	41
Figura 17. Flujo de aguas residuales del effluente de la planta de tratamiento del 17 de mayo al 18 de diciembre de 1991.....	43
Figura 18. Variación mensual del aporte promedio de (a) Cd, (b) Cu y (c) Pb de julio a diciembre de 1991.	44
Figura 19. Materia prima procesada por la industria pesquera y aforo de autos por la carretera escénica a Ensenada durante el año de 1991 (Secretaría de Pesca, 1994 y Secretaría de Comunicaciones y Transportes Caminos y Puentes Federales de Ingreso, 1994).	50

ÍNDICE DE TABLAS

	Página
Tabla I. Parámetros estadísticos de las variables a partir de los datos obtenidos en la serie total. Desviación estándar (D.S.), mínimo (MIN), máximo (MAX) y coeficiente de variación (C.V.).....	29
Tabla II. Promedios de las concentraciones de Cd, Cu y Pb ($\mu\text{g/l}$) de los siete días de la semana a partir de los resultados de la serie total	29
Tabla III. Valores del coeficiente de correlación de Pearson (r), nivel significativo (p) y tamaño muestral (n) entre el Cd, Cu y Pb, y las variables fisicoquímicas (O_2 , pH, Eh y temperatura) en EC, SC y ST.	37
Tabla III (Continuación).....	38
Tabla IV. Valores del coeficiente de correlación de Pearson (r), nivel significativo (p) y tamaño muestral ($n = 7$) entre el aforo de autos (autos), la precipitación pluvial (lluvia), la producción pesquera (P. Pesq) y el promedio de la concentración de Cd, Cu y Pb de la serie mensual.	39
Tabla V. Concentraciones de Cu, Cd y Pb (ng/l) en ríos, aguas costeras y oceánicas.....	58
Tabla VI. Flujos ($\text{l/día} \times 10^8$), concentración en $\mu\text{g/l}$ y aporte (Kg/día) de 5 plantas de tratamiento. "Hyperion" (Cd. de Los Ángeles); "Joint water pollution control plant" del Condado de Los Ángeles (JWPCP); "County Sanitation District Oranges County" (CSDOC); "Point Loma" en San Diego y CESPE (Ensenada, B. C. México). Cross <i>et al.</i> , (1990).	58
Tabla VII. Fuentes y aportes de elementos traza a la Bahía de Chesapeake, E.U.A., sin considerar a los tributarios mayores (Bieri <i>et al.</i> , 1982, en Sanders y Riedel, 1992).	58
Tabla VIII. Dilución del Cd, Cu y Pb vertido (ng/l) en un volumen (Km^3) obtenido a partir de la longitud (Km), ancho (Km), profundidad (Km) dividido por 2, y tiempo de residencia (días) de un cuerpo de agua hipotético para los meses con mayor y menor aporte (metal-mes).	58

ÍNDICE DE ANEXOS

	Página
Anexo I. Valores del coeficiente de correlación de Pearson (r) y nivel significant (p) entre variables ambientales [temperatura (T°C.), oxígeno disuelto (O ₂ , en mg at. de O ₂ /l), pH, potencial de óxido-reducción (Eh, en mV)], y concentraciones (µg/l) de Cd, Cu y Pb. Tamaño de muestra 68.....	67
Anexo II. Concentraciones promedio (µg/l) de Cd, Cu y Pb en las estaciones de muestreo. Afluente (EC), efluente de la planta (EC) y efluente del arroyo El Gallo (ST).	68
Anexo III .Aportes promedio (Kg/día) de Cd, Cu y Pb en las estaciones de muestreo. Afluente (EC), efluente de la planta (EC) y efluente del arroyo El Gallo (ST).	68
Anexo IV. Resultados del análisis de varianza paramétrico de dos vías (tiempo y espacio) de los datos de Cd, Cu y Pb.	69

1. INTRODUCCIÓN

El agua se emplea ampliamente en las actividades domésticas, industriales y de servicios, y es un medio viable para el transporte de los desechos producidos por éstas actividades. Su utilización implica una serie de alteraciones de las características originales y naturales del líquido, lo que trae consigo un efecto contaminante sobre el cuerpo receptor (da Costa, 1992).

El uso de los metales pesados en las actividades humanas produce una alteración en los ciclos biogeoquímicos de dichos elementos, provocando un efecto tóxico sobre los organismos. Los efluentes industriales son una de las principales vías de acceso de los elementos traza a la zona costera (Clark, 1976). En este contexto, se considera que los metales pesados son de los principales contaminantes del medio marino (Salomon y Förstner, 1984, Florence, 1989; Morrison *et al.*, 1989).

La variación espacial y temporal de la concentración de metales pesados en los efluentes se encuentra influenciada por la variabilidad de los aportes producidos por actividades de tipo socioeconómico (actividad doméstica, industrial y de servicios), tecnológico (la presencia de una planta y el grado de industrialización de la zona) y las características fisicoquímicas de los efluentes (O_2 , pH, Eh, DBO) (Mehrotra *et al.*, 1989; Yeoman *et al.*, 1989).

En particular, la presencia del Cd, Cu y Pb en las aguas residuales se debe a: (a) las actividades domésticas, de abastecimiento y drenaje de agua; (b) la industria, como parte de los sistemas de producción, y (c) los servicios, como componentes del material empleado en ésta actividad (Förstner y Wittmann, 1981). El factor

tecnológico permite aminorar el efecto de los contaminantes de origen antropogénico, mediante el uso de plantas de tratamiento, cuya eficiencia está influenciada por el tipo de carga y la variación de los contaminantes en los efluentes (WPCF, 1976). Cuando la planta de tratamiento es de tipo primario (eliminación de materia orgánica, y sólidos en suspensión y sedimentables), las condiciones fisicoquímicas del agua residual juegan un papel importante en la eliminación de Cd, Cu y Pb, debido a su fuerte asociación con la materia orgánica lo cual permite la remoción de los metales (Aitken *et al.*, 1993).

La planta de tratamiento de aguas negras de la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE) es de tipo primario avanzado y recibe el 70% del agua residual producida por la ciudad de Ensenada (Plan Municipal de Desarrollo de Ensenada, 1990-1992). En la planta se han realizado trabajos relacionados con la caracterización y evaluación de la eficiencia. Mediante la evaluación de la carga orgánica (DBO, DQO, y STV, en ton/día) del efluente de la planta. Segovia-Zavala y Galindo-Bect (1984) determinaron una eficiencia del 26.8% en la remoción de materia orgánica. Esto origina que un alto contenido de materia orgánica sea vertido al arroyo El Gallo.

En el arroyo El Gallo se descargan aguas residuales mixtas procedentes de la planta de tratamiento de la CESPE e industriales, producidas en el corredor industrial El Gallo. A su vez, el arroyo descarga sus aguas en la Bahía de Todos Santos, siendo considerado uno de los principales efluentes a éste cuerpo de agua.

Con el fin de evaluar el grado de contaminación antropogénica y determinar la influencia de los diferentes aportes en la Bahía de Todos Santos se han realizado

diversos estudios para evaluar: (a) la calidad bacteriológica del agua de mar, que muestra la influencia de los desechos de las aguas residuales del arroyo El Gallo y otros efluentes (Orozco-Borbón y Segovia-Zavala, 1986; Orozco-Borbón y Delgadillo-Hinojosa, 1989); (b) la caracterización de las fuentes y aportes de desechos orgánicos (Arce-Duarte, 1984; Baltazar-Valenzuela, 1984; Del Valle-Villorín, 1985; Sañudo-Wilhelmy *et al.*, 1985 y Peña-Manjarrez, 1987), y (c) la evaluación de los aportes y distribución de nutrientes en las aguas de la bahía (Del Valle-Villorín, 1985; Segovia-Zavala *et al.*, 1988; Olivos-Ortiz, 1994). Los tres tipos de estudios coinciden en señalar al arroyo El Gallo como una de las principales fuentes de aportes de bacterias, materia orgánica y nutrientes a la Bahía de Todos Santos. Sin embargo, no existen trabajos que evalúen el contenido y aportes de metales pesados a esta bahía.

El análisis del contenido de Cd, Cu y Pb en un cuerpo de agua como el arroyo El Gallo, permitirá evaluar el origen y su variabilidad temporal, el papel que realiza la planta de tratamiento, la magnitud de los aportes a la bahía y su asociación con las probables fuentes.

1.1 Descripción del Área de Estudio

La Bahía de Todos Santos se encuentra localizada en la costa noroeste de la península de Baja California, entre los paralelos 31°55' y 31°43' latitud norte y los meridianos 116°45' y 116°37' longitud oeste (Fig. 1.). Se trata de una bahía somera de 180 Km², cuya profundidad promedio es menor de 50 m (Secretaría de Marina, 1974; Argote-Espinoza, 1975).

Los arroyos que desembocan a la Bahía de Todos Santos son San Miguel, El Sauzal, Ensenada, El Gallo, San Carlos y Las Animas (Pozos-Salazar, 1985). Las descargas de aguas residuales a la Bahía de Todos Santos se presentan en tres zonas: (a) la norte, donde se localizan los aportes de la Pesquera Mareden; (b) la porción central con los aportes urbanos del centro de Ensenada, la Pesquera Galicia y Peninsular, el movimiento portuario desarrollado dentro de la dársena del puerto y los aportes del arroyo El Gallo, y (c) en el sur, donde encontramos los aportes urbanos e industriales del ejido Chapultepec y los producidos por la actividad agrícola en el Valle de Maneadero (Del Valle-Villorin, 1985).

Al noreste de la Bahía de Todos Santos, al sur de la ciudad de Ensenada y a 200 m de la desembocadura, se encuentra la planta de tratamiento de aguas residuales de la Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada (CESPE) y el complejo industrial El Gallo, cuyos efluentes descargan aguas residuales al arroyo El Gallo, que desembocan posteriormente a la bahía.

La planta de tratamiento de la CESPE es una planta de tratamiento primario de lodos activados convencionales. Las aguas residuales entran a la planta con un flujo promedio de 300 l/s, y se les aplican procesos de desarenación, sedimentación primaria, aireación, clarificación (sedimentación secundaria), desinfección y estabilización del pH. Con ésta serie de procesos se eliminan los sólidos sedimentables y suspendidos, la carga orgánica de los desechos y disminuye la carga bacteriológica (Ortega-Pérez, comunicación personal, 1992¹).

¹ Ortega-Pérez, J. Comisión Estatal de Servicios Públicos de Ensenada.

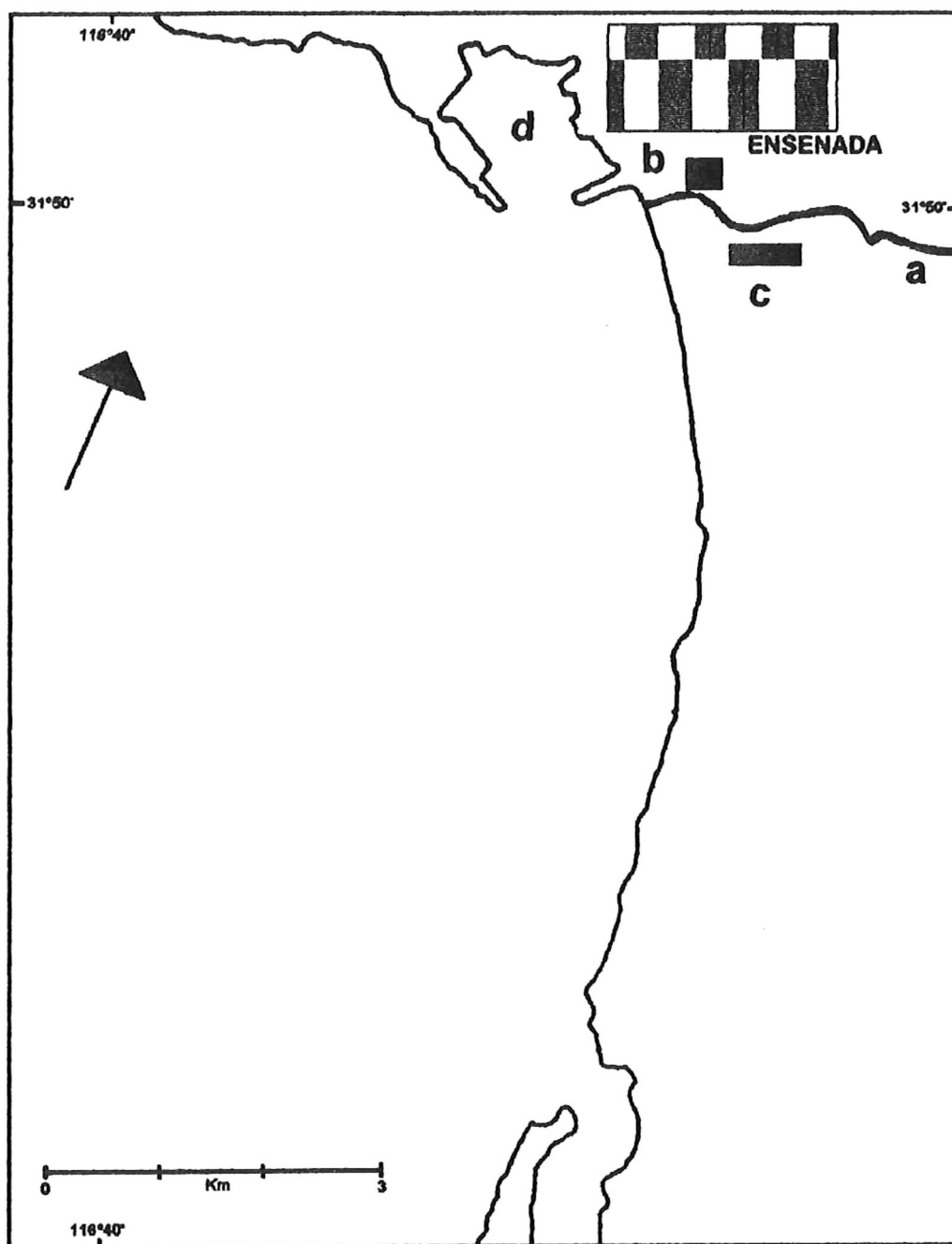


Figura 1. Área de estudio en la Bahía de Todos Santos. Las superficies sombreadas son los lugares de estudio. (a) arroyo El Gallo, (b) planta de tratamiento de aguas negras, (c) corredor industrial, y (d) puerto de Ensenada.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Evaluar la variabilidad en la concentración de Cd, Cu y Pb en las aguas residuales de la planta tratadora de aguas negras de la CESPE y del arroyo El Gallo a diferente escalas de tiempo (diurna, semanal y estacional).

1.2.2 Objetivos particulares

1. Investigar la variabilidad espacial y temporal de la concentración de Cd, Cu y Pb en las aguas del arroyo El Gallo utilizando el método de análisis de series de tiempo.

2. Evaluar la eficiencia en la remoción de Cd, Cu y Pb por la planta de tratamiento de aguas negras de la ciudad de Ensenada, B. C.

3. Estimar los aportes de Cd, Cu y Pb en la descarga de aguas residuales del arroyo El Gallo a la Bahía de Todos Santos.

1.3 Hipótesis de Trabajo

1.3.1 Variabilidad diurna

Debido a que la mayoría de los servicios e industrias laboran durante el día, se esperan encontrar las mayores concentraciones de Cd, Cu y Pb por la mañana y al mediodía, mientras que las menores por la tarde y noche.

1.3.2 Variabilidad semanal

Gran parte de la actividad industrial se realiza de lunes a viernes, de esta manera se espera que las concentraciones de metales pesados más altas se encontrarán en éstos días, mientras que las más bajas se presentarán durante el fin de semana, con una variación semanal.

1.3.3 Variabilidad estacional

La estacionalidad que presentan las actividades turística y pesquera afectará la variación en las concentraciones de Cd, Cu y Pb, esperando un incremento al aumentar sus actividades en verano y parte del otoño, y disminución durante el invierno.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Muestreo de Aguas Residuales

2.1.1 Diseño de muestreo

Para evaluar la variabilidad espacial y temporal de las concentraciones de Cd, Cu y Pb en el arroyo El Gallo, se ubicaron tres estaciones en las fuentes más importantes de aguas residuales a la Bahía de Todos Santos: (1) afluente a la planta de tratamiento (EC); (2) efluente de la planta de tratamiento (EC), y (3) efluente del arroyo El Gallo (ST) (Fig. 2).

2.1.1.1 Variabilidad diurna

Se realizaron 6 muestreos diurnos durante un día, correspondiente a la primer semana de los meses de julio a diciembre de 1991. A lo largo del día (7:00-21:00 hrs.), se tomaron 9 muestras de aguas residuales en las estaciones ST y EC con una frecuencia de muestreo de 2 hrs. A partir de octubre se muestreó la estación SC. A esta estrategia de muestreo se le denominó serie mensual.

2.1.1.2 Variabilidad semanal y estacional

Del 17 de mayo al 18 de diciembre de 1991, se tomaron muestras de aguas residuales cada tercer día (alrededor de las 12:00 hrs). Este muestreo se realizó en ST con una periodicidad de dos días, y se le denominó serie total.

2.1.2 Análisis de metales

2.1.2.1 Limpieza de material

El material utilizado puede contaminarse por metales pesados ajenos a la matriz problema (agua residual). Este efecto debe ser eliminado durante las diferentes etapas del trabajo, de modo que se hizo necesario aplicar un riguroso proceso de limpieza sobre el material utilizado, según lo descrito por Stephenson *et al.* (1979). El HCl, HNO₃ y agua deionizada empleados fueron de un alto grado de pureza.

2.1.2.2 Método de muestreo

La técnica de muestreo consistió en la colección de 250 ml de agua residual en una botella de plástico, en contra de la dirección del efluente, usando guantes de plástico (Batley, 1989). La preservación de la muestra se realizó añadiendo 1.3 ml de HNO₃ doblemente destilado, de acuerdo a lo descrito por APHA (1985). Adicionalmente, se determinó la concentración de oxígeno disuelto (método Winkler de azida de sodio), el pH (electrodo de combinación), potencial redox (electrodo de platino), y temperatura (termómetro de cubeta con una precisión de 0.1°C) (APHA, 1985).

2.1.2.3 Eliminación de materia orgánica

Para llevar a cabo la determinación de Cd, Cu y Pb en las aguas residuales fue necesario eliminar la materia orgánica (APHA, 1985). Para esto se tomó una alícuota de 100 ml de muestra y se colocó en un vaso de precipitado. Se agregaron 5 ml de HNO₃ (doblemente destilado), y se aplicó un calentamiento moderado hasta que la

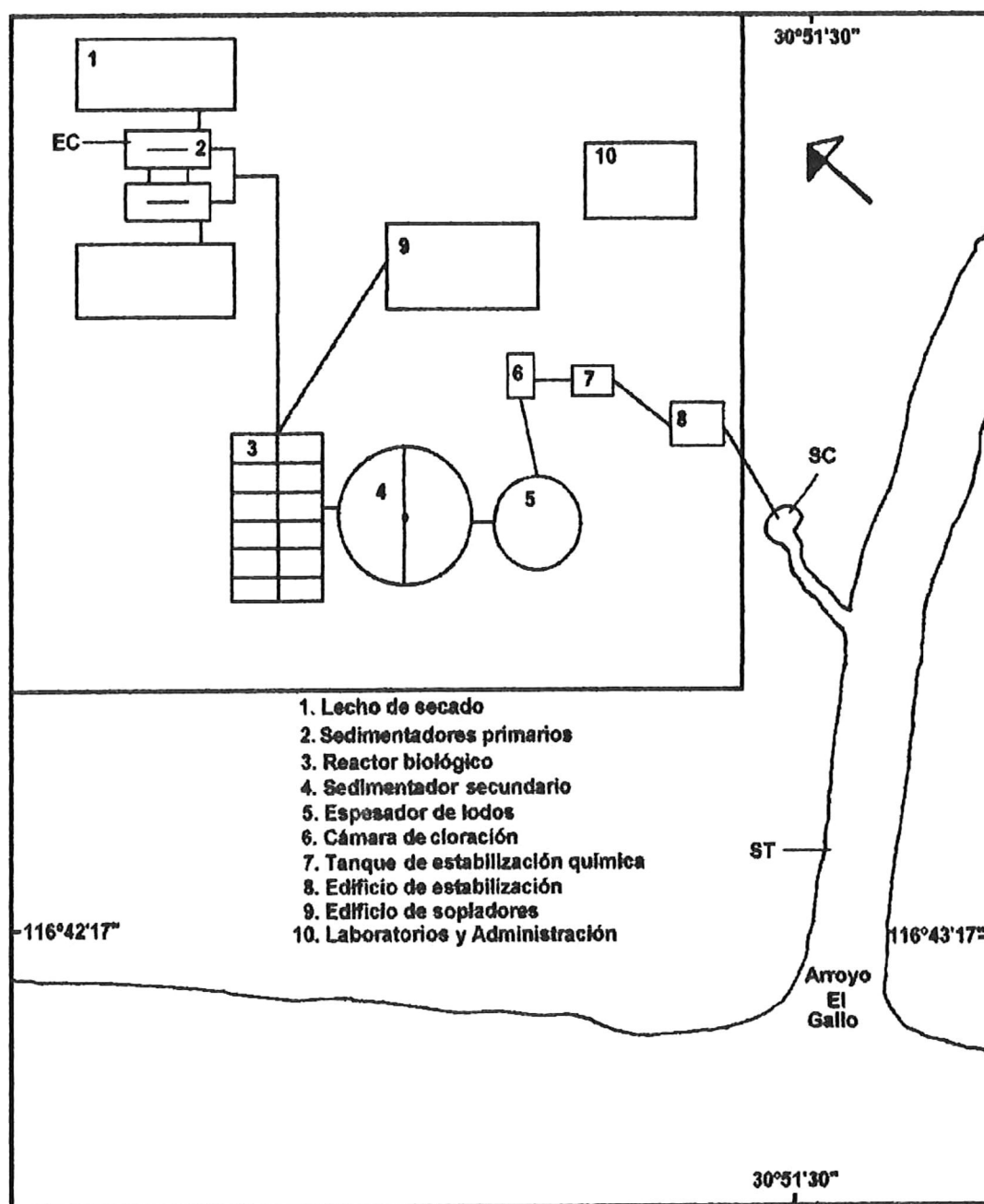


Figura 2. Ubicación de las estaciones de muestreo e infraestructura general de la planta de tratamiento de aguas negras de la ciudad de Ensenada, B. C., México, (CESPE). Entrada CESPE (EC), salida CESPE (SC) y salida total (ST).

muestra bajó a los 25 ml (el volumen no superó la fracción sólida). Se agregaron otros 5 ml del mismo ácido y se cubrió con un vidrio de reloj para formar un reflujo. Este procedimiento se repitió, agregando alícuotas de 5 ml de ácido hasta que la muestra quedó transparente y evitando que se secara. Por medio de calentamiento, se concentró a un volumen aproximado de 10 ml, y después se aforó a 25 ml. Por último, el extracto fue transferido a una botella de polietileno de 30 ml.

2.1.2.4 Análisis Instrumental

Para el análisis de los metales se empleó un espectrofotómetro de absorción atómica marca Thermo Jarrel Ash modelo Smith-Hieftje 12, equipado con horno de grafito modelo CTF 188 y un corrector de fondo Smith Hieftje. En el análisis del Cu se empleo la técnica de flama aire-acetileno, mientras que para el Cd y el Pb se utilizó el horno de grafito.

2.2 Procesamiento de Datos

2.2.1 Análisis espectral de series de tiempo

Se evaluaron las frecuencias predominantes en las series de tiempo de la concentración de Cd, Cu y Pb de la serie total mediante el uso del programa "SPECTRA" (Larios-Castillo, 1993²). Adicionalmente, se llevó a cabo el análisis de distribución de frecuencias para evaluar la cantidad de valores extremos en la totalidad de las muestras.

² Larios-Castillo, S. I. Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Departamento de Oceanografía Física.

2.2.2 Análisis de correlación de Pearson

Se realizó un análisis de correlación producto-momento de Pearson para determinar el grado de asociación existente entre las diferentes variables fisicoquímicas de la descarga (temperatura, pH, Eh y O₂), ambientales (precipitación pluvial), socioeconómicas (volumen mensual promedio de pescado procesado y aforo mensual promedio de autos), y las concentraciones de Cd, Cu y Pb.

En el caso de las variables socioeconómicas, se investigó el comportamiento de algunas variables externas que pudieran influenciar la variación temporal de los metales como el aforo vehicular a la ciudad de Ensenada (Secretaría de Comunicaciones y Transportes, 1994) y la cantidad de pescado procesado (Secretaría de Pesca, 1994). El aforo vehicular caracterizó la afluencia turística a la entidad, y el efecto de las aguas residuales domésticas sobre la variación de los metales. La cantidad de pescado procesado indicó el efecto de la industria pesquera. Por último, se obtuvo el análisis de correlación de los promedios de ambas variables y del contenido de metales pesados.

2.2.3 Eficiencia de la planta

La eficiencia de remoción de metales pesados por la planta se determinó a partir de los datos obtenidos en la serie mensual mediante la ecuación (1) empleada por Olivos-Ortiz (1994). Los valores empleados fueron las concentraciones de las estaciones EC y SC,

$$E = \left(1 - \frac{SC}{EC}\right) * 100, \quad (1)$$

donde:

E = eficiencia de remoción [%],

SC = concentración en SC [$\mu\text{g} / \text{l}$],

EC = concentración en EC [$\mu\text{g} / \text{l}$].

La evaluación de la eficiencia se apoyó en el análisis de varianza que se aplicó a los datos de concentración de Cd, Cu y Pb de las estaciones EC y SC, investigando las diferencias espaciales y temporales en las aguas de desecho. Previo al análisis de varianza paramétrico se probó la normalidad de los datos por la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Debido a que algunos de ellos no fueron normales, se aplicó una transformación logarítmica a la concentración del Cu y Pb, mientras que el Cd requirió de una transformación del tipo $[\log (\text{conc}+1)]$. La homogeneidad de varianzas se evaluó mediante la prueba de Bartlett (Sokal y Rohlf, 1980; Steel y Torrie, 1990). Para realizar los análisis estadísticos se utilizó el paquete estadístico SYSTAT (Wilkinson, 1990).

Dadas las características del muestreo de la serie mensual, se planteó la realización de dos análisis de varianza de dos vías. El primer análisis de varianza (6x2), presentó a los meses de julio a diciembre como factor 1, y a las estaciones EC y SC como factor 2. El segundo análisis de varianza (3x3), presentó a los meses de octubre a diciembre (3) y a las estaciones EC, SC y ST (3), como factores. En ambos casos, las replicas fueron las 9 muestras tomadas durante la serie diurna. El tiempo se empleó como factor, ya que las muestras conservan su independencia al ser

recolectadas en un medio dinámico (efluente) que presenta un flujo promedio constante.

2.2.4 Estimación de los aportes

Los aportes de Cd, Cu y Pb se calcularon a partir de la concentración, y los datos de flujo promedio mensual de la planta (Ortega-Pérez, comunicación personal). Los valores de flujo diarios se obtuvieron mediante un modelo numérico de interpolación segmentaria. La ecuación utilizada para la determinación de los aportes de acuerdo a Segovia-Zavala (1994) es:

$$A = C * F * K, \quad (2)$$

donde:

A = aporte [Kg / día],

C = concentración [μg / l],

F = flujo [l / seg],

K = factor de conversión de unidades (8.64×10^{-5} [Kg seg / μg día]).

A partir de la serie mensual se obtuvieron los aportes promedio diarios (Kg/día) en SC y ST, basados en la concentración promedio del metal y el flujo promedio mensual de la planta de julio a diciembre (ec. 2).

A partir de la serie de tiempo que se llevó a cabo en la estación ST (serie total) se evaluaron los aportes anuales a la Bahía de Todos Santos de Cd, Cu y Pb (Kg/año). Este calculo consideró el promedio de la concentración de los elementos y el flujo promedio de la planta del 17 de mayo al 18 de diciembre, multiplicandos por 365 (ec. 2).

3. RESULTADOS

3.1 Variabilidad en las concentraciones

3.1.1 Variabilidad diurna

3.1.1.1 Variables fisicoquímicas

La temperatura promedio en EC osciló entre los 25.3°C y los 25.8°C, con valores máximos a las 7:00 y 13:00 hrs, y mínimos a las 21:00 hrs (Fig. 3a). En SC la tendencia fue a disminuir a partir de las 13:00 hrs. La temperatura promedio más baja (23.7°C) ocurrió por la noche. En ST la temperatura se comportó de igual modo que EC. La temperatura en EC fue mayor que en ST, y ésta más alta que en SC, aunque las diferencias no sobrepasaron los 0.7°C (SC>ST>EC).

El pH promedio en EC presentó un intervalo de 7.2 a 7.7, los valores más altos ocurrieron a las 7:00 y 21:00 hrs, y los más bajos a las 15:00 hrs (Fig. 3b). En SC, el pH promedio disminuyó de las 7:00 hrs (7.6) a las 19:00 hrs (7.1). Por último, en ST los valores de pH oscilaron entre 7.2 y 7.6, con valores máximos a las 7:00 hrs, y mínimos a las 19:00 hrs.

En EC el promedio de la concentración de oxígeno disuelto durante todo el día fue nulo. En SC el contenido de oxígeno se mantuvo por arriba de 0.9 mg at O₂/l durante todo el día (Fig. 4a). En ST el contenido de oxígeno promedio osciló entre 0.8 y 0.05 mg at O₂/l. Los valores más altos se registraron a las 7:00, 17:00 y 21:00 hrs, y los más bajos a las 15:00 y 19:00 hrs. El comportamiento del O₂ fue similar al presentado por el pH (Figs. 4a y 3b).

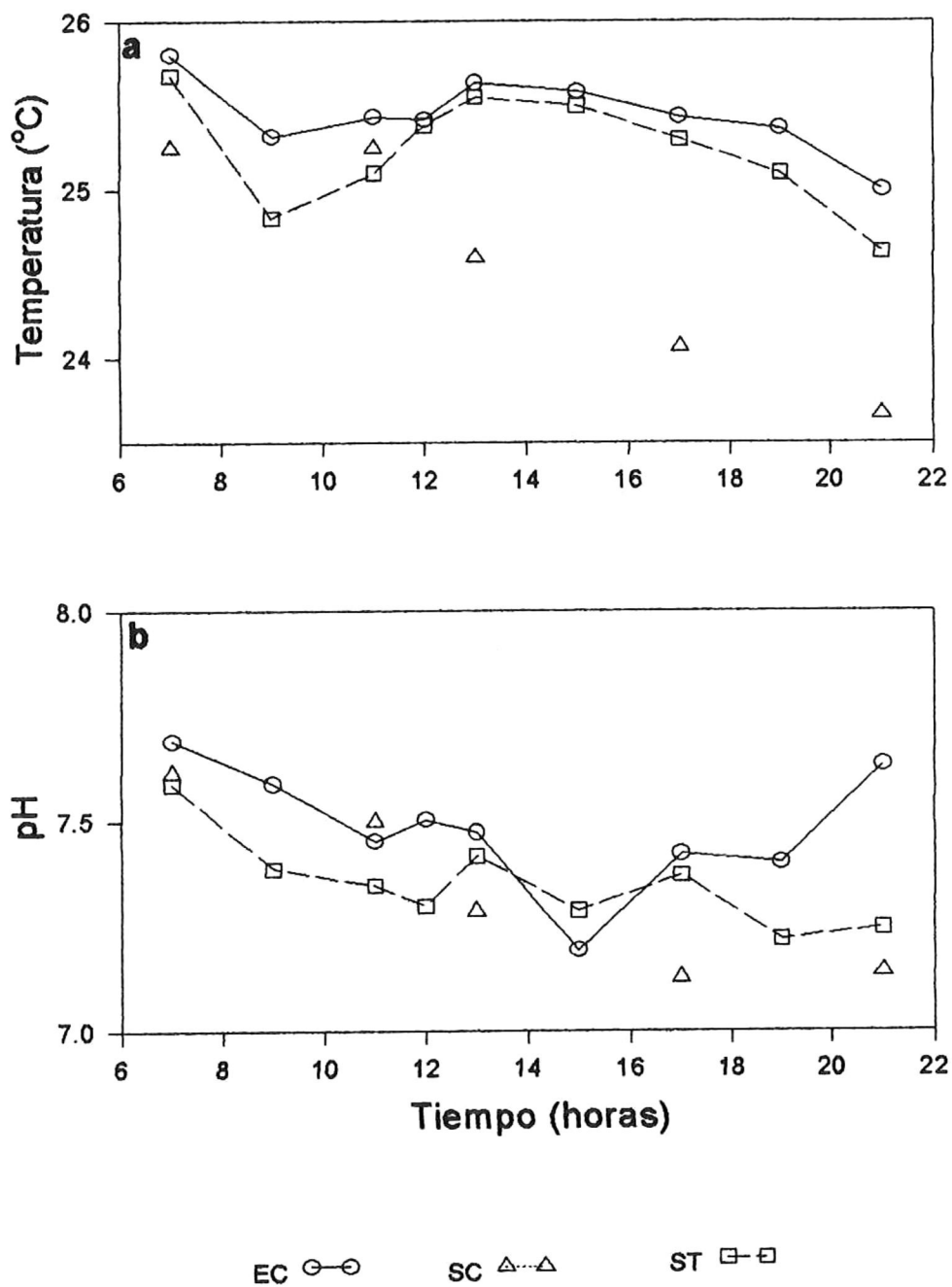


Figura 3. Variabilidad diurna de (a) temperatura, y (b) pH promedio de los meses de octubre a diciembre de 1991.

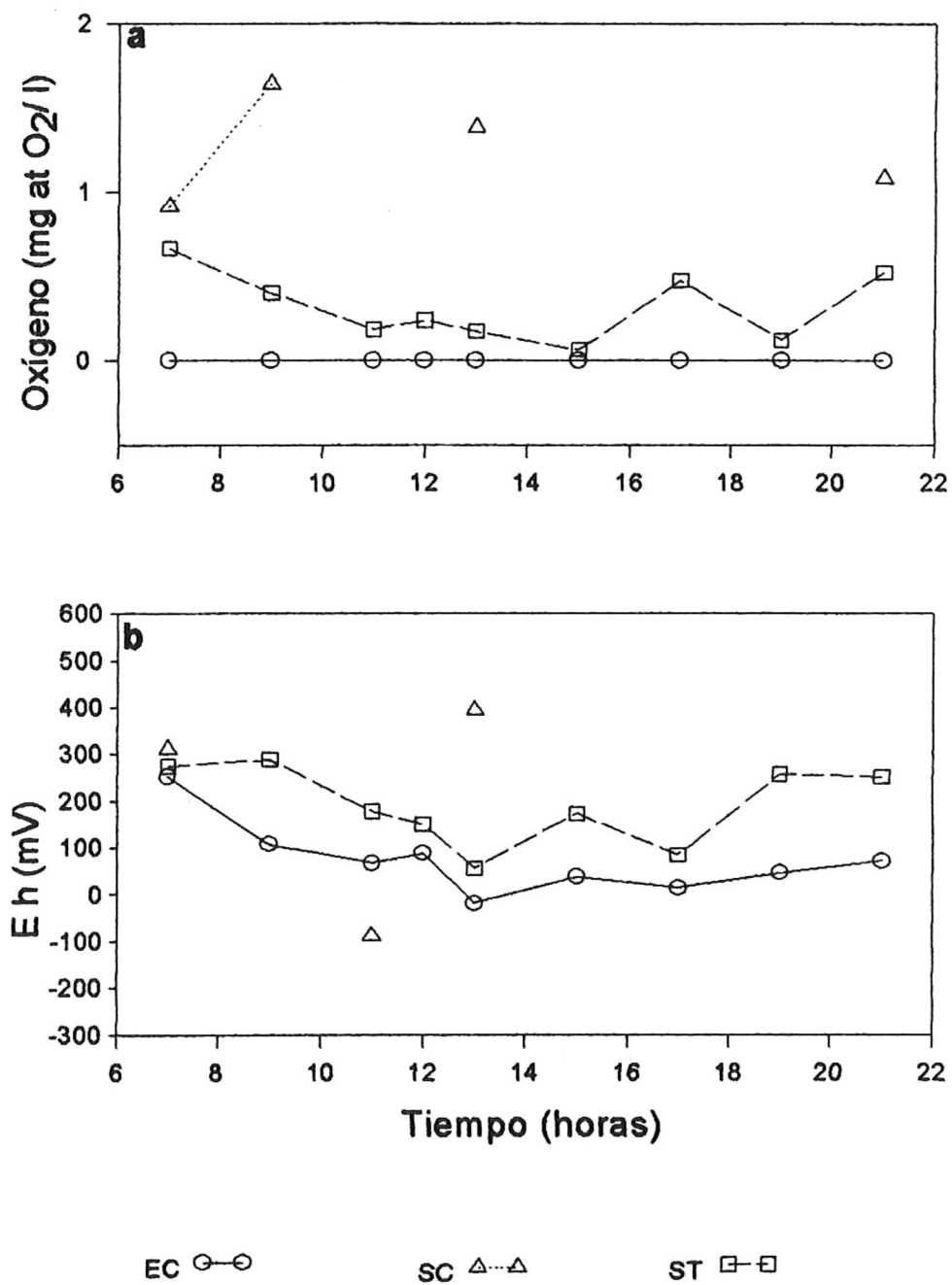


Figura 4. Variabilidad diurna (a) del contenido de oxígeno disuelto, y (b) el potencial redox promedio de los meses de octubre a diciembre de 1991.

Los valores de potencial redox promedio en EC presentaron un intervalo de 57 a 290 mV, con máximos por la mañana y noche, y mínimos al mediodía. Los valores de potencial redox en ST oscilaron entre -10 y 250 mV, con los valores más altos por la mañana y los más bajos a partir de las 13:00 hrs (Fig. 4b). La variación en ST fue similar a la que presentó el contenido de oxígeno (Figs. 4b y 4a).

3.1.1.2 Metales pesados

La concentración de Cd en EC registró una variación diurna con concentraciones promedio de Cd relativamente altas de las 11:00 a las 15:00 hrs (0.7-0.9 µg/l), y bajas por la mañana y tarde (0.1-0.3 µg/l). En SC la mayoría de las concentraciones de Cd estuvieron por debajo de los 0.4 µg/l, con valores altos al mediodía, y bajos por la mañana y tarde (Fig. 5). En contraste, la variación diurna en ST mostró que los valores más altos ocurrieron por la mañana (0.6-1.2 µg/l), disminuyendo hacia mediodía (0.2-0.4 µg/l), y por último, aumentaron por la tarde (0.7-1.6 µg/l). Al mediodía, la concentración de Cd en EC (0.8-2.0 µg/l) superó en dos veces a ST, mientras que por la mañana y tarde la relación fue inversa. La concentración de Cd en ST fue de 2 a 10 veces mayor a EC. En las figuras 5a y 5b se observó un comportamiento inverso entre la concentración de Cd en EC y ST.

En EC los niveles de Cu durante las horas de muestreo variaron en promedio de 37-55 µg/l por la mañana a 108-248 µg/l al mediodía, para después disminuir a 50 µg/l hacia la tarde (Fig. 6). Durante las horas de muestreo, SC presentó concentraciones alrededor de los 15 µg/l. ST registró concentraciones entre los 20 y 87 µg/l, con valores máximos por la mañana y tarde, y mínimos al mediodía. La

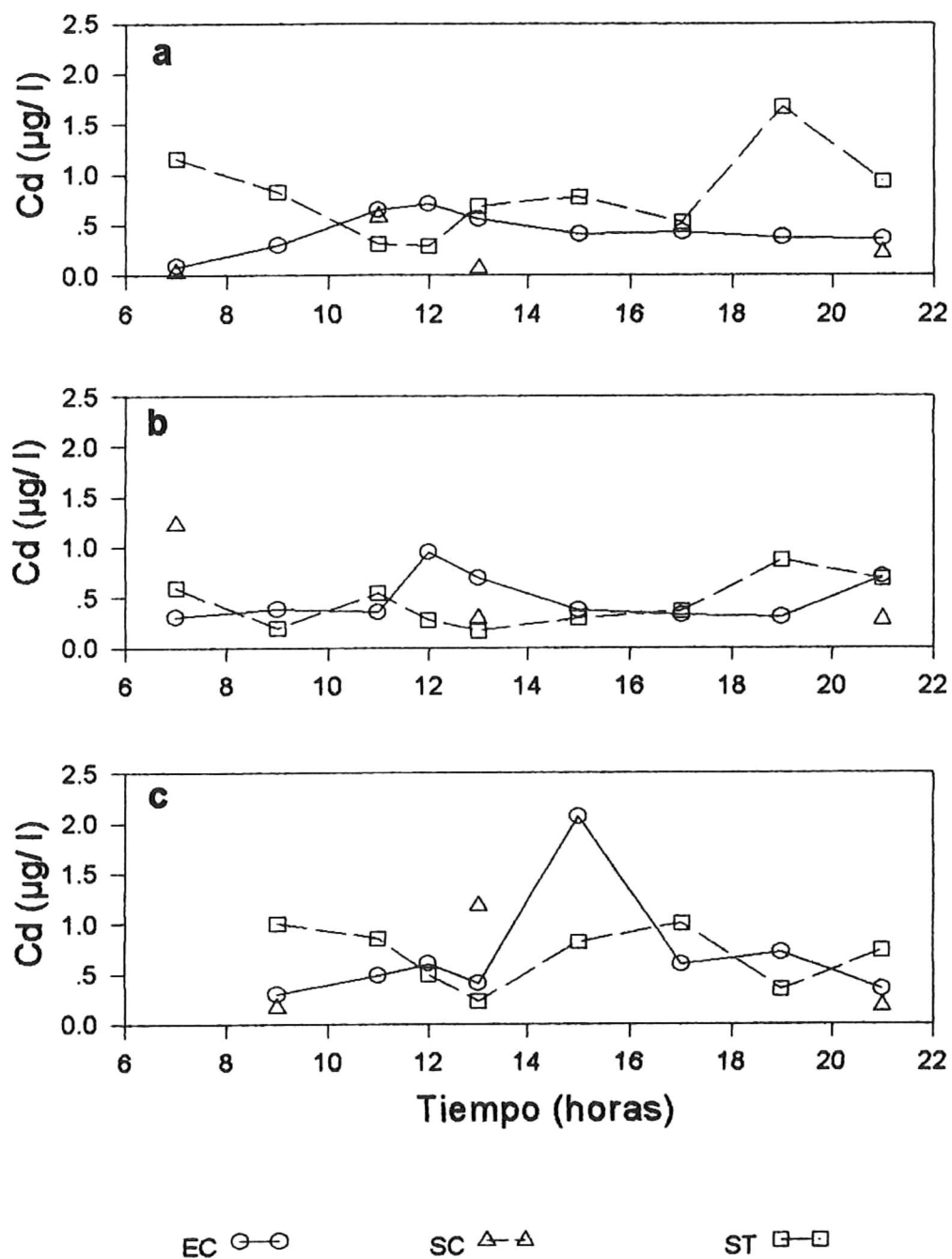


Figura 5. Variabilidad diaria de la concentración de Cd ($\mu\text{g/l}$) en los meses de (a) octubre, (b) noviembre y (c) diciembre.

variación diurna en la concentración de Cu en EC fue inversa a la registrada en ST (Fig. 6). El comportamiento espacial de la concentración del Cu se caracterizó por ser constante durante el día ($EC > ST > SC$).

La concentración de Pb en EC presentó valores bajos por la mañana (menores a 25 $\mu\text{g/l}$), mismos que aumentaron hacia el mediodía hasta 67 $\mu\text{g/l}$, y después disminuyeron en la noche entre 15 y 63 $\mu\text{g/l}$ (Fig. 7). En SC la concentración promedio osciló entre los 7.0 y 21.0 $\mu\text{g/l}$, con valores máximos al mediodía y tarde, y mínimos por la mañana. En ST las concentraciones variaron entre los 5 y 25 $\mu\text{g/l}$, con valores altos por la mañana y bajos en la noche. En diciembre se registraron valores de hasta 25 $\mu\text{g/l}$ por la tarde, y menores a 7 $\mu\text{g/l}$ por la mañana. La variación diurna del Pb en EC y ST fue similar (Fig. 7), a diferencia del Cd y Cu (Figs. 5 y 6). El comportamiento espacial en noviembre y diciembre mostró una mayor concentración de Pb en EC 5-67 $\mu\text{g/l}$, 2 a 6 veces mayor a la observada en ST.

3.1.2 Variabilidad semanal y estacional

3.1.2.1 Serie total

3.1.2.1.1 Variables fisicoquímicas

La temperatura en ST presentó valores que oscilaron entre los 21.1 y 28.3°C (Fig. 8a). Los valores más altos se registraron en los días 225-285 (verano-otoño), mientras que los valores más bajos ocurrieron en los días 310-356 (otoño-invierno); hasta antes del día 325 la temperatura fluctuó en el valor promedio (25.5°C).

La concentración de oxígeno disuelto en ST presentó un intervalo entre los 0 y

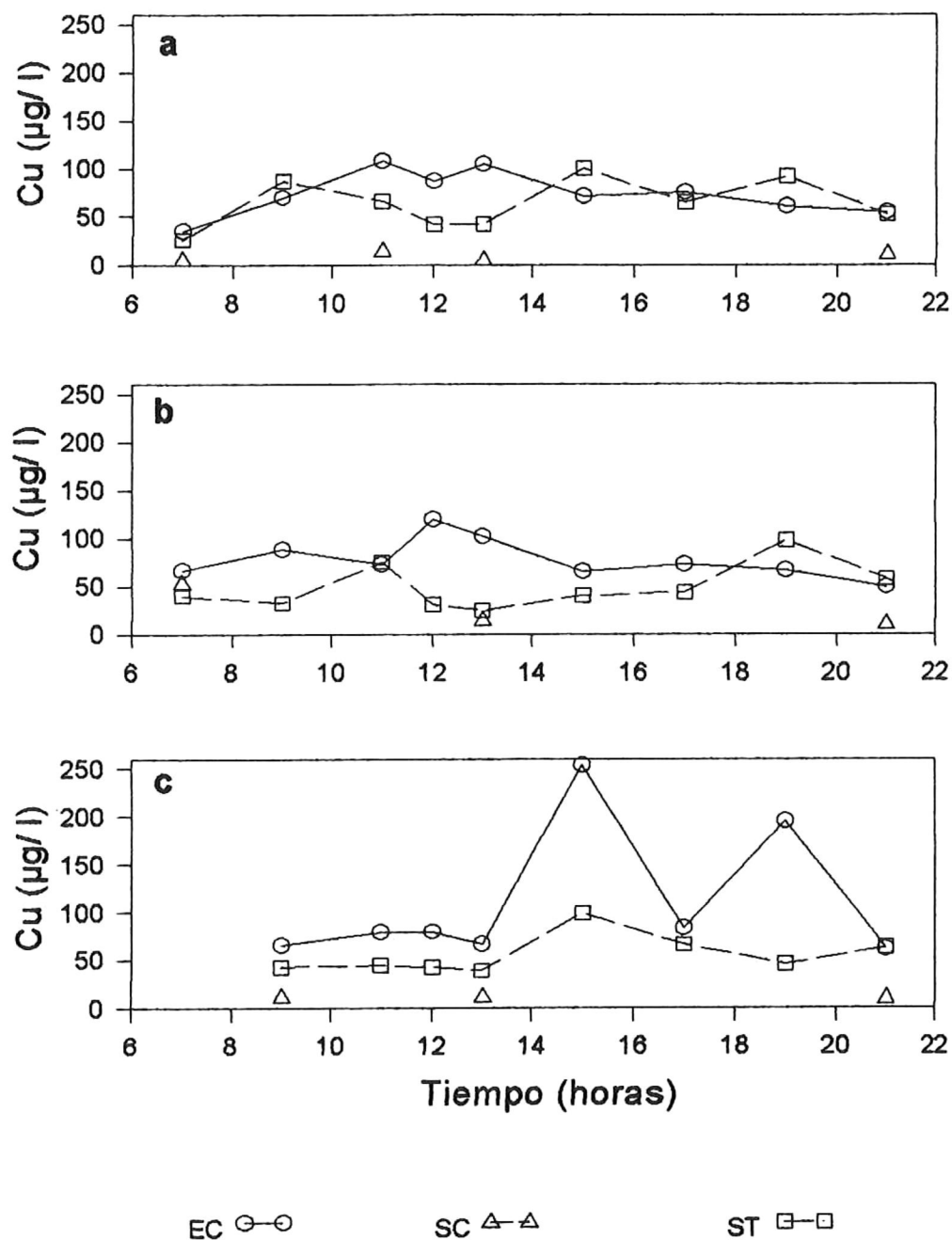


Figura 6. Variabilidad diurna de la concentración de Cu ($\mu\text{g/l}$) en los meses de (a) octubre, (b) noviembre y (c) diciembre.

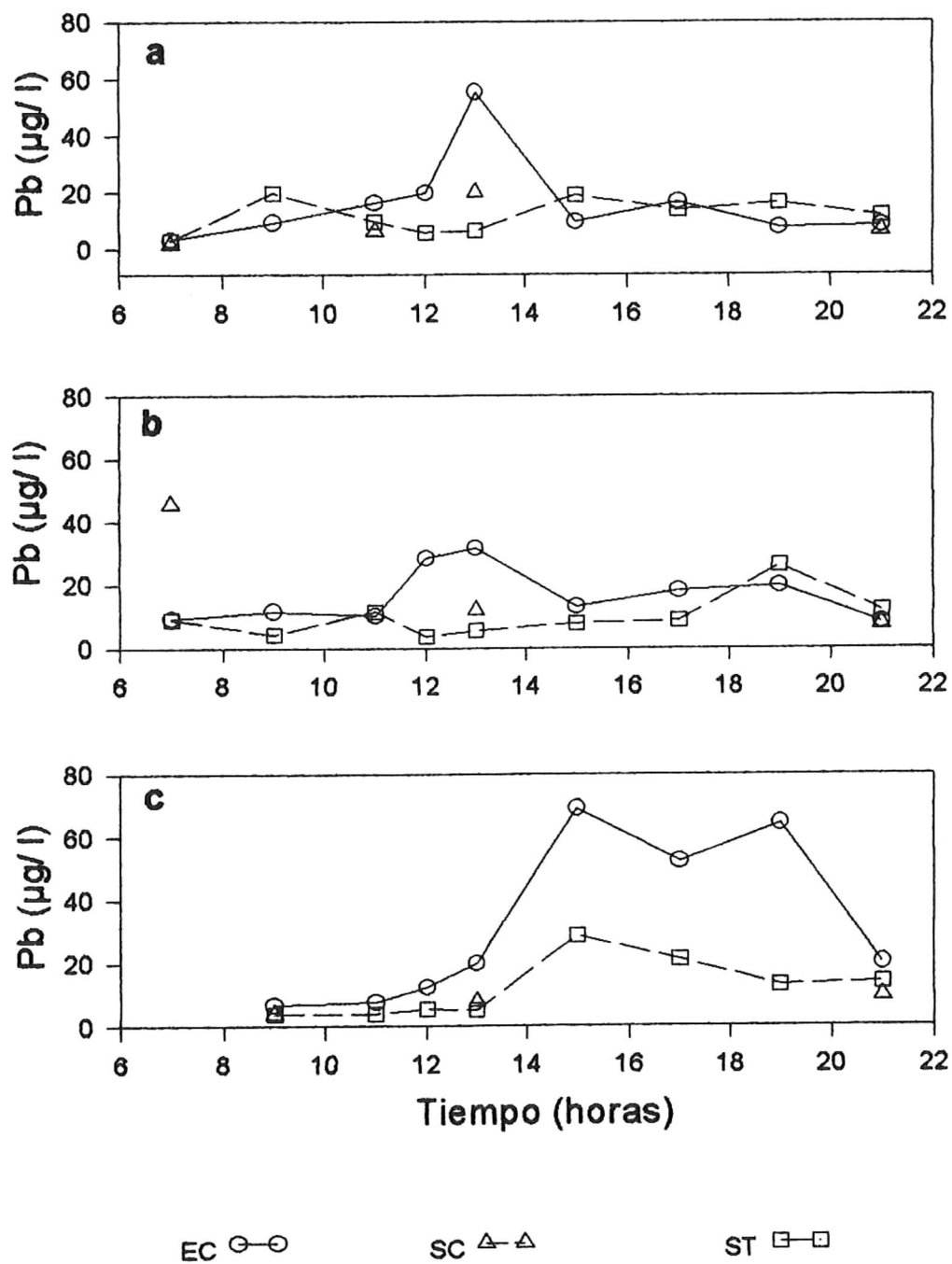


Figura 7. Variabilidad diurna de la concentración de Pb ($\mu\text{g/l}$) en los meses de (a) octubre, (b) noviembre y (c) diciembre.

2.65 mg at O₂/l (Fig. 8b). Los valores más altos se registraron entre los días 165 y 243 (junio-agosto). A partir de ésta fecha los valores de contenido nulo de oxígeno se incrementaron (septiembre); a partir del día 285 las muestras que contenían oxígeno no sobrepasaron los 0.75 mg at O₂/l (octubre-diciembre).

Los valores de pH oscilaron entre 6.3 y 7.2, los valores más altos se registraron durante el verano, mientras los más bajos ocurrieron durante el período otoño-invierno (Fig. 9a). El pH se asoció positivamente con la temperatura ($p < 0.05$; Anexo I).

El potencial redox en ST registró un intervalo de -90.2 a 493.1 mV, y presentó una tendencia a disminuir de verano a invierno (Fig. 9b). El Eh se asoció positivamente con el contenido de oxígeno y el pH ($p < 0.05$ y $p < 0.05$, respectivamente; Anexo I).

3.1.2.1.2 Metales pesados

La concentración de Cd en ST durante la serie total osciló de 0.3 y 13.0 µg/l, con un promedio de 2.2 µg/l (Fig. 10a). Los valores de Cd presentaron una alta variación a lo largo de la serie total (CV = 80.70%, Tabla I).

El Cu fluctuó entre 17.2 y 280.2 µg/l, con una variación menor a la del Cd (CV = 64.40%, Tabla I), y un promedio de 47.1 µg/l. No registró valores altos o bajos relacionados con un comportamiento estacional (Fig. 10b). El Cu no presentó una variación relacionada con la temperatura y el pH ($p \geq 0.05$ y $p \geq 0.05$, respectivamente; Anexo I).

La concentración del Pb fluctuó entre los 2.6 y 325.5 µg/l, con un valor promedio de 49.8 µg/l (Fig. 10c). El Pb presentó una alta variación a lo largo de la

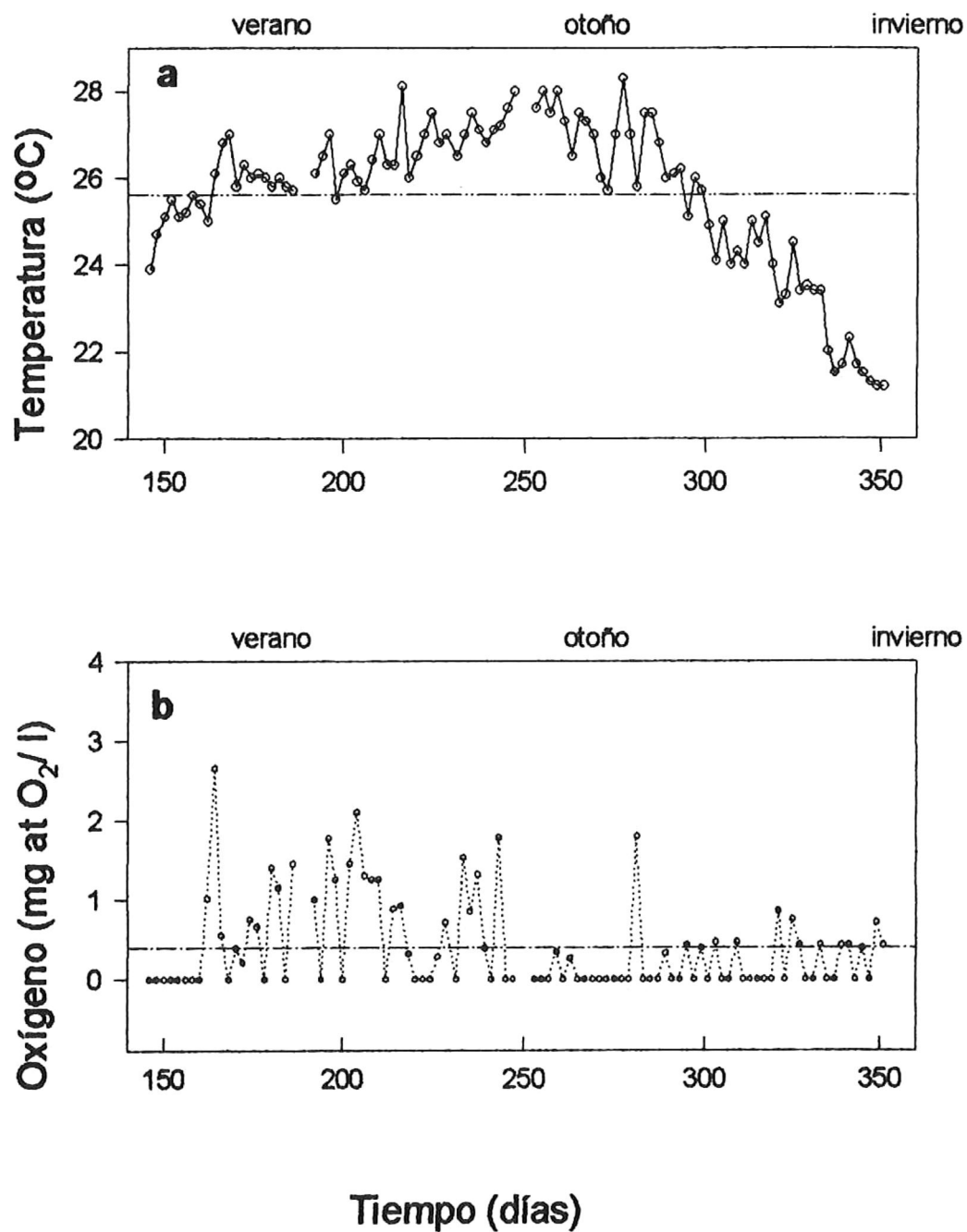


Figura 8. Serie de tiempo de (a) temperatura y (b) oxígeno disuelto del 17 de mayo al 18 de diciembre de 1991. La línea horizontal indica el promedio en ST.

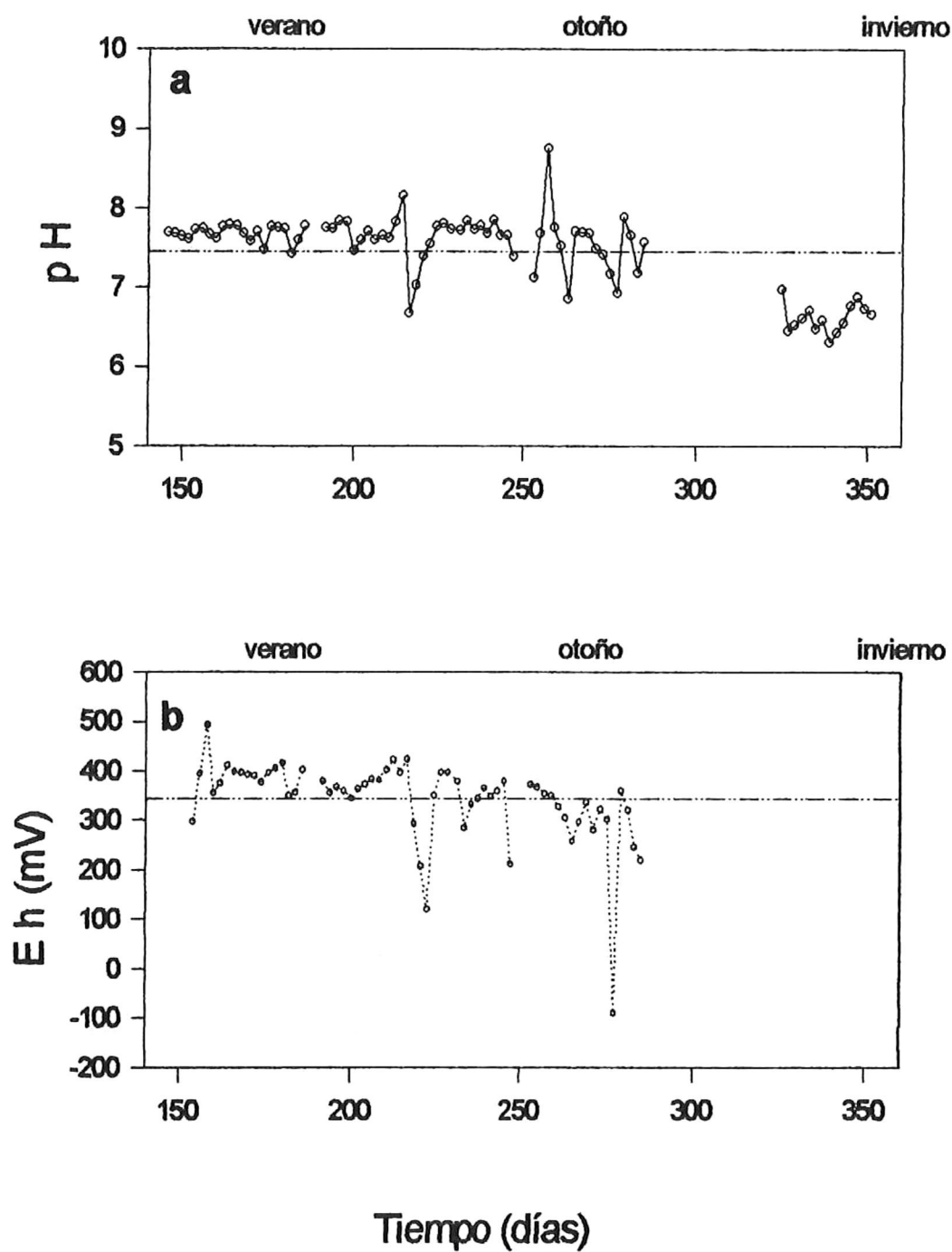


Figura 9. Serie de tiempo de (a) pH y (b) potencial redox del 17 de mayo al 18 de diciembre de 1991. La línea horizontal indica el promedio en ST.

serie total (CV = 88.10%; Tabla I), y no se correlacionó la temperatura y el pH ($p \geq 0.05$ y $p \geq 0.05$, respectivamente; Anexo I).

Los espectros de varianza de la concentración de Cd y Cu presentaron una marcada periodicidad semanal (Fig. 11a y 11b). Mientras que con una periodicidad entre los 6 y 8 días, el espectro de la varianza para el Pb evidenció la asociación entre la variación que presentó el metal en la serie total y los eventos con periodicidad semanal (Fig. 11c).

En la tabla II se muestra como varían las concentraciones promedio de Cd, Cu y Pb de lunes a domingo en ST. La concentración promedio de Cd entre semana (2.3 $\mu\text{g/l}$), es 20% más alta que los fines de semana, especialmente los lunes y miércoles.

El Cu presentó concentraciones altas los lunes, miércoles, sábados y domingos (67.0-69.6 $\mu\text{g/l}$). El promedio de la concentración de Pb los sábados, domingos y lunes (57.2 $\mu\text{g/l}$) fue 33% más alta que el promedio del resto de la semana.

Durante la serie total el Cd en ST (107 muestras) registró una distribución de frecuencias lognormal que se caracterizó por tener un número reducido de muestras con valores de concentración elevados (valores extremos o pico). Se determinó que un 76% de las muestras de Cd en ST se encontraban en los dos primeros intervalos de clase (0.3-0.7 y 0.8-1.3 $\mu\text{g/l}$). El valor extremo de Cd (12.0 $\mu\text{g/l}$) fue 40 veces más alto que la concentración más baja (Fig. 12a).

El Cu y el Pb también presentaron una distribución lognormal (Figs. 12b y 12c). En el Cu, un 70% de las muestras presentaron concentraciones mayores a los

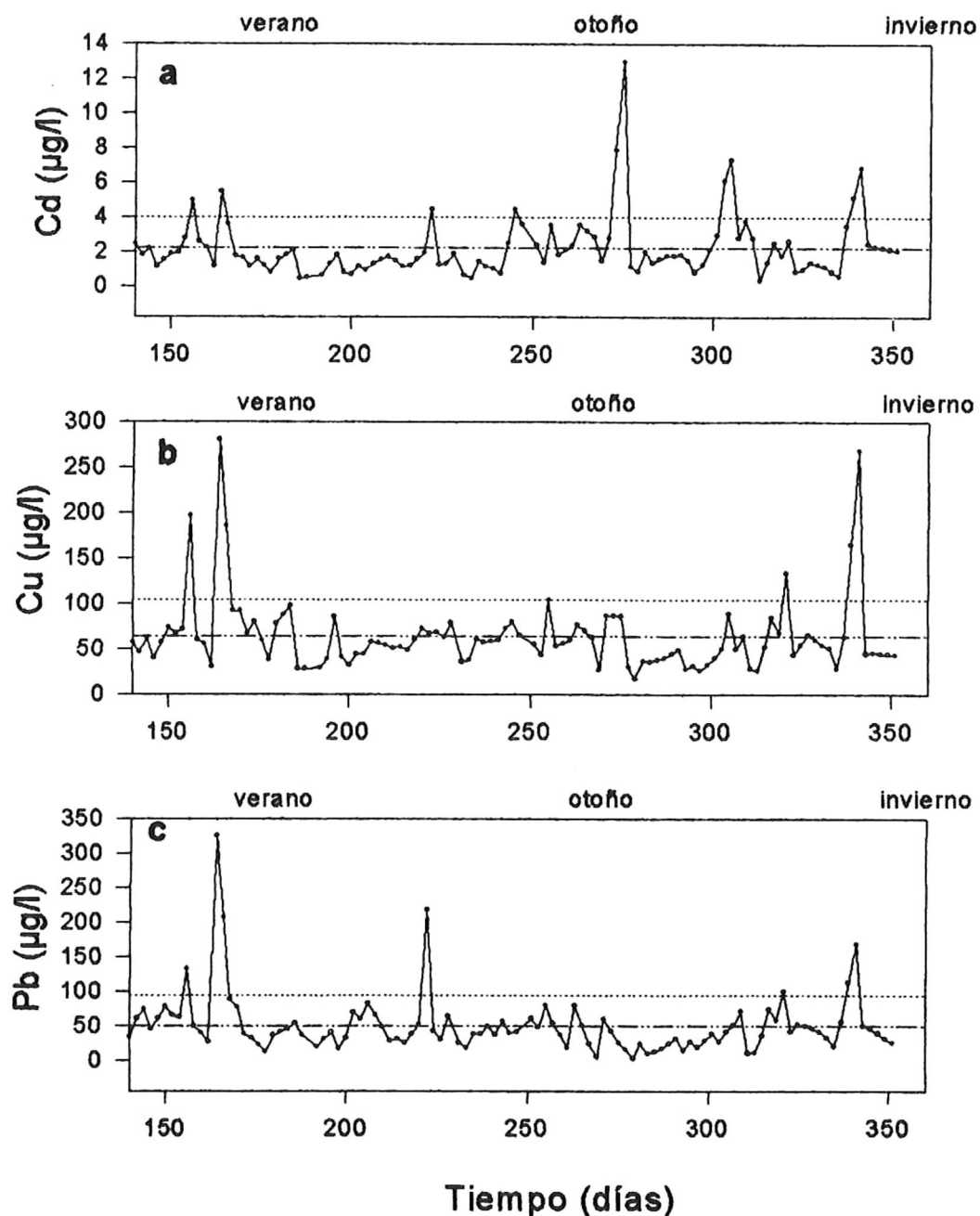


Figura 10. Serie de tiempo de la concentración de: (a) Cd, (b) Cu, y (c) Pb del 17 de mayo al 18 de diciembre de 1991. Las líneas rectas indican el promedio (alternada) y desviación estándar positiva (punteada).

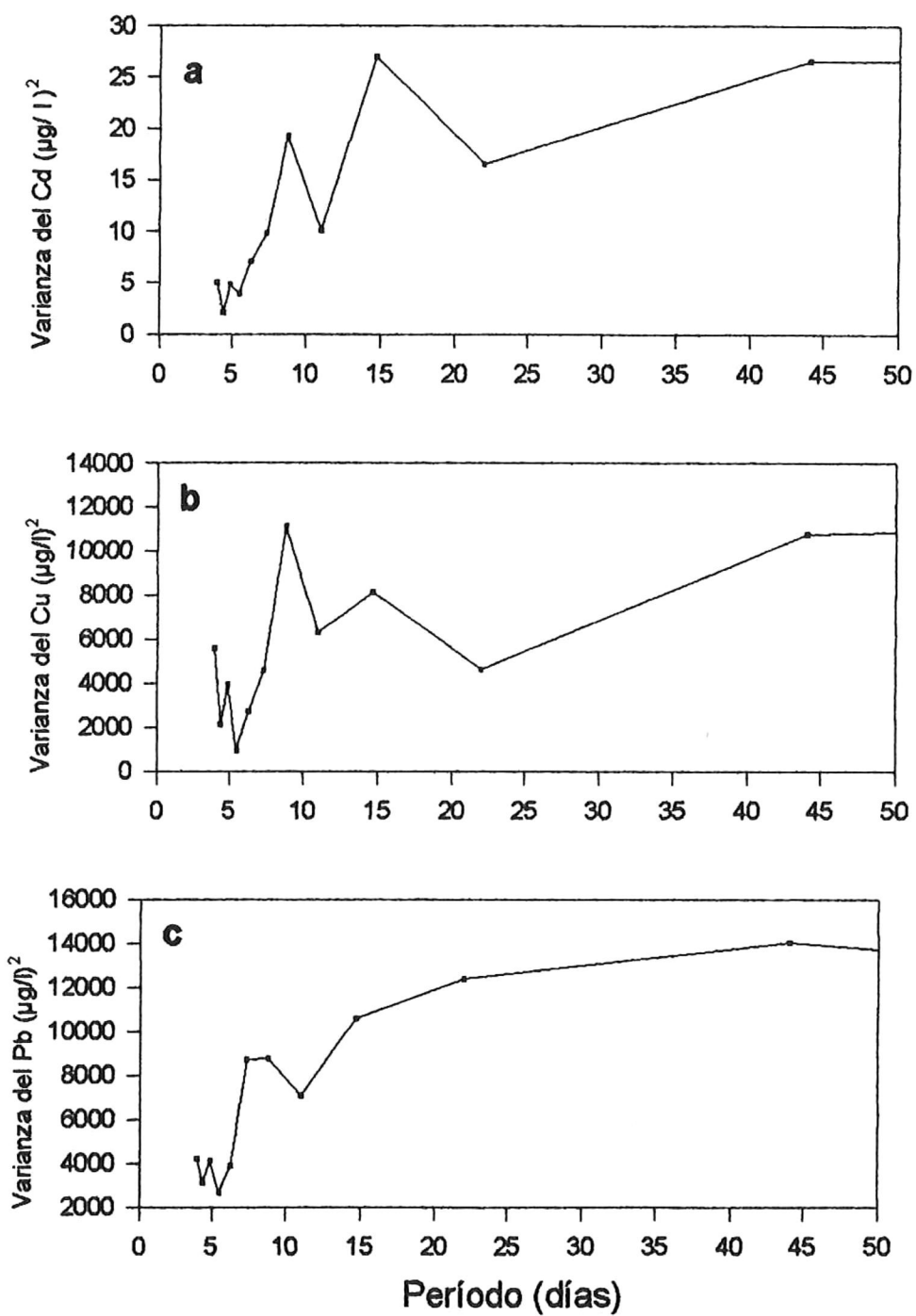


Figura 11. Análisis espectral de series de tiempo de la concentración de: (a) Cd, (b) Cu y (c) Pb.

Tabla I. Parámetros estadísticos de las variables a partir de los datos obtenidos en la serie total. Desviación estándar (D.S.), mínimo (MIN), máximo (MAX) y coeficiente de variación (C.V.).

	Cd ($\mu\text{g/l}$)	Cu ($\mu\text{g/l}$)	Pb ($\mu\text{g/l}$)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)	O_2 (mg at O/l)	pH	Eh (mV)	Flujo 10^3 l/día
MEDIA	2.202	63.859	49.861	25.561	0.400	7.438	331.730	2.4803
D. S.	1.776	41.115	43.925	1.803	0.583	0.479	88.939	1.776
MIN.	0.325	17.250	2.650	21.100	0.000	6.308	-90.200	2.3310
MAX	12.975	280.859	325.5	28.300	2.654	8.749	493.100	2.6034
C. V.(%)	80.70	64.40	88.10	7.100	145.90	6.400	26.80	3.84

Tabla II. Promedios de las concentraciones de Cd, Cu y Pb ($\mu\text{g/l}$) de los siete días de la semana a partir de los resultados de la serie total

	Lun.	Mar.	Mie.	Jue.	Vie.	Sáb.	Dom.
Cd	2.488	1.784	2.981	1.933	2.181	1.827	1.970
Cu	69.594	50.664	69.191	57.283	61.145	66.975	67.109
Pb	70.562	43.941	46.582	41.047	40.888	51.756	49.745

41.2 $\mu\text{g/l}$, mientras en el Pb 80% de las muestras superaron los 32.5 $\mu\text{g/l}$. Los valores extremos de Cu y Pb, fueron 5 y 7 veces mayores que los promedios del segundo límite de clase del Cu y el Pb, 53.0 $\mu\text{g/l}$ y 46.2 $\mu\text{g/l}$, respectivamente (Fig. 12b y 12 c).

3.1.2.2 Serie mensual

3.1.2.2.1 Variables fisicoquímicas

La temperatura de EC durante los meses de muestreo presentó valores entre 28.3 y 21.1°C (Fig. 13a). Las temperaturas más altas ocurrieron durante julio, agosto, septiembre y octubre (25.8-27.6°C), mientras las más bajas se registraron en noviembre y diciembre (22.1-24.2°C). En SC y ST sucedió lo mismo. La diferencia espacial entre los promedios de temperatura para cada mes en EC, SC y ST no superó los 0.7°C (EC>SC>ST).

El pH en EC presentó valores altos en los meses de julio a septiembre (7.7-8.0), y bajos en noviembre y diciembre (6.5-6.6) (Fig. 13b). El pH en ST y SC se comportó de modo similar a EC, excepto de septiembre a octubre, meses en los que ST registró una diferencia notable (0.3-0.8 unidades). El pH se asoció positivamente con la temperatura en EC y ST ($p<0.05$ y $p<0.05$, respectivamente; Tabla III).

El contenido de oxígeno disuelto en EC sólo presentó valores de 0 mg at O_2/l a lo largo de la serie. En SC la concentración de O_2 siempre presentó valores arriba de 0.75 mg at O_2/l . El contenido de O_2 en ST registró valores entre 0-0.75 mg at O_2/l ; los máximos ocurrieron en julio, agosto y diciembre, mientras los mínimos se presentaron de septiembre a noviembre (Fig. 14a).

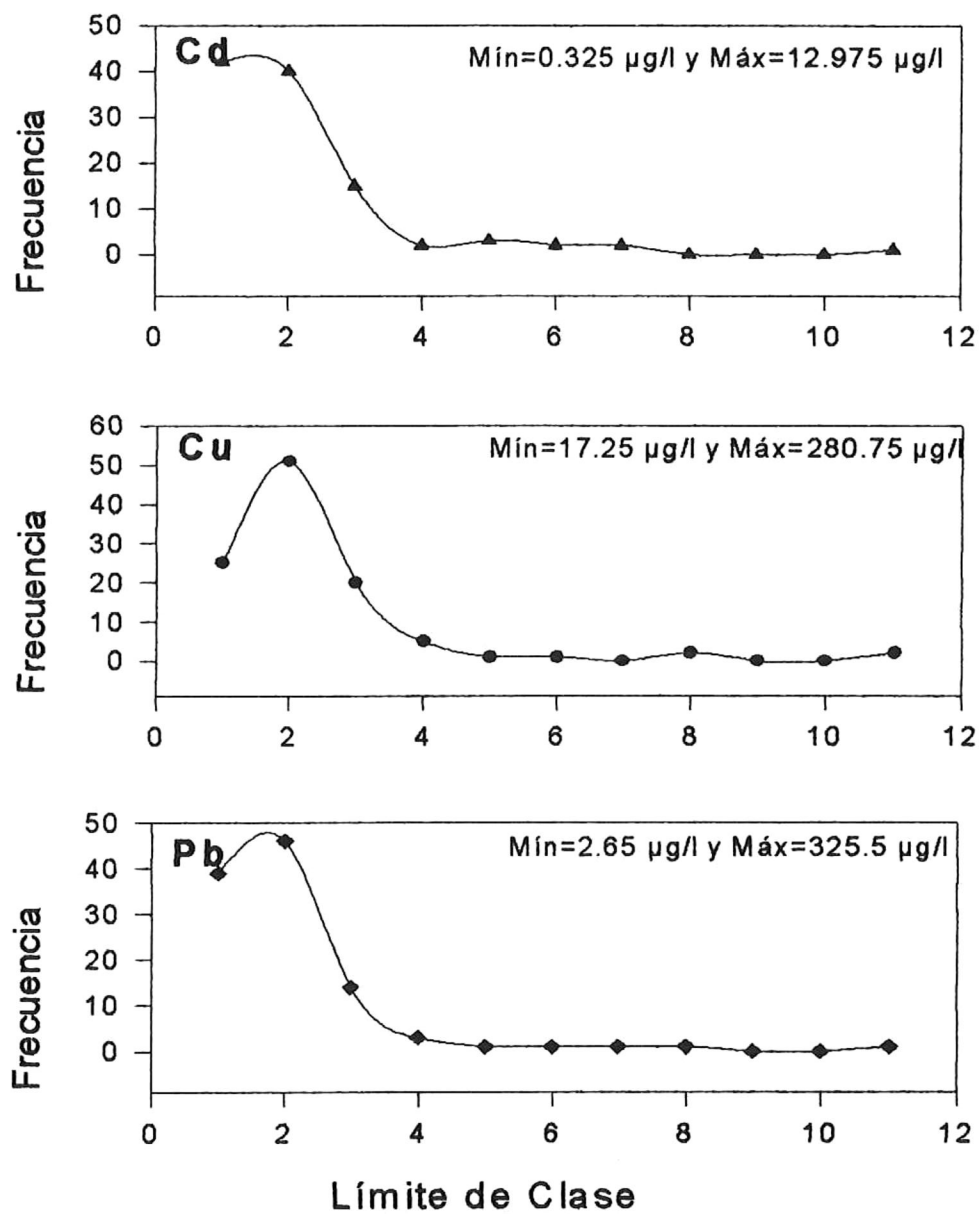


Figura 12. Distribución de frecuencias de la concentración de Cd, Cu y Pb (µg/l). Límite de clase vs. número de valores. En la parte superior de la figura se muestra la concentración máxima y mínima. Los intervalos de clase son de 1.2 µg/l, 24.0 µg/l, y 30.0 µg/l, para el Cd, Cu y Pb, respectivamente (serie total del 17 mayo al 18 de diciembre de 1991)

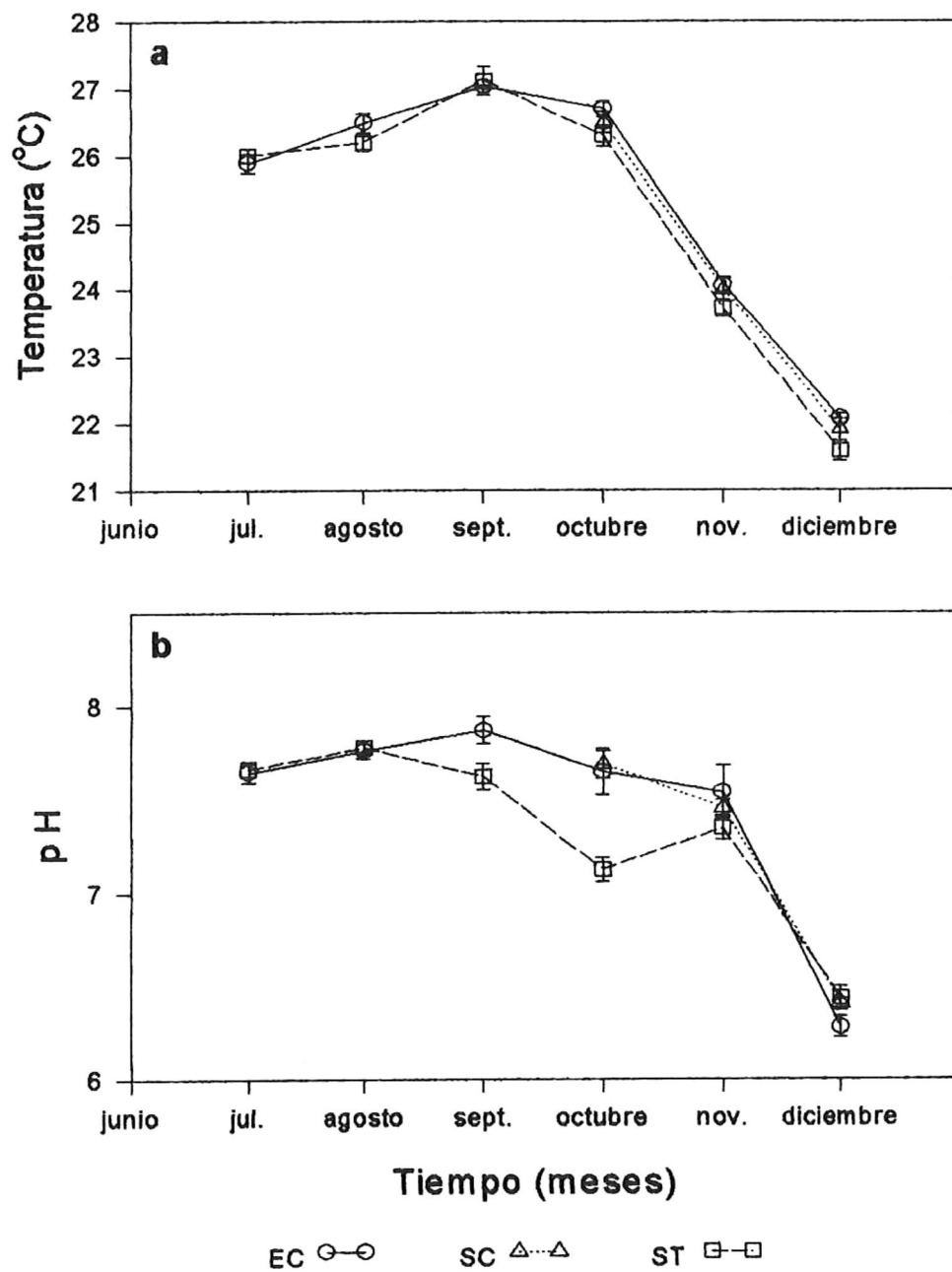


Figura 13. Variación mensual de (a) temperatura y (b) pH promedio de julio a diciembre de 1991. Las barras corresponden al promedio $\pm$ error estándar.

El potencial redox en EC registró valores promedio entre los -48.2 y 307 mV. Los máximos se presentaron en julio, y los valores mínimos en octubre (Fig 14b). El Eh en ST presentó el mismo comportamiento de EC, sólo que los valores fueron más altos (366.8 a -29.0 mV).

3.1.2.2.2 Metales pesados

La concentración de Cd en EC presentó un intervalo de 0.4-0.7 $\mu\text{g/l}$. Las concentraciones se incrementaron de julio a septiembre, y después disminuyeron hacia noviembre; por último, se incrementaron en diciembre. Los valores más altos se registraron en septiembre y diciembre, mientras los más bajos en julio y noviembre (Fig. 15a). En SC las mayores concentraciones fueron registradas en noviembre (0.6 $\mu\text{g/l}$), y las menores en octubre y diciembre (0.2 $\mu\text{g/l}$). En ST la media fue de 1.0 $\mu\text{g/l}$, con máximos en agosto y septiembre, y mínimos en julio y noviembre (Fig. 15a y Anexo II). El Cd en EC se correlacionó negativamente con el Eh, al igual que en ST con el O_2 ($p < 0.05$ y $p < 0.05$, respectivamente; Tabla III)

La concentración de Cu en EC osciló entre 66.47 y 110.6 $\mu\text{g/l}$. El contenido del metal se incrementó de julio a septiembre, y disminuyó en noviembre; por último, aumentó en diciembre. La concentración de Cu en SC se comportó de igual manera que el Cd en la misma estación, presentó un intervalo de 0.9-25.3 $\mu\text{g/l}$ (Fig. 15b y Anexo II). En ST la concentración de Cu registró un incremento de julio a septiembre (49.5 a 75.1 $\mu\text{g/l}$), mismo que disminuyó hacia noviembre (en 49.1 $\mu\text{g/l}$). El Cu y el Cd en EC se correlacionaron positivamente ($p < 0.05$ y $p < 0.05$, respectivamente; Tabla III), mientras en ST el Cu se asoció positivamente con los valores de pescado procesado

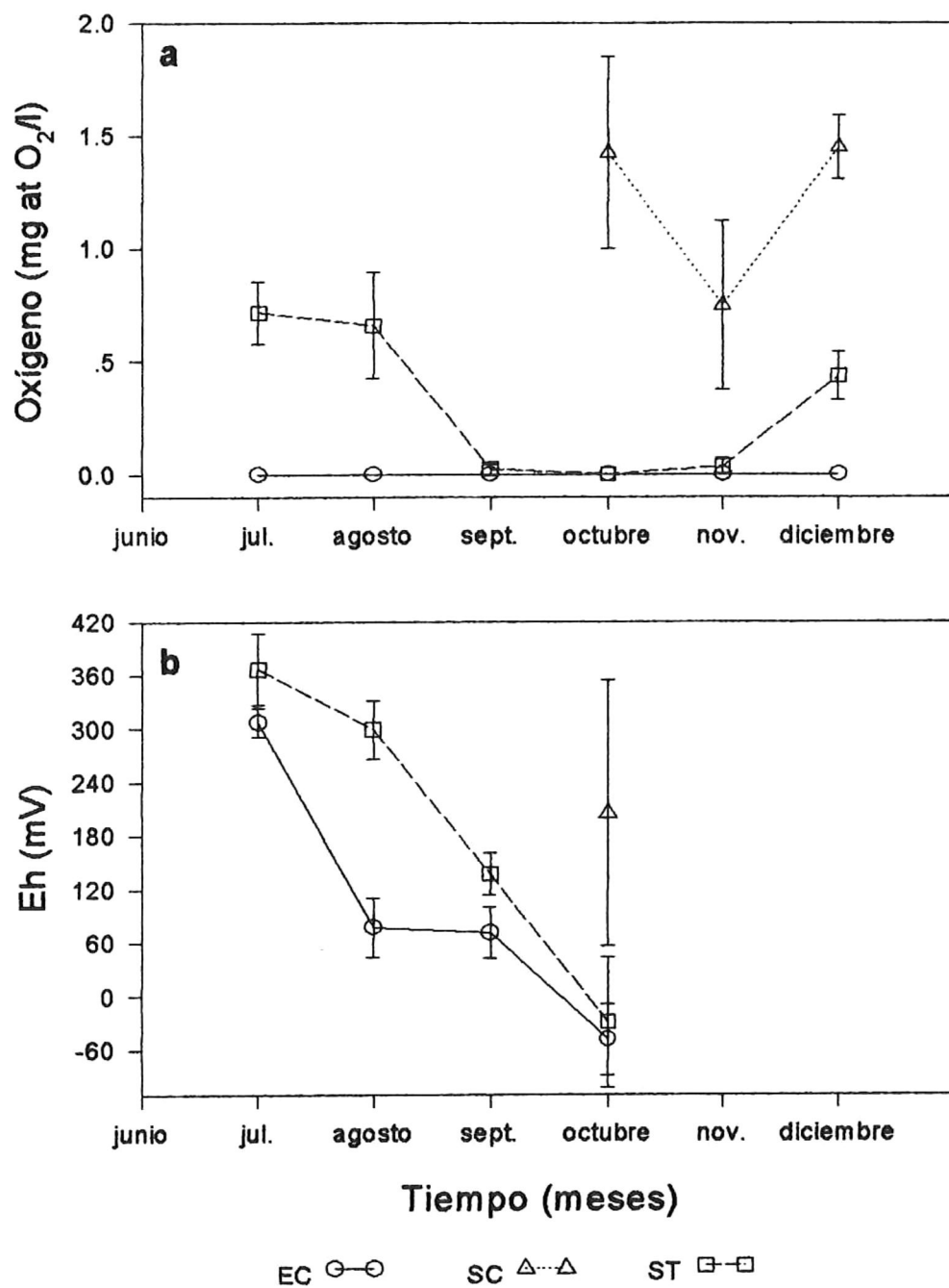


Figura 14. Variación mensual del (a) contenido de oxígeno disuelto y (b) potencial redox de julio a diciembre de 1991. Las barras corresponden al promedio $\pm$ error estándar.

($p < 0.1$; Tabla IV; Fig. 15b).

El Pb en EC presentó concentraciones entre 12.5 y 31.5 $\mu\text{g/l}$. Los valores más altos se presentaron en septiembre y diciembre, mientras los más bajos en julio, agosto, octubre y noviembre (Fig. 15c). La concentración de Pb (7.7-21.6 $\mu\text{g/l}$) se comportó de la misma manera que el Cd y Cu en SC (7.7-21.6 $\mu\text{g/l}$). En ST el máximo ocurrió en julio y agosto (15.9 y 18.67 $\mu\text{g/l}$, respectivamente), y el mínimo (6.53 $\mu\text{g/l}$) en septiembre (Fig. 15c; Anexo II). El comportamiento temporal fue similar al de EC.

En EC el Pb se correlacionó positivamente con el Cd y el Cu ($p < 0.05$ y $p < 0.05$, respectivamente; Tabla III); sin embargo, en ST esta asociación sólo se conserva entre el Pb y el Cu ($p < 0.05$; Tabla III). El Pb en ST se relacionó con el aforo de autos ($p < 0.05$; Tabla IV).

3.2 Eficiencia de la Planta

La eficiencia en la remoción de Cd en octubre y diciembre fue de 53.38% y 26.54%, respectivamente. Sin embargo, la eficiencia promedio fue del 19.09%, ya que en noviembre hubo un aporte de Cd en SC (-22.64%, Fig. 16). La remoción de Cd en EC se presentó junto con la asociación negativa con el Eh ($p < 0.05$; Tabla III). Sin embargo, el análisis de varianza mostró que no hubo diferencia espacial significativa ($p \geq 0.05$; Anexo IV).

La eficiencia de la planta en la remoción del Cu fue de 89, 67 y 90% en octubre, noviembre y diciembre, respectivamente (Fig. 16). La eficiencia de remoción de Cu promedio fue del 82.36%. El Cu presentó una correlación negativa con el Eh en EC, y con el O_2 en SC ($p < 0.05$ y $p < 0.1$, respectivamente; Tabla III; Figs. 14a y

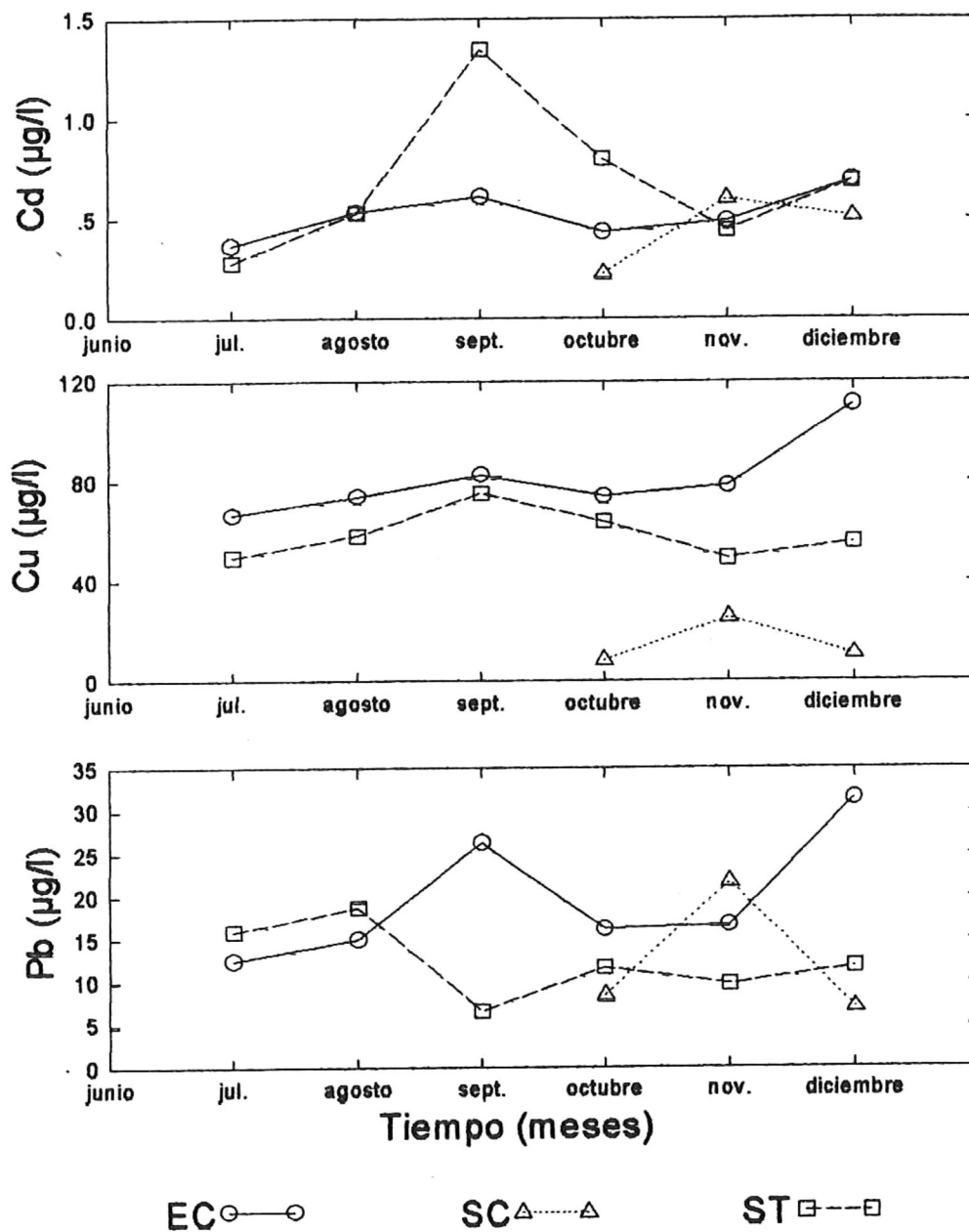


Figura 15. Variación mensual de la concentración de: (a) Cd, (b) Cu y (c) Pb promedio de julio a diciembre de 1991.

Tabla III. Valores del coeficiente de correlación de Pearson (r), nivel significativo (p) y tamaño muestral (n) entre el Cd, Cu y Pb, y las variables fisicoquímicas (O₂, pH, Eh y temperatura) en EC, SC y ST.

r p n	CdEC	CdSC	CdST	CuEC	CuSC	CuST	PbEC	PbSC	PbST	TEC	TSC	TST
CdSC	0.122 0.773 8											
CdST	-0.059 0.689 48	-0.664 0.073 8										
CuEC	0.852 0.000 48	0.032 0.941 8	-0.079 0.592 48									
CuSC	0.390 0.340 8	0.432 0.285 8	-0.558 0.151 8	0.150 0.722								
CuST	0.277 0.057 48	-0.063 0.882 8	-0.017 0.596 48	0.189 0.198 48	0.078 0.854 8							
PbEC	0.601 0.000 48	-0.018 0.967 8	-0.089 0.547 48	0.768 0.000 48	-0.237 0.571 8	0.058 0.693 48						
PbSC	0.630 0.094 8	-0.046 0.913 8	-0.488 0.219 8	0.857 0.007 8	-0.178 0.672 8	0.045 0.916 8	0.971 0.000 8					
PbST	0.167 0.257 48	-0.131 0.757 8	-0.038 0.797 48	0.187 0.203 48	0.195 0.643 8	0.572 0.000 48	0.128 0.387 48	0.138 0.744 8				
TEC	-0.122 0.409 48	-0.447 0.267 8	0.127 0.389 48	-0.238 0.103 48	-0.617 0.103 8	0.197 0.179 48	-0.132 0.370 48	0.321 0.438 8	0.046 0.747 48			
TSC	-0.015 0.972 8	-0.421 0.299 8	0.250 0.551 8	0.133 0.753 8	-0.600 0.116 8	-0.408 0.316 8	0.314 0.449 8	0.286 0.492 8	-0.204 0.627 8	0.997 0.000 8		
TST	-0.082 0.580 48	-0.378 0.356 8	0.137 0.352 48	-0.205 0.161 48	-0.592 0.122 8	0.179 0.223 48	-0.086 0.561 48	0.320 0.440 8	0.030 0.840 48	0.976 0.000 48	0.421 0.299 8	
pHEC	-0.134 0.364 48	-0.404 0.321 8	0.090 0.542 48	-0.269 0.064 48	-0.327 0.430 8	0.141 0.339 48	-0.242 0.098 48	0.175 0.678 8	0.070 0.638 48	0.795 0.000 48	0.845 0.008 8	0.782 0.000 48
pHRS C	0.263 0.529 8	-0.513 0.193 8	0.147 0.729 8	0.155 0.714 8	-0.476 0.233 8	-0.353 0.390 8	0.313 0.450 8	0.289 0.487 8	-0.092 0.828 8	0.893 0.003 8	0.910 0.002 8	0.895 0.003 8
pHRS T	-0.142 0.335 48	0.392 0.337 8	0.119 0.421 48	-0.238 0.104 48	-0.330 0.425 8	0.031 0.835 48	-0.113 0.445 48	0.309 0.457 8	0.108 0.466 48	0.732 0.000 48	0.894 0.003 8	0.761 0.000 48
O ₂ SC	-0.332 0.422 8	-0.350 0.395 8	0.317 0.444 8	0.089 0.835 8	-0.683 0.062 8	-0.235 0.576 8	0.284 0.496 8	0.154 0.715 8	-0.457 0.255 8	0.070 0.869 8	0.052 0.903 8	0.012 0.978 8
O ₂ ST	-0.324 0.025 48	0.186 0.659 8	0.305 0.035 48	-0.321 0.026 48	0.253 0.545 8	-0.364 0.011 48	-0.220 0.133 48	-0.190 0.652 8	-0.081 0.584 48	-0.103 0.486 48	-0.842 0.009 8	-0.097 0.510 48
EhEC	-0.449 0.019 27	*	-0.003 0.989 27	-0.451 0.018 27	*	-0.147 0.463 27	-0.266 0.179 27	*	0.176 0.379 27	-0.628 0.000 27	*	-0.223 0.264 27
EhrsT	-0.344 0.079 27	*	0.060 0.767 27	-0.408 0.035 27	*	-0.041 0.838 27	-0.291 0.141 27	*	0.287 0.146 27	-0.596 0.001 27	*	-0.378 0.052 27

Tabla III (Continuación).

r p n	pHEC	pHRSC	pHRST	O ₂ SC	O ₂ ST	EhEC
pHRSC	0.899 0.002 8					
pHRST	0.378 0.000 48	0.975 0.000 8				
O ₂ SC	-0.320 0.439 8	0.031 0.942 8	-0.080 0.851 8			
O ₂ ST	-0.150 0.308 48	-0.911 0.002 8	0.106 0.474 48	0.235 0.576 8		
EhEC	-0.225 0.259 27	*	0.533 0.004 27	*	0.573 0.002 27	
EhrsT	-0.087 0.667 27	*	0.645 0.000 27	*	0.509 0.007 27	0.679 0.000 27

*No hubo muestras

Tabla IV. Valores del coeficiente de correlación de Pearson (r), nivel significativo (p) y tamaño muestral (n = 7) entre el aforo de autos (autos), la precipitación pluvial (lluvia), la producción pesquera (P. Pesq) y el promedio de la concentración de Cd, Cu y Pb de la serie mensual.

r p	Cd-EC	Cd-SC	Cd-ST	Cu-EC	Cu-SC	Cu-ST	Pb-EC	Pb-SC	Pb-ST	Autos	Lluvia
Autos	-0.326 0.528	0.989 0.093	-0.655 0.158	-0.393 0.441	0.677 0.526	-0.504 0.308	-0.524 0.286	0.499 0.668	0.873 0.023		
Lluvia	0.573 0.234	-0.068 0.956	0.102 0.848	0.869 0.025	-0.681 0.523	-0.046 0.931	0.711 0.113	-0.826 0.382	-0.209 0.691	0.077 0.951	
P.Pesq.	-0.256 0.625	-0.822 0.386	0.659 0.155	-0.478 0.338	0.279 0.820	0.769 0.074	-0.175 0.740	-0.061 0.961	-0.418 0.409	-0.896 0.293	-0.512 0.658

15b), esto fue indicativo de la asociación positiva con la materia orgánica. Espacialmente, el Cu mostró diferencias significantes ($p < 0.05$; Anexo IV), que se reflejaron en la alta concentración de Cu en EC (74-110 $\mu\text{g/l}$) en relación a SC (8.17-25.27 $\mu\text{g/l}$) durante toda la serie mensual (Fig. 15b).

La eficiencia de la planta osciló entre valores de -30 y 77%, con un valor máximo en diciembre y un valor negativo en noviembre, indicativo del aporte de Pb por parte de la planta (Fig. 16). La concentración de Pb en EC (16-31 $\mu\text{g/l}$) superó a SC (7-8.5 $\mu\text{g/l}$) en octubre y diciembre y las diferencias espaciales fueron significantes ($p < 0.05$; Anexo IV). A diferencia del Cd y Cu en EC y SC, el Pb no presentó correlación con el Eh y el O_2 ($p \geq 0.05$; Tabla III); sin embargo, en EC se asoció negativamente con el pH ($p < 0.1$; Tabla III; Figs. 13b y 15c). La eficiencia promedio (31%) fue 1.6 veces mayor a la del Cd, pero 2.6 veces menor que la del Cu. El contenido de Pb en EC y SC se asoció positivamente ($p < 0.05$; Tabla III), indicando una variación similar en ambas estaciones.

3.3 Aportes de Cd, Cu y Pb

Los aportes del Cd, Cu y Pb están en función del flujo de aguas negras de la planta de tratamiento hacia el arroyo El Gallo y la concentración del metal. El flujo en SC presentó un intervalo entre los 2.32×10^7 y 2.54×10^7 l/día (Fig. 17). En los meses de junio, agosto y de octubre a diciembre, se presentaron los mayores flujos, mientras en julio y septiembre (alrededor de los días 164 y 259) se presentaron los flujos más bajos (Fig. 17).

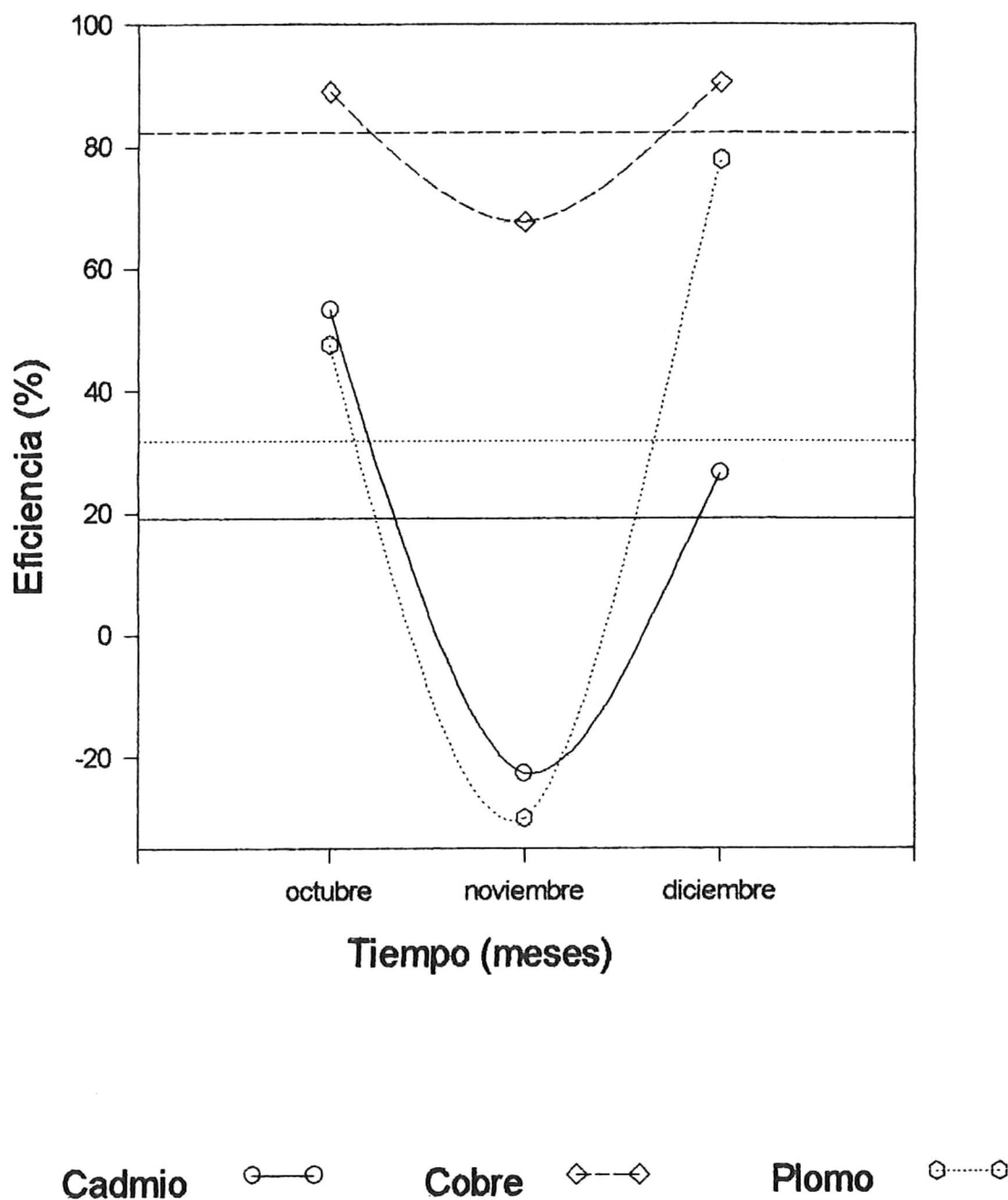


Figura 16. Eficiencia (%) en la remoción de Cadmio, Cobre y Plomo en los meses de octubre a diciembre de 1991. Las líneas horizontales son los promedios.

Los aportes de Cd en SC presentaron un intervalo de 0.006-0.015 Kg/día y un promedio de 0.011 Kg/día, con un máximo en noviembre y un mínimo en octubre. El intervalo y el promedio de los aportes de Cd en ST fue mayor (0.007-0.032 y 0.16 Kg/día, respectivamente). Los valores más altos se presentaron en septiembre, mientras los más bajos ocurrieron en julio y noviembre. Los aportes de Cd en ST fueron hasta 3 veces más altos respecto de SC, excepto en noviembre, donde SC superó en un 36% a ST (Fig. 18a; Anexo III).

El aporte de Cu en SC y ST varió de 0.20-0.65 Kg/día y 1.18-1.76 Kg/día, respectivamente. Los aportes promedio de Cu en ST (1.46 Kg/día) siempre superaron de 2 a 8 veces los aportes en SC, y tuvieron el mismo comportamiento temporal que los aportes de Cd (Fig. 18b).

En EC los aportes de Pb oscilaron entre 0.18 y 0.56 Kg/día, y presentaron un máximo en noviembre. En ST el intervalo fue de 0.16-0.46 Kg/día. A diferencia de los aportes de Cd y Cu, el Pb presentó máximos en julio y agosto, y un mínimo en septiembre. En noviembre, SC presentó un aporte 2.3 veces mayor al de ST, mientras que en octubre y diciembre el aporte en ST superó 1.5 veces al de SC (Fig. 18c). El aporte promedio de Pb en SC (0.316) superó en un 2.9% el aporte promedio en ST.

Los aportes promedio anuales del arroyo El Gallo a partir de la serie total, fueron de 580.86, 454.79 y 19.92 Kg/año de Cu, Pb y Cd respectivamente.

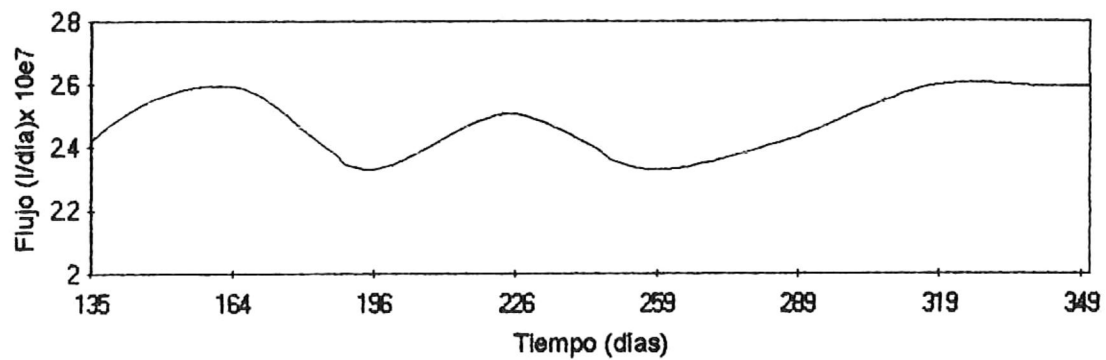


Figura 17. Flujo de aguas residuales del efluente de la planta de tratamiento del 17 de mayo al 18 de diciembre de 1991.

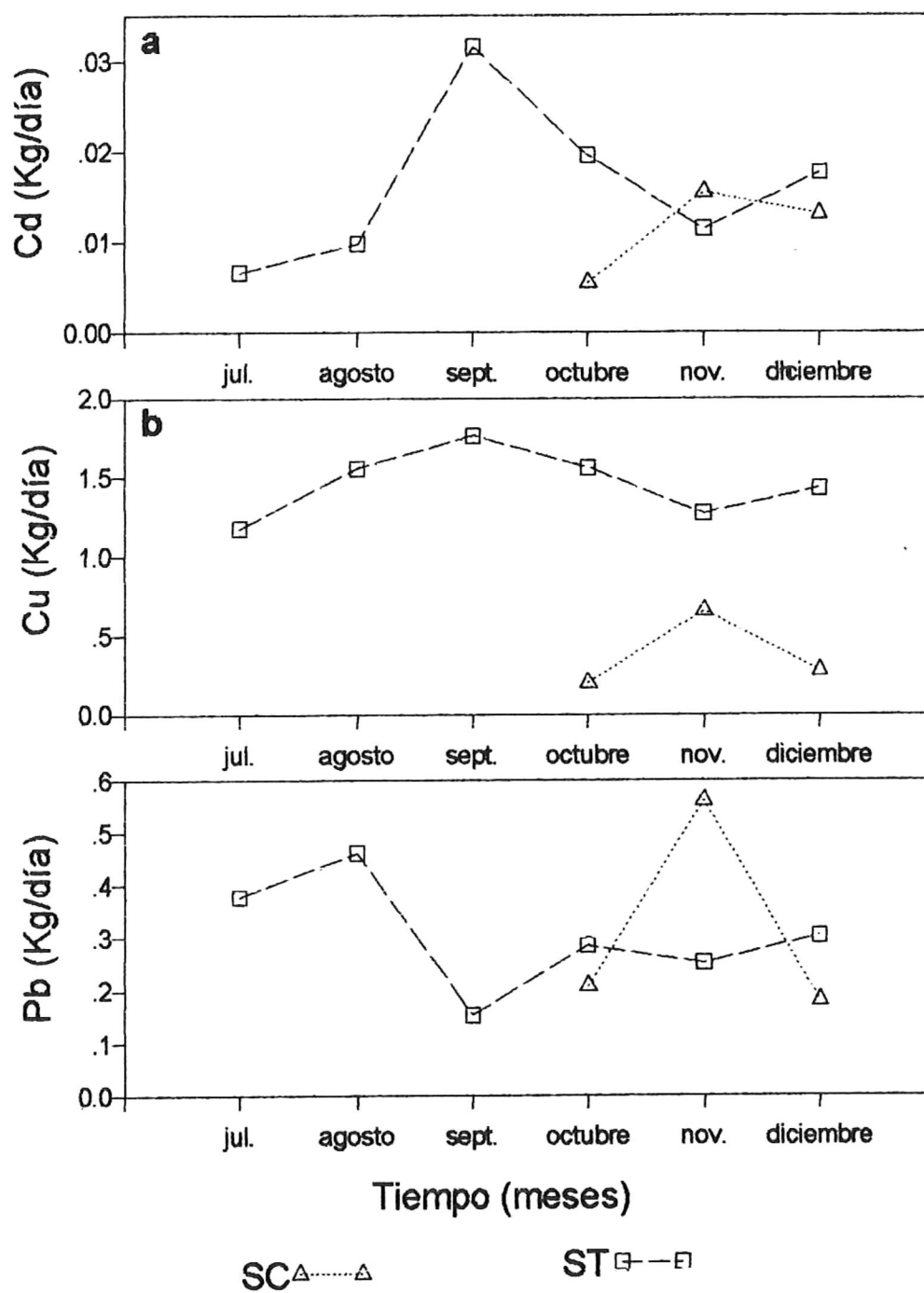


Figura 18. Variación mensual del aporte promedio de (a) Cd, (b) Cu y (c) Pb de julio a diciembre de 1991.

4. DISCUSIÓN

La variabilidad diurna en la concentración del Cd y Cu es reflejó de la variación que presentaron en su actividad las fuentes que los producen. La asociación del Cd y Cu en EC ($p < 0.05$; Tabla III) y el incremento en la concentración de ambos metales al mediodía, representó el efecto de las actividades domésticas y de servicios de la localidad (Fig. 5 y 6).

La variabilidad diurna del Cd y Cu en ST pudo ser provocada por la variabilidad en los aportes del corredor industrial. Con valores de Cd y Cu en ST durante la mañana y tarde por arriba de los valores de SC, y en ocasiones de EC. La falta de asociación entre los dos metales ($p \geq 0.05$; Tabla III), fue producto de la diferencia en la eficiencia promedio en la remoción de Cd y Cu (19 y 80%, respectivamente), y la variabilidad en los aportes de las aguas residuales del corredor industrial (Figs. 5 y 6).

La concentración de Cu en ST registró una variabilidad inversa con el O_2 y el Eh ($p < 0.05$; Tabla III), lo que indirectamente mostró la fuerte asociación de este metal hacia la materia orgánica. La asociación del Cu en ST con la materia orgánica pudo reflejar la afinidad del elemento hacia los ligandos orgánicos (Aitken *et al.*, 1993 y Boutier *et al.*, 1993).

Los valores de Pb de EC, SC y ST por la mañana y noche (Figs. 3b y 7) fueron similares a las horas en que el pH registró valores arriba de 7.5. Cuando el pH fue menor a 7.5 (al mediodía y la tarde), la diferencia espacial entre las concentraciones de Pb se incrementó. En este contexto, la similitud en la concentración de Pb entre

EC y SC reflejó una disminución en la remoción del metal en la planta. Este resultado sugiere que la remoción del Pb pudo ser afectada por el incremento de solubilidad que experimenta el elemento a pH entre 7.5 y 8.0 (Montheit *et al.*, 1993). El Pb no observó alguna asociación con la variabilidad del Eh y el O₂ a lo largo del día (Figs. 4 y 7, y $p > 0.05$; Tabla III). Esto pudo ser debido a la mayor afinidad del Pb hacia los ligandos inorgánicos (Bewers y Yeats, 1989; Florence, 1989).

De acuerdo con los resultados de este trabajo, (ASCE, 1990) menciona que las diferencias entre los aportes de aguas residuales a lo largo del día son debidas a la variación en los horarios de la actividad doméstica, comercial y de servicios.

La concentración de Cd en ST, a través de la serie total presentó una periodicidad semanal y se asoció con la periodicidad de la actividad industrial, con concentraciones altas en los días laborables y bajas durante el fin de semana (Fig. 11a). El promedio de la concentración de Cd en los días laborales ($2.27 \mu\text{g/l}$), superó un 20% el promedio de la concentración en los fines de semana (Tabla I).

La variabilidad del Cu en ST estuvo muy relacionada con procesos de periodicidad semanal. La concentración de Cu fue elevada tanto en días laborables como en días no hábiles (entre 67 y $69 \mu\text{g/l}$; Tabla II). De este modo, la periodicidad semanal del Cu se pudo asociar a la actividad doméstica y de servicios durante el fin de semana, y a la variabilidad en los aportes industriales entre semana (Fig. 11b). Esto confirma lo que Viraraghavan y Dronamraju (1993) mencionan acerca de las características domésticas del Cu en las aguas residuales municipales en Canada. La concentración del Cu a través de la serie total presentó la menor variación de los tres

metales ($CV = 64.40\%$; Tabla I), lo que sugiere un aporte relativamente constante por parte de las fuentes.

El Pb mostró una periodicidad semanal que se asoció a actividades domésticas. Durante los fines de semana, la concentración promedio ($57.35\mu\text{g/l}$) superó en 33% la concentración promedio entre semana. De los tres metales, el Pb presentó la variación más alta en la serie total ($CV = 88.10\%$; Tabla I), y se reflejó en las fluctuaciones con un período semanal y en menor grado quincenal (Fig. 11c).

La variabilidad que presentan las actividades de las fuentes que producen las aguas residuales se evalúan como parte del mantenimiento y funcionamiento de una planta, (WPCF, 1976). De esta manera, la variabilidad semanal representa una escala temporal típica en los aportes de aguas residuales en zonas urbanas (WPCF, 1977; ASCE, 1990). La presencia de eventos pico en la concentración de Cd, Cu y Pb contribuyó a la variabilidad en la concentración de los metales (Figs. 10 y 12). Sin embargo, los valores extremos no fue posible asociarlos a algún evento con periodicidad conocida.

Durante la serie total la temperatura y el pH presentaron una variabilidad estacional similar ($p < 0.05$; Anexo I), con valores altos durante el verano y bajos en el período otoño-invierno (Figs. 8a y 9a). El O_2 y el Eh no se asociaron con la temperatura ($p > 0.05$; Anexo I), lo que sugiere una falta de estacionalidad.

La concentración de Cd, Cu y Pb en ST (Fig. 12) presentó una alta variabilidad a lo largo de la serie total ($CV = 80.70\%$, $CV = 64.40\%$ y $CV = 88.10\%$, respectivamente). La falta de asociación de los tres metales con la temperatura y el

pH ($P>0.05$; Anexo I), sugiere que la concentración de Cd, Cu y Pb en el arroyo El Gallo no varió estacionalmente.

Si bien la variabilidad estacional de los tres metales no se identificó en la serie total, la evaluación mensual permitió relacionar la variabilidad de la concentración de Cd, Cu y Pb con la variabilidad del volumen de pescado procesado y el aforo de autos, para determinar el posible origen de los metales.

Durante los meses de mayor volumen de pescado procesado, agosto y septiembre, los valores de Eh y O_2 en ST disminuyeron considerablemente, indicando un incremento en el contenido de material orgánico (Figs. 13, 14b y 19). De igual manera, en septiembre y octubre, el pH en ST disminuyó 0.4 unidades respecto de SC, sugiriendo un posible efecto de las aguas provenientes del corredor industrial.

La asociación entre la concentración de Cd, Cu y Pb en EC ($p<0.05$; Tabla III), reflejó el origen común de los tres metales. La variabilidad temporal que presentaron probablemente se debió a la variación de la actividad doméstica y de servicios, ya que durante los meses de verano la concentración de los tres elementos y el aforo vehicular se incrementaron (Figs. 15 y 19).

Los cambios mensuales en las concentraciones de Cd y Cu en ST se asociaron a los cambios que sufrió la actividad industrial. En las figuras 15a, 15b y 19 se observó que los valores más altos de Cd, Cu y volumen de pescado procesado, se presentaron en septiembre y octubre, y los más bajos en julio y agosto. Esto sugiere a la industria pesquera, ubicada en el corredor industrial, como una posible fuente de Cd y Cu en el efluente del arroyo El Gallo. Klein, (1974; en: Förstner y Wittmann,

1981) presenta una concentración de $14\mu\text{g/l}$ de Cd y $240\mu\text{g/l}$ de Cu en las aguas de la industria pesquera en New York, E.U.A, es decir, dos ordenes de magnitud y hasta 10 veces por arriba de la concentración de Cd y Cu en el presente estudio, respectivamente.

Comparativamente, la concentración de Cd y Cu en ST fue hasta dos ordenes de magnitud mayor que las aguas contaminadas por descargas industriales y domésticas de los ríos Arnu, Italia, y Loire, Francia (Betti *et al.*, 1985; Boutier *et al.*, 1993, Tabla V). El río Arnu presenta una cuenca de drenaje de 8228 Km^2 en donde habitan 5 millones de personas (Betti *et al.*, 1985); mientras el río Loire tiene una extensión de 1000 Km, y recibe aguas industriales, agrícolas y domésticas (Boutier *et al.*, 1993, Tabla V).

En las aguas residuales de la planta de tratamiento primario de Point Loma (San Diego, E.U.A.) la concentración de Cd fue 10 veces mayor que en el efluente de la planta de la CESPE (Tabla VI). En las plantas de tratamiento secundario del sur de California, la concentración de Cd fue hasta 5 veces mayor que las aguas de SC. A diferencia del Cd, el Cu presentó concentraciones del mismo orden de magnitud que las plantas en el sur de California (Tabla VI). En algunas de las plantas de tratamiento ubicadas en la costa sur de California, el 90% de las aguas que reciben son de tipo residencial (Cross *et al.*, 1990).

El Pb en ST se asoció fuertemente con el aforo de autos ($p<0.05$; Tabla IV). Este resultado sugiere el efecto de la variabilidad de las actividades domésticas sobre la variabilidad de la concentración de Pb en el efluente del arroyo El Gallo. El Pb es un componente de las gasolinas, y se emplea en talleres y comercios (Förstner y

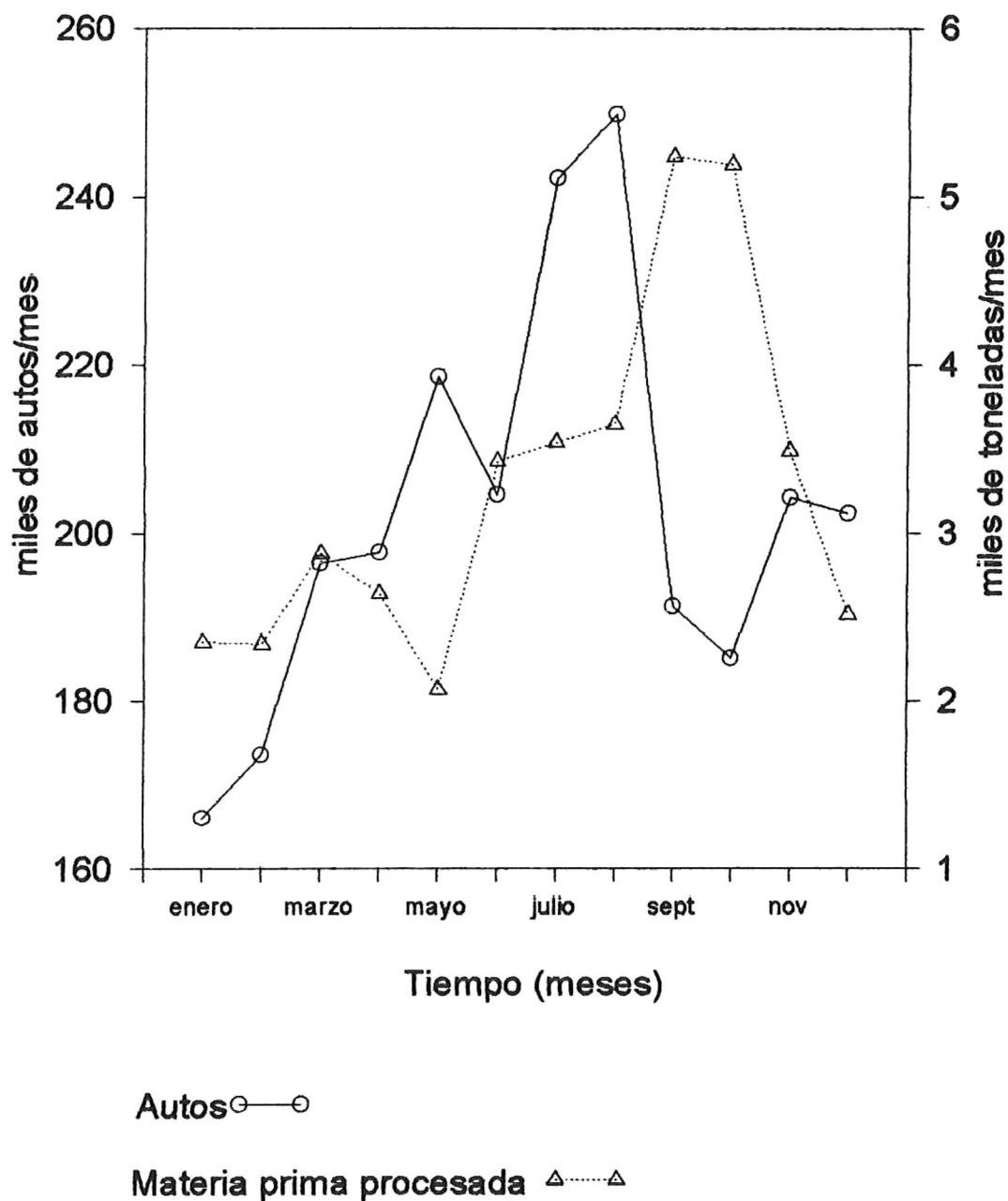


Figura 19. Materia prima procesada por la industria pesquera y aforo de autos por la carretera escénica a Ensenada durante el año de 1991 (Secretaría de Pesca, 1994 y Secretaría de Comunicaciones y Transportes Caminos y Puentes Federales de Ingreso, 1994).

Wittmann, 1981). Ciavatta *et al.* (1993) mostraron que la actividad doméstica es una fuente importante de Pb en las aguas residuales de una planta de tratamiento.

La concentración promedio de Pb en SC ($12.37\mu\text{g/l}$) fue 10 veces más alta que la reportada por Betti *et al.*, (1985) en un río contaminado por aguas residuales domésticas e industriales (Tabla V). La concentración de Pb en las aguas de las plantas de tratamiento del sur de California fue hasta 100 veces más alta que el Pb en SC (Tabla VI).

El contenido de O_2 en EC fue nulo, mientras en SC fue comparativamente alto ($0.75\text{-}1.4\text{ mg at/l}$). De la misma forma, el Eh presentó un aumento de más de 250 mV en SC respecto de EC. Estos resultados indican el efecto de la remoción de materia orgánica que ocurre en la planta. Segovia-Zavala y Galindo-Bect (1984) estudiaron la eficiencia de remoción de materia orgánica de la planta de tratamiento de la CESPE y determinaron que se eliminaba un 26.8% de una carga orgánica inicial de 350 mg/l de DBO. El Cd y Cu en EC presentaron una asociación negativa con Eh y con el O_2 en SC. La correlación negativa del contenido de Cd y Cu respecto del Eh y el O_2 es indicativo de la asociación positiva entre los metales y el contenido de materia orgánica, ya que el decremento del Eh y el O_2 se consideran una medida del aumento en el contenido de materia orgánica (Snoeyink y Jenkins, 1990; da Costa, 1992; Morel y Hering, 1993).

La eficiencia de la planta (E) en la remoción de Cd en octubre y diciembre fue positiva (53.38 y 26.54%) (Fig. 16); ésta se observó cuando el O_2 y el Eh en SC fueron altos, debido a una eficiente eliminación de materia orgánica. En noviembre, el

O₂ en SC disminuyó a la mitad del registrado en octubre, indicando indirectamente una baja en la eliminación de material orgánica de la planta de tratamiento. Esto trajo consigo una disminución del 75% de la eficiencia en la eliminación de Cd ($E = -22.6\%$), es decir, un aporte de Cd por parte de la planta.

La eficiencia de la planta en la eliminación del Cu (67-90%) fue más alta que la eficiencia en la eliminación del Cd (de un 32 a un 89%). Esto es resultado de la alta asociación del Cu hacia la materia orgánica, ya que del 90 al 95% del Cu en aguas residuales se encuentra asociado al material orgánico (Virarahavan y Dronamraju, 1993). Al igual que el Cd, la disminución del O₂ en noviembre en SC trajo una disminución de 13% en la eficiencia de la planta ($E = 67\%$; Fig. 16).

En octubre, la eficiencia en la remoción del Pb fue de 47% y en diciembre fue del 77%. El pH >7.5 y pH < 6.5 probablemente tengan un efecto en la eficiencia de la planta, si se considera que a valores de pH entre 7.5 y 8.0 la solubilidad del metal se incrementa (Monteith *et al.*, 1993). En noviembre, el efecto en la disminución del O₂ en SC se manifestó en una disminución sustancial de la eficiencia, produciendo un aporte de Pb ($E = -30\%$).

La eficiencia promedio en la eliminación del Cu (82%) fue considerablemente mayor a la eficiencia promedio en la eliminación del Pb (31%) y Cd (19%). A su vez, la eficiencia promedio fue indicativa del grado de asociación del Cd, Cu y Pb hacia la materia orgánica (Fig. 14, 15 y 16). De igual manera, el pH pudo haber afectado la eficiencia de la planta en la eliminación del Pb (Figs. 13b, 15c y 16).

Los aportes de los metales pesados en SC y ST no presentaron una variabilidad estacional. Con base en el coeficiente de variación (CV), se observó que la

variabilidad temporal de los aportes dependió principalmente de la variabilidad en la concentración y en menor grado del flujo (Tabla I).

Los aportes más altos de Cd en SC (0.015 Kg/día) se registraron en el mes de noviembre, cuando la eficiencia de la planta fue negativa o hubo aporte de metal (-22%). Los mayores aportes de Cd en ST se presentaron en septiembre, y evidentemente fueron provocados por el efecto de la industria pesquera (0.032Kg/día) (Fig. 15). En este mes, el procesamiento de pescado presentó su máximo, y la concentración del Cd en ST (1.34 $\mu\text{g/l}$) superó dos veces el valor en EC (Fig. 18a).

Los aportes de Cd de la planta de la CESPE son similares a los aportes municipales a la Bahía de Chesapeake, E.U.A. (Tabla VII). Cross *et al.* (1990) registró en la planta de tratamiento primario de Point Loma (San Diego, E.U.A.), aportes 331 veces más altos a los registrados en SC, mientras Nishikawa-Kinomura *et al.* (1988) reportó aportes de la planta tratadora de la ciudad de Tijuana, (B.C., México) 8 veces mayores a los de SC. Estas diferencias fueron ocasionadas por la superioridad de los flujos y el grado de industrialización de las ciudades de San Diego, E.U.A. y Tijuana.

En la tabla VII se muestra el efecto de la industria sobre los aportes de Cd a la Bahía de Chesapeake, E.U.A. Los valores son 30 veces mayores que los aportes a través del arroyo El Gallo (0.016 Kg/día).

Los aportes de Cu más altos en SC se presentaron en noviembre (0.64 Kg/día), mes en que el contenido de O_2 en SC disminuyó (Figs. 14a y 18b), evidenciando un decremento en la eliminación de material orgánico por parte de la

planta. Los aportes máximos de Cu en ST presentaron una fuerte influencia de la industria pesquera de agosto a octubre (1.50-1.70 Kg/día).

Los aportes de Cu en SC (0.64 Kg/día) fueron 2 veces mayores a los aportes de las aguas residuales domésticas dirigidas a la Bahía de Chesapeake, E.U.A. Los aportes de la planta de Point Loma (tratamiento primario), San Diego, E.U.A., fueron 10 veces mayores a los de la SC, y los aportes del resto de la plantas reportadas en la tabla VI (tratamiento secundario), fueron dos ordenes de magnitud mayores a los registrados en SC.

Los aportes industriales de Cu detectados en ST fueron 3 veces más altos que los aportes del mismo tipo hechos a la Bahía de Chesapeake, E.U.A. (Tabla VII). Poulton (1992) registró aportes de Cu de 2.5-16.7 Kg/día en mayo y de 0.026-6.0 Kg/día en agosto en aguas contaminadas por desechos domésticos e industriales. Comparativamente, en ST se presentaron intervalos hasta 10 veces más bajos en verano (1.18-1.76 Kg/día), y fueron del mismo orden de magnitud en el período en otoño-invierno (1.27-1.43 Kg/día).

Los aportes más altos de Pb en SC se presentaron en noviembre (0.56 Kg/día), debido a que la planta aportó el metal (Figs. 16 y 18c). Nishikawa-Kinomura *et al.* (1988) reportó aportes de Pb (7.1 Kg/día) en la planta de aguas residuales de la ciudad de Tijuana 23 veces mayores a los de la SC, mientras Cross *et al.* (1990) registraron aportes de Pb en Point Loma, San Diego, E.U.A., dos órdenes de magnitud arriba del valor promedio (0.31 Kg/día) de SC (Tabla VI).

Los aportes más altos de Pb en ST se registraron en julio, agosto y diciembre (0.304-0.461 Kg/día). En estos meses, el aporte se distinguió por ser principalmente doméstico, por la actividad turística (aforo de autos) (Figs. 18c y 19).

A partir de la serie total, los aportes promedio anuales en ST fueron de 580.86 Kg de Cu, 454.79 Kg de Pb y 19.92 Kg de Cd. Los aportes industriales de Cd a la Bahía de Chesapeake, E.U.A., (Sanders y Riedel, 1992), son 10 veces mayores a los del arroyo El Gallo; sin embargo, los aportes residenciales son 4 veces menores que los de el arroyo. Los aportes de Cu del arroyo El Gallo son 3 y 6 veces más altos que los aportes industriales y residenciales a la Bahía de Chesapeake, que en zonas determinadas se encuentra ya impactada por las descargas antropogénicas (Sanders y Riedel, 1993).

Los límites establecidos en las normas para la concentración de metales pesados producidos por diferentes actividades, tales como las industriales, de servicio y domésticas, son creados con el fin de controlar el efecto adverso que presentan estos elementos en el medio ambiente. En la legislación mexicana todo material que contenga metales pesados se considera residuo peligroso (Diario Oficial, 1988). Como residuos peligrosos, el Cd y Pb presentan límites de 1 mg/l y 5 mg/l, respectivamente.

En Ensenada se desarrollan actividades relacionadas con la industria y servicios de reparación y mantenimiento automotriz, gasolineras, tintorerías, revelado de fotografía y tratamiento de aguas residuales, entre otros. Las normas sugieren que las aguas residuales emitidas por estas actividades deberán presentar límites de 0.5 mg/l (Cd), 5.0 mg/l (Cu) y 1 mg/l (Pb) (Protección y Seguridad Hidráulica, 1993). En el caso de las aguas residuales de origen urbano para uso agrícola, deberán

presentar como concentración máxima de 0.01 mg/l (Cd), 0.2 mg/l (Cu) y 0.5 mg/l (Pb) (Protección y Seguridad Hidráulica, 1993). Las concentraciones de Cu y Pb registrados en las tres estaciones se encontraron un orden de magnitud por debajo de los límites legislativos; en el caso del Cd dos ordenes de magnitud por debajo. Esto no elimina la posibilidad de que existan industrias y comercios que sobrepasen los límites permitidos, pero las cargas al llegar a un afluente común hacen que la concentración de los metales disminuya por dilución.

En la planta de tratamiento de la CESPE se presentaron cantidades de Cd, Cu y Pb que al no tener un tratamiento apropiado para su eliminación, son descargadas a la Bahía de Todos Santos, de la misma manera en la que son producidas por las diversas fuentes. De este modo se hace necesaria la implementación de diversas técnicas de tratamiento secundario. Dichas técnicas deben ser fundamentadas, no sólo en el tipo de contaminantes a eliminar, sino en las características del cuerpo receptor o la utilidad que se les va a dar (da Costa, 1992).

Para incrementar la eficiencia de una planta de tratamiento en la eliminación del Cd en aguas residuales existen diversas técnicas, una de ellas es el uso de hongos (Campbell y Martin, 1990). Para la eliminación del Cu, las técnicas van desde el empleo de plantas (Jain *et al.*, 1989; Sen y Mondal, 1989), hasta la utilización de turba (Viraraghava y Dronamraju, 1993). Otra alternativa, sería el uso del proceso de reducción desasimilatoria, en donde las bacterias usan los metales como oxidantes (en analogía al oxígeno) (Lovley, 1993a y 1993b).

Por último, y a manera de ejercicio, se evaluó el posible efecto de la descarga de metales en la Bahía de Todos Santos, considerando a la bahía como un cuerpo de

agua bien mezclado en forma de cuña, con un tiempo de residencia alto (>1 día) y ST como el único aporte a la bahía. El tiempo de residencia del agua en un volumen dado de la Bahía se obtuvo con la ecuación 3 (Segovia-Zavala, 1994).

$$t = \frac{V}{A * u}, \quad (3)$$

donde:

t = tiempo de residencia,

V = volumen,

A = área,

u = velocidad.

Si consideramos una velocidad de corriente inducida por viento de 8 cm/s deducida por Hernández-Walls (1986). El área a través de la cual sale el flujo es la mitad del ancho por la profundidad del cuerpo de agua hipotético.

La tabla VIII muestra el efecto de dilución del aporte promedio diario de Cd, Cu y Pb del arroyo El Gallo a la bahía. Se observó que para obtener los valores de concentración de Cd y Pb en agua de mar similares a los de la corriente de California, la costa de la frontera México-Estados Unidos y la costa oeste de Baja California (Sañudo-Wilhelmy y Flegal, 1991; Tabla V), se requiere diluir el efluente del arroyo El Gallo en un volumen menor a los 0.005 km³, es decir, un km alejado de la costa cubriendo una longitud de 1 km paralelo a la costa hacia el sur.

Tabla V. Concentraciones de Cu, Cd y Pb (ng/l) en ríos, aguas costeras y oceánicas.

Localidad	Cd	Cu	Pb
Río Loire ^a	12.36-47.21	-	80.81-352.24
Río Amu ^b	50-200	900-3200	500-3100
Estuario Loire ^a	37.10	-	105.67
Mar Tyrrhenian ^b	40-330	500-2200	400-1500
Corriente de California	4.49	-	5.18
Agua de Surgencia Costera	18.00	-	4.144-13.054
Frontera México-E.U.A. ^c	19.11	-	11.810
Punta Banda ^c	16.86	-	5.801
Punta Colonett ^c	4.49	-	5.180
San Quintín ^c	9.78	-	3.729

a) Boutier *et al.*, (1993); b) Betti *et al.*, (1985); c) Sañudo-Wilhelmy y Flegal, (1991)

Tabla VI. Flujos (l/día x 10⁸), concentración en µg/l y aporte (Kg/día) de 5 plantas de tratamiento. "Hyperion" (Cd. de Los Ángeles); "Joint water pollution control plant" del Condado de Los Ángeles (JWPCP); "County Sanitation District Oranges County" (CSDOC); "Point Loma" en San Diego y CESPE (Ensenada, B. C. México). Cross *et al.*, (1990).

	Hyperion	JWPCP	CSDOC	Point Loma	CESPE
Conc.Cd	0.4	2.0	1.8	<5.0	0.439
Conc.Cu	38.0	35.0	56.0	37.0	14.659
Conc.Pb	18.0	25.0	13.0	<50	12.373
Apt. Cd	0.553	2.892	1.785	<3.614	0.011
Apt. Cu	52.498	50.605	55.533	2.168	0.363
Apt. Pb	24.867	36.147	12.891	<36.147	0.307
Flujo	13.815	14.458	9.917	7.229	0.248

Tabla VII. Fuentes y aportes de elementos traza a la Bahía de Chesapeake, E.U.A., sin considerar a los tributarios mayores (Bieri *et al.*, 1982, en Sanders y Riedel, 1992).

	Cd (Kg/día)	Cu (Kg/día)
Industria	0.4864	0.5192
Aguas Residuales Municipales	0.0164	0.2705
Derrames urbanos	0.0192	0.0246
Erosión de playas	0.0027	0.0792
Depositación Atmosférica	0.0082	0.0765

Tabla VIII. Dilución del Cd, Cu y Pb vertido (ng/l) en un volumen (Km³) obtenido a partir de la longitud (Km), ancho (Km), profundidad (Km) dividido por 2, y tiempo de residencia (días) de un cuerpo de agua hipotético para los meses con mayor y menor aporte (metal-mes).

L x A (Km)	Z (Km)	Vol/2 (Km ³)	t (días)	Cd-sep (ng/l)	Cd-jul (ng/l)	Cu-sep (ng/l)	Cu-nov (ng/l)	Pb-ago (ng/l)	Pb-sep (ng/l)
1x1	0.01	0.005	0.144	1.600	0.350	78.00	65.20	23.10	8.30
2x2	0.02	0.040	0.289	0.200	0.047	10.05	8.00	3.06	1.04

5. CONCLUSIONES

1. La concentración de Cd, Cu y Pb en EC presentaron una variabilidad diurna, con los valores más altos de las 11:00 a las 15:00 hs, cuando las aguas producidas por las actividades domésticas, de servicios e industriales arriban a la planta de tratamiento de aguas negras de la CESPE.
2. La concentración de Cd y Cu en ST presentó una variabilidad diurna inversa a EC, con los valores más altos por la mañana y tarde y los más bajos al mediodía.
3. La concentración de Pb en ST presentó una variabilidad diurna, con valores altos por la tarde bajos por la mañana y noche.
4. Las concentraciones del Cd Cu y Pb presentaron una variabilidad asociada a eventos de periodicidad semanal registrados por las fuentes. La variabilidad semanal del Cd se asoció a las actividades industriales. La variabilidad del Cu se asoció a las actividades industrial, doméstica y de servicios. La variabilidad semanal del Pb, se relacionó con la actividad doméstica y de servicios sobre el Pb.
5. La concentración de Cd, Cu y Pb en el efluente del arroyo El Gallo no presentó una variación estacional.
6. En septiembre y octubre la concentración de Cd en ST se asoció con la producción pesquera.
7. La concentración de Cu probablemente fue influenciada por la actividad pesquera en septiembre y por la actividad doméstica en diciembre.

8. La eficiencia promedio de remoción de Cu, Pb y Cd de la planta fue positiva ($E_{Cu} = 82.36\%$, $E_{Pb} = 31.11\%$ y $E_{Cd} = 19.09\%$), y estuvo influenciada por el contenido de oxígeno disuelto y el potencial Redox del agua. En el caso del Pb, adicionalmente, se vio afectada por los cambios de pH.
9. Los aportes anuales de Cd (19.925 Kg/año) en ST fueron principalmente influenciados por los aportes del corredor industrial El Gallo.
10. Los aportes anuales de Cu (533.00Kg/año) en ST fueron influenciados por los aportes de la planta de la CESPE y por el corredor industrial El Gallo.
11. Los aportes anuales de Pb (454.79 Kg/año) en ST fueron influenciados por los aportes de la planta de la CESPE.
12. Se estimó que es necesario diluir en un volumen menor a los 0.005 Km^3 la cantidad promedio de Cd, Cu y Pb que se aporta por ST para que, por efecto de dilución, se obtengan concentraciones de la misma magnitud a las reportadas en la bibliografía para las aguas de la zona costera del Pacífico mexicano.

6. LITERATURA CITADA

- Aitken, M. , Heck P.E., Alvarez-Cohen L., Grimberg S. J. y Stringfellow, W. T. (1993). Activated Sludge. *Water Environment Research*, 65(4): 324-335.
- APHA. (1985). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. APHA, AWWA y WPFC, 1268 pp.
- Arce Duarte, F.A. (1984). Efectos de contaminación orgánica en la zona costera de la Bahía Todos Santos, Baja California. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, B.C., México.
- Argote E., A. L. (1975). Distribución de los parámetros salinidad y temperatura y tendencias de la circulación en la Bahía de Todos Santos, B.C. En: CICESE (ed.), *Memorias de la primera reunión de los centros de investigación en Baja California y la institución de Scripps de oceanografía*. CIBCASIO. Ensenada, pp. 3-30.
- ASCE (1990). *Water Treatment Plant Design*. Mc Graw Hill, New York, 598pp.
- Baltazar Valenzuela, E. (1984) Estudio de algas marinas bentónicas de la rada portuaria de Ensenada, B.C., México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, B.C., México.
- Batley, G. E. (1989). Collection, preparation and storage of samples for speciation analysis. En: G. E. Batley (eds.), *Trace Element Speciation: Analytical Methods and Problems*. CRC Press Inc. Boca Raton, pp. 1-25.
- Betti, M, Colombini, M.P., Fuocco, R. y Papoff, P. (1985). Determination of heavy metals in fresh and sea waters of S. Ressorre Park (Pisa). *Marine Chemistry*, 17: 313-322.
- Bewers, J.M. y Yeats, P.A. (1989). Transport of river-derived trace metals through the coastal zone. *Netherlands Journal of Sea Research*, 24(4): 359-368.
- Boutier, B., Chiffolleau, J. F., Auger, D. y Truquet, I. (1993). Influence of Loire river on dissolved Lead and Cadmium concentrations in coastal waters of Brittany. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 136: 133-145.

- Campbell, R. y Martin, M.H. (1990). Continuous flow fermentation to purify waste water by the removal of Cadmium. *Water Air and Soil Pollution*, 50: 397-408.
- Ciavatta, C., Gavi, M., Simoni, A. y Sequi, P. (1993). Evaluation of heavy metals during stabilization of organic matter in compost produced with municipal solid wastes. *Bioresource Technology*, 43: 147-153.
- Clark, R. B. *Marine Pollution*. Oxford University Press, 215 pp.
- Cross, J.N. ,Raco, V.E., Schafer, H.A. y Schiff, K.C. (1990). Sources. En: Cross, J. N. Y D. M. Wiley (eds), *Southern California Coastal Water Research Project: annual report 1989-1990*, pp. 8-25.
- da Costa, P.C. (1992). The reintegration of used waters in the environment. *Water Science Technology*, 5(9): 269-275.
- Del Valle Villorin, F.J. (1985). Efectos de la contaminación orgánica en la concentración de nutrientes en la zona costera de la Bahía de Todos Santos, Baja California. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, B.C., México.
- Diario Oficial (1988). Diario oficial Lunes 6 de Junio de 1988. Artículo cuarto, pp. 95-101.
- Florence, T.M. (1989). Electrochemical techniques for the trace element speciation in aquatic samples. En: G. E. Batley (eds.), *Trace Element Speciation: Analytical Methods and Problems*. CRC Press Inc. Boca Raton, pp. 77-117.
- Förstner, U y Wittmann, G.T.W. (1981). *Metal Pollution in the Aquatic Environment*, Springer-Verlag, Berlin, 486pp.
- Hernández-Walls R. (1986). Circulación inducida por el viento en la zona costera. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, B.C., México.
- Instituto de Investigaciones Oceanológicas, (1979). Estudio Bacteriológico del agua de mar de la Bahía de Todos Santos Proyecto: Estudios Básicos para el diagnóstico permanente de la contaminación en Baja California, México..

- Jain, S. K., Vasudevan, P. y Jha, N. K. (1989). Removal of some heavy metals from polluted water by aquatic plants: studies on duckweed and water Velvet. *Biological Wastes*, 28: 115-126.
- Lizarraga-Partida, M. L. (1973). Organic pollution in Ensenada Bay, México. *Marine Pollution Bulletin*, 5(7): 109-112.
- Lovley, D.R., (1993 a). Dissimilatory metal reduction. *Annual Review of Microbiology*, 43: 263-290.
- Lovley, D.R., (1993 b). Anaerobes into Heavy Metal: Dissimilatory metal reduction in anoxic environments. *Trends in Ecology and Evolution*, 8(6): 213-217.
- Mehrotra, A. , Mehrotra, I. y Tandon, S.N. (1989). Speciation of Copper and Zinc in sewage sludge. *Environmental Technology Letters*, 10: 195-200.
- Monteith, H.D. , Bell, J.P., Thompson, D.J., Kemp, J., Yeendt, C.M. y Melcer, H. (1993). Modeling the fate of metals in municipal water pollution control plants. *Water Environment Research*, 65(2): 129-137.
- Morel, F.M.M. y Hering, J.G. (1993). Principles and aplications of aquatic chemistry, John Wiley & Sons, Inc., New York, 588 pp.
- Morrison, G.M.P. , Batley, G.E. y Florence, T.M. (1989). Metal speciation and toxicity. *Chemistry in Britain*, Agust: 791-796.
- Nishikawa-Kinomura, K.A., Gutierrez-Galindo, E.A., Sañudo-Wilhelmy, S.A., Flores-Muñoz, Martin, G. y Stephenson, M.I. (1988). Marine pollution in the central southern California bight adjacent to the American-mexican border zone. *Revue Internationale Oceanographique Medicale*, 91-92:125-150.
- Olivos-Ortíz, A. (1994). Flujos y distribución superficial de nitrógeno inorgánico y ortofosfatos descargados por el arroyo El Gallo a la Bahía de Todos Santos durante el período mayo-diciembre de 1991. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, B.C., México.
- Orozco-Borbón, M.V. y Delgadillo-Hinojosa, F. (1989). Contaminación fecal en sedimentos superficiales de la Bahía de Todos Santos. *Ciencias Marinas*, 15(1): 47-62.

- Orozco-Borbón , M.V. y J.A. Segovia-Zavala (1986). Calidad Bacteriológica del Mejillón *Mytilus californianus* en la zona noroccidental de Baja California, México. Ciencias Marinas, 12(1): 7-17.
- Peña-Manjarrez, J.L. (1987). Contribución al estudio de fuentes de contaminación por materia orgánica y sus aportes a la Bahía de Todos Santos, Baja California. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, B.C., México.
- Plan Municipal de Desarrollo de Ensenada, 1990-1992. Comité de Planeación para el Desarrollo del Municipio de Ensenada. XIII Ayuntamiento de Ensenada, 99 pp.
- Pozos-Salazar, G. (1985). Cantidad de sedimento drenado hacia el Océano Pacífico por los principales ríos del norte de Baja California (1950-1983). Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, B.C., México.
- Poulton, D.J. (1992). Heavy metals and toxic organic contaminants in effluents, water, and sediments of the Bay of Quinte, lake Ontario. Journal of Great Lakes Research, 18(3): 390-404.
- Protección y Seguridad Hidráulica. Dirección General. (1993). Metodología de inspección de las descargas de aguas residuales en Ensenada, B. C. Normas técnicas y ecológicas.
- Salomon, W. y Förstner, V. (1984). Metals in the Hydrocycle, Springer-Verlag, Berlin, 320pp.
- Sanders, J.G. y Riedel, G.F. (1992). Sources, cycling and fate of contaminants in Chesapeake bay. Water Science Technology, 26(12): 2645-2652.
- Sañudo-Wilhelmy, S. A. , Rivera-Duarte, I, Segovia-Zavala, J.A., Orozco-Borbón, M.V., Delgadillo-Hinojosa, F. y Del Valle-Villorin, J. (1985). Estado actual de la contaminación marina en la Bahía de Todos Santos, B.C. Diagnóstico y alternativas para su reducción y control, Reporte Técnico, IIO-UABC. México.

- Sañudo-Wilhelmy, S.A. y Flegal, A.R. (1991). Trace element distributions in coastal waters along US-Mexican boundary: relative contributions of natural processes vs. anthropogenic inputs. *Marine Chemistry*, 33: 371-392.
- Secretaría de Comunicaciones y Transportes. Caminos y Puentes Federales de Ingreso (1994). Comandancia Regional de Ensenada, Departamenteo de Estadística e Informática, 23pp.
- Secretaría de Marina (1974). Estudio Oceanográfico de la región de Ensenada, B.C. Dirección General de Oceanografía y Señal. Marit. México.
- Secretaría de Pesca (1994). Dirección general de Informática y Registros Pesqueros, Delegación Ensenada.
- Segovia-Zavala, J.A. y M. Galindo-Bect (1984). Fuentes de contaminación por materia orgánica en la Bahía de Todos Santos, Baja California: I.- Caracterización y eficiencia de la planta tratadora de aguas negras de la ciudad de Ensenada, Baja California. *Ciencias Marinas*, 10(1): 19-32.
- Segovia-Zavala, J.A., Rivera Duarte, I. y F. J. Del Valle-Villorin. (1988). Efectos de desechos orgánicos en zonas adyacentes a los efluentes de la Bahía de Todos Santos, Baja California. *Ciencias Marinas*, 10(1): 19-32.
- Segovia-Zavala, J. A. (1994). Variación de Cadmio en la zona de surgencias de la costa noroccidental de Baja California. Tesis de Maestría. CICESE, Ensenada, B.C., México.
- Sen, A.K. y Mondal, N.G. (1990). Removal and uptake of copper (II) by *Salvina natans* from waste water. *Air and Soil Pollution*, 48: 1-6.
- Snoeyink, V. L. y Jenkins, D. (1990). Química del Agua, Limusa-Noriega, México, D.F., 508 pp.
- Sokal, R.P y Rohlf, F.J. (1980). Biometría, Ed H. Blume, 832 pp.
- Steel, R.G.D. y Torrie, J.H. (1990). Bioestadística: principios y procedimientos, Mc Graw Hill, México, D.F., 622 pp.
- Stephenson, D.M., Martin, M., Lange, S.E., Flegal A.R. y Martin, H.G. (1979). Trace metal concentrations in the California mussel *Mytilus californianus*. *Water Quality Monitoring Report*, II (70-22): 1-102.

- Viraraghavan, T. y Dronamraju, M. M. (1993). Removal of Copper, Nickel and Zinc from waste water by adsorption using peat. *Journal of Environmental Science and Health*, A28(6): 1261-1276.
- Yeoman, S., Sterrit, M., Rudd, T. y Lester, J.N. (1989). Particle size fractionation distribution in sewage sludges. *Water, Air and Soil Pollution*, 45: 27-42.
- Wastler, T.A. (1969). *Spectral analysis: applications in water pollution control*. Federal Water Pollution Control Administration, Washington, 99 pp.
- W.P.C.F. (1976). *Operation of wastewater treatment plants: manual of practice No. 11*. Subcommittee on Operation of Wastewater Treatment Plants, Water Pollution Control Federation, 536pp.
- W.P.C.F. (1977). *Waste Treatment Plant Design: manual of practice No. 8*. Subcommittee on Operation of Wastewater Treatment Plants, Water Pollution Control Federation, 560 pp.
- Wilkinson, L. (1990). *SYSTAT: The system for statistics*. SYSTAT, Inc., Evanston, 676 pp.

7. ANEXOS

Anexo I. Valores del coeficiente de correlación de Pearson (r) y nivel significativo (p) entre variables ambientales [temperatura (T°C.), oxígeno disuelto (O₂, en mg at. de O₂/l), pH, potencial de óxido-reducción (Eh, en mV)], y concentraciones (μg/l) de Cd, Cu y Pb. Tamaño de muestra 68.

r p	Cd	Cu	Eh	Flujo	O ₂	Pb	pH
Cu	0.497 0.000						
Eh	-0.024 0.846	0.213 0.081					
Flujo	-0.097 0.000	0.497 0.000	-0.034 0.846				
O ₂	-0.144 0.242	0.189 0.122	0.288 0.017	-0.041 0.242			
Pb	0.341 0.004	0.816 0.000	0.077 0.531	0.300 0.004	0.266 0.028		
pH	-0.025 0.839	0.110 0.370	0.520 0.000	-0.025 0.839	0.195 0.112	0.102 0.408	
T°C	0.154 0.211	0.008 0.947	0.105 0.392	0.154 0.211	-0.046 0.709	-0.012 0.925	0.472 0.000

Anexo II. Concentraciones promedio ($\mu\text{g/l}$) de Cd, Cu y Pb en las estaciones de muestreo. Afluente (EC), efluente de la planta (EC) y efluente del arroyo El Gallo (ST).

Metal	Estación	Julio	Agosto	Septiem.	Octubre	Noviem.	Diciem.
Cd	EC	0.3653	0.5292	0.6090	0.4319	0.4875	0.6891
	SC				0.2250	0.5979	0.1898
	ST	0.2778	2.5076	1.3431	0.7979	0.4410	0.6852
Cu	EC	66.472	73.750	82.556	74.000	78.083	110.594
	SC	-	-	-	8.1719	25.2708	10.5236
	ST	49.528	58.111	75.139	63.694	49.111	55.469
Pb	EC	12.4876	15.0292	26.2875	16.1799	16.6611	31.4695
	SC				8.4906	21.6646	6.9667
	ST	15.8861	18.6722	6.5340	11.6521	9.7458	11.7758

Anexo III. Aportes promedio (Kg/día) de Cd, Cu y Pb en las estaciones de muestreo. Afluente (EC), efluente de la planta (EC) y efluente del arroyo El Gallo (ST).

Metal	Estación de muestreo	Julio	Agosto	Septiem.	Octubre	Noviem.	Diciem.
Cd	EC	0.014	0.013	0.014	0.011	0.013	0.018
	SC				0.006	0.015	0.013
	ST	0.007	0.010	0.032	0.020	0.011	0.018
Cu	EC	1.580	1.962	1.938	1.813	2.022	2.854
	SC				0.200	0.654	0.272
	ST	1.178	1.556	1.764	1.561	1.272	1.431
Pb	EC	0.296	0.371	0.617	0.396	0.431	0.812
	SC				0.208	0.561	0.180
	ST	0.378	0.461	0.163	0.285	0.252	0.304

Anexo IV. Resultados del análisis de varianza paramétrico de dos vías (tiempo y espacio) de los datos de Cd, Cu y Pb.

Cd 2x6

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	cuadrado medio	F	Nivel de significancia (p)
Estación	0.032	1	0.032	1.386	0.242
Tiempo	1.056	5	0.211	9.163	0.000
Estación-Tiempo	0.461	5	0.092	4.001	0.002
Error	2.167	94	0.023		

Cd 3x3

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	cuadrado medio	F	Nivel de significancia (p)
Estación	0.157	2	0.078	2.595	0.084
Tiempo	0.051	2	0.025	0.843	0.436
Estación-Tiempo	0.236	4	0.059	1.953	0.115
Error	1.600	53	0.030		

Cu 2x6

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	cuadrado medio	F	Nivel de significancia (p)
Estación	0.574	1	0.574	16.572	0.000
Tiempo	0.361	5	0.072	2.084	0.074
Estación-Tiempo	0.157	5	0.031	0.905	0.482
Error	3.257	94	0.035		

Cu 3x3

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	cuadrado medio	F	Nivel de significancia (p)
Estación	0.654	2	0.327	9.065	0.000
Tiempo	0.129	2	0.064	1.782	0.178
Estación-Tiempo	0.420	4	0.105	2.907	0.030
Error	1.913	53	0.036		

Pb 2x6

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	cuadrado medio	F	Nivel de significancia (p)
Estación	2.158	1	2.158	20.969	0.000
Tiempo	0.597	5	0.119	1.161	0.334
Estación-Tiempo	0.565	5	0.113	1.099	0.366
Error	9.674	94	0.103		

Pb 3x3

Fuente de variación	Suma de cuadrados	Grados de libertad	cuadrado medio	F	Nivel de significancia (p)
Estación	0.956	2	0.478	4.589	0.015
Tiempo	0.190	2	0.095	0.912	0.408
Estación-Tiempo	0.581	4	0.145	1.393	0.249
Error	5.521	53	0.104		