

UNIVERSIDAD DEL MAR



**BIOGEOQUÍMICA DE LOS RÍOS VERDE Y SAN FRANCISCO, Y
ZONAS ESTUARINAS ASOCIADAS**

**TESIS PRESENTADA A LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE
POSTGRADO DE LA UNIVERSIDAD DEL MAR, COMO REQUISITO
NECESARIO PARA OBTENER EL GRADO DE MAestrÍA EN
CIENCIAS, CON ESPECIALIDAD EN ECOLOGÍA MARINA**

**Q.F.B. Jorge Alberto Ramírez Zierold
Agosto del 2001**



A Flor, mi esposa y amiga, a quien debo gran parte de mi inspiración constante y dedico mis más grandes anhelos.

A mis sobrinos, Andrea, José Luis, María Fernanda, Verónica, lo Regina, Miguel, Alejandro y bebé, por ser fuente continua de renovadora esperanza y alegría.

Agradecimientos

A la Universidad del Mar, por todos los conocimientos adquiridos durante la realización de mis estudios y su apoyo al financiamiento del proyecto.

Al Dr. Saúl Rogelio Guerrero Galván, por su confianza, dedicación y continuo apoyo para la realización de este trabajo; pero sobre todo por su amistad.

Al M. en C. Noé Ruiz García y al Dr. Oliverio González Alafita, por su dedicación a la revisión y valiosos comentarios al documento escrito.

A mis compañeros, Flor Elisa Arcega Cabrera, Isabel Patricia Bello Hidalgo y Víctor Manuel Rodríguez Martínez, por su invaluable apoyo en la realización de los muestreos y el trabajo de laboratorio.

A la Pas. Biol. Tania Herrera Escalante, por su apoyo en la realización de los muestreos.

“El conocimiento no sólo presupone un vínculo entre el que conoce y lo conocido; exige que este vínculo cree una diferencia entre pasado y futuro. La realidad del devenir es la condición *sine qua non* de nuestro diálogo con la naturaleza”.

ILYA PRIGOGINE
Premio Nobel de Química

Este trabajo se realizó bajo la dirección del Dr. Saúl Rogelio Guerrero Galván en el Instituto de Ecología de la Universidad del Mar, con apoyo interno a través del proyecto "Biogeoquímica de los ríos Verde y San Francisco y del sistema lagunar Chacahua-Pastoría".

Resumen

La cuenca del río Verde (18,000 km²) es una de las dos más importantes en el estado de Oaxaca con un escurrimiento medio anual de 5.2 km³. Por sus dimensiones y los ríos que confluyen en su cauce, conjunta descargas urbanas, agrícolas, industriales y de extracción de minerales. El río Verde tiene un afluente permanente y desemboca directamente al Océano Pacífico, donde presenta un estuario exterior. El río San Francisco nace en la Sierra Madre del Sur, su cuenca es de 341 km² y el escurrimiento medio anual es de 0.13 km³; durante el estiaje no presenta caudal. En el río Verde se realizaron campañas de muestreo bimestrales de febrero 2000 a enero 2001, y en el río San Francisco en junio y septiembre del 2000. Las composiciones de los ríos Verde y San Francisco están dominadas por los productos de intemperización de carbonatos, las concentraciones relativas de sus componentes disueltos y particulados presentan una gran dependencia de la magnitud de la descarga. En el río San Francisco esto es particularmente importante debido a que solo presenta flujo en época de lluvias. La composición del río Verde presenta variaciones en tres estaciones hidrológicas definidas: secas, lluvias y poslluvias, con un comportamiento biogeoquímico significativamente diferente. Las concentraciones de los iones mayoritarios (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻), nutrientes (NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻, SiO₄⁴⁻) y elementos traza disueltos (Fe y Mn) presentan una estrecha dependencia con la magnitud de la descarga, porque sus aportes varían proporcionalmente con el flujo. El incremento exponencial de la carga de materia orgánica particulada (MOP) refleja su posible acumulación en el lecho del río asociada al material sedimentable. En el caso de los sólidos suspendidos totales la exportación del río San Francisco representa cerca del 63% de la exportación del río Verde, lo que refleja que el arrastre de materiales particulados por los ríos temporales pequeños es quizás de mayor impacto puntual que la contribución continua de los ríos perennes. Además, el río Verde presenta coeficientes de exportación de N-NH₄, P-PO₄ y fósforo total menores que el río San Francisco, por la alta capacidad de retención de estos elementos, que presentan los ríos pequeños y temporales con elevadas razones superficie/volumen. Las diferencias identificadas entre ambos ríos pueden ser atribuidas a las variaciones en el régimen hidrológico y a las características geomorfológicas propias de cada uno; además en el caso del río Verde se presentan efectos sobre la composición y calidad general del agua por las actividades humanas, principalmente por la presa derivadora y actividades agrícolas asociadas a la porción terminal de su cauce. Los diagramas de mezclado de los nutrientes inorgánicos disueltos, durante la simulación en el laboratorio de mezclado del río Verde e in situ en la laguna del Palmarito, revelan la remoción de significativas cantidades de nutrientes durante el mezclado estuarino. En la laguna del Palmarito, estas observaciones fueron consistentes con la distribución de la MOP, que presenta correlación inversa con la distribución de nutrientes.



Índice de Contenido

1	INTRODUCCIÓN.....	1
1.1	GEOQUÍMICA DE LOS RÍOS.....	2
1.2	GEOQUÍMICA DE LOS NUTRIENTES.....	4
1.2.1	<i>Fósforo (P)</i>	4
1.2.2	<i>Nitrógeno (N)</i>	5
1.2.3	<i>Silicio (Si)</i>	6
1.3	GEOQUÍMICA DE LA MATERIA ORGÁNICA.....	7
1.4	GEOQUÍMICA DE LOS METALES PESADOS.....	7
1.4.1	<i>Hierro y Manganese</i>	9
1.4.1.1	Ciclo del Hierro (Fe).....	9
1.4.1.2	Ciclo de Manganese (Mn).....	10
1.5	EUTROFICACIÓN.....	10
1.5.1	<i>Niveles de nutrientes y el estado trófico</i>	11
2	OBJETIVOS.....	14
2.1	GENERALES.....	14
2.2	PARTICULARES.....	14
3	MATERIALES Y MÉTODOS.....	15
3.1	ÁREA DE ESTUDIO.....	15
3.1.1	<i>Río Verde</i>	15
3.1.1.1	Clima.....	15
3.1.1.2	Vegetación.....	16
3.1.1.3	Geología General.....	16
3.1.1.4	Geomorfología.....	17
3.1.1.5	Características del Relieve.....	18
3.1.1.6	Geohidrología.....	19
3.1.1.7	Hidrología superficial.....	19
3.1.1.8	Usos del Suelo.....	20
3.1.1.9	Infraestructura.....	20
3.1.2	<i>Río San Francisco</i>	21
3.1.3	<i>Sistema Lagunar Chacahua-Pastoría (SLCP)</i>	21
3.2	METODOLOGÍA.....	22
3.2.1	<i>Muestreo</i>	22
3.2.2	<i>Muestras de agua</i>	24

3.2.3	<i>Mediciones in situ</i>	24
3.2.4	<i>Métodos analíticos</i>	25
3.2.5	<i>Experimento de simulación de mezclado estuarino en laboratorio</i>	26
3.2.6	<i>Descargas</i>	26
3.2.7	<i>Estadística</i>	27
4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	28
4.1	BALANCE DE CARGA.....	28
4.2	CLASIFICACIÓN QUÍMICA.....	28
4.2.1	<i>Clasificación química de algunos ríos representativos de Europa y Norteamérica</i>	32
4.3	SÓLIDOS SUSPENDIDOS (SS).....	32
4.4	RÉGIMEN DE DESCARGA HIDROLÓGICO.....	33
4.4.1	<i>Variaciones de los constituyentes en función de las descargas</i>	36
4.4.2	<i>Ponderación de las concentraciones por descarga</i>	37
4.5	VARIACIONES LONGITUDINALES	38
4.6	VARIACIONES ESTACIONALES	38
4.7	RELACIÓN CARGA VS. DESCARGA.....	39
4.8	NUTRIENTES.....	40
4.8.1	<i>Nitrógeno</i>	40
4.8.2	<i>Fósforo</i>	41
4.8.3	<i>Silicio</i>	42
4.9	HIERRO Y MANGANESO.....	43
4.10	CALIDAD DE AGUA	44
4.11	EXPORTE Y RENDIMIENTO ANUAL DE LA CUENCA.....	46
4.12	ZONAS ESTUARINAS.....	47
4.12.1	<i>Experimento de mezclado estuarino para el río Verde</i>	47
4.12.2	<i>Laguna de Palmarito</i>	48
4.13	ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES Y RELACIONES CANÓNICAS.....	49
4.13.1	<i>Río Verde</i>	49
4.13.2	<i>Río San Francisco</i>	50
4.13.3	<i>Laguna del Palmarito</i>	51
5	CONCLUSIONES	52
6	TABLAS	54
7	FIGURAS	82

8	BIBLIOGRAFÍA.....	100
---	-------------------	-----

Índice de Tablas

Tabla 1.	Reacciones típicas de intemperización en los ríos.....	54
Tabla 2.	Fuentes minerales de solutos promedio presentes en agua de río.	55
Tabla 3.	Características de los cultivos en el área de estudio.	56
Tabla 4.	Estaciones fluviales del río Verde.....	57
Tabla 5.	Estaciones fluviales del río San Francisco.....	57
Tabla 6.	Técnicas analíticas	58
Tabla 7.	Balance de carga de los iones mayoritarios en el río Verde.....	59
Tabla 8.	Balance de carga de los iones mayoritarios en el río San Francisco.....	61
Tabla 9.	Balance de carga de algunos ríos representativos del mundo.	62
Tabla 10.	Promedios anuales de las variables medidas en el río Verde.....	63
Tabla 11.	Variables medidas en el río San Francisco.....	64
Tabla 12.	Clasificación química del río Verde.....	65
Tabla 13.	Clasificación química del río San Francisco.....	65
Tabla 14.	Clasificación química de algunos ríos representativos de Europa y Norteamérica. .	66
Tabla 15.	Descargas medias diarias (m ³ /s) registradas en la estación hidrológica de Paso de la Reina (1961-1986).....	66
Tabla 16.	Comparación de medias de las variables medidas en el río Verde.	67
Tabla 17.	Parámetros de correlación: concentración vs. descarga de los iones mayoritarios y amonio en el río Verde.....	69
Tabla 18.	Promedios anuales ponderados por descarga en el río Verde.....	70
Tabla 19.	Comparación de medias ponderadas por descarga en el río Verde.....	71
Tabla 20.	Parámetros de correlación carga vs. descarga de los sólidos disueltos y particulados en el río Verde.	72
Tabla 21.	Ecuaciones para cálculo de los subíndices de calidad.....	73
Tabla 22.	Indicadores relevantes para cada uso del agua (SEDUE, 1986).....	73
Tabla 23.	Índices de calidad de agua.....	74
Tabla 24.	Exportación y coeficientes de exportación de materiales disueltos y particulados del río Verde al Océano Pacífico.....	75
Tabla 25.	Exportación y coeficientes de exportación de materiales del río San Francisco a la laguna del Palmarito.....	76
Tabla 26.	Experimento de Simulación de Mezclado Estuarino: Composición química del agua del río Verde y agua Oceánica.....	77

Tabla 27. Variables medidas en la laguna de Palmarito.....	78
Tabla 28. Análisis de componentes principales de los datos ponderados por descarga del río Verde.....	79
Tabla 28a. Relaciones Canónicas entre factores.....	79
Tabla 29. Análisis de componentes principales del río San Francisco.....	80
Tabla 29a. Relaciones Canónicas entre factores.....	80
Tabla 30. Análisis de componentes principales de la laguna del Palmarito.....	81
Tabla 30a. Relaciones Canónicas entre factores.....	81

Índice de Figuras

Figura 1. Diagrama esquemático de los estados de oxidación en el ciclo del Nitrógeno.....	82
Figura 2. Reacciones principales y procesos que contribuyen al reciclaje de manganeso en ecosistemas costeros.....	83
Figura 3. Área de estudio.....	84
Figura 4. Variación espacio-temporal de sólidos suspendidos en el río Verde.....	85
Figura 5. Descarga media diaria en la estación hidrológica Paso de la Reina (1961-1986)....	86
Figura 6. Relaciones concentración vs. descarga en el río Verde.....	87
Figura 6a. Comportamiento de las concentraciones de Ca^{2+} y HCO_3^- en el río Verde.....	89
Figura 7. Variación anual de los sólidos disueltos y particulados en el río Verde.....	90
Figura 8. Relaciones carga vs. descarga en el río Verde.....	93
Figura 9. Carga diaria de Nitrógeno Total Inorgánico en el río Verde.....	96
Figura 10. Variación estacional de los índices de calidad de agua en el río Verde.....	97
Figura 11. Diagramas de simulación de mezclado estuarino en el río Verde.....	98
Figura 12. Diagramas de mezclado estuarino en la Laguna del Palmarito.....	99

1 Introducción

El conocimiento de las concentraciones, estados de oxidación y especies químicas de los constituyentes disueltos y particulados en el agua de los ríos, es esencial en el entendimiento de los procesos biogeoquímicos costeros y es necesario cuando se trata de anticipar los efectos de la contaminación ambiental (Dyrssen y Wedborg, 1980). Asimismo, es importante evaluar la forma en que las variaciones ambientales, como son las temporadas de lluvias y de secas, influyen sobre el ecosistema fluvial.

Un ecosistema fluvial tiene una enorme superficie de interacción con los ecosistemas terrestres, y éstos exportan al agua una parte de su producción, de manera que en un río es normal encontrar un cociente respiración/producción de materia orgánica, superior a la unidad. El río a su vez, exporta parte de sus materiales a las lagunas costeras y al mar, es un ecosistema que está sobrealimentado y mantiene un ciclo de materiales, disueltos y particulados, relativamente rápido.

La corriente influye sobre la distribución de variables fundamentales como la luz, temperatura y difusividad de gases. La irregularidad de la superficie fluyente conduce a una fluctuación rápida de la intensidad luminosa en cualquier punto del cauce; sus efectos, si existen, no se han estudiado (Margalef, 1983).

La temperatura del agua de los ríos presenta una fluctuación diaria relativamente amplia en las secciones someras. Además, la turbulencia tiende a destruir gradientes e impide la formación de termoclinas. En los ríos grandes, de 5 metros o más de profundidad, se observan menores diferencias de temperatura entre la superficie y el fondo, y otras mayores, más frecuentes, entre el centro del cauce y las orillas.

Puesto que los ríos reciben materia orgánica de los ecosistemas terrestres vecinos, tienden a ser deficitarios en oxígeno; esto tiene particular importancia en los ríos contaminados por un exceso de materia orgánica, donde la absorción de oxígeno atmosférico, por el curso del agua, define la velocidad con que transcurren las reacciones de descomposición. La reoxigenación del agua fluyente, que ha perdido oxígeno, tiene gran interés práctico para su autodepuración. La entrada de oxígeno puede superar a los valores máximos de producción primaria ($1 \text{ g cm}^{-2} \text{ hora}^{-1}$), y permite la descomposición de una gran cantidad de material orgánico alóctono.

Los ríos típicamente presentan corrientes que generan turbulencia, corto tiempo de residencia del agua, condiciones fisicoquímicas y descarga variables; transporte unidireccional de nutrientes, sedimentos y biota, y una morfología dinámica de sus canales. Por otro lado, los ambientes de agua intersticial en los depósitos aluviales son más estables, presentan tiempos de residencia del agua mayores, exhiben flujo laminar, son permanentemente oscuros y cambian poco en su estructura basal de sedimentos (Petts y Callow, 1996; Brunke y Gonser, 1997). Recientemente se ha puesto atención a la ecología de la interfase entre estos dos ambientes por la existencia de intercambio de agua, nutrientes, biota, etc., entre la corriente superficial y el agua intersticial aluvial, a través de la zona hiporreica; la que es un ecotono activo donde los requerimientos y productos de importantes procesos ecológicos son influidos a todas las escalas por el movimiento de agua, permeabilidad de sedimentos, tamaño de partícula del sustrato, la biota residente, y las variables fisicoquímicas de la corriente y los acuíferos adyacentes (Boulton *et al.*, 1998).

El régimen hidrológico afecta las cargas de los materiales disueltos y particulados de los ríos (Stallard y Edmond, 1983; Nkougou y Probst, 1986). La carga es calculada como el producto de la descarga (Q) por la concentración de cada constituyente (c). Cuando se relacionan analíticamente carga (Kg/s) vs. descarga (m^3/s) se ha observado una relación lineal para iones mayoritarios (Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) y nutrientes (N- NO_3 , P- PO_4 , Si) cuando los constituyentes varían proporcionalmente con la descarga. Los constituyentes controlados por procesos biogeoquímicos internos no presentan relaciones lineales con la descarga (Van Der Weijden y Middelburg, 1989).

Por todo lo anterior, es necesario revalorar el estudio de los sistemas fluviales, por razones que tienen que ver también con la evolución y la estabilidad de la biósfera, es decir, estudiar cómo se constituyen y evolucionan estos sistemas como ejemplo de un proceso de autoorganización (Margalef, 1983).

1.1 Geoquímica de los ríos

En el ciclo geoquímico global, las rocas ígneas y los gases reductores son transportados desde el interior de la Tierra hacia su corteza y manto superior por actividad volcánica; estas sustancias son denominadas materiales juveniles o primarios (Holland, 1978).

Actualmente, la mayoría de los flujos máxicos de este planeta involucran el transporte, por los ríos hacia el océano, de materiales reciclados o secundarios, solubles y particulados,

generados por intemperización de rocas continentales. Este proceso ocurre de manera que estabiliza la composición del agua marina. La cantidad y la naturaleza de los productos de intemperización dependen del clima y la topografía del terreno, así como de la composición de la roca madre. Como resultado, la composición química del agua de los ríos es variable tanto espacial como temporalmente (McIntyre, 1970; Whitfield y Turner, 1981).

El agua de lluvia en equilibrio con el aire es ácida y, al precipitarse sobre los suelos, ataca diversos minerales disolviéndolos; de esta forma, el agua incrementa su reserva alcalina y aumenta el pH de la disolución. En consecuencia, el agua que se mueve a través de las capas superficiales del suelo se enriquece en calcio y otros metales que están equilibrados en mayor proporción por el bicarbonato (HCO_3^-) y forman la reserva alcalina del agua. Lo mismo puede decirse del agua que se mueve sobre las rocas calizas y las rocas dolomíticas. Con las rocas silíceas las reacciones son más complicadas que con las calizas; en general los silicatos aluminicos, más agua y CO_2 , reaccionan para dar los minerales de la arcilla, sílice hidratada y cationes alcalinos.

De acuerdo con McIntyre (1970) la intemperización de feldespato de potasio (ortoclasa), feldespato sódico (albita) y anortita producen, respectivamente, potasio, sodio y calcio disueltos; asimismo resultan los principales minerales arcillosos (aluminosilicatos) que son illita, caolinita y montmorillonita. La intemperización de caolinita a gibsitita y la disolución parcial del cuarzo también producen ácido silícico (Tabla 1).

Los hidróxidos, óxidos y sulfuros metálicos también tienden a disolverse en el agua de lluvia, estos minerales son en su mayoría de origen hidrotermal o autigénico. Su disolución libera iones metálicos, cuya concentración en forma bivalente se mantiene baja por su rápida oxidación por el oxígeno presente (Holland, 1979).

En la Tabla 2 se presentan las fuentes minerales de solutos promedio en agua de río. Se observa que aproximadamente el 60% del azufre proviene de la intemperización de sulfuros (pirita) y la disolución de sulfatos (talco y anhidrita). El resto es proviene vía atmosférica, que se ha incrementado por la emisión de óxidos de azufre (SO_x), por el uso de combustibles fósiles.

La disolución de carbonatos provee el 65% del Ca^{2+} y 36% del Mg^{2+} , el 54% de este último proviene de la intemperización de silicatos, que a su vez es fuente del 22 % del Na^+ , 87% del K^+ y >99% del sílice disuelto que transportan los ríos (Berner y Berner, 1996).

Aunque el aporte de los ríos es la fuente unitaria más grande de los iones mayoritarios del agua marina, su magnitud no está bien conocida debido a nuestro limitado conocimiento de la composición química de los ríos a nivel mundial y, por lo tanto, existe incertidumbre en las estimaciones de sus flujos, particularmente en lo concerniente a la carga de materiales suspendidos (Libes, 1992; Berner y Berner, 1996).

1.2 Geoquímica de los nutrientes

El entendimiento de los factores químicos que regulan la cantidad de biomasa y la producción de los ecosistemas acuáticos requiere del establecimiento detallado de los factores que regulan la biodisponibilidad de los nutrientes esenciales: fósforo, nitrógeno y sílice (Froelich, 1988).

1.2.1 Fósforo (P).

La fuente fundamental de fosfatos biológicamente disponibles es la intemperización de rocas continentales. Aproximadamente del 5 al 10 % de este fósforo es acarreado hacia los océanos en forma disuelta, el resto es arrastrado como P inerte en gránulos detríticos fluviales. El P natural existe en un solo estado de oxidación (+5), en sólidos y disolución, y no presenta flujos atmosféricos significativos, por lo tanto el estudio de su distribución se reduce a caracterizar el intercambio de fosfatos (PO_4^{-3}) entre los sólidos suspendidos y la disolución (Stumm y Leckie, 1971).

En general, los intentos realizados para relacionar la concentración de fósforo reactivo disuelto de aguas naturales, en equilibrio de solubilidad con la fase sólida mineral, no han sido convincentes, exceptuando algunos casos únicos donde las fases sólidas discretas ocurren en cantidad suficiente para ser encontradas, identificadas y caracterizadas (Emerson y Widmer, 1978; Suess, 1979). Consecuentemente no existe un modelo de solubilidad general aceptado para explicar los procesos inorgánicos que actúan sobre las concentraciones de fosfatos de ríos y arroyos.

No obstante, la falta generalizada de éxito al intentar correlacionar la fase sólida discreta de minerales fosfóricos y la química de sus disoluciones, es ampliamente reconocido que el fósforo es un elemento altamente reactivo con otras partículas. En disolución, los fosfatos reaccionan rápidamente con una amplia variedad de superficies, son removidos o liberados por partículas a través de complejas series de reacciones de adsorción y desorción; esto

constituye un importante proceso de regulación de la concentración de fosfatos en los ríos, que se denomina mecanismo amortiguador de fosfatos, que mantiene la concentración de fosfatos de ríos, arroyos y estuarios en valores casi constantes y constituye un amplio reservorio de P reactivo biodisponible, participa en la intemperización natural del fósforo de los suelos y es un proceso importante de fijación de fosfatos inmovilizados en suelos cultivados (Froelich, 1988).

La remoción de fosfatos es fundamentalmente resultado de reacciones de formación y co-precipitación de complejos en las que están involucrados Ca^{+2} , Fe^{+3} y Al^{+3} . Aunque el consumo de P por las plantas puede ser sustancial, los procesos de adsorción-desorción con los sedimentos anaeróbicos reductores parecen ser los más importantes. Los factores que afectan estos procesos son: la concentración de fosfatos (Harter, 1968), la concentración de otros iones y de materia orgánica (Golterman, 1973), la profundidad del agua (Edzwald, 1974), pH y Eh (Jacobsen, 1978) y la fracción de arcillas en el sedimento (McCallister y Logan, 1978).

La capacidad de los sistemas de humedales de absorber fósforo está correlacionada positivamente con la concentración de la fracción extraíble de hierro y aluminio amorfos. En los sedimentos, los hidróxidos ferrosos hidratados y los complejos de aluminio, proveen de sitios de adsorción para el ión ortofosfato (Richardson, 1985).

Por otro lado, aunque los fosfatos están normalmente inmovilizados en los suelos, si la capacidad de adsorción-desorción es excedida, el fósforo será rápidamente transportado dentro de capas más profundas del suelo y concentrado en la subsuperficie de la escorrentía. El grado y velocidad de movimiento depende de la heterogeneidad del suelo y de la forma química que presenten los fosfatos (Uunk, 1991; en McEldowney, *et al.*, 1993).

1.2.2 Nitrógeno (N).

En las aguas naturales suele encontrarse casi tanto nitrógeno en forma orgánica soluble como en forma inorgánica (sin contar el gaseoso). El nitrógeno inorgánico se halla en diversos estados de oxidación: (0) nitrógeno gaseoso (N_2), (-3) amoníaco/amonio ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$), (+1) óxido nitroso (N_2O), (+2) monóxido de nitrógeno (NO), (+3) ácido nitroso/nitrito ($\text{HNO}_2/\text{NO}_2^-$), (+4) dióxido de nitrógeno (NO_2) y (+5) ácido nítrico/nitrato ($\text{HNO}_3/\text{NO}_3^-$).

El nitrógeno no forma compuestos insolubles, pero se puede encontrar en el sedimento en forma de compuestos adsorbidos sobre partículas sólidas o asociado a ácidos húmicos, además de las formas disueltas en el agua intersticial.

Aunque una parte del nitrógeno gaseoso (N_2) es removido por fijación, los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación son normalmente más importantes. La nitrificación de amonio (NH_4^+) dentro de la rizósfera y la capa de sedimento aeróbico producen nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-), ambos pueden ser asimilados por los productores primarios; sin embargo, la remoción fundamental del nitrógeno depende de la subsecuente desnitrificación anaeróbica de NO_3^- y NO_2^- a N_2 que se libera a la atmósfera (McEldowney *et al.*, 1993) -Fig. 1-.

La descarga de compuestos nitrogenados de desecho al aire y agua, provenientes de la industria y la disposición de desperdicios sólidos, resulta en un incremento de las concentraciones de NO_3^- al medio ambiente. Esto ocurre a través de descargas directas de NO_3^- o de la conversión de otros compuestos nitrogenados a NO_3^- por acción física o microbiológica (Peterson *et al.*, 2001), por ejemplo, grandes cantidades de nitratos producidos industrialmente, son aplicadas rutinariamente a tierras de cultivo como fertilizante; una parte de estos es lixiviada desde las áreas de aplicación hasta los ríos y sistemas de humedales.

1.2.3 Silicio (Si).

El silicio es el segundo elemento más abundante de la corteza terrestre (Holland, 1978; Libes, 1992), se encuentra principalmente como bióxido de silicio (SiO_2) y como silicatos. Su papel biológico parece estar restringido a propósitos estructurales en plantas como pastos marinos y algunos invertebrados. Además conforma el exoesqueleto de importantes grupos de productores primarios (diatomeas, radiolarios y silicoflagelados).

La reacción del agua con los silicatos produce los minerales de la arcilla más una fracción de sílice hidratada ($SiO_2 + 2 H_2O = Si(OH)_4$) o ácido silícico, que es soluble en agua, a pH relativamente bajo (ver tabla 1). Cuando el pH aumenta se tienen progresivamente mayores proporciones de $H_3SiO_4^-$, $HSiO_3^-$, y SiO_3^{2-} ; y a partir de un pH aproximadamente de 9, hay una fracción creciente de especies químicas multiméricas de Silicio (Tung-Whei-Chow y Robinson, 1953).

La sílice amorfa suspendida u ópalo ($SiO_2 \cdot n H_2O$), que en parte resulta de la destrucción de restos de organismos, es un componente importante en el mar y en las aguas de los ríos. De la forma más o menos hidratada de la sílice depende su movilidad en el suelo; en suelos tropicales, con pocas especies básicas, la sílice queda altamente hidratada y no se mueve (Margalef, 1983).

1.3 Geoquímica de la materia orgánica

Los sólidos y materia orgánica suspendidos son proveídos a los estuarios por los ríos y una amplia variedad de fuentes como la erosión de antiguos depósitos en el estuario, escorrentías locales, vertimiento de desperdicios, producción orgánica y aportes atmosféricos.

Una parte importante de la materia orgánica natural presente en los ríos procede de ecosistemas periféricos, por aporte de polen, hojas muertas, materiales húmicos, etc., de los suelos y de la vegetación terrestre (Margalef, 1983).

La materia orgánica muerta suspendida en zonas estuarinas y costeras consiste de partículas minerales (en su mayoría arcillas, cuarzo, feldspatos y carbonatos) y materia orgánica fuertemente ligadas; en forma de gránulos simples y floculados (Eisma, 1986).

La materia orgánica disuelta de los ríos juega un papel importante en los procesos químicos estuarinos, por su floculación con la materia inorgánica disuelta, durante el mezclado de las aguas de río y marina (Sholkovitz, 1976). La materia orgánica disuelta está compuesta en su mayor parte de sustancias húmicas, de las que los ácidos fúlvicos representan la mayor proporción (Beck *et al.*, 1974). Estas sustancias existen como soluciones verdaderas de poli-electrolitos y/o como coloides hidrofílicos cargados, que floculan rápidamente con el cambio de fuerza iónica, por lo tanto, el grado de floculación depende de la salinidad.

1.4 Geoquímica de los metales pesados

Los ríos son la fuente más importante de metales pesados al medio estuarino, excluyendo las antropogénicas; estos elementos provienen de la intemperización de rocas graníticas y basálticas y se encuentran, en aguas naturales, en distintas fases: disueltos, coloidales y particulados, aunque la concentración de las formas iónicas disueltas es baja (Kennish, 1992).

Los metales pesados alcanzan las zonas costeras a consecuencia de una amplia variedad de actividades humanas que incluyen el quemado de combustibles fósiles (emisiones de automóviles), el uso de pinturas anti-incrustación biológica, esmaltes y anti-corrosión, drenajes, basura, efluentes de refinerías, etc. Entre las anteriores, las fuentes mayoritarias de metales pesados en ambientes acuáticos se encuentran la producción de cemento y ladrillos, la lixiviación de basura y de desperdicios sólidos y la explotación minera (Wittman y Förstner, 1975).

Cuando es transportado en el agua de río, un metal puede presentarse en cinco formas químicas posibles (Duinkler, 1980): 1) en solución como ión y como complejos inorgánicos y orgánicos; 2) adsorbidos sobre superficies de minerales arcillosos; 3) en partículas sólidas orgánicas; 4) en recubrimientos de partículas detríticas, después de co-precipitación y adsorción con los principales óxidos de hierro y manganeso y 5) como parte de materiales detríticos cristalinos y precipitados.

Los cambios en las propiedades fisicoquímicas de los sedimentos pueden contribuir al movimiento vertical de los metales, haciéndolos más accesibles para su liberación a la columna de agua, principalmente cambios en las condiciones óxido-reductoras. Además, algunas bacterias (*Thiobacillus ferrooxidans*, *Sulfolobus acidocaldarius*) disuelven metales bivalentes de sulfuros precipitados, durante su oxidación a los correspondientes sulfatos (Brierley, 1982; en: Atlas y Bartha, 1993).

El reciclaje de los elementos traza disueltos involucra procesos de adsorción, remoción y co-precipitación con la materia orgánica y su subsecuente deposición. Aunado a esto, algunos elementos, asociados con fases particuladas, son desorbidos de la materia suspendida y removilizados en el estuario debido al aumento en la fuerza iónica, que ocurre cuando el agua del río se encuentra con la marina; este aumento de la fuerza iónica y del pH causan que los metales resolubilizados precipiten en forma de oxihidróxidos y coloides organometálicos. Esta remoción, por floculación y sedimentación, conlleva a su extinción en ambientes oceánicos.

Los sedimentos ejercen un fuerte control sobre los ciclos biogeoquímicos de los metales, ya que constituyen tanto un sumidero como una fuente a la columna de agua (Förstner, 1978). Estas remociones y adiciones varían tanto geográfica como estacionalmente y no están bien entendidas (Libes, 1992).

Las reacciones que ocurren durante el proceso de mezclado estuarino tienen un efecto significativo en la distribución de un elemento entre las fases disuelta y particulada (Bruland, K. W.; en: Riley y Chester, 1989). El proceso de remoción de metales durante el mezclado estuarino se basa en las afinidades relativas de éstos por los aniones presentes en el agua marina, y por ácidos húmicos e hidróxidos de hierro en presencia de los cationes del agua marina (Sholkovitz, 1976). Los metales disueltos, presentes en forma coloidal, en asociación fisicoquímica con ácidos húmicos e hidróxidos de hierro, floculan y sedimentan. La desorción de estos elementos de la materia particulada en suspensión se debe al aumento progresivo de

salinidad y el consecuente incremento en la concentración de los cationes mayoritarios del agua marina.

La biota es también un factor importante en la absorción y redistribución de los metales. La ingesta activa de elementos traza esenciales (Cu, Co, Cr, Fe, Mo, Ni, V, Zn, etc.), puede ser significativa, especialmente durante el florecimiento fitoplanctónico; así mismo, se encuentran ligados a materia fecal del zooplancton y a organismos muertos.

1.4.1 Hierro y Manganeseo.

Las concentraciones de hierro y manganeseo disueltos en las aguas del fondo se incrementan a medida que el potencial redox disminuye. El hierro disuelto es aportado desde los sedimentos, a través de difusión de hierro ferroso (Fe^{+2}), hacia las capas de agua anóxicas suprayacentes; por otro lado, la formación de óxidos de hierro conlleva a su deposición. La fuente dominante de Mn disuelto parece ser la reducción de partículas de óxido de manganeseo en proceso de deposición (Balistrieri *et al.*, 1992).

1.4.1.1 Ciclo del Hierro (Fe).

El hierro contenido en silicatos y carbonatos de las rocas de la corteza terrestre es movilizado por intemperización. Los productos de intemperización son oxidados e hidrolizados a hidróxidos férricos y óxidos hidratados que son transportados en forma coloidal y particulada (Fox y Wofsy, 1983). Múltiples investigaciones concluyen que la mayor fracción de hierro suspendido es removida en las zonas estuarinas (Sholkovitz, 1976; Liss, 1976; Sholkovitz, 1978); sugiriéndose la floculación de partículas coloidales como posible mecanismo de remoción (Beck *et al.*, 1974; Sholkovitz, 1978). La remoción de hierro coloidal procede con un mecanismo cinético de segundo orden con velocidades proporcionales al cuadrado de la salinidad medida (Fox y Wofsy, 1983). Este proceso es de considerable interés ya que parece jugar un papel importante en la limitación del aporte de hierro al mar.

El reciclaje de hierro consiste fundamentalmente de reacciones oxidación-reducción mediante las que se reduce el hierro férrico (Fe^{+3}) a hierro ferroso (Fe^{+2}) y se oxida éste a férrico. Estas reacciones son importantes tanto para compuestos orgánicos que contienen hierro como para los compuestos inorgánicos de hierro (silicatos, carbonatos, óxidos, hidróxidos). El ion férrico precipita en ambientes alcalinos como hidróxido ($\text{Fe}(\text{OH})_3$); también puede ser reducido, bajo condiciones anaerobias, a la forma ferrosa que es más soluble; sin embargo, bajo estas

condiciones, suficiente sulfuro de hidrógeno (H_2S) puede desarrollar precipitados de sulfuro ferroso (FeS).

La inundación de suelos, que genera condiciones anaerobias, favorece la acumulación de hierro ferroso. Por otro lado, en habitats aeróbicos, como son los suelos bien drenados, la mayor parte del hierro existe en estado férrico (Atlas y Bartha, 1993).

1.4.1.2 Ciclo de Manganeseo (Mn).

El transporte de Mn por los ríos a través de áreas costeras someras, puede constituir un aporte significativo de este elemento hacia la plataforma continental y nódulos de Mn oceánicos (Glasby, 1984). La concentración de manganeseo en el agua, que transcurre a través de zonas estuarinas, claramente es influida por una variedad de factores físicos, químicos y biológicos, que delimitan una serie de procesos naturales importantes. (Fig. 2).

El intercambio de manganeseo entre el agua y los sedimentos no es unidireccional; las pérdidas hacia los sedimentos y el regreso al agua son procesos interdependientes que pueden desarrollarse desacoplados en el tiempo y el espacio. El intercambio entre sedimentos y agua se mantiene debido a que el Mn disuelto es reactivo con partículas y puede depositarse rápidamente hacia los sedimentos profundos (Hunt, 1983a; Hunt y Kelly, 1988).

Una vez incorporados en los sedimentos, los óxidos de manganeseo en fase sólida pueden ser reducidos a manganeseo soluble (Mn^{+2}) durante la descomposición anaeróbica de la materia orgánica (Froelich *et al.*, 1979). La mayor parte del Mn^{+2} disuelto regresa a la columna de agua por procesos difusivos y advectivos de intercambio agua-sedimento, que están influidos por la temperatura, variación mareal y actividad macrobentónica (Hunt, 1983b).

Por otro lado, el ciclo de Mn en zonas costeras someras se encuentra también influido por el reciclaje de carbono por actividad biológica en el agua y el bentos. Por ejemplo, los cambios en la cantidad o calidad de los particulados orgánicos pueden cambiar las velocidades a las que el Mn se asocia con, o es incorporado a, partículas (Hunt y Kelly, 1988).

1.5 Eutroficación

La preocupación acerca del efecto que presentan las concentraciones de Nitrógeno y Fósforo en los sistemas acuáticos, está centrada en dos aspectos: la eutroficación de los cuerpos de

agua y los posibles riesgos a la salud asociados con el consumo de agua potable que contenga altas concentraciones de nitratos (McEldowney *et al.*, 1993).

La eutroficación consiste fundamentalmente en el enriquecimiento de las aguas con nutrientes y materia orgánica que estimulan la actividad microbiana y el desarrollo de productores primarios, de manera que la descomposición del exceso de materia orgánica producida, hace disminuir enormemente la concentración de oxígeno en las aguas profundas (Margalef, 1982; McEldowney *et al.*, 1993).

El impacto que los efluentes orgánicos tienen en los ríos está bien documentado. La materia orgánica estimula y es gradualmente removida por la actividad microbiana. El incremento en dicha actividad rápidamente desoxigena el agua. El grado de desoxigenación depende de factores como: la dilución del efluente al entrar al río y la cantidad de material biológicamente oxidable presente en el efluente, el último se establece determinando la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) de las aguas de efluente, por ejemplo, el oxígeno utilizado por una muestra de agua incubada a 20°C durante 5 días (DBO₅). La determinación de la demanda química de oxígeno (DQO) provee otra medida de la concentración de materia orgánica. Efluentes con valores altos de DBO o DQO pueden causar la desoxigenación sustancial de los cuerpos de agua que los reciben (McEldowney *et al.*, 1993). De acuerdo con lo anterior, grandes descargas puntuales o los aportes de diferentes fuentes, pueden resultar en la eutroficación permanente de un sistema de agua natural.

1.5.1 Niveles de nutrientes y el estado trófico.

El *status* natural de nutrientes es determinado por la fertilidad de las áreas de captura y la "edad ecológica" del cuerpo de agua. Las condiciones oligotróficas están asociadas con cuerpos de agua de relativa reciente formación, que reciben agua pobre en nutrientes y, frecuentemente, con sustrato acidificado. Al desarrollarse dicho sistema, su *status* se eleva lentamente, al acumularse gradualmente su biomasa, detritus y sedimento (Barnes y Mann, 1991).

Los aportes antropogénicos de nutrientes y/o materia orgánica resultan en una "eutroficación cultural" de los cuerpos de agua. Inicialmente los efectos pueden ser menores (ej. pequeños incrementos en la producción de biomasa), sin embargo, al continuar el proceso, la ecología total del sistema es perturbada, ocurren cambios en la composición de especies del fitoplancton, las que se vuelven ampliamente dominadas por especies de rápido crecimiento,

incluyendo algas verde-azules tóxicas. Con el incremento de la turbidez del agua se reduce la penetración de luz, que provoca la pérdida de macrofitas sumergidas. Esta pérdida, empobrece la fauna de invertebrados y, por lo tanto, la composición de la comunidad de peces cambia (Uunk, 1991).

La administración y el manejo de los cuerpos de agua son derivados tanto empíricamente como por el uso de modelos que regularmente se enfocan en lograr y mantener niveles "permisibles" de Fósforo y Nitrógeno. Estos modelos pueden ser usados para establecer objetivos claros en la reglamentación de la calidad del agua; sin embargo, en la práctica las reducciones requeridas en las descargas de P y N son por lo regular mayores que las predichas en los modelos. La situación se complica por la movilización de fosfatos y otros nutrientes desde los sedimentos, la eficiencia con que son utilizados y la resuspensión de detritus algales y sedimentos, por acción del viento y/o bioperturbación (Lijklemma, 1991; Uunk, 1991).

El impacto de la eutroficación, durante fines de 1960 y principios de 1970, en los grandes lagos de Norteamérica y Canadá está bien documentado (Lehsht *et. al.*, 1991). En Holanda (1979), el costo social resultado de la pérdida estética, el incremento en los costos destinados a la purificación del agua y el manejo de los cuerpos de agua eutroficados, así como las pérdidas de pesquerías comerciales se estimó en 200 millones de dólares (Uunk, 1991).

De acuerdo con Bello (2001) el canal que comunica las lagunas de Chacahua y Pastoría se encuentra altamente eutroficado; además, Rodríguez (2001) encontró que la laguna de Manialtepec presenta una capa superficial eutrófica y una capa de fondo altamente eutroficada con tendencia a distrofia; ambos cuerpos lagunares se encuentran en la Costa Oaxaqueña.

En los últimos 30 años se incrementaron los niveles de nitratos en los cuerpos de agua naturales, probablemente por el uso y lixiviado de fertilizantes nitrogenados inorgánicos en la agricultura, así como la fijación de nitrógeno por cultivos de leguminosas, desechos humanos y animales, y el uso de combustibles derivados del petróleo; lo que ha ocasionado la saturación de los ecosistemas terrestres y la movilización del exceso de nitrógeno por escorrentía hacia los lagos, ríos y zona costera (Peterson *et.al.*, 2001).

Existe actualmente considerable preocupación pública acerca de los posibles daños a la salud asociados con elevadas concentraciones de nitratos en el agua potable (Addiscot *et al.*, 1991). El nitrato *per se* no constituye una amenaza para la salud; sin embargo, es rápidamente reducido a nitrito por la enzima nitrato reductasa, que se encuentra ampliamente distribuida y es abundante tanto en plantas como en microorganismos (Glidewell, 1990). Los nitritos

representan dos distintos riesgos para la salud, son potencialmente carcinogénicos y causan metahemoglobilemia (síndrome del bebé azul).

2 Objetivos

2.1 Generales

Conocer la influencia del régimen de descarga, intemperización, procesos internos y actividades humanas, sobre los niveles de concentración y el comportamiento del material disuelto y particulado, en los ríos Verde y San Francisco.

Conocer el comportamiento de los nutrientes, materia orgánica y los sólidos totales disueltos, tanto en el río Verde hasta su desembocadura en el Océano Pacífico; como en el río San Francisco y en la zona donde se mezclan sus aguas con las de la laguna del Palmarito.

Estimar los flujos máxicos de nutrientes y material suspendido y disuelto, del río Verde al mar y del río San Francisco a la laguna de Palmarito.

Estimar la calidad del agua de los ríos Verde y San Francisco mediante el uso de indicadores de calidad de agua.

2.2 Particulares

Medir los niveles de concentración de nutrientes (nitrógeno, fósforo y silicio), salinidad absoluta (sodio, potasio, cloruro, sulfato, calcio y magnesio) y la fracción disuelta de hierro y manganeso; así como las variables fisicoquímicas (temperatura, pH, alcalinidad y clorinidad) y de contribución orgánica (sólidos suspendidos totales, clorofila a y demandas química y bioquímica de oxígeno) que son además indicadores de calidad del agua.

Evaluar la variabilidad de los niveles de concentración de los constituyentes considerados, con base al patrón de distribución espacial, influencia estacional y régimen de descarga.

Analizar el comportamiento de los constituyentes estudiados, con base en la influencia del régimen halino en las zonas estuarinas del complejo lagunar Chacahua-Pastoría.

Determinar cuáles son los factores que regulan el comportamiento de las variables analizadas durante el proceso de mezclado estuarino en la zona de desembocadura del río San Francisco al sistema lagunar Chacahua-Pastoría

Calcular el aporte de materiales del río Verde a la zona costera adyacente y del río San Francisco a la laguna del Palmarito.

3 Materiales y Métodos

3.1 Área de estudio

3.1.1 Río Verde

La cuenca del río Verde es una de las más importantes en el estado de Oaxaca, su área es de aproximadamente 18,000 km² y en éste confluyen los ríos: Nochixtlán, Cuamama, Peñoles, Etna, Tlacolula, Putla, Zapote, Sordo, Sola y Atoyac; tiene un afluente permanente y desemboca directamente al Pacífico Mexicano en 15°39' N - 97°47' W aproximadamente a 15 kilómetros del Sistema Lagunar Chacahua-Pastoría (fig. 3).

Por las dimensiones de la cuenca de drenaje del río Verde y los ríos que confluyen en su cauce, el agua conjunta descargas urbanas, agrícolas, industriales y de extracción de minerales.

Los estudios previos en el área son pocos: 1) Diagnóstico ambiental para el proyecto de infraestructura hidráulica "río Verde" (SARH y CNA, 1990), 2) Estudio agrológico del proyecto de riego río Verde (CNA, 1991), 3) Estudio del Banco Mundial (SEDESOL, 1992) y algunas prácticas de biología de campo de la Universidad Nacional Autónoma México; no encontrándose en las referencias bibliográficas de la literatura especializada.

3.1.1.1 Clima

Los tipos de clima predominante en el área de estudio son Aw2 y Awo, que corresponden al cálido húmedo, el más húmedo de los cálidos subhúmedos con lluvias en verano, cociente precipitación/transpiración (P/T) de 56.1; y el más seco de los cálidos subhúmedos con lluvias en verano, cociente P/T de 34.4; según los datos de tres estaciones climatológicas: San Pedro Mixtepec, Río Grande Jamiltepec y Pinotepa Nacional, y de acuerdo al sistema de clasificación climática de Köppen, con las modificaciones de García E. (1988).

La temperatura media de todos los meses es superior a 17.5°C; mayo el más caluroso con temperaturas entre 20.8 y 22.6°C y enero el más fresco con temperaturas entre 13.7 y 15.3°C, de junio a septiembre la temperatura media fluctúa entre 18.5 y 21.7°C, mientras que de octubre a abril oscila entre 13.7 y 21.2°C.

La región recibe entre 736.6 y 1,514.7 mm anuales de lluvia, que se distribuye irregularmente a lo largo del año. La temporada de lluvias inicia en el mes de mayo y concluye en el mes de septiembre; en este periodo se precipitan entre 711.3 y 1,478.2 mm, que representan el 97% de la precipitación anual; el mes más lluvioso es agosto con volúmenes entre 253.3 y 362.4 mm, el mes más seco es diciembre con una precipitación de 3.3 mm. La evaporación total media anual en el periodo comprendido entre 1980–1991, es de 1,723.5 mm; las evaporaciones medias mensuales son: la máxima de 168.4 mm (mayo), y la mínima en enero con 108.7 mm.

Por lo general, los vientos dominantes en la zona de estudio tienen una dirección de noroeste y sudoeste con intensidad baja. La temporada de ciclones queda comprendida entre los meses de agosto a octubre. No se presentan heladas ni granizadas. (CNA, 1991)

3.1.1.2 Vegetación

La vegetación que domina en el área de estudio es la correspondiente a la Selva Baja Caducifolia, encontrándose como especies dominantes las siguientes: Parota (*Enterolobium ciclo carpum*), Cornezuelo (*Acacia cornigera*), Nanche (*Byrsonima crassifolia*), Espino Blanco (*Acacia pennatula*), Palma Real (*Roystonea spp*), Palma Corozo (*Seheelca liebmanni*), Tule (*Typha spp*), Quebracho (*Acacia milenaria*), Cuajilote (*Bursera spp*), Cuaulote (*Guazuma tomentosa*), Guamúchil (*Pithecolobium dulce*), Cuachalalate (*Amphitrigium adstringens*) y Palo Mulato (*Bursera simaruba*). (CNA, 1991)

Las especies arbóreas se usan como cercas vivas o bien como postes y en la construcción de viviendas y en otros casos como combustible vegetal doméstico (leña y carbón).

3.1.1.3 Geología General

El área de estudio se localiza en la Provincia Geológica de la Sierra Madre del Sur en la porción oaxaqueña. Las rocas que afloran en el área de estudio tienen diferente composición y predominan las rocas ígneas y metamórficas; secundariamente las sedimentarias.

En el área de estudio los afloramientos son testigos de un gran batolito (que son rocas ácidas [granito] que se presentan como forma de dique) que posiblemente intrusionó a rocas del subsuelo que pueden ser de tipo ígneo, sedimentarias o metamórficas, y forman parte del Complejo Oaxaqueño. En el Mesozoico hubo afloramientos del batolito en la Sierra, donde intrusiona a grandes espesores de sedimentos. En la intrusión se hacen notables las

concentraciones de feldespato (ortoclasa) de mica y cuarzo, este último en forma de vetas que se distribuye de manera irregular. También existen pequeños espesores de azufre que pueden tener un origen volcánico o sedimentario (CNA, 1990).

En estos afloramientos también existen rocas de tipo metamórfico y son conocidos como Punta Galera, Cerro Hermoso, Cerro de la Pastoría, Cerro Zapotalito, Cerro del Camote, Cerro del Corral y Cerro del Escorpión, así como la formación de algunas dunas litorales con escasa altura.

Los esquistos y los gneises son las rocas más antiguas en el área, ya que datan del Precámbrico y se formaron debido a un metamorfismo incipiente que se manifiesta a lo largo de la línea de costa.

Los materiales de depósitos lacustres, aluvión y caliche, corresponden a la era Cenozoica del periodo Cuaternario hasta el Reciente. El aluvión está compuesto por material arenoso mal graduado y poco consolidado, que fue depositado en las depresiones o partes bajas por acarreo desde la sierra y la desintegración del granito *in situ*. La distribución del aluvión abarca desde los valles intermontanos hasta las márgenes de los ríos, presentándose bajo la forma de terrazas fluviales acumulativas.

3.1.1.4 Geomorfología

Fisiográficamente, el área de estudio se ubica en las estribaciones de la Provincia de la Sierra Madre del Sur (subprovincias de las Costas del Sur), en la llanura costera del Océano Pacífico en un sistema de topofomas de llanuras tendidas, asociada con lomeríos. En la geomorfología estructural se distinguen dentro del área de estudio: llanura, formas lagunares, depósitos de playa, relieves montañosos, fallas, fracturas y la red hidrográfica que se encuentra condicionada a las estructuras de la depresión.

Dentro de la llanura aluvial las geofomas que se pueden distinguir son las formas del lecho de inundación, ordinario y canal de estiaje; la unidad dominante es la llanura baja, inundable cada 5 ó 6 años. La importancia geomorfológica de las extensas tierras de inundación radica en el hecho de que influyen en la productividad de los suelos, lo que trae consigo una extensa actividad agrícola (SARH, 1987).

En la morfología litoral se pueden distinguir unidades de playa, cordones litorales, barras, lagunas, mangles y zonas sujetas a inundación lagunar, en estas últimas la zona de mangles y los depósitos lagunares son los que ocupan la mayor extensión del ambiente lagunar.

Por otro lado, existen dos grandes ambientes de sedimentación: 1) la llanura aluvial de los ríos Verde, San Francisco y Chacalapa, y 2) la morfología litoral que comprende al sistema lagunar Chacahua-Pastoría.

En esta porción de la llanura costera son característicos los fenómenos de erosión que influyen en el azolvamiento de las lagunas costeras.

Cada lecho se distingue del otro por el tamaño de los materiales de depósito, drenaje, exposición de inundaciones, cauces abandonados, pendientes y otras formas que en su conjunto configuran la llanura aluvial, cuyo relieve puede ser de excavación o de acumulación de materiales, en función del proceso erosivo y del patrón de escurrimiento de cada río.

3.1.1.5 Características del Relieve

La topografía del área de estudio se caracteriza por dos relieves muy contrastados entre sí, el de la llanura aluvial casi plana y drenada por el curso de los ríos mencionados y el de la zona montañosa que rodea la llanura, con pendientes superiores al 20%; las elevaciones dominantes no sobrepasan los 30 msnm.

Los cambios bruscos en las pendientes son el reflejo de la resistencia a los procesos erosivos de las rocas que constituyen dicha sierra, en contraste con los materiales de relleno y suelos transportados que forman la planicie.

La planicie costera presenta un microrelieve de pequeñas ondulaciones que han tenido lugar por efecto de inundaciones, incremento en azolve, relleno de lagunas marginales y otros procesos litorales.

De manera general, las pendientes en la llanura no sobrepasan el 2%, que propician una pendiente adecuada para fines de riego. Los pies de monte presentan pendientes que fluctúan entre 3 y 5%, pero en topografía plana.

Las barreras litorales presentan un relieve fluctuante por la manera natural en que son construidas; el mismo principio se aplica a las terrazas marinas (CNA, 1990).

3.1.1.6 Geohidrología

De acuerdo con los estudios realizados por la SARH (1987), el área de estudio se ubica en una región de la costa (área Jamiltepec) que se caracteriza por estar formada en material de acarreo (aluvión) constituido por arenas, gravas y sedimentos limo-arcillosos.

El principal almacenamiento lo constituyen los sedimentos aluviales que corresponden a rellenos del Cuaternario, que sobreyacen a un basamento rocoso, constituido por rocas ígneas y metamórficas, en estos depósitos se han desarrollado de manera incipiente formaciones acuíferas de comportamiento libre, sin descartar la posibilidad de acuíferos confinados (SARH, 1978).

Las elevaciones del nivel freático varían entre 10 y 50 msnm, y alcanzan en la línea de costa hasta un metro; la profundidad media del nivel oscila entre 0.90 y 5.30 metros.

La alimentación de los acuíferos se debe a la recarga que ocurre en las fronteras limítrofes con la Sierra, en donde las corrientes superficiales pierden su velocidad e infiltran una parte de su volumen (SARH, 1978).

La recarga anual del acuífero se estima en 9 millones de m³ aproximadamente y sus niveles estáticos son del orden de 2 a 5 metros.

3.1.1.7 Hidrología superficial

El área de estudio se ubica en la Región Hidrológica No. 20 (Costa Chica-Río Verde), que abarca de los 15°58' a los 17°37' de latitud norte y de los 96°15' a los 100°07' de longitud oeste. La porción occidental corresponde al estado de Guerrero y la oriental al estado de Oaxaca; tiene una forma pentagonal muy irregular, alargada en el sentido este-oeste. Las colindancias son: al norte con las cuencas de los ríos Balsas, Mezcala y Papaloapan; al sudeste con el litoral del Océano Pacífico y hacia el este con la cuenca de río Tehuantepec.

El río Verde es el más importante de la Región No. 20; su cuenca se encuentra íntegramente en el estado de Oaxaca, dentro de ella se encuentran la mayor parte de los distritos de Putla, Tlaxiaco, Teposcolula, Nochixtlán, Sola de Vega, Zimatlán, Centro, Ocotlán y Ejutla. El desarrollo del río tiene lugar entre los 15°48' y los 17°37' de latitud norte y de los 96°14' a los 98°06' de longitud oeste.

Hacia la parte final del colector general, cercano al área de estudio, opera la estación hidrométrica Paso de la Reina, situada a 35 Km abajo y 5 km arriba de la confluencia del río

Verde con el río Yolotepec y Juquila, respectivamente, y 58 Km aguas arriba de la desembocadura con el Océano Pacífico (Figura 3).

Los datos hidrométricos disponibles (1961-1986) medidos en la estación Paso de la Reina muestran que los mayores volúmenes escurren durante el periodo comprendido entre junio (más de 400,000 m³) y noviembre (menos de 400,000 m³) con los mayores gastos (más de 1,200,000 m³) durante el mes de septiembre. (CNA, 1990; CNA-IMTA, 1997)

El área de la cuenca del río Verde hasta la estación Paso de la Reina es de 17,617 Km². De 1961 a 1986 se han registrado los gastos extremos siguientes: máximo de 1,000 m³/s el 18 de junio de 1974; mínimo de 7.38 m³/s el 15 de mayo de 1967. El volumen medio anual es de aproximadamente 5 km³/año, lo que corresponde a un rendimiento de 303,000 m³/km².

El Parque Nacional Lagunas de Chacahua forma parte de la cuenca del río Verde y capta en su porción final los escurrimientos de los ríos San Francisco y Chacalapa. (Figura 3), que son de carácter temporal y durante la época de estiaje no presentan escurrimientos.

3.1.1.8 Usos del Suelo

El río Verde suministra agua al distrito de riego del mismo nombre, que tiene una extensión aproximada de 196 km². Las actividades más importantes dentro del área de estudio son agricultura y ganadería en condiciones de riego y temporal; existen plantaciones de árboles frutales con predominancia de limón agrio; le siguen en importancia por el número de árboles presentes, coco, papaya y mango. Se cultivan también sandía, melón, frijol, maíz, cacahuete y ajonjolí.

En los pastizales que se encuentran en las regiones alta y media del área de estudio, la especie predominante es la Estrella de África.

En la tabla 3 se describen las características del manejo agrícola que se tiene en la zona de estudio; en esta se observan importantes contribuciones de N y P aplicados como fertilizantes durante todo el año.

3.1.1.9 Infraestructura

La zona de estudio cuenta actualmente con comunicación a la carretera federal 200 (Costera del Pacífico Pinotepa Nacional–Puerto Escondido), misma que atraviesa la zona de estudio de este a oeste, y se encuentra en buenas condiciones para ser transitada durante todo el año.

En la zona de estudio se construyó la presa derivadora "Ricardo Flores Magón" en 1992; cuyas características son:

Longitud	680 m
Altura	4.30 m
Capacidad de la toma margen izquierda	11.56 m ³ /s
Capacidad de la toma margen derecha	4.90 m ³ /s
Capacidad de los desarenadores	600 m ³ /s

Proporciona agua de riego durante la estación seca (octubre–abril) para 13,152 ha, de los municipios de San Pedro Tututepec y Santiago Jamiltepec; permanece cerrada de mayo a septiembre. Cuenta con aproximadamente 30 km de canales, 22 km de bordos de protección y 60 km de caminos. Dentro del área correspondiente a este distrito de riego existe un número indeterminado de caminos vecinales y brechas.

3.1.2 Río San Francisco.

El río San Francisco nace en la Sierra Madre del Sur aproximadamente en los 16°13'N-97°28'W. Este río es de carácter intermitente, en sus inmediaciones en la zona alta de la sierra (arriba de 300 msnm) se siembra café y en las zonas cercanas a su desembocadura en la laguna de Pastoría se cultivan cítricos, principalmente limón agrio. El río atraviesa los poblados de San Pedro Tututepec y Santa María Tututepec, la actividad principal es la agricultura de temporal y de roza, tumba y quema. El agua del río San Francisco es utilizada para riego en la parte de pié de monte, por lo que el flujo hacia la laguna de Pastoría se ha disminuido importantemente.

No se incluyó al río Chacalapa porque no presentó flujo continuo a lo largo del presente estudio, limitándose a presentar regiones aisladas donde el caudal fue mínimo y el nivel es de unos pocos centímetros.

3.1.3 Sistema Lagunar Chacahua-Pastoría (SLCP)

El SLCP se encuentra localizado dentro del Parque Nacional "Lagunas de Chacahua" decretado como zona de reserva natural en el año de 1937, por el Presidente Lázaro Cárdenas, por su gran diversidad de especies tanto acuáticas como terrestres. En la actualidad es refugio para especies amenazadas o en peligro de extinción.

El SLCP se encuentra localizado en la costa del Pacífico sudoeste mexicano en la parte central del estado de Oaxaca, entre 16°01'N 97°32'W y 15°57'N 97°42'W, el sistema lagunar está compuesto por las lagunas Chacahua y Pastoría con 6.5 km² y 22.5 km² de superficie respectivamente, las lagunas se encuentran comunicadas entre si por un canal natural somero de 2.5 km de largo con 20 metros de ancho y con una profundidad promedio de 2 m, a través del que hay intercambio de agua entre las lagunas, el sistema tiene contacto con el mar por dos bocas de 200 m y 170 m de ancho en Pastoría y Chacahua, respectivamente.

Dentro del sistema lagunar, además de las lagunas mencionadas en el párrafo anterior, existen la de Salinas Grandes o Tianguisto y la del Palmarito, la primera está unida a Chacahua y la segunda a la cabeza lagunar de Pastoría por un canal somero y angosto de tres metros de ancho aproximadamente (figura 3).

La cuenca de drenaje del sistema lagunar abarca aproximadamente 2,000 km² y la comparte con los ríos Grande, San Francisco y Chacalapa este último desemboca en la cabeza lagunar de Pastoría y el San Francisco en la laguna el Palmarito. En la cuenca de drenaje de este sistema se llevan a cabo fundamentalmente actividades agrícolas y ganaderas.

Las lagunas de Chacahua y Pastoría se clasifican de acuerdo con Lankford (1977) como III-A (III-B) y III-A, respectivamente, es decir su eje mayor es paralelo a línea de costa y se encuentran separadas del mar por una barrera arenosa, el aporte de ríos es escaso o muy localizado y su forma y batimetría están modificados por la acción de la marea.

La población asentada en la zona del parque nacional fue en el año de 1992 (SEDESOL, 1992) de 1,858 habitantes, la cual esta dedicada a la pesca artesanal fundamentalmente.

3.2 Metodología

3.2.1 Muestreo

En el río Verde se realizaron campañas de muestreo bimestrales en un periodo anual (febrero 2000 a enero 2001), y en el río San Francisco en los meses de junio y septiembre del 2000. Se tomaron muestras de agua superficial en cada una de las estaciones, descritas a continuación:

- Estaciones fluviales. Las estaciones fluviales se ubicaron de la siguiente forma:

- 1) En el río Verde, desde la localidad "Paso de la Reina" hasta las proximidades de su desembocadura al Océano Pacífico.
- 2) En el río San Francisco, desde el pié de monte de la Sierra Madre del Sur, en la zona donde la cantidad de agua en el cauce permitió la toma de la muestra de agua, y hasta su desembocadura a la Laguna del Palmarito donde la salinidad medida por conductimetría fue superior a la promedio del río.

La localización y número de estaciones en el río Verde (tabla 4) se situaron en distancias de aproximadamente 10 km entre sí, en los lugares donde se tuvo acceso terrestre a la rivera derecha del río.

El muestreo se inició en Paso de la Reina (estación 1) ya que, por ser difícil el terreno en la parte de la sierra, no fue posible acceder al río en zonas más altas. Las estaciones 1, 2 y 3 se accedieron por tierra sobre la rivera derecha del río.

La estación 4 esta localizada bajo el Puente Río Verde II, que se encuentra en la carretera federal 200; en este sitio fue posible tomar 3 muestras de agua superficial, en puntos equidistantes entre sí, de la sección transversal al flujo.

La estación 5 quedó ubicada en la Presa derivadora Ricardo Flores Magón.

La estación 6 está en las inmediaciones del poblado de Charco Redondo en la margen izquierda del río.

Partiendo del poblado del Azufre (estación 9) se definieron las estaciones 7 y 8 navegando río arriba hasta donde la profundidad del río lo permitió.

La estación 10 es la correspondiente a la desembocadura del río al Océano Pacífico.

En el río San Francisco las 4 estaciones fueron accedidas por tierra, en los lugares donde lo permitió el terreno (tabla 5).

- Estaciones estuarinas.

- 1) En el río Verde, no se encontró señal de mezclado estuarino por conductimetría; por lo que se realizó un estudio de simulación de mezclado estuarino, como se menciona más adelante.
- 2) En el río San Francisco se ubicaron sucesivamente navegando río abajo desde el punto en el río donde la salinidad del agua, medida por conductimetría, presentó el valor promedio

típico del río (<1‰) y, navegando a través de la laguna del Palmarito, hasta donde la salinidad alcanzó los valores promedio típicos de la laguna de Pastoría (22-24‰). En cada campaña, el muestreo se inició en horas cercanas a la pleamar, definiendo el sitio de muestreo por la salinidad, en intervalos de aproximadamente 2 ‰. Este procedimiento de muestreo se realizó con la suposición de que las muestras se toman de la misma masa de agua dulce durante su mezcla con el agua marina, al ir descendiendo conjuntamente con la marea. De esta manera se realizaron 6 y 11 estaciones, durante la temporada de lluvias, en junio y septiembre del 2000, respectivamente.

3.2.2 Muestras de agua.

En cada una de las estaciones de muestreo se colectó agua en la subsuperficie (<1 m de profundidad), de la que se tomaron los siguientes grupos de submuestras:

Agua sin filtrar, para las determinaciones de nitrógeno amoniacal, fósforo total, alcalinidad total y demandas química y bioquímica de oxígeno.

Agua filtrada con membranas de nitrocelulosa de 0.45 μm (Millipore™ tipo HA), para la determinación de silicatos, nitritos, nitratos, fósforo disuelto, dureza total, cloruros, sulfatos, sodio y potasio, así como para el análisis de la fracción disuelta de hierro y manganeso.

Material particulado. Se utilizaron filtros de fibra vidrio con diámetro de malla de 1.2 μm (Whatman™ del tipo GF/C) y de nitrocelulosa con diámetro de poro de 0.45 μm (Millipore™ tipo HA), ambos para la determinación de sólidos suspendidos. Adicionalmente, con los filtros GF/C, se realizaron análisis de pérdidas de peso por ignición (materia orgánica particulada) y pigmentos fotosintéticos.

3.2.3 Mediciones *in situ*

Con el Hydrolab Modelo H20 se determinó: temperatura, salinidad, pH, Eh y oxígeno disuelto; calibrado como lo indica el manual de operación. Donde las condiciones del río (ej. profundidad y velocidad de corriente) no lo permitieron se utilizó un sistema integrado YSI modelo 85, calibrado de igual manera.

3.2.4 Métodos analíticos

En la tabla 6 se presentan las características generales de las técnicas analíticas que se emplearon en el presente trabajo.

La determinación de la alcalinidad total del agua se realizó por titulación directa con ácido sulfúrico diluido; las concentraciones de las especies que la definen (OH^- , CO_3^{2-} y HCO_3^-) fueron calculadas con base a la tabla de interpretación de alcalinidad, como lo indica APHA (1992).

La determinación de la dureza total y dureza por calcio se realizó por titulación directa con EDTA en medio básico; la dureza por magnesio se calculó por diferencia entre ambas, como lo indica APHA (1992).

La determinación de la demanda química de oxígeno se realizó por oxidación con permanganato de potasio en medio básico para muestras de salinidad $>2\text{‰}$, y con dicromato de potasio en medio ácido para muestras de salinidad $\leq 2\text{‰}$, como lo describen Rodier (1981) y la APHA (1992).

La determinación de la demanda bioquímica de oxígeno se realizó por autoconsumo en 5 días como lo describe Rodier (1981).

La determinación y cálculo de la concentración de los pigmentos fotosintéticos se realizó como se describe en Rodier (1981), con la modificación de Holm-Hansen y Riemann (1978), que substituye la acetona por metanol.

La determinación de la concentración de cloruros se realizó por titulación con nitrato de plata, como lo describe Strickland y Parsons (1972).

La determinación de nitrógeno amoniacal se realizó con base en la técnica descrita por Solórzano (1969).

La determinación de la concentración de nitritos se llevó a cabo con el método que describen Strickland y Parsons (1972).

La concentración de nitratos se obtuvo usando la técnica de determinación descrita en Strickland y Parsons (1972).

La determinación de las concentraciones de fósforo reactivo y fósforo total como lo describe Strickland y Parsons (1972). Para la determinación del fósforo total, la muestra de agua se trató como lo indica Valderrama (1981).

La determinación de la concentración de silicato reactivo en el agua se realizó como la describen Strickland y Parsons (1972),

Sodio, Potasio, Hierro y Manganeso disueltos, se realizó pre-concentración de las muestras de agua por intercambio iónico en columnas de resina catiónica y se determinó su concentración por espectroscopia de absorción atómica por el método de adición de patrón, como lo describen Páez Osuna *et al.* (1987).

La determinación de sulfato disuelto se realizó por el método turbidimétrico como lo indica APHA (1992).

El contenido de sólidos suspendidos en el agua se determinó al pasar volúmenes conocidos de la muestra a través de membranas de filtración de peso conocido.

Para los sólidos suspendidos con diámetro de partícula mayor a $0.45 \mu\text{m}$, se utilizaron membranas Millipore™, lavadas previamente con HCl 0.1N.

Para los sólidos suspendidos con diámetro de partícula mayor a $1.2 \mu\text{m}$, se usaron membranas Whatman™ de fibra de vidrio, tipo GF/C, pesadas luego de un tratamiento de combustión en mufla a $450 \text{ }^\circ\text{C}$, por cuatro horas, para asegurar la combustión completa de la materia orgánica. Una vez determinada la concentración de sólidos suspendidos, las mismas membranas se sometieron a una combustión en mufla a $450 \text{ }^\circ\text{C}$, por al menos 3 horas; y se pesaron para calcular la materia perdida por ignición.

3.2.5 Experimento de simulación de mezclado estuarino en laboratorio.

Se estudiaron mezclas de agua del río Verde de la estación 7 (tabla 4) y agua marina tomada a 2 millas de distancia de la costa y a 50 m de profundidad, se generaron 18 mezclas con diferencias de salinidad de aproximadamente 2‰, de acuerdo con lo descrito por Sholkovitz (1976).

3.2.6 Descargas

Para determinar el régimen de descarga hidrológico (Q), en el río Verde, se tomaron los datos de descarga media diaria (m^3/s) registrados en la estación hidrológica de Paso de la Reina durante los años de 1961-1986, de acuerdo con el Banco nacional de datos de aguas superficiales (CNA-IMTA, 1997).

3.2.7 Estadística.

Todos los análisis se realizaron con el software Statistica versión 5.0.

El análisis espacio-temporal de las variables se realizó por comparación de medias, y se usaron pruebas de análisis de varianza de una vía. Cuando los datos no tuvieron varianza homogénea (prueba de Levene), se usaron pruebas de t-Student; en todos los casos al 95% de confianza.

El análisis de factores se realizó con el método de extracción de componentes principales, practicándose a todo el conjunto de datos de cada cuerpo de agua, obtenidos en el presente trabajo, y para todas las variables, para el cálculo de los factores de carga se aplicó rotación Varimax Normalizada.

Las relaciones entre grupos de variables se realizaron a través de un análisis de las relaciones canónicas entre factores.

4 Resultados y discusión

4.1 Balance de carga.

Para establecer la certidumbre de las concentraciones de los sólidos disueltos medidas en el presente trabajo, se realizó un balance de carga eléctrica. La prueba consiste en realizar el Balance Neto de Carga Iónica (BNCI), por diferencia entre las sumas de cationes (Σ^+) y aniones (Σ^-) mayoritarios para cada muestra y para el promedio anual de las concentraciones determinadas de cada ión. El resultado se expresa como % de desviación de la electroneutralidad respecto a Σ^+ , $\% \text{ BNCI} = (\Sigma^+ - \Sigma^- / \Sigma^+) * 100$ (Roy *et al.*, 1999).

En las respectivas sumas iónicas no se incluyen aquellos iones que por sus magnitudes de concentración no contribuyen importantemente al balance de carga (Fe y Mn disueltos, PO_4^{3-} , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-).

Además en los valores de pH determinados a lo largo del presente estudio la fracción de silicatos disueltos se encuentra principalmente como especies sin carga formal (ej., H_4SiO_4).

Para el periodo en el que se determinaron los cationes (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) y aniones (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-) mayoritarios, se verificó la electroneutralidad de cada muestra de agua; en las tablas 7 y 8 se muestran los promedios anuales para cada estación de muestreo y el total para los ríos Verde y San Francisco, respectivamente.

En los ríos Verde y San Francisco encontramos que los balances de carga presentan una desviación relativa máxima del 10.2% y 6.6%, respectivamente; aunque, en ambos casos, las estaciones individuales presentan desviaciones menores al 5%. Estos balances presentan magnitudes similares a otros ríos del mundo (tabla 9).

Por todo lo anterior las concentraciones promedio anuales expresadas en las tablas 10 y 11 pueden considerarse confiables y representativas de las cargas de sólidos disueltos mayoritarios de ambos ríos. (van Der Weijden y Middelburg, 1989; Roy *et al.*, 1999).

4.2 Clasificación química.

La composición promedio del agua de los ríos está dominada por Ca^{2+} y HCO_3^- , que provienen principalmente de la intemperización de carbonatos. Meybeck (1980) encontró que el 98% del

agua de los ríos presenta a estos iones como principales componentes y menos del 2% de las aguas superficiales presentan a Na^+ (asociado con Cl^- , SO_4^{2-} o HCO_3^-) como el catión principal.

Los ríos pueden ser clasificados, de acuerdo con Gibbs (1970), con base en el aporte de lluvia y en la magnitud de la descarga, ya que los principales mecanismos naturales que controlan la composición química de las aguas superficiales del mundo son: 1) la cantidad y composición de la precipitación atmosférica, 2) la intemperización de las rocas y 3) los procesos de evaporación y cristalización.

Los ríos controlados por la precipitación atmosférica se encuentran en áreas de precipitación pluvial alta y/o drenan suelos arenosos, lo que resulta en un bajo aprovisionamiento de sales disueltas, y presentan valores de sólidos disueltos totales (SDT) de 50-100 mg l^{-1} y razones molares $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ de 0.5-1.0, similares a la composición del agua de lluvia; sin embargo, en estos ríos las concentraciones de silicatos y K^+ son más altas que las encontradas en el agua de lluvia, ya que principalmente derivan de la intemperización de las rocas.

Por otro lado, aquellos ríos controlados principalmente por la composición de las rocas se encuentran en áreas de precipitación pluvial intermedia. Presentan valores de SDT de 100-1000 mg l^{-1} y razones molares $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ de 0.1-0.4. En estos ríos, la intemperización de las rocas provee la mayor parte de las sales disueltas y su composición se encuentra dominada por los productos de la disolución de carbonatos, Ca^{2+} y HCO_3^- . (Berner y Berner, 1996). A esta segunda categoría pertenece el río Verde que presenta SDT de $228 \pm 4.9 \text{ mg/l}$ y una razón molar $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ de 0.2 ± 0.03 (tabla 12), por lo que su composición está dominada por el tipo de rocas en su cuenca de drenaje -ígneas, secundariamente sedimentarias- (CNA, 1990; INEGI, 1987a,b).

El río San Francisco con SDT de $141.4 \pm 6.5 \text{ mg l}^{-1}$ (tabla 13), pertenece a una categoría intermedia, donde la geoquímica está dominada por los productos de intemperización de las rocas -metamórficas, secundariamente sedimentarias- (CNA, 1990) y además refleja la influencia estacional de la época de lluvias, con una relación molar $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+}) = 0.5 \pm 0.1$.

La diferencia en SDT entre los ríos se deben a los efectos combinados de: litología (rocas metamórficas en la sección superior del San Francisco y rocas ígneas asociadas a sedimentarias en el Verde), actividades antropogénicas (mayor población en la cuenca de drenaje del Verde) y al régimen de descarga hidrológico (el río Verde es un río perenne y el

San Francisco es temporal). Ambos ríos se encuentran por encima del valor promedio mundial de $\text{SDT}=100 \text{ mg l}^{-1}$ (Berner y Berner, 1996).

Otra clasificación (Stallard y Edmond, 1983) agrupa a los ríos en términos de la carga catiónica total (Σ^+), y hace énfasis en el papel que desempeñan la geología local y el régimen de erosión, como principales factores de control sobre la composición del agua. De acuerdo con esta clasificación, aquellos ríos con valores de Σ^+ de 450-3,500 $\mu\text{eq l}^{-1}$ por ejemplo los ríos que drenan rocas marinas sedimentarias, carbonatos y piritas, presentan: altas concentraciones de Ca^{2+} y HCO_3^- como resultado de la intemperización de los minerales calcita (CaCO_3) y dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$); altas concentraciones de sulfatos provenientes de la intemperización de sulfatos de calcio (CaSO_4 , $\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) y piritita (FeS_2); y razones molares $\text{Na}^+/\text{Cl}^- = 1$, $\text{HCO}_3^-/\text{Ca}^{2+} = 2$, $\text{Na}^+(\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+}) = 0.1-0.4$ y $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/(\frac{1}{2} \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}) = 1$, que reflejan la estequiometría de las reacciones de intemperización.

Para el río Verde se encontró que Ca^{2+} y HCO_3^- son los iones de mayor contribución, en masa, a la composición de los SDT, donde Ca^{2+} constituye 13.7% y HCO_3^- 39.2%, y son además los iones de mayor contribución a la carga iónica, Ca^{2+} (49%) y HCO_3^- (47.5%), de las sumas catiónica y aniónica totales, respectivamente.

En el río San Francisco Ca^{2+} (12.4%) y HCO_3^- (33.7%) son los de mayor contribución, en masa, a la composición de los SDT y su contribución a la carga iónica es Ca^{2+} (46%) y HCO_3^- (43%); sin embargo los cloruros representan la mayor contribución a la carga aniónica (52%).

En ambos ríos el segundo catión mayoritario es el Mg^{2+} , presenta concentraciones mayores en el río Verde, con 6.8% y 40.4%, de los SDT y de la carga catiónica, respectivamente; en el San Francisco contribuye con el 5.1% y el 31.3% de los SDT y de la carga catiónica, respectivamente.

Las diferencias en las contribuciones a los SDT, entre los respectivos iones de ambos ríos, se atribuyen principalmente a que las concentraciones de Na^+ y Cl^- son significativamente mayores en el río San Francisco, probablemente por su carácter temporal.

Por otro lado, se observa que K^+ contribuye, en ambos ríos, en igual medida tanto a la composición de SDT (0.8%), como a la carga catiónica (1.5%) y es el catión de menor contribución. De acuerdo con CNA (1990) en el área de estudio son notables las concentraciones de feldespato de potasio (ortoclasa), que puede ser la fuente principal de este elemento, ya que alrededor del 90% del K^+ en el agua de los ríos proviene de la intemperización de silicatos (Holland, 1978). Además, siempre es el menos abundante de los 4

cationes mayoritarios (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ y K^+), y presenta menos variaciones de contribución a la composición del agua de los ríos, que los otros cationes mayoritarios (Meybeck, 1980).

Una diferencia importante, entre la composición de ambos ríos, se observa en las concentraciones de SO_4^{2-} . En el río Verde constituye 20.4% y 31.4% y en el San Francisco 3.4% y 5.4% de los SDT y la carga aniónica, respectivamente. De acuerdo con CNA (1990) en la zona de estudio existen pequeños horizontes estratigráficos de azufre, de origen volcánico o sedimentario; las fuentes principales de azufre en rocas sedimentarias son sulfuros como pirita, en fases dispersas minoritarias, y sulfatos como talco ($\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) y anhidrita (CaSO_4), en depósitos asociados frecuentemente con calcita y dolomita. (Berner y Berner, 1996). Aunado a esto, las principales fuentes antropogénicas de SO_4^{2-} son los fertilizantes, desperdicios municipales y los productos de combustión incompleta durante las operaciones agrícolas (roza, tumba y quema) e incendios forestales.

De acuerdo con lo anterior, el mayor contenido de SO_4^{2-} en el río Verde puede atribuirse principalmente a la intensa actividad agrícola en ambas riberas; de tal forma que el SO_4^{2-} de origen antropogénico proveniente de aplicación de fertilizantes (distrito de riego) y de las costumbres agrícolas (roza, tumba, quema) en la parte alta, constituyen una importante contribución a su concentración.

En el caso del río Verde las razones molares de $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$, $\text{HCO}_3^- / \text{Ca}^{2+}$, $\text{Si} / (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$ y $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) / (1/2 \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-})$, son de 0.2, 1.81, 0.5 y 1.2, respectivamente, e indican que la intemperización de las rocas es la fuente principal de las sales disueltas, con dominio de intemperización de carbonatos sobre la de silicatos (tabla 12). En el río San Francisco las razones molares, anteriormente mencionadas, son de 0.5, 1.83, 0.5 y 1.7, respectivamente. En este río, se observa la influencia del régimen hidrológico temporal, la contribución principal de la intemperización de carbonatos a la carga de sólidos disueltos totales y el efecto de las menores concentraciones de SO_4^{2-} en este cuerpo de agua (tabla 13).

Para ambos ríos la razón $\text{Na}^+ / \text{Cl}^-$ (0.4), está por debajo de lo esperado (1.0) para ríos que drenan terrenos sedimentarios marinos y que se encuentran en las proximidades de la costa (dentro de 100 km). Esto puede explicarse por 1) la posible contaminación por cloruros provenientes de drenaje municipal ajenos a la contribución atmosférica y al material sedimentario marino (Berner y Berner, 1996) y 2) por el intercambio catiónico que ocurre durante la sodificación de los suelos agrícolas que atrapan sodio y liberan calcio y magnesio

(Ortiz, 2000), la "salinización" de los suelos agrícolas a obligado a cambiar los cultivos en el distrito de riego del Verde (Comunicación personal Agencia Municipal de Charco Redondo).

Por todo lo anterior, se concluyó que la composición del río Verde está dominada por intemperización de los carbonatos sobre la de silicatos; ya que las concentraciones de Mg^{2+} son elevadas, la proporción dolomita/calcita debe ser >1 ; sin embargo, la influencia de la sodificación de los suelos probablemente contribuye a la concentración de este catión.

4.2.1 Clasificación química de algunos ríos representativos de Europa y Norteamérica.

En la tabla 14 se presentan los valores de SDT y las razones molares para algunos ríos representativos del mundo y los promedios naturales (corregidos de contaminación) de ríos norteamericanos y mundiales (Meybeck, 1980). Como se observa en la tabla, aquellos ríos de valores de SDT similares a los de los ríos Verde (Nilo, Mississippi, Mackenzie) y San Francisco (Columbia), presentan razones molares similares; sin embargo, es importante notar que la razón Na^+/Cl^- es similar a ríos asociados con asentamientos humanos mayores (Sena, Rhin). Los porcentajes de Ca^{2+} y K^+ , son congruentes con las encontradas en otros ríos; sin embargo, se observan menores cantidades relativas de HCO_3^- en ambos ríos estudiados.

Asimismo las contribuciones; a los SDT, de Mg^{2+} y silicatos son mayores que en otros ríos del mundo. Esto refuerza la idea que en las reacciones de intemperización de carbonatos, la proporción de dolomita es mayor a la de calcita y refleja que hay una contribución por intemperización de silicatos, que aportan magnesio (biotita, etc. asociados a rocas ígneas y metamórficas), además de los mencionados anteriormente (ortoclasa y cuarzo).

4.3 Sólidos Suspendidos (SS).

Los sólidos suspendidos en zonas estuarinas y costeras consisten de partículas minerales y materia orgánica; a escala global el promedio de SS transportados por los ríos grandes es de aproximadamente 535 mg l^{-1} (Berner y Berner, 1996).

Los factores más importantes que determinan la carga y el rendimiento de exportación del material suspendido en los ríos son el relieve (expresado como la máxima elevación de la cuenca de drenaje) y el área de la cuenca (Milliman y Syvitski, 1992). Adicionalmente actividades humanas como deforestación, agricultura y la construcción de presas, tienen importantes efectos sobre su concentración (Berner y Berner, 1996).

La topografía del área de estudio se caracteriza por dos relieves muy contrastados entre sí, el de la llanura aluvial casi plana (pendientes <2%) y drenada por el curso de los ríos estudiados, y el de la zona montañosa (pendientes > 20%) que rodea la llanura (CNA, 1990). De acuerdo con esto, los ríos Verde y San Francisco pertenecen a aquellos ríos de planicie costera, cuyas elevaciones con respecto al nivel del mar son menores de 100 m (Milliman y Syvitski, 1992), y presentan bajas concentraciones promedio de SS (tablas 10 y 11); en el caso del Verde de 25-330 mg l⁻¹ (con los valores máximos asociados a la época de lluvias) y el San Francisco de 10-120 mg l⁻¹. Estas concentraciones reflejan bajos coeficientes de exportación de sedimento hacia la zona costera por la habilidad que presentan ambos ríos de almacenar sedimentos en llanuras aluviales.

En río Verde se observan la influencia de las actividades humanas, asociadas a la cuenca, sobre la carga de SS (figura 4). Por un lado, se distinguen dos incrementos de la concentración, que están asociados a aquellas zonas donde la actividad agrícola es intensa, pastizales (km 50-40) y frutales (km 10-0); esta última zona pertenece al distrito de riego de la margen izquierda del río Verde. Por otro lado, se observa un efecto de disminución de la concentración (km 21-10) probablemente por la trampa de sedimentos que representa la presa derivadora, particularmente de aquellos > 1.2 µm.

4.4 Régimen de descarga hidrológico.

El régimen de descarga hidrológico afecta la carga de los componentes disueltos y suspendidos de los ríos (Stallard y Edmond, 1983; Nkounkou y Probst, 1986); fenómeno que se observó en los ríos Verde y San Francisco.

A partir de las descargas instantáneas diarias (m³ s⁻¹) registradas por la CNA durante el periodo 1961-1986, (CNA-IMTA, 1997), se calcularon los valores promedio de descarga para los respectivos días de muestreo y el flujo medio anual (5.2 ± 0.28 km³ año⁻¹).

En la figura 5 están señalados los días de muestreo y sus correspondientes valores promedio de descarga media diaria; en ésta se observan 3 estaciones hidrológicas: secas (finales de enero a mediados de mayo), lluvias (mediados de junio a mediados de septiembre) y post-lluvias (finales de septiembre a mediados de enero). Estas estaciones se definen por la magnitud promedio de descarga (m³ s⁻¹), secas (< 40), lluvias (>150) y post-lluvias (50-80) – tabla 15–.

En el río San Francisco el escurrimiento medio anual es de $0.133 \text{ km}^3/\text{año}$ (CNA,1990), y no existe información al respecto de sus descargas medias diarias, ya que se trata de un río de temporal. Por lo que no fue posible evaluar el efecto de la magnitud de la descarga.

A los datos obtenidos de cada variable medida en el río Verde, durante el presente estudio, se les agrupó en las 3 estaciones hidrológicas y se compararon sus respectivas medias, los resultados se presentan en la tabla 16.

La comparación de medias permite separar a las variables estudiadas de acuerdo a las variaciones de concentración en relación con las temporadas hidrológicas, en 5 grupos:

- 1) Las que presentan valores de concentración significativamente diferentes en las 3 estaciones hidrológicas.
- 2) En las que no se encontró diferencia significativa entre poslluvias y secas, pero ambos tienen diferencias significativas con lluvias.
- 3) En las que no se encontró diferencia significativa entre poslluvias y lluvias, pero ambos tienen diferencias significativas con secas.
- 4) En las que no se encontró diferencia significativa entre lluvias y secas, pero ambos tienen diferencias significativas con poslluvias.
- 5) En las no se encontró alguna diferencias significativas.

El grupo 1 se relaciona con la magnitud de la descarga, los grupos 2, 3 y 4 se relacionan con la temporada hidrológica y en el 5 no presenta relación con alguna de las anteriores.

Dentro del grupo 1 están: amonio, Nitrógeno total inorgánico (NTI), sulfatos, bicarbonatos, pH, demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y SS de $1.2\mu\text{m}$. Estos componentes varían con la magnitud de la descarga, probablemente porque están asociados con fenómenos que dependen del tiempo de residencia del agua (remineralización de materia orgánica, productividad primaria, dilución y concentración) y por la variación en la fuerza hidráulica (sedimentación y resuspensión). En el caso de NH_4^+ y NTI ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) están relacionados con procesos de asimilación biológica, precipitación atmosférica y arrastre de materiales de los ecosistemas en la cuenca.

Las altas concentraciones de bicarbonatos asociadas a la época de menor descarga, se explican porque por su rápida disolución mantienen concentraciones cercanas a la saturación, además, la remineralización de la materia orgánica (mayor a bajas descargas) incrementa la

presión parcial de CO_2 en solución (Kempe, 1984), lo que favorece la disolución de carbonatos y mantienen altas concentraciones de HCO_3^- por el pH del agua.

Los sulfatos presentaron los valores más altos en secas y los más bajos es poslluvias, probablemente porque la intemperización de pirita está relacionada con el incremento de concentraciones de bicarbonatos (Berner y Berner, 1996).

Por otro lado, la dependencia de la concentración de sólidos suspendidos de $1.2 \mu\text{m}$ con la magnitud de la descarga puede explicarse en virtud del aumento progresivo en la resuspensión y arrastre materiales al incrementarse la fuerza hidráulica del efluente; no obstante que en general, la carga de estos materiales presenta solo relaciones aleatorias con la descarga (Milliman y Syvitski, 1992).

La DBO presentó los valores más altos en lluvias y los más bajos en secas, lo que relaciona con la capacidad de arrastre de materiales de la cuenca hacia el río, particularmente en este caso materia orgánica lábil y la se relaciona también con la mayor remineralización a bajas descargas. .

En el grupo 2 se encuentran: nitratos, Fósforo total, Fósforo residual, materia orgánica particulada (MOP), SS de $0.45\mu\text{m}$, Fe y Mn disueltos. Estas variables presentan las mayores magnitudes de concentración en el periodo de lluvias y a descargas menores de $150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, exhiben concentraciones muy similares en magnitud. Este grupo de variables está asociado con procesos de lixiviado de los materiales intemperizados en la cuenca. Además en el caso de NO_3^- , a mayor descarga se favorece el incremento de concentración por nitrificación.

En el grupo 3 K^+ , Mg^{2+} , Cl^- y Na^+ presentan concentraciones máximas en el periodo de secas, debido posiblemente a un efecto de concentración de la solución por exceso de evaporación durante esta época. Oxígeno disuelto y nitritos presentan máximas concentraciones en la época de lluvias debido al incremento de aereación del efluente por turbulencia, lo que favorece la difusividad del oxígeno a la solución y el proceso oxidativo de nitrificación.

En el grupo 4 se encuentran: silicatos, Calcio, temperatura, Clorofila a y feopigmentos. Los silicatos y Ca^{2+} , presentaron concentraciones máximas asociadas a la temporada de poslluvias, que puede explicarse en virtud de que durante la época de lluvias el río es enriquecido en partículas minerales con posterior intemperización. La temperatura, clorofila a y feopigmentos presentan sus magnitudes máximas en la secas, y no son significativamente diferentes a la época de lluvias. El comportamiento de estas variables refleja la influencia de la

estación de verano, donde por un lado las bajas descargas promueven la sedimentación gradual de los materiales suspendidos, con disminución de turbidez; y la insolación es máxima en este periodo, lo que favorece la actividad biológica y el incremento de la temperatura.

El grupo 5 está integrado únicamente por fosfatos. La concentración de este nutriente se encuentra regulada en los ríos como se discute más adelante (sección 4.8).

La demanda química de oxígeno (DQO) y Eh, no fueron determinados en la época de secas por limitaciones instrumentales, las dos variables no presentaron diferencias significativas entre lluvias y poslluvias.

4.4.1 Variaciones de los constituyentes en función de las descargas.

En el río Verde, las curvas de descarga vs. concentración de Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , SDT y N-NH_4 , muestran un comportamiento potencial del tipo $[y]=a Q^{-b}$ (figura 6), donde $[y]$ es la concentración medida y Q es la descarga media diaria, los parámetros a y b dependen del elemento, y en la tabla 17 se presentan sus valores así como los de t-Student calculados para cada curva; en general, se observa una disminución de la concentración conforme aumenta la descarga. Este tipo de relaciones están descritas por numerosos autores (Nkounkou y Probst, 1987; van Der Weijden y Middelburg, 1989; Roy *et al.*, 1999), y reflejan la naturaleza conservativa de los iones mayoritarios.

En contraste, el comportamiento de Ca^{2+} y HCO_3^- es diferente al de los otros iones (figura 6a), particularmente a descargas menores de $50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, las concentraciones decrecen al disminuir la descarga. Este comportamiento no conservativo, a bajas descargas, puede explicarse por una coprecipitación biogénica de calcita al consumirse la materia orgánica durante la actividad fotosintética de primavera, como se observa en lagos (Berner y Berner, 1996). Esto es congruente con las altas concentraciones de NH_4^+ y el incremento en productividad primaria, reflejado en las máximas concentraciones de clorofila a y feopigmentos (Pettine, *et.al.*, 1998), observadas en esta estación del año.

En los SDT se observan mayores concentraciones en la época de secas que a descargas mayores (figura 6), lo que refleja un efecto progresivo de dilución al aumentar la descarga. El material suspendido (SS y MOP) presenta un perfil inverso, con una relación directa entre descargas y concentración, probablemente por resuspensión; asociado a esto las demandas, química y bioquímica, de oxígeno se incrementan a medida que aumenta el aporte de materia orgánica en el efluente. Este comportamiento es típico en los ríos del mundo y muestra que los

procesos de arrastre de estos materiales particulados por escorrentía, prevalecen sobre los de dilución, con incremento del material suspendido al aumentar el flujo del río. (Meybeck, 1982; Pettine, *et. al.* 1998).

El N-NO₃ presenta una relación directa entre la descarga y concentración; esto puede explicarse porque al aumentar la descarga existen mayores aportes de materiales alóctonos y al incremento de la nitrificación por la oxigenación turbulenta del efluente.

El Fe y Mn disueltos presentaron una correlación lineal con la descarga; a consecuencia de su naturaleza no conservativa que está muy relacionada con el comportamiento de los SS.

4.4.2 Ponderación de las concentraciones por descarga.

Para evaluar el efecto del régimen hidrológico sobre las concentraciones en el río Verde, se ponderó el valor observado de concentración de cada componente, el día de muestreo i (C_i), con respecto a la descarga media diaria (Q_i) relativa a la descarga promedio de los días de muestreo ($\Sigma Q_i/n$), donde n es el número de días muestreados (van Der Weijden y Middelburg, 1989; Fisher *et al.*, 1998; Pettine *et. al.*, 1998).

Las concentraciones ponderadas promedio (C_{ww}), y sus varianzas, $V(C_{ww})$, se calcularon de acuerdo a las siguientes ecuaciones:

$$C_{ww} = (\Sigma(C_i * Q_i)) / \Sigma Q_i$$

$$V(C_{ww}) = \Sigma(C_i - C_{ww})^2 / (n-1)$$

Donde las sumas incluyen las n observaciones durante el periodo de estudio, y C_i , Q_i son el i -ésimo par de concentración observada y descarga media diaria, respectivamente.

Al comparar los promedios de concentración ponderados por descarga (tabla 18) con los correspondientes promedios aritméticos (tabla 10), de cada variable medida en el río Verde, se observa que, en general, las medias aritméticas son mayores que las ponderadas por descarga; sin embargo, en el caso del material suspendido (SS y MOP), se observa lo contrario. Esto puede explicarse porque a mayor descarga la mayoría de los componentes disueltos se diluyen, mientras que la materia suspendida tiende a incrementar por resuspensión. (van Der Weijden y Middelburg, 1989).

4.5 Variaciones Longitudinales

Se realizó un análisis de varianza para determinar las diferencias entre las concentraciones de cada variable con respecto a la localidad de muestreo, expresada como distancia relativa al mar (km).

Excepto en el caso de cloruros, que presenta concentraciones significativamente mayores en la desembocadura del río Verde al mar, no se encontraron diferencias significativas de las correspondientes concentraciones medidas y ponderadas de cada variable entre las diferentes localidades, lo que puede explicarse debido a que las variaciones presentadas en cada una de las estaciones hidrológicas enmascara una posible variación.

4.6 Variaciones estacionales.

A los valores de concentración ponderados por descarga se les agrupó de acuerdo las 3 estaciones hidrológicas y se realizó una comparación de medias (ANOVA de 1 vía, $p < 0.05$). (tabla 19). En la citada tabla se observa que las variables estudiadas (disueltas y particuladas) dependen de la magnitud de la descarga y presentan concentraciones significativamente diferentes en las 3 estaciones hidrológicas propuestas, a diferencia del comportamiento observado para las concentraciones no ponderadas por descarga (tabla 16). Todas las variables ponderadas presentan mayores concentraciones en la época de lluvias y las menores en secas; lo que muestra la importancia del régimen hidrológico sobre la cantidad de materiales transportados en los ríos (Berner y Berner, 1996).

El NH_4^+ presenta las mayores concentraciones ponderadas en la época de bajas descargas, lo que significa que su procedencia es dirigida en mayor medida por procesos biogeoquímicos internos, probablemente remineralización.

Por otro lado, las concentraciones ponderadas de NO_2^- , oxígeno disuelto, sólidos suspendidos de $1.2 \mu\text{m}$ y MOP, presentan un comportamiento independiente de la magnitud temporal de la descarga, y sus concentraciones solo son significativamente diferentes entre lluvias y secas.

Las mayores concentraciones de nitrito en lluvias, aunadas a la baja de concentración de amonio y el incremento de la de nitrato, parecen indicar que la nitrificación, juega un papel fundamental en esta temporada.

La carga de SS y MOP depende en menor medida de la descarga, en comparación con otros factores, como el relieve y geología de la cuenca de drenaje (Holland, 1978; Milliman y Meade, 1983).

En la figura 7, se presentan las curvas de concentración ponderada promedio de los componentes disueltos y particulados vs. día Juliano, en éstas se observan variaciones cíclicas a lo largo del año, con máximas concentraciones asociadas a la época de inicio de lluvias (junio). En esta época los productos de: erosión, descomposición de materia orgánica, y combustión incompleta (después de las operaciones de roza, tumba y quema), acumulados durante la época de secas, así como los fertilizantes extraídos a la superficie por disolución, son transportados por la escorrentía hacia el río.

La excepción la presenta el $N-NH_4$, cuyo comportamiento es de tipo lineal, y presenta las máximas concentraciones en primavera, durante las menores descargas; su concentración disminuye progresivamente al aumentar la temperatura y la descarga durante el verano, alcanza los valores mínimos en invierno. Este comportamiento puede explicarse con el aumento del flujo del río, que favorece su oxidación a NO_3^- .

Por otro lado, se observa que en la época de mayores descargas el aporte y resuspensión de materia orgánica propicia una elevada demanda de oxígeno, tanto por procesos de oxidación como por respiración; sin embargo, conforme disminuye la descarga (durante poslluvias) y el material suspendido sedimenta, el contenido de oxígeno disuelto en el efluente se recupera probablemente por la sedimentación de materia orgánica al material particulado y el incremento en la productividad primaria.

4.7 Relación carga vs. descarga.

Para evaluar el efecto de la descarga sobre la concentración de los componentes disueltos y particulados en el río Verde, se calculan sus respectivas cargas ($Kg\ s^{-1}$).

La carga de un componente (L) sólido o disuelto en los ríos, es calculada como el producto de la descarga diaria (Q_j) por la concentración de cada constituyente (c_i):

$$L = c_i * Q_j$$

En el caso del río Verde, al graficar L vs Q las cargas presentan un comportamiento lineal del tipo:

$$L = bQ + a$$

Sin embargo, las cargas estimadas para NH_4^+ , NO_3^- y PO_4^{3-} , deben considerarse cuidadosamente, ya que los muestreos fueron relativamente infrecuentes (bimestrales) y no toman en cuenta variaciones diurnas (Balls *et. al.*, 1996).

La figura 8 muestra las gráficas de carga para iones mayoritarios (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-), nutrientes (N-NTI, N- NH_4 , N- NO_3 , P- PO_4 , Si) y elementos traza disueltos (Fe y Mn) vs. descarga media diaria; en ellas se observa la estrecha dependencia que existe entre la concentración de estas variables y la magnitud de la descarga (tabla 20), lo que implica que los aportes de estos constituyentes varían proporcionalmente con la descarga (van Der Weijden y Middelburg, 1989). De acuerdo con esto, mayores descargas implican un mayor transporte de nutrientes hacia la zona costera. Además, se observa el mismo comportamiento para el oxígeno disuelto y para los SS, lo que muestra el efecto que tiene el incremento en la turbulencia sobre la resuspensión del material sedimentable y el intercambio gaseoso con la atmósfera.

Por otro lado, el incremento exponencial de la carga de MOP al aumentar la descarga refleja su posible acumulación en el lecho del río asociada al material sedimentable; de manera que al aumentar la carga de sólidos por resuspensión, la MOP incrementa no solo por desorción, sino por disminución de la actividad biológica debida a la turbidez del agua, y por el aporte de los sistemas periféricos a la cuenca (Meybeck *et. al.*, 1988; Spitz y Leenheer, 1991).

4.8 Nutrientes

En general, los patrones de nutrientes (SiO_2 , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) y carbono orgánico particulado son muy variables dependiendo de la estación astronómica, la sección estuarina y la descarga del río (Meybeck *et al.*, 1988).

4.8.1 Nitrógeno.

En la figura 9 se observa que las cargas de NTI siguen un patrón similar al de la descarga media diaria a lo largo del año; lo que significa que los aportes de N- NH_4 , N- NO_2 y N- NO_3 son influidos directamente por la descarga (Balls *et. al.*, 1996).

En condiciones de baja descarga (secas), se observan las máximas concentraciones promedio de N- NH_4 ($\sim 60\mu\text{M}$) y las mínimas de N- NO_3 ($\sim 6\mu\text{M}$); lo que evidencia un posible efecto combinado de descargas domésticas al efluente y la consecuente amonificación por

descomposición anaerobia de materia orgánica, donde el NO_3^- se usa como aceptor de electrones, que es congruente con las concentraciones promedio más bajas de oxígeno disuelto en esta época del año. Este proceso se favorece en presencia de sedimentos anóxicos (Atlas y Bartha, 1993). En el mismo periodo del año, el NH_4^+ es la especie química dominante del NTI (90%), lo que confirma las condiciones hipóxicas que presenta el río en este periodo del año (Berner y Berner, 1996).

Desde descargas de aproximadamente $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en adelante, se observa el efecto contrario; N- NO_3 aumenta gradualmente, por efecto de nitrificación por una mayor aireación del efluente y por los aportes terrestres por escorrentía de los suelos agrícolas asociados a la cuenca. En es este periodo N- NO_3 constituye el 96% (poslluvias) y el 85% (lluvias) del NTI.

En el río San Francisco se observa que la concentración promedio de NTI es mayor que en el Verde; esto sugiere que el transporte de nitrógeno en ríos pequeños y temporales es más efectivo en el proceso y reciclado de este elemento, ya que las profundidades someras y las elevadas razones superficie-volumen, características de estos, provocan que el N sea removido por asimilación biológica y adsorción a sedimentos, y devuelto a la columna de agua en distancias menores en comparación con ríos mayores (Peterson *et.al.*, 2001).

4.8.2 Fósforo.

El fósforo inorgánico disuelto (FID) en ríos proviene de intemperización y disolución de minerales fosfatados, liberación de fosfatos provenientes de fuentes orgánicas (acelerada por operaciones agrícolas), aporte de P de fertilizantes y fosfatos orgánicos solubles de detergentes y desechos domésticos e industriales (Stumm, 1972).

Aproximadamente el 40% del fósforo disuelto transportado por los ríos está presente como fosfato inorgánico, generalmente en la forma de aniones de ortofosfato (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-). En los ríos Verde y San Francisco la forma aniónica dominante es HPO_4^- , por los valores de pH que prevalecen. Al comparar las concentraciones promedio de P- PO_4 , fósforo Total (PT) y fósforo residual (Pr) de ambos ríos (tablas 10 y 11), se observa que éstas son aproximadamente el doble en el San Francisco; esto evidencia una diferencia biogeoquímica fundamental entre un río permanente y otro temporal, cuyos aportes por escorrentía se enriquecen por los depósitos de materiales erosionados acumulados en su cuenca durante la época de secas y por los desechos domésticos de los poblados adyacentes.

El río Verde presentó las mayores concentraciones medidas y ponderadas de las tres fracciones de P en el periodo de lluvias (tablas 10 y 18), lo que corrobora la relación con la descarga; sin embargo, estas concentraciones permanecen casi constantes a lo largo del año (1.1-1.7 μ M), que puede explicarse con base en el mecanismo de amortiguación de fosfatos, que mantiene una reserva de P, en el material particulado, potencialmente disponible para el crecimiento fitoplanctónico (Froelich, 1988). Es importante notar que las máximas concentraciones medidas de P-PO₄ se encuentran asociadas al periodo de inicio de lluvias, en el que el arrastre de materiales erosionados y antropogénicos incrementa la fracción disuelta de este elemento. Además, al incrementarse la fuerza hidráulica se promueve la resuspensión de materiales sedimentarios con la consecuente desorción de fosfato de sus superficies (Froelich, 1988).

Las bajas concentraciones medidas de P-PO₄ observadas a bajas descargas pueden explicarse en virtud de que en este periodo se encuentran asociados fenómenos de formación y co-precipitación de fosfatos de Ca²⁺, así como procesos de adsorción sobre sedimentos anaeróbicos reductores (Fox *et.al.*, 1989). En dichos sedimentos, los hidróxidos ferrosos hidratados y los complejos de aluminio, proveen de sitios de adsorción para el ión ortofosfato (Richardson, 1985). Esto se encuentra relacionado con bajas concentraciones de oxígeno disuelto y los menores valores de pH (Jacobsen, 1978), así como altas concentraciones de materia orgánica (Golterman, 1973), observadas en el mismo periodo. Además las bajas descargas hidráulicas promueven la deposición de los materiales suspendidos, lo que genera la disminución de turbidez, y una alta actividad fotosintética, por los máximos observados de la concentración de clorofila a, que consume este nutriente.

4.8.3 Silicio.

Meybeck (1980) estableció que el contenido de silicatos en los ríos está determinado predominantemente por la temperatura promedio de la cuenca de drenaje y por su geología. La temperatura presenta un efecto sobre la intemperización de silicatos, de manera que se disuelven más rápido a mayores temperaturas (Velbel, 1993); además, la naturaleza de los productos de intemperización es fuertemente afectada por la fuerza hidráulica del río (Berner y Berner, 1996).

Al comparar las concentraciones promedio de ambos ríos (tablas 10 y 11), se observa que son mayores en el río San Francisco que en el río Verde, no obstante que este último presenta

temperaturas promedio mayores. Además, la composición geológica de ambas cuencas se encuentra íntimamente relacionada, presentando principalmente rocas ígneas y metamórficas y, secundariamente sedimentarias; dentro de estas últimas se localizan notables concentraciones de cuarzo (en forma de vetas) y ortoclasa, que se distribuye de manera irregular en la zona de estudio (CNA, 1990).

De acuerdo con esto, la diferencia observada en la concentración de silicatos en ambos ríos, cuyas contribuciones a la carga total de sólidos disueltos son de 6% (río Verde) y de 15.2% (río San Francisco), puede explicarse con base a que el río San Francisco presenta exposición de su relieve a erosión durante la época seca, que favorece exposición de los minerales silíceos primarios por denudación de los suelos, que acelera las reacciones de intemperización durante la época de lluvias (Stallard, 1985). Además el río San Francisco presenta mayor cantidad de vegetación asociada a las riveras de su cauce, que aportan ácidos orgánicos y CO₂ incrementándose la intemperización de silicatos, así como el tiempo de contacto entre el agua y los minerales por retención de humedad en los suelos (Drever y Zobrist, 1992).

Por otro lado, es probable que las concentraciones de silicatos disueltos en el río Verde disminuyan por formación de especies multiméricas de silicio durante las épocas de lluvias y poslluvias, ya que los valores de pH encontrados en este periodo favorecen este proceso de agregación (Tung-Whei-Chow y Robinson, 1953).

4.9 Hierro y Manganeseo.

Las tablas 10 y 11 muestran que las concentraciones de Fe y Mn disueltos son mayores en el río Verde que en el San Francisco; probablemente porque se encuentran asociados con la cantidad de material particulado suspendido, que es mayor en el río Verde. Además, de acuerdo con Arcega (2001), las concentraciones de manganeso en el sedimento reciente del río San Francisco son mayores que las encontradas en la misma zona del río Verde.

En la figura 6 se observa una correlación directa entre las concentraciones de Fe y Mn disueltos con la descarga, que evidencia un comportamiento no conservativo para ambos iones, porque el hierro contenido en silicatos y carbonatos es movilizado por intemperización, sus productos son oxidados e hidrolizados a hidróxidos férricos y óxidos férricos hidratados, que son transportados en forma coloidal y particulada, asociados a materia orgánica y sedimentos (Sholkovitz, 1976; Fox y Wofsy, 1983). El Mn disuelto es reactivo con partículas y

puede ser atrapado como óxidos o hidróxidos en la superficie de los sedimentos (Hunt, 1983a; Hunt y Kelly, 1988). Este comportamiento se confirma con el observado para SS y MOP.

De acuerdo con lo anterior, al disminuir la descarga del río durante la época de secas, se favorece la sedimentación gradual de los materiales suspendidos en cuyas superficies se adsorben metales, disminuyendo la fracción disuelta; sin embargo, durante la descomposición anaeróbica de la materia orgánica, los óxidos de manganeso en fase sólida pueden ser reducidos a Mn^{2+} (Froelich et al., 1979), que regresa a la columna de agua por procesos difusivos y advectivos de intercambio agua-sedimento, que están influidos por la temperatura y actividad macro bentónica (Hunt, 1983b). Además, en condiciones anaeróbicas, el ión férrico también es reducido a la forma ferrosa que es más soluble.

4.10 Calidad de agua

De acuerdo con Smith (1990), el índice de calidad de agua (ICA) representa la fracción (%) del agua pura, así el ICA de 100 representa la calidad óptima del agua para cualquier uso.

El ICA se compone de subíndices característicos de cada variable medida, que son calculados de acuerdo a las ecuaciones expresadas en la tabla 21 (SEDUE, 1986); incluye un factor de ponderación de importancia de cada variable (W_i), cuya escala de valores es de 0 a 5 y su asignación depende de los objetivos de la evaluación del cuerpo de agua (Pineda, 1999).

Para calcular el ICA de los ríos Verde y San Francisco se emplearon datos de 11 variables de calidad de agua:

Indicadores de materia orgánica: Oxígeno disuelto y DBO.

Indicadores fisicoquímicos: Alcalinidad total, Dureza total, SS, SDT, Cloruros, $N-NH_4$, $N-NO_3$, $P-PO_4$ y pH.

Para ambos ríos los usos que se evaluaron con el índice son:

1. Abastecimiento público.
2. Vida acuática, pesca y acuicultura.
3. Agrícola

Los indicadores de calidad relevantes para cada uso del agua se exponen en la tabla 22 (SEDUE, 1986; SEMARNAT-CNA, 1999). A estos se les asignó el mayor valor de ponderación

(5) en el cálculo correspondiente del ICA. Para las demás variables se consideró una importancia intermedia, y se les asignó un valor de 3.

En los ríos estudiados no se cuenta con información al respecto de algunos indicadores (coliformes totales, contenido de grasas y aceites, etc.); sin embargo, los cálculos contemplan la mayoría de los indicadores relevantes y además se substituyeron variables faltantes, por ejemplo SDT por conductividad eléctrica, lo que está de acuerdo con otros análisis de indicadores de calidad (Smith, 1990).

El ICA se calculó de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$I = \frac{\sum(SI_i * W_i)}{\sum W_i}$$

Donde:

I = índice de calidad de agua.

SI_i = subíndice de calidad de agua por variable.

W_i = importancia de la variable de acuerdo al uso.

En el río Verde se calcularon los índices correspondientes a cada día de muestreo. Para el San Francisco se calculó un índice anual, y se consideró el promedio aritmético de cada variable en ambos muestreos realizados. En los ríos no se encontraron diferencias longitudinales significativas para las variables consideradas en estos cálculos.

De acuerdo con la escala de calificación general de la calidad del agua (SEDUE, 1986), los índices de calidad obtenidos para el río Verde (tabla 23) muestran una calidad aceptable para su uso en actividades de pesca y acuicultura, así como para las actividades agrícolas; sin embargo, para el abastecimiento público manifiesta la necesidad de tratamiento ligero.

En general la calidad del agua del río Verde no varía a lo largo del año (figura 10) y presenta los menores índices asociados a la época de mayores descargas (agosto-septiembre); lo que puede explicarse por el aumento en el arrastre de materiales alóctonos con consecuente incremento de sólidos suspendidos, asociado a esta época del año. En contraste, el agua del río San Francisco muestra valores de calidad mayores, probablemente por su carácter temporal. Estos valores se encuentran por encima del promedio reportado (60.9) para la región administrativa de CNA del Pacífico Sur (SEMARNAT y CNA, 1999).

4.11 Exporte y rendimiento anual de la cuenca.

Los datos de concentraciones ponderadas por descarga (tabla 18) se utilizaron para calcular la exportación anual promedio (E) de los materiales disueltos y particulados del río Verde a la zona de su desembocadura al Océano Pacífico.

La expresión para calcular la exportación de la variable i (E_i) es:

$$E_i = C_{AV} * Q_V$$

Donde C_{AV} y Q_V representan la concentración ponderada media anual de cada variable determinada en el río Verde (ton km^{-3}) y el flujo medio anual de este río ($5.2 \text{ km}^3 \text{ año}^{-1}$), respectivamente.

En el río San Francisco se calculó la carga media anual por ponderación de la concentración media anual de cada variable (C_{SF}) con respecto al valor medio anual de la descarga (Q_{SF}); el resultado se expresó como exportación de materiales del río hasta su entrada en la laguna del Palmarito.

Los datos de exportación media anual fueron normalizados con respecto al área de las respectivas cuencas y expresados como coeficientes de exportación o rendimiento (R , $\text{kg km}^{-2} \text{ año}^{-1}$); se calcularon de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$R = E/A$$

Donde A es el área de drenaje de la cuenca (km^2).

La elevada variación de las exportaciones y los rendimientos del río Verde, se debe a la variabilidad asociada a la descarga media diaria usada en los cálculos de ponderación de las concentraciones. Al comparar los valores de exportación de ambos ríos se observa que la contribución en materiales disueltos y particulados es mayor en el río Verde, probablemente por su naturaleza perenne (Eyre y Balls, 1999), que mantiene aportes continuos hacia la zona costera a lo largo del año (tablas 24 y 25).

Sin embargo al comparar los coeficientes de exportación o rendimiento de cada variable en ambos ríos surgen diferencias notables.

En los sólidos suspendidos totales ($SS 1.2\mu\text{m} + SS0.45\mu\text{m}$) la exportación del río San Francisco ($\sim 15.3 \text{ ton km}^{-2} \text{ año}^{-1}$) representa cerca del 63% de la exportación del río Verde ($\sim 24.4 \text{ ton km}^{-2} \text{ año}^{-1}$), que muestra que el arrastre de materiales particulados por los ríos

temporales pequeños es quizás de mayor impacto puntual que la contribución continua de los ríos perennes.

El río Verde presenta coeficientes de exportación de N-NH_4 , P-PO_4 y fósforo total menores que el río San Francisco por la alta capacidad de retención de estos compuestos, vía asimilación biológica o adsorbidos a sedimentos, que presentan los ríos con elevadas razones superficie/volumen. Las distancias y tiempos de proceso y retención de estos componentes incrementan en proporción a la profundidad o la descarga (Froelich, 1988; Peterson, *et al.*, 2001).

Finalmente, los coeficientes de exportación del Na^+ y Cl^- del río San Francisco son mayores, por la naturaleza temporal.

4.12 Zonas Estuarinas

4.12.1 Experimento de mezclado estuarino para el río Verde

En la tabla 26 se presentan las concentraciones de las variables medidas en el agua del río Verde y el agua oceánica, usadas para generar las distintas mezclas de simulación estuarina.

En la figura 11, se expone el comportamiento estuarino simulado de las concentraciones disueltas de Ca^{2+} , Mg^{2+} , N-NO_3^- , P, Si, Fe y SS de $0.45 \mu\text{m}$ vs. clorinidad ($\text{gCl}^- \text{l}^{-1}$), que representan el mezclado estuarino entre las aguas del río Verde y el Océano Pacífico.

En el caso de Ca^{2+} y Mg^{2+} se observa un comportamiento conservativo, las concentraciones aumentan progresivamente al aumentar la clorinidad. Para ambos cationes este comportamiento es reflejo de que sus concentraciones son mayores en el agua marina que en el agua del río, y que su remoción durante el mezclado entre ambas es menos significativa que para los elementos traza (McIntyre, 1970; Liss, 1976; Sholkovitz, 1976).

Por otro lado, la disminución de la concentración de Fe disuelto al incrementar la clorinidad de $0\text{-}5 \text{ gCl}^- \text{ l}^{-1}$, presentó un comportamiento de pérdida, con algunas desviaciones que supondrían aportes; sin embargo el perfil general es de pérdida de la fracción disuelta; el proceso de floculación presenta sus máximos valores entre $8\text{-}16 \text{ gCl}^- \text{ l}^{-1}$. Múltiples investigaciones concluyen que la mayor fracción de hierro suspendido es removida en las zonas estuarinas (Sholkovitz, 1976; Liss, 1976; Sholkovitz *et al.*, 1978); por la floculación de partículas coloidales como posible mecanismo de remoción (Beck *et al.*, 1974; Sholkovitz *et al.*, 1978).

En el caso de N-NO_3 y fósforo se observa un proceso de disminución de concentración casi conservativo, y presentan también aporte y remoción alternados, lo que sugiere un efecto de remoción biogénica de ambos componentes durante el mezclado estuarino (Berner y Berner, 1996).

Finalmente las disminuciones observadas para silicatos y sólidos suspendidos de $0.45 \mu\text{m}$ muestran un efecto de dilución del agua de río con agua marina, que en general, presenta menores concentraciones de estos componentes.

4.12.2 Laguna de Palmarito.

Para estudiar los patrones generales de distribución de los constituyentes disueltos en el agua de sistemas estuarinos se usan diagramas de mezclado, concentración vs. clorinidad. (Liss, 1976; Dyrssen y Wedborg, 1980; Eyre, 1994; Balls *et. al.*, 1996). Sin embargo el uso de estos diagramas para estimar la remoción (o adición) de solutos durante el mezclado estuarino es cuestionable, debido a la complejidad espacial y temporal de los procesos de mezclado, así como a la posibilidad de múltiples fuentes de aporte de agua dulce que presentan algunos sistemas fluviales y sus zonas estuarinas asociadas (Humborg, 1997).

Por lo anterior, además de la distribución de los nutrientes inorgánicos disueltos (NTI , PO_4^{3-} y silicatos), se consideraron las correspondientes a la MOP y la productividad primaria (clorofila *a*), con la finalidad de proporcionar información complementaria sobre los patrones de distribución de los nutrientes (tabla 27).

En la figura 12 se muestran los diagramas de mezclado obtenidos para este cuerpo de agua durante los muestreos de junio y septiembre del 2000; en los que se observan simultáneamente, la disminución progresiva de los nutrientes disueltos y el incremento en las concentraciones de la MOP y clorofila *a*.

Aunque los procesos que controlan la distribución partículas son más complejos que aquellos que controlan la de solutos, la disminución en las concentraciones de nitrógeno total inorgánico (NTI) y fosfatos, en combinación con el incremento de la concentración de clorofila *a*, sugieren la aparente producción de materia orgánica particulada a expensas del consumo de nutrientes disueltos durante el mezclado estuarino (Humborg, 1997).

El incremento en la concentración del material particulado durante el mezclado no solo puede ser explicado por la disminución en la concentración de los nutrientes disueltos y *viceversa*,

sino por otros procesos; el fósforo disuelto (PO_4^{3-}) puede ser transformado en partículas coloidales que no son retenidas por los filtros (Sholkovitz, 1976). El NO_3^- aportado por el río puede ser removido importantemente vía desnitrificación por su transporte vertical del hacia los sedimentos de la laguna (Seitzinger *et al.*, 1991)

Por otro lado, se observa el comportamiento conservativo de disminución en la concentración de silicatos al aumentar la salinidad; la razón de este comportamiento reside en las altas concentraciones de silicatos en el agua del río San Francisco, de manera que su consumo por productores primarios es mínima. De acuerdo con esto, la remoción significativa de silicatos durante el mezclado puede explicarse por la coagulación de suspensiones coloidales de materiales arcillosos introducidos por el río hacia la laguna (Edzwald *et al.*, 1974).

4.13 Análisis de Componentes Principales y Relaciones Canónicas.

Se realizaron los Análisis de Componentes Principales (ACP) y de Relaciones Canónicas entre Factores (RCF) de todas las variables determinadas en los cuerpos de agua costeros estudiados, para encontrar el mejor modelo de interpretación biogeoquímica de las relaciones internas entre las variables. Después de ejecutar varias pruebas (incluyendo la reducción en el número de variables), se seleccionaron los modelos mostrados en las tablas 28-30.

Dichos modelos fueron rotados por VARIMAX normalizada para facilitar la interpretación de los componentes principales y los pesos de cada factor.

4.13.1 Río Verde

Para el río Verde, las variables ponderadas por descarga (tabla 28) muestran un primer factor que incluye variables cuyas concentraciones en el agua del río dependen importantemente de la magnitud de la descarga, lo que en el caso de NO_3^- y PO_4^{3-} significa que sus concentraciones están mayormente dirigidas por el aporte de materiales alóctonos hacia el cauce del río. El segundo factor contiene variables relacionadas con la formación biológica de material orgánico particulado, a expensas del consumo de NO_3^- y PO_4^{3-} , donde el fósforo se comporta como nutriente limitante de la productividad primaria.

El tercer factor contiene a las variables relacionadas con el consumo de materia orgánica particulada durante el proceso de amonificación en la época de secas; este proceso de oxidación de la materia orgánica es favorecido por el aumento de la temperatura, además

favorece la disminución del pH por incremento en la presión parcial de CO_2 de la solución, incrementando la disolución de carbonatos depositados en los sedimentos (Kempe, 1984).

El cuarto factor relaciona el incremento en la concentración de Cl^- , y por lo tanto, de la salinidad conforme el agua del río se aproxima a su desembocadura al mar.

De acuerdo con el análisis de relaciones canónicas (tabla 28a), las altas correlaciones encontradas para el factor 1 respecto de 2, 3 y 4 demuestran una dependencia general de las variables con respecto a las respectivas magnitudes de descarga media diaria.

4.13.2 Río San Francisco

En el río San Francisco, la tabla 29 muestra un primer factor que incluye la carga de materiales particulados suspendidos, y la producción de N-NH_4 por descomposición oxidativa de la materia orgánica particulada, tanto de procedencia alóctona como la generada *in situ*, por decaimiento de productores primarios, esto último libera Mg^{2+} y silicatos. Estos eventos pueden explicarse porque al aumentar la carga de sólidos por resuspensión se genera limitación de luz en la columna de agua, con la consecuente disminución de la actividad biológica (Ittekkot, 1988).

El segundo factor incluye la relación inversa entre la productividad primaria y las concentraciones de P-PO_4 y silicatos disueltos; este factor representa el crecimiento fitoplanctónico limitado por estos nutrientes.

El tercer factor incluye los productos de intemperización de carbonatos y silicatos asociados a la fase disuelta, los que están inversamente relacionados con el pH, si este aumenta se favorece la remoción de HCO_3^- , Ca^{2+} y Mg^{2+} por precipitación (Kempe, 1984), y de silicatos por coagulación de suspensiones coloidales de materiales arcillosos (Edzwald, 1974).

En el cuarto factor se observa el efecto de proceso y retención de N-NO_3 en el transcurso del río. En este factor se observa nuevamente la dependencia de la concentración de HCO_3^- con respecto al pH.

El análisis de relaciones canónicas (tabla 29^a) muestra una importante correlación entre los 4 factores, lo que puede explicarse porque algunas variables presentan valores de carga importantes en más de un factor; esto significa que para estas variables los procesos de control y regulación de sus concentraciones son complejos.

Así en el caso de silicatos se observan valores de carga >0.5 en los factores 1,2 y 3, lo que representa su regreso a la columna de agua durante la descomposición de materia orgánica biogénica (factor 1) y su remoción por consumo por productores primarios (factor 2) y por fenómenos de agregación (factor 3).

4.13.3 Laguna del Palmarito

La Laguna del Palmarito (tabla 30) muestra dos factores relacionados con la productividad primaria: un primer factor que contiene las concentraciones de los pigmentos fotosintéticos asociadas con la temperatura y la liberación de oxígeno; y el tercer factor que relaciona el consumo de $P-PO_4$ y silicatos con el incremento en las concentraciones de fósforo y materia orgánica particulados. De acuerdo con el análisis de relaciones canónicas, ambos factores están importantemente correlacionados (0.7573 , $p=0.000$), y muestran al oxígeno disuelto con cargas similares en los dos factores.

En la misma tabla se observan dos factores relacionados con el mezclado estuarino: el segundo factor que relaciona la remoción de $N-NH_4$ y $N-NO_3$, y el cuarto factor que relaciona el incremento en la concentración de los cationes mayoritarios y la disminución de silicatos al aumentar la clorinidad. Esto implica un efecto conservativo de dilución y/o consumo de NH_4^+ , NO_3^- y silicatos. El análisis de relaciones canónicas muestra también una correlación importante entre ambos factores (0.9441 , $p=1*10^{-8}$).

De acuerdo con el análisis de relaciones canónicas (tabla 30a) se observan importantes correlaciones entre los respectivos factores, lo que implica que esta zona de transición entre el río San Francisco y la laguna de Pastoría funciona como un sumidero de elementos nutrientes disueltos con una alta producción de biomasa.

5 Conclusiones

La biogeoquímica de los ríos Verde y San Francisco, refleja la composición de la cuenca de drenaje, uso del suelo, influencia de las actividades humanas y descarga hidrológica, que tiene variación estacional. La calidad de ambos ríos se encuentra por encima del promedio de otros cuerpos de agua de la región (Pacífico Sur).

Las composiciones de los ríos Verde y San Francisco están dominadas por los productos de intemperización de carbonatos sobre los de silicatos, y a similitud de otros ríos, las concentraciones relativas de sus componentes disueltos y particulados presentan una gran dependencia del régimen de descarga. Esto último en el río San Francisco es particularmente importante por su carácter temporal.

Las diferencias en composición, identificadas entre ambos ríos, pueden ser atribuidas a las variaciones en el régimen hidrológico y a las características geomorfológicas propias de cada uno; además en el caso del río Verde se presentan los efectos, sobre la composición y calidad del agua, de las actividades humanas, principalmente por la presa derivadora y las actividades agrícolas asociadas a la porción terminal de su cauce.

La composición del río Verde presenta variaciones en tres estaciones hidrológicas (secas, lluvias y poslluvias), en que el comportamiento biogeoquímico es significativamente diferente. Adicionalmente se encontró que en época de bajas descargas presenta fenómenos usualmente asociados a lagos.

La composición del agua en ambos ríos no presentó variaciones longitudinales significativamente diferentes.

Durante el mezclado estuarino del agua del río San Francisco, los procesos biológicos y geoquímicos modifican el aporte de nutrientes al sistema lagunar Chacahua-Pastoría, con disminución de los nutrientes y aumento de materia orgánica y clorofilas.

La simulación en el laboratorio de mezclado estuarino del agua del río Verde, mostró que la fracción disuelta de hierro y manganeso, presentaron un comportamiento de pérdida; la variación de los perfiles de concentración de los nutrientes, muestra que el proceso es, al igual que en el Palmarito, muy importante.

La exportación de materiales del río Verde al Océano Pacífico son mayores que los del San Francisco al sistema lagunar Chacahua-Pastoría; sin embargo, el rendimiento por área del San Francisco es superior, que es el comportamiento común en los ríos temporales.

La calidad del agua del río Verde para su uso en operaciones de riego y actividades de pesca es adecuada; sin embargo, presenta signos de acumulación de materia orgánica lo que implica que se realicen procedimientos de tratamiento y purificación para consumo humano. La calidad del agua de río San Francisco para los mismos usos que el Verde, es superior.

6 Tablas

Tabla 1. Reacciones típicas de intemperización en los ríos.

1. Reacciones de disolución congruentes.

- a) $\text{SiO}_2(\text{s}) + 2 \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_4\text{SiO}_4$
cuarzo
- b) $\text{CaCO}_3(\text{s}) + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^- + \text{OH}^-$
calcita
- c) $\text{CaCO}_3(\text{s}) + \text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + 2 \text{HCO}_3^-$
- d) $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3 \text{H}_2\text{O}(\text{s}) + 6 \text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow 2 \text{Al}^{3+} + 6 \text{HCO}_3^- + 6 \text{H}_2\text{O}$
gibbsita
- e) $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})(\text{s}) + 3 \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 5 \text{Ca}^{2+} + 3 \text{HPO}_4^{2-} + 4 \text{OH}^-$
apatita
- f) $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH})(\text{s}) + 4 \text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow 5 \text{Ca}^{2+} + 3 \text{HPO}_4^{2-} + 4 \text{HCO}_3^- + \text{H}_2\text{O}$

2 Reacciones de disolución incongruentes.

- a) $\text{MgCO}_3(\text{s}) + 2 \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{HCO}_3^- + \text{Mg}(\text{OH})_2(\text{s}) + \text{H}^+$
magnesita
- b) $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4(\text{s}) + 5 \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 2 \text{H}_4\text{SiO}_4 + \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}(\text{s})$
caolinita
- c) $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8(\text{s}) + 11/2 \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Na}^+ + \text{OH}^- + 2\text{H}_4\text{SiO}_4 + 1/2 \text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4(\text{s})$
albita caolinita
- d) $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8(\text{s}) + \text{H}_2\text{CO}_3 + 9/2 \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Na}^+ + \text{HCO}_3^- + 2 \text{H}_4\text{SiO}_4 + 1/2 \text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4(\text{s})$
- e) $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8(\text{s}) + 3 \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + 20 \text{H}^+ + \text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4(\text{s})$
anortita caolinita
- f) $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8(\text{s}) + 2 \text{H}_2\text{CO}_3 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + 2 \text{HCO}_3^- + \text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4(\text{s})$
- g) $3\text{KAlSi}_3\text{O}_8(\text{s}) + 2\text{H}_2\text{CO}_3 + 12\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 2\text{K}^+ + 2\text{HCO}_3^- + 6\text{H}_4\text{SiO}_4 + \text{KAl}_3\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2(\text{s})$
ortoclasa mica
- h) $7\text{NaAlSi}_3\text{O}_8(\text{s}) + 6\text{H}^+ + 20\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 6\text{Na}^+ + 10\text{H}_4\text{SiO}_4 + 3\text{Na}_{0.33}\text{Al}_{2.33}\text{Si}_{3.67}\text{O}_{10}(\text{OH})_2(\text{s})$
albita montmorillonita sódica
- i) $\text{KAlSi}_3\text{O}_8(\text{s}) + \text{Na}^+ \leftrightarrow \text{K}^+ + \text{NaAlSi}_3\text{O}_8(\text{s})$
ortoclasa albita
- j) $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2(\text{s}) + \text{Ca}^{2+} \leftrightarrow \text{Mg}^{2+} + 2 \text{CaCO}_3(\text{s})$
dolomita calcita

3 Reacciones Redox

- a) $3 \text{Fe}_2\text{O}_3(\text{s}) + \text{H}_2\text{O} + 2e^- \leftrightarrow 2 \text{Fe}_3\text{O}_4(\text{s}) + 2 \text{OH}^-$
hematita magnetita
- b) $\text{FeS}_2(\text{s}) + 3 \frac{3}{4} \text{O}_2 + 3 \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + 4 \text{H}^+ + 2 \text{SO}_4^{2-}$
pirita

Tomada de *Aquatic Chemistry*, W. S. Stumm y J.J. Morgan. En Libes, 1992.

Tabla 2. Fuentes minerales de solutos promedio presentes en agua de río.

Fuente	Aniones (meq kg ⁻¹)			Cationes (meq kg ⁻¹)				Especies neutras (mmol kg ⁻¹)
	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	SiO ₂
Atmósfera ^a	0.58 ^b	0.09 ^c	0.06	0.01	≤0.01	0.05	≤0.01	≤0.01
Intemperización ó disolución de:								
Silicatos	0	0	0	0.14	0.20	0.10	0.005	0.21
Carbonatos	0.31	0	0	0.50	0.13	0	0	0
Sulfatos	0	0.07	0	0.07	0	0	0	0
Sulfuros	0	0.07	0	0	0	0	0	0
Cloruros	0	0	0.16	0.03	≤0.01	0.11	0.01	0
Carbono Orgánico	0.07	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL	0.96	0.23	0.22	0.75	0.35	0.26	0.07	0.22

^a Estas cifras no incluyen materiales derivados del suelo

^b La mayor parte como CO₂ atmosférico

^c La mayor parte aparentemente se encuentra balanceado por H⁺

Tomada de: *The Chemistry of the Atmosphere and Oceans*, H. D. Holland, 1978 .

Tabla 3. Características de los cultivos en el área de estudio

Cultivo	Ciclo agrícola	Superficie ⁵ (ha)	Fertilización ¹ (kg ha ⁻¹)			Epoca de siembra	Balance hídrico ² (mm)
			N	P	K		
Limón agrio	Perenne	701	240	60	60	Junio	48.75 ^a
Cocotero	Perenne	111	ND ⁶	ND	ND	Junio	86.63 ^a
Papaya	Perenne	80	18	46	0	Junio	ND
Mango	Perenne	507	30	30	30	Junio	ND
Sandía	O/I ³	ND	180	60	60	Noviembre	67.60 ^b
Melón	O/I	ND	180	60	60	Enero	89.85 ^b
Frijol	P/V ⁴	ND	ND	ND	ND	Junio	ND
Sorgo	P/V	ND	80	60	00	Junio	41.7 ^b
Maíz	P/V	ND	40	60	00	Julio	63.50 ^b
Maíz	O/I	ND	40	60	00	Diciembre	121.74 ^b
Cacahuete	P/V	ND	40	40	00	Junio	20.80 ^b
Ajonjolí	P/V	1033	40	60	00	Junio	60.15 ^b
Estrella de Africa	Perenne	ND	200	87	00	Junio	77.70 ^a

¹ En el caso de cultivos perennes se considera en Kg/ha/año.

² Se considera el valor promedio por ciclo de cultivo; ^a anual o de temporal^b.

³ Otoño-invierno.

⁴ Primavera-verano.

⁵ SARH, 1982.

⁶ ND No dato

Tabla 4: Estaciones fluviales del río Verde.

Estación	Localización geográfica	Distancia aproximada al Océano Pacífico (km)
1	16°15.164'N – 97°35.680'W	58
2	16°13.041'N – 97°37.031'W	50
3	16°14.018'N – 97°40.019'W	40
4	16°9.739'N – 97°44.046' W	21
5	16°6.657'N – 97°43.577'W	18
6	16°2.648'N – 97°44.683'W	10
7	16°0.178'N – 97°47.550'W	7
8	15°59.776'N – 97°47.034'W	3
9	15°59.270'N – 97°47.010'W	1
10	15°39.151'N – 97°47.285'W	<1

¹ Paso de la reina⁴ Puente río Verde II⁵ Presa derivadora "Ricardo Flores Magón"⁶ Charco redondo¹⁰ Desembocadura al Océano Pacífico**Tabla 5: Estaciones fluviales del río San Francisco.**

Estación	Localización geográfica	Distancia aproximada a la Laguna de Pastoría (km)
1	16°10.176'N – 97°33.441'W	51
2 (San Francisco de arriba)	16°08.784'N – 97°34.129'W	48
3 (San Francisco de abajo)	16°05.784'N – 97°36.56'W	37
4	16°04.648'N – 97°37.809'W	33

¹ Santa María Tututepec^{2y3} San Pedro Tututepec⁴ corresponde al puente de Santa Rosa de Lima, sobre la carretera federal 200.

Tabla 6. Técnicas analíticas

Variable	Técnica analítica	L.D.	CV (%)	Conservación	Fuente
Alcalinidad (meq/l)	Titulación	0.6	26.7	Hermeticidad	(7)
Dureza ¹ (mg/l)	Titulación	8	20.5	Hermeticidad	(7)
D.Q.O. (mg/l)	Titulación	7	16.3	Hermeticidad	(7, 8)
D.B.O. (mg/l)	Titulación	1.7	5.7	Hermeticidad	(8)
Pigmentos(μg/l)	Espectroscópica	-	-	Congelación	(3)
Cloruros (mg/l)	Titulación	1.2	3.7	Hermeticidad	(1)
Amonio (μM)	Colorimétrica	0.1	22.6	Fijación <i>in situ</i>	(2)
nitritos (μM)	Colorimétrica	0.07	9.1	HgCl ₂ /frío	(1, 4)
Nitratos (μM)	Colorimétrica	0.4	10.7	HgCl ₂ /frío	(1, 4)
Fosfatos (μM)	Colorimétrica	0.2	9.8	HgCl ₂ /frío	(1, 4)
Fósforo Total (μM)	Colorimétrica	0.2	9.8	Frío	(9)
Silicatos (μM)	Colorimétrica	1.4	9.4	HgCl ₂ /frío	(1, 4)
Sodio (mg/l)	Absorción Atómica	0.01	1.5	HCl	(6)
Potasio (mg/l)	Absorción Atómica	0.05	5.1	HCl	(6)
Hierro (μg/l)	Absorción Atómica	1.11	7.1	HCl	(5, 6)
Manganeso (μg/l)	Absorción Atómica	0.23	11.8	HCl	(5, 6)
Calcio ¹ (mg/l)	Titulométrica	5	16.8	HCl	(7)
Magnesio ¹ (mg/l)	Titulométrica	4.4	28.8	HCl	(7)
Sulfatos (mg/l)	Turbidimétrica	4.12	10.7	Hermeticidad	(7, 4)

¹mg CaCO₃/l

² Límite detección = $3\sigma_{n-1}$ con $n \geq 6$

³ Coeficiente de variación = $(\sigma_{n-1}/\text{media}) * 100$

Fuentes: (1) Strickland y Parsons, 1972; (2) Solórzano, 1969; (3) Holm-Hansen y Riemann, 1978; (4) Kirkwood, 1992; (5) Riley y Taylor, 1968; (6) Páez Osuna *et al.*, 1987; (7) Standard Methods. APHA, 1992; (8) Rodier 1981; (9) Valderrama, 1981.

Tabla 7. Balance de carga de los iones mayoritarios en el río Verde.

km	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
58	281.4±32.4 (4)	82.4±33.6 (6)	742.5±88.8 (6)	598.2±214.6 (6)
50	125.9±40.5 (3)	36.8±29.9 (3)	804±113.7 (6)	589.9±137.1 (6)
40	531.6±217.7 (4)	37.7±10.9 (4)	747±74.5 (6)	643±195.5 (6)
21	369±62.9 (8)	63.5±12.5 (8)	721.8±48.2 (16)	615.4±115.8 (16)
18	278.3±172.8 (3)	30.1±3.6 (3)	834.7±116.8 (6)	542.5±224.6 (6)
10	237.7±65.8 (4)	27.7±9.6 (4)	724.1±219.8 (6)	665.3±76.5 (6)
7	163.2±31.5 (3)	29.8±11.6 (3)	814.2±345.1 (5)	717.2±105.9 (5)
3	303.5±94.9 (6)	50.9±21.5 (6)	747±291.3 (5)	715.2±90.9 (5)
1	309.9±228.9 (2)	29.9±21.2 (2)	712.7±74.8 (6)	697.5±241.5 (6)
0	300.3±117.4 (4)	61.5±31.2 (4)	939.7±173.6 (6)	620.2±294.3 (6)
TOTAL	304.8±35 (41)	48.8±6.5 (41)	771.7±43.2 (68)	632.6±53.7 (68)

Tabla 7 (continuación).

Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Σ ⁺	Σ ⁻	BNCI %
764.8±265 (6)	460.6±176.4 (6)	1262±226.1 (6)	3045.2±440.1	2948±1060.3	3.2
599.6±113.9 (7)	477.2±151.1 (6)	1433.3±293.8 (6)	2950.5±946.6	2987.2±1075.8	-1.2
602.6±202.2 (6)	500.3±166.5 (6)	1663.6±146.3 (6)	3349.3±604.2	3266.8±852.9	2.5
615.4±92.6 (16)	458.8±94.2 (16)	1257.1±158.3 (16)	3106.9±309.5	2790±1055.6	10.2
573±135.4 (6)	501.5±165.2 (6)	1402.6±277.6 (6)	3062.7±1372.5	2978.5±1116	2.7
512.3±127.4 (6)	470.9±154.8 (6)	1434.9±173.8 (6)	3044.2±484.1	2889±879	5.0
666.9±144.3 (5)	453.5±179 (5)	1371.9±289.2 (5)	3255.7±1615.4	2945.8±1078.6	9.5
828±243.5 (5)	468.5±169.3 (5)	1556.6±190.9 (5)	3278.7±1385.3	3321.6±1025.6	-1.3
616.7±102.7 (6)	487.8±177.4 (6)	1612±152.1 (5)	3160.2±1280.4	3204.3±966.8	-1.4
742.9±162.9 (6)	568±190.9 (6)	1705.5±168.8 (6)	3481.6±1691.3	3584.3±1097.8	-2.9
639.1±47 (69)	481.6±45.5 (68)	1469.9±66.4 (67)	3162.2±3563.3	3072.1±101	2.9

De acuerdo con Roy, Gaillardet y Allegre (1999).

Las concentraciones se expresan en μmol/l; los valores expresados corresponden a promedios anuales ± σ_{n-1}/n

Σ⁺ = suma de cationes (μeq/l); Σ⁻ = suma de aniones (μeq/l); en ambos casos ± σ_{n-1}

$$\text{BNCI} = [\Sigma^+ - \Sigma^-] / \Sigma^+$$

*El número entre paréntesis indica el tamaño de muestra (n).

Tabla 8. Balance de carga de los iones mayoritarios en el río San Francisco.

km	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺		
30	300.3 (1)	28.9 (1)	486.8±406.7 (2)	225±135.7 (2)		
27	550.3 (1)	21.9 (1)	320.6±70.9 (2)	278.9±78.5 (2)		
16	557.7 (1)	26.5 (1)	443.7±3 (2)	348.2±187.9 (2)		
12	218.2 (1)	38.2 (1)	477.6±237.2 (2)	334.4±66.3 (2)		
TOTAL	406.6 ± 77.6 (4)	28.9 ± 3.1 (4)	432.2±92.4 (8)	296.6±51.3 (8)		
	Cl⁻	SO₄²⁻	HCO₃⁻	Σ⁺	Σ⁻	BNCI%
	823.7±185.8 (2)	40.5±2.2 (2)	772.1±96.5 (2)	1752.8±1212.5	1676.8±296.1	4.3
	1053±169.7 (2)	34.3±8.4 (2)	627.4±48.3 (2)	1771.2±299.2	1749±250.7	1.2
	1009.8±3 (2)	49.8±7.1 (2)	916.8±48.3 (2)	2168±561.8	2025.4±71.3	6.6
	883.6±126.5 (2)	71.5±28.7 (2)	772±0 (2)	1880.4±696.5	1798.6±196.6	4.3
	942.5 ± 63.7 (8)	49 ± 7.9 (8)	772.1 ± 40.8 (8)	1893.1 ± 1526	1812.1 ± 440.7	4.3

Na⁺ y K⁺ sólo se determinaron en Septiembre.

Las concentraciones se expresan en μmol/l; los valores expresados son promedios ± σ_{n-1}/√n

Σ⁺ = suma de cationes (μeq/l); Σ⁻ = suma de aniones (μeq/l); en ambos casos ± σ_{n-1}

BNCI = [Σ⁺ - Σ⁻]/Σ⁺

*El número entre paréntesis indica el tamaño de muestra (n).

Tabla 9. Balance de carga de algunos ríos representativos del mundo

Río	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Σ ⁺ μeq/l	Σ ⁻ μeq/l	NICB %
Sena	245	70	2333	105	491	253	3830	5192	4828	7
Rhin	3956	164	2012	487	4879	771	2590	9118	9011	1
Río Grande(Laredo)	5087	194	2725	987.6	4822	2480	2999.4	12707	12782	-1
Columbia	270	41	475	209.9	98.7	178	1245.6	1680.3	1701	-1
mississippi	935	79	1018	465	708	564	2032.4	3979.1	3868	3
St. Lawrence	478	46	775	164.6	620	250	1425.9	2403.5	2546	-6
Mackenzie	304	28	825	428	251	376	1819.3	2838.5	2823	1
Nilo	739	102	625	288	127	93.8	2196.3	2667.5	2511	6
Ganges	439	69	635	283.9	141	88.6	2081.5	2345.9	2400	-2
Changjiang	330	38	755	304.5	257	120	1966.8	2487.8	2463	1
Norte América	283	38	503	201.6	197	155	1170.2	1729.2	1678	3
Promedio mundial	226	33	335	139.9	164	86.5	852.3	1209.1	1189	2

Calculados con información tomada de Berner y Berner (1996), de acuerdo a Roy, Gaillardet y Allegre (1999).

Las concentraciones se expresan en μmol/l; Σ⁺= suma de cationes (μeq/l);

Σ⁻= suma de aniones (μeq/l); BNCI= (Σ⁺-Σ⁻)/Σ⁺

Tabla 10. Promedios anuales de las variables medidas en el río Verde.

	n	Promedio±error	Mínimo-Máximo
Amonio (μM)	74	19.2±3.3	0.1-92.8
Nitritos (μM)	74	0.2±0.02	0.01-1.5
Nitratos (μM)	74	12.3±1.1	1.4-39.9
Nitrógeno Total Inorgánico (NTI) (μM)	74	31.7±3.05	3.6-116.4
Fósforo reactivo (μM)	74	1.7±0.1	0.7-6.4
Fósforo Total (μM)	74	4.1±0.4	1.1-14.7
Fósforo residual (μM)	74	2.4±0.3	0-13.3
Silicatos (μM)	74	143±4.8	96.9-299.4
Sodio (μM)	41	304.8±35	52.6-1116.6
Potasio (μM)	41	48.8±6.5	1.8-178.2
Calcio (μM)	68	771.7±43.2	285.9-2164.4
Magnesio (μM)	68	632.6±53.7	84-2044.2
Cloruros (μM)	69	639.1±46.3	222.1-1807.5
Sulfatos (μM)	68	481.6±45.5	42.9-1262.2
Bicarbonatos (μM)	67	1469.9±66.4	193-2450
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	74	27.09±0.21	23.40-31.5
pH	68	8.49±0.05	7.88-9.15
Eh (mV)	45	349.74±11.8	256-485
Salinidad (ppmil)	74	0.16±0.01	0-0.4
Alcalinidad (meq/l)	68	2.6±0.1	1-3.9
Clorofila a ($\mu\text{g/l}$)	72	2.77±0.5	0.02-20.8
Feopigmentos ($\mu\text{g/l}$)	72	9.59±1.8	0.20-76.4
Oxígeno disuelto (mg/l)	74	7.3±0.13	5.3-11.2
DBO (mg O_2 /l)	74	6.5±0.2	3.48-11.2
MODBO (mg/l)	74	5.4±0.15	2.8-9.0
DQO (mg/l)	45	16.4±2.1	6.2-71.8
SS > 1.2 μm (mg/l)	74	46.3±6.1	2.15-230.8
MOP (mg/l)	74	7.5±0.9	0.41-42.5
%Materia orgánica particulada	74	26.9±2.4	5.17-78.9
SS > 0.45 μm (mg/l)	74	22.2±2.4	0-98.7
Hierro disuelto ($\mu\text{g/l}$)	35	13.4±1.4	3.0-38.3
Manganeso disuelto ($\mu\text{g/l}$)	35	0.8±0.08	0.4-2.8

Tabla 11. Variables medidas en el río San Francisco.

	n	Promedio ± error	Mínimo - Máximo
Amonio (μM)	8	11.5 ± 3.2	1.2 - 24.6
Nitritos (μM)	8	0.1 ± 0.1	0.1 - 0.3
Nitratos (μM)	8	14.2 ± 1.8	5.4 - 20.1
NTI (μM)	8	25.7 ± 3.6	13.5 - 38.7
Fósforo reactivo (μM)	8	4.5 ± 0.9	1.3 - 8.3
Fósforo Total (μM)	8	8.8 ± 1.9	2.2 - 14.5
Fósforo residual (μM)	8	4.3 ± 1.3	0.8 - 10.7
Silicatos (μM)	8	221.1 ± 13.8	165.3 - 268.3
Sodio (μM)	4	406.6 ± 86.7	218.2 - 557.7
Potasio (μM)	4	28.9 ± 3.4	21.9 - 38.2
Calcio (μM)	8	432.2 ± 92.4	89.3 - 893.5
Magnesio (μM)	8	296.6 ± 51.3	80.1 - 446.7
Cloruros (μM)	8	942.5 ± 63.7	637.9 - 1222.7
Sulfatos (μM)	8	49.0 ± 7.9	25.9 - 100.2
Bicarbonatos (μM)	8	772.1 ± 40.8	579.1 - 965.0
Temperatura (°C)	8	25.7 ± 0.6	23.9 - 28.8
pH	8	7.6 ± 0.2	7.0 - 8.4
Eh (mV)	8	334.8 ± 8.3	285.0 - 362.0
Salinidad (ppmil)	8	0.1 ± 0.0	0.1 - 0.1
Alcalinidad (meq/l)	8	1.5 ± 0.1	1.2 - 1.9
Clorofila a (μg/l)	8	1.2 ± 0.2	0.2 - 2.3
Clorofila b (μg/l)	8	0.8 ± 0.2	0.0 - 1.6
Clorofila c (μg/l)	8	2.1 ± 0.4	0.4 - 3.7
Feopigmentos (μg/l)	8	1.5 ± 0.6	0.1 - 4.6
Oxígeno disuelto (mg/l)	8	6.8 ± 0.5	4.7 - 8.4
DBO (mg O ₂ /l)	8	4.2 ± 0.2	3.5 - 5.1
MODBO (mg/l)	8	3.4 ± 0.2	2.8 - 4.1
DQO (mg/l)	8	11.3 ± 3.0	7.0 - 32.0
SS > 1.2μm (mg/l)	8	18.6 ± 4.9	5.6 - 44.2
MOP (mg/l)	8	10.5 ± 4.7	1.5 - 40.6
% Materia orgánica particulada	8	42.8 ± 7.8	23.3 - 91.7
Sólidos suspendidos 0.45μm (mg/l)	8	20.7 ± 8.4	4.7 - 75
Hierro disuelto (μg/l)	4	12.31 ± 3.1	7.93 - 21.1
Manganeso disuelto (μg/l)	4	0.39 ± 0.02	0.36 - 0.44

Tabla 12. Clasificación química del río Verde.

km	SDT	Na/(Na+Ca)	HCO ₃ /Ca	Si/(Na+K)	Na/Cl	(Ca+Mg)/((HCO ₃ /2)+SO ₄)
58	216.7	0.2	1.4	0.4	0.3	1.3
50	220.1	0.1	1.8	0.9	0.2	1.2
40	245.2	0.4	1.7	0.3	0.9	1.2
21	211.6	0.3	1.6	0.3	0.6	1.3
18	221.4	0.3	1.7	0.4	0.5	1.1
10	216.4	0.3	2.0	0.5	0.4	1.2
7	218.5	0.2	1.7	0.7	0.2	1.3
3	238.0	0.3	2.1	0.4	0.4	1.2
1	233.0	0.3	2.3	0.4	0.5	1.1
0	259.3	0.2	1.8	0.4	0.4	1.1
TOTAL	228±4.9	0.2±0.03	1.81±0.08	0.5±0.06	0.4±0.06	1.2±0.03
n=	74	41	67	41	41	67

De acuerdo con Gibbs (1970).

SDT = sólidos disueltos totales (mg/l)

Se expresan las razones molares

TOTAL= se expresan los valores promedio $\pm \sigma_{n-1}/n$.

Tabla 13. Clasificación química del río San Francisco

km	SDT	HCO ₃ /Ca	Na/(Na+Ca)	Si/(Na+K)	Na/Cl	(Ca+Mg)/((HCO ₃ /2)+SO ₄)
30	134.2	1.6	0.5	0.7	0.4	1.7
27	132.1	2.0	0.6	0.4	0.5	1.7
16	158.1	2.1	0.6	0.4	0.6	1.5
12	141.4	1.6	0.4	0.9	0.3	1.8
TOTAL	141.4±6.5	1.83±0.13	0.5±0.1	0.5±0.13	0.4±0.07	1.7±0.15
n=	8	8	4	4	4	8

De acuerdo con Gibbs (1970).

SDT = sólidos disueltos totales (mg/l)

Se expresan las razones molares

TOTAL= se expresan los valores promedio $\pm \sigma_{n-1}/n$.

Tabla 14. Clasificación química de algunos ríos representativos de Europa y Norteamérica.

Río	SDT	Na/(Na+Ca)	HCO ₃ /Ca	Si/(Na+K)	Na/Cl	(Ca+Mg)/((HCO ₃ /2)+SO ₄)
Sena	379.6	0.1	1.6	-	0.5	1.1
Rhin	594.7	0.7	1.3	-	0.8	1.2
Río Grande(Laredo)	881	0.7	1.1	0.1	1.1	0.9
Columbia	139	0.4	2.6	0.4	2.7	0.9
Mississippi	279.8	0.5	2.0	0.1	1.3	0.9
St. Lawrence	180.8	0.4	1.8	0.0	0.8	1.0
Mackenzie	211	0.3	2.2	0.1	1.2	1.0
Nilo	225	0.5	3.5	0.3	5.8	0.8
Ganges	194	0.4	3.3	0.2	3.1	0.8
Changjiang	194	0.3	2.6	0.2	1.3	1.0
Norte América ¹	133.5	0.4	2.3	0.2	1.4	1.0
Promedio mundial	99.6	0.4	2.5	0.4	1.4	0.9

SDT = sólidos disueltos totales (mg/l)

Se expresan las razones molares

¹ Las concentraciones están corregidas por contaminación (Meybeck, 1979)

Tomada de Berner y Berner (1996).

Tabla 15. Descargas medias diarias (m³/s) registradas en la estación hidrológica de Paso de la Reina (1961-1986).

Fecha de muestreo	Descarga media diaria (m ³ /s)	Estación hidrológica
19-Ene-2000	51.4 ± 1.9	Poslluvias
24-Feb-2000	35.1 ± 1.6	Secas
25-Feb-2000	34.6 ± 1.4	Secas
2-May-2000	28.4 ± 3.4	Secas
3-May-2000	29.6 ± 3.2	Secas
22-Jun-2000	284.6 ± 51.1	Lluvias
23-Jun-2000	292.8 ± 40.8	Lluvias
29-Jun-2000	237.2 ± 34.7	Lluvias
31-Ago-2000	438.4 ± 80.5	Lluvias
1-Sep-2000	437.4 ± 68.9	Lluvias
26-Oct-2000	197.6 ± 13.9	Lluvias
27-Oct-2000	192.6 ± 14.9	Lluvias
4-Ene-2001	59.9 ± 2.4	Poslluvias
5-Ene-2001	59.9 ± 2.5	Poslluvias

De acuerdo con el Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (1997).

Se expresan los valores promedio ± σ_{n-1}/\sqrt{n} , n=25

Tabla 16. Comparación de medias de las variables medidas en el río Verde¹.

VARIABLE	Estación hidrológica		
	Postlluvias	Secas	LLuvias
Amonio ($\mu\text{mol/l}$)	0.162±0.015 (17)	57.16±4.20 (23)	2.95±0.36 (34)
Nitritos ($\mu\text{mol/l}$)	0.187±0.08 (17)	0.079±0.01 (23)	0.215±0.02 (34)
Nitratos ¹ ($\mu\text{mol/l}$)	8.94±6.39 (17)	5.76±7.66 (23)	18.49±7.24 (34)
NTI ($\mu\text{mol/l}$)	9.29±1.52 (17)	63.0±5.0 (23)	21.67±1.48 (34)
Fósforo reactivo ¹ ($\mu\text{mol/l}$)	1.77±0.19 (17)	1.39±0.08 (23)	1.81±0.17 (34)
Fósforo total ($\mu\text{mol/l}$)	3.36±0.55 (17)	2.34±0.27 (23)	5.59±0.65 (34)
Fósforo residual ($\mu\text{mol/l}$)	1.58±0.38 (17)	0.937±0.25 (23)	3.78±0.63 (34)
Silicatos ($\mu\text{mol/l}$)	174.42±15.14 (17)	130.81±7.47 (23)	135.45±3.12 (34)
Calcio ($\mu\text{mol/l}$)	961.73±47.51 (11)	660.87±53.1 (23)	719.75±28.61 (34)
Magnesio ($\mu\text{mol/l}$)	477.61±44.19 (11)	963.24±165.37 (23)	482.2±32.18 (34)
Cloruros ($\mu\text{mol/l}$)	363.42±25.21 (11)	971.18±57.78 (23)	631.56±120.84 (35)
Sulfatos ($\mu\text{mol/l}$)	122.61±2.9 (11)	941.16±38.93 (23)	286.82±31.37 (34)
Bicarbonatos ($\mu\text{mol/l}$)	1561.54±54.87 (11)	1961.16±39.96 (22)	949.39±82.58 (34)
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	25.41±0.26 (17)	28.11±0.41 (23)	27.24±0.24 (34)
pH	8.98±0.02 (11)	8.16±0.03 (23)	8.55±0.06 (34)
Eh (mV)	339.45±3.58 (11)	N.D.	353.07±15.58 (34)
Salinidad ¹ (‰)	0.17±0.01 (17)	0.19±0.01 (23)	0.12±0.01 (34)
Clorofila a ($\mu\text{g/l}$)	0.62±0.11 (17)	3.56±0.73 (21)	3.35±0.84 (34)
Feopigmentos ($\mu\text{g/l}$)	1.13±0.16 (17)	16.66±4.4 (21)	9.44±2.48 (34)
Oxígeno disuelto (mg/l)	7.04±0.19 (17)	4.9±0.73 (23)	7.55±0.2 (34)

Tabla 16 (continuación).

VARIABLE	Estación hidrológica		
	Postlluvias	Secas	LLuvias
D.B.O. (mg O ₂ /l)	6.45±0.31 (17)	5.11±0.13 (23)	7.48±0.31 (34)
D.Q.O. (mg O ₂ /l)	13.88±0.12 (11)	N.D.	17.25±2.83 (34)
Sólidos Suspendidos > 1.2 µm (mg/l)	8.41±1.19 (17)	21.28±3.85 (23)	82.06±9.85 (34)
Materia Orgánica Particulada (mg/l)	3.52±0.63 (17)	4.94±0.73 (23)	11.28±1.66 (34)
MOP (%)	41.92±3.8 (17)	27.33±2.43 (23)	19.02±3.9 (34)
Sólidos Suspendidos ¹ 0.45µm (mg/l)	15.37±2.83 (17)	15.56±3.68 (23)	30.15±3.97 (34)
Sodio (µmol/l)	326.5±101.67 (13)	373.7±59.34 (12)	279.4±38.54 (16)
Potasio ¹ (µmol/l)	59.1±11.88 (13)	71.4±10 (12)	37.6±11.74 (16)
Hierro disuelto (µg/l)	10.64±1.13 (10)	8.66±1.32 (9)	17.84±2.47 (16)
Manganeso disuelto (µg/l)	0.58±0.05 (10)	0.68±0.09 (9)	1.03±0.15 (16)

Se expresan los valores promedio ± $\sigma_{n/\sqrt{n}}$

En negrillas se expresan los valores significativamente diferentes (t-Student, $p < 0.05$)

N.D. = no determinado

¹ Se determinan por ANOVA de 1 vía

* El número entre paréntesis representa el tamaño de muestra (n).

Tabla 17. Parámetros de correlación: concentración vs. descarga de los iones mayoritarios y amonio en el río Verde.

Variable	r	r ²	n	a	b	^c t _{calculada}	p
^a Na ⁺	0.92	0.84	7	1107.9	-0.31	5.2	0.01
^a K ⁺	0.92	0.84	7	196.8	-0.30	5.2	0.01
^a Mg ²⁺	0.88	0.77	6	5191.2	-0.49	3.7	0.01
^a Cl ⁻	0.94	0.89	7	8856.3	-0.59	6.4	0.001
^a SO ₄ ²⁻	0.98	0.97	6	17073.0	-0.82	10.6	0.001
^a SDT	0.97	0.95	6	958.6	-0.31	9.6	0.001
^a N-NH ₄	0.90	0.82	10	5091	-1.33	5.9	0.0001
^b N-NO ₃	0.94	0.89	8	2.7	0.05	7.0	0.0001
^b SST	0.89	0.79	7	17.9	0.31	4.3	0.01
^b MOP	0.91	0.82	7	2.1	0.03	4.8	0.001
^a Fe	0.97	0.95	6	2.6	0.37	8.6	0.0001
^b Mn	0.88	0.78	7	0.49	0.002	4.2	0.01

SDT: sólidos disueltos totales; SST: sólidos suspendidos totales; MOP: materia orgánica particulada.

^a comportamiento potencial: $y = ax^{-b}$; en el caso de Fe, $y = ax^b$

^b comportamiento lineal: $y = bx + a$

^c $t = r \sqrt{(n-2)/(1-r^2)}$

De acuerdo con van Der Weijden y Middelburg (1989); Roy *et. al.*, (1999).

Tabla 18. Promedios anuales ponderados por descarga en el río Verde.

	N	Promedio ± error	Mínimo-Máximo
Amonio (µM)	74	6.3±2.7	0.03-18.9
Nitritos (µM)	74	0.2±0.1	0-1.8
Nitratos (µM)	74	18.1±7.0	0.2-79.1
NTI (µM)	74	24.6±8.9	1.3-92.5
Fósforo reactivo (µM)	74	1.7±0.6	0.1-7.9
Fósforo Total (µM)	74	5.0±1.9	0.2-3
Fósforo residual (µM)	74	3.3±2	0-26.7
Silicatos (µM)	74	137.7±52.9	17.31-442.3
Sodio (µM)	41	313.6±126.3	8.3-1556.3
Potasio (µM)	41	60.5±24.5	0.3-354.2
Calcio (µM)	68	736.8±307.3	51.5-4026.8
Magnesio (µM)	68	526.5±251.8	17.1-1711.4
Cloruros (µM)	69	670.3±257.1	90.7-8417.2
Sulfatos (µM)	68	346.5±137.4	41.4-2580.6
Bicarbonatos (µM)	67	1177.9±516.5	220.2-4448.1
Oxígeno disuelto (mg/l)	74	7.1±2.7	0.2-23.3
DBO (mg O ₂ /l)	74	7.4±2.8	0.6-29.4
MODBO (mg/l)	74	6.0±2.3	0.5-23.6
DQO (mg/l)	45	17.8±7.9	2.9-80.9
SS >1.2 µm (mg/l)	74	81.0±32.5	0.7-610.6
MOP (mg/l)	74	11.7±4.7	0.2-108.8
SS > 0.45 µm (mg/l)	74	24.5±9.9	0-148.8
Hierro disuelto (µg/l)	35	16.2±6.6	0.5-88.9
Manganeso disuelto (µg/l)	35	1.1±0.4	0.06-6.7

Los promedios ponderados por descarga se calcularon de acuerdo a:

$$C_i(\text{ponderada}) = \frac{\sum Q_i * C_i}{\sum Q_i}$$

donde: Q_i = valores de la descarga media diaria del río, los días de muestreo.

C_i = concentración promedio de la variable i en el i -ésimo día de muestreo

De acuerdo con van Weijden y Middelburg (1989), Fisher, *et.al.* (1998) y Pettine *et.al.*, (1998).

Tabla 19. Comparación de medias ponderadas por descarga en el río Verde*

VARIABLE	Post-lluvias	secas	lluvias
Amonio ($\mu\text{mol/l}$)	0.06 \pm 0.01 (17)	11.67 \pm 0.89 (23)	5.73 \pm 0.76 (34)
Nitritos ($\mu\text{mol/l}$)	0.07 \pm 0.03 (17)	0.02 \pm 0.003 (23)	0.42 \pm 0.06 (34)
Nitratos ($\mu\text{mol/l}$)	3.09 \pm 0.47 (17)	1.15 \pm 0.29 (23)	37.04 \pm 3.74 (34)
NTI ($\mu\text{mol/l}$)	3.22 \pm 0.46 (17)	12.84 \pm 1.02 (23)	43.19 \pm 4.31 (34)
Fósforo reactivo ($\mu\text{mol/l}$)	0.63 \pm 0.05 (17)	0.29 \pm 0.02 (23)	3.09 \pm 0.23 (34)
Fósforo total ($\mu\text{mol/l}$)	1.16 \pm 0.16 (17)	0.5 \pm 0.08 (23)	10 \pm 1.26 (34)
Fósforo residual ($\mu\text{mol/l}$)	0.54 \pm 0.12 (17)	0.21 \pm 0.07 (23)	6.7 \pm 1.23 (34)
Silicatos ($\mu\text{mol/l}$)	62.39 \pm 4.03 (17)	26.3 \pm 1.24 (23)	250.7 \pm 16 (34)
Calcio ($\mu\text{mol/l}$)	363.61 \pm 23.47 (11)	132 \pm 13.02 (23)	1266.62 \pm 105.7 (34)
Magnesio ($\mu\text{mol/l}$)	183.24 \pm 21.14 (11)	179.4 \pm 30 (23)	872.27 \pm 78.7 (34)
Cloruros ($\mu\text{mol/l}$)	140.08 \pm 15.9 (11)	192.53 \pm 15.4 (23)	1164.94 \pm 272.5 (35)
Sulfatos ($\mu\text{mol/l}$)	46.32 \pm 2.2 (11)	179.52 \pm 6.6 (23)	556.65 \pm 88.8 (34)
Bicarbonatos ($\mu\text{mol/l}$)	591.41 \pm 36 (11)	384.61 \pm 20.14 (22)	1834.92 \pm 214.3 (34)
Oxígeno disuelto (mg/l)	1.93 \pm 0.32 (17)	1.43 \pm 0.05 (23)	13.58 \pm 0.62 (34)
D.B.O. (mg O ₂ /l)	2.43 \pm 0.19 (17)	1.05 \pm 0.05 (23)	14.17 \pm 1.21 (34)
D.Q.O. (mg O ₂ /l)	3.5 \pm 0.14 (11)	N.D.	22.38 \pm 4.0 (34)
Sólidos Suspendidos 1.2 μm (mg/l)	3.23 \pm 0.53 (17)	4.04 \pm 0.62 (23)	172.06 \pm 28.9 (34)
Materia Orgánica Particulada (mg/l)	1.37 \pm 0.27 (17)	0.97 \pm 0.13 (23)	45.84 \pm 7.53 (34)
Sólidos Suspendidos 0.45 μm (mg/l)	6.19 \pm 1.31 (17)	2.87 \pm 0.61 (23)	48.38 \pm 5.51 (34)
Sodio ($\mu\text{mol/l}$)	157.55 \pm 33.8 (12)	34.27 \pm 8.8 (12)	492.44 \pm 87.31 (17)
Potasio ($\mu\text{mol/l}$)	17.47 \pm 4.13 (12)	6.16 \pm 1.8 (12)	102.15 \pm 22.8 (17)
Hierro disuelto ($\mu\text{g/l}$)	4.0 \pm 0.65 (9)	1.52 \pm 0.32 (9)	30.42 \pm 5.0 (17)
Manganeso disuelto ($\mu\text{g/l}$)	0.22 \pm 0.02 (9)	0.11 \pm 0.02 (9)	2.0 \pm 0.43 (17)

Se expresan los valores promedio $\pm \sigma_{n/\sqrt{n}}$

En negrillas se expresan los valores significativamente diferentes (ANOVA, $p < 0.05$).

* El número entre paréntesis representa el tamaño de muestra (n).

Tabla 20. Parámetros de correlación carga vs. descarga de los sólidos disueltos y particulados en el río Verde.

Variable	r	r ²	n	^b t _{calculada}	p
Na ⁺	0.95	0.91	6	6.3	0.0025
K ⁺	0.99	0.98	6	14	0.0001
Ca ²⁺	0.99	0.97	68	51	0.0001
Mg ²⁺	0.93	0.85	68	20	0.0001
Cl ⁻	0.95	0.90	68	24.2	0.0001
SO ₄ ²⁻	0.83	0.69	68	12.2	0.0001
HCO ₃ ⁻	0.98	0.95	61	34.4	0.0001
Sólidos Suspendidos 1.2	0.97	0.95	9	11.5	0.0001
Sólidos Suspendidos 0.45	0.98	0.96	10	14	0.0001
^a Materia orgánica particulada	0.96	0.93	13	12	0.0001
Oxígeno disuelto	0.98	0.96	13	17.5	0.0001
NH ₄ ⁺	0.87	0.75	13	5.8	0.0001
NO ₃ ⁻	0.96	0.93	13	12	0.0001
NTI	0.93	0.86	13	8.2	0.0001
PO ₄ ³⁻	0.94	0.88	13	9.2	0.0001
Silicatos	0.98	0.97	13	17.8	0.0001
Fe	0.97	0.95	6	9	0.0001
Mn	0.95	0.90	6	6	0.0025

^a comportamiento exponencial.

$${}^b t_{\text{calculada}} = r \sqrt{(n-2)/(1-r^2)}$$

Tabla 21. Ecuaciones para cálculo de los subíndices de calidad.

Variable	Ecuación	unidades
Oxígeno disuelto ^a	$I_{OD} = 100 * OD / 14.492 - 0.364T + 0.006T^2$	mg l ⁻¹
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	$I_{DBO} = 120 * (DBO_5)^{-0.673}$	mg l ⁻¹
Alcalinidad total	$I_A = 105 * (A)^{-0.186}$	mgCaCO ₃ l ⁻¹
Dureza total	$I_D = 10^{1.974 - 0.00174(D)}$	mgCaCO ₃ l ⁻¹
pH	Para pH < 6.68, $I_{pH} = 10^{0.2335(pH) + 0.44}$ Para pH > 7.57, $I_{pH} = 10^{4.22 - 0.293(pH)}$ Si 6.68 < pH < 7.57, $I_{pH} = 100$	
Sólidos suspendidos totales (SST)	$I_{SST} = 266.5 * (SST)^{-0.37}$ Si SST < 175, $I_{SST} = 100$	mg l ⁻¹
Sólidos disueltos totales (SDT)	$I_{SDT} = 109 - 0.0175(SDT)$ Si SDT < 520, $I_{SDT} = 100$	mg l ⁻¹
N-NH ₄	$I_{N-NH_4} = 45.8 * (N-NH_4)^{-0.343}$ Si N-NH ₄ < 0.102, $I_{N-NH_4} = 100$	mg l ⁻¹
N-NO ₃	$I_{N-NO_3} = 162.2 * (N-NO_3)^{-0.343}$ Si N-NO ₃ < 4.1, $I_{N-NO_3} = 100$	mg l ⁻¹
P-PO ₄	$I_{P-PO_4} = 34.215 * (P-PO_4)^{-0.46}$ Si P-PO ₄ < 0.097, $I_{P-PO_4} = 100$	mg l ⁻¹
Cloruros	$I_{Cl} = 121 * (Cl)^{-0.223}$	mg l ⁻¹

De acuerdo con SEDUE (1986).

^a T= temperatura en °C

Tabla 22. Indicadores relevantes para cada uso del agua (SEDUE, 1986).

Abastecimiento público	Vida acuática, pesca y acuicultura	Agrícola
Coliformes totales	Oxígeno disuelto	Conductividad eléctrica
DBO	Grasas y aceites	Cloruros
Grasas y aceites	Alcalinidad	Dureza
Alcalinidad	N-NO ₃ ⁻	
Oxígeno disuelto	N-NH ₄ ⁺	
pH	P-PO ₄ ³⁻	
	SAAM	

SAAM = Detergentes o sustancias activas al azul de metileno.

Los indicadores marcados en negrillas no se determinaron.

Tabla 23. Índices de calidad de agua.

Río	Fecha de muestreo	Abastecimiento público	Vida acuática, Pesca y acuicultura	Agrícola
Verde	24-Feb-2000	70	74	73
	25-Feb-2000	70	74	73
	2-May-2000	71	77	75
	3-May-2000	71	77	75
	22-Jun-2000	72	80	77
	23-Jun-2000	72	80	77
	29-Jun-2000	72	80	77
	31-Ago-2000	66	73	70
	1-Sep-2000	66	73	70
	26-Oct-2000	74	84	81
	27-Oct-2000	74	84	81
	4-Ene-2001	72	81	77
	5-Ene-2001	72	81	77
San Francisco	21-Jun-2000	81	82	81
	28-Sep-2000	77	78	79

Calculados por:

$$I = \frac{\sum(SI_i * W_i)}{\sum W_i}$$

Donde :

I= índice de calidad de agua.

Sli = subíndice de calidad de agua por variable.

Wi = importancia de la variable de acuerdo al uso.

De acuerdo con SEDUE (1986) y Pineda (1999).

Tabla 24. Exportación y coeficientes de exportación de materiales disueltos y particulados del río Verde al Océano Pacífico.

Variable	Ton/año	kg km ⁻² año ⁻¹
N-Amonio	392 ± 78	22 ± 4
N-Nitritos	20 ± 4	1 ± 0.2
N-Nitratos	1,742 ± 463	97 ± 26
N-NTI	2,154 ± 469	120 ± 26
P-PO ₄ ³⁻	340 ± 81	19 ± 5
Ptotal	867 ± 211	48 ± 12
Presidual	529 ± 226	29 ± 12.6
Silicatos	68,387 ± 15,250	3,799 ± 847
Oxígeno disuelto	42,692 ± 9,031	2,372 ± 501
DBO	44,564 ± 11,467	2,476 ± 637
DQO	95,576 ± 24,778	5,310 ± 1,376
Sólidos Suspendidos 1.2µm	307,320 ± 80,840	17,073 ± 4,491
MOP	177,216 ± 33,896	9,845 ± 1,883
Sólidos Suspendidos 0.45µm	132,288 ± 26,200	7,349 ± 1,455
Na ⁺	32,451 ± 7,851	1,803 ± 436
K ⁺	20,121 ± 3,997	1,118 ± 222
Ca ²⁺	141,938 ± 28,803	7,885 ± 1,600
Mg ²⁺	66,463 ± 16,965	3,692 ± 942
Cl ⁻	134,436 ± 31,397	7,469 ± 1,744
SO ₄ ²⁻	147,733 ± 36,475	8,107 ± 2,026
HCO ₃ ⁻	338,900 ± 93,918	18,828 ± 5,217
Fe disuelto	6,827 ± 1,517	379 ± 84
Mn disuelto	363 ± 111	20 ± 6

Se presentan los valores promedio ± σ_n/\sqrt{n}

Tabla 25. Exportación y coeficientes de exportación de materiales del río San Francisco a la laguna del Palmarito.

Variable	Ton/año	kg km⁻² año⁻¹
N-Amonio	22 ± 1	66 ± 3
N-Nitritos	0.2 ± 0.04	0.5 ± 0.14
N-Nitratos	22 ± 5	63 ± 13
N-NTI	44 ± 4	129 ± 11
P-PO ₄ ³⁻	22 ± 4	65 ± 10
Ptotal	37 ± 1.4	109 ± 5
Presidual	15 ± 2.8	44 ± 9
Silicatos	847 ± 20	2,484 ± 60
Oxígeno disuelto	902 ± 29	2,645 ± 85
DBO	558 ± 19.6	1,635 ± 58
DQO	1,497 ± 228.6	4,390 ± 671
Sólidos Suspendedos 1.2µm	2,476 ± 209	7,261 ± 612
MOP	2,868 ± 1,206	8,411 ± 3,537
Sólidos Suspendedos 0.45µm	2,750 ± 689	8,063 ± 2,021
Na ⁺	1,243 ± 265	3,646 ± 778
K ⁺	150 ± 18	440 ± 52
Ca ²⁺	2,299 ± 145.7	6,742 ± 427
Mg ²⁺	959 ± 65	2,811 ± 68
Cl ⁻	4,443 ± 180	13,030 ± 188
SO ₄ ²⁻	626 ± 74.3	1,836 ± 78
HCO ₃ ⁻	6,264 ± 128.2	18,369 ± 1,004
Fe disuelto	1.6 ± 0.5	3 ± 1.7
Mn disuelto	0.05 ± 0.01	0.1 ± 0.05

Se presentan los valores promedio ± σ_n/\sqrt{n}

Tabla 26. Experimento de Simulación de Mezclado Estuarino: Composición química del agua del río Verde y agua Oceánica.

Componente	¹Río Verde	²Océano Pacífico
Cl ⁻ (mol/l)	0.001	0.518
Ca ²⁺ (mmol/l)	1.4	8.7
Mg ²⁺ (mmol/l)	0.28	53.4
Si (μmol/l)	131.1	1.4
P (μmol/l)	2.1	1.0
N-NO ₃ ⁻ (μmol/l)	6.3	1.4
Fe (μg/l)	32.5	1.9
Sólidos suspendidos 0.45 (mg/l)	38.5	<0.1

¹ Se utiliza agua de la estación 7 (km 7)

² Agua oceánica de 50 m de profundidad (S= 33.2 ‰)

Tabla 27. Variables medidas en la laguna de Palmarito.

	n	Promedio ± error	Mínimo - Máximo
Amonio (μM)	30	7.5 ± 1.6	0.1 - 31.3
Nitritos (μM)	30	0.3 ± 0.0	0.0 - 0.9
Nitratos (μM)	30	0.7 ± 0.2	0.1 - 5.3
NTI (μM)	30	8.6 ± 1.7	0.5 - 36.6
Fósforo reactivo (μM)	30	6.5 ± 0.6	0.3 - 10.4
Fósforo Total (μM)	30	8.5 ± 0.5	1.9 - 13.7
Fósforo residual (μM)	30	2.1 ± 0.4	0.1 - 8.1
Silicatos (μM)	30	176.2 ± 12.2	35.6 - 260.6
Alcalinidad (meq/l)	30	3.6 ± 0.2	1.7 - 5.0
Dureza (mg CaCO ₃ /l)	30	1685.7 ± 213.3	80.4 - 3542.4
Cloruros (g/l)	30	4.1 ± 0.6	0.0 - 9.7
Temperatura (°C)	30	30.3 ± 0.3	27.3 - 34.2
pH	30	7.5 ± 0.1	6.7 - 8.7
Eh (mV)	17	270.5 ± 11.2	150 - 377
Salinidad (ppmil)	30	8.4 ± 1.3	0.1 - 19
Clorofila a (μg/l)	30	13.0 ± 1.7	0.4 - 34.9
Clorofila b (μg/l)	30	5.3 ± 0.8	0.1 - 18.7
Clorofila c (μg/l)	30	6.3 ± 0.8	0.1 - 15.3
Feopigmentos (μg/l)	30	5.6 ± 1	0.0 - 20.2
Oxígeno disuelto (mg/l)	30	3.6 ± 0.5	0.0 - 11
DBO (mg /l)	30	5.6 ± 0.2	3.6 - 7.2
DQO (mg/l)	30	10.3 ± 0.3	5.5 - 13
SS > 1.2 μm (mg/l)	30	21.5 ± 5.7	3.1 - 165.3
SS > 0.45 μm (mg/l)	30	10.4 ± 1.4	3.3 - 36.7
MOP (mg/l)	30	8.8 ± 1.3	0.7 - 33
% de MOP	30	54.6 ± 4.1	6.2 - 90.9

Tabla 28. Análisis de componentes principales de los datos ponderados por descarga del río Verde.

variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Singularidad de 4 factores
Km	0.09	-0.01	-0.10	0.70	0.51
Descarga media diaria	0.82	0.52	0.14	0.05	0.96
NH ₄ ⁺	0.03	0.10	-0.83	0.02	0.70
NO ₂ ⁻	0.71	0.39	0.05	0.03	0.66
NO ₃ ⁻	0.80	0.56	0.05	0.04	0.95
NTI	0.77	0.55	-0.14	0.05	0.92
PO ₄ ³⁻	0.59	0.70	0.12	0.04	0.86
Fósforo total	0.16	0.88	0.05	-0.26	0.87
Silicatos	0.82	0.49	0.15	0.09	0.94
Ca ²⁺	0.84	0.34	0.15	-0.30	0.93
Mg ²⁺	0.52	0.72	0.05	0.06	0.79
Cl	0.49	0.20	-0.08	-0.68	0.76
SO ₄ ²⁻	0.94	-0.02	-0.09	-0.19	0.93
HCO ₃ ⁻	0.80	0.43	0.06	-0.17	0.86
Temperatura	0.42	-0.30	-0.61	0.12	0.65
pH	0.56	-0.07	0.65	0.12	0.75
Salinidad	-0.08	-0.63	-0.05	-0.54	0.69
Oxígeno disuelto	0.67	0.68	0.16	-0.01	0.94
DBO	0.86	0.39	0.15	0.12	0.93
Sólidos suspendidos 1.2	0.94	0.09	0.02	0.01	0.90
MOP	0.27	0.79	0.07	-0.05	0.71
% de MOP	0.29	0.33	0.73	-0.08	0.73
Eigenvalor	12.30	2.28	1.89	1.47	Varianza total
%Varianza explicada	55.92	10.38	8.58	6.69	81.60

De acuerdo con Hamilton (1999)

Números en negrillas (> 0.6).

Tabla 28a. Relaciones Canónicas entre factores.

	F 2	F 3	F 4
F 1	0.969 (p=0.0000)	1.000 (p=0.0000)	0.915 (p=0.0000)
F 2		0.659 (P=0.0000)	0.772 (p=0.0000)
F 3			0.286 (p=0.3686)

Números en negrillas indican valores significativos.

Tabla 29. Análisis de componentes principales del río San Francisco.

variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Singularidad de 4 factores
Km	-0.33	-0.11	-0.08	0.90	0.94
pH	-0.12	-0.10	0.58	0.69	0.83
Oxígeno disuelto	-0.64	-0.46	0.45	0.33	0.93
DQO	0.99	0.09	0.07	-0.05	0.99
NH ₄ ⁺	0.68	0.40	-0.47	0.07	0.85
NO ₃ ⁻	0.18	-0.02	0.07	0.86	0.79
PO ₄ ³⁻	-0.21	-0.88	0.19	0.28	0.94
Sólidos suspendidos 1.2	0.89	0.18	-0.39	0.10	0.98
MOP	0.98	0.11	-0.12	0.01	0.99
Sólidos suspendidos 0.45	0.90	-0.17	0.04	-0.37	0.98
Clorofila a	-0.69	0.46	0.27	0.30	0.85
Clorofila b	-0.02	0.97	-0.08	0.13	0.96
Clorofila c	0.06	0.96	0.00	-0.01	0.93
Feopigmentos	0.89	0.13	-0.23	0.09	0.87
Silicatos	0.52	-0.54	-0.60	0.06	0.92
Dureza total	0.58	0.21	-0.67	-0.22	0.89
Alcalinidad total	-0.03	-0.40	-0.60	-0.66	0.96
Eigenvalor	8.20	3.54	2.78	1.07	Varianza total
% de varianza explicada	48.23	20.85	16.33	6.29	91.70

De acuerdo con Hamilton (1999)

Números en negrillas (> 0.6).

Tabla 29a. Relaciones Canónicas entre factores.

	F 2	F 3	F 4
F 1	1.000 (p=0.0000)	1.000 (p=0.0000)	1.000 (p=0.0000)
F 2		1.000 (P=0.0000)	1.000 (p=0.0000)
F 3			1.000 (p=0.0000)

Números en negrillas indican valores significativos.

Tabla 30. Análisis de componentes principales de la laguna del Palmarito.

variable	Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Singularidad de 4 factores
Cl ⁻	0.27	0.14	0.23	0.91	0.97
Temperatura	0.75	0.11	0.43	0.12	0.77
Oxígeno disuelto	0.55	-0.31	0.62	0.10	0.80
NH ₄ ⁺	0.01	-0.93	0.02	-0.12	0.87
NO ₂ ⁻	-0.14	0.66	0.47	0.35	0.81
NO ₃ ⁻	-0.37	-0.72	0.01	0.09	0.66
NTI	-0.04	-0.93	0.03	-0.09	0.88
PO ₄ ³⁻	-0.08	0.17	-0.72	-0.24	0.62
Fósforo residual	-0.09	0.29	0.88	0.12	0.88
MOP	0.27	-0.01	0.74	0.37	0.76
Clorofila a	0.84	0.03	0.06	0.27	0.78
Clorofila b	0.67	0.29	0.28	0.35	0.74
Clorofila c	0.83	-0.15	0.05	0.30	0.80
Feopigmentos	0.77	-0.34	-0.18	0.16	0.76
Dureza total	0.26	0.20	0.19	0.92	0.99
Silicatos	-0.32	-0.13	-0.54	-0.67	0.86
Alcalinidad total	-0.17	0.84	0.13	0.39	0.91
Ca ²⁺	0.26	0.28	0.33	0.83	0.94
Mg ²⁺	0.26	0.18	0.15	0.92	0.98
SO ₄ ²⁻	-0.20	0.72	0.04	0.54	0.85
HCO ₃ ⁻	-0.46	0.73	-0.15	0.21	0.82
Eigenvalor	8.53	5.25	2.11	1.56	Varianza total
% varianza explicada	40.64	24.98	10.03	7.42	83.07

De acuerdo con Hamilton (1999)

Números en negrillas (> 0.6).

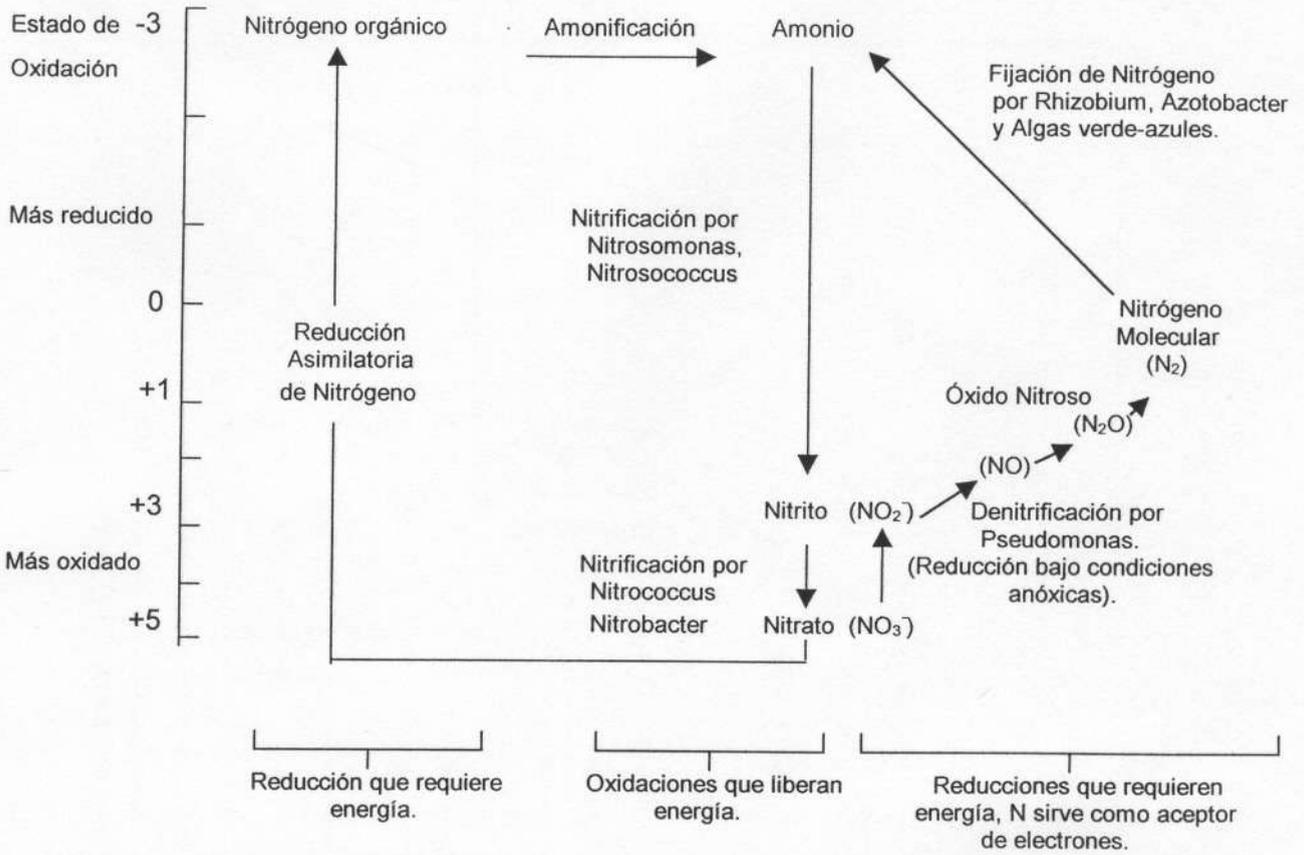
Tabla 30a. Relaciones Canónicas entre factores.

	F 2	F 3	F 4
F 1	0.8198 (p=0.051)	0.7573 (p=0.0184)	0.8378 (p=0.0000)
F 2		0.8377 (p=0.0001)	0.9441 (p=0.0000)
F 3			0.8894 (p=0.0000)

Números en negrillas indican valores significativos.

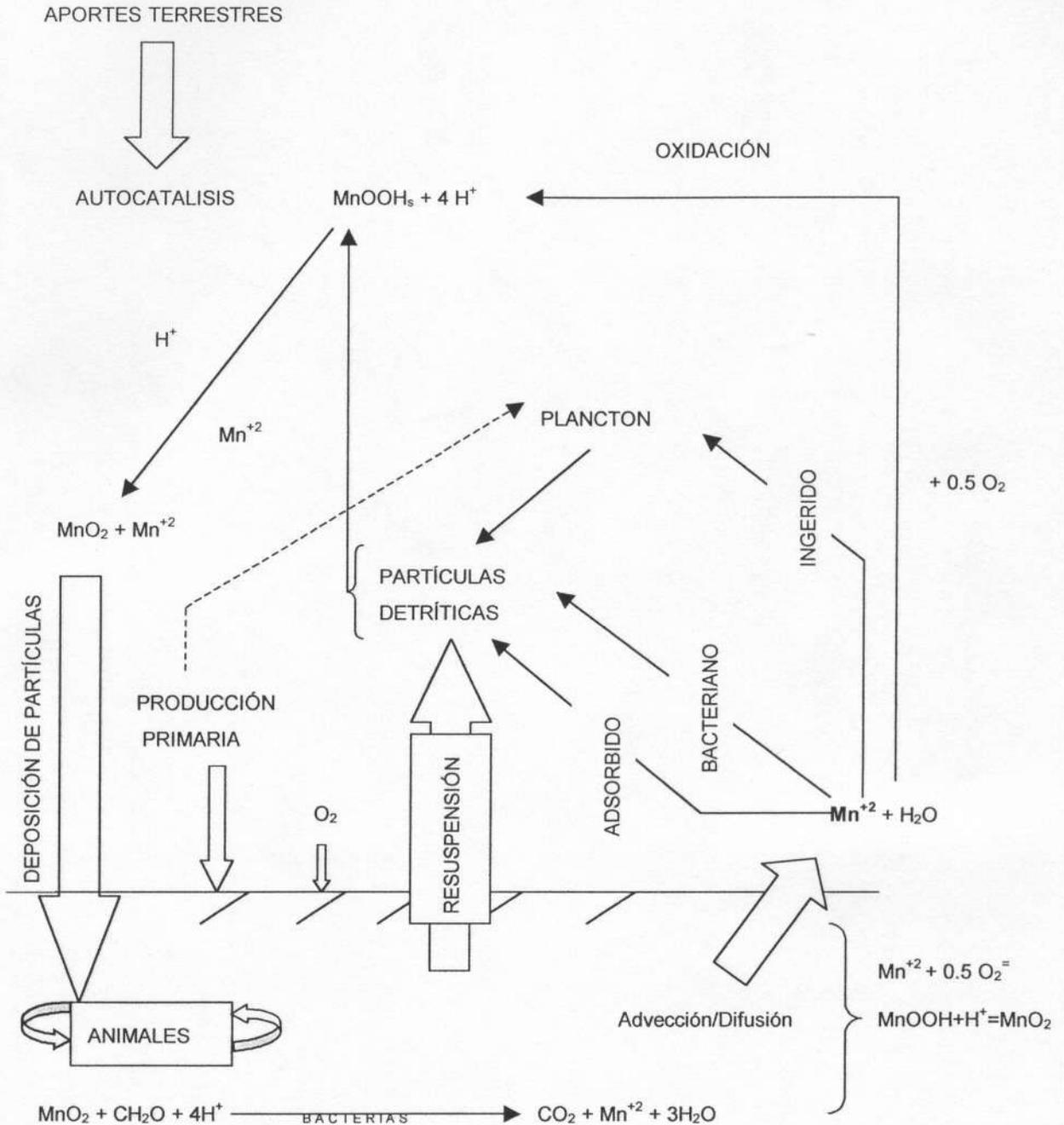
7 Figuras

Figura 1. Diagrama esquemático de los estados de oxidación en el ciclo del Nitrógeno.



Tomado de: Ecology, R. E. Reklefs, 1990.

Figura 2. Reacciones principales y procesos que contribuyen al reciclaje de manganeso en ecosistemas costeros.



Tomada de : *Manganese cycling in Coastal Regions: Response to Eutrophication*. C. D. Hunt et al, 1988.

Figura 3 Área de estudio

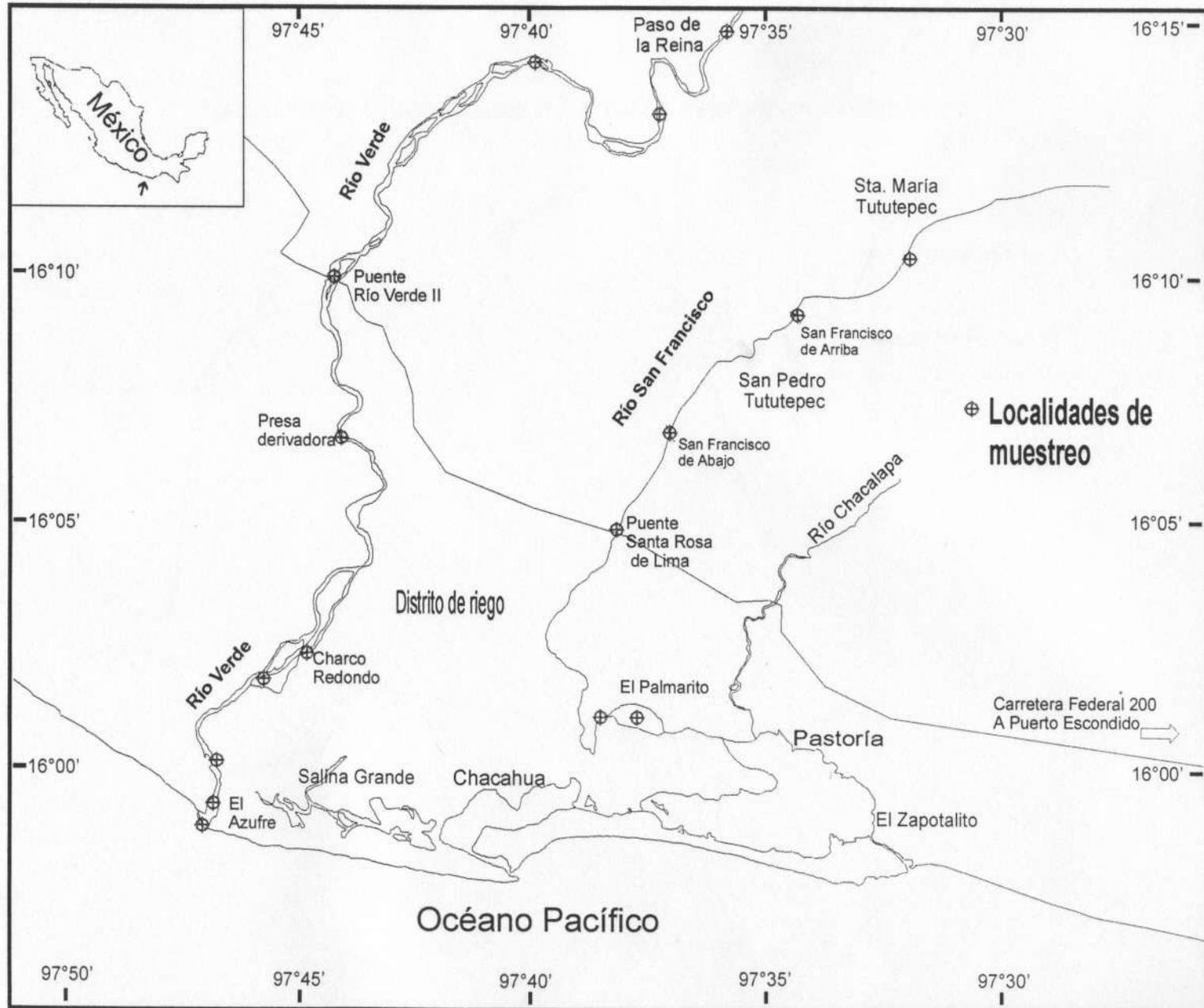


Figura 4. Variación espacio-temporal de sólidos suspendidos en el río Verde.

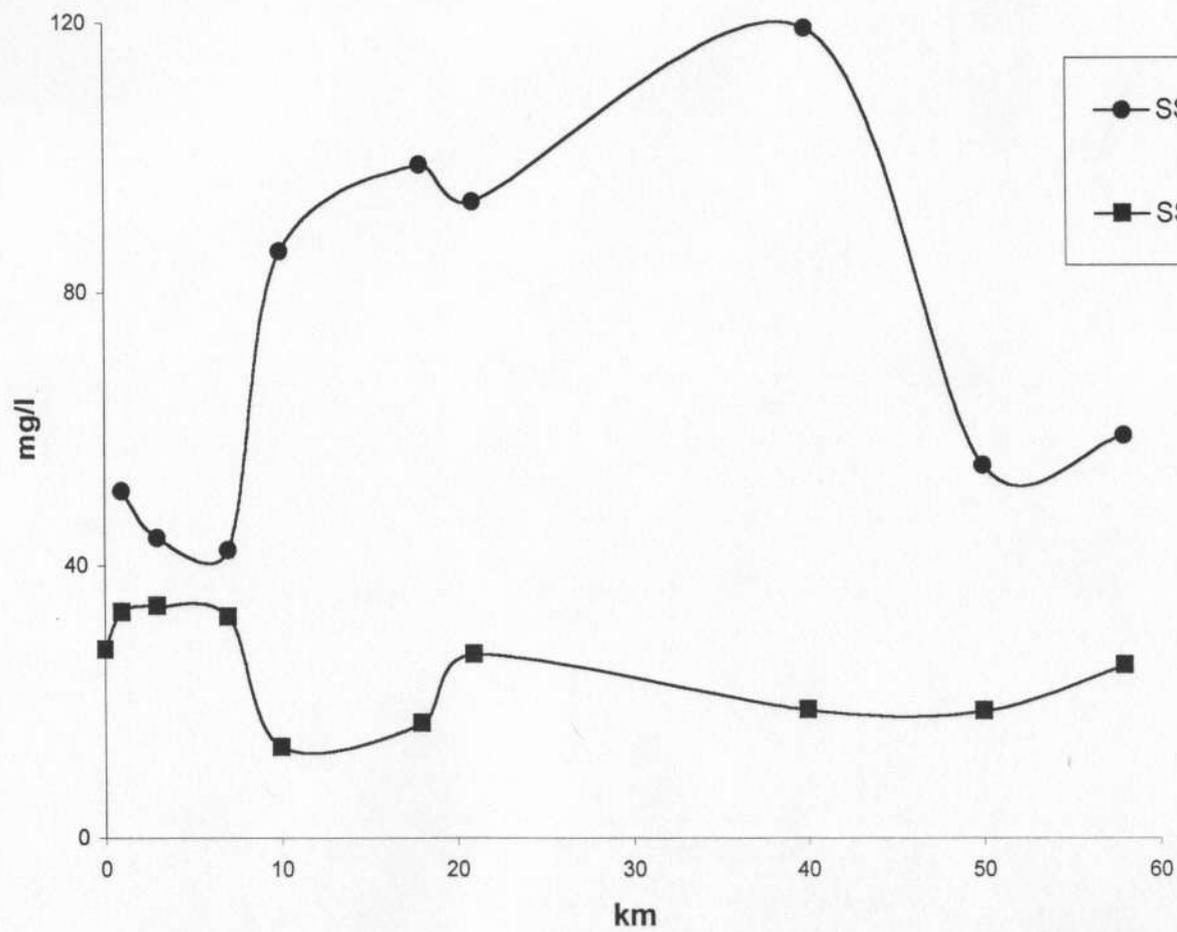


Figura 5. Descarga media diaria en la estación hidrológica Paso de la Reina (1961-1986)

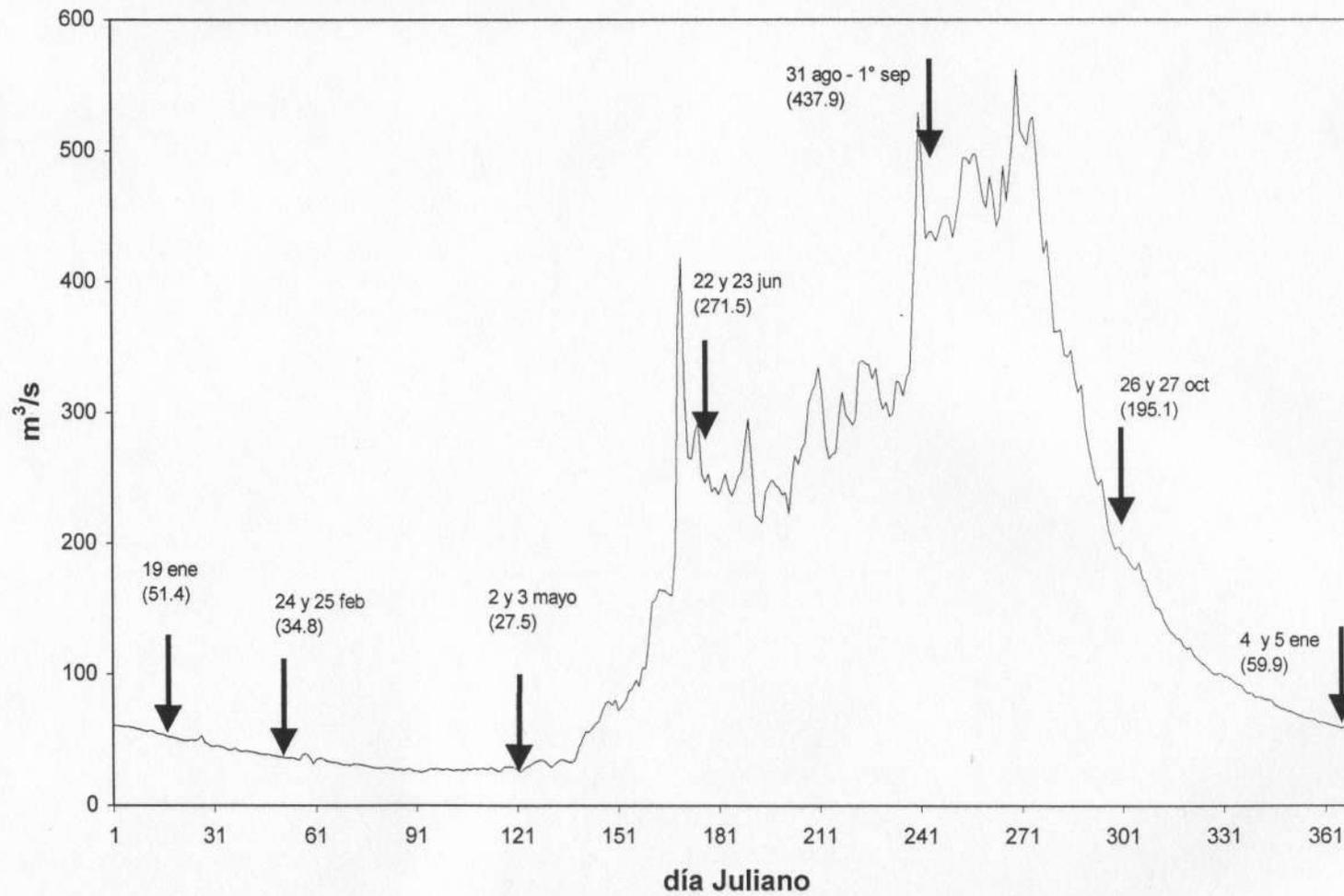


Figura 6. Relaciones concentración vs. descarga en el río Verde

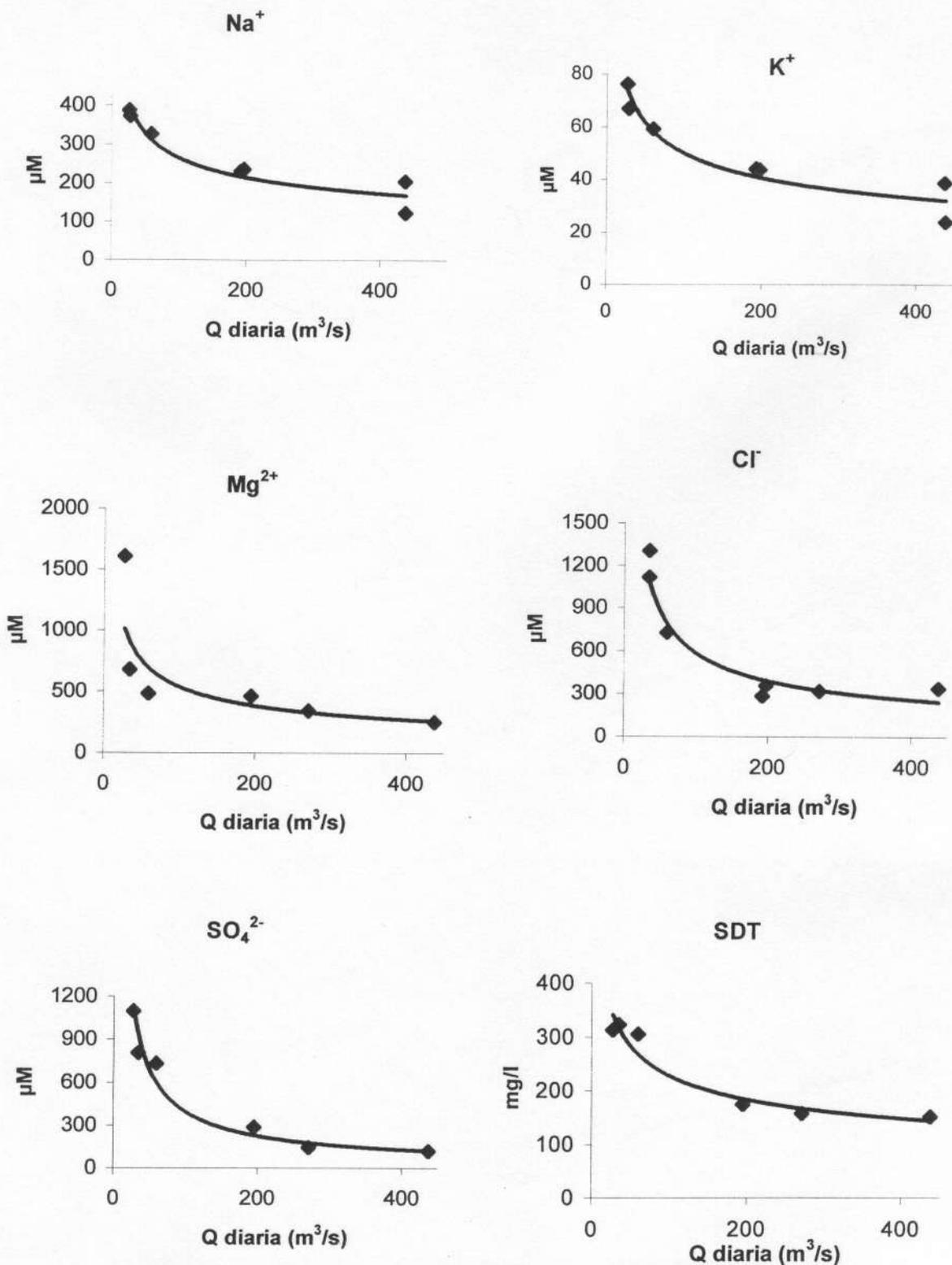


Figura 6 (continuación)

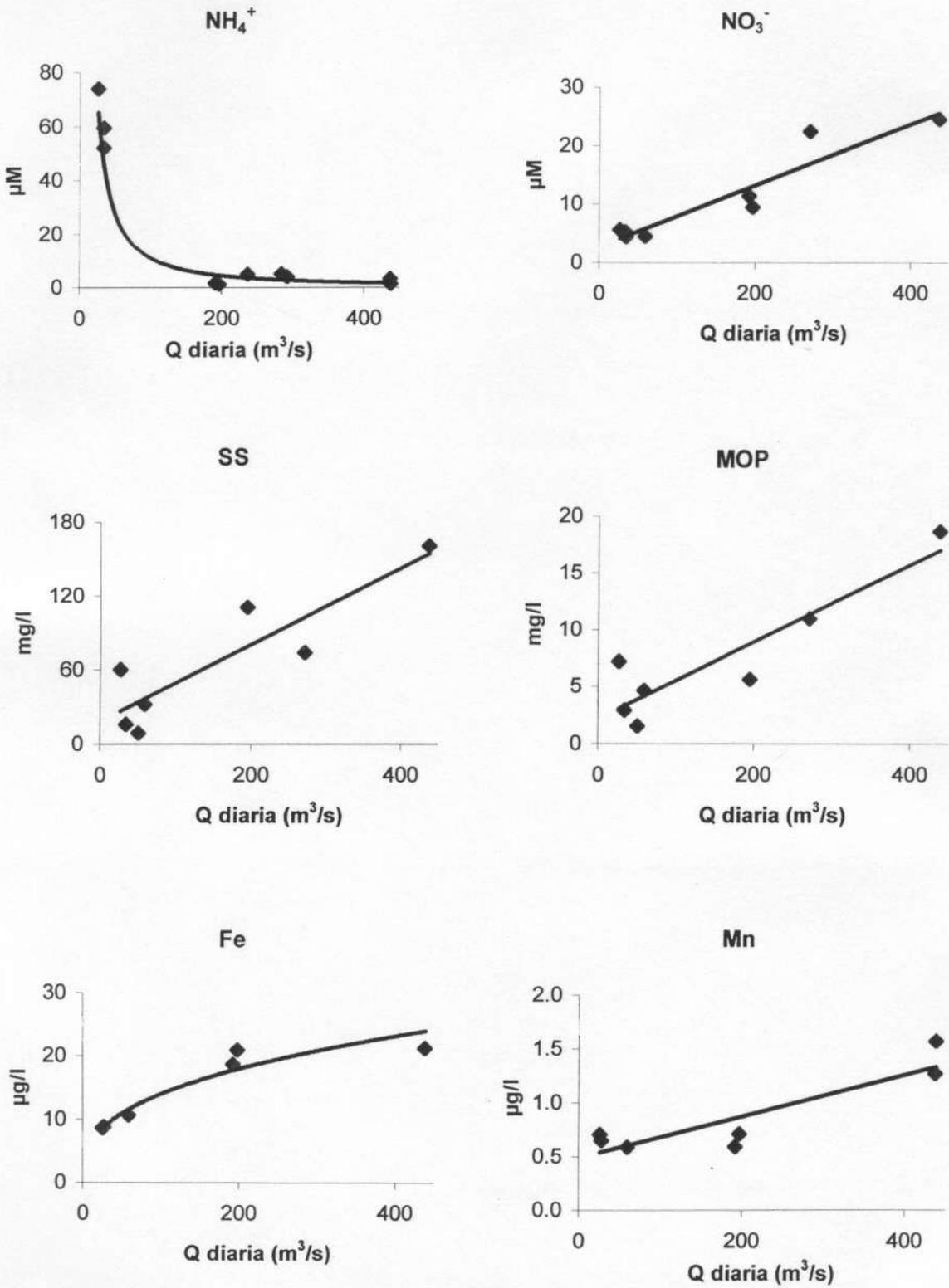


Figura 6a. Comportamiento de las concentraciones de Ca^{2+} y HCO_3^- en el río Verde

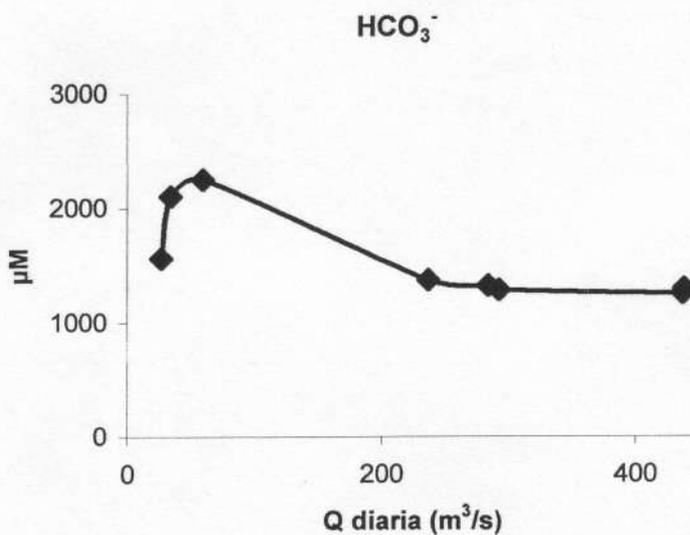
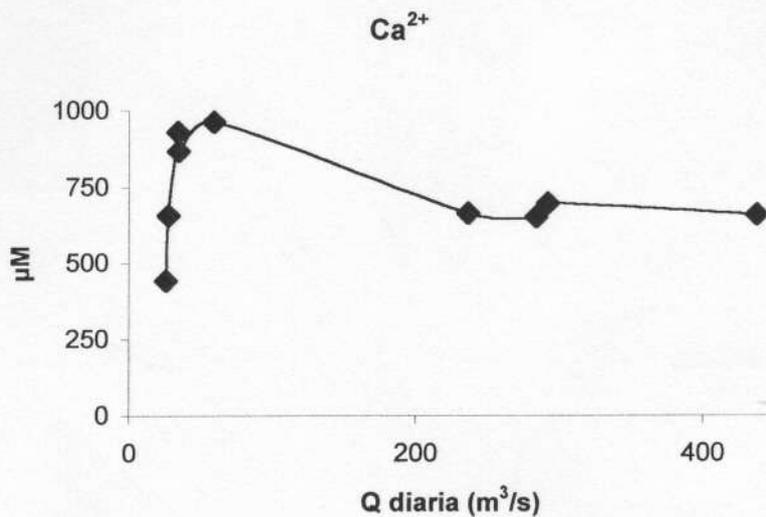


Figura 7. Variación anual de los sólidos disueltos y particulados en el río Verde

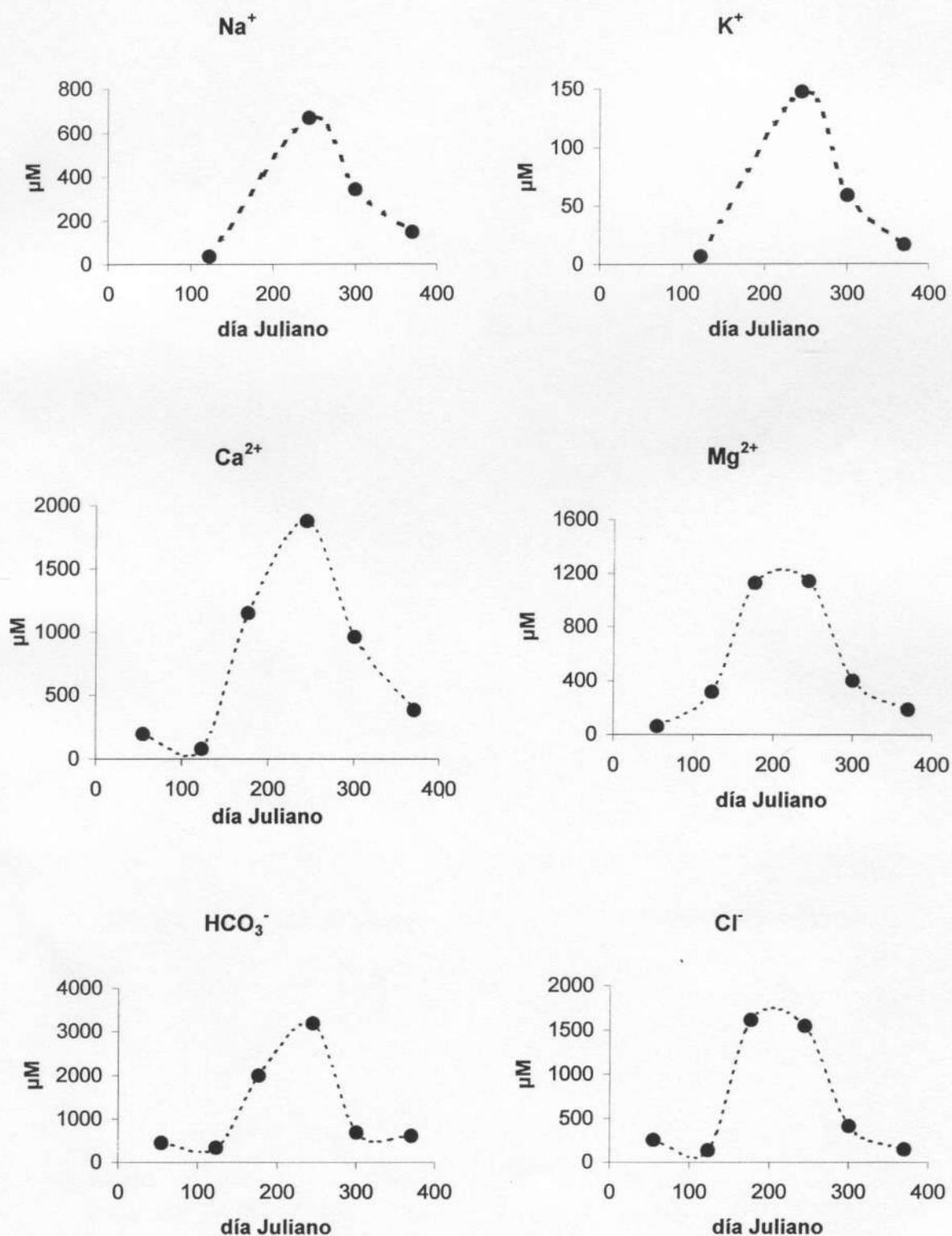
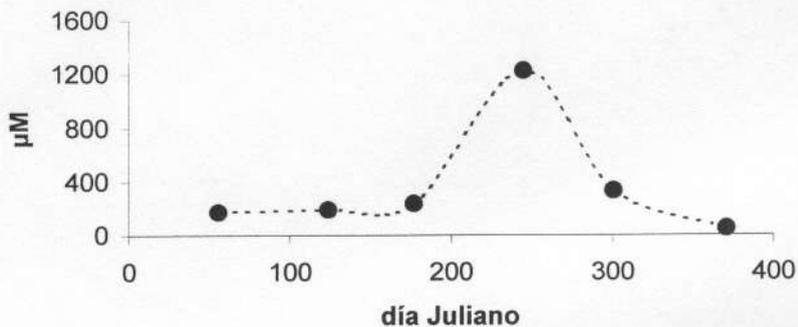
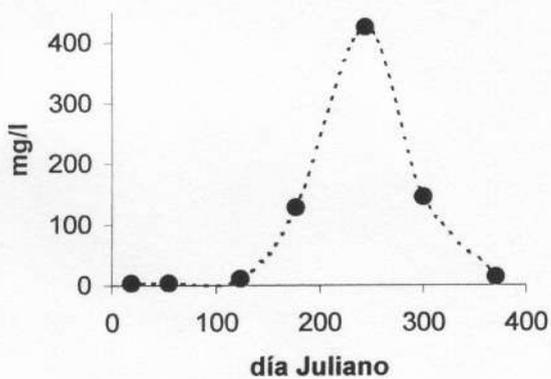


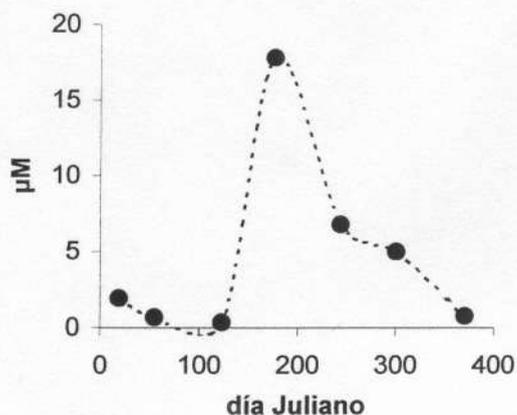
Figura 7 (continuación)



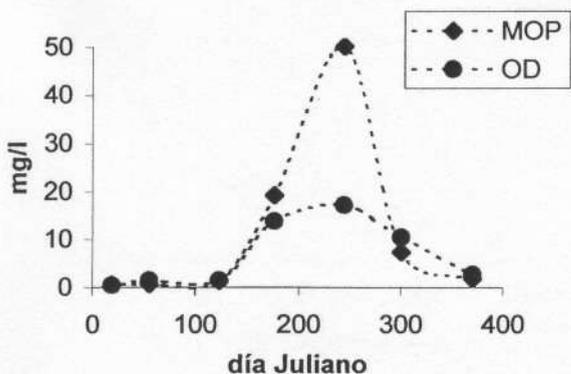
SS



Fósforo total



Autodepuración del río Verde



Demanda de oxígeno

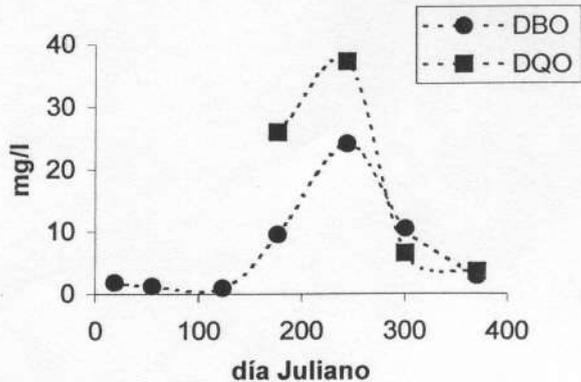


Figura 7 (continuación)

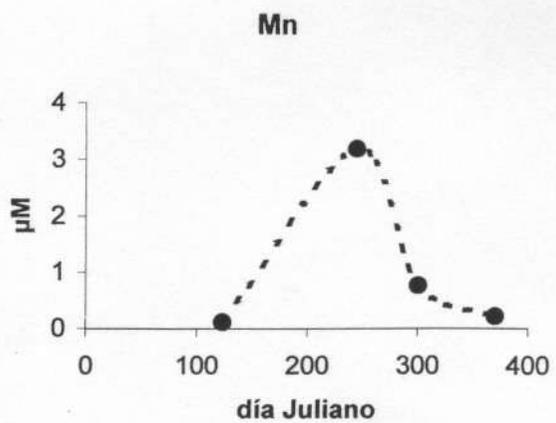
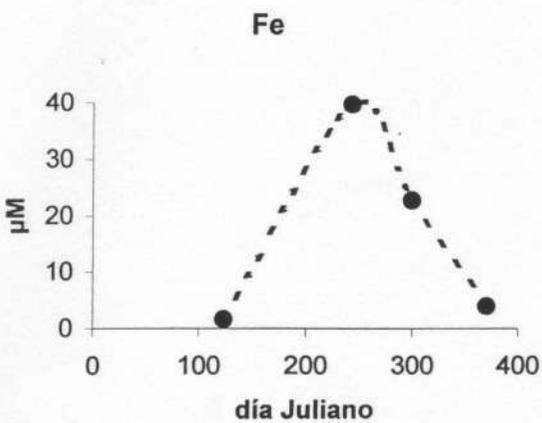
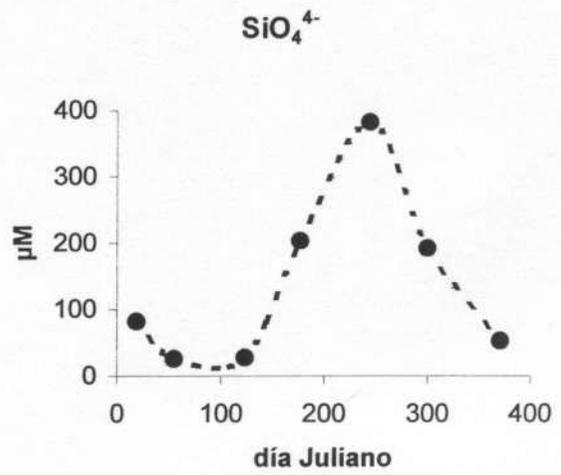
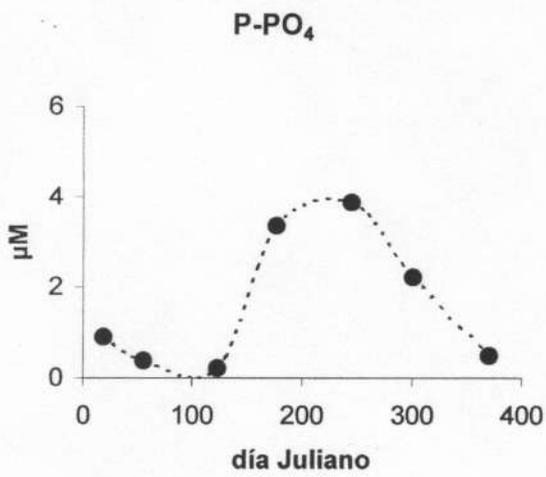
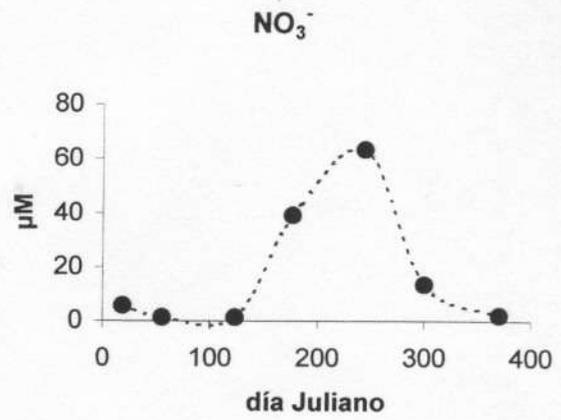
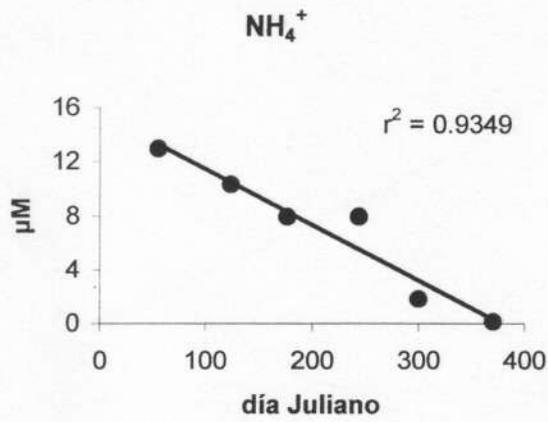


Figura 8. Relaciones carga vs. descarga en el río Verde

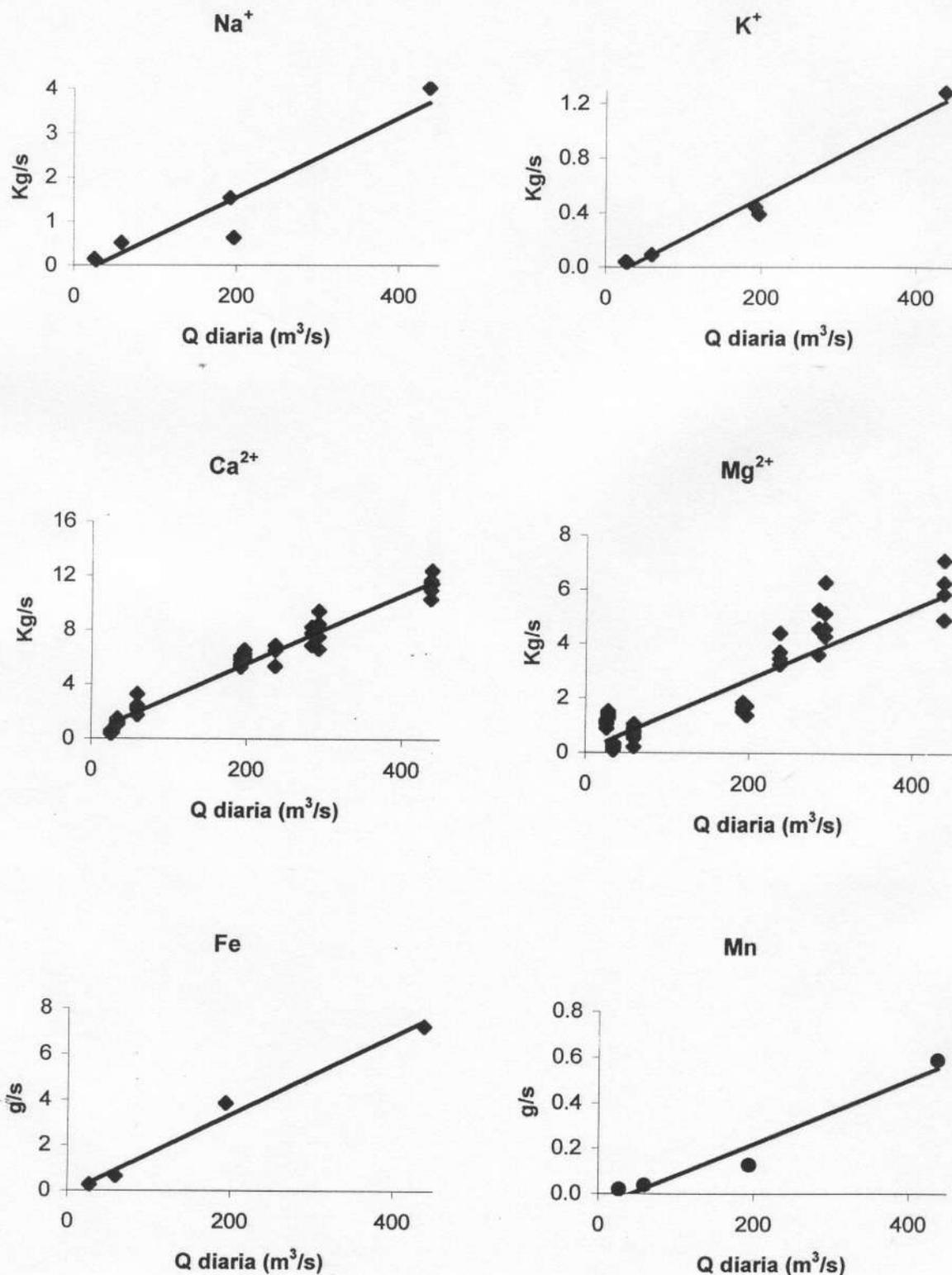


Figura 8 (continuación)

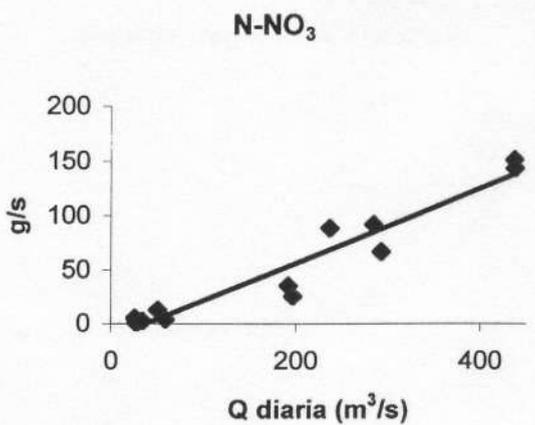
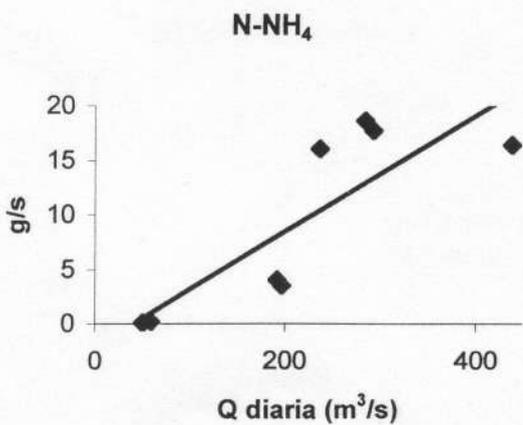
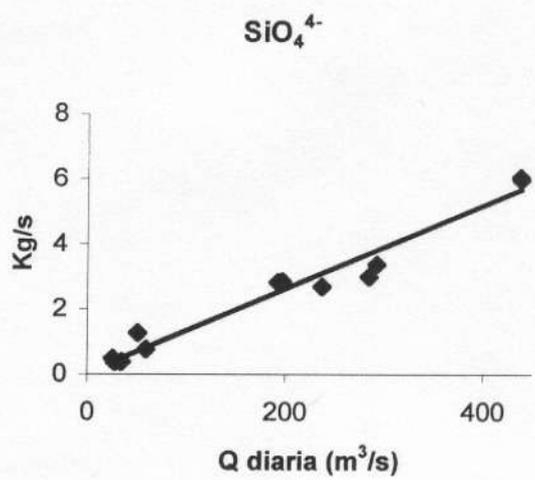
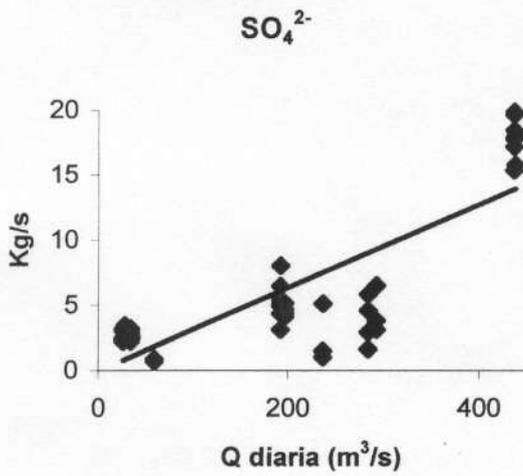
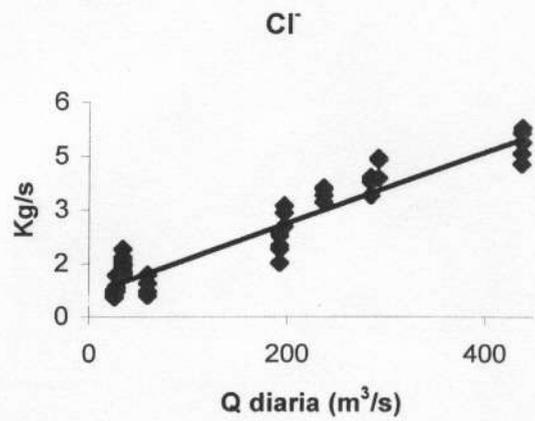
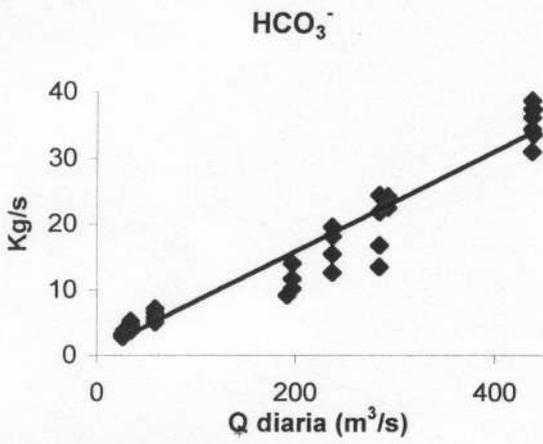


Figura 8 (continuación)

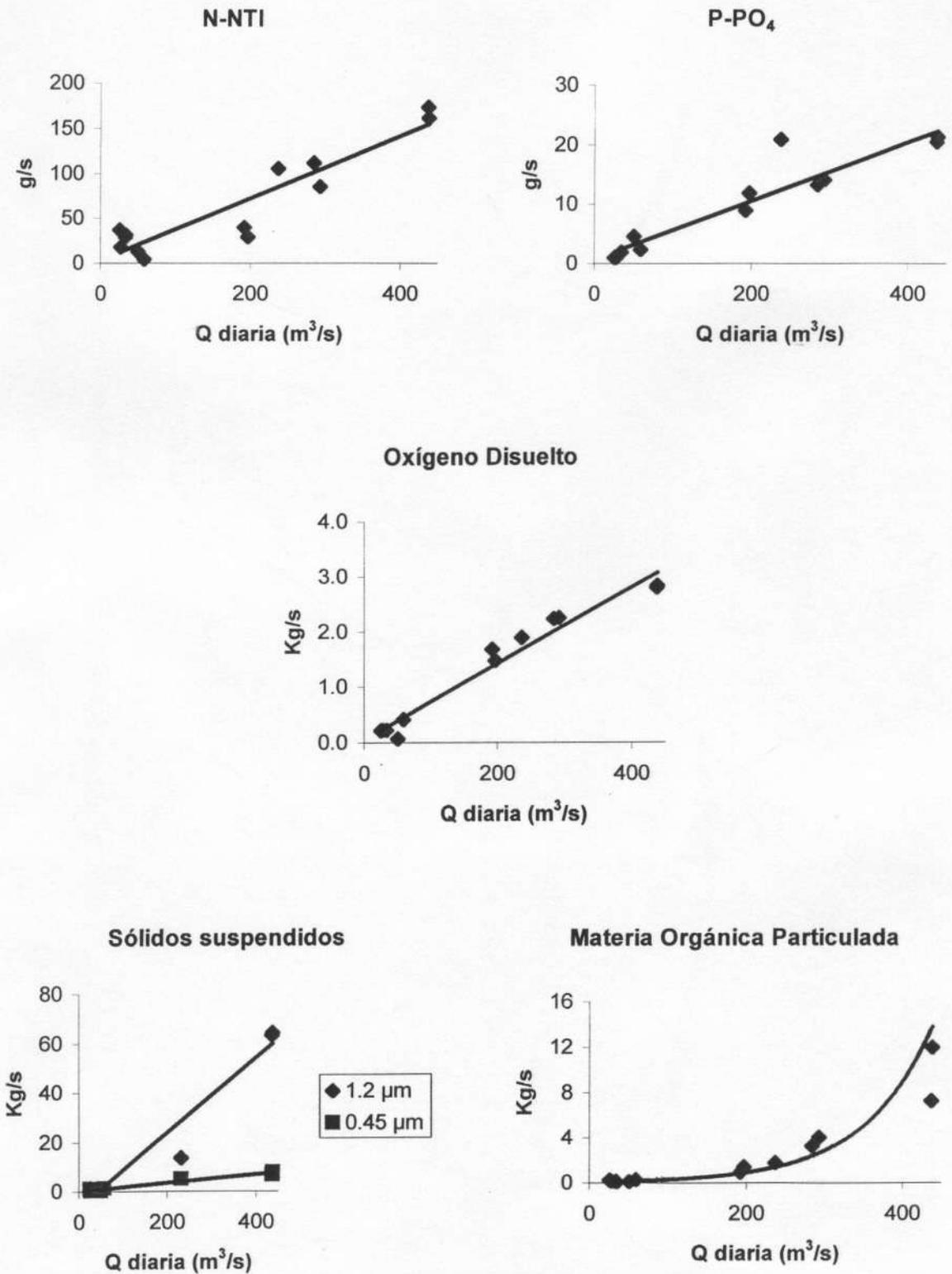


Figura 9. Carga diaria de Nitrógeno Total Inorgánico en el río Verde

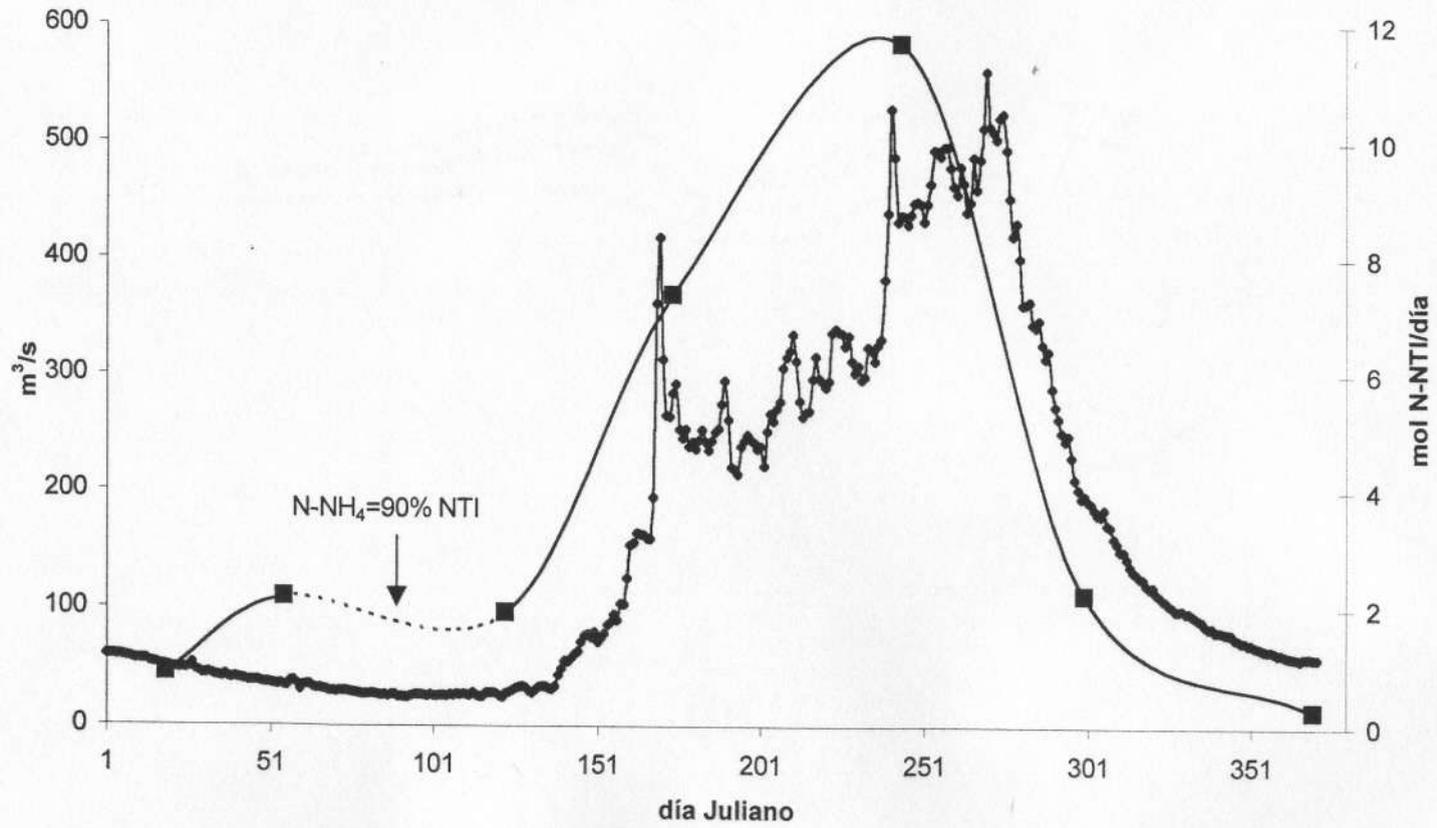


Figura 10. Variación estacional de los índices de Calidad de agua en el río Verde

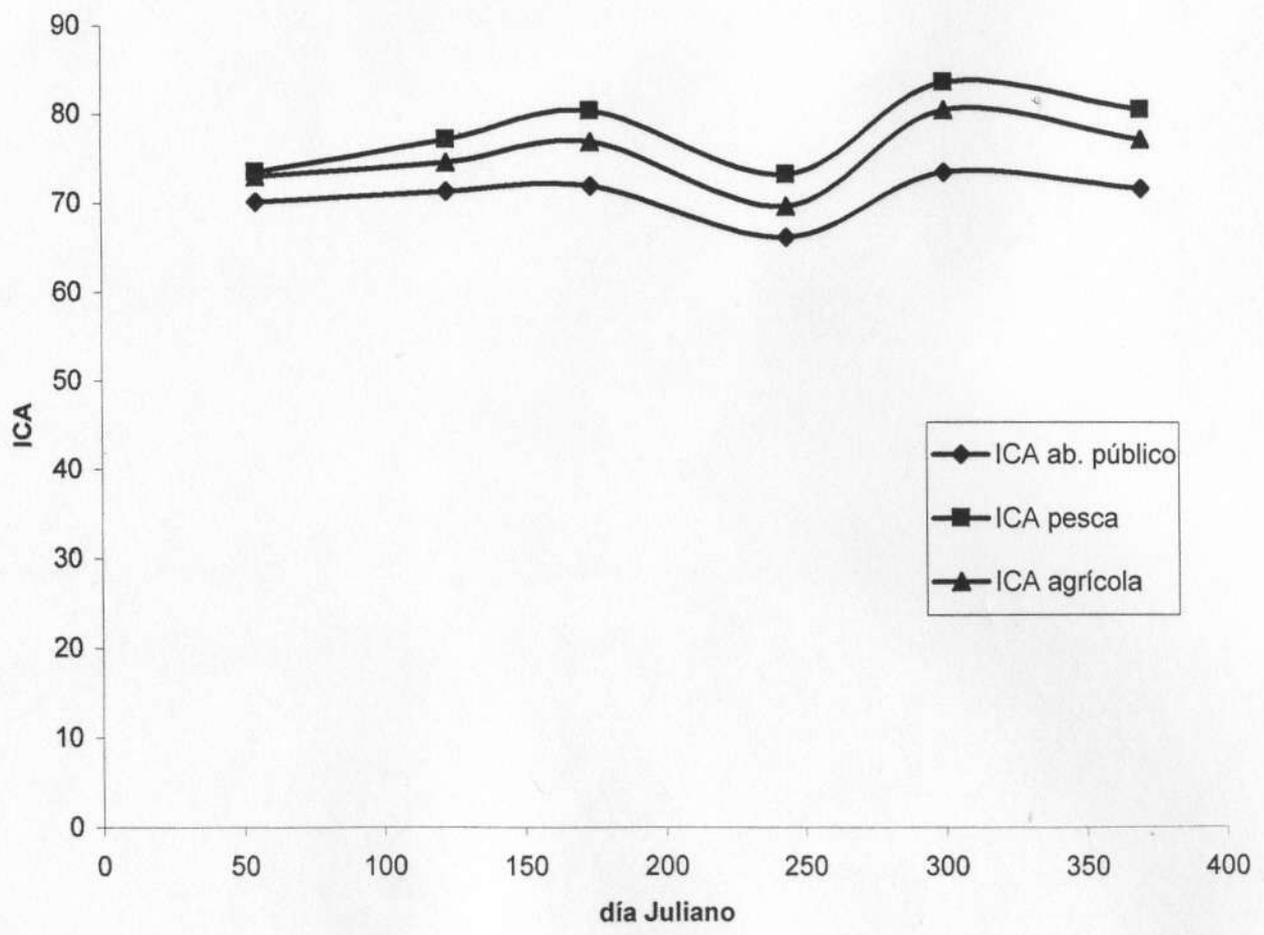


Figura 11. Diagramas de simulación de mezclado estuarino en el río Verde

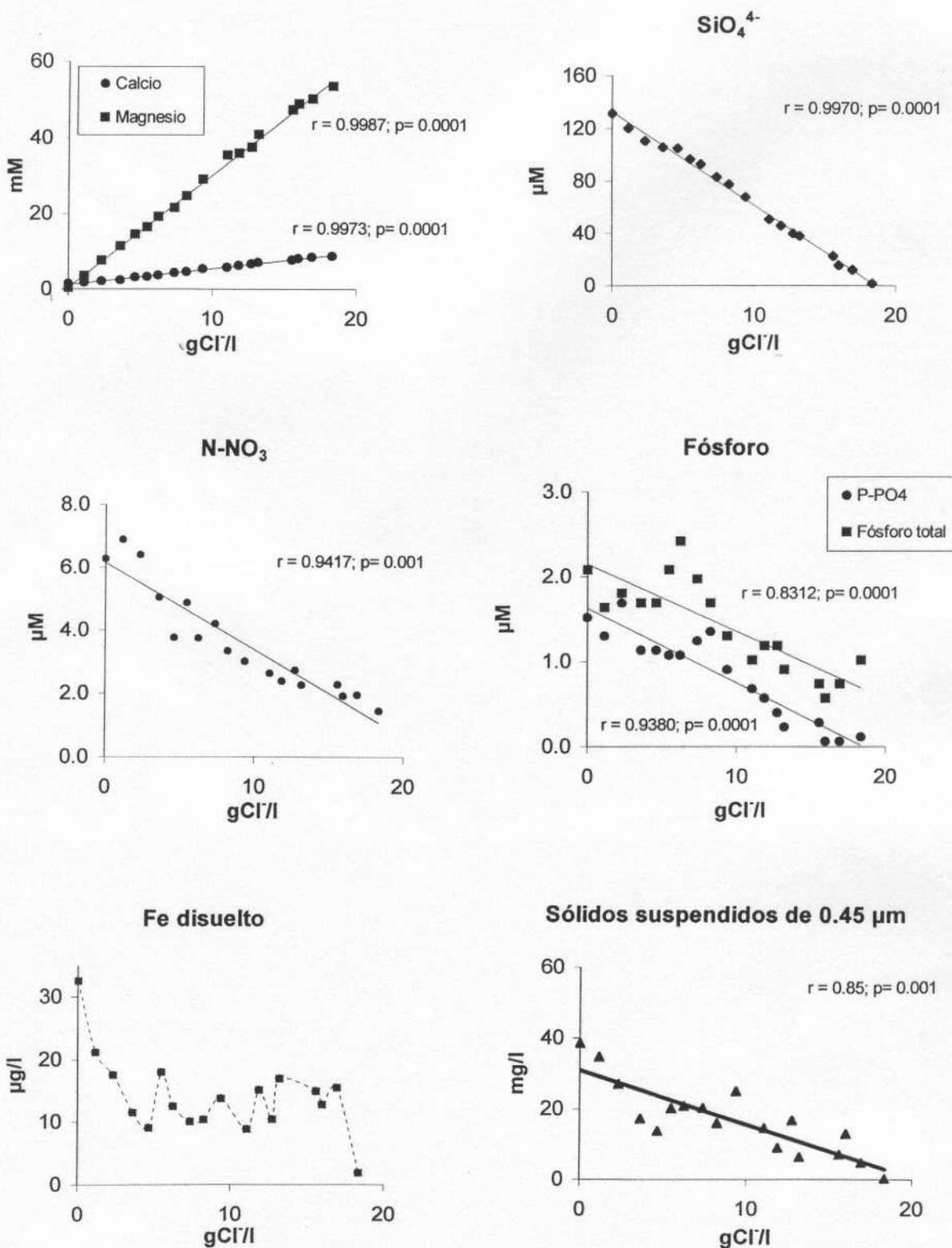
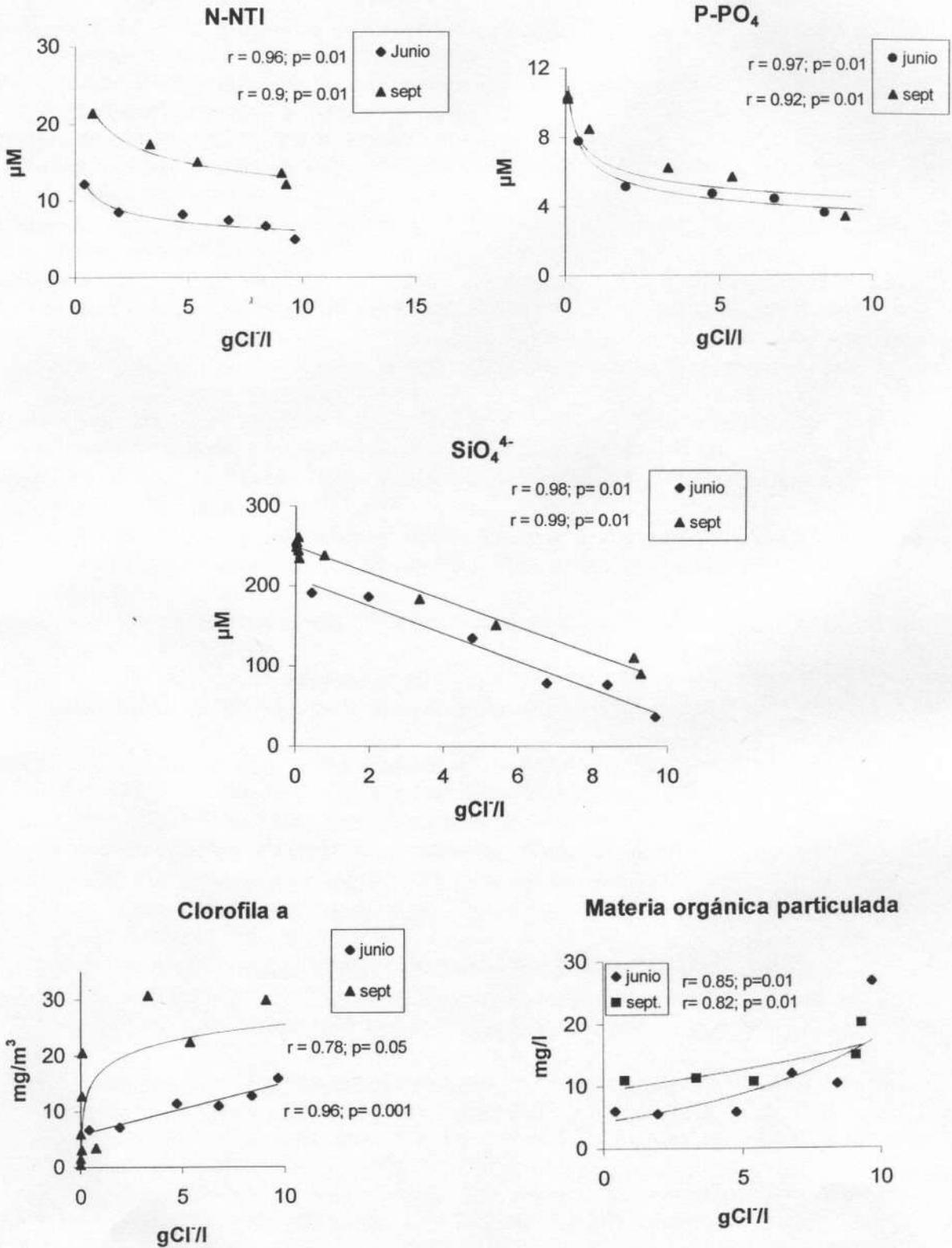


Figura 12. Diagramas de mezclado estuarino en la laguna del Palmarito



8 Bibliografía.

- Addiscott T. M., A. P. Whitmore y D. S. Powlson, 1991. "Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem". *CAB International*, Wallingford.
- APHA/AWWA/WEF, 1992. "Standard Methods for water and wastewater analysis". *American Public Health Association* Washington DC USA.
- Arcega-Cabrera, F., 2001. "Metales traza en sedimentos recientes de los ríos Verde, y San Francisco, y el Sistema Lagunar estuarino Chacahua-Pastoría". *Tesis de Maestría en Ciencias*. UMar. 85 pp.
- Atlas R. M. y R. Bartha, 1993. "Microbial Ecology: Fundamentals and Applications". 3^a Ed. *The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc.* Pp 323-341.
- Balistreri L. S., J. W. Murray y B. Paul, 1992. "The Cycling of Iron and Manganese in the Water Column of Lake Sammamish, Washington". *Limnol. Oceanogr.*, 37(3):510-528.
- Balls, P.W., N. Brokie, J. Dobson y W. Johnston, 1996. "Dissolved oxygen and nitrification in the Upper Forth estuary during summer (1982-92): Patterns and trends". *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 42:117-134.
- Bello-Hidalgo, I.P. 2001. "Estado trófico y Biogeoquímica de nutrientes del Sistema Lagunar Chacahua Pastoría". *Tesis de Maestría en Ciencias*. UMar. 107 pp.
- Barnes R.S.K. y K. H. Mann, 1991. "Fundamentals of Aquatic Ecology". *Blackwell Scientific Publications*, Oxford.
- Beck, K.C., J.H. Reuter y E.M. Perdue, 1974. "Organic and inorganic geochemistry of some coastal plain rivers of the southeastern United States". *Geochim. Cosmochim. Acta* 38: 341-364.
- Berner, E.K. y R. A. Berner, 1996. "Global Environment: water, air and geochemical cycles". *Prentice Hall*. 375 pp.
- Boulton A. J., S. Findlay, P. Marmonier, E. H. Stanley, y H. M. Valett, 1998. "The Functional Significance of the Hyporheic Zone in Streams and Rivers". *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29: 59-81.
- Brunke M. y T. Gonser, 1997. "The Ecological Significance of Exchange Processes between Rivers and Groundwater". *Freshw. Biol.* 37: 1-33.
- CNA y SARH, 1990. "Diagnóstico Ambiental para el Proyecto de Infraestructura Hidráulica Río Verde en el Estado de Oaxaca". Documento Final. 161 pp.
- CNA: Dirección de Aguas Superficiales, 1991. "Datos Hidrométricos". México.
- CNA: Unidad Regional de Agrología, 1992. "Estudio Agrológico del Proyecto de riego Río Verde, Oaxaca". 189 pp.
- CNA: Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS), 1997. IMTA. Cdrom 1 y 6
- Davis J. S. y J. Zobrist, 1978. "The Interrelationships among Chemical Parameters in Rivers – Analysing the Effect of Natural and Anthropogenic Sources". *Prog. Wat. Technol.* 10:65-78.
- Drever, J.I. y J. Zobrist, 1992. "Chemical weathering of silicate rocks as a function of elevation in the southern Swiss Alps". *Geochim. Cosmochim. Acta* 56: 3209-3216.
- Duinkler J.C., 1980. En E. Olausson y I. Cato (Eds.) "Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries". *Wiley New York*, pp. 121-145.
- Dyrssen D. Y M. Wedborg, 1980. "Major and Minor Elements, Chemical Speciation in Estuarine Waters". En *Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries*. *John Wiley and Sons Ltd.* Pp 71-117.

- Edzwald, J.K., 1974. "Phosphorus interactions with clays in natural waters". *Final Report for National Science Foundation, Washington* (Grant GK-37438).
- Eisma D., 1986. "Flocculation and de-flocculation of suspended matter in estuaries". *Netherlands. J. Sea Res.* Vol. 20(2/3):183-199.
- Emerson S. y G. Widmer, 1978. "Thermodynamic and Kinetic Factors Controlling the Formation of Iron Phosphate". *Geochim. Cosmochim. Acta* 42: 1307-1316.
- Eyre B., 1994. "Nutrient biogeochemistry in the tropical Moresby river estuary system North Queensland, Australia". *Estuar.Coast.Shelf Sci.*, 39:15-31.
- Eyre B. y P. Balls, 1999. "A comparative study of nutrient behavior along the salinity gradient of tropical and temperate estuaries". *Estuar.* 22(2A): 313-326.
- Fisher, T.R., Y. Lee, H. Berndt, J. A. Benitez y M. M. Norton, 1998. "Hydrology and chemistry of the Chomptank river basin". *Wat.,air,soil pollut.* 105:387-397.
- Förstner, U., 1978. "Sources and sediment associations of heavy metals in polluted coastal regions". En "*The Origin and Distribution of the Elements*", Ahrens, L.H. (Ed.). Pergamon Press, Oxford. Pp. 849.
- Fox, L. E. y S. C. Wofsy, 1983. "Kinetics of Removal of Iron Colloids from Estuaries". *Geochim. Cosmochim. Acta* Vol. 47, 211-216.
- Fox, I., M. A. Malati y R. Perry, 1989. "The adsorption and release of phosphate from sediments of a river receiving sewage effluent". *Wat. Res.* Vol. 23, No. 6, pp 725-732.
- Freeman C., P. J. Chapman, K. Gilman, M. A. Lock, L. Reynolds y H. S. Wheeler, 1995. "Ion exchange mechanisms and entrapment of nutrients by river biofilms". *Hydrobiol.* 297:61-65.
- Froelich P. N., G. P. Klinkhammer, M. L. Bender, N. A. Luedke, G. R. Heath, D. Cullen, P. Dauphin, D. Hammond, B. Hartman y V. Maynard, 1979. "Early Oxidation of Organic Matter in Pelagic Sediments of the Eastern Equatorial Atlantic: Suboxic Diagenesis". *Geochim. Cosmochim. Acta* 43, 1075-1090.
- Froelich P. N., 1988. "Kinetic Control of Dissolved Phosphate in Natural Rivers and Estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism". *Limnol. Oceanogr.*, 33(4)649-668.
- García, E., 1988. "Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen". México. 220pp.
- Gibbs, R.J., 1970. "Mechanism controlling world water chemistry". *Sci.* 170: 1088-1090.
- Glasby, G.P., 1984. "Manganese in the marine environment". *Ocean.Mar.Biol.An.Rev.* 22: 169-194.
- Glidewell C., 1990. "The Nitrate/Nitrite Controversy". *Chem. Brit.*, 26(2):137-140.
- Gotterman, H.L., 1973. "Vertical movement of phosphate in freshwater". En *Environmental Phosphorus Handbook*. Griffith, E.J., A. Beeton, J.M. Spencer y D.T. Mitchel (Eds.). Wiley, New York. pp. 509-538.
- Grasshoff K., M. Ehrhardt y K. Kremling, 1983. "Methods of seawater analysis". *Weinheim Chem.* Florida, USA. 419 pp.
- Harter, R.D., 1968. "Adsorption of phosphorus by lake sediments. *Soil. Sci. Am. Proc.* 32,514-518.
- Holland H. D., 1978. "The Chemistry of the Atmosphere and Oceans". *John Wiley and Sons Inc.* New York, 351 pp.
- Holm Hansen, O. y Bo Riemann, 1978. "Chlorophyll a determination: improvements in methodology". *OIKOS.* 30:438-447.
- Humborg, C., 1997. "Primary productivity regime and nutrient removal in the Danube estuary". *Estuar.Coast.Shelf Sci.*, 45, 579-589.

- Hunt C.D., 1983^a. "Incorporation and Deposition of Mn and other Trace Metals by Flocculent Organic Matter in a Controlled Marine Ecosystem". *Limnol. Oceanogr.* 28:302-308.
- Hunt C.D., 1983^b. "Variability in the Benthic Mn Flux in Coastal Ecosystems Resulting from Temperature and Primary Production". *Limnol. Oceanogr.* 28:913-923.
- Hunt C.D. y J.R. Kelly, 1988. "Manganese Cycling in Coastal Regions: Response to Eutrophication". *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 26, 527-558.
- INEGI. 1987a. "Carta Geológica Zaachila E-14-12 1:250,000".
- INEGI. 1987b. "Carta Hidrológica Zaachila E-14-12 1:250,000".
- Ittekkot, V., 1988. "Global trends in the nature of organic matter in river suspensions". *Nat.* 332, 436-438.
- Jacobsen, O.S., 1978. "A descriptive model for phosphate sorption by lake sediments". *Freshwater Biological Laboratory of Copenhagen, Hilderod, Denmark.*
- Kempe, S., 1984. "Sinks of the anthropogenically enhanced carbon cycle in surface fresh waters". *J. Geophys. Res.* 89: 4657-4676.
- Kennish M. J., 1986. "Ecology of estuaries". Vol. 1 *Physical and Chemical Aspects CRC Press, Inc.* Boca Raton, Florida. USA. 253 pp.
- Kennish M. J., 1992. "Ecology of estuaries". Vol. 3 *Anthropogenic Effects CRC Press, Inc.* Boca Raton, Florida. USA. 494 pp.
- Kirkwood D.S., 1992. "Stability of solutions of nutrients salts during storage". *Mar. Chem.*, 38:151-164.
- Lankford, R.A., 1977. "Coastal Lagoons of Mexico. Their origin and classification". En *Wiley M, (Ed) Estuarine processes.* Academic Press. 11 pp. 183-215.
- Lesht, B.M., T.D. Fontaine y D.M. Dolan. 1991. "Great Lakes total phosphorus model : post audit and regionalized sensitivity analysis". *J. Great Lakes Res.*, 17(1): 3-1.
- Libes S. M., 1992. "An Introduction to Marine Biogeochemistry". *John Wiley and Sons, Inc.* 734pp.
- Lijklema L., 1991. "Response of Lakes to the Reduction of Phosphorus Load". En *McEldowney S. Hardman D. J. Waite S. 1993. Pollution: Ecology and Biotreatment. Longman Scientific & Technical.* Pp 145.
- Liss P. S., 1976. "Conservative and non-conservative Behavior of Dissolved Constituents during Estuarine Mixing". Pp 93-130. En *Burton J. D. Liss P. S. [Eds], Estuarine Chemistry. Academic.*
- Margalef R., 1982. "Ecología". Ed. *Omega S.A., Barcelona.* 951 pp.
- Margalef R., 1983. "Limnología". Ed. *Omega S.A., Barcelona.* Pp 39-75 y 711-777.
- Martin D. F., 1972. "Marine Chemistry" Vol. 1, 2^o Ed. 389 pp.
- McCallister, P.L. y T.J. Logan., 1978. "Phosphate adsorption/desorption characteristics of soils and bottom sediments in the Maumee river basin of Ohio. *J. Envir. Qual.* 7: 87-92.
- McEldowney S., D. J. Hardman y S. Waite, 1993. "Pollution: Ecology and Biotreatment". *Longman Scientific & Technical.* Pp 135-157.
- McIntyre F. 1970. "Why the Sea is Salty". *Sci. Am.*, 223: 104-115.
- Mee L. D., 1979. "Coastal lagoons". En: *Riley J.P. y Chester R. (Eds) Chem. Oceanogr.* 7:441-490.
- Meybeck, M., 1980. "Pathways of mayor elements from land to ocean through rivers". En *Proceedings of the Review and Workshop on Rivers Inputs to Oceans-Systems*, ed. J.M. Martin, J.D. Burton, y D. Eisma, pp18-30, Roma:FAO.

- Meybeck, M., 1982. "Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers". *Am. J. Sci.* 282, 401-450.
- Meybeck, M., G. Cauwet, S. Dessery, M. Somville, D. Gouleau y G. Billen, 1988. "Nutrients (Organic C,P,N,Si) in the Eutrophic River Loire (France) and its Estuary". *Estuar.Coast.Shelf Sci.*, 27:595-624.
- Milliman, J. D. y R. H. Meade, 1983. "World-wide delivery of river sediment to the oceans". *J. Geol* 9(1):1-21.
- Milliman, J. D. y J. P. Syvitski, 1992. "Geomorphic/tectonic control of sediment discharge to the ocean: The importance of small mountainous rivers". *J. Geol* 100:525-544.
- Nkougou R. R. y J. L. Proubst, 1987. "Hydrology and Geochemistry of the Congo River System". En *Transport of Carbon and Minerals in Major World Rivers*. Universität Hamburg. SCOPE/UNEP Sonderband part 4
- Organisation For Economic Cooperation and Development, 1982. "Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control". *OECD*, Paris.
- Ortiz Olgún M. 2000. "La calidad de las aguas de riego". *Universidad Autónoma de Chapingo*, México. 53 pp.
- Páez Osuna F., D. S. Valdés Lozano, M. H. Alexander y H. Fernández Pérez, 1987. *Mar. Pollut. Bull.* Vol.18(6):294-297.
- Peterson, B.J., W.M. Wollheim, P.J. Mulholland, J.R. Webster, J.L. Meyer, J.L. Tank, E. Martí, W. B. Bowden, H. M. Valett, A.E. Hershey, W.H. McDowell, W.K. Dodds, S.K. Hamilton, S. Gregory, y D.D. Morrall, 2001. "Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams". *Sci.* 292: 86-89.
- Pettine, M., L. Patrolecco, M. Camusso y S. Crescenzo, 1998. "Transport of carbon and nitrogen to the Northern Adriatic Sea by the Po River". *Estuar.Coast.Shelf Sci.*, 46:127-142.
- Petts G. E. y P. Calow, 1996. "Fluvial Hidrosistemas: The Physical Basis". En G. E. Petts P. Calow [Eds], *River Flows and Channel Forms*. Oxford: Blackwell. Pp 1-5.
- Pineda-Olmedo, R., 1999. "Evaluación de un ambiente lagunar-estuarino mediante el uso de indicadores de calidad y biológicos". *Tesis de Maestría*. IPN.
- Reklefs R. E., 1990. "Ecology". 3ª Ed. *W. H. Freeman and Company*, New York.
- Richardson C. J., 1985. "Mechanisms Controlling Phosphorus Retention Capacity in Freshwater Wetlands". *Sci.* 228:1424-1427.
- Riley, J.P. y R. Chester, 1989. "Introduction to Marine Chemistry" *Academic Press, London y New York*. Pp. 459.
- Rodier J., 1981. "Análisis de las aguas". *Ediciones Omega S.A.* Barcelona 659 pp.
- Rodríguez-Martínez, V.M., 2001. "Calidad de agua y biogeoquímica de los nutrientes en la laguna de Manialtepec". *Tesis de Maestría en Ciencias*. UMar. 85 pp.
- Roy, S., J. Gaillardet y C. J. Allegre, 1999. "Geochemistry of dissolved and suspended loads of the Seine river, France: Anthropogenic impact, carbonate and silicate weathering". *Geochim. Cosmochim. Acta* Vol. 61, No. 9, pp 1277-1292.
- SARH: Dirección General de obras Hidráulicas e Ingeniería Agrícola para el Desarrollo Rural. 1978. "Estudios Agrícolas de Gran Visión para el Aprovechamiento y Control de los ríos Verde, San Francisco, Grande y La Arena, Oaxaca". México.
- SARH: Subdirección de Agrología. 1987. "Clasificación interpretativa de tierras con fines de riego". México.
- SEDESOL, 1992. "Estudio realizado por el Banco Mundial, plan integral de desarrollo del parque Nacional Lagunas de Chacahua", México.

- SEDUE, 1986. "Manual de Ordenamiento Ecológico del Territorio". México.
- Seitzinger S. P., W. Gardner y A. K. Spratt, 1991. "The effect of salinity on ammonium sorption in aquatic sediments: implications for benthic nutrient recycling". *Est.* 14(2):167-174.
- SEMARNAT y CNA, 1999. "Estadísticas e indicadores selectos: Índice de Calidad del Agua, 1998". http://www.semarnat.gob.mx/estadisticas_ambientales/estadisticas_am_98/agua/agua09.shtml.
- Sholkovitz E. R., 1976. "Flocculation of Dissolved Organic and Inorganic Matter during the Mixing of River Water and Sea Water". *Geochim. Cosmochim Acta* 40: 831-845.
- Sholkovitz E. R., 1978. "The flocculation of dissolved Fe, Mn, Al, Cu, Ni, Co and Cd during estuarine mixing". *Earth Plan. Sci. Lett.* 41 pp. 77-86.
- Smith, D.G., 1990. "A better water quality indexing system for rivers and streams". *Wat. Res.* Vol. 24. No. 10, pp. 1237-1244.
- Solorzano, L., 1969. "Determination of ammonia in natural waters by phenol-hypochlorite method". *Limnol. Oceanogr.* 14:799-801.
- Spitz, A. y J. Leenheer, 1991. "Dissolved organic carbon in rivers". En *Biogeochemistry of Major World Rivers*, SCOPE 22, ed. Degens E.T., Kempe, S. y Richey, J.E., pp. 213-232. New York: John Wiley.
- Stallard, R. E. y J. M. Edmond, 1983. "Geochemistry of the Amazon. The Influence of Geology and Weathering Environment on the Dissolved Load". *J. Geophys. Res.* 88, 9671-9688.
- Stallard, R.E., 1985. "River chemistry, geology, geomorphology and soils in the Amazon and Orinoco basins". En *The chemistry of Weathering*, ed. Drever J.I. pp. 293-316. Boston.
- Strickland, J.H.D. y T. R. Parsons, 1972. "A Manual of Sea Water Analysis" *Fish. Res. Board Can. Bull.* Vol. 167.
- Stumm, W. y J. O. Leckie, 1971. "Phosphate Exchange with Sediment: Its Role in the Productivity of Surface Waters". Pp 26/1-26/6. *Adv. Water Pollut. Res.* Vol 2, part 3.
- Stumm, W., 1972. "The acceleration of the hydrogeochemical cycling of phosphorus". En *The Changing Chemistry of the Oceans*, Nobel Symp. 20, ed. Dyrssen D. Y Jagner D., pp 329-346. Stockholm: Almqvist and Wiksell.
- Suess E., 1979. "Mineral Phases Formed in Anoxic Sediments by Microbial Deposition of Organic Matter". *Geochim. Cosmochim. Acta* 43: 339-352.
- Tung-Whei-Chow D. y R. I. Robinson, 1953. "Forms of Silicate Available for Colorimetric Determination". En Margalef R. 1983. *Limnología. Ed. Omega S.A., Barcelona.* Pp 39.
- Uunk E. J. K., 1991. "Eutrophication of Surface Waters and the Contribution of Agriculture". En McEldowney S. Hardman D. J. Waite S. 1993. *Pollution: Ecology and Biotreatment.* Longman Scientific & Technical. Pp 141 y 145.
- Valderrama J. C. 1981. Determinación simultánea de Nitrógeno y Fósforo Totales. *Mar. Chem.* 10:109-116.
- Van Der Weijden C. H. y J. J. Middelburg, 1989. "Hydrogeochemistry of the River Rhine: Long and Seasonal Variability, Elemental Budgets, Base Levels and Pollution". *Wat. Res.* Vol 23 No. 10. Pp 1247-1266.
- Velbel, M.A., 1993. "Temperature dependence of silicate weathering in nature: How strong a negative feed-back on long term accumulation of atmospheric CO₂ and global greenhouse warming?" *Geol.* 21:1059-1062.
- Vollenweider R. A., 1975. "Input-Output Models with Special Reference to the Phosphorus Loading Concept in Limnology". *Schweiz. Z. Hydrol.*, 37, 53-84.

Whitfield M. y D. R. Turner, 1981. "Sea Water as an Electrochemical Medium". En *Marine Electrochemistry*. John Wiley and Sons Ltd. Pp 3-59.

Wittman, G.T. y U. Förstner. 1975. "Metal enrichment of sediments in inland waters- the Hartbeespoort Dam". *Waters SA* 1:76.