

UNIVERSIDAD DEL MAR



**ESTADO TRÓFICO Y BIOGEOQUÍMICA DE NUTRIENTES DEL
SISTEMA LAGUNAR CHACAHUA-PASTORÍA, OAXACA.**

**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**

Biol. Isabel Patricia Bello Hidalgo

Agosto del 2001



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 Chacahuastoría".

Agradecimientos

Mil gracias al Dr. Saúl Guerrero G, por su enseñanza y apoyo.
¡¡Lo logramos!!

A los sinodales:

M en C. Noé Ruiz García
Dr. Oliverio González Alafita
Por sus acertadas observaciones
para el enriquecimiento del presente trabajo

A mis compañeros y amigos del proyecto:

Víctor, Flor y Jorge, gracias por su ayuda en el trabajo
de campo y laboratorio.

A los propietarios del restaurant "kassandra" de Chacahua por
su hospitalidad.

A las personas que alegraron mi estancia en Puerto Angel:

Betty, Tania, Adriana, tía Lidia y familia, Doña Viki, Doris
y Leo.

A mi querido esposo, Roberto gracias por tu paciencia,
comprensión y apoyo en todo momento.

A mis padres, hermanos y sobrinos por ser mi aliciente día a
día.

A Dios por darme tanto.



Índice de Contenido

I Introducción	1
I.1 Estado trófico	2
I.2 Lagunas costeras	3
I.2.1 Características físicas	4
I.2.2 Características Biológicas	5
I.2.3 Situación ambiental	6
I.3 Biogeoquímica de nutrientes y materia orgánica en las lagunas costeras ..	8
I.3.1 Nitrógeno	8
I.3.2 Fósforo	9
I.3.3 Biogeoquímica del Silicio	11
I.3.4 Materia orgánica (MO)	13
I.4 Área de estudio	17
I.4.1 Sistema Lagunar Chacahua-Pastoría (SLCP)	17
I.4.2 Estudios previos en el área	20
I.5 Objetivos	26
I.5.1 Generales	26
I.5.2 Objetivos Particulares	26
II Materiales y Métodos	28
II.1 Metodología	28
II.1.1 Recolecta de las muestras	29
II.1.2 Medición de variables <i>in situ</i> (Temperatura, salinidad y oxígeno disuelto)	29
II.1.3 pH	30
II.2 Métodos analíticos	30
II.2.1 Alcalinidad total	30
II.2.2 Nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$)	30
II.2.3 Clorofila a	31
II.2.4 Cloruros	32
II.2.5 Demanda bioquímica de oxígeno	32
II.2.6 Fósforo reactivo disuelto y total (PO_4^{2-} y P)	32
II.2.7 Nitratos (NO_3^-)	33
II.2.8 Nitritos (NO_2^-)	33
II.2.9 Silicatos (SiO_4^{2-})	33
II.2.10 Sólidos Suspendidos ($>0.45 \mu\text{m}$ y $>1.2 \mu\text{m}$)	33
II.2.11 Materia orgánica en el particulado (MOP)	34
II.2.12 Límite de detección y coeficiente de variación	34
II.2.13 Análisis estadístico	35
III Resultados y discusión	37
III.1 Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	37
III.2 Salinidad	38
III.3 Oxígeno disuelto (mg/l)	40

III.4 Demanda Bioquímica de oxígeno (mg/l)	43
III.5 Alcalinidad (meq/l).....	45
III.6 pH.....	45
III.7 Sulfuros (mg/l).....	47
III.8 Nitrógeno amoniacal (μM).....	48
III.9 Nitritos (μM).....	50
III.10 Nitratos (μM)	51
III.11 Fósforo reactivo disuelto (μM)	53
III.12 Fósforo total (μM).....	54
III.13 Relaciones estequiométricas N:P	56
III.14 Silicatos (μM)	58
III.15 Clorofila a ($\mu\text{g/l}$).....	60
III.16 Sólidos suspendidos de $>1.2 \mu\text{m}$ y $>0.45 \mu\text{m}$ (mg/l)	62
III.17 Porcentaje de Materia orgánica en el particulado (%)	64
III.18 Análisis de componentes principales	65
III.19 Balance de masas.....	67
III.19.1 Balance de agua y sal	67
III.19.2 Balance de nitrógeno y fósforo	70
IV Conclusiones	72
V Figuras.....	75
VI Referencias Bibliográficas.....	108

Índice de Tablas

Tabla 1 Clasificación de los ecosistemas costeros acuáticos basándose en su productividad primaria.	3
Tabla 2 Procesos de mineralización en sedimentos marinos.	16
Tabla 3. Características de los días estudiados.....	28
Tabla 4 Técnicas analíticas.....	31
Tabla 5. Promedios de temperatura en los días estudiados y comparación de medias	37
Tabla 6. Promedios de salinidad en los días estudiados y comparación de medias (t de student).....	39
Tabla 7. Promedios de oxígeno disuelto en los días estudiados y comparación de medias (ANOVA)	41
Tabla 8. Promedios de DBO en los días estudiados y comparación de medias (ANOVA).....	44
Tabla 9. Promedios de pH en los días estudiados y comparación de medias (ANOVA)	46
Tabla 10. Promedios de sulfuros en los días estudiados y comparación de medias	47
Tabla 11. Comparación de medias por t de student de nitrógeno amoniacal (μM).....	49
Tabla 12. Comparación de medias por ANOVA de nitritos (μM).....	50
Tabla 13. Comparación de medias por t de student de nitritos (μM).	51
Tabla 14. Comparación de medias de Fósforo reactivo disuelto (μM).....	54
Tabla 15. Comparación de medias por ANOVA de Fósforo total (μM).	55
Tabla 16. Comparación de medias por ANOVA de Fósforo total (μM).	55
Tabla 17. Razones estequiométricas N:P por muestreo para las dos lagunas	57
Tabla 18 Intervalo de concentración de clorofila a $\mu\text{g/l}$	61
Tabla 19 Intervalo de concentración y promedios de sólidos > 1.2 μm en Chacahua y Pastoría, respectivamente.	62
Tabla 20 Intervalo de concentración de sólidos > 0.45 μm en Chacahua y Pastoría, respectivamente.	64
Tabla 21. Intervalo de % de MOP	65
Tabla 22. Componentes principales.....	66
Tabla 23. Análisis Canónico entre los componentes principales.	67
Tabla 24. Flujo de N, P y Carbono y balance de nitrógeno, por estación hidrológica. ..	71
Tabla 25. Flujo de N, P y Carbono y balance de nitrógeno, anual.	71

Índice de Figuras

Figura 1 Área de estudio.....	18
Figura 2. Temperatura (° C) en el SLCP en A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000.....	75
Figura 3. Salinidad en el SLCP A) noviembre 2000, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitios de muestreo (+).	77
Figura 4. Oxígeno disuelto (mg/l) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitios de muestreo (+).....	79
Figura 5. DBO ₅ (mg/l) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitios de muestreo (+).	81
Figura 6. Nitrógeno amoniacal (µM) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitios de muestreo (+).....	83
Figura 7. Nitritos (µM) en el SLCP A) noviembre 2000, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).	85
Figura 8. Nitratos (µM) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitios de muestreo (+).	87
Figura 9. Fósforo reactivo disuelto (µM) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).....	89
Figura 10. Fósforo total (µM) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitios de muestreo (+).	91
Figura 11. Silicatos (µM) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitios de muestreo (+).	93
Figura 12. Clorofila a (µg/l) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitios de muestreo (+).	95
Figura 13. Sólidos suspendidos >1.2 µm en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitios de muestreo (+).....	97
Figura 14. Sólidos suspendidos >0.45 µm en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitios de muestreo (+).....	99
Figura 15. % de materia orgánica particulada en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitios de muestreo (+).....	101
Figura 16 Diagrama de factores.....	103
Figura 17 Balance de agua y sal en sistema de una caja Chacahua Secas.....	104
Figura 18 Balance de agua y sal en sistema de una caja Chacahua Lluvias.	105
Figura 19 Balance de agua y sal en sistema de una caja Pastoría Secas.....	106
Figura 20 Balance de agua y sal en sistema de una caja Pastoría Lluvias.	107

Resumen

Las lagunas costeras son de los ecosistemas más productivos de la Tierra, la productividad se promueve por el aporte de sales minerales y la alta tasa de reciclamiento de la materia orgánica *in situ*. Proceso que presenta variación espacial y temporal. En el presente trabajo en una red de estaciones que cubrieron la mayor del sistema lagunar Chacahua Pastoría se llevó a cabo un estudio de las variables fisicoquímicas (salinidad, temperatura, alcalinidad, oxígeno disuelto, pH) y biológicas (clorofila *a*, demanda bioquímica de oxígeno [DBO]), nitrógeno (nitrato, nitrito y nitrógeno amoniacal), fósforo (reactivo disuelto y total) y silicatos en el agua. Al material suspendido se le determinó concentración y porcentaje de materia orgánica. A los datos obtenidos se les analizó estadísticamente para encontrar la dependencia de las variaciones con los procesos temporales y espaciales; se concluyó que la temperatura, amonio, silicatos, salinidad y pH están fuertemente relacionados con los procesos físicos (radiación solar, circulación y mezcla de agua); la productividad primaria y la oxidación de materia orgánica regulan la concentración de oxígeno disuelto, la demanda bioquímica de oxígeno y la alcalinidad. Los sólidos suspendidos y materia orgánica asociada a ellos, el nitrito, nitrato y clorofila *a* se encuentran poco relacionados con variaciones temporales y espaciales, y están regulados por procesos internos: nitrificación, desnitrificación, resuspensión, sedimentación y biológicos. Por las variaciones temporales de alcalinidad, pH, oxígeno disuelto, DBO, sólidos suspendidos $>0.45 \mu\text{m}$ y materia orgánica en el particulado, se concluye que el sistema es autotrófico en primavera y heterotrófico el resto del año. La productividad primaria está aparentemente limitada por luz. A través de un análisis de componentes principales, se encontraron 4 factores que explican el 66.2 % de la varianza, que son: variación espacial, variación temporal, fracción particulada y fracción disuelta. Las correlaciones entre ellos, obtenidas de un análisis canónico, en orden de significancia son: la variación espacial con la fracción disuelta, la variación temporal con la espacial, la variación temporal con la fracción particulada, la fracción particulada y la fracción disuelta y por último la variación temporal y la fracción disuelta. Por medio de la aplicación de un modelo de cajas se calculó el tiempo de residencia y flujos máxicos. Los tiempos de residencia, en días, del agua en Chacahua y Pastoría fueron de 108 y 18, 53 y 22 en secas y lluvias, respectivamente. Los flujos de nitrógeno, en moles por estación hidrológica, de Chacahua fueron de -1.1×10^6 y -9.46×10^5 y en Pastoría de -6.37×10^6 y -8.32×10^5 , en secas y lluvias, respectivamente. Los flujos de fósforo, en moles por estación hidrológicas, de Chacahua fueron de -9.9×10^3 y -5.92×10^4 y en Pastoría de 2.69×10^4 y 5.47×10^5 , en secas y lluvias, respectivamente. Los flujos de carbono inorgánico, en moles por estación hidrológica, de Chacahua fueron de -2.17×10^4 y -3.12×10^5 y en Pastoría de -1.7×10^5 y 1.06×10^8 , en secas y lluvias, respectivamente. Por las variaciones de los fisicoquímicos, los flujos de N y P, distribución espacial de nutrientes y las tasas de desnitrificación, Chacahua y Pastoría presentan un ambiente marino y estuarino, respectivamente.

I Introducción

Eutroficación es el término que se utiliza para describir el efecto sobre la biota, en un ecosistema acuático, por incremento de la concentración de nutrientes, usualmente nitrógeno (N) y fósforo (P); aumento que tiene como consecuencias: 1) estimulación de producción primaria, que induce a crecimiento masivo de fitoplancton y, macrófitas sumergidas y flotantes; 2) alto consumo de oxígeno durante la descomposición de materia orgánica, que conduce a anóxia, que causa desde cambios en la conducta hasta la muerte de la fauna; 3) formación de sustancias corrosivas y compuestos no deseables como metano, ácido sulfúrico y amonio; 4) reducción en la entrada de luz, por incremento de turbidez (Margalef, 1983; Vollenweider, 1992; Richardson y Jørgensen, 1996).

Por la energía externa que se introduce, un ecosistema eutroficado está en tensión y en respuesta modifica su funcionamiento para minimizar las consecuencias de la presión y regresar al estado inicial o acoplarse al agente forzador; los cambios que presentan son: la aceleración de algunos procesos y la separación de una fracción de materiales en los límites del sistema; por ejemplo, en un lago que recibe cargas altas de nitrógeno y fósforo, se acelera la migración de nitrógeno hacia la atmósfera y de fósforo hacia el sedimento (Margalef, 1983).

Las regiones costeras más vulnerables a la eutroficación antropogénica son lagunas, bahías y puertos; los efectos se presentan en mayor escala cuando existe poco intercambio de agua, porque la mezcla con el océano es limitada y existe mayor influencia de ríos (Nixon, 1981). Las lagunas costeras son sistemas expuestos a la eutroficación, porque además de los aportes fluviales reciben descargas directas de aguas residuales domésticas, agrícolas e industriales; que alteran las concentraciones naturales de los nutrientes en el agua y los sedimentos.

I.1 Estado trófico

La magnitud, dirección y procesos de la energía metabólica en un ecosistema, se resumen como su estado trófico, fundamentalmente, en un sistema acuático se refieren a la producción, consumo y flujos de materia orgánica, que se genera a través de la productividad primaria; el consumo por los heterótrofos, y las relaciones tróficas entre ellos establecen las redes tróficas de los ecosistemas.

La producción primaria en un cuerpo de agua está en función de la disponibilidad de luz y nutrientes (N, P y Si). Los niveles de concentración y principalmente las proporciones entre los nutrientes, determina cuál de ellos limita la productividad. De acuerdo con la ley de Liebig, se define como nutriente limitante a aquel que por su abundancia relativa regula la productividad por su agotamiento en el sistema (Tyrrell, 1999). El nitrógeno es el elemento limitante para la producción primaria en estuarios y aguas marinas costeras, sin embargo, el fósforo lo es en ciertas estaciones del año. El silicio es necesario para el crecimiento de algunos grupos planctónicos (que tienen estructuras de sílice) y algunas plantas acuáticas.

Los nutrientes son aportados por las corrientes fluviales y pluviales que a su paso arrastran del suelo restos de materia orgánica de origen vegetal y animal. Una característica de los afluentes es la especie química y niveles de concentración de los nutrientes; en los ríos el nitrógeno puede estar en materia orgánica o en forma de sales, es asimilado por autótrofos y se transporta al fondo, así solamente una fracción de la carga total del río llega finalmente a un estuario o laguna; en cambio, en descargas de aguas residuales, el nitrógeno está principalmente combinado con materia orgánica y en formas sin oxidar o parcialmente oxidadas, que llegan prácticamente en su totalidad a los cuerpos de agua costeros (Kennish, 1992).

La eutroficación es un incremento en la productividad de carbono orgánico en un ecosistema y no solamente las concentraciones de N y P determinan el estado trófico de un cuerpo de agua. Esta definición permite establecer el estado trófico de un

cuerpo de agua a partir de una sola propiedad (la producción de Carbono orgánico); de acuerdo con ésta, los ecosistemas costeros y estuarinos se pueden clasificar en oligotróficos, mesotróficos, eutróficos e hipereutróficos --Tabla 1-- (Nixon, 1995 en Richardson y Jørgensen, 1996).

Tabla 1 Clasificación de los ecosistemas costeros acuáticos basándose en su productividad primaria.

Clasificación	Producción de Carbono orgánico gC m ⁻² y ⁻¹
Oligotrófico	< 100
Mesotrófico	100-300
Eutrófico	301-500
Hipertrófico	> 500

Jørgensen y Richardson, 1996

1.2 Lagunas costeras

Las lagunas costeras son cuerpos de agua, que tienen comunicación permanente o efímera con el mar y están protegidas por algún tipo de barrera (Lankford, 1977). Nacen por la confluencia del mar y las aguas continentales, son comunes en las costas bajas, producto de la trasgresión del Holoceno y formadas durante el último periodo interglaciar. De acuerdo a su origen son clasificadas en:

- a) Producidas por depresiones costeras sumergidas, en zona de desembocadura de ríos.

- b) Formadas por la acumulación de sedimento por la presencia de playas de barrera. La formación de estas playas de barrera (barras) es paralela a la costa y producto de un lento incremento en el nivel medio del mar.

En tiempo geológico una laguna costera es un ambiente efímero e inestable, desde que se forma está sujeta a procesos de sedimentación y erosión. Si el aporte de sedimento de origen marino es mayor al aporte de la corriente litoral, la laguna puede quedar totalmente cerrada o azolvada. Excepto en zonas áridas, el aporte sedimentario a las lagunas costeras proviene principalmente de los ríos.

1.2.1 Características físicas

El ambiente físico es determinante para el ecosistema que se desarrolla en una localidad particular y define la variabilidad de las condiciones físico-ambientales, que actúan como mecanismo controlador de la sucesión ecológica. Las características físicas de las lagunas costeras, de acuerdo con Day y Yañez-Arancibia (1986) se enumeran a continuación:

1. Son áreas semicerradas conectadas con el océano y protegidas por algún tipo de barrera. Características que promueven el desarrollo de un medio ambiente único por la atenuación de los efectos oceánicos.
2. Tienen un aporte de agua dulce. La entrada de agua dulce de manera eventual o cíclica, aporta materiales disueltos y suspendidos, que representan el principal subsidio de energía.
3. Son influenciadas por las mareas. Las mareas regulan la circulación estuarina por la mezcla y turbulencia que provocan, son un subsidio de energía e intervienen en las interacciones físicas, químicas y biológicas.
4. Son someras. Esta condición provoca que el sustrato sea afectado por la turbulencia superficial. Así, el patrón de estratificación normal rígido del mar y

los lagos, normalmente no existe y se considera que los sedimentos controlan gran parte de los procesos biológicos.

5. El patrón de circulación del agua. La hidráulica generalmente es compleja y está fuertemente afectada por la geomorfología, vientos, ríos y mareas.
6. Presentan gradientes horizontales y verticales de algunos parámetros. Esta dinámica se propicia por la circulación de flujo en dos capas, con agua de menor salinidad en la superficie en dirección al mar y el agua de mar (de mayor salinidad) penetrando por el fondo; en áreas hipersalinas las direcciones se invierten.
7. Son áreas con cambios geomorfológicos rápidos. La energía para mover los sedimentos está controlada por corrientes litorales, mareas y descargas fluviales, que presentan una variación estacional. Así, las lagunas costeras son sistemas abiertos, extremadamente variables, dinámicos y altos niveles de energía.

1.2.2 Características Biológicas

Las lagunas costeras figuran como los ecosistemas más productivos de la Tierra, la productividad primaria se promueve por el aporte de sales minerales y la alta tasa de reciclamiento de la materia orgánica *in situ*. La producción primaria del fitoplancton está dominada por nanoplancton, dinoflagelados y diatomeas, estas últimas son más importantes durante el invierno y los dinoflagelados durante el verano. En los pantanos de manglar los productores más importantes son *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicenia germinans* (mangle negro) y *Laguncularia racemosa* (mangle blanco). Los pastos sumergidos están caracterizados por *Thalassia* y las macroalgas por *Phaeophytas* y *Rhodophytas*.

Por las variaciones en las características físicas (salinidad, temperatura y oxígeno disuelto) es común la presencia de especies endémicas, que desarrollan

adaptaciones para soportar los cambios; además estos ecosistemas sirven de refugio, crianza y paso para muchas especies no endémicas, las marismas y pantanos (en zonas templadas) y manglares (en los trópicos) son sistemas asociados a las lagunas que sirven de refugio para especies de aves migratorias. (Day y Yáñez-Arancibia, 1986).

Muchas especies estuarinas son migratorias y se encuentran en mayor biomasa en condiciones favorables, como en épocas con gran disponibilidad de alimento. Algunas especies han desarrollado adaptaciones para aprovechar la productividad de los sistemas estuarinos durante las etapas juveniles, a través de optimizar los patrones migratorios y reproductivos.

La diversidad del hábitat está aprovechada al máximo por especies características del plancton, necton y bentos. El Zooplancton está dominado por copépodos especialmente del género *Acartia* y otros crustáceos, incluyendo larvas de diversas especies. En el bentos se presentan diversas especies de moluscos, crustáceos, anélidos, briozoarios, equinodermos y esponjas; en su mayoría filtradores y depredadores importantes del zooplancton. Los organismos que se alimentan de depósitos, sobre o dentro del sedimento predominan en áreas donde las corrientes son lentas, mientras que los filtradores en áreas de corrientes rápidas. El necton está formado por una gran masa de peces, que son capaces de hacer más eficiente el uso de recursos por las adaptaciones a las condiciones ambientales.

1.2.3 Situación ambiental

Los sistemas lagunares tienen un alto valor económico por los distintos recursos y servicios que de ellos se obtienen: pesquerías de moluscos, peces y bivalvos, servicios turísticos, etc. Las actividades productivas en las lagunas, por mala planeación, provocan efectos negativos al ecosistema; por ejemplo, la abundancia de biomasa propicia la explotación masiva que sin medidas de regeneración provoca que muchas lagunas costeras presenten cuadros de sobreexplotación de recursos

(Contreras, 1985). Los asentamientos urbanos, industriales y turísticos cambian la morfología de las lagunas porque utilizan espacio para asentarse, obras de protección, etc., además, la mayoría de las veces, vierten aguas residuales sin previo tratamiento, lo que afecta directamente a la comunidad béntica y provoca enriquecimiento de nutrientes que aceleran la eutroficación.

Las lagunas costeras son receptoras de aguas residuales de manera directa o indirecta a través de efluentes puntuales o difusos. Las características de los vertimientos son particulares para cada actividad, algunos tienen elevadas concentraciones de elementos presentes en el medio ambiente, como son los metales, que tienen efectos letales o subletales, y que tienden a bioacumularse en los organismos, lo que impide su consumo. Otros vertimientos pueden contener sustancias artificiales, que no se encuentran en el medio ambiente natural, por ejemplo, los pesticidas usados en la cuenca de drenaje; el efecto de estas sustancias, depende de la composición, estructura, capacidad de interacción con ligandos orgánicos, solubilidad, mimetismo con moléculas bioactivas, etc.

La operación de estaciones generadoras de electricidad aledañas a las lagunas costeras causa un gran impacto adverso en las comunidades acuáticas, por la descarga de agua caliente, que interfiere con procesos fisiológicos de la biota o puede provocar la muerte por choque térmico. La temperatura influye en las propiedades físicas del agua como son: la solubilidad de los gases (O_2 , NH_3 , N_2), la densidad, viscosidad y tensión superficial. El cambio en las propiedades del agua y cinética de las reacciones bioquímicas en los organismos inducen respuestas fisiológicas y de comportamiento. Los organismos poiquiloterms (que no pueden regular su temperatura interna) sufren fuertes trastornos metabólicos que se manifiestan por la disminución del crecimiento, alteraciones en la reproducción, modificación en la eclosión y estadíos larvales. Para el ecosistema en general, el incremento de la temperatura, eleva la demanda y disminuye la solubilidad del oxígeno, creándose condiciones de stress. Asimismo, se presentan efectos sinérgicos con la carga

orgánica, que conjuntamente a tasas elevadas de respiración bacterial (por la alta temperatura) producen anoxia o hipoxia en sistemas susceptibles (Kennish, 1986).

I.3 Biogeoquímica de nutrientes y materia orgánica en las lagunas costeras

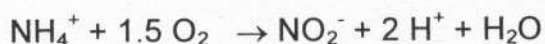
I.3.1 Nitrógeno

El nitrógeno en los sistemas acuáticos proviene, en forma inorgánica, de la intemperización de rocas, lixiviado de suelos, fijación atmosférica de nitrógeno molecular (N_2); el nitrógeno orgánico es fuente de nitrógeno amoniacal. Los compuestos inorgánicos predominantes en los sistemas costeros son los nitratos, nitritos y nitrógeno amoniacal. Todas estas especies químicas del nitrógeno presentan una amplia variación espacial y temporal en sus concentraciones.

La degradación de nitrógeno orgánico particulado a disuelto que realiza la comunidad bacteriana heterotrófica libera nitrógeno amoniacal, que de acuerdo al pH se puede encontrar como amonio (NH_4^+) o amoniaco (NH_3), a pH de 8.0 el 95% del nitrógeno amoniacal está como amonio. La mineralización de nitrógeno orgánico a amonio en los sedimentos es el principal proceso de aporte de nitrógeno a plantas en los humedales y mantiene altas productividades primarias y biomasa fitoplanctónica en aguas estuarinas y costeras (Vyzamal, 1995).

La nitrificación es la oxidación biológica de amonio a nitratos, con nitritos como intermediarios, la nitrificación puede ocurrir en la columna de agua y en la capa óxica de los sedimentos. Este proceso está influenciado por temperatura, pH, alcalinidad del agua, población microbiana y concentración de amonio. (Vyzamal, 1995.)

El amonio se oxida hasta nitrato, este estado de oxidación (+5) del nitrógeno es el más utilizable por plantas acuáticas y terrestres (Libes, 1992). La oxidación ocurre en dos pasos:



La desnitrificación es proceso en el que el nitrato se usa como el último aceptor de electrones en ausencia de oxígeno en la oxidación de la materia orgánica, por bacterias anaerobias facultativas, la reacción es irreversible, se favorece en aguas con pH elevado y en presencia de sustrato orgánico disponible. Una fracción del nitrato es reducido a nitrito y finalmente a nitrógeno molecular, por lo que parte del nitrógeno se pierde a la atmósfera, otra fracción de nitrógeno queda retenida en el sedimento, la acumulación y conservación de nitrógeno orgánico depende del potencial de redox en el sedimento (Margalef, 1983; Libes, 1992; Vymazal, 1995).

La desnitrificación se ilustra en la siguiente reacción



1.3.2 Fósforo.

El ciclo biogeoquímico del fósforo está modificado por el hombre, se ha aumentado el fósforo procedente de la mineralización y se han añadido polifosfatos usados en detergentes (De la Lanza, 1994). El fósforo en los ecosistemas acuáticos costeros proviene de la intemperización de minerales primarios y rocas sedimentarias del continente, la actividad biológica provee de fósforo inorgánico disuelto por la descomposición de materia orgánica. La mayor parte del fósforo soluble inorgánico es inmovilizado por aluminio, hierro y calcio en el suelo. En el agua, los iones de fosfato son más lentamente atrapados que en el suelo porque las concentraciones de hierro, aluminio y calcio son mucho menores (Vymazal, 1995). Aproximadamente el 90% del fósforo que aportan los ríos al océano está asociado con sólidos suspendidos. Las lagunas costeras, en cambio, tienen más vías de transporte y mayores llegadas de fósforo orgánico, particulado y disuelto en comparación del océano (Mee, 1997).

Las formas químicas del fósforo en el agua dependen del pH, en condiciones ácidas el fósforo está ligado a partículas de arcilla y forma complejos insolubles con aluminio y hierro, lo que promueve niveles muy bajos de fósforo disuelto (fosfatos) en sedimento y agua. La concentración de fosfatos en aguas con pH alcalinos, de moderado a alto, depende de la formación de complejos insolubles con calcio. La formación de complejos del fósforo con otros iones, la adsorción y absorción con la fracción orgánica y la combinación con compuestos orgánicos (que actúan como ligando o precursores de otros complejos en las aguas naturales), llevan a concentraciones de fosfatos menores a $1\mu\text{M}$, concentraciones más altas se encuentran solo en condiciones de eutroficación.

El mecanismo de amortiguación del fósforo por las partículas sedimentarias en el bentos o suspendidas, no obstante las remociones biológicas y aportes béticos, establece concentraciones constantes de fosfatos a través de reacciones de liberación y toma por dos procesos (Froelich, 1988):

- Adsorción rápida en la superficie reactiva de la partícula, seguida por una lenta absorción por difusión.
- Desorción de la superficie de la partícula, seguida por una baja desabsorción del interior de las partículas.

La forma de Fe-P (fósforo soluble reductor) es especialmente característica en los sistemas de humedales, este compuesto cristalino de hierro es estable bajo condiciones oxidantes, pero libera el fósforo adsorbido y ocluido cuando el Fe^{3+} es reducido a Fe^{2+} . Este reservorio sedimentario libera grandes cantidades de fósforo en solución en condiciones de inundación. El proceso de adsorción y desorción en lagunas costeras está regulado por la temperatura. En el verano en zonas de mangle con materia orgánica y alta respiración se llega a anaerobiosis, las bacterias reducen sulfato y logran un ambiente reductor donde el hierro se reduce a Fe^{2+} y FeS insoluble, que libera fosfato a la columna de agua. Al disminuir la actividad biológica en invierno

en las capas óxicas del sedimento el Fe^{2+} se oxida a Fe^{3+} ; si la concentración de hierro disuelto es mayor a la de fosfato, una mezcla de hidroxifosfato férrico se precipita, este proceso explica las bajas concentraciones encontradas durante el invierno (Mee, 1997).

El fitoplancton utiliza para su crecimiento principalmente fósforo orgánico de bajo peso molecular y fosfatos, que es la especie química que usan principalmente y de manera muy eficiente las algas. Los consumidores (zooplancton y peces) regeneran el fósforo a través de sus excretas. El cociente de las fracciones orgánicas e inorgánicas del fósforo puede usarse como índice de la tasa de reciclamiento; cuando la descomposición y la absorción son muy rápidas el valor del cociente es mayor. En situaciones de poca disponibilidad de fósforo, en agua marina y dulce, el nitrógeno sobrante se desnitrifica, hasta que la concentración del nitrógeno está en equilibrio con el fósforo. En condiciones normales, los organismos acumulan fósforo, la tasa de renovación de las poblaciones desciende y el exceso de nitrógeno pasa a nitrógeno molecular. Cuando el fósforo está en la biota la reactividad del ecosistema es mayor que si está en el sedimento (Margalef, 1983).

1.3.3 Biogeoquímica del Silicio

El silicio se encuentra presente en el agua en tres formas generalmente: cuarzo detrítico, aluminosilicatos (arcillas) y silicio disuelto, proveniente de la disolución, por intemperismo, de las rocas silíceas (Aston, 1980). La fracción disuelta más abundante por el pH y fuerza iónica del agua marina es el ácido monosilícico (H_4SiO_4). La precipitación del silicio, de origen orgánico e inorgánico, produce una estructura sólida amorfa, llamada ópalo o sílice opalina, mediante la polimerización de moléculas de H_4SiO_4 .

Un aporte importante de silicio disuelto, al medio acuático, proviene del fitoplancton (diatomeas y flagelados) y en una menor proporción de espículas silíceas de esponjas. La formación de tecas de sílice por diatomeas es el mecanismo más

importante por el que el silicio se remueve de la columna de agua. El ciclo biogeoquímico del silicio es un control en producción primaria marina (Libes, 1992).

Las plantas acuáticas toman Si como ácido monosilícico y lo almacenan como dióxido amorfo de silicato, conocido como silica, que es depositada en las paredes celulares y espacios extracelulares de la cutícula externa de hojas, raíces e inflorescencias.

Al morir los microorganismos las tecas caen al fondo marino y se redisuelven o se entierran en el sedimento. La distribución geográfica de cubiertas silíceas refleja los procesos biogeoquímicos que controlan la tasa de producción de sílice biogénico, y el grado al que éstas son preservadas antes de la pérdida hacia los sedimentos.

El grado de influencia de los organismos sobre la concentración de silicio está determinado por los siguientes factores (Liss y Spencer, 1970): (1) la población de organismos silíceos en los estuarios, (2) la velocidad de crecimiento de estos organismos, (3) la susceptibilidad de los organismos a condiciones propias de medio, como son la temperatura, la irradiación solar, el aporte de otros nutrientes, etc. y (4) la redisolución del silicato de los detritos a la columna de agua.

La cantidad de "lluvia" biogénica de sílice depende de la tasa de su producción por organismos acuáticos, del tiempo de residencia en la columna de agua y la tasa de disolución de la teca. La disolución es más rápida en condiciones óxicas y es lenta en presencia de iones metálicos o por la baja solubilidad del Si.

Una alta tasa de producción de sílice planctónico resulta en una gran entrada de opal a la columna de agua. Como con el carbonato de calcio, la solubilidad del opal esta en función de la temperatura presión y otros solutos.

I.3.4 Materia orgánica (MO)

La MO en las lagunas costeras tiene origen autóctono y/o alóctono, provenientes, respectivamente, de la producción primaria del sistema y por la llegada de materiales transportados por los ríos y las descargas a las lagunas. Las marismas y los estuarios exportan carbono a las lagunas costeras y humedales (Valiella, 1995). La reactividad y tiempo de residencia de la materia orgánica determina los efectos de la biota y geoquímica en los procesos en la interfase agua dulce-marina.

La MO total está compuesta por fracciones difícilmente metabolizables (refractarias) y lábiles. La MO refractaria se compone de materiales húmicos, que son los productos finales de descomposición de detritus vegetal. Las distintas moléculas revisten multitud de formas, en el sentido que las valencias libres pueden ser saturadas alternativamente por grupos moleculares muy diversos (H, OH, NH₂, metales, etc.). Uno de los principales reservorios de carbono orgánico en la Tierra es el disuelto y tiene un papel importante en la biogeoquímica de diversos elementos en los ambientes costeros, estuarinos y oceánicos. El aporte de los ríos es grande al inventario oceánico de carbono orgánico y es una de las más importantes vías en el ciclo global de carbono. Asimismo, las estructuras vivas y restos de organismos presentan compartimentos que regulan los flujos de salida de la materia orgánica de los ecosistemas, al retenerla por cierto tiempo en una estructura molecular rígida compuesta básicamente de materiales ricos en carbono y en menor proporción nitrógeno, minerales, metales, etc. Lo que extiende la influencia a los ciclos de diversos elementos.

El carbono se introduce a la zona costera por varios mecanismos, los más importantes son la fotosíntesis y los aportes fluviales superficiales y subterráneos, estos últimos, aunque importantes, son una fracción menor. La MO en forma de particulada es aportada por los ríos, en su mayoría proviene de la descomposición de las plantas vasculares, y es relativamente resistente a la descomposición. Este

material refractario, de origen terrestre, es un recurso importante de carbón sedimentario en áreas costeras. Sin embargo, hay evidencias de que algunos compuestos refractarios (húmicos y fúlvicos) en el sedimento marino son formados *in situ*. Estudios con trazadores muestran que hay un considerable transporte horizontal de materia orgánica del continente y estuarios a los sedimentos de mar profundo. Ittekkot (1989) plantea que la MO terrestre es refractaria y reacciona en escala de tiempo larga, otros autores sugieren que la MO terrestre contribuye a la heterotrofia en sistemas estuarinos, está compuesta por fracciones con distinta reactividad y que la de mayor reactividad tiene es la antropogénica.

Aunque la mayor parte de la MO llega al mar, se deposita a gran profundidad lejos de la zona fótica y no contribuye a la producción, excepto en áreas de alta energía externa. Los nutrientes del continente son gradualmente retenidos por asimilación en sedimentos o perdidos a través de mineralización durante su transporte al mar abierto; la importancia relativa, de entradas oceánicas y atmosféricas a medida que aumenta la distancia con el continente, se incrementa.

Por su gran capacidad de almacenar materia orgánica y nutrientes los sedimentos regulan, en los ecosistemas costeros, el balance de oxígeno del agua de fondo y la liberación de nutrientes a la columna de agua. El depósito de MO en el sedimento al contacto con la columna libera nutrientes, siempre que las condiciones de equilibrio lo permitan (Jørgensen, 1996). En sedimentos costeros, por la alta tasa metabólica microbiana, existe un ambiente anóxico. Encontrándose una capa muy delgada de sedimentos óxicos en las madrigueras de organismos bénticos. La profundidad de la interfase óxica-anóxica es función de la velocidad de deposición de carbón orgánico y la concentración de oxígeno disuelto (Jørgensen, 1996).

La sedimentación del material detrítico constituye la parte más importante en la contribución de MO del plancton al bentos. El material orgánico sedimentado es mineralizado por microorganismos aeróbicos y animales bénticos, en sedimentos

costeros la zona óxica es de pocos milímetros sobre el sedimento, más abajo de esta capa hay reducción de sulfato y metanogénesis.

La zonación vertical de la energía metabólica dominante en sedimentos costeros es:

- a) Respiración aerobia en los pocos milímetros superiores. La capa óxica comprende solo entre el 10 y 20 % de la capa de sedimento oxidante. Durante el verano hay un máximo en la tasa de respiración en el límite de la zona óxica donde compuestos reducidos, como el amonio, que se difunden de abajo son oxidados, hay una diferencia relativa entre el uso total y la difusión, que es generalmente relativa a la densidad de animales bénticos. (Jørgensen, 1996).
- b) Respiración de nitrato (desnitrificación) en los siguientes milímetros. En ambientes anóxicos las reacciones que oxidan materia orgánica a expensas del nitrato pueden resultar, ya sea en una completa conversión del nitrógeno orgánico a nitrógeno gaseoso o para liberación de amonio, aun cuando el nitrato puede ser reducido directamente a amonio por bacterias anaerobias el proceso es menos importante que la desnitrificación, este último, en sedimentos marinos del Japón, representa del 27-57 % del consumo de nitrato y en marismas es menos del 1 % y en sedimentos costeros del 2 %, (Valiella, 1995).
- c) Reducción de hierro y manganeso en la mayor parte del sedimento café oxidante que puede ser de pocos a 10 centímetros de profundidad.
- d) Sulfato reducción, es un proceso dominante desde uno a varios metros de profundidad. En sedimentos costeros ricos en materia orgánica, la mineralización anaeróbica es principalmente por sulfato reducción, que es tan eficiente como la respiración aeróbica para la oxidación de carbono orgánico. La gran cantidad de H_2S formado por sulfato reducción domina la química de los sedimentos, en los que se acumula FeS y especialmente pirita. Calculado como demanda de oxígeno potencial, la incorporación del FeS_2 en sedimentos

costeros es equivalente a 10-25 % del enterramiento de carbón orgánico. (Jørgensen, 1996).

- e) Metanogénesis, que es el metabolismo terminal para materia orgánica después de que se agotan los anteriores oxidantes.

En la Tabla 2 se resumen las diferentes reacciones redox que pueden ser catalizadas por bacterias. Algunas ocurren de manera abiótica, por ejemplo, la oxidación de Mn^{2+} , Fe^{2+} ó H_2S por O_2 .

Tabla 2 Procesos de mineralización en sedimentos marinos.

O2 Respiración	$CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$
Desnitrificación	$CH_2O + 4/5NO_3^- + 4/5H^+ \rightarrow CO_2 + 2/5N_2 + 7/5H_2O$
Reducción de Manganeseo	$CH_2O + 2MnO_2 + 4H^+ \rightarrow 2Mn^{2+} + 3H_2O + CO_2$ <hr/> $2Mn^{2+} + O_2 + 2H_2O \rightarrow 2MnO_2 + 4H^+$ <hr/> $CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$
Reducción de hierro	$CH_2O + 4FeOOH + 8H^+ \rightarrow 4Fe^{2+} + CO_2 + 7H_2O$ <hr/> $4Fe^{2+} + O_2 + 6H_2O \rightarrow 4FeOOH + 8H^+$ <hr/> $CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$
Sulfato reducción	$CH_2O + \frac{1}{2}SO_4^{2-} + H^+ \rightarrow CO_2 + \frac{1}{2}H_2S + H_2O$ <hr/> $\frac{1}{2}H_2S + O_2 \rightarrow \frac{1}{2}SO_4^{2-} + H^+$ <hr/> $CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$
Metanogénesis:	$CH_2O \rightarrow \frac{1}{2}CH_4 + \frac{1}{2}CO_2$ <hr/> $\frac{1}{2}CH_4 + O_2 \rightarrow \frac{1}{2}CO_2 + H_2O$ <hr/> $CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$
Oxidación del amonio	$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + H_2O + 2H^+$

Paralelamente a la cadena trófica de productores primarios, existe una vía detrítica de la MO que es descompuesta por los microorganismos que se desarrollan en el agua o en torno a las partículas detríticas, esta vía se completa por la materia orgánica disuelta que distintos organismos vierten al medio, esta última, forma partículas al utilizarse por bacterias o por condensación en la película superficial, alrededor de burbujas o por otros mecanismos menos conocidos. La trama trófica anaerobia microbiana comprende una secuencia de escalones metabólicos, cada uno es capaz de explotar una fracción de la energía disponible en la MO y excreta material rico en energía o productos orgánicos, que a su vez son oxidados cuando llegan a la zona química circundante.

I.4 Área de estudio

I.4.1 Sistema Lagunar Chacahua-Pastoría (SLCP)

El SLCP se encuentra localizado en la costa del Pacífico suroeste mexicano en la parte central del estado de Oaxaca, entre $16^{\circ}01'N$ $97^{\circ}32'W$ y $15^{\circ}57'N$ $97^{\circ}42'W$, el sistema lagunar está compuesto por las lagunas Chacahua y Pastoría con 6.5 km^2 y 22.5 km^2 de superficie, respectivamente, las lagunas están comunicadas entre si por un canal natural somero de 2.5 km de largo, 20 m de ancho y 2 m de profundidad promedio, a través del que hay intercambio de materiales entre las lagunas. El SLCP tiene contacto con el mar por dos bocas de 200 m y 170 m de ancho, en Pastoría y Chacahua, respectivamente (figura 1)

La cuenca de drenaje del sistema lagunar abarca aproximadamente $2,000 \text{ km}^2$ y la comparte con los ríos Grande, Chacalapa y San Francisco, estos últimos dos desembocan en la cabeza lagunar de Pastoría. En la cuenca de drenaje se llevan a cabo actividades agrícolas y ganaderas. Los principales cultivos en las zonas

aledañas de la laguna son pastizales, ajonjolí, limón y papaya; en las regiones altas de la cuenca, en la Sierra Madre del Sur, se obtiene principalmente limón.

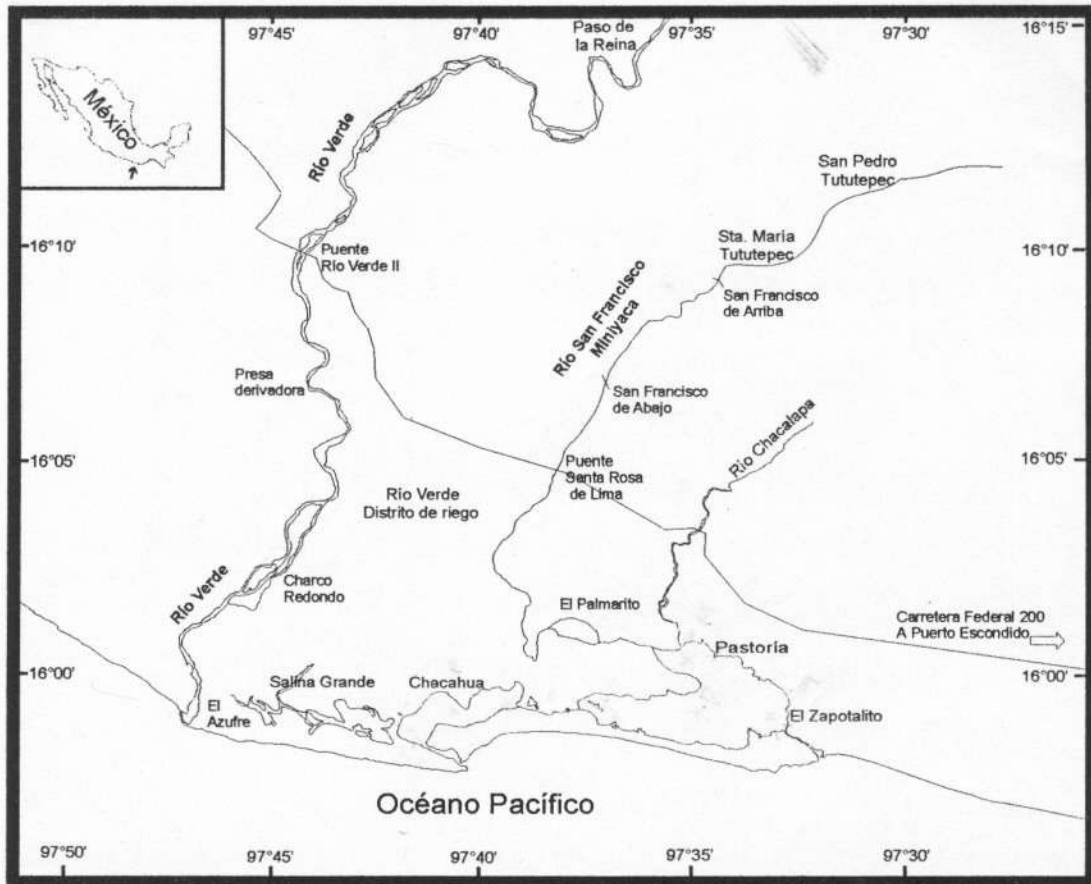


Figura 1 Área de estudio

El clima de la región esta clasificado por García (1988) como AW2 y Awo que corresponde a cálido húmedo, la temperatura media es superior a 17.5°C, las temperaturas extremas son de 22.6 y 13.7 °C en mayo y enero, respectivamente. Con estación de lluvias entre junio y octubre y secas el resto del año con lluvias esporádicas.

Geológicamente el sistema lagunar es un conjunto de topoformas de llanuras aluviales tendidas, asociadas a lomeríos, en esta zona se distinguen dos ambientes sedimentarios:

- I) El aluvión cuaternario de los ríos Verde, San Francisco y Chacalapa
- II) La zona litoral que comprende al sistema lagunar.

La granulometría de los sedimentos del SLCP varía de arenas limosas con grava a los limos arenosos, en las zonas ribereñas de la laguna se encuentran una predominancia de limos y arcillas.

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.

Cabe mencionar que la geomorfología del SLCP y los antecedentes cartográficos de la zona, indican que el sistema se encuentra en un proceso de segmentación; en el año 1972 Chacahua se encontraba unida a Salina Grande (INEGI, 1972), en la actualidad estas lagunas se encuentran separadas por sedimentos en los que se ha establecido una comunidad de mangle. Adicionalmente, el canal que comunica a Chacahua y Pastoría y zonas aledañas se encuentran en un proceso de azolve, ambas lagunas son muy someras y los sedimentos se exponen en las mareas bajas, aunque en ninguna de las lagunas el canal de mareas se corta.

El SLCP experimentó un deterioro de sus condiciones ambientales por el cierre de la boca de la laguna de Chacahua, por azolve natural en el año de 1985, este cierre se relaciona con la disminución del aporte de agua dulce al sistema lagunar y la apertura de manera artificial en 1972, por cuestiones de pesca, de la boca en la laguna

de Pastoría; sin embargo, el huracán Paulina en 1997, reabrió nuevamente la boca de Chacahua restableciendo en cierta medida las condiciones ambientales del sistema.

El SLCP se encuentra localizado en el Parque Nacional "Lagunas de Chacahua" decretado como zona de reserva natural por el entonces presidente Lázaro Cardenas, en el año de 1937 por su gran diversidad de especies acuáticas y terrestres; en la actualidad es refugio para especies amenazadas o en peligro de extinción. La población asentada en la zona del Parque Nacional fue en el año de 1992 (SEDESOL, 1992) de 1,858 habitantes que están dedicados a la pesca artesanal.

1.4.2 Estudios previos en el área.

Existen pocos antecedentes de trabajos en el área, entre los estudios reportados están los de Contreras *et al.* (1994) que clasifican a Chacahua basados en la concentración de clorofila (Carlson, 1977). Chacahua se clasificó como α -eutrófica y Pastoría como β -mesotrófica. Adicionalmente, estos autores, concluyen que las épocas de secas, lluvias y periodo de transición (invierno), tiene influencia determinante en el estado trófico.

Contreras (1996) realizó una comparación de la concentración de nutrientes en 39 lagunas costeras y concluyó que las concentraciones comunes de nutrientes en el SLCP lo sitúan como sistema con tendencia a la eutroficación, por lo que un suministro adicional de nutrientes pondría en grave peligro su ya relativa estabilidad.

En la laguna de Chacahua, Rodríguez (1998) realizó un monitoreo de algunas variables fisicoquímicas del agua y de transporte litoral de sedimentos, antes y después de la abertura de bocabarra, por el huracán Paulina. Encontró procesos dominantes de depósito mayores en verano relacionados a la altura del oleaje. En la masa de agua de la laguna de Chacahua encontró estratificación, halina y óxica, todo el año; condición que cambió a un sistema totalmente mezclado al abrirse la barra.

La Universidad del Mar, a través de un financiamiento SIBEJ realizó el estudio: "Caracterización ambiental y aprovechamiento de los recursos naturales de los sistemas lagunares Chacahua-Pastoría y Corralero-Alotengo", en el que se evaluaron procesos litorales, hidrología, malacología, ictiología y ornitología. Las conclusiones se pueden resumir como:

- 1) Procesos litorales. La corriente litoral presenta variación estacional en dirección dominante e intensidad, encontrándose la más intensa durante la época de lluvia con dirección oeste-este (WE) y con menor intensidad con dirección este-oeste (EW) durante estiaje. Las playas que conforman el frente marino del sistema presentan una estacionalidad definida por las condiciones ambientales. Las pérdidas máximas de sedimento se dan durante la temporada de lluvia por incremento en altura del oleaje y presencia de tormentas: Las tasas máximas de depósito se presentan durante estiaje, bajo condiciones ambientales estables. Las playas que conforman el frente marino de la laguna de Chacahua se encuentran en un proceso de erosión estable, con posibilidades de recuperación a corto plazo. Las playas correspondientes a Pastoría (Cerro Hermoso este y oeste) presentan un proceso heterogéneo de erosión y depósito, que puede catalogarse como de erosión estable, con pocas posibilidades de recuperación para playa Cerro Hermoso este.
- 2) Geología. Se observa una disminución de la profundidad durante la temporada de lluvia, producto el acarreo fluvial de sedimento, posteriormente son redistribuidos o desalojados del cuerpo lagunar, por la acción de corrientes internas. En Chacahua, se observó un azolve constante con mengua de la profundidad producto de la baja velocidad de la corriente del canal de comunicación entre las lagunas, que genera la formación de bancos de sedimento en la zona noroeste de la laguna.

- 3) Malacología. La fauna malacológica presente en los sistemas corresponde en su mayoría a la reportada para otros cuerpos de agua del Pacífico Mexicano. El SLCP presenta menor abundancia de organismos y especies en comparación con Corralero-Alotengo, y los organismos colectados en su mayoría proceden de las raíces de mangle. Hay predominancia de la clase Bivalvia, con una amplia distribución de las especies más abundantes: *Tagelus longisinuatus*, *Mytella strigata* y *Felaniella cornea*, que son características de ambientes lagunares con requerimientos de alimentación y sustrato que coinciden con las características abióticas de los sistemas. *M. strigata* es una especie que tiene como limitante en su distribución, la salinidad, por lo que se considera que la abundancia en conchas y baja de la población durante la temporada de lluvias de 1997, se debió a una disminución de la salinidad. La distribución de especies de origen marino esta restringida al canal de mareas, probablemente porque las condiciones marinas permanecen durante un tiempo más largo y permiten establecimiento, se destaca ostión *Ostrela conchaphila*, *Saccostrea palmula* y *Crassostrea sp.* En la laguna de Pastoría se colectaron gasterópodos de origen estuarino (*Crepidula aculeata* y *Crucibulum scutellatum*). La laguna de Chacahua, presenta una escasa epifauna e infauna, lo que puede aducirse a las variaciones de salinidad registradas en un ciclo anual o bien por la presencia de fondos muy reductores.
- 4) Ictiología. En el sistema lagunar las especies marinas son las más abundantes, se registraron en Pastoría un total de 24 especies, de las que dos son dulceacuícolas, dos estuarinas y 20 marinas. Chacahua, de un total de 23 especies, una es dulce acuícola, cuatro son estuarinas y 18 marinas. Las especies estuarinas estrictas *Arius seemani*, *Gobionellus microdon* y *Lile stolifera* son las más abundantes. El comportamiento general de la biomasa y densidad de peces, presentó valores altos hacia al final de lluvias y en secas, y los valores bajos durante lluvias. La mayoría de las especies

presentes son marinas y utilizan las zonas estuarinas como área de crianza. Las especies consideradas dominantes, por conformar como mínimo el 80% del total de la captura son *Diapterus peruvianus*, *Centropomus robalito* y *Gerres cinereus*.

- 5) Ornitología. Se encontraron diferentes patrones temporales y espaciales de distribución y abundancia, variaciones que pueden estar relacionadas a los procesos de reproducción, disponibilidad de alimento, desplazamientos individuales o de parvadas entre las lagunas y las zonas aledañas, y en menor grado a patrones migratorios de largo alcance. Al Considerar estrictamente la definición de sistema lagunar, el elenco acuático está mejor representado que el terrestre; probablemente la estrategia de muestreo sesgó la información, quedando omitidas muchas especies terrestres.

De acuerdo con la Carta Nacional Pesquera (2000), los impactos sobre el SLCP son (sic):

- 1) Las actividades productivas primarias provoca daños severos al sistema como: incendios, deforestación, erosión, deterioro de los suelos, competencia de la fauna silvestre por el alimento, destrucción de la vegetación, perturbación de los elementos de la flora, fauna, suelo y agua.
- 2) La actividad pesquera provoca fuerte impacto sobre la fauna acuática afectando la cadena trófica y repercute sobre otros elementos de manera negativa.
- 3) Uso de artes y métodos de pesca prohibidos (copos y nidos)
- 4) Reducción total del aporte de agua dulce a través del río Verde, propiciando el azolve de las bocas y detrimento de la calidad del agua.
- 5) Contaminación por desechos provenientes de la agroindustria del limón y por basura urbana y materia fecal.

6) Presencia de basureros a cielo abierto.

Las recomendaciones de manejo y de investigación expuestas en la misma Carta Nacional Pesquera son:

Manejo:

- 1) Promover la adopción de medidas de protección y conservación de las especies y hábitats acuáticos, como vedas, cierres temporales o indefinidos de áreas, para disminuir el impacto de las actividades humanas.
- 2) Restituir el gasto ecológico –aporte de agua dulce- al sistema lagunar, para evitar el azolve y restaurar las condiciones estuarinas.
- 3) Realizar y promover un programa de manejo integral del sistema, que incluya el manejo de las actividades pesqueras.
- 4) Efectuar el mantenimiento periódico a las obras recién concluidas.
- 5) Continuar con el programa de ordenamiento pesquero y acuícola en la región, que permita el manejo sustentable de los recursos.
- 6) Promover entre los pescadores la utilización de artes y prácticas de pesca selectivas, y ambientalmente seguras para mantener la biodiversidad y conservar la estructura de las poblaciones, los ecosistemas acuáticos y la calidad del producto.
- 7) Instituir foros de comunicación intersectorial para la discusión de la problemática pesquera, y favorecer las decisiones basadas en la investigación.

Investigación

- 1) Promover la instalación de una estación meteorológica dentro del área.

- 2) Promover la investigación sobre las especies de aprovechamiento local y acuícola.
- 3) Identificar fuentes de contaminación al sistema para proponer medidas de prevención y mitigación.
- 4) Desarrollar proyectos sobre la hidrodinámica, recursos pesqueros etc., involucrando a las autoridades locales y las organizaciones productivas que operan el sistema.
- 5) Mejorar la colecta de información pesquera.

I.5 Objetivos

I.5.1 Generales

Establecer la dinámica espacial y temporal de los niveles de concentración de material disuelto y particulado, y variables fisicoquímicas y biológicas asociadas, en el agua del sistema lagunar Chacahua-Pastoría.

Establecer el estado trófico del sistema lagunar Chacahua-Pastoría y sus variaciones espaciales y temporales.

Estimar los flujos máxicos de nitrógeno, fósforo y carbono del sistema lagunar Chacahua-Pastoría a la zona costera adyacente.

Establecer los fenómenos o parámetros que guían la biogeoquímica de los nutrientes en el sistema lagunar Chacahua-Pastoría.

I.5.2 Objetivos Particulares

Medir los niveles de concentración de nutrientes (nitrógeno, fósforo y silicio) así como las variables fisicoquímicas (temperatura, pH y alcalinidad) y de contribución orgánica (sólidos suspendidos totales, clorofila a, materia orgánica en el particulado y demanda bioquímica de oxígeno) indicadores de la calidad del agua.

Identificar y agrupar los datos obtenidos de las variables estudiadas de manera espacial y temporal.

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

Establecer estadísticamente las relaciones que existen entre las diferentes variables en el área de estudio.

Aplicar modelos de flujos de nutrientes para establecer el aporte o remoción del sistema lagunar y estimar el aporte neto de nutrientes del sistema lagunar Chacahua-Pastoría a la zona costera.

II Materiales y Métodos

II.1 Metodología

Se realizaron a lo largo de un año campañas de muestreo bimestrales, en cada una, los sitios fueron:

- Estaciones lagunares, cuya localización se muestra en las figuras N° 1 a 12, de las variaciones espaciales, establecidas con base a la batimetría de las lagunas, los antecedentes de estudios previos y con el objetivo de tener una descripción representativa de la laguna; en estas estaciones se realizaron muestreos de agua subsuperficial. La red de estaciones se realizó para que cada estación fuese tomada a la misma hora en los diferentes muestreos.
- Estaciones en las bocas de las lagunas, Cerro Hermoso y San Francisco en Pastoría y Chacahua, respectivamente. Se tomaron muestras de agua de superficie en intervalos regulares a lo largo de un ciclo de marea.

Tabla 3. Características de los días estudiados.

Fecha	Estación hidrológica	Estación Astronómica	Marea	Número de estaciones	
				Chacahua	Pastoría
11/noviembre/1999	Lluvias	Otoño	Sicigia	10	0
20/enero/2000	Secas	Invierno	Sicigia	6	9
27-28/marzo/2000	Secas	Primavera	Cuadratura	5	10
18-19/mayo/2000	Secas	Primavera	Sicigia	6	11
27/julio/2000	Lluvias	Verano	Sicigia	11	13
19/septiembre/2000	Lluvias	Verano	Sicigia	13	12

II.1.1 Recolección de las muestras

En cada una de las estaciones de muestreo se colectó agua subsuperficial (<1 m) en un recipiente con capacidad aproximada de 20 litros del que se tomaron los siguientes grupos de submuestras:

- a) Agua sin filtrar, para las determinaciones de nitrógeno amoniacal, fósforo total, alcalinidad total, sulfuros y demanda bioquímica de oxígeno. Las muestras se tomaron directamente del recipiente, con pipeta graduada 10 ml para el amonio y fósforo total. Para determinar la demanda bioquímica de oxígeno por autoconsumo en 5 días (DBO₅) y alcalinidad se colectó un litro de agua en un frasco de polietileno previamente lavado, en el laboratorio se tomaron las alícuotas para cada uno de los análisis.
- b) Agua filtrada con membranas de nitrocelulosa de 0.45µm (Millipore™ tipo HA), para la determinación de silicatos, nitritos, nitratos y fósforo reactivo disuelto. La muestra filtrada se adicionó con una gota de HgCl₂ (4%) como conservador (Kirkwood, 1992), se almacenó en frío sobre hielo, hasta su arribo al laboratorio y su posterior análisis.
- c) 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 filtros previamente lavados con HCl 1N y tarados. Adicionalmente se utilizaron filtros GF/C para el análisis de pérdidas de peso por ignición y clorofila a.

II.1.2 Medición de variables *in situ* (Temperatura, salinidad y oxígeno disuelto)

La temperatura, salinidad y concentración de oxígeno disuelto se determinó con un oxímetro YSI™ modelo 85, el que se calibró como lo indica el manual de operación del aparato y contra Winkler ocasionalmente.

II.1.3 pH

Se midió utilizando un potenciómetro marca Oakman modelo 407A, estandarizado con amortiguadores de referencia (pH = 7.0 y 4.0).

II.2 Métodos analíticos

En la Tabla 4 se presentan las características generales de las técnicas analíticas, el método de conservación de la muestra, límite de detección y coeficiente de variación.

El coeficiente de variación y el límite de detección se calculó como se describe en la sección II.2.12.

II.2.1 Alcalinidad total

La determinación de la alcalinidad total del agua se llevó a cabo como lo indica Culberson (1970), utilizando ácido clorhídrico 0.7N. El límite de detección calculado para esta técnica fue de 0.34 meq/l y el coeficiente de variación del 5.0 % en un nivel de alcalinidad de 2.5 meq/l.

II.2.2 Nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$)

La determinación de nitrógeno amoniacal se realizó con base en la técnica descrita por Solórzano (1969), que consiste en tratar a la muestra en un medio alcalino de citrato de sodio con hipoclorito de sodio para crear condiciones oxidantes, en presencia de fenol y nitroprusiato de sodio como catalizador, para formar el compuesto azul de iodofenol del que se mide la absorbancia a 640 nm.

El límite de detección fue de $6.0\mu\text{M}$ y el coeficiente de variación del 40% a un nivel de concentración de $0.7\mu\text{M}$, cabe señalar que el coeficiente de variación de esta

técnica disminuye al aumentar la concentración en la determinación, así a un nivel de 1.2µM, el coeficiente de variación es del 20%.

Tabla 4. Técnicas analíticas.

Parámetro	Técnica analítica	Conservación	LD.†	C.V (%)‡	Fuente
Alcalinidad (meq)	Titulación	Hermeticidad	0.34	5.0	(4)
Clorofila <u>a</u> (µg/l)	Espectroscópica	Congelación	0.2	8.5	(3)
Cloruros (mg/l)	Titulación	Hermeticidad	0.28	0.3	(1)
Sulfuros (mg/l)	Titulación	Hermeticidad y no almacenar	0.8	19.24	(6)
Nitrógeno amoniacal (µM)	Colorimétrica	No almacenar	6.0 1.2	20 40	(2)
Nitritos (µM)	Colorimétrica	HgCl ₂ /frío	0.023	20	(1, 5)
Nitratos (µM)	Colorimétrica	HgCl ₂ /frío	0.16	12	(1, 5)
Fósforo reactivo disuelto (µM)	Colorimétrica	HgCl ₂ /frío	0.2	2.5	(1, 5)
Silicatos (µM)	Colorimétrica	HgCl ₂ /frío	0.66	2	(1, 5)

† Límite de detección = $3\sigma_{n-1}$ y $n \geq 6$

‡ Coeficiente de variación = $(\sigma_{n-1}/\bar{x}) \times 100$

Fuentes: (1) Strickland y Parsons, 1968; (2) Solórzano, 1969; (3) Holm-Hansen y Riemann, 1978; (4) Culberson, 1970; (5) Kirkwood, 1992; (6) APHA 1998.

II.2.3 Clorofila a

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. El límite de detección fue de 0.2 µg/l y el coeficiente de variación del 8.5 % para un nivel de 4.0 µg/l.

II.2.4 Cloruros

La determinación de la concentración de cloruros se llevó a cabo por titulación con nitrato de plata, como lo describe Strickland y Parsons (1968). El límite de detección para esta técnica fue de 0.28 ppM y el coeficiente de variación del 0.3 % para un nivel de cloruros de 1 ppM.

II.2.5 Demanda bioquímica de oxígeno

La determinación de la demanda bioquímica de oxígeno se realizó por autoconsumo en 5 días como lo describe Rodier (1981), esta técnica consiste en saturar a la muestra de agua con oxígeno por medio de un burbujeo intenso, después del que se determina la concentración de oxígeno disuelto y se coloca en un recipiente hermético en la oscuridad y a temperatura constante por 5 días, una vez transcurrido este tiempo se determina nuevamente la concentración de oxígeno disuelto y la diferencia entre la concentración inicial y la final se denomina la demanda bioquímica de oxígeno.

II.2.6 Fósforo reactivo disuelto y total (PO_4^{2-} y P)

La determinación de las concentraciones de fósforo reactivo disuelto y fósforo total se realizó por el método colorimétrico con molibdato de amonio como lo describe Strickland y Parsons (1968). El límite de detección para fósforo reactivo disuelto fue de 0.2 μM y el coeficiente de variación del 2.5 %.

Para la determinación del fósforo total, la muestra de agua sin filtrar se oxidó a alta presión y temperatura en presencia de persulfato de potasio, al producto de esta digestión se le realiza la determinación de fósforo disuelto (Grasshoff *et al.*, 1983).

conocido (w_1). Luego del filtrado, cada filtro se enjuagó haciendo pasar 50 ml de agua destilada para arrastrar las sales adheridas y eliminarlas de la medición gravimétrica de los sólidos. Luego secado a 60 °C hasta peso constante, se determinó su peso final (w_2). La concentración de sólidos suspendidos se calculó dividiendo, entre el volumen filtrado, la diferencia de los pesos w_2 y w_1 y se expresó en mg/l.

Para los sólidos suspendidos con diámetro de partícula mayor a 0.45 μm , se utilizaron membranas Millipore™, pesadas con una precisión de 0.1 mg.

Para los sólidos suspendidos con diámetro de partícula mayor a 1.2 μm , se usaron membranas Whatman™ de fibra de vidrio, tipo GF/C, luego de un pretratamiento de combustión en mufla a 450 °C, por cuatro horas, para asegurar la combustión completa de posible contaminación por materia orgánica. Fueron pesadas con una precisión de 0.1 mg

II.2.11 Materia orgánica en el particulado (MOP)

Una vez conocida la concentración de sólidos suspendidos con diámetro mayor a 1.2 μm las mismas membranas de fibra de vidrio se sometieron a una combustión en mufla a 450 °C, por al menos 4 horas; y se pesaron con una precisión de 0.1 mg. (w_3) la concentración de materia orgánica en el particulado se calculó al dividir entre el volumen inicial de filtrado la diferencia en peso w_2-w_3 .

II.2.12 Límite de detección y coeficiente de variación.

Se calcularon con base a la repetición de un sextuplicado de cada una de las soluciones estándar y/o muestras, a diferentes concentraciones. De los seis resultados se obtuvo el promedio y la desviación estándar (σ_{n-1}). El coeficiente de variación se calculó usando la siguiente fórmula $CV = (\sigma_{n-1} / \text{promedio}) \times 100$ y el límite de detección se definió como $3\sigma_{n-1}$. en los sextuplicados de concentración más baja (Miller y Miller, 1989)

II.2.13 Análisis estadístico

Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software Statistica™ para Windows™ versión 5.1 (Stat Soft, Inc., 1996). La geoestadística se llevó a cabo con el software Surfer™ (Win32) versión 6.04 (Golden Software Inc. 1996).

Las isolíneas se trazaron a través del método de interpolación lineal de Kriging, para visualizar las distribuciones espaciales y calcular puntos intermedios entre las concentraciones medidas.

A las mediciones de las variables estudiadas, se les agruparon por estaciones de secas (enero-junio) y lluvias (julio-diciembre). Y por fecha de muestreo a aquellas variables que son multimodal.

Las comparaciones de medias se llevaron a cabo por dos métodos 1) por ANOVA cuando las varianzas resultaron homogéneas y 2) mediante la prueba de t para varianzas desiguales. La homogeneidad de las varianzas se evaluó con el método de Levene.

En las variables que se utilizó el análisis de "t" de student, se realizaron transformaciones logarítmicas:

$$\bar{x} = e^{\bar{x}_{\ln} + \frac{1}{2}S_{\ln}^2}$$

$$\text{Var}(x) = e^{2\bar{x}_{\ln} + 2S_{\ln}^2} - e^{2\bar{x}_{\ln} + S_{\ln}^2}$$

\bar{x} = Promedio.

\bar{x}_{\ln} = media de log x.

S_{\ln}^2 = Varianza de log x.

x = observaciones.

El análisis de factores se realizó con el método de extracción de componentes principales, practicándose a todo el conjunto de datos obtenidos en el presente

trabajo, y para todas las variables, para el cálculo de los factores de carga se aplicó rotación Varimax Normalizada (Mardia, 1979). El termino de error (E) se calculó como:

$$E = \sqrt{1-h^2}$$

Donde h^2 es la comunalidad calculada para los factores retenidos.

Para el balance de masa en el sistema se utilizó el método propuesto por la LOICZ, que por claridad, se describe en la sección correspondiente.

III Resultados y discusión.

III.1 Temperatura (°C)

La temperatura promedio en el SLCP, se presenta en la Tabla 5, en ambas lagunas los valores en el mes de marzo presentaron dos modas, con valores de ~24 y 30 °C en la boca de la laguna y el resto, respectivamente. Los valores de la boca fueron excluidos de la comparación de medias para evaluar el comportamiento de esta variable en el cuerpo de agua. Asimismo, en septiembre los valores en la zona aledaña a la entrada de los ríos Chacahua y San Francisco (figura 2f), presentaron valores muy bajos con respecto al resto, y se excluyeron de los análisis de comparación.

Tabla 5. Promedios de temperatura en los días estudiados y comparación de medias

Fecha de muestreo	Chacahua/t student	Pastoría/ANOVA
11/noviembre/1999	28.6 ± 1	ND
20/enero/2000	27 ± 0.7	27.1 ± 0.5 ^b
27-28/marzo/2000	29.9 ± 1.8	30.7 ± 1.1 ^c
18-19/mayo/2000	31.5 ± 1.3 ^a	31.6 ± 1 ^{c,d}
27/julio/2000	32.3 ± 1 ^a	32.3 ± 0.9 ^d
19/septiembre/2000	27.9 ± 0.5	27.6 ± 1.5 ^b

+ND no dato

Letras iguales señalan que no se encontró diferencias significativas

En la figura 2 se presentan los mapas de isotermas del SLCP en los días estudiados. En esta figura se observa que, el gradiente de temperatura muestra los

valores más bajos en las zonas aledañas a las bocas y más altos en las cabezas lagunares, con excepción de julio y enero cuando prácticamente la temperatura de las lagunas fue homogénea; y en la laguna de Pastoría en septiembre, cuando el gradiente se invirtió y se registraron las temperaturas más altas en la boca lagunar. Adicionalmente, se puede notar que el gradiente de temperatura se acentuó en el mes de marzo, probablemente por el incremento de las horas de insolación, que aumenta la temperatura en mayor grado en las zonas someras de la laguna, aunado a que el agua del mar costero adyacente permanece más fría.

También se puede observar en la figura 2, que la temperatura de las zonas adyacentes a las bocas varía en menor escala con respecto a las cabezas lagunares, lo que contrasta la homeostasis del océano con el ambiente dinámico de las lagunas.

Los valores de temperatura no pueden ser agrupados en estaciones hidrológicas o astronómicas, ya que los valores obtenidos presentan muy distintas modas en cada muestreo. La variación típica de la temperatura; sin embargo, muestra la tendencia anual esperada, con valor mínimo en invierno y máximo en verano.

Por todo lo anterior, se puede concluir que la temperatura en el sistema lagunar, está controlada, por la irradiación solar, y la temperatura del agua que ingresa a la laguna, proveniente del océano y de los ríos, en Pastoría.

III.2 Salinidad

Los promedios de salinidad de los días estudiados se presentan en la tabla 6. En la laguna de Chacahua durante los muestreos de noviembre y septiembre los datos presentaron una variación muy amplia que se relaciona con la influencia de las lluvias (figura 3), por lo que los promedios de los mismos no son representativos. En noviembre Chacahua presenta dos zonas diferentes entre si, de la boca a la parte media y de la parte media a la cabeza lagunar, con promedios significativamente diferentes (ANOVA) de 29 ± 1.7 y 20 ± 1.8 , respectivamente (figura 3f). En septiembre

se presentaron gradientes a lo largo de laguna sin una clara distribución o tendencia, probablemente por las fuertes lluvias acontecidas los días previos al muestreo, así como durante el desarrollo del mismo.

La distribución de la salinidad en Pastoría presentó valores con una moda en todos los meses con excepción de septiembre, en que la laguna mostró dos zonas, una en la mayor parte de la laguna con un promedio de 23 ± 1 y otra en la cabeza lagunar, donde desembocan los ríos, con un intervalo de salinidades de 0 a 17 con una distribución rectangular.

Tabla 6. Promedios de salinidad en los días estudiados y comparación de medias (t de student)

Fecha de muestreo	Chacahua	Pastoría
11/noviembre/1999	NR ²	ND ¹
20/enero/2000	32.9 ± 0.9^a	32.1 ± 2.5^c
27-28/marzo/2000	37.2 ± 1.6^b	36.6 ± 1.9^d
18-19/mayo/2000	37.0 ± 2.4^b	36.3 ± 1.5^d
27/julio/2000	33.3 ± 1.7^a	33.5 ± 0.7^c
19/septiembre/2000	NR	NR

¹ND no dato

²NR Media no representativa

Letras iguales señalan que no se encontró diferencias significativas

Asimismo, la distribución de los valores muestra la influencia de los ríos San Francisco y Chacalapa en la salinidad de la cabeza lagunar de Pastoría; aunque en Chacahua, no se encuentra el cauce de algún río en su cabeza lagunar, de manera difusa, llegan grandes cantidades de agua dulce en la temporada de lluvias provenientes del río San Francisco a través de la marisma de inundación.

En la tabla 6 se observa que en ambas lagunas no existen diferencias significativas entre los valores de marzo y mayo lo que permite agrupar los datos en primavera; sin embargo, tampoco se observaron diferencias significativas entre enero y julio, que corresponden a invierno y verano, respectivamente. Por lo que no hay una influencia de las estaciones astronómicas sobre la salinidad, a pesar de las variaciones en evaporación que existen asociadas a la irradiación solar.

La agrupación de los datos en estaciones hidrológicas muestra que la temporada de secas presenta una sola moda con un promedio de 35.2 ± 2.7 y 35.4 ± 2.77 en Pastoría y Chacahua, respectivamente. En lluvias los datos presentan una distribución relacionada con los aportes de agua dulce de los ríos con una marcada variación espacial (figura 3). Por lo anterior, no fue posible realizar la comparación de medias entre temporadas hidrológicas.

En la figura 3 se observa la variación de los gradientes de salinidad en ambas lagunas, en secas los valores altos se ubicaron en las cabezas y los más bajos en las bocas marinas; la distribución se invirtió durante la temporada de lluvias, con salinidades desde 0.5 hasta 12.5 por la entrada de agua dulce de los ríos San Francisco y Chacalapa, en Pastoría.

Todo lo anterior, permite concluir que la salinidad, en secas, está regulada por procesos de evaporación, y en lluvias, por los aportes de agua dulce.

III.3 Oxígeno disuelto (mg/l).

Las variaciones de oxígeno disuelto en el SLCP presentan un comportamiento fuertemente asociado a la distribución espacial en la laguna. En Chacahua se encontró consistentemente que las estaciones en los extremos de las lagunas presentaban valores muy lejanos a la media. Los valores más bajos asociados a la cabeza lagunar y los más altos a las bocas marinas; sin embargo, en marzo los valores más altos se encontraron en la cabeza de Pastoría. Por lo tanto, para hacer el análisis de

comparación de medias (entre los muestreos), los citados valores fueron omitidos (tabla 7).

En septiembre las concentraciones de oxígeno disuelto en Chacahua presentaron dos zonas claramente distintas: de la boca a la parte media y de ésta a la cabeza lagunar con promedios significativamente diferentes (ANOVA) de 5 ± 0.7 y 3.2 ± 0.1 , respectivamente; por lo que se considero a la media de la laguna en su totalidad, como no representativa. Cabe señalar que en los demás días estudiados, no se encontraron zonas que fuesen significativamente diferentes entre ellas.

Tabla 7. Promedios de oxígeno disuelto en los días estudiados y comparación de medias (ANOVA)

Fecha de muestreo	Chacahua	Pastoría
11/noviembre/1999 % saturación	4.3 ± 0.6^a	ND
20/enero/2000 OD Sat. % saturación	4.3 ± 0.4^a 6.4 66	4.3 ± 0.5^d 6.52 66
27-28/marzo/2000 OD sat. % saturación	7.4 ± 0.3^b 6.0 122	$6.5 \pm 0.5^{e,f}$ 6.09 107
18-19/mayo/2000 OD sat % saturación	$6.4 \pm 0.2^{b,c}$ 5.8 109	6.6 ± 0.8^e 5.9 112
27/julio/2000 OD Sat % saturación	5.9 ± 0.5^c 5.9 99	5.8 ± 0.7^f 5.9 97
19/septiembre/2000 % saturación	NR	4.6 ± 0.6^d

¹ND no dato

² Media no representativa

Letras iguales señalan que no se encontró diferencias significativas

Como se observa en la Tabla 7, en ambas lagunas, los valores de oxígeno disuelto más altos se encontraron en marzo y mayo (primavera), probablemente por el

incremento en la productividad primaria asociada a esta estación astronómica (Mee, 1987).

Los niveles de concentración de oxígeno disuelto en Chacahua presentaron un mínimo de 0.4 y un máximo de 7.7. En noviembre, marzo y septiembre se presentó un gradiente longitudinal con concentraciones bajas en el canal que intercomunica las lagunas, y altas en la parte media y la cercana a la boca (figura 4). Enero presentó valores bajos en la boca y cabeza lagunar, con una media de 4.1; mayo tuvo una distribución homogénea.

En Pastoría se observó un mínimo de concentración de 3.2 y un máximo de 8.9. Las concentraciones más bajas se encontraron en enero, marzo y mayo, en la entrada del canal que intercomunica las lagunas y las concentraciones más altas en la parte media y cabeza lagunar. En julio las concentraciones más altas estuvieron en la entrada del canal y en la cabeza lagunar. En septiembre disminuye la concentración de oxígeno disuelto y se encuentra casi homogénea en toda la laguna (figura 4).

El incremento en los niveles de concentración en julio a la salida del canal de intercomunicación, se debe muy probablemente, a la estimulación de la productividad primaria que ocurre con el ingreso del agua dulce a los sistemas, que favorece el reciclamiento de los nutrientes; de acuerdo con Sanay (1997) la circulación del sistema, con marea y entrada de agua de los ríos como únicos forzamientos, tiene una circulación en dirección de Chacahua a Pastoría, a través del canal, lo que puede explicar que esta zona esté enriquecida en nutrientes, por intercambio.

La distribución de oxígeno disuelto en las lagunas obedece fundamentalmente a los procesos de productividad primaria y oxidación de materia orgánica, ya que los niveles altos de oxígeno se relacionan con el afloramiento de primavera y los bajos con las zonas someras, donde el consumo de oxígeno por los sedimentos tiene mayor influencia en la columna de agua (Dyrssen, 1986). Asimismo, como se menciona más

adelante (Sección III.4) existe una relación inversa entre los niveles de DBO y de oxígeno.

No se realizó la prueba de diferencia de medias, en ambas lagunas, entre las estaciones hidrológicas ni astronómicas porque al agrupar los muestreos presentaron más de una moda.

A partir de la temperatura y salinidad medias presentadas en las tablas 5 y 6, respectivamente, se calculó la concentración de saturación de oxígeno en el agua de acuerdo con la ecuación de Benson y Krause (Millero y Sohn, 1992) los resultados se muestran en la tabla 7. Como se puede observar, los niveles de concentración de oxígeno disuelto son menores a la concentración de saturación, con excepción de los niveles mayo y julio (primavera). Asimismo, se observa la misma tendencia en los porcentajes de saturación. Basado en lo anterior, se puede decir, que el sistema es la mayor parte del tiempo heterótrofo y solamente en primavera es autótrofo.

III.4 Demanda Bioquímica de oxígeno (mg/l)

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO), es una medida a partir de la que se puede estimar la materia orgánica fácilmente oxidable en el agua, mediante el consumo de oxígeno que requiere para degradarse, a partir de la ecuación (Millero y Sohn, 1992):



La DBO en Chacahua presentó un mínimo (mayo) y máximo (enero) de 1 y 7.56, respectivamente. En Pastoría el mínimo de 2.02 y máximo de 7.39, en septiembre y enero, respectivamente. Las mayores DBO se encontraron en la parte media y cabeza lagunar y las menores en las bocas (figura 5).

Al agrupar los datos en estaciones hidrológicas, mostraron diferentes modas, por lo que no fue posible realizar las comparaciones de medias; sin embargo, en cada día estudiado los datos presentaron una sola moda, el resultado de la comparación de medias entre los distintos días estudiados se presenta en la tabla 8.

Tabla 8. Promedios de DBO en los días estudiados y comparación de medias (ANOVA)

Fecha de muestreo	Chacahua	Pastoría
11/noviembre/1999	4.5 ± 0.5 ^a (4)	ND ¹
20/enero/2000	7.2 ± 0.2 ^{a,b,c,d} (4)	6.0 ± 1 ^{a,b,c} (9)
27-28/marzo/2000	3.3 ± 0.7 ^{b,e} (4)	4.5 ± 1 ^a (10)
18-19/mayo/2000	3.5 ± 1.2 ^{c,f} (4)	4.3 ± 0.8 ^{b,d} (11)
27/julio/2000	5.5 ± 0.5 ^{e,f} (10)	5.5 ± 0.5 ^d (12)
19/septiembre/2000	4.2 ± 1.3 ^d (7)	4.4 ± 1.2 ^c (11)

¹ND no dato

Letras iguales señalan diferencias significativas

Como se observa en la tabla 8, en ambas lagunas, los meses correspondientes a lluvias no son diferentes entre sí, y los de secas son diferentes entre sí, lo que muestra que las variaciones más importantes en DBO no se relacionan con el aporte fluvial; por esto, probablemente la materia orgánica lábil en el SLCP es de origen autóctono.

En general se observó una relación inversa entre la DBO y la concentración de oxígeno disuelto. En enero se encontraron las concentraciones más bajas de oxígeno y

corresponden con la DBO más altas, probablemente el oxígeno es consumido en mayor cantidad en este mes, lo que muestra un estado heterotrófico en la laguna.

III.5 Alcalinidad (meq/l)

La alcalinidad en Chacahua tuvo un valor mínimo de 2.3 y máximo de 3.8 y en Pastoría un mínimo de 1.93 y máximo de 3.86. En los meses correspondientes al periodo de secas, la distribución de los valores fue rectangular, con los máximos asociados a las cabezas lagunares. Durante lluvias los valores presentan varias modas, con valores típicos marinos en las bocas y muy variables en las cabezas. Por lo tanto, los valores promedios de esta variable son no representativos y no se pudieron realizar pruebas de comparación de medias entre muestreos.

El carbono inorgánico disuelto de una masa de agua está en función de la alcalinidad y el pH (Millero, 1992); como el intervalo del pH en el SLCP es muy estrecho, la variación en la alcalinidad refleja los cambios del carbono inorgánico disuelto. La alcalinidad presentó valores altos en enero (invierno) y los bajos en mayo (primavera), que aunado a las tendencias de oxígeno disuelto y DBO, confirman la mayor productividad primaria del sistema en primavera. ya que el sistema tiene un mayor consumo de CO_2 y producción de oxígeno, y en invierno el proceso se invierte por la heterotrofia.

III.6 pH

En Chacahua el mínimo y máximo del pH fueron 7.4 y 8.9, que pertenecen a julio y septiembre, respectivamente. El valor mínimo se encontró en la zona aledaña al canal que comunica a las lagunas, cabe mencionar que en esta zona los valores de pH fueron consistentemente los más bajos. Ya que en esta zona se encuentran los valores más bajos de oxígeno disuelto, probablemente la descomposición de materia orgánica, que consume oxígeno y disminuye el pH, ocurra de manera intensa. El valor máximo

se encontró en la boca marina de la laguna, en esta zona se encontraron siempre los valores más altos, por la influencia del agua marina. Para estudiar la variación temporal del pH en la laguna se omitieron valores de la zona aledaña al canal y las bocas.

Tabla 9. Promedios de pH en los días estudiados y comparación de medias (ANOVA)

Fecha de muestreo	Chacahua	Pastoría
11/noviembre/1999	ND	ND
20/enero/2000	7.9 ± 0.1^b (4)	8.2 ± 0.06^a (8)
27-28/marzo/2000	7.8 ± 0.05^b (4)	8.2 ± 0.1^a (7)
18-19/mayo/2000	8.0 ± 0.15^b (4)	8.2 ± 0.07^a (8)
27/julio/2000	7.9 ± 0.15^b (8)	8.4 ± 0.1 (11)
19/septiembre/2000	8.5 ± 0.27 (8)	8.7 ± 0.07 (10)

¹ND no dato

Letras iguales señalan que no se encontró diferencias significativas

Como se observa en la tabla 9, Pastoría en julio y septiembre (lluvias) son significativamente diferentes; enero, marzo y mayo no son diferentes entre sí (secas), y la comparación de los meses de secas con julio y con septiembre, mostraron diferencias significativas. Los mayores valores estuvieron en lluvias, comportamiento que coincide con el encontrado en el estuario Moresby, Australia (Eyre, 1994).

En Chacahua solamente el mes de septiembre presenta un promedio significativamente diferente con el resto de los días estudiados. Como se observa en la tabla 9 existe una clara tendencia de aumento del pH al final del periodo de estudio, en general los valores más bajos de pH se encontraron en la cabeza lagunar y el incremento de pH observado en septiembre conserva la misma distribución.

Los valores y el estrecho intervalo de variación del pH en el SLCP, se encuentran dentro de lo esperado para agua marina, y muestran que en este cuerpo de agua los procesos que alteran el pH, como la sulfato reducción, no ocurren en una magnitud importante.

III.7 Sulfuros (mg/l)

Los valores de sulfuros se encontraron cercanos al límite de detección en la mayoría de las muestras estudiadas, con excepción de septiembre. La distribución de los valores mostró los más altos en las inmediaciones del canal de intercomunicación de las lagunas y en las zonas someras, particularmente en las cabezas lagunares; para llevar a cabo las comparaciones de medias entre los diferentes muestreos, los valores en el canal y sus inmediaciones se omitieron. Los resultados de la comparación se muestran en la tabla 10.

Tabla 10. Promedios de sulfuros en los días estudiados y comparación de medias

Fecha de muestreo	Chacahua	Pastoría (t-student)
11/noviembre/1999	ND	ND
20/enero/2000	11.4 ± 4 ^a (4)	12.11 ± 2.6 (8)
27-28/marzo/2000	0.8 ± 0 (5)	1.09 ± 0.5 (10)
18-19/mayo/2000	5.4 ± 1.5 ^b (4)	7.01 ± 2.6 ^a (9)
27/julio/2000	7.8 ± 4.9 ^{a,b} (9)	7.6 ± 4.6 ^a (11)
19/septiembre/2000	53.0 ± 4.9 (10)	45.99 ± 8.6 (12)

¹ND no dato

Letras iguales señalan que no se encontró diferencias significativas

Como se observa en la tabla 10, no se pueden agrupar los datos en estaciones hidrológicas porque dentro de cada una de ellas existen diferentes modas, particularmente en septiembre, cuando los valores medidos son los más altos del estudio y son diferentes con todo el resto.

Los valores en septiembre corresponden a la parte más intensa del periodo de lluvias, se deben probablemente por el escurrimiento pluvial de las marismas de inundación hacia el cuerpo lagunar, que normalmente tienen altas concentraciones de sulfuros (Chen y Twiley, 1999).

En las concentraciones de sulfuros se relacionan con la profundidad por el aporte de los sedimentos a la columna de agua, en zonas someras se observan mayores concentraciones que en las profundas, donde existe mayor cantidad de agua para diluirlos, ya que la liberación de sulfuros por los sedimentos está en función de su producción por sulfato reducción (Jakobsen y Postma, 1999) este proceso se puede considerar constante en el SLCP.

En el SLCP la concentración de sulfuros está regulada, por la sulfato reducción en los sedimentos y por el aporte de las marismas de inundación a la laguna, en lluvias.

En el canal y sus inmediaciones se presentan concentraciones altas de sulfuros, fósforo disuelto y nitrógeno amoniacal, bajas de oxígeno disuelto y pH bajos, que en su conjunto rebelan una zona altamente eutroficada, con tendencia a la distrofia.

III.8 Nitrógeno amoniacal (μM)

Los niveles de concentración de amonio en el SLCP se encontraron, a lo largo de este estudio, abajo del límite de detección o ligeramente mayores, con excepción de las zonas aledañas al canal de comunicación entre las lagunas y en las inmediaciones de Salinas Grandes (figura 6). Marzo presentó valores atípicamente

altos en ambas lagunas; con intervalos de 21-96 y 13-152 en Chacahua y Pastoría, respectivamente, en ambas lagunas estos valores presentaron una distribución rectangular; por lo que, en las comparaciones de medias este mes se omitió.

En la tabla 11 se presentan los resultados de las comparaciones de medias entre las estaciones hidrológicas, como se observa hay diferencias significativas entre las estaciones únicamente en Pastoría. La concentración más alta encontrada en secas, se debe muy probablemente al ingreso de amonio a través del canal, porque la circulación del SLCP laguna tiene una dirección de Chacahua a Pastoría (Sanay, 1997). Además, se encontró una gran cantidad de *Ulva lactuca*, que se asocia con eutroficación y particularmente con concentraciones altas de nitrógeno (McCarthy *et al.*, 2000).

Los valores atípicos en marzo se pueden explicar con base a la salinidad encontrada en esta fecha, la más alta del año. La capacidad de los sedimentos para atrapar y liberar amonio está fuertemente regulada por la salinidad, a altas salinidades se libera amonio de los sedimentos (Seitzinger *et al.*, 1991; Rysgard, *et al.*, 1999).

Tabla 11. Comparación de medias por t de student de nitrógeno amoniacal (μM).

Estación	Chacahua	Pastoría
Lluvias (n)	1.6 ± 0.5 (26)	1.4 ± 0.4^a (19)
Secas (n)	1.21 ± 0.4 (8)	2.1 ± 1.7^a (24)

Letras iguales señalan diferencias significativas

Los altos niveles de oxígeno encontrados en marzo, que indican una alta productividad primaria, se pueden explicar a su vez por el amonio; ya que los ecosistemas lagunares se encuentran normalmente limitados por nitrógeno y el aumento en éste, la estimula (Downing, 1997). Asimismo, en Pastoría durante lluvias se encontraron niveles de nitrógeno amoniacal menores al límite de detección en la mayor parte del cuerpo lagunar, y en secas, valores más altos. Las bajas

concentraciones pueden explicarse a partir del consumo de este nutriente por la biota, en el agua y los sedimentos, resultados similares se han encontrado en el estuario Great Ouse (Rendell, 1997). Durante la temporada de secas la mineralización de la materia orgánica, es probablemente la mayor fuente de amonio a la columna de agua.

III.9 Nitritos (μM)

La distribución de la concentración de nitritos es variable y muestra en mayo, julio y septiembre los valores más altos en las cabezas lagunares y los más bajos en las bocas marinas; en marzo la distribución se invirtió; en enero y noviembre se encuentran valores bajos en la parte media de las lagunas (figura 7).

No se encontró diferencia significativa entre las temporadas hidrológicas en Chacahua (Tabla 12). En Pastoría, los datos no pudieron agruparse en estaciones hidrológicas, porque presentaron más de una moda y se compararon las medias entre los distintos muestreos, los resultados se muestran en la tabla 13, los datos correspondientes a lluvias son estadísticamente diferentes, y solamente mayo (secas) es diferente a julio (lluvias), por lo que se puede concluir que la variación de nitritos observada en el presente trabajo no está relacionada con las estaciones hidrológicas.

Tabla 12. Comparación de medias por ANOVA de nitritos (μM).

Estación	Chacahua
Lluvias (n)	0.19 ± 0.06 (18)
Secas (n)	0.8 ± 0.06 (11)

Los nitritos en el medio acuático, constituyen un intermediario de la interconversión de nitrato a amonio y viceversa, por lo que estos procesos regulan la concentración de nitrito y la variación temporal queda enmascarada.

Tabla 13. Comparación de medias por t de student de nitritos (μM).

Fecha de muestreo	Pastoría
11/noviembre/1999	ND
20/enero/2000	0.15 ± 0.1^b (7)
27-28/marzo/2000	0.13 ± 0.1 (9)
18-19/mayo/2000	$0.06 \pm 0.05^{a,b}$ (11)
27/julio/2000	$0.11 \pm 0.04^{a,c}$ (11)
19/septiembre/2000	0.08 ± 0.03^c (11)

Letras iguales señalan diferencias significativas

III.10 Nitratos (μM)

En Chacahua los valores mínimo y máximo fueron 0.16 y 11.04, respectivamente. Las concentraciones obtenidas no pueden agruparse en muestreos porque presentan una distribución rectangular, con excepción de julio (0.3 ± 0.2) y septiembre (1 ± 0.4) que presentaron una moda. La distribución espacial muestra en noviembre un gradiente amplio de variación con los valores más bajos en la parte central de la laguna, el resto de los días estudiados, los valores más altos se encontraron en las inmediaciones de la boca marina (figura 8).

En Chacahua durante noviembre se midió la concentración más alta, que se encontró en las inmediaciones del canal, con un gradiente de disminución hacia la boca. En enero y marzo las concentraciones en la cabeza lagunar fueron cercanos al límite de detección y el gradiente se invirtió con respecto a noviembre (figura 8).

En Pastoría los valores mínimo y máximo fueron de 0.16 y 2.36, respectivamente, al igual que Chacahua los datos presentaron varias modas en cada día estudiado, que se relacionan con la distribución espacial. Como se observa en la

figura 8, en enero presento una distribución uniforme con una media de 0.4 ± 0.1 ; en marzo la cabeza lagunar y en las inmediaciones del poblado del Zapotalito se obtuvieron las concentraciones más altas, que indica la influencia antrópica sobre el sistema; el resto del cuerpo lagunar presenta una distribución rectangular en los datos; en mayo en la mayor parte de la laguna se observó valores uniformes con una distribución rectangular, con una zona en la parte intermedia con valores ligeramente altos. En los meses correspondientes a lluvias, en julio, valores bajos en la zona de influencia de los ríos y altos en el resto de la laguna y en septiembre la distribución se invirtió.

Por todo lo anterior, se puede concluir que la concentración de nitratos está asociada fundamentalmente con variaciones espaciales, a consecuencia de la influencia de los aportes antropogénicos, fluviales y marinos, así como en sus procesos internos.

Aunque no se pudo realizar las comparaciones de medias entre las temporadas hidrológicas, en general las concentraciones más altas encontradas en la cabeza lagunar de Pastoría en lluvias, en las inmediaciones de las entradas de los ríos, reflejan los aportes fluviales, que erosionan los materiales intemperizados del continente que enriquecen de este nutriente a las lagunas costeras (Eyre y Balls, 1999). Los aportes fluviales normalmente incrementan en mayor escala las concentraciones de nitratos, probablemente en Pastoría, donde el aporte fluvial del San Francisco se realiza a través de la laguna del Palmarito, por sus dimensiones y la carga del río, el agua debe tener un tiempo de residencia lo suficientemente largo, para disminuir las concentraciones de nitratos del río antes de ingresar a la laguna.

En la laguna de Chacahua, la entrada de agua fluvial del Verde era a través de la inundación por desbordamiento del río a Salina Grande. La construcción del bordo en la margen derecha del río impide este proceso, por consiguiente el aporte de agua dulce al sistema está restringido y por ello no se observa el aumento típico en la concentración de nitrato a consecuencia de las lluvias.

III.11 Fósforo reactivo disuelto (μM)

En Chacahua el mínimo y máximo de fósforo reactivo disuelto fueron de 0.2 y 3.14, respectivamente. Las máximas concentraciones se registraron en mayo en la cabeza y parte media de la laguna, con un gradiente de disminución hacia la boca, con valores cercanos al límite de detección (fig. 9). Los datos en las inmediaciones del canal de intercomunicación, fueron en todos los casos atípicamente altos, por lo que se eliminaron del análisis de comparación de medias; sin embargo, la distribución de los datos en marzo julio y septiembre presentó más de una moda por lo que los promedios no son representativos de las lagunas; asimismo, en los citados meses no se encontró una relación espacial con las diferentes modas.

Se realizó la comparación de medias los meses de noviembre (0.2 ± 0.07), enero (0.4 ± 0.03) y mayo (0.3 ± 0.2), no encontrándose diferencias entre ellos.

En Pastoría la media, mínimo y máximo fueron de 0.74, 0.2 y de 6.3, respectivamente. Valores menores al límite de detección se registraron en casi toda la laguna, en mayo y julio. La máxima concentración se encontró en septiembre, en la cabeza lagunar donde desembocan los ríos Chacalapa y San Francisco —a través del Palmarito— (fig. 9), cabe señalar, que a lo largo de este trabajo el efluente del río Chacalapa fue inapreciable, y el del San Francisco estuvo restringido a la época de lluvias; el aparente aporte de estos ríos en la cabeza lagunar en septiembre (secas), solo puede explicarse a través de la función geoquímica de la laguna del Palmarito, que recibe la carga de fósforo en lluvias y por procesos de mezclado estuarino, probablemente, retiene el fósforo. En lagunas costeras se ha encontrado que las bajas salinidades promueven el flujo de este nutriente de la columna de agua a los sedimentos, con un cambio de sentido al aumentar la salinidad (Seitzinger *et al.*, 1991).

No se encontraron diferencias significativas entre las estaciones hidrológicas y entre las astronómicas en el SLCP (Tabla 14). Por lo que se puede afirmar que en el

sistema la concentración de este nutriente se mantuvo en un angosto intervalo de variación, esta observación puede explicarse basado en que en el medio acuático la concentración de fósforo reactivo disuelto está regulada por fenómenos de adsorción y desorción con la fase particulada (Froelich, 1988).

Tabla 14. Comparación de medias de Fósforo reactivo disuelto (μM).

	Pastoría
Lluvias (n)	1.02 ± 1.51 (25)
Secas (n)	0.52 ± 0.49 (30)
Primavera (n)	0.54 ± 0.54 (21)
Verano (n)	1.02 ± 1.51 (25)
Otoño (n)	No dato
Invierno (n)	0.47 ± 0.34 (9)

III.12 Fósforo total (μM).

La concentración mínima y máxima de fósforo total en Chacahua fueron de, 0.2 y 21, respectivamente. La máxima se encontró en julio y la mínima en noviembre cuando las concentraciones de toda la laguna, con excepción de la boca, presentan valores cerca del límite de detección (fig 10). En Pastoría la media mínimo y máximo fueron de 0.2 y 6.9. La máxima se encontró en septiembre y la mínima en enero y julio (fig. 10).

La distribución de los datos en los diferentes días estudiados con excepción de enero y mayo en Chacahua, presentaron una sola moda, sin embargo al agruparse en estaciones hidrológicas o astronómicas, presentaron más de una moda por lo que la comparación de medias se realizó entre muestreos. Los resultados se presentan en la tabla 15

En Pastoría se encontró en cada uno de los muestreos una sola moda con excepción de septiembre, que correspondieron a la desembocadura de los ríos Chacalapa y San Francisco, con valores altos, y al resto del cuerpo laguna; la agrupación de los datos en estaciones hidrológicas, una vez que se omitieron los valores de los ríos en septiembre, presentaron una moda. Los resultados se presentan en la tabla 16

Tabla 15. Comparación de medias por ANOVA de Fósforo total (μM).

Fecha de muestreo	Chacahua
11/noviembre/1999	$0.6 \pm 0.4^{a,b,c}$ (9)
20/enero/2000	² NR
27-28/marzo/2000	2 ± 0.4^a (5)
18-19/mayo/2000	NR
27/julio/2000	1.6 ± 0.7^b (9)
19/septiembre/2000	2 ± 0.5^c (11)

¹ND no dato

²NR promedio no representativo

Letras iguales señalan diferencias significativas

Como se observa en la tabla 15, en noviembre los valores fósforo total son significativamente diferentes, con los valores más bajos; marzo julio y septiembre no son significativamente diferentes, por lo que se puede afirmar que las estaciones hidrológicas no presentan una influencia clara en las concentraciones de esta variable.

Tabla 16. Comparación de medias por ANOVA de Fósforo total (μM).

Estación	Pastoría
Lluvias (n)	1.7 ± 0.8 (22)
Secas (n)	2.0 ± 1.3 (30)

En Pastoría no se encontraron diferencias significativas entre las estaciones hidrológicas. (Tabla 16).

En la figura 10 se muestra como se distribuyeron las concentraciones de fósforo total; en noviembre, Chacahua presentó una distribución uniforme a 1.1, excepto en la zona aledaña a la boca (1.59). En enero la distribución fue similar, mayores concentraciones en la zona de la boca, pero en este caso, este valor va hasta la mitad de la laguna y disminuye gradualmente hacia la zona de la cabeza y el canal de intercomunicación. En marzo, mayo y julio la distribución se invirtió y las concentraciones más altas se encontraron en la zona de la cabeza y el canal de comunicación con Pastoría.

En Pastoría durante enero y julio las concentraciones estuvieron abajo del límite de detección en toda la laguna; en marzo aumentaron, con el valor más alto en la zona de la cabeza lagunar con una concentración de 5.1. Durante mayo y julio se tuvieron concentraciones promedio de 1.1. En septiembre los niveles subieron hasta 6.1 en la cabeza lagunar.

El fósforo total comprende fracciones orgánicas y/o asociadas a partículas, que requieren de una oxidación fuerte para poder ser medidas, en el SLCP los niveles de concentración de estas fracciones están más relacionadas con la distribución espacial en la laguna que con la variación hidrológica. Aparentemente una fuente importante son los aportes fluviales puntuales en Pastoría y difusos en Chacahua.

III.13 Relaciones estequiométricas N:P

La relación estequiométrica, de la materia orgánica en los ecosistemas acuáticos marinos, es de 16N y 1P (Redfield *et al.*, 1963). Cuando en el agua esta relación es menor, la productividad primaria está limitada por nitrógeno y con una relación mayor, están limitados por fósforo. La relación N:P es alta en mar abierto y muy baja en estuarios y ecosistemas costeros, por lo que el nitrógeno es el nutriente

limitante en sistemas estuarinos y costeros, especialmente en aquellos con una alta influencia antropogénica (Downing, 1997).

El nutriente que limita puede variar de manera temporal. En muchos sistemas estuarinos, en primavera el fósforo es el nutriente limitante y en verano el nitrógeno lo es. Este cambio se relaciona con una entrada temporal significativa de agua dulce (Conley, 2000).

A las razones estequiométricas, obtenidas en el presente trabajo, no fue posible agruparlas por estaciones hidrológicas y astronómicas porque las varianzas son muy grandes, y se decidió considerarlas por muestreo (Tabla 17).

Tabla 17. Razones estequiométricas N:P por muestreo para las dos lagunas

	Chacahua	Pastoría
Noviembre	20.6 ± 14	No dato
Enero	1.7 ± 1.4	3.02 ± 1.2
Marzo	26.7 ± 11.6	11.4 ± 3.4
Mayo	2.4 ± 1.8	1.6 ± 0.8
Julio	1.4 ± 0.8	1.3 ± 0.6
Septiembre	1.3 ± 0.7	0.9 ± 0.3

En Chacahua las relaciones N:P no presentaron alguna tendencia temporal. En noviembre y marzo se obtuvieron relaciones de 20.6 y 26.7, respectivamente, que indica que en estos meses la productividad primaria estuvo limitada por fósforo (Tabla 17). Marzo coincide a la limitación por fósforo en primavera observada en otros estuarios, aunque mayo que pertenece a esta estación muestra una limitación por nitrógeno. El valor de N:P en marzo se debe fundamentalmente a que las concentraciones de nitrógeno amoniacal fueron las más altas encontradas y en noviembre a los bajos valores de fósforo. En verano (julio y septiembre) Chacahua está limitada por nitrógeno, que coincide con el comportamiento estacional reportado en la mayoría de estuarios.

El variación temporal de la relación N:P observado en los sistemas estuarinos, se explica por la liberación estacional de fosfatos de los sedimentos. El flujo de fósforo de los sedimentos a la columna de agua ocurre en verano, por las mayores temperaturas e incremento de sulfato reducción. Cuando la tasa de sulfato reducción es muy baja, hay un almacenaje estacional de fósforo en los sedimentos, por asociación del fósforo al hierro, que ocurre principalmente en invierno y primavera. El fósforo acumulado es subsecuentemente liberado, al incrementarse la sulfato-reducción, se producen sulfuros que compiten con el fósforo en el acomplejamiento con el hierro. Las tasas altas de regeneración y liberación del fósforo de los sedimento provocan que el fósforo no sea limitante en verano (Conley, 2000).

En Pastoría durante el verano el nitrógeno es limitante y en marzo con una razón N:P de 17.9 el fósforo es el limitante.

Las dos lagunas en mayo presentaron una razón N:P baja (Tabla 17), esto quiere decir que la producción estuvo limitada por nitrógeno a pesar de ser todavía primavera, explicándose porque en mayo hubo entrada de agua dulce al sistema con las primeras lluvias, promoviendo liberación y aporte de fósforo.

Cabe señalar, que los niveles de concentración de fósforo y nitrógeno son lo suficientemente altos, para que la productividad primaria en la laguna proceda, y aunque las relaciones estequimétricas de ellos predigan cierta limitación por alguno de los dos; lo más probable es que la luz fuese el factor limitante en la productividad primaria, por la turbidez observada en el sistema. La utilidad de las relaciones N:P, en este caso puede aplicarse al exporte de agua al mar costero.

III.14 Silicatos (μM)

La agrupación de las concentraciones observadas en los días de muestreo, en ambas lagunas presenta una distribución rectangular, por lo tanto los valores promedio no son representativos.

Los valores máximos fueron de 90.4 en Chacahua y 182 en Pastoría, dichas concentraciones se encontraron en la cabeza lagunar con un gradiente de descenso hacia la boca.

En la figura 11, se observa la distribución espacial de las concentraciones de silicatos en los días de muestreo. Chacahua presenta una distribución homogénea en marzo, en mayo se observa un gradiente con valores altos en la cabeza, que persiste en julio, con valores abajo del límite de detección en la boca; en septiembre las concentraciones son muy altas en las zonas con influencia de aportes fluviales y concentraciones ligeramente menores en la parte media y boca.

En Pastoría el muestreo de mayo, tiene un intervalo de 3 a 24 con las concentraciones altas en la cabeza y zona cercana al canal de comunicación, en julio con concentraciones mucho menores (0.66 – 6) con distribución igual. El gradiente en septiembre fue más amplio y se presentaron los valores más altos (figura 11). Las altas concentraciones encontradas en septiembre, por su distribución y la época en la que ocurren, pueden atribuirse al aporte fluvial.

Aunque a los valores no se les puede calcular una media, los intervalos de concentración encontrados muestran una tendencia, con las concentraciones más altas en septiembre, probablemente por el aporte fluvial, y los más bajos en mayo.

En marzo y mayo se observan valores altos y muy bajos, respectivamente, que pueden relacionarse con una estimulación en su consumo en marzo y un agotamiento en mayo, ya que marzo, se relaciona con la época de mayor producción de oxígeno y amonio, que permite suponer que el consumo de la biota en este mes es más alto. La carencia de aporte fluvial, que es la principal fuente de silicatos al medio acuático (Liss y Spenser, 1970), permite el agotamiento de este nutriente observado en mayo.

En el SLCP la concentración de silicatos está regulada fundamentalmente por su aporte en las escorrentías y su consumo por la biota (Libes, 1992; Liss y Spenser, 1970). Normalmente la concentración de silicatos aumenta después de una fuerte

lluvia, los aportes más importantes son por lixiviado de los suelos húmedos y por la erosión de los materiales intemperizados, aunque la lixiviación aporta silicatos en mayor cantidad después de un evento de lluvia, el aporte proveniente de la intemperización, es el más importante (Rendell, 1997).

En conclusión, la concentración de silicatos en el agua del SLCP está controlada por los aportes de agua dulce y el consumo por la biota.

III.15 Clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$)

En Chacahua el mínimo y máximo fueron de 0.5 y 23, respectivamente. En Pastoría el mínimo y máximo fueron de 0.8 y 39, respectivamente.

En la figura 12 se muestra la distribución de clorofila; en noviembre la más alta se localiza en la zona cercana al canal que comunica las lagunas, en enero en las dos lagunas hay una concentración mayor en las cabezas lagunares, con valores cercanos a cero en las bocas. Esta tendencia persiste hasta septiembre donde ya se obtienen concentraciones de 10, en las bocas.

En la tabla 18 se muestran los intervalos de variación de las concentraciones de clorofila en los días estudiados, como se observa, no se puede establecer alguna tendencia temporal en los valores máximos y mínimos. La distribución de los datos es rectangular con los valores más bajos asociados a las bocas; pero la separación de los datos en zonas en cada laguna, presento asimismo una distribución rectangular.

Por todo lo anterior, se puede concluir que los niveles de concentración de clorofila están regulados por una multitud de procesos, que incluyen biológicos, físicos y químicos, que tienen diferente peso de manera espacial y temporal. La regulación de la biomasa del fitoplancton por los nutrientes está establecida en zonas oceánicas (Parsons y Takahashi, 1977; Karl *et al.*, 1997; Dudgeon y Wilkerson, 1998); sin embargo, en las lagunas costeras en general, se encuentra regulada por la luz,

intercambios mareales, procesos de mezclado estuarino, ramoneo y la composición de la comunidad fitoplactónica (Pettine *et al.*, 1998; Eyre y Balls, 1999).

Tabla 18. Intervalo de concentración de clorofila *a* µg/l

Fecha	Chacahua	Pastoría
11/noviembre/1999	3.2 - 21.1	ND
20/enero/2000	0.5 - 22.8	2.0 - 5.7
27-28/marzo/2000	1.6 - 8.7	1.7 - 17.9
18-19/mayo/2000	0.8 - 21.2	4.9 - 13.2
27/julio/2000	1 - 14	0.7 - 6.9
19/septiembre/2000	2.4 - 16.7	1.1 - 14.4

Las variaciones observadas en oxígeno disuelto, alcalinidad y amonio, que se relacionan con la productividad primaria, no presentaron algún tipo de relación con las concentraciones de clorofilas, lo que indica que la productividad primaria no está regulada por la disponibilidad de clorofila. El caso común en las lagunas costeras y estuarios es la regulación por la disponibilidad de luz y/o turbidez del agua (Day y Arancibia, 1986).

Las concentraciones de clorofila *a* corregida y no corregida por feopigmentos presentaron valores, distribución mínimos y máximos muy similares, esto indica que en la comunidad fitoplanctónica, los procesos de degradación de clorofila son mínimos y se puede decir que está "sana".

III.16 Sólidos suspendidos de $>1.2 \mu\text{m}$ y $>0.45 \mu\text{m}$ (mg/l)

En Chacahua el mínimo y máximo de sólidos suspendidos $>1.2 \mu\text{m}$ fueron de 1 y 46, respectivamente; el valor máximo se encontró en noviembre y el mínimo en enero. En Pastoría el mínimo y máximo fueron de 2.3 y 83, los últimos dos se registraron en marzo.

En Chacahua los datos de sólidos de $>1.2 \mu\text{m}$, presentaron distribución rectangular en cada día estudiado, por lo que no se calcularon las medias. En Pastoría solamente los meses de marzo, mayo y junio, presentaron distribución unimodal, los promedios se presentan en la tabla 19, y no son significativamente diferentes entre sí.

Como se observa en la tabla 19, no se aprecia una tendencia temporal en los intervalos y en los valores promedio; sin embargo, en Chacahua los valores más altos se encontraron en septiembre y noviembre, que reflejan la influencia de las lluvias.

Tabla 19. Intervalo de concentración y promedios de sólidos $> 1.2 \mu\text{m}$ en Chacahua y Pastoría, respectivamente.

Fecha	Chacahua	Pastoría
11/noviembre/1999	9- 46	NR ¹
20/enero/2000	2.7- 11.4	NR
27-28/marzo/2000	5.3- 23.3	10.85 \pm 8 (11)
18-19/mayo/2000	1.1- 17	7.5 \pm 1.5 (11)
27/julio/2000	1.0 – 8	6.84 \pm 1.4 (11)
19/septiembre/2000	2.7- 36.4	NR

1 NR Promedio no representativo

En Pastoría no se observó la influencia de las lluvias en los valores de sólidos suspendidos; sin embargo, en las inmediaciones de la entrada de los ríos se

presentaron los valores más altos, probablemente los sólidos suspendidos provenientes de los ríos quedan retenidos en zonas anteriores a la laguna y los que la alcanzan, son rápidamente sedimentados, y no se incrementan de manera importante en el resto del cuerpo lagunar (figura 13).

Los sólidos suspendidos representan la fracción del material que queda retenido en los filtros, y están compuestos por materiales orgánicos e inorgánicos. Los procesos biológicos, físicos y químicos influyen en su concentración, los valores altos en las cabezas en lluvias pueden estar constituidos por partículas minerales y en marzo que presenta los gradientes más amplios, muestra aportes antropogénicos resuspensión en las zonas someras (figura 13).

Los valores de sólidos suspendidos $>0.45 \mu\text{m}$, presentaron una distribución rectangular, lo que no permitió la comparación de medias. En la tabla 20 se observa el intervalo de las dos lagunas.

En Chacahua el mínimo y máximo fueron de 2.7 y 41, respectivamente; el valor mínimo se encontró en marzo y el máximo en enero. La distribución de los datos, de enero y mayo, permite reconocer tres zonas en la laguna, 1) de la boca, con valores bajos, 2) parte central y 3) e inmediaciones al canal (figura 14).

En Pastoría el mínimo y máximo fueron de 1 y 61, este último se registró en mayo (Tabla 20), los datos mostraron en general una distribución rectangular, y no se realizaron comparaciones de medias.

Las grandes porciones someras de las lagunas, propician que el movimiento del agua resuspenda con facilidad los sedimentos, por lo que las variaciones estacionales de los sólidos suspendidos están influenciadas por varios factores (viento, altura de la marea, aporte fluvial) la influencia de cada uno de estos procesos es distinta en cada zona y explica la distribución encontrada en los datos (figura 14).

Tabla 20 Intervalo de concentración de sólidos > 0.45 μm en Chacahua y Pastoría, respectivamente.

Fecha	Chacahua	Pastoría
11/noviembre/1999	6 – 23.2	ND
20/enero/2000	9.2 - 41.1	3.0 – 22.8
27-28/marzo/2000	2.7 – 26.1	1.0 – 40.6
18-19/mayo/2000	5.8 – 40.0	5.5 – 61
27/julio/2000	3.8 – 33.3	1-7.5
19/septiembre/2000	6.3- 40.0	3.3-22.0

Los sólidos suspendidos de >0.45 μm representan, la mayor parte de las veces, la fracción biótica del seston, ya que las membranas aunque son capaces de retener sólidos de tamaños menores, rápidamente se saturan con las partículas pequeñas (Moss *et al.*, 1992). Los altos valores de sólidos suspendidos > 0.45 μm en Pastoría en marzo (primavera), corroboran una vez más que en esta época se tiene un afloramiento; aunque como se mencionó anteriormente, los niveles de clorofila se mantienen aproximadamente constantes a lo largo de todo el año.

En el medio acuático la productividad primaria está regulada por: productores primarios, disponibilidad de luz, nutrientes y micronutrientes, sin embargo entre ellos existen situaciones sinérgicas y regulaciones coordinadas, por lo que difícilmente, sin evaluar todos los componentes involucrados y sus interrelaciones se puede establecer, cuál es el peso relativo de todos estos factores en la regulación de la productividad primaria en el SLCP.

III.17 Porcentaje de Materia orgánica en el particulado (%)

El porcentaje de materia orgánica en el particulado (%MOP) presentó en Chacahua un mínimo de 17 y máximo de 100 que corresponde a mayo. En pastoría el mínimo fue de 3 y máximo de 94 en julio.

En Chacahua el valor máximo en mayo coincide con valores de clorofila altos, lo que corrobora, como se mencionó anteriormente (sección III.16), que en este mes una parte importante de los suspendidos está constituido por fitoplancton.

En Pastoría se observan los mayores porcentajes de %MOP, en los meses que corresponden a lluvias, como se mencionó en la sección III.4, los valores de DBO permanecieron sin cambio, probablemente el incremento en esta variable corresponde a la entrada fluvial de goepolímeros refractarios.

A los valores obtenidos no se les pudo calcular el promedio por la distribución que presentaron, los intervalos se presentan en la tabla 21

Tabla 21. Intervalo de % de MOP

Fecha	Chacahua	Pastoría
11/noviembre/1999	ND ¹	ND
20/enero/2000	ND	82.5 – 86.8
27-28/marzo/2000	1.5- 37.5	4.4 – 59.4
18-19/mayo/2000	36.5- 100	2.6- 52.8
27/julio/2000	19.0 – 79	71.2 –93.3
19/septiembre/2000	18- 53	23.9 –89.8

1 ND No dato

La distribución espacial de %MO en el SLCP (figura 15) muestra fuertes gradientes, con excepción de enero, sin relación con zonas de aporte fluvial, con el canal, ni con las bocas, que corrobora la regulación multifactorial de la concentración.

III.18 Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales tiene como objetivo encontrar las relaciones entre las diferentes variables, para reducir el número de dimensiones, a las que expliquen la mayor cantidad de varianza; forma grupos de dimensiones implícitas, llamadas componentes o factores.

Se aplicó una rotación varimax que maximiza la varianza del cuadrado de las cargas de cada factor y tiende a polarizar las cargas. Con la totalidad de los datos del presente trabajo se encontraron 4 factores que explican el 66.2 % de la varianza total (Tabla 22).

Tabla 22. Componentes principales.

Componente	Valor propio	% total de la varianza	% acumulado
1	3.815	25.4	25.4
2	2.785	18.6	44.0
3	1.930	12.9	56.9
4	1.398	9.3	66.2

Los factores de carga para el primer componente son: temperatura, nitritos, nitratos y DBO. Estas variables no presentaron variaciones estacionales, sin embargo, espacialmente presentaron tendencias claras, por lo que a este factor se le puede asignar la variación espacial.

Los factores de carga para el segundo componente son nitrógeno amoniacal y total inorgánico, dado que estas variables presentaron variaciones significativas entre estaciones astronómicas y entre hidrológicas, a este factor se le nombra la variación temporal.

Los factores de carga para el tercer componente fósforo total, clorofila a, SS de $>1.2\mu\text{m}$ y $>0.45\mu\text{m}$. A este factor se le denominó la fracción particulada del agua.

Los factores de carga el cuarto componente oxígeno disuelto, salinidad y fósforo reactivo disuelto. A este factor se le denominó la fracción disuelta del agua.

El análisis de correlación canónica define la relación que mantienen los factores entre sí, en nuestro estudio las relaciones encontradas fueron (Tabla 23 y figura 16).

Tabla 23. Análisis Canónico entre los componentes principales.

	Temporal	Fracción particulada	Fracción disuelta
Espacial	0.45 (0.005)*	0.381 (0.234)	0.543 (0.000)*
Temporal		0.405 (0.005)*	0.363 (0.026)*
Fracción particulada			0.388 (0.016)*

*correlación significativa

III.19 Balance de masas.

El balance de masas en el presente trabajo se realizó aplicando el método propuesto por la LOICZ (Gordon *et al.*, 1996), ya que las suposiciones de éste, son congruentes con las características del SLCP y los datos obtenidos en el presente trabajo. El modelo conceptual se representa con diagramas de cajas, con entradas y salidas de materiales.

III.19.1 Balance de agua y sal

Los flujos volumétricos de las entradas son: escorrentía (V_Q), manto freático (V_G), precipitación (V_P) entrada advectiva (V_i) y otras (V_o).

Y los flujos de salida son: evaporación (V_E) y un flujo advectivo del agua del sistema (V_S).

El volumen de agua resultante puede ser representada por el cambio en el sistema, temporalmente (dV/dt) de esta manera:

$$\frac{dV}{dt} = V_Q + V_P + V_G + V_o + V_i - V_E - V_S \quad (1)$$

Los términos V_S y V_i no son realmente cuantificables por lo tanto:

$$V_i + V_s = \frac{dV}{dt} - V_Q - V_P - V_G - V_o + V_E \quad (2)$$

Donde la diferencia de $V_i + V_s$ se considera como el flujo residual (V_R).

En el SLCP V_o y V_G se consideraron insignificantes y se ignoraron.

V_Q permanece solo para la estimación de V_R

Todas la entradas de agua dulce, menos la evaporación son combinadas en un termino simple (V_Q^*).

$$V_R = V_i + V_s = \frac{dV}{dt} - V_Q^* \quad (3)$$

Dado que el volumen del SLCP, no cambió a lo largo del estudio, $\frac{dV}{dt} = 0$.

V_R es el flujo residual requerido para equilibrar el balance del agua, tiene valor positivo cuando la evaporación excede a la precipitación, por el contrario, es negativo cuando la entrada de agua dulce domina.

La razón del valor absoluto del volumen del sistema a el flujo residual, $|V1/VR|$, con unidades de días es referido como tiempo de residencia de agua dulce o el tiempo de residencia hidráulico, del sistema.

Sin embargo para aquellos sistemas donde se intercambian sales y otros materiales, el balance se tiene que considerar en términos de mezcla. El intercambio horizontal es representado por V_i y V_s . Dimensionalmente estos flujos tienen las unidades de volumen por tiempo.

En la ecuación 4 el flujo de la sal es igual a cada uno de los flujos multiplicado por la salinidad (S), de cada tipo de agua. En el caso de agua residual advectiva, la salinidad es la del sistema circundante, la salinidad del sistema es designada como S_1 y el agua afuera S_2 :

$$\frac{d(V_1 S_1)}{dt} = V_Q \cdot S_Q + V_i S_2 - V_s S_1 \quad (4)$$

Las salinidad S_Q es despreciable y no se consideró, por esto la ecuación 4, se simplifica a:

$$\frac{d(V_1 S_1)}{dt} = V_i S_2 - V_s S_1 \quad (5)$$

En ecuación (5), los términos de intercambio por mezcla (V_i , V_s) permanecen como desconocidos. Por combinación de ecuaciones (3) y (5) y extensión del término ($V_1 S_1$), V_i y V_s pueden ser evaluados individualmente con:

$$V_i = \frac{1}{(S_1 - S_2)} \left[V_Q \cdot S_1 - V_R \frac{dS_1}{dt} \right] \quad (6)$$

y

$$V_s = \frac{1}{(S_1 - S_2)} \left[V_Q \cdot S_1 - V_1 \frac{dS_1}{dt} \right] - \frac{dV_1}{dt} + V_Q \quad (7)$$

Las ecuaciones 6 y 7 se simplifican si dS/dt y/o dV_1/dt se tratan como constantes. En particular, si $dV_1/dt=0$, $V_i=V_s-V_Q$. Esto es, V_i y V_R el agua entra y regresa y la diferencia entre estos términos es $-V_Q$, el flujo residual. V_i se redefinió como el flujo de intercambio de agua (V_x). Además el flujo residual (V_R) puede tener ambas direcciones (entrada, salida). la salinidad usada en el flujo residual es definida como S_R . Por reacomodo de la ecuación 6 y uso de la notación V_R y S_R para flujo residual se obtiene que:

$$V_x = \frac{1}{(S_1 - S_2)} \left[V_1 \frac{dS_1}{dt} + V_R S_R \right] \quad (8)$$

Por claridad los valores calculados para todas las variables mencionadas se muestran en las figuras de la 17 a la 20.

III.19.2 Balance de nitrógeno y fósforo

En la ecuación 9, se resume el cálculo de los flujos de los componentes no conservativos –nutrientes– (ΔY), esta ecuación se obtiene a partir de combinar las del balance de agua y sal con las concentraciones del componente no conservativo.

$$\Delta Y = V \frac{dY}{dt} + Y \frac{dV}{dt} - \sum V_i Y_i + \sum V_s Y_s \quad (9)$$

Con esta ecuación se obtuvieron los resultados que se muestran en la Tabla 24.

A partir del DIP (fósforo reactivo disuelto) y la razón N:P se calcula el DIN esperado (DIN_{exp}). La diferencia entre el DIN esperado y el observado, solo puede explicarse por fijación de nitrógeno o desnitrificación así:

$$DIN_{exp} = N_{fix} - Des_{nt} \quad (10)$$

Los valores negativos indican que en el sistema la desnitrificación es superior a la fijación de nitrógeno.

Como se observa en la tabla 24, el SLCP, el proceso dominante es la desnitrificación, que es característico en estos sistemas (Downing, 1997).

A partir del DIN_{exp} y con el área de las lagunas se calculó la tasa de desnitrificación por unidad de área, el valor es similar al encontrado en otras lagunas costeras del país.

En la Tabla 25, se muestran los flujos anualizados de N, C y P, de las lagunas y del sistema. Exportan nitrógeno al mar costero, Chacahua exporta fósforo y Carbono, y Pastoría los importa, probablemente existe un flujo interno en el SLCP de Chacahua hacia Pastoría.

Tabla 24. Flujo de N, P y Carbono y balance de nitrógeno, por estación hidrológica.

	τ (días)	DIN mol sea ⁻¹	DIP mol sea ⁻¹	DIC mol sea ⁻¹	DIN _{exp} mol sea ⁻¹	Desnt mmol m ² sea ⁻¹
Chacahua Secas	105	-1.1x10 ⁶	-9.9x10 ³	-2.17x10 ⁴	-9.37x10 ⁵	2.037
Chacahua Lluvias	18	-9.46x10 ⁵	-5.92x10 ⁴	-3.12x10 ⁵	-3.86x10 ⁴	0.084
Pastoría Secas	53	-6.37x10 ⁶	2.69x10 ⁴	-1.7x10 ⁵	-6.8x10 ⁶	302.3
Pastoría Lluvias	22	-8.32x10 ⁵	5.47x10 ⁵	1.06x10 ⁸	-9.58x10 ⁶	426.2

Tabla 25. Flujo de N, P y Carbono y balance de nitrógeno, anual.

	DIN mol y ⁻¹	DIP mol y ⁻¹	DIC mol y ⁻¹	Nfix-Desnt. mol y ⁻¹	Desnt mmol m ² y ⁻¹
Chacahua	-2.08x10 ⁶	-6.91x10 ⁴	-3.34x10 ⁵	-9.76x10 ⁵	2.212
Pastoría	-7.5x10 ⁶	5.74x10 ⁵	1.06x10 ⁸	-1.64x10 ⁷	728.5
SLCP	-9.6x10 ⁶	5.04x10 ³	1.05x10 ⁸	-1.74x10 ⁷	600

IV Conclusiones

La temperatura y salinidad están controladas temporalmente a través de la irradiación solar, y espacialmente por los intercambios de agua que ingresa a la laguna proveniente del océano y de los ríos.

El pH está regulado por el intercambio con el océano y por los aportes de agua dulce, con escasa influencia de la sulfato reducción y la productividad primaria.

Las variaciones de oxígeno disuelto, DBO, productividad primaria y alcalinidad obedecen fundamentalmente a la dinámica espacial.

La concentración de sulfuros está regulada temporalmente por el aporte de las marismas de inundación y espacialmente por la sulfato reducción en los sedimentos.

La concentración de amonio está controlada por los procesos internos de la laguna, liberación de los sedimentos, circulación y mineralización de la materia orgánica, que establecen que la dinámica espacial en el sistema es más importante que la temporal.

La concentración de nitratos está asociada fundamentalmente con variaciones espaciales, a consecuencia de la influencia de los aportes antropogénicos, fluviales y marinos, así como en sus procesos internos.

En el canal de intercomunicación de las lagunas y sus inmediaciones se presentan concentraciones altas de sulfuros, fósforo disuelto y nitrógeno amoniacal, bajas de oxígeno disuelto y bajo pH, que en su conjunto rebelan una zona altamente eutrofizada, con tendencia a la distrofia.

La concentración de fósforo disuelto, que varía en un intervalo estrecho, puede explicarse por el mecanismo de amortiguación por adsorción y desorción con la fase particulada.

El fósforo total obedece una dinámica espacial en función de los aportes fluviales.

La concentración de silicatos está regulada por aporte de las escorrentías y consumo por la biota, por lo que las dinámica espacial y temporal son amplias.

La dinámica espacial y temporal de la concentración de clorofila permanecen dentro de un intervalo estrecho, y las variaciones en la productividad primaria no se relacionan con ella.

Los procesos biológicos, físicos y químicos influyen la concentración de los sólidos suspendidos y la materia orgánica contenida en ellos, con una fuerte influencia antrópica en la dinámica espacial.

Por las variaciones estacionales de alcalinidad, pH, oxígeno disuelto, DBO, sólidos suspendidos y el porcentaje de materia orgánica en el particulado, se concluye que el sistema es autotrófico en primavera y heterotrófico el resto del año.

La productividad primaria está aparentemente limitada por luz, ya que los niveles de concentración de nutrientes son suficientes para sostenerla, y las variaciones de clorofila no se relacionan con ella.

A través del análisis de componentes principales, se encontraron 4 factores que explican el 66.2 % de la varianza, se les denominó de acuerdo a las variables con mayor carga y sus tendencias en: Variación espacial, variación temporal, fracción particulada y fracción disuelta.

Las correlaciones canónicas muestran que las relaciones entre los factores, en orden de significancia, son: la variación espacial con la fracción disuelta, la variación temporal con la espacial, la variación temporal con la fracción particulada, la fracción particulada y la fracción disuelta y por último la variación temporal y la fracción disuelta.

Los tiempos de residencia, en días, del agua en Chacahua y Pastoría fueron de 108 y 18, 53 y 22 en secas y lluvias, respectivamente.

El flujo de nitrógeno, en moles por periodo hidrológico, de Chacahua y Pastoría fueron de -1.1×10^6 y -9.46×10^5 , -6.37×10^6 y -8.32×10^5 en secas y lluvias, respectivamente

El flujo de fósforo, en moles por periodo hidrológico, de Chacahua y Pastoría fueron de -9.9×10^3 y -5.92×10^4 , 2.69×10^4 y 5.47×10^5 en secas y lluvias, respectivamente

El flujo de carbono inorgánico, en moles por periodo hidrológico, de Chacahua y Pastoría fueron de -2.17×10^4 y -3.12×10^5 , -1.7×10^5 y 1.06×10^8 en secas y lluvias, respectivamente.

Las tasa de desnitrificación en milimoles por metro cuadrado por estación hidrológica en Chacahua y Pastoría fueron de 2.037 y 0.084, 302.3 y 426.2 en secas y lluvias, respectivamente.

Por las variaciones de los fisicoquímicos, el flujo, distribución espacial de nutrientes y las tasas de desnitrificación, se concluye que Chacahua presenta un ambiente marino y Pastoría un estuarino.

V Figuras

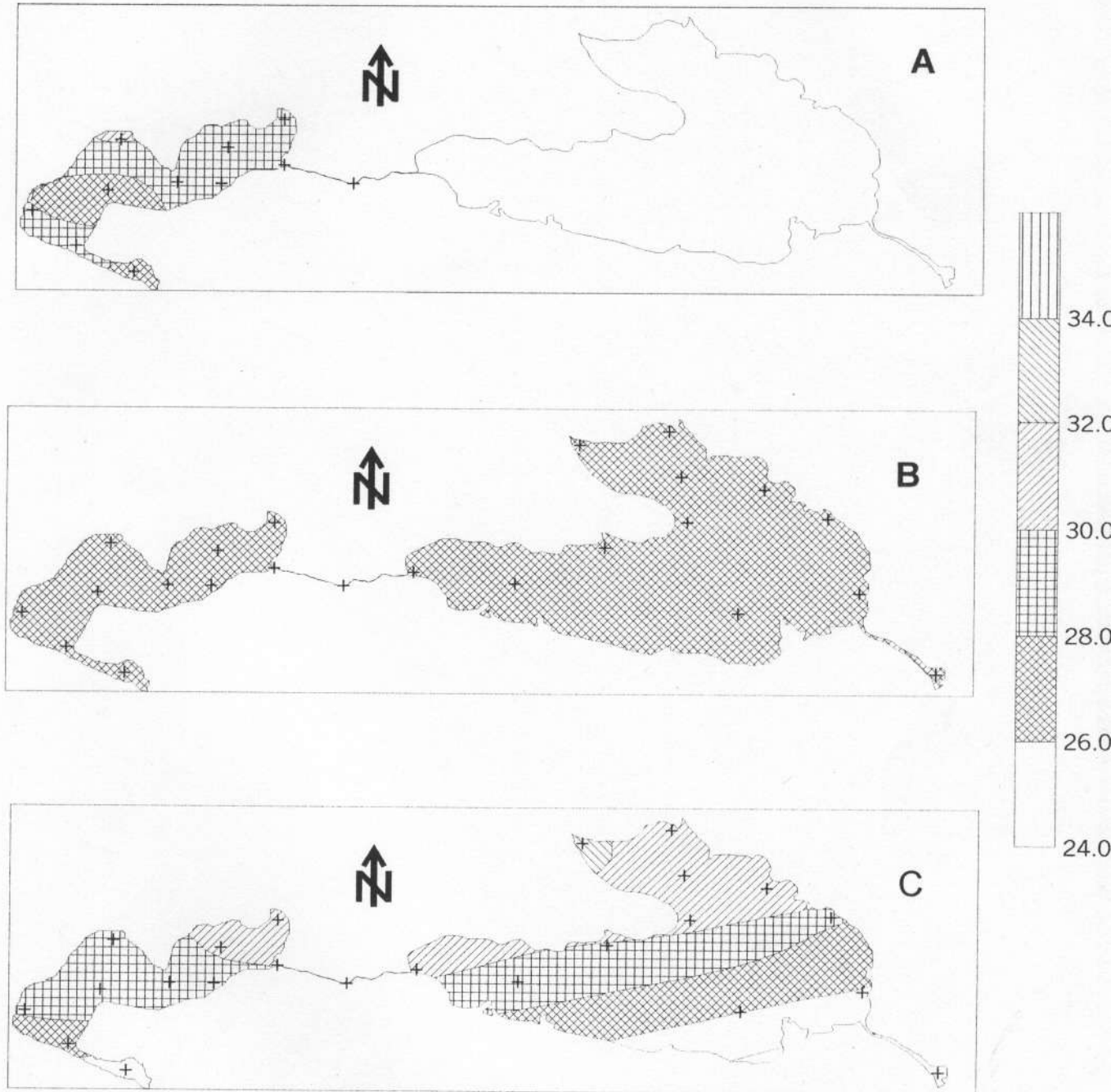


Figura 2. Temperatura (° C) en el SLCP en A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. sitio de muestreo(+)

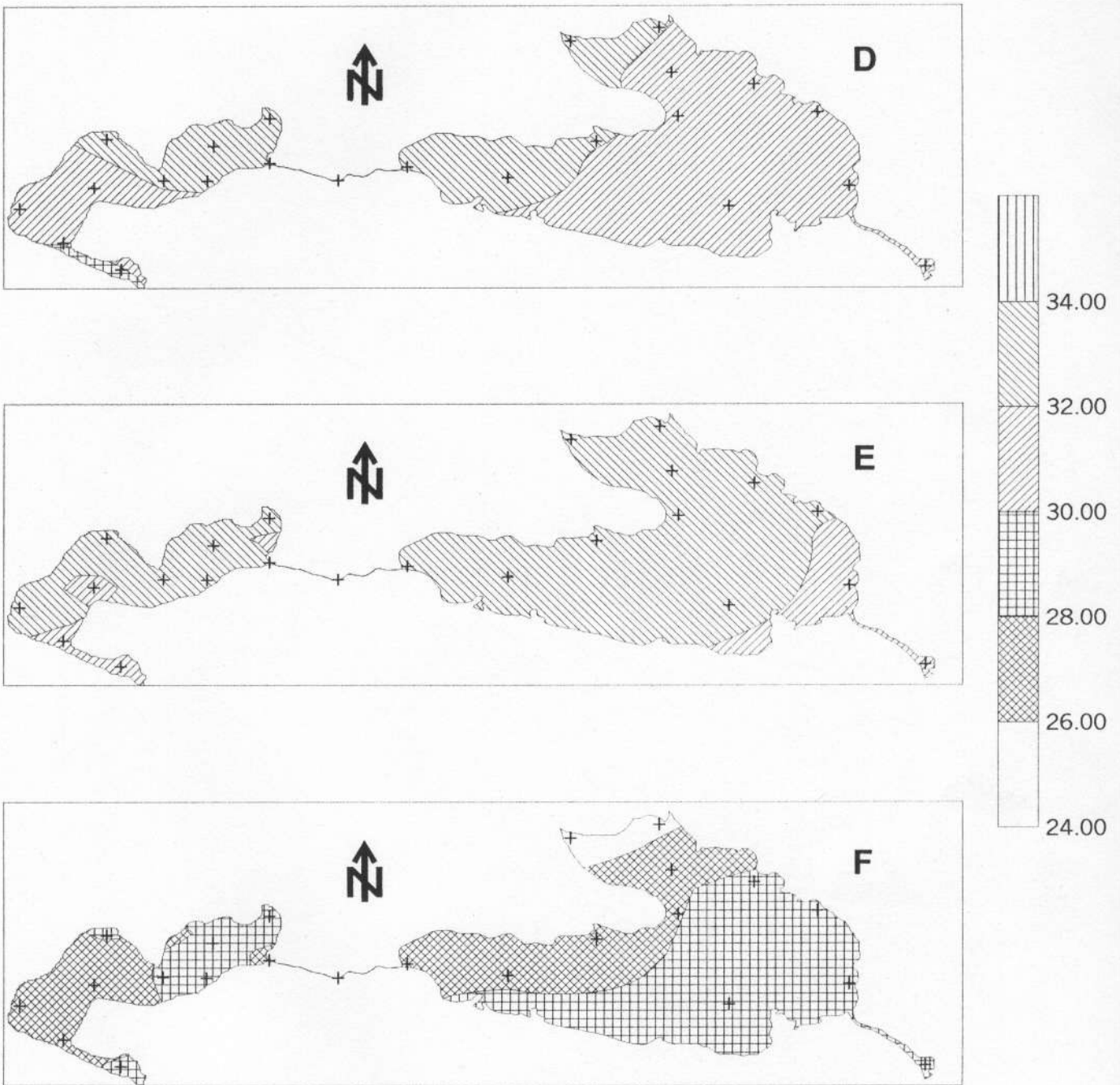


Figura 2 (continuación). Temperatura (°C) en el SLCP en D) mayo 1999, E) julio 2000, F) septiembre 2000.

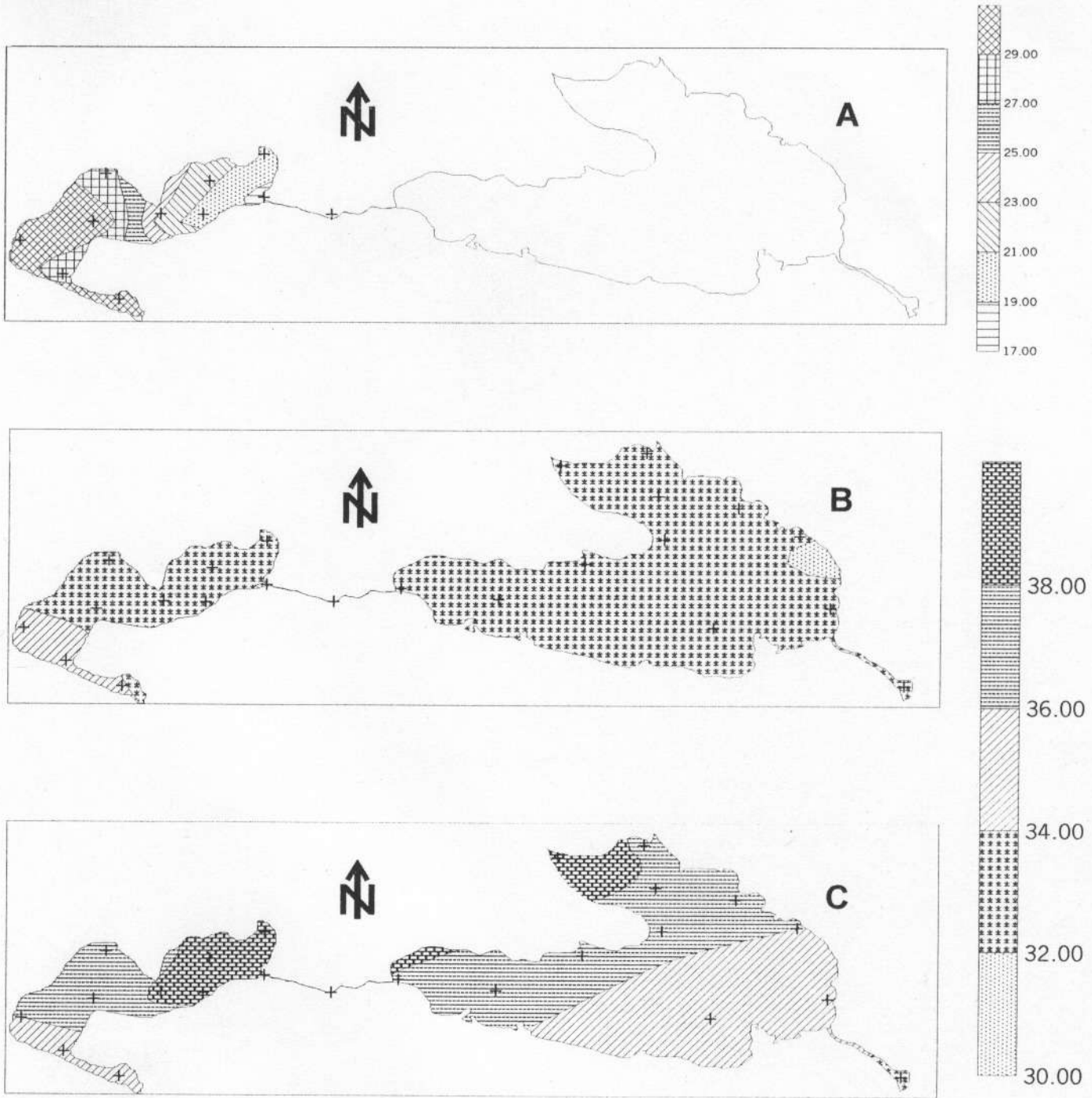


Figura 3. Salinidad en el SLCP A) noviembre 2000, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).

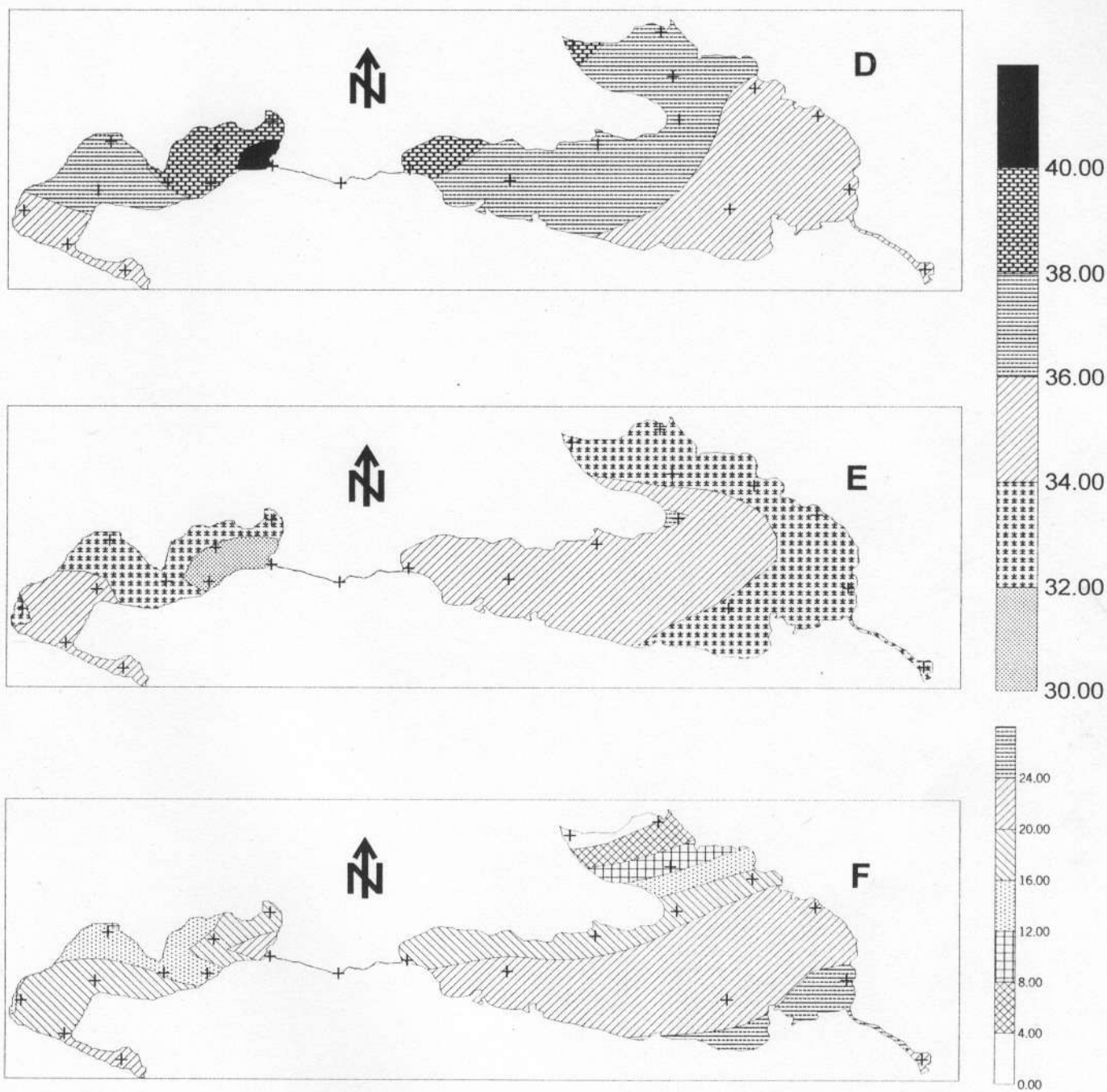


Figura 3 (continuación). Salinidad en el SLCP D) mayo 2000, E) julio 2000, F) septiembre 2000. Sitio de muestreo(+)

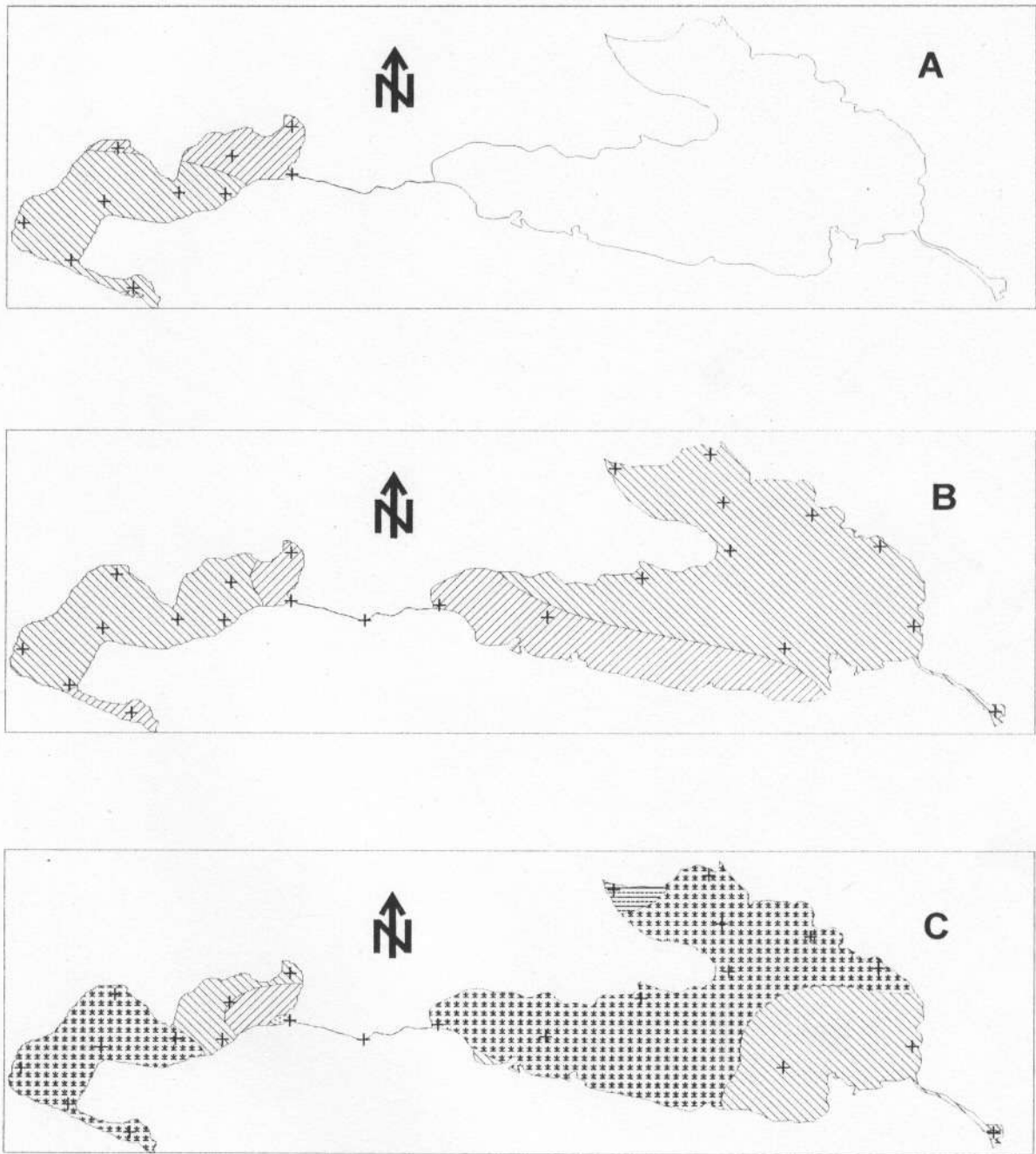


Figura 4. Oxígeno disuelto (mg/l) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).

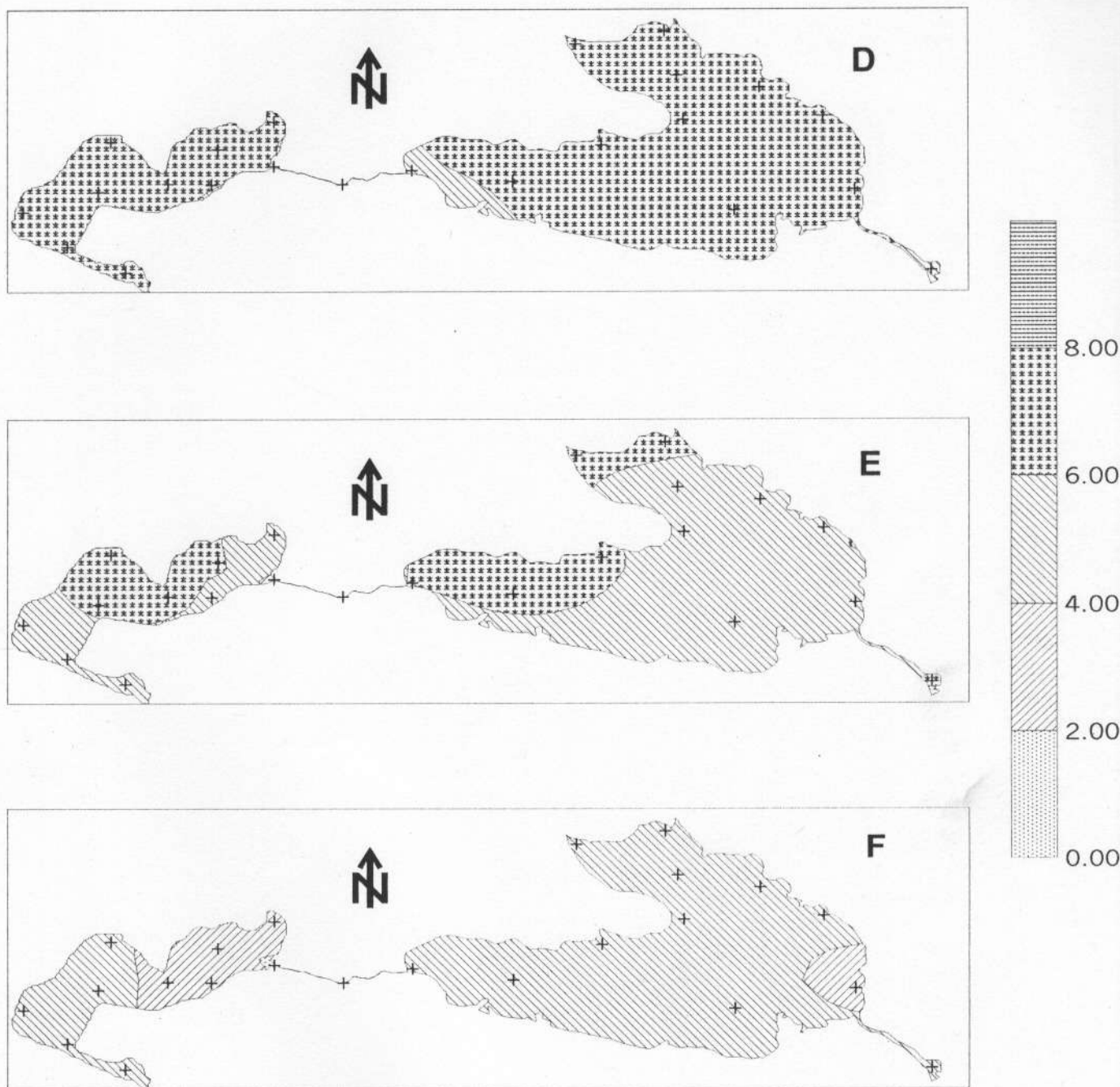


Figura 4 (continuación). Oxígeno disuelto (mg/l) en el SLCP D) mayo 2000, E) julio 2000, F) septiembre 2000. Sitio de muestreo (+).

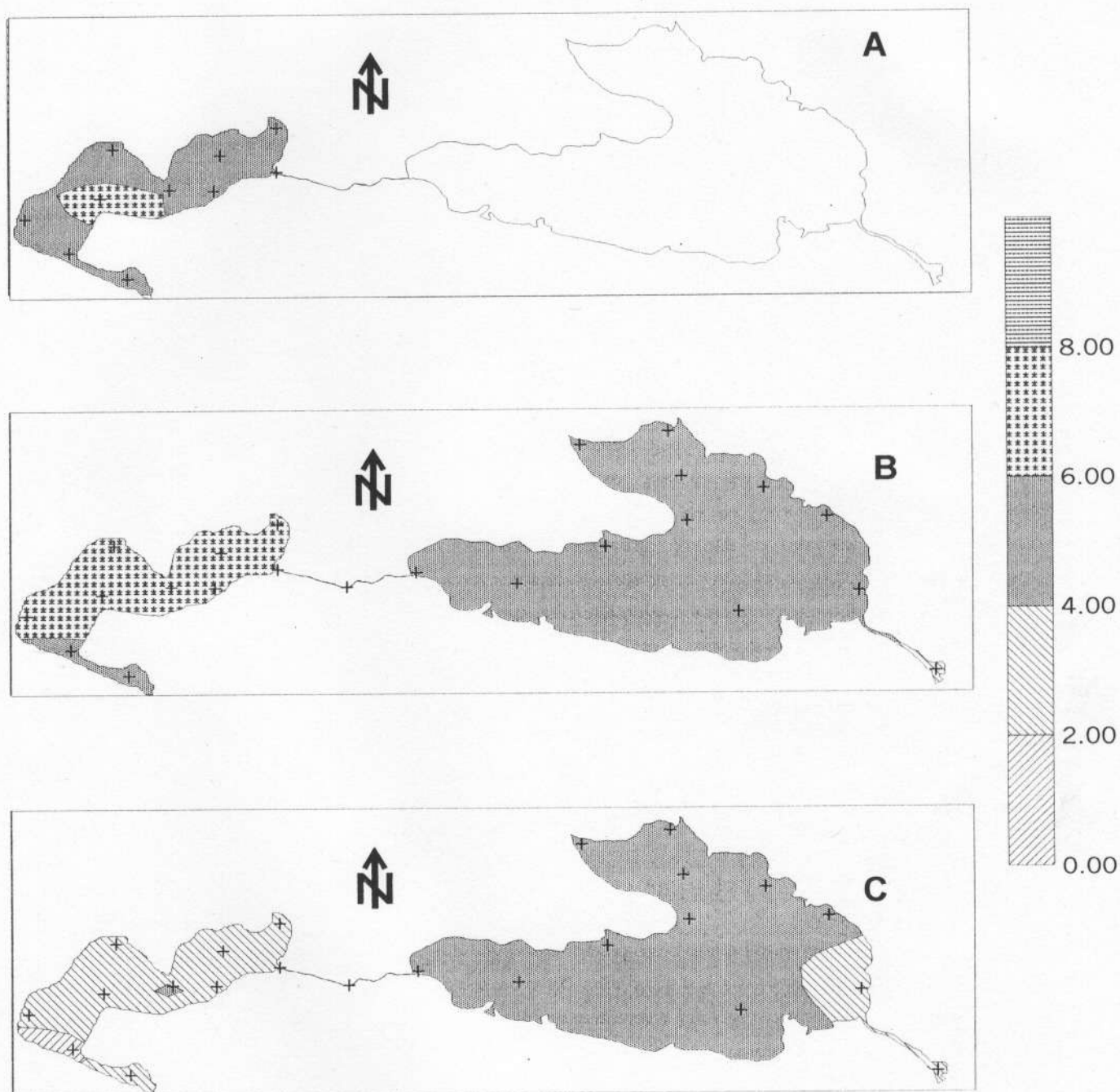


Figura 5. DBO₅ (mg/l) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).

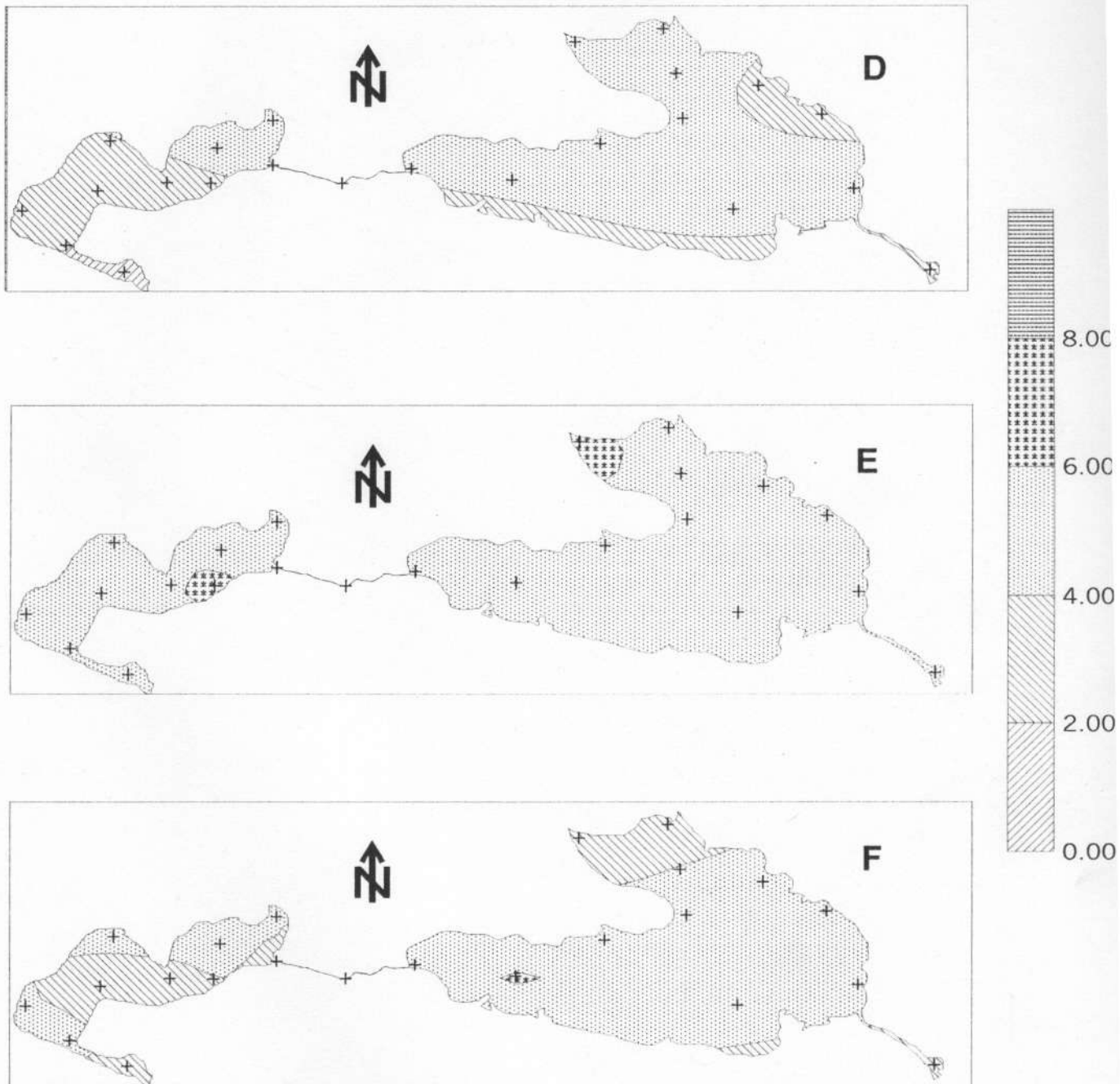


Figura 5 (continuación). DBO_5 (mg/l) en el SLCP D) mayo 2000, E) julio 2000, F) septiembre 2000. Sitio de muestreo (+).

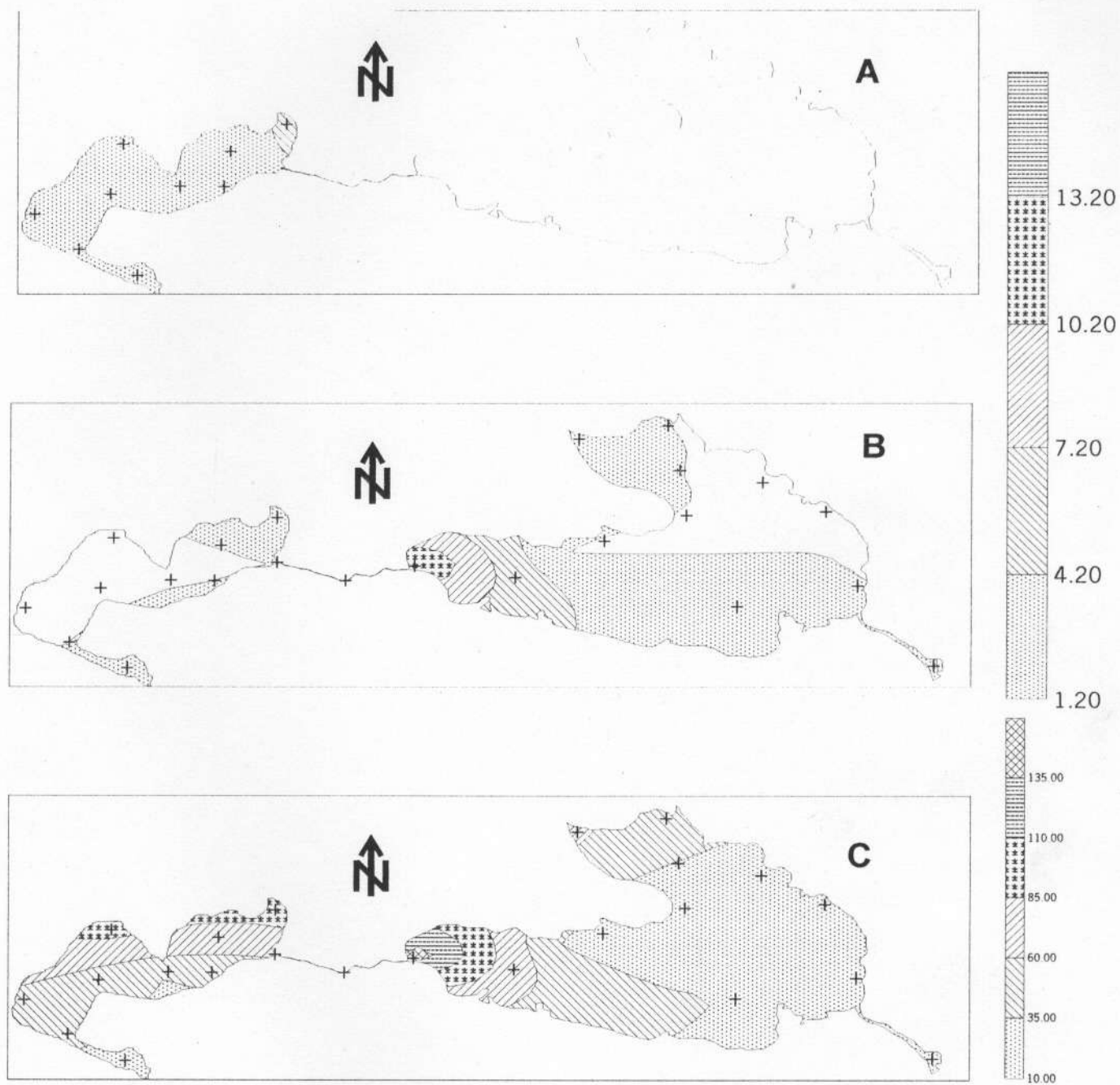


Figura 6. Nitrógeno amoniaco (μM) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).

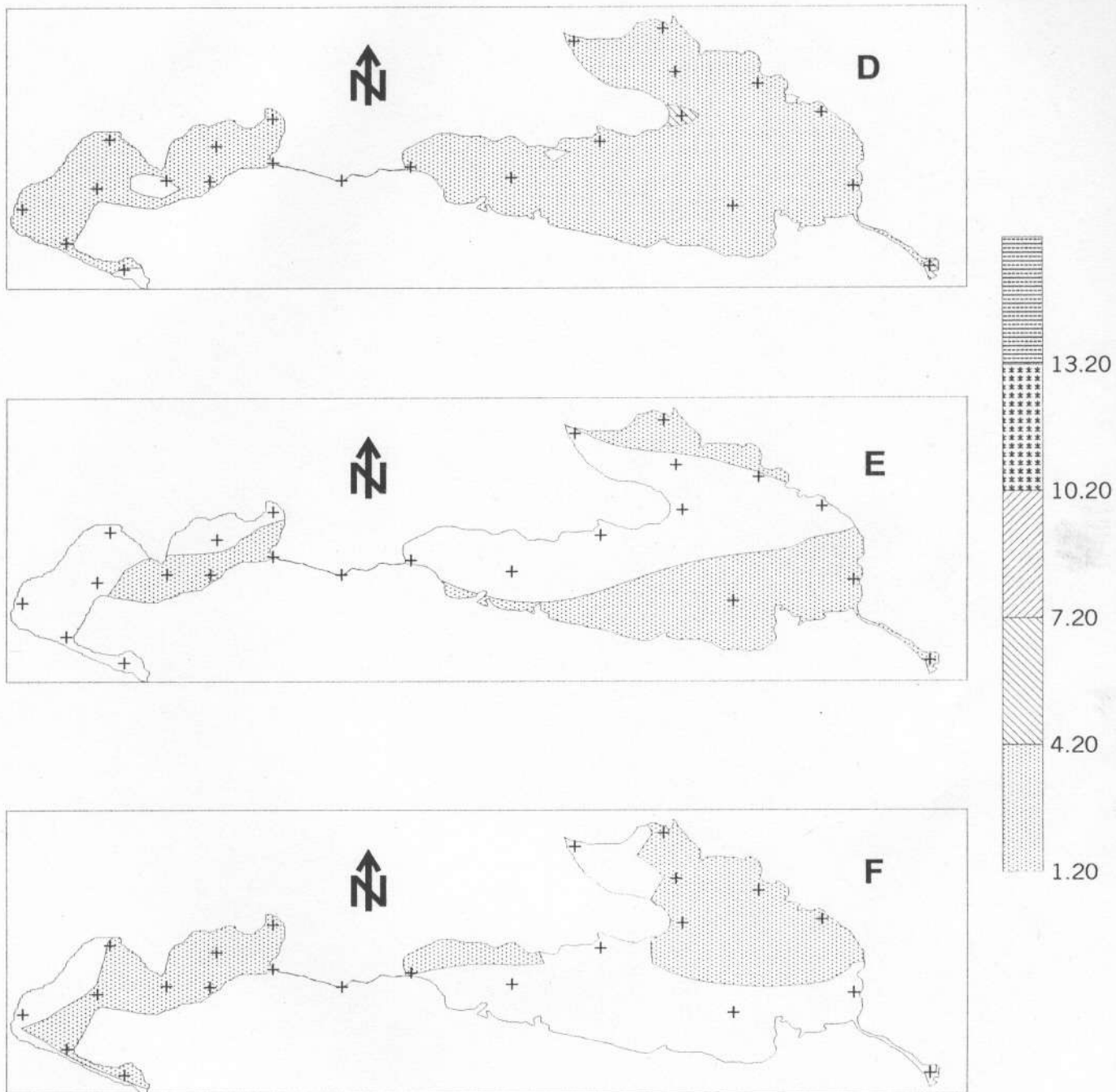


Figura 6 (continuación). Nitrógeno amoniacal (μM) en el SLCP D) mayo 2000, E) julio 2000, F) septiembre 2000. Sitio de muestreo (+).

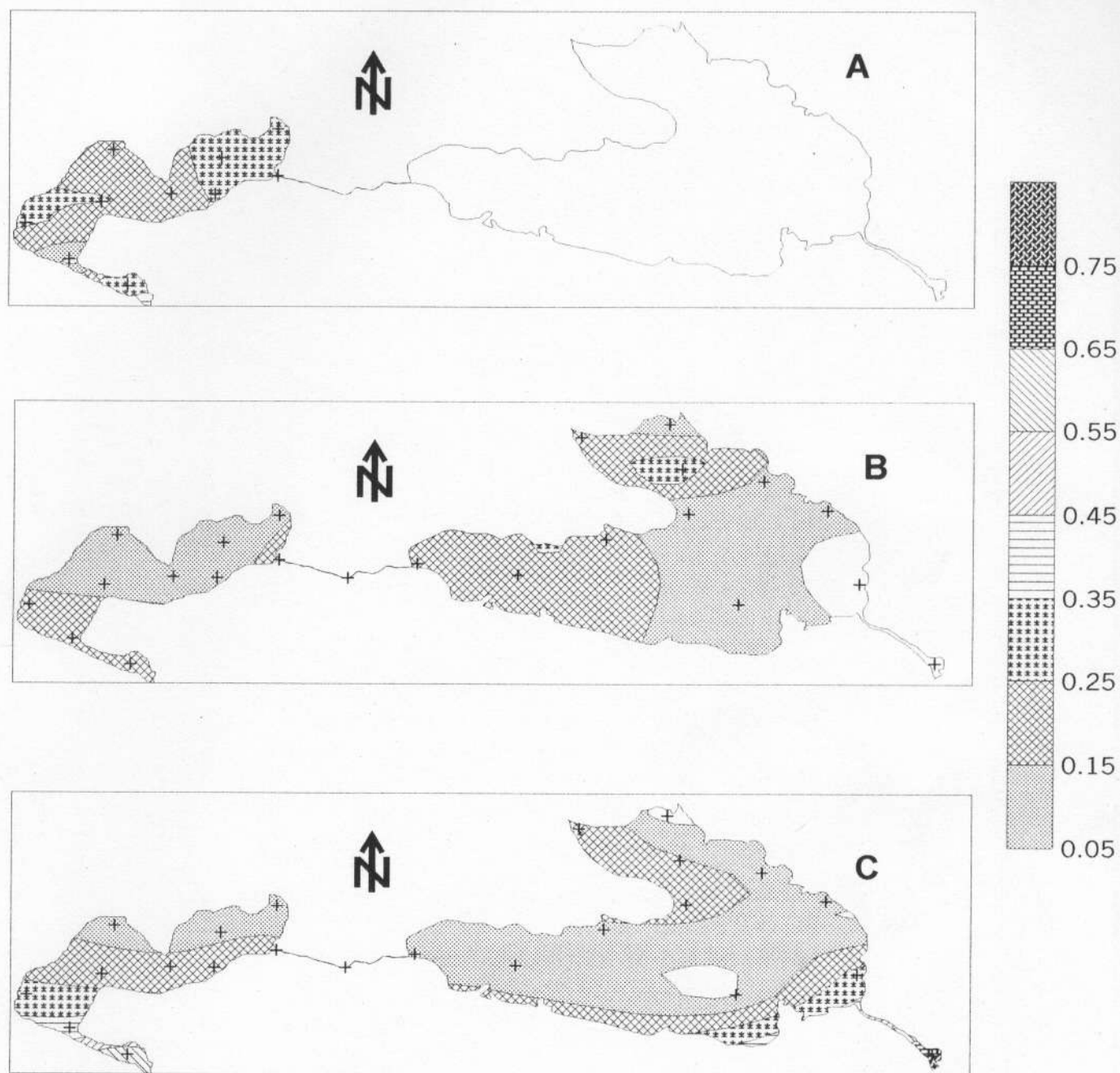


Figura 7. Nitritos (μM) en el SLCP A) noviembre 2000, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).

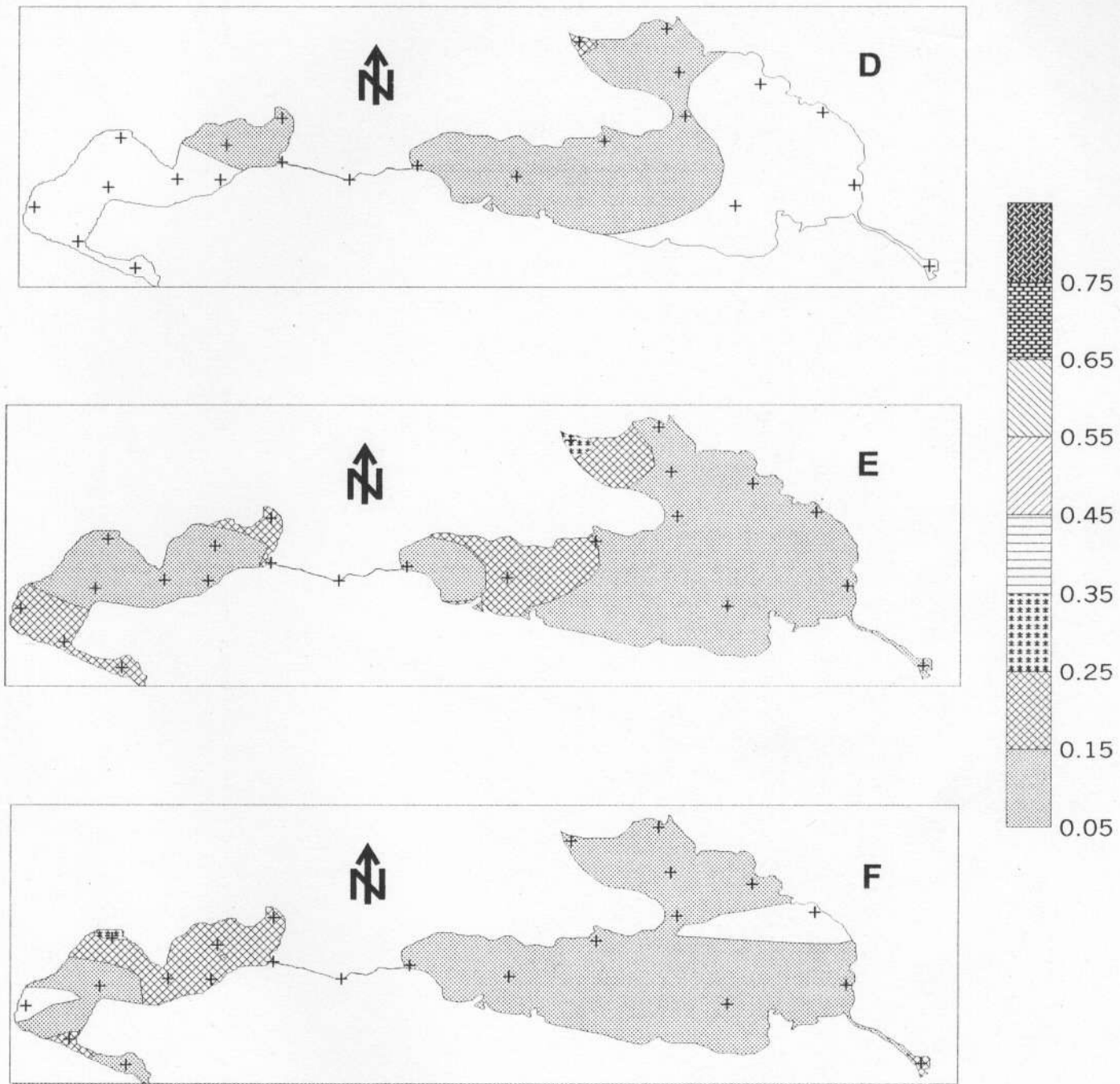


Figura 7 (continuación). Nitritos (μM) en el SLCP D) mayo 2000, E) julio 2000, F) septiembre 2000. Sitio de muestreo (+).

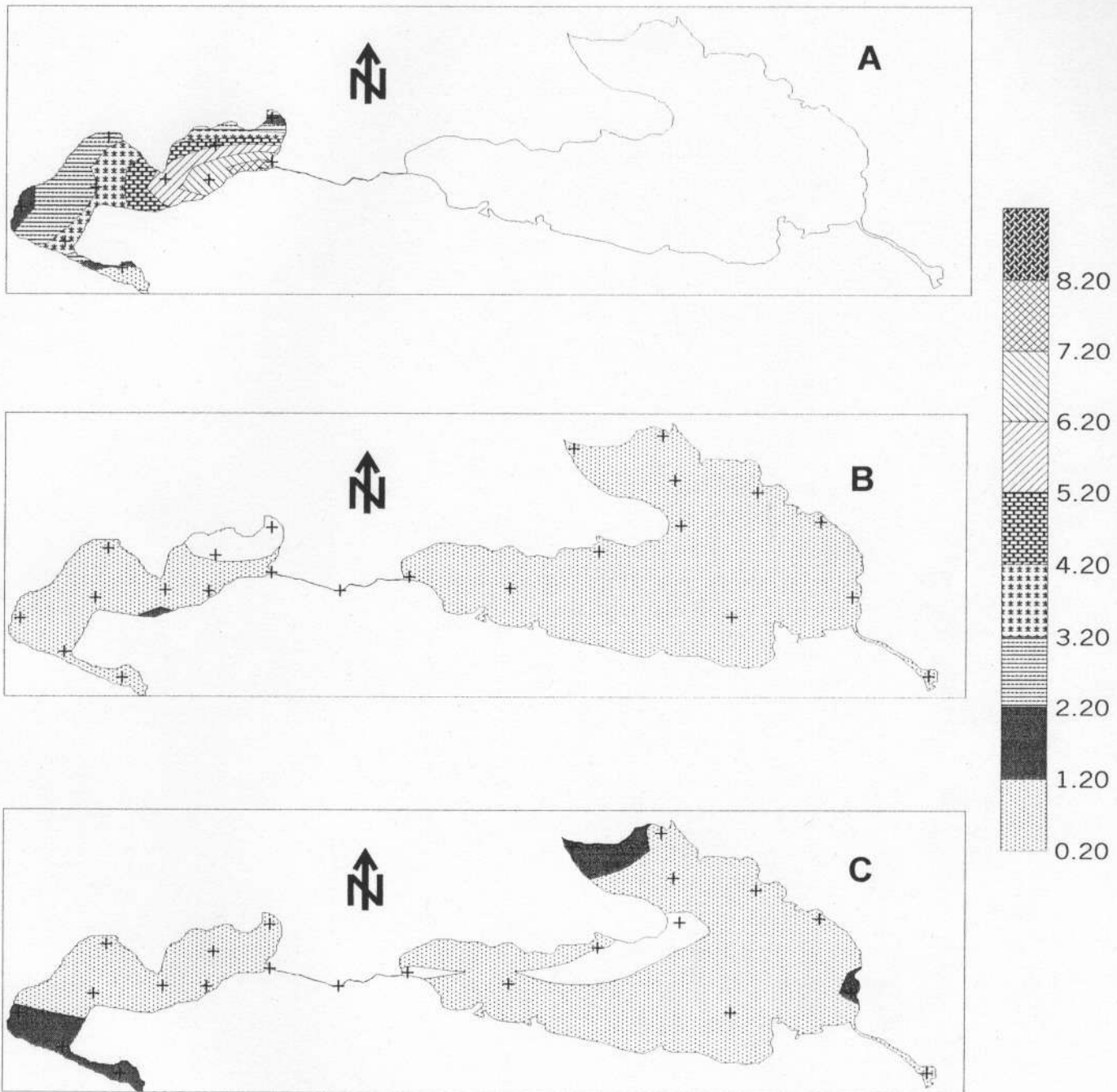


Figura 8. Nitratos (μM) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).

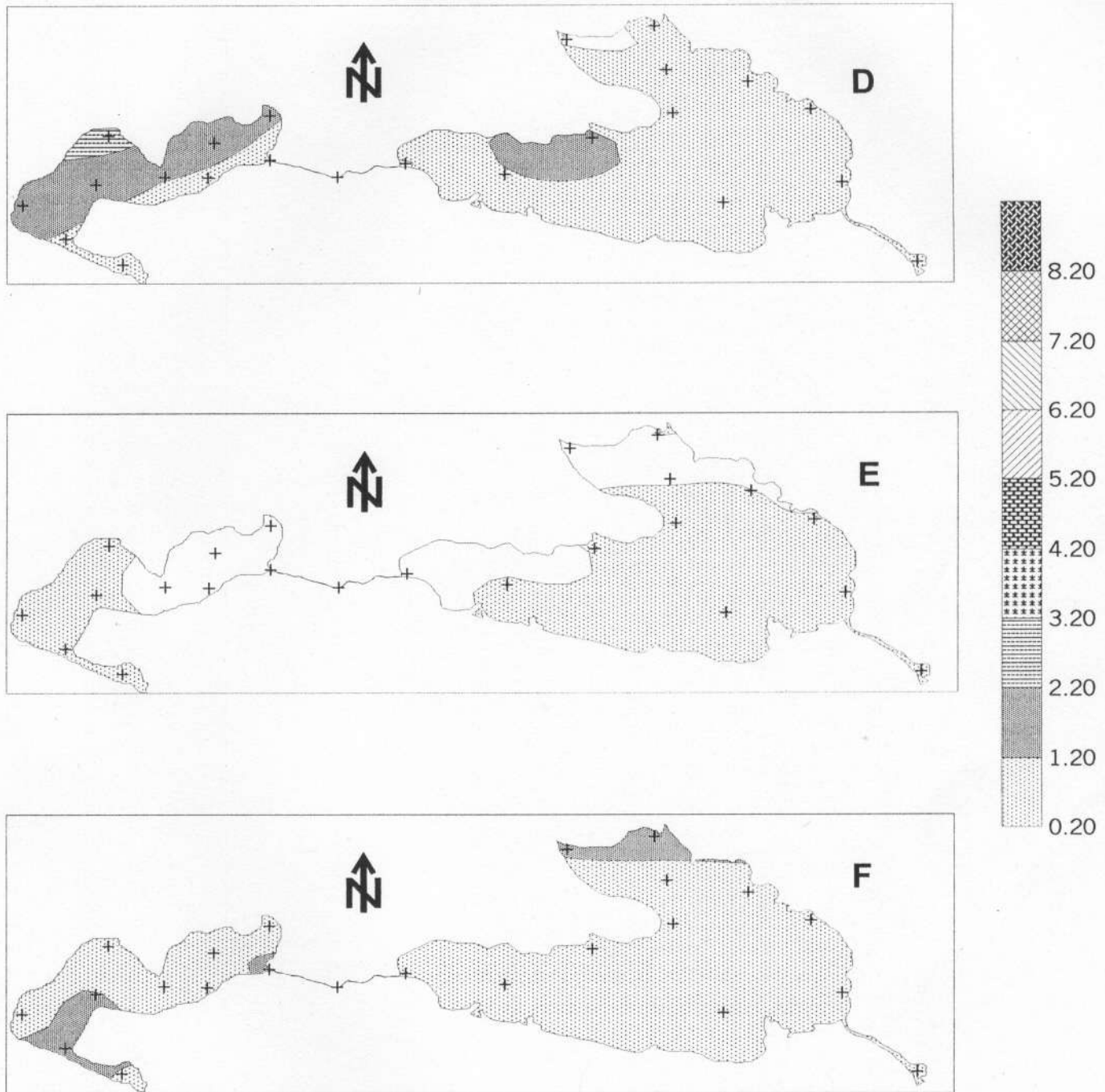


Figura 8 continuación. Nitratos (μM) en el SLCP D) mayo 2000, E) julio 2000, F) septiembre 2000. Sitio de muestreo (+).

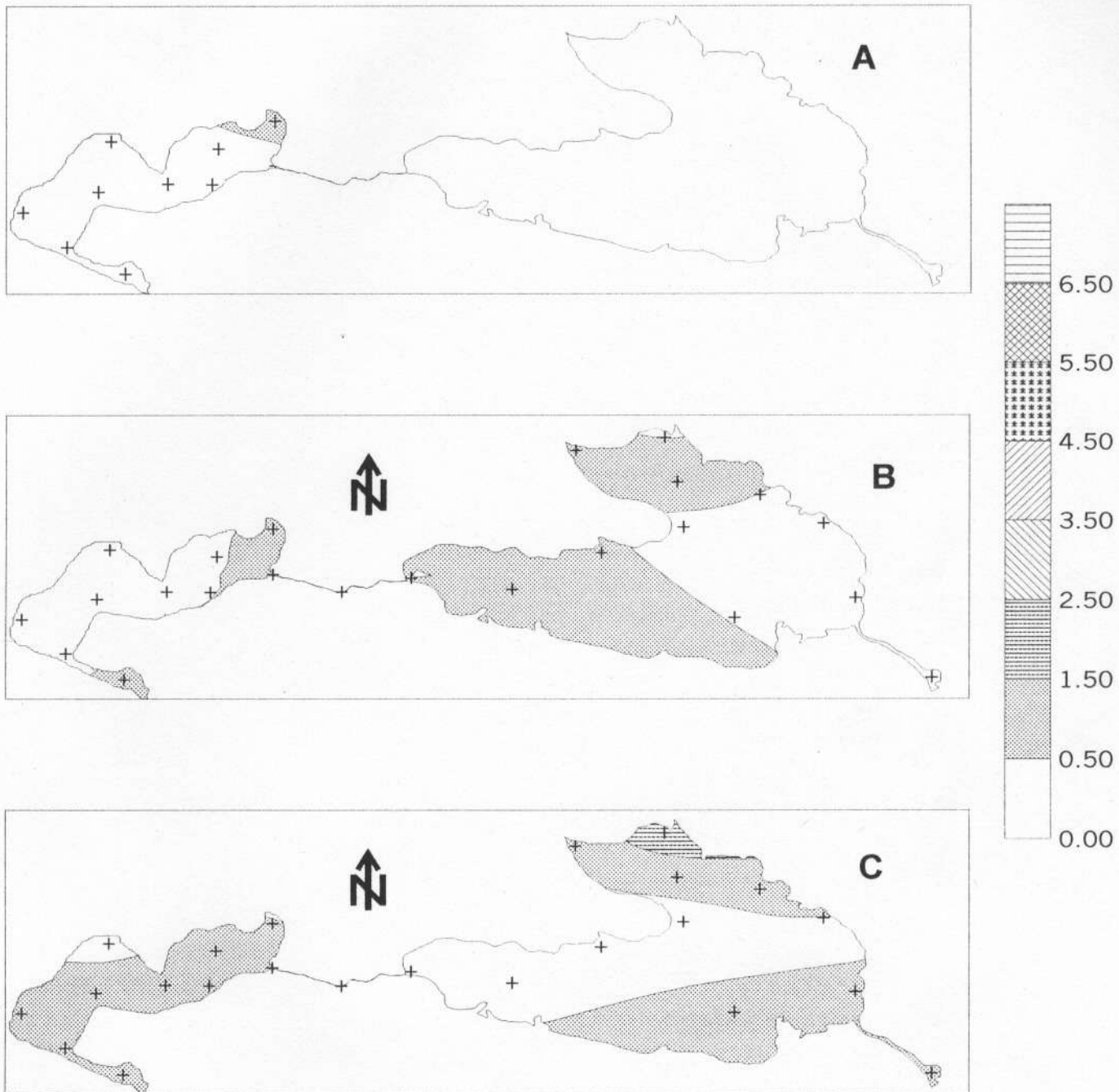


Figura 9. Fósforo reactivo disuelto (μM) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).

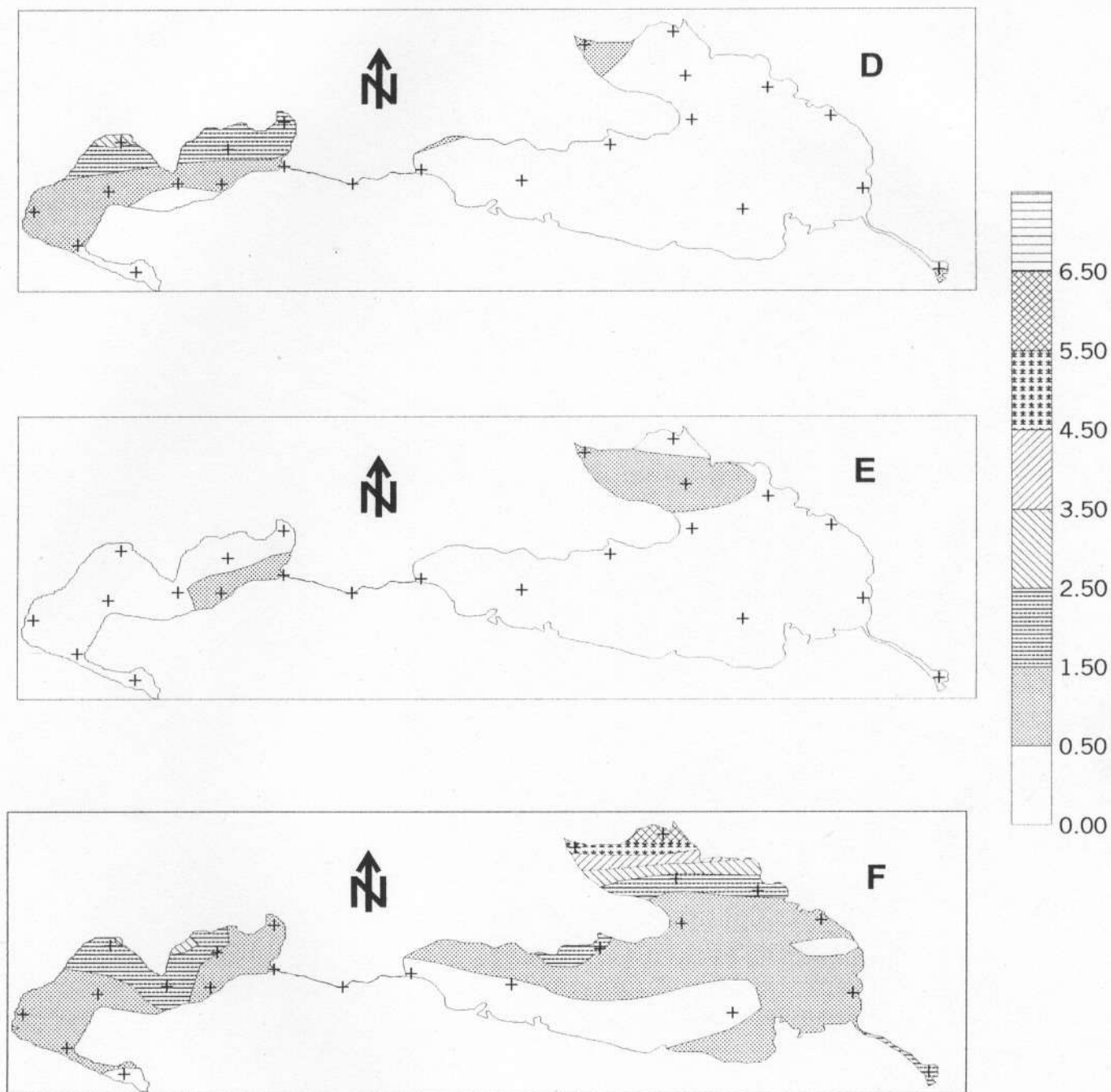


Figura 9 (continuación). Fósforo reactivo disuelto (μM) en el SLCP D) mayo 2000, E) julio 2000, F) septiembre 2000. Sitio de muestreo (+).

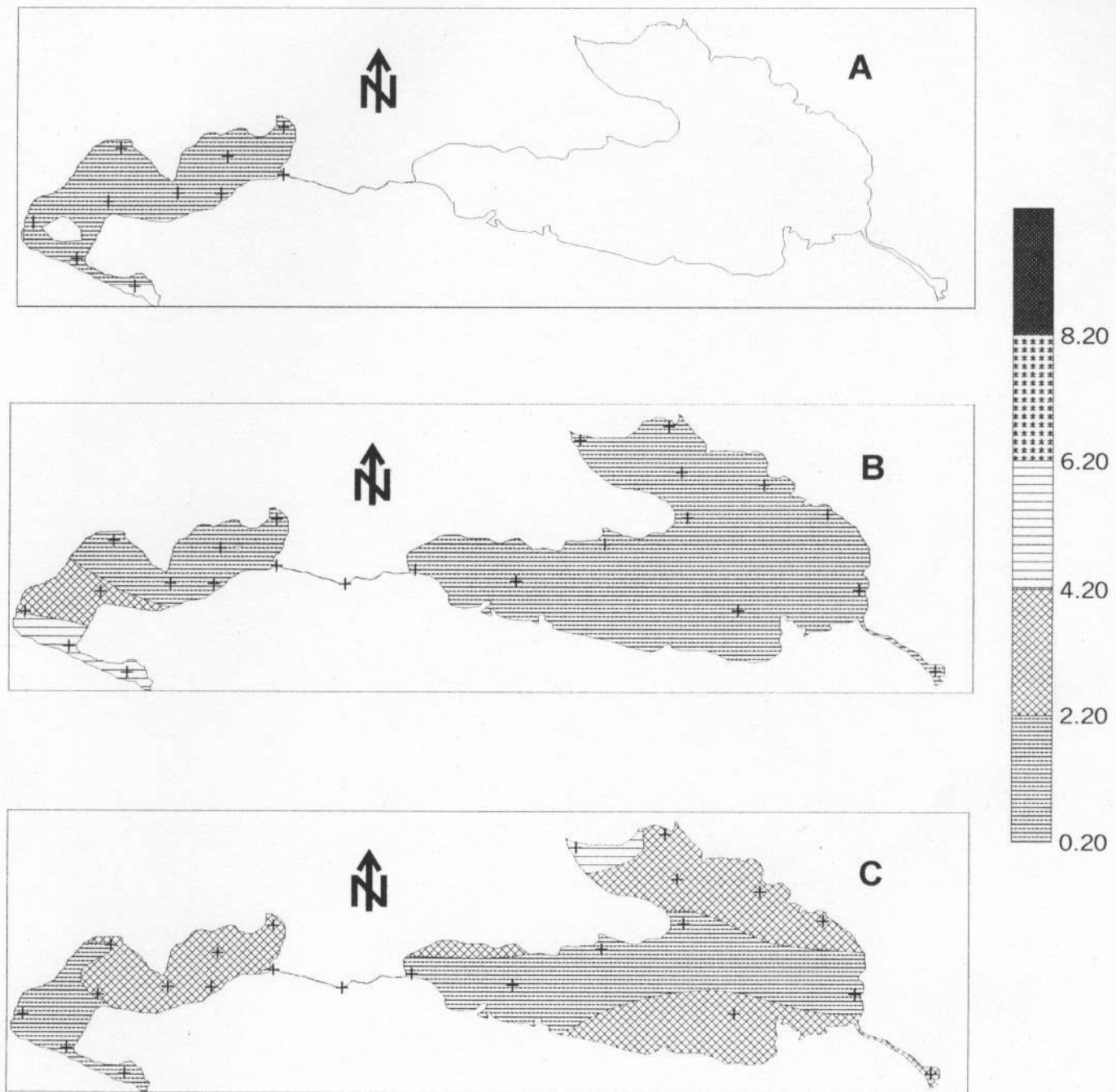


Figura 10. Fósforo total (μM) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).

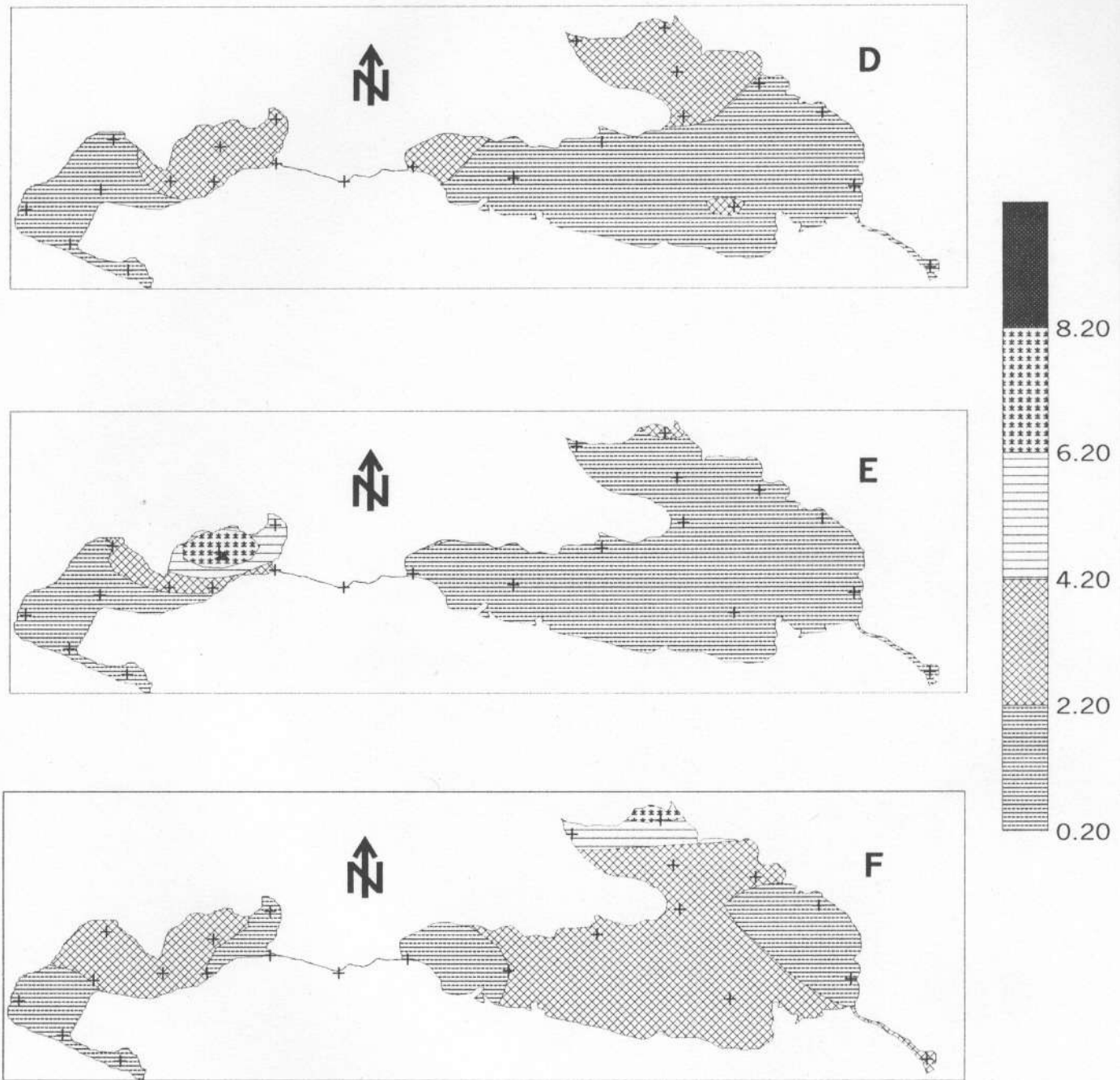


Figura 10 (continuación). Fósforo total (μM) en el SLCP D) mayo 2000, E) julio 2000, F) septiembre 2000. Sitio de muestreo (+).



Figura 11. Silicatos (μM) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitios de muestreo (+).

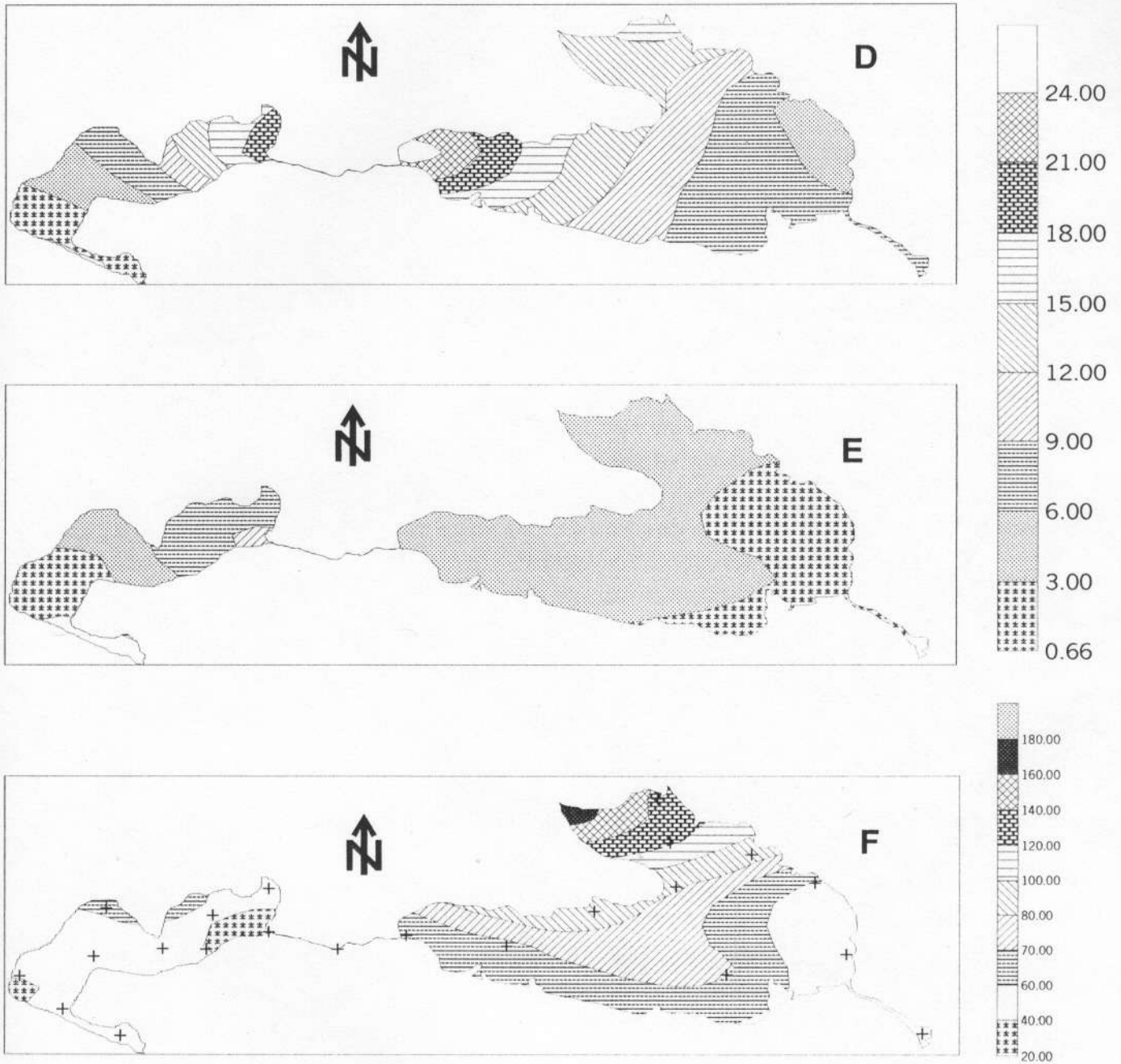


Figura 11 (continuación). Silicatos (μM) en el SLCP D) mayo 2000, E) julio 2000, F) septiembre 2000. Sitio de muestreo (+).

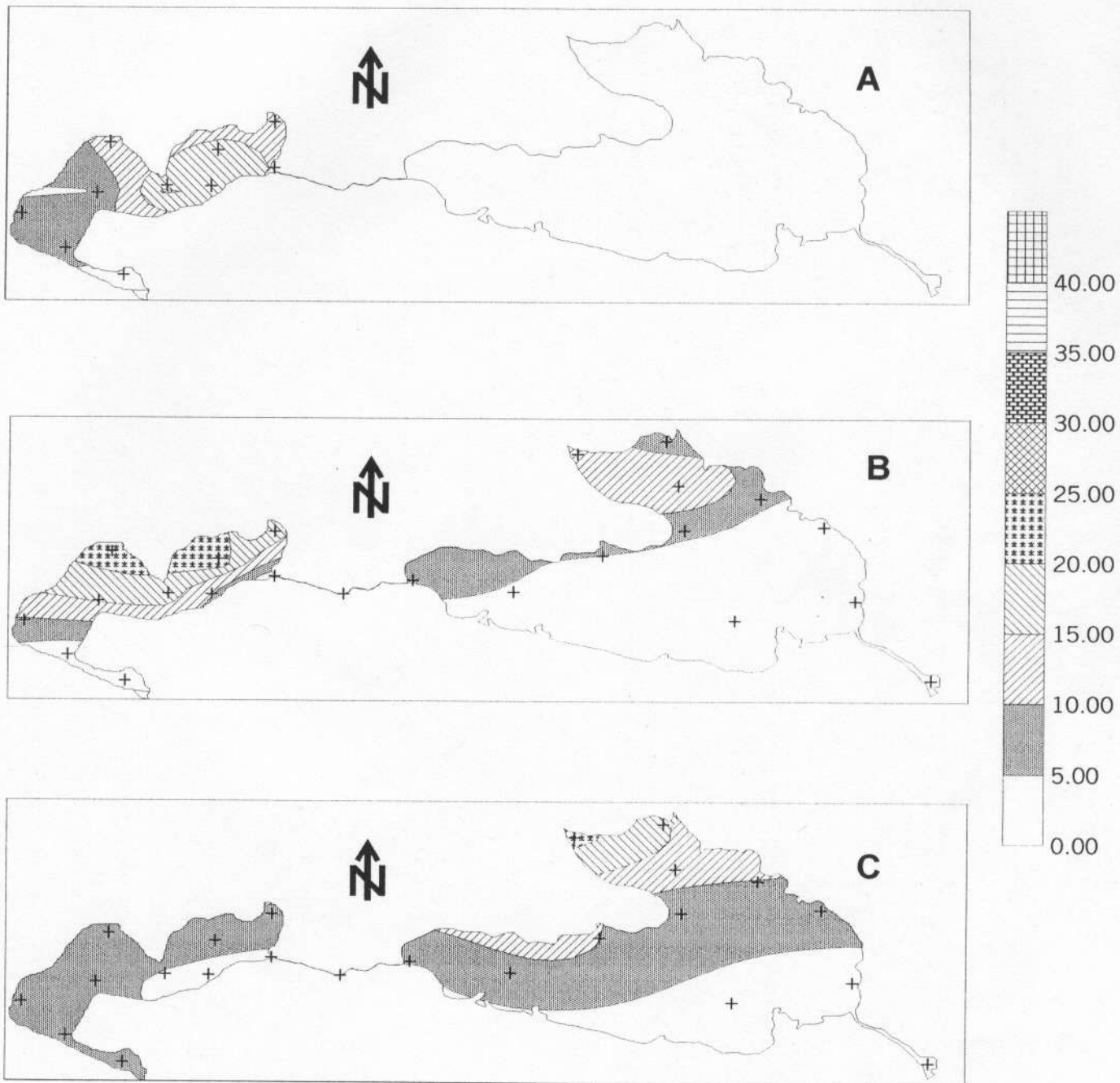


Figura 12. Clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$) en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).

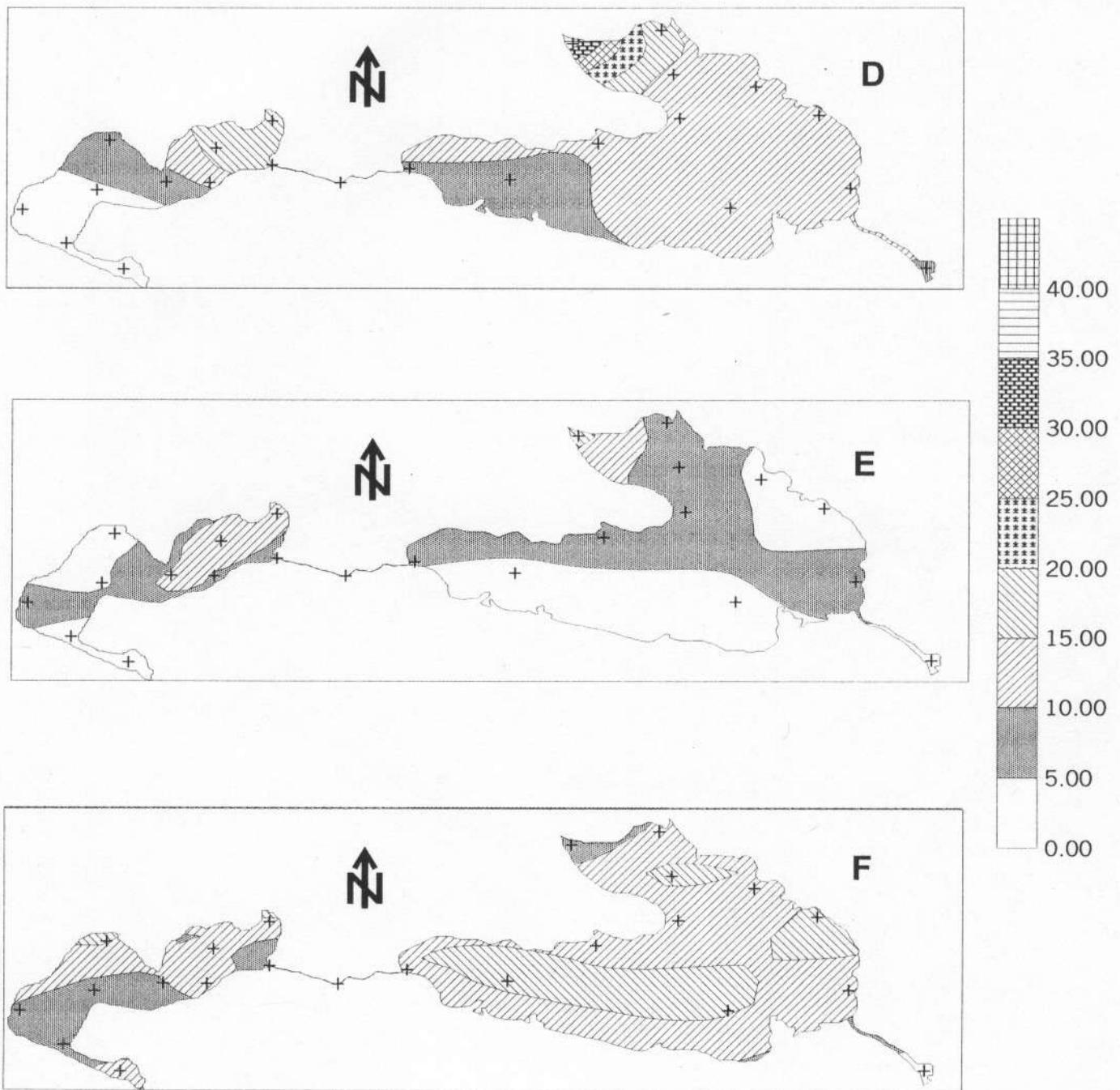


Figura 12 (continuación). Clorofila *a* ($\mu\text{g/l}$) en el SLCP D) mayo 2000, E) julio 2000, F) septiembre 2000. Sitio de muestreo (+).

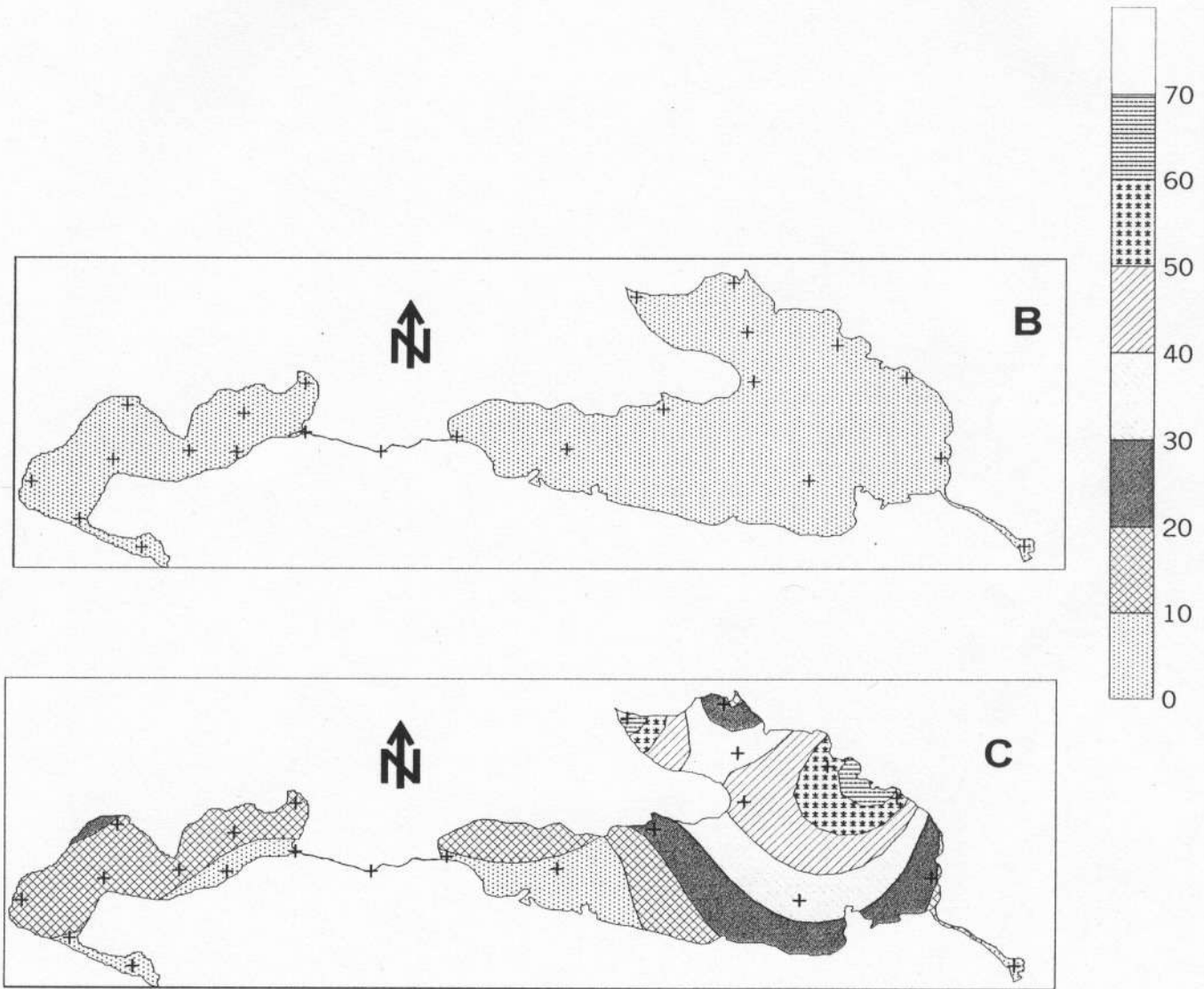


Figura 13. Sólidos suspendidos $>1.2 \mu\text{m}$ en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).

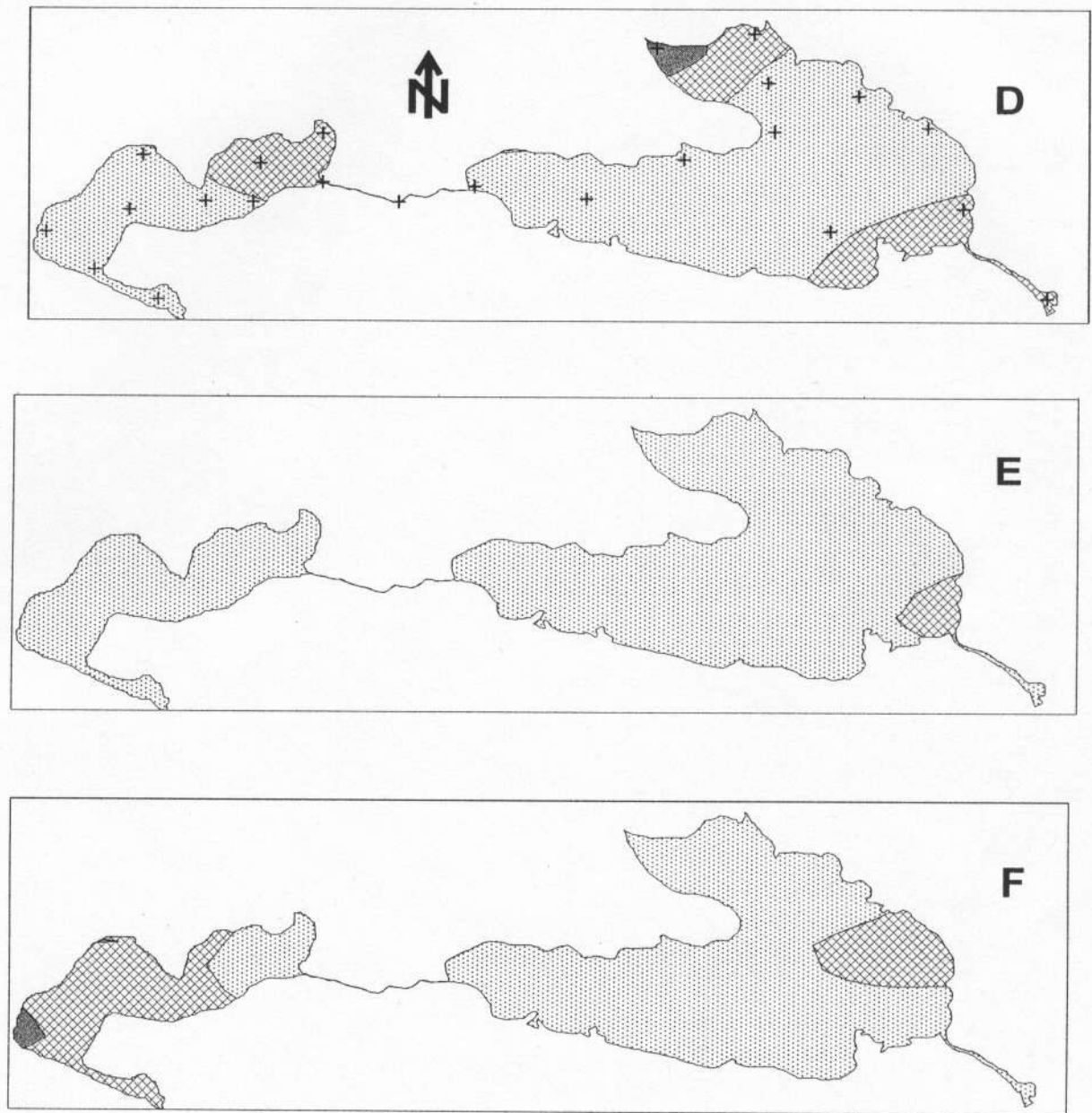


Figura 13 (continuación). Sólidos suspendidos $>1.2 \mu\text{m}$ en el SLCP D) mayo 2000, E) julio 2000, F) septiembre 2000. Sitio de muestreo (+).

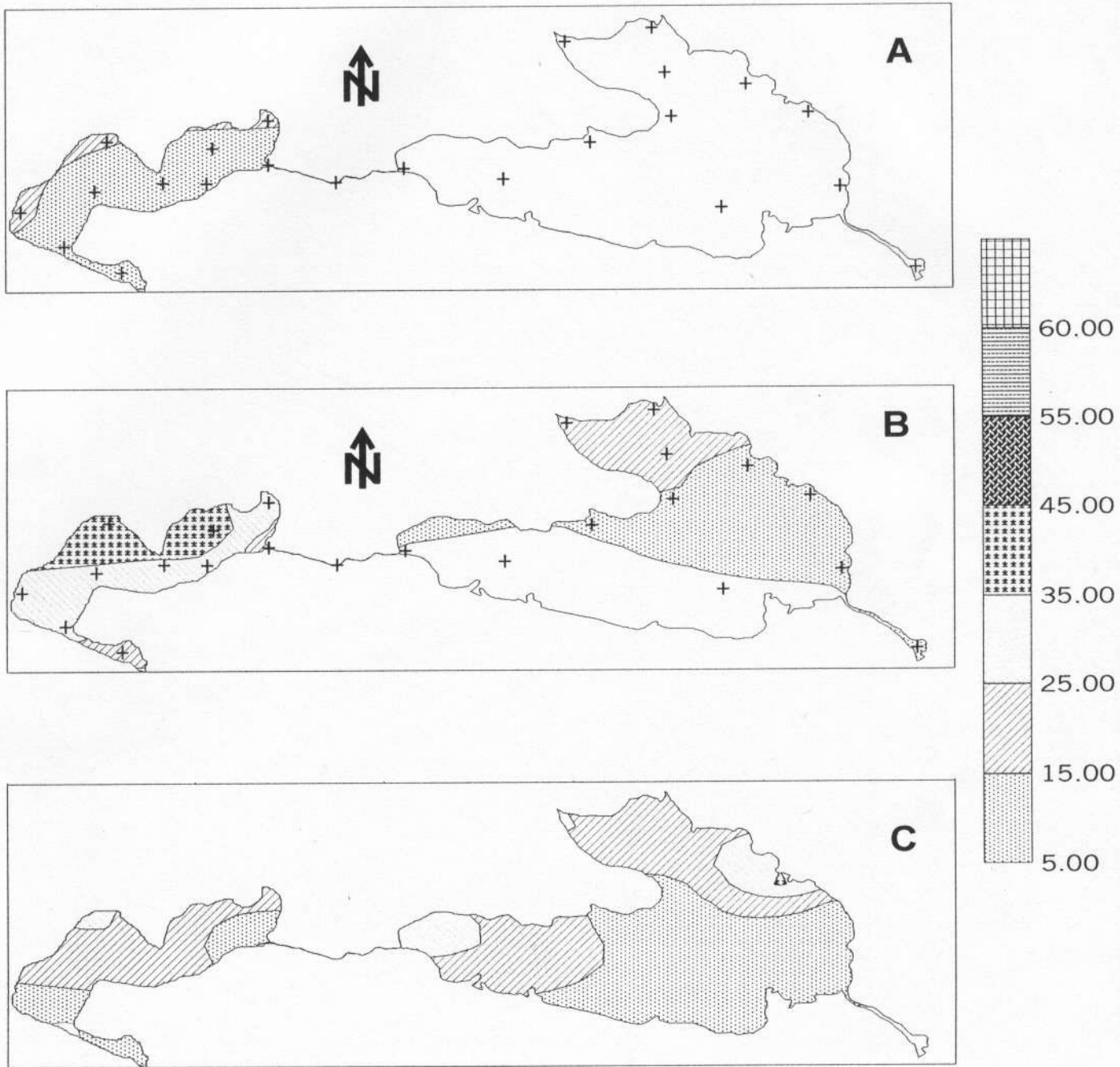


Figura 14. Sólidos suspendidos >0.45 μm en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).

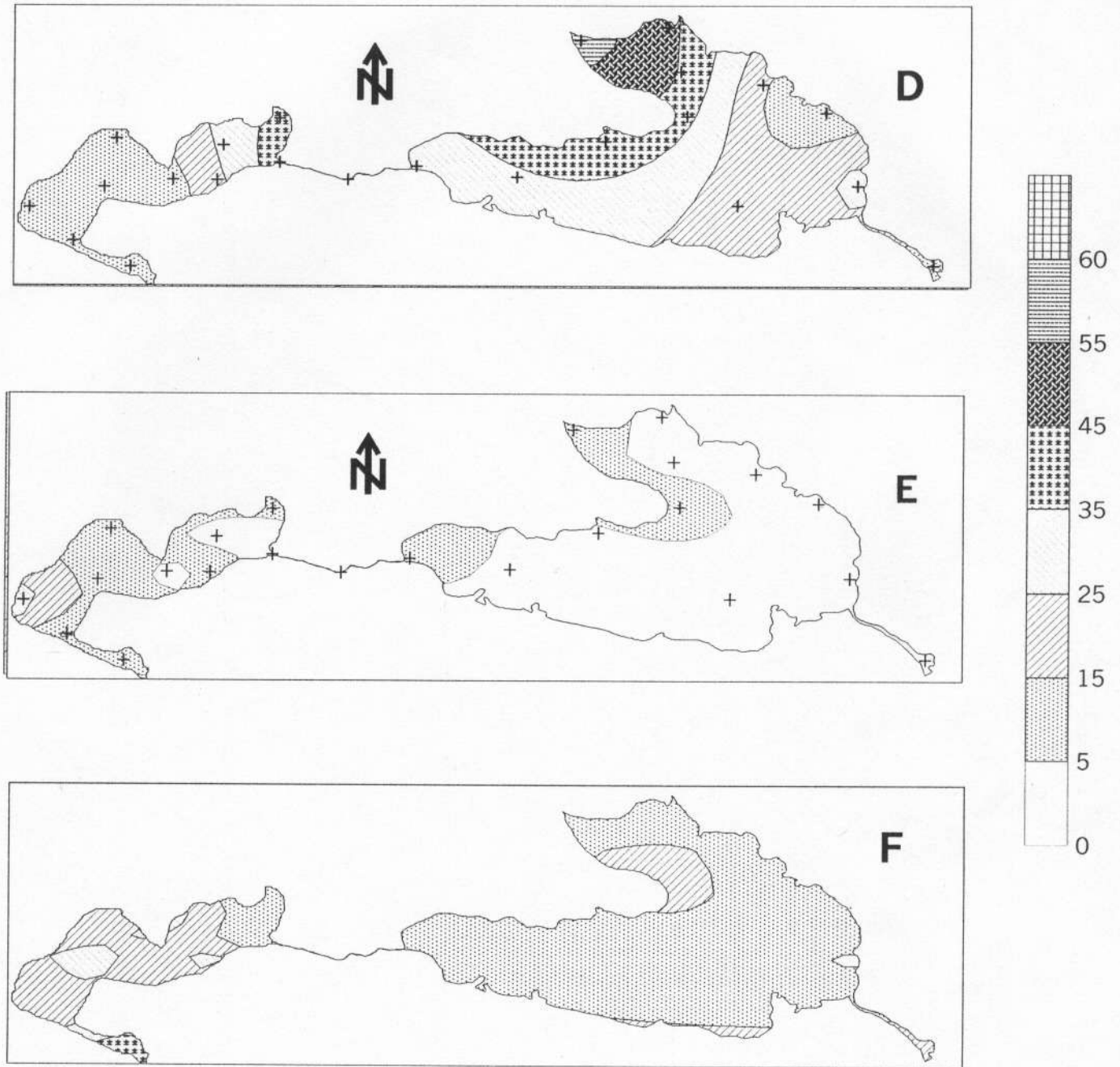


Figura 14 (continuación). Sólidos suspendidos $>0.45 \mu\text{m}$ en el SLCP D) mayo 2000, E) julio 2000, F) septiembre 2000. Sitio de muestreo (+).

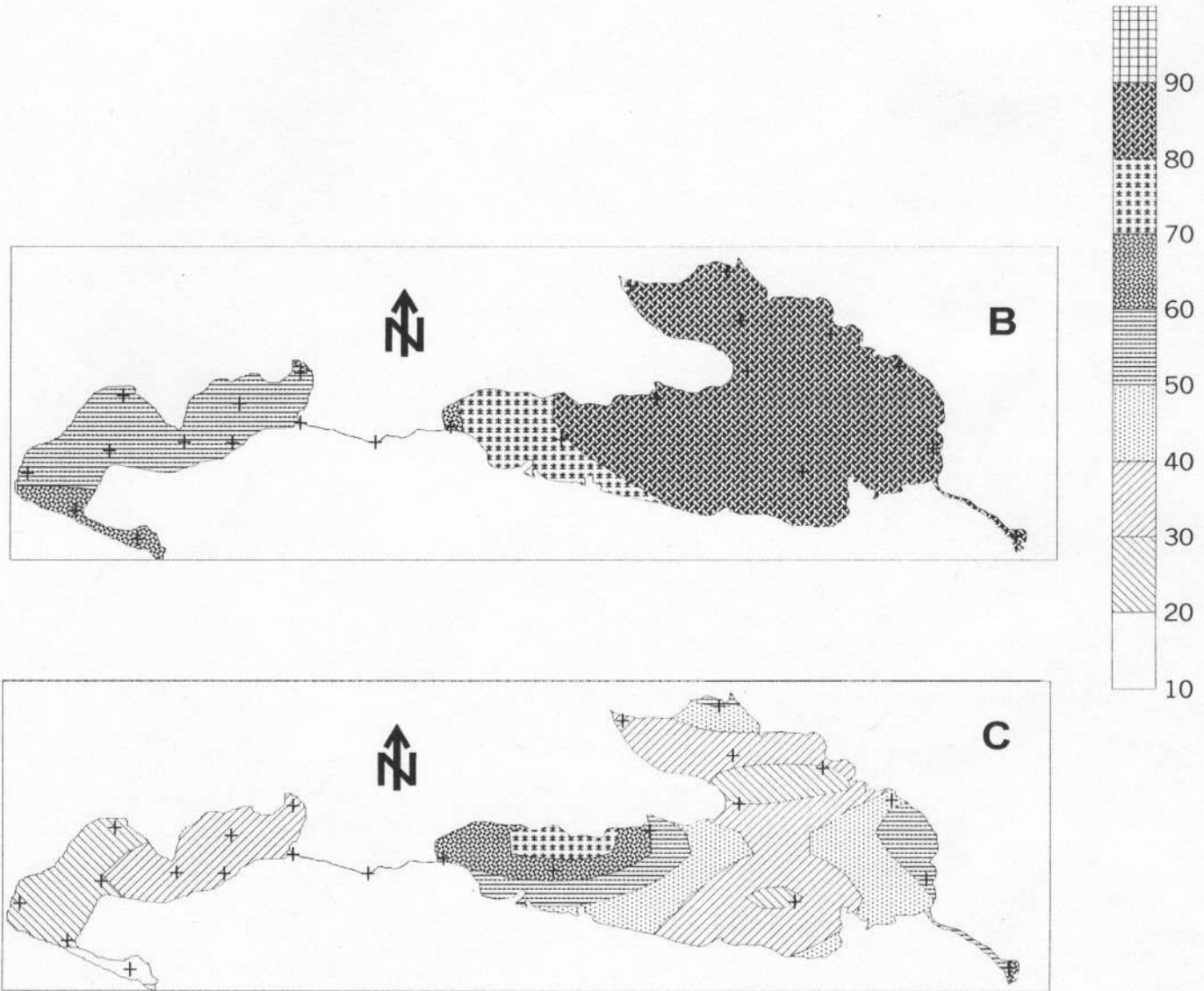


Figura 15. % de materia orgánica particulada en el SLCP A) noviembre 1999, B) enero 2000, C) marzo 2000. Sitio de muestreo (+).

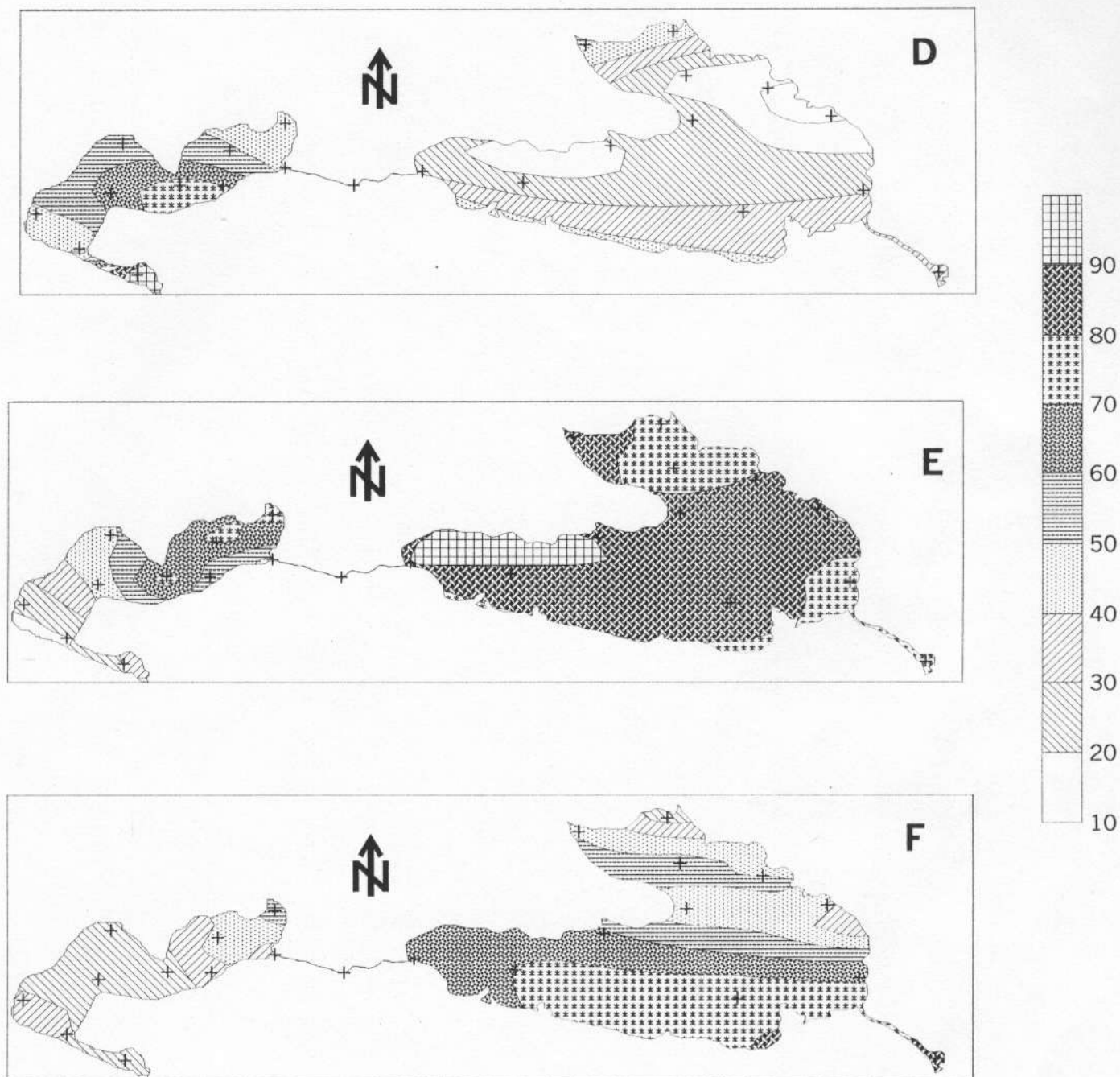


Figura 15 (continuación). % de materia orgánica particulada en el SLCP D) mayo 2000, E) julio 2000, F) septiembre 2000. Sitio de muestreo (+).

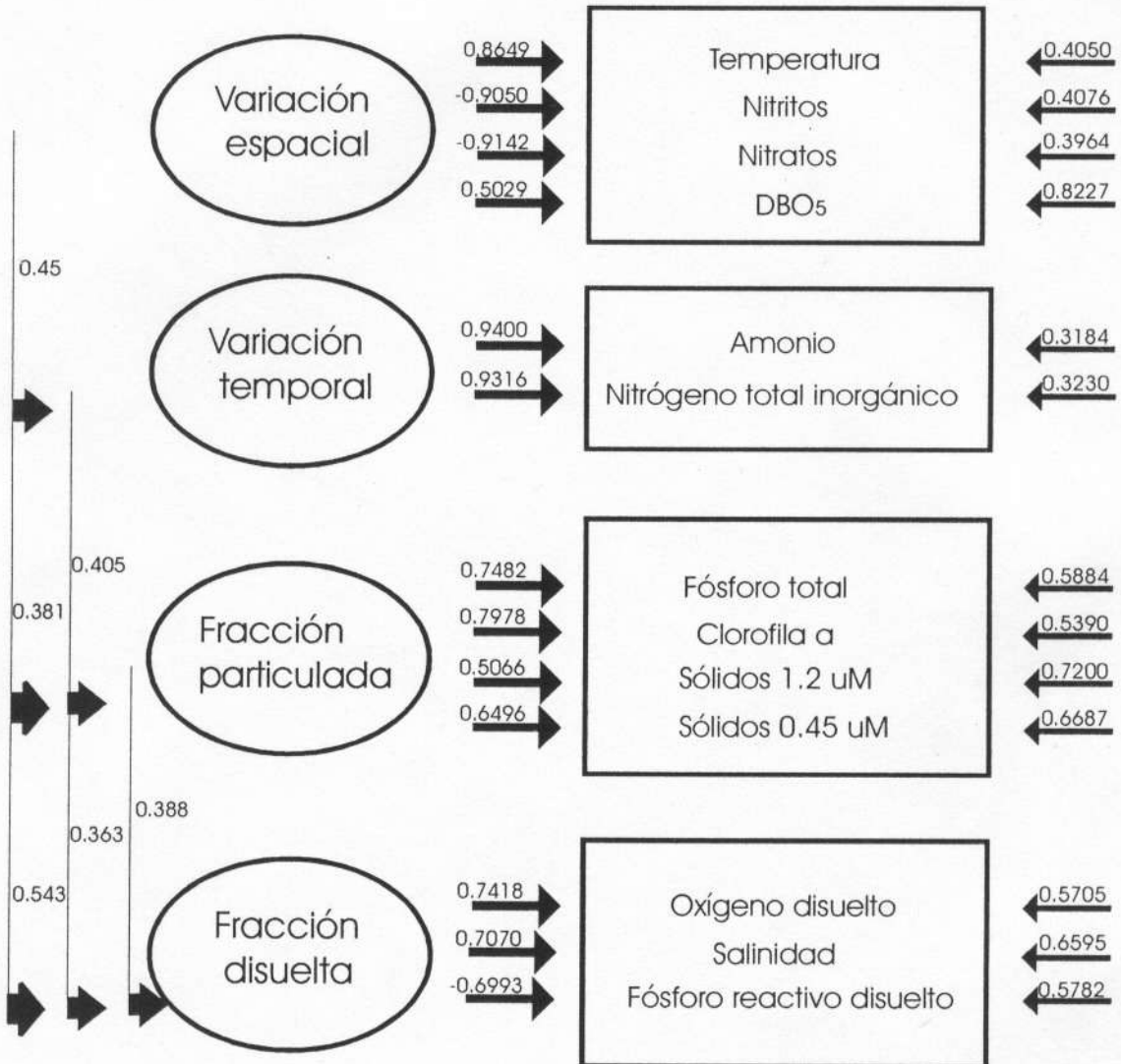


Figura 16. Diagrama de factores

Figura 17. Balance de agua y sal en sistema de una caja Chacahua Secas.

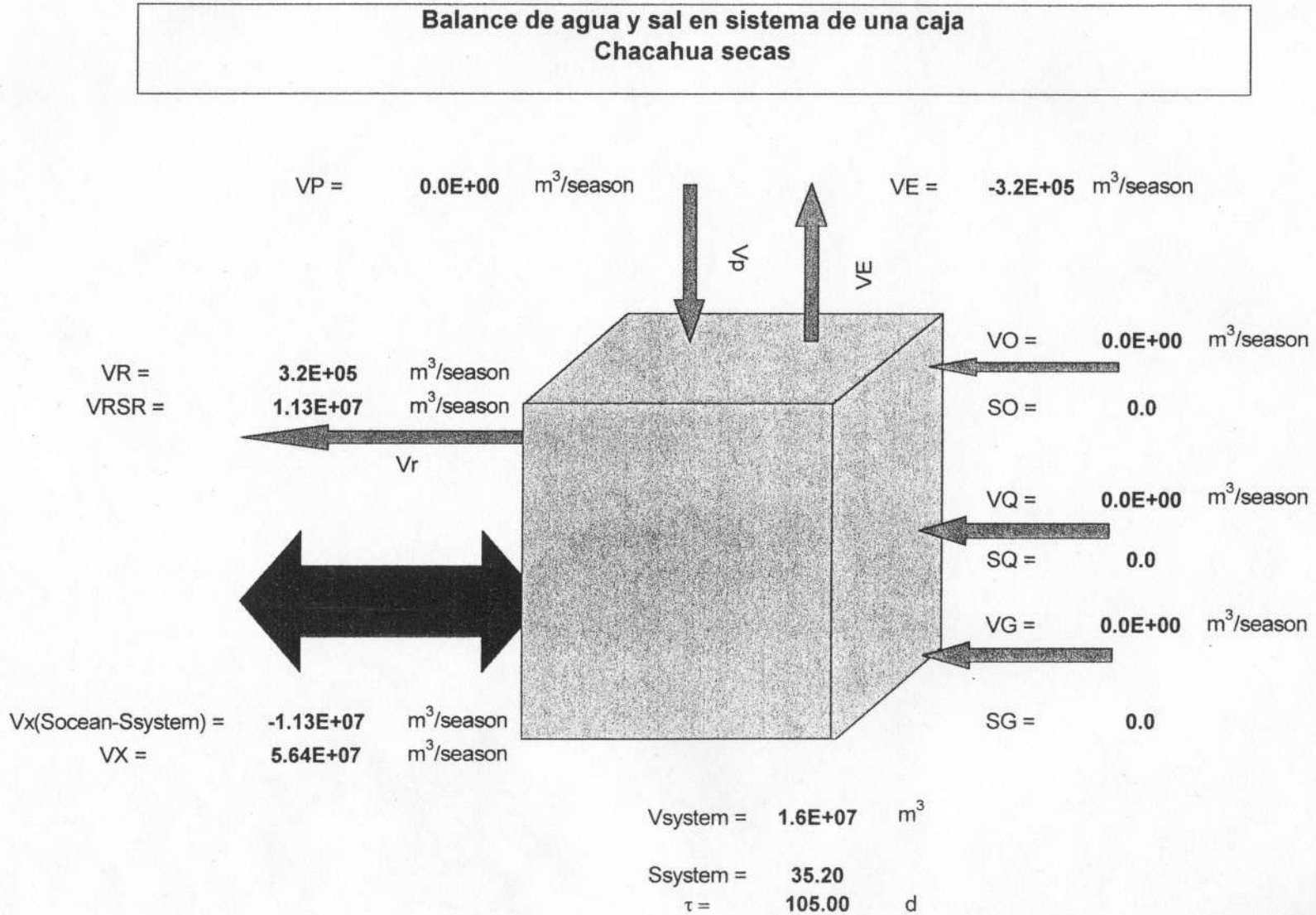


Figura 18. Balance de agua y sal en sistema de una caja Chacahua Lluvias.

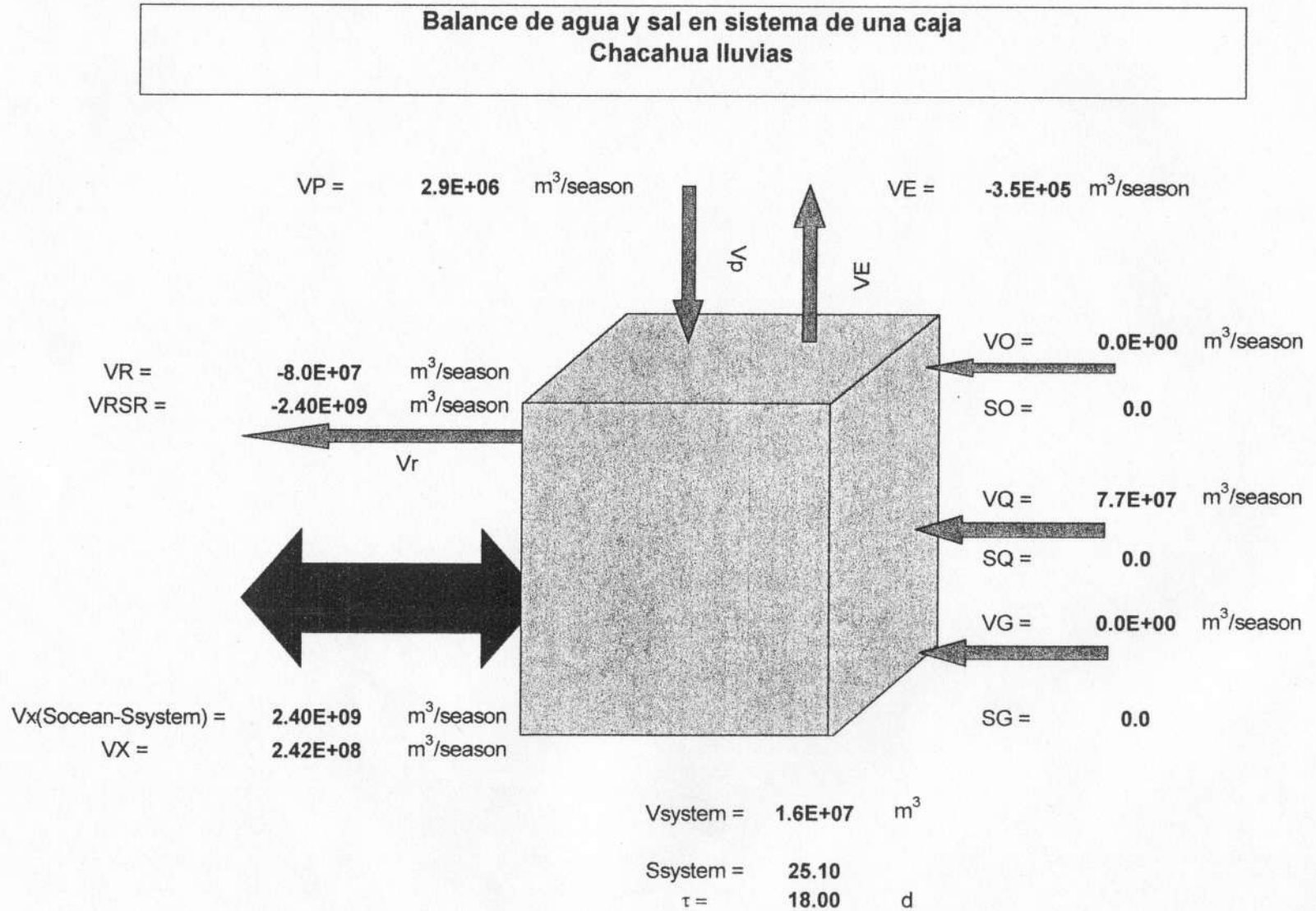


Figura 19 Balance de agua y sal en sistema de una caja Pastoría Secas.

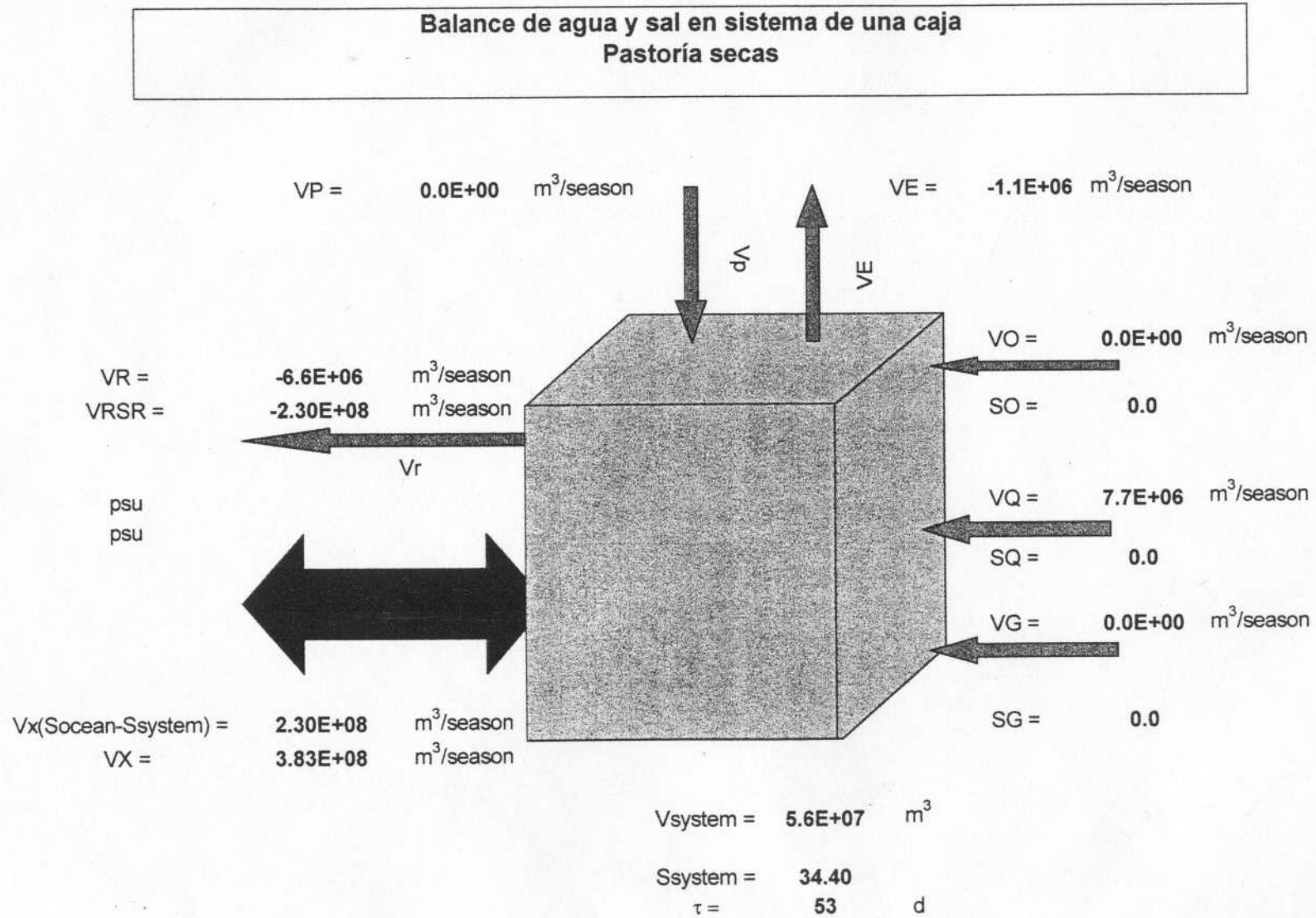
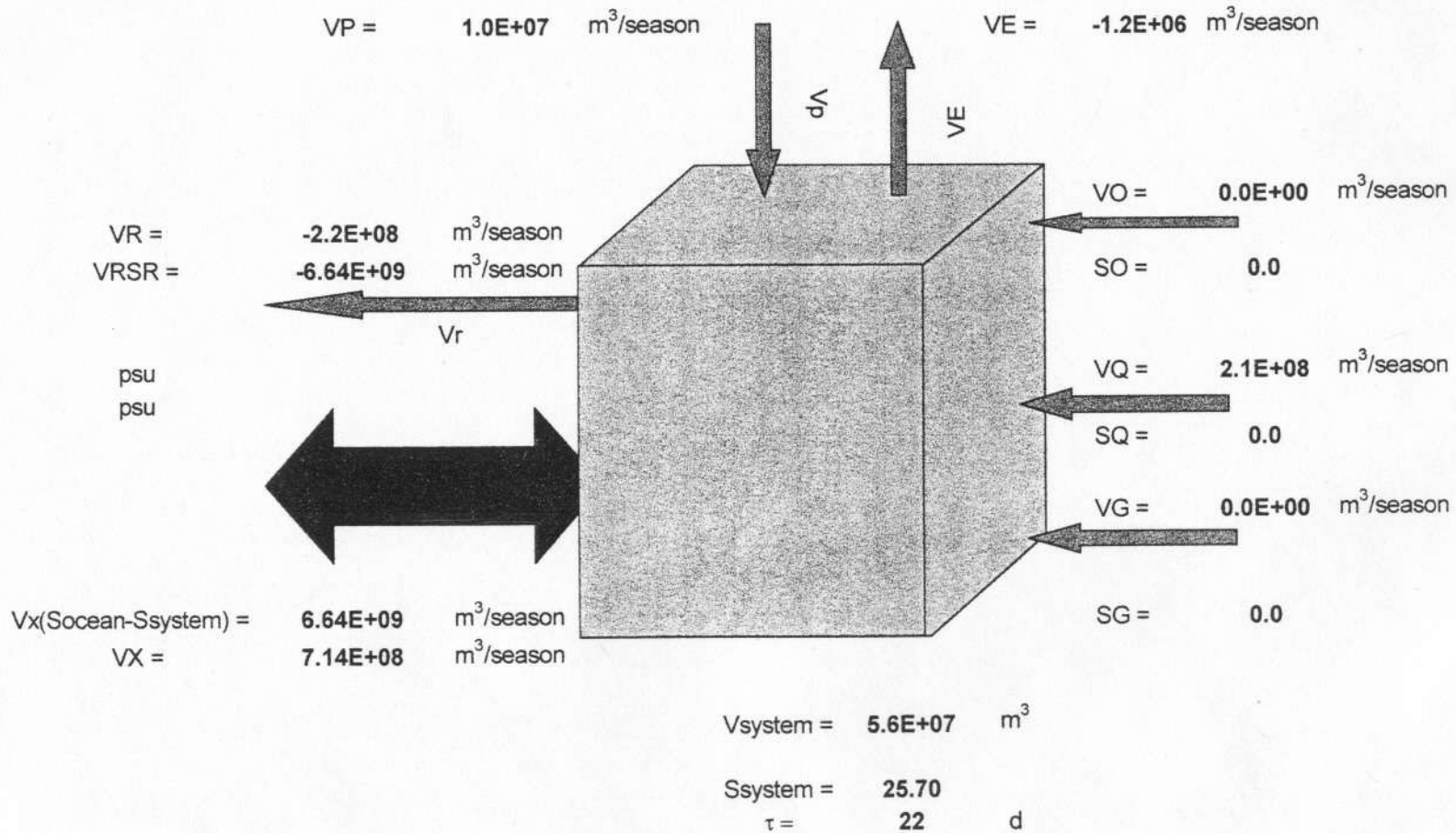


Figura 20. Balance de agua y sal en sistema de una caja Pastoría Lluvias.

**Balance de agua y sal en sistema de una caja
Pastoría lluvias**



VI Referencias Bibliográficas.

- Ahumada *et al.* 2000. "Caracterización ambiental y aprovechamiento de los recursos naturales de los sistemas lagunares Chacahua-Pastoría y Corralero-Alotengo" *Informe final SIBEJ-UMar.*
- APHA (1998) "Standars Methods for the Examination of water and wastewater". *American Public Health Association.* 20th edition.
- Aston S. R. 1980. "Nutrients, dissolved gases, and general biogeochemistry in estuaries". En Olauson y Cato Eds. *Chemistry and biogeochemistry of estuaries* John Wiley & Sons New York. pp 452.
- CNA.1991. "Estudio Agrológico del proyecto de Riego Río Verde, Oax". *Comisión Nacional del Agua: Gerencia regional Sureste. Unidad regional agrológica. Campeche México.* 189 pp.
- Contreras- Espinosa ,F.;Castañeda-López y Garcia-Nagaya, A. 1994. "La clorofila a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas". *Anales Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.* UNAM. 21 (1-2): 55-66.
- Contreras-Espinoza, F; Castañeda-López, Torres, A. y F Gutiérrez. 1996. "Nutrientes en 39 lagunas costeras mexicanas". *Rev. Biol. Trop.* 44 (2): 421- 429.
- Conley.D.J. 2000."Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies". *Hydrobiologia.* 410:87-96.
- Culberson C., Pytkowitz R.M. y Hawley T. 1970. "Sea water alkalinity determination by the pH method. *Journal of Marine Research* 28(1): 15-21.
- Chen R y R. R. Twiley 1999 "Patterns of Mangrove Forest Structure and Soil Nutrient Dynamics Along the Shark River Estuary, Florida". *Estuaries* 22(4): 955-970
- Day Jr. y Yáñez-Arancibia. 1986. "Ecología de la zona costera análisis de 7 tópicos.Ed. Yáñez-Arancibia. AGT. México.
- De la Lanza Espino Guadalupe. 1994. "Química de las lagunas costeras. en Lagunas costeras y el litoral mexicano. De la lanza E. G. y C. Caceres Martinez edits. U.A.B.C.S. 155-160
- Diario oficial de la federación. Segunda edición. Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Carta Nacional Pesquera. Lunes 28 de Agosto de 2000.
- Downing 1997. "Marine nitrogen: phosphorous stoichiometry and global N:P cycle". *Biogeochemistry* 37: 237-252
- Dudgale R. P y F. P. Wilkerson 1998 "Silicate regulation of new production in equatorial pacific upwelling". *Nature* 391: 270-391
- Dyrssen D. 1986 "Chemical processes in benthic flux chambers and anoxic basin waters". *Netherlands J. Of Sea research.* 20(2/3): 225-228
- Eyre B. y P. Balls 1999."A comparative study of nutrient behavior along the salinity gradient of tropical and temperate estuaries". *Estuaries* 22(2A): 313-326.
- Eyre B. 1994."Nutrient biogeochemistry in the tropical Moresby River estuary system North Queensland, Australia". *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 39: 15-31

- Froelich P. N. 1988. "Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A Primer Phosphate buffer mechanism". *Limnology and Oceanography* Vol. 33 (4/2): 649-668.
- García A. E. 1964. *Modificación del sistema de clasificación climático de Köppen*. Offset Larios México pp. 71.
- Grasshoff K., Ehrhardt M. y Kremling K. 1983. *Methods of seawater analysis*. Verlag. Chemie. Florida, USA. pp 800
- Gordon D. C. Jr., P. R. Boudreau, K. H. Mann, J-E. Ong, W. L. Slivert S. V. Smith. Wattayakorn, F. P. Wulff y T. Yanagi 1996. "Biogeochemical modelling guidelines". *LOICZ. Reports and Studies No. 5*. The Neatherlands. pp 96.
- Guerrero G.S.R. 1997. "Estudio Biogeoquímico de los procesos de mezclado Estuarino en una laguna costera tropical de México". *Tesis de Doctorado en ciencias del mar*. Universidad Autonoma de México. pp 90
- Holm Hansen O. y Riemann Bo 1978. " Chlorophyll a determination: improvements in methodology". *OIKOS* 30: 438-447.
- INEGI 1972 Pastoría. Mapa Topográfico 1:250,000 México.
- Jakobsen R. y D. Postma 1999 "Redox zoning, rates of sulfate reduction and interactions with Fe-reduction and methanogenesis in a shallow sandy aquifer, Romo, Denmark" *Geochimica et Cosmochimica Acta* 63(1): 137-151
- Karl D., Letelier, L. Tupas, J. Dore, J. Christian y D. Hebel 1997 "The role of nitrogen fixation in biogeochemical cycling in the subtropical North Pacific Ocean". *Nature* 388: 533-538
- Kemp W. M. 1989. "Estuarine Chemistry. " *En Estuarine Ecology* .Day J. W., Hall Ch. A. S., Kemp Michael W. y Yañez Arancibia Alejandro (Eds.) Wiley Interscience Publ. pp 400.
- Kennish M. J. 1986. " Ecology of estuaries". Vol. 1 *Physical and Chemical Aspects*. CRC Press, Incorporated. USA. pp. 253.
- Kirkwood D.S. 1992. "Stability of solutions of nutrients salts during storage". *Marine Chemistry*, 38: 151-164
- Lankford, R.A. 1977. "Coastal Lagoons of Mexico. Their origin and classification". En Wiley M, (Ed) *Estuarine processes*. Academic Press. 11: 183-215.
- Libes S. M. 1992. *An introduction to Marine Biogeochemistry* John Wiley & Sons pp. 734.
- Liss, P. S. y Spencer, C.P. 1970. " Abiological processes in the removal of silicate from sea water". *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 34: 1073-1088.
- Mahloch J. L. 1974. Multivariate techniques for water analysis. *Journal of Environmental Engineering Division* October 1974 10840: 1119-1132.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega. España. pp 831.
- Martin D. F. 1970. *Marine Chemistry* Vol. 1 segunda edición pp 620.
- Martin J. M. y Meybeck M. 1979."Elemental mass-balance of material carried by major world rivers". *Marine Chemistry* Vol. 7 pp 173-206.
- McCarthy S. A., E. A. Laws, W. A. Estabrooks, J. H. Bailey-Brock y E. A. Kay 2000 "Intra-annual Variability in Hawaiian Shallow-water, Soft-bottom Macro-benthic

- Communities Adjacent to a Eutrophic Estuary". *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50: 245-258
- McEldowney, S;D. Hardman y S. Waite.1993. Pollution: Ecology and Biotreatment.Longman scientific & Technical. pp 323.
- Mee L. D. 1979 "Coastal lagoons". En: Riley J.P. y Chester R. (Eds) *Chemical Oceanography* 7: 441-490.
- Mee D. L. 1987 "The application of calculation models for estimating primary productivity in two topical mexican coastal lagoons". *Rev. biol. trop.* 32(2): 183-193
- Miller J. C. y J. N. Miller 1988. "Statistics for analytical Chemistry. Ellis Horwood Series in analytical Chemistry John & Sons Limited pp 227
- Millero F. j. y Sohn M. L. 1992. *Chemical Oceanography*. CRC Press pp. 531
- Moss et al. 1992.
- Nixon S. W 1981. "Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems". En: *Estuaries and Nutrients*, Neilson J. Bruce y Cronin Eugene (Eds.) The Humana Press. pp. 111-138.
- Parsons, T.R. y Takahashi,M. 1977. Biological Oceanographic. 2 edición. Hargrave Bedford Institute, Dartmouth, Canada. pp 235
- Pettine M., L. Patrolecco, M. Camusso and S. Crescenzo 1998 "Transport of Carbon and Nitrogen to the Northern Adriatic Sea by the Po River". *Estuar., Coast. and Shelf Sci.*: 46, 127-142
- Rendell, A.R.,T.M. Horrobin, T.D. Jickells, H.M. Edmunds,J.Brown y S.J. Malcolm. 1997. " Nutrient cycling in the Great Ouse Estuary and its impact on nutrient flux to the wash, England". *Estuar. Cost and Shelf Sci.* 45:653-668.
- Richardson, K. y B.B Jorgensen. 1996. Eutrophication in coastal marine Ecosystems. American Geophysical Union. U.S.A. pp. 272
- Rodier J 1981. Análisis de las aguas. Ediciones Omega S.A. Barcelona pp. 659
- Rodriguez, C.E. 1998. Variabilidad estacional de la hidrología y transporte litoral en la laguna de Chacahua, Oax. Tesis. U.A.B.C. pp.97
- Rysgaard, S.,P. Thastum, T. Dalsgaard, P.Christensen ySloth N. 1999. "Effects of salinity on NH₄⁺ adsorption capacity, nitrification, and denitrification in Danish Estuarine sediments".*Estuaries*.22(1):21-30.
- Sanay, R., 1997. "Simulación de la circulación en el sistema lagunar Chacahua-Pastoría, Oaxaca." Tesis de Maestría. ICMyl. UNAM. 107 pp.
- Statsoft, Inc. (1996). Statistica for windows (computer program manual).Tulsa, OK.
- SEDESOL, 1992. Secretaría de Desarrollo Social México.
- Seitzinger S. P., W. S. Gardner y A. K. Spratt 1991 "The effect of salinity on ammonium sorption in aquatic sediments: Implications for benthic nutrient recycling". *Estuaries* 14(2): 167-174.
- Solorzano, L 1969. " Determination of ammonia in natural waters byphenol-hypoclorite method". *Limnology and Oceanogr* 14: 799-801.
- Strickland, J.H.D. y Parsons T.R. 1972. A manual for sea water analysis Fisheries. Research Board of Canada Bulletin Vol. 167.
- Surfer (Win 32) version 6.04. Surface mapping system.Copyrigh 1993-96, golden software,inc.

- Tyrrell T. 1999 "The relative influences of nitrogen and phosphorous on oceanic primary production". *Nature* 400: 525-531
- Valiela, I. 1995. "Marine Ecological Processes. 2 edición. Springer.NY. pp 686.
- Vyzamal,J. 1995. Algae and element cycling in wetlands. Lewis Publihers.USA. 681 pp.
- Vollenweider, R. 1992. " Coastal marine eutroficación: principios y control. En *Marine coastal eutrophication*. Vollenweider R.;Marchetti y Viviani edits. Elsevier.

