



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**DIAGNÓSTICO Y DESCRIPCIÓN DEL
PROCESO DE EUTROFIZACIÓN EN LAGUNAS
COSTERAS DEL NORTE DE SINALOA**

TESIS
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR
EN
CIENCIAS MARINAS

PRESENTA:
DIANA CECILIA ESCOBEDO URÍAS

La Paz, B.C.S, junio de 2010.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 21 del mes de Mayo del 2010 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

“DIAGNÓSTICO Y DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN EN LAGUNAS COSTERAS DEL NORTE DE SINALOA”

Presentada por el alumno:

ESCOBEDO
Apellido paterno

URÍAS
materno

DIANA CECILIA
nombre(s)

Con registro:

B	0	6	1	1	4	7
---	---	---	---	---	---	---

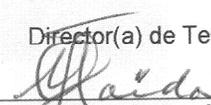
Aspirante de:

DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

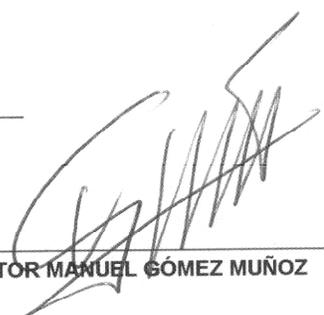
Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **APROBAR LA DEFENSA DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

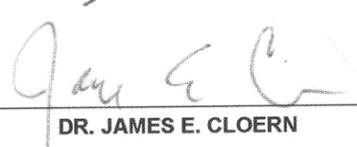
Director(a) de Tesis


DRA. AÍDA MARTÍNEZ LÓPEZ


DR. EVGUENI CHOUMILINE NIKOLAYEVICH


DR. VÍCTOR MANUEL GÓMEZ MUÑOZ


DR. GERARDO VERDUGO DÍAZ


DR. JAMES E. CLOERN

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES


DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE



IPN
CICIMAR
DIRECCION



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 21 del mes Mayo del año 2010
el (la) que suscribe MC. DIANA CECILIA ESCOBEDO URÍAS alumno(a) del
Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS
con número de registro B061147 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS
manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DRA. AÍDA MARTÍNEZ LÓPEZ

y cede los derechos del trabajo titulado:

“DIAGNÓSTICO Y DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN EN
LAGUNAS COSTERAS DEL NORTE DE SINALOA”

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: durias@ipn.mx amartin@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.


MC. DIANA CECILIA ESCOBEDO URÍAS

nombre y firma

*The scientist is not the person who gives the right answers
but asks the right questions.*

Claude Lévi-Strauss (1908-2009)

INDICE

RELACIÓN DE FIGURAS.....	v
RELACIÓN DE TABLAS.....	x
RELACIÓN DE ANEXOS.....	xi
GLOSARIO.....	xiii
RESUMEN.....	xvii
ABSTRACT.....	xix
INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
ANTECEDENTES.....	6
AREA DE ESTUDIO.....	9
OBJETIVO GENERAL.....	20
I FUENTES DE NUTRIENTES EN LA ZONA COSTERA DEL NORTE DE SINALOA..	21
I.1 INTRODUCCIÓN.....	21
I.2 OBJETIVO:.....	26
I.3 METODOLOGÍA.....	26
I.3.1 APORTES SUPERFICIALES.....	26
I.3.1.1 Drenes.....	26
I.3.1.2 Aportes acuícolas.....	30
I.3.2 APORTES ATMOSFÉRICOS.....	33
I.3.2.1 Depositación húmeda.....	34
I.3.2.2 Depositación seca.....	36
I.3.3 AGUAS SUBTERRÁNEAS.....	37
I.3.3.1 Determinación de flujo subterráneo.....	39
I.3.4 ACTIVIDAD AGRÍCOLA.....	40
I.4 RESULTADOS.....	41
I.4.1 APORTES SUPERFICIALES.....	41
I.4.1.1 Drenes.....	41
I.4.1.1.1 Variables físicas y químicas.....	41
I.4.1.1.2 Gasto hidráulico.....	41
I.4.1.1.3 Nutrientes.....	42
I.4.1.2 Actividad acuícola.....	47
I.4.1.2.1 Entradas-Salidas.....	47

1.4.1.2.2	<i>Nutrientes en estanques de cultivo</i>	51
1.4.1.2.3	<i>Aportes de nutrientes</i>	52
1.4.2	DEPOSITACIÓN ATMOSFÉRICA	53
1.4.2.1	Variables meteorológicas	54
1.4.2.2	Deposición húmeda	55
1.4.2.3	Deposición seca	58
1.4.3	AGUAS SUBTERRÁNEAS	59
1.4.3.1	Variables físicas y químicas	59
1.4.3.2	Nutrientes	60
1.4.3.3	Flujo subterráneo	62
1.4.4	FUENTES DE NUTRIENTES	64
1.4.5	ACTIVIDAD AGRÍCOLA EN EL DR 075	66
I.5	DISCUSION	71
1.5.1	APORTES SUPERFICIALES	71
1.5.1.1	Drenes	71
1.5.1.1.1	<i>Gasto hidráulico</i>	71
1.5.1.1.2	<i>Nutrientes</i>	72
1.5.1.1.3	<i>Aportes</i>	79
1.5.1.2	Actividad acuícola	81
1.5.1.2.1	<i>Variables ambientales</i>	81
1.5.1.2.2	<i>Nutrientes</i>	82
1.5.1.2.3	<i>Aportes</i>	85
1.5.2	APORTES ATMOSFÉRICOS	87
1.5.2.1	Precipitación húmeda	88
1.5.2.2	Precipitación seca	91
1.5.2.3	Flujos atmosféricos de nutrientes	92
1.5.3	AGUAS SUBTERRÁNEAS	94
1.5.3.1	Aportes a la zona costera	98
1.5.4	FUENTES DE NUTRIENTES	98
II	VARIBILIDAD TEMPORAL DE NUTRIENTES Y VARIABLES AMBIENTALES EN LAS LAGUNAS COSTERAS DEL NORTE DE SINALOA	101
II.1	INTRODUCCIÓN	101

II.2	OBJETIVOS	104
II.3	METODOLOGÍA	105
II.3.1	ANÁLISIS TEMPORAL DE VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS	106
II.4	RESULTADOS.....	109
II.4.1	VARIABILIDAD INTERANUAL	109
II.4.1.1	Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María.....	109
II.4.1.2	Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule.....	114
II.4.2	PATRÓN ANUAL (CICLO ANUAL PROMEDIO).....	119
II.4.2.1	Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María.....	119
II.4.2.2	Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule.....	127
II.5	DISCUSION	134
II.5.1	VARIABILIDAD TEMPORAL DE VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS	134
II.5.1.1	Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María.....	134
II.5.1.2	Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule.....	139
II.5.2	PATRÓN ANUAL DE VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS	142
II.5.2.1	Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María.....	142
II.5.2.2	Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule.....	149
III	EUTROFIZACIÓN EN LAGUNAS COSTERAS DEL NORTE DE SINALOA.....	154
III.1	INTRODUCCIÓN	154
III.2	OBJETIVOS	158
III.3	METODOLOGÍA	159
III.3.1	Indicadores del proceso de eutrofización	159
III.3.2	Índice del Estado Trófico (TRIX)	160
III.4	RESULTADOS.....	165
III.4.1	Indicadores de eutrofización.....	165
III.4.2	Índice trófico.....	167
III.5	DISCUSIÓN	171
III.5.1	Indicadores de eutrofización.....	171
III.5.2	Índice trófico y evolución del estado trófico	174
	DISCUSIÓN GENERAL.....	177
	CONCLUSIONES.....	192
	RECOMENDACIONES.....	194

BIBLIOGRAFÍA.....	196
ANEXOS.....	253

RELACIÓN DE FIGURAS

Figura 1. Localización del área de estudio en el Golfo de California. a) Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María, y b) Sistema San Ignacio-Navachiste-Macapule.	10
Figura 2. Ubicación del sistema Topolobampo-Ohuira-Santa María, Sinaloa. (●) Ubicación de colectores de precipitación húmeda y seca.....	13
Figura 3. Localización del Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa. (●) Ubicación de colectores de precipitación húmeda y seca.	17
Figura 4. Esquema general de las fuentes de nutrientes y rutas principales de transporte a las zonas costeras. Modificado de NRC (2000).	21
Figura 5. Ubicación del DR 075 y sus módulos de riego. Tomado de CONAGUA, 2007a.....	27
Figura 6. Sistema de riego y drenaje del DR 075, y ubicación de drenes monitoreados (●) durante el periodo de estudio. Mapa cortesía de CNA.	29
Figura 7. Detalle de las estructuras donde se efectuaron los muestreos en los drenes a) Mochis y b) Batequis.....	30
Figura 8. Ubicación de la zona de estudio para la determinación de aportes acuícolas en la Laguna Macapule, Guasave, Sinaloa. Entrada (e), salida (s).....	32
Figura 9. Instalación de los pluviómetros en dos sitios en Sinaloa: a) Topolobampo y b) El Tortugo (Navachiste).	35
Figura 10. Caseta para la recolecta de muestras para el análisis de depositación seca de N en el área de estudio.	36
Figura 11. Localización de los acuíferos a) río Fuerte y b) río Sinaloa. Tomado de CNA, 2002a y b.....	37
Figura 12. Ubicación de los sitios de muestreo (puntos azules) de aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.	40
Figura 13. Valores estacionales promedio de a) temperatura (TSM), b) salinidad (SAL) y c) pH en drenes que impactan los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, Sinaloa, durante el periodo septiembre 2006 a mayo 2007.	42
Figura 14. Concentraciones mensuales promedio de las especies de nitrógeno por en los drenes que descargan a las sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, Sinaloa durante el periodo de septiembre 2006 a mayo 2007.	43
Figura 15. Concentraciones promedio de NID, PO ₄ y SiO ₃ ²⁻ en los drenes de los complejos lagunares de a) Topolobampo y b) Navachiste, Sinaloa.	44
Figura 16. Valores promedio de las razones a) N/P y b) Si/N en los drenes que impactan los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, Sinaloa, durante el periodo de septiembre 2006 a mayo 2007.....	45
Figura 17. Concentraciones promedio diarias de los aportes por drenes de a) NID, b) PID y c) SiD en las lagunas del norte de Sinaloa, para el periodo de septiembre de 2006 a mayo 2007	46

Figura 18. Distribución temporal promedio de las especies nitrogenadas inorgánicas disueltas en a) entradas y b) salidas del complejo acuícola de la región Guasave Norte durante el periodo de marzo a septiembre de 2007.....	48
Figura 19. Concentraciones promedio de a) NT y b) NID en entradas y salidas del complejo acuícola de la región Guasave Norte durante el periodo marzo-septiembre de 2007.....	49
Figura 20. Concentraciones promedio de a) fósforo total (PT) y b) PID en entradas y salidas del complejo camaronícola de la región Guasave Norte, durante el periodo de marzo a septiembre de 2007.	50
Figura 21. Valores de la razón N/P en los canales de llamada (entradas) y los efluentes (salidas) de la región acuícola de Guasave Norte, durante el periodo de marzo-septiembre de 2007.	51
Figura 22. Distribución de valores promedio de a) nutrientes nitrogenadss, b) fósforo total y reactivo y c) razón nitrógeno/fósforo en los estanques analizados durante el periodo de marzo a agosto de 2007.	52
Figura 23. Aportes anuales de N y P de la actividad acuícola en los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, Sinaloa, durante el periodo de marzo-agosto de 2007.	53
Figura 24. Variabilidad temporal de a) temperatura y b) precipitación registradas en las estaciones meteorológicas de Topolobampo y Navachiste (El Tortugo), durante el periodo de noviembre 2007 a junio 2008.....	54
Figura 25. Valores mensuales promedio de rapidez y dirección de vientos dominantes en las estaciones meteorológicas de a) Topolobampo y b) El Tortugo, Sinaloa durante el periodo de octubre 2007 a junio 2009.....	55
Figura 26. Concentración de NIT y PIT en agua de lluvia en las estaciones meteorológicas de Topolobampo y El Tortugo, Sinaloa, durante noviembre 2007 a octubre de 2008.	56
Figura 27. Concentración de especies nitrogenadas inorgánicas disueltas en agua de lluvia (precipitación húmeda) en las estaciones de a) Topolobampo y b) Navachiste (El Tortugo), Sinaloa, durante el periodo noviembre 2007 a septiembre 2008.....	57
Figura 28. Distribución anual del aporte de a) nitrógeno inorgánico total (NIT) y b) fósforo inorgánico total (PIT) como precipitación húmeda en los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, para el periodo noviembre 2007 a octubre 2008.....	58
Figura 29. Valores promedio mensuales de la depositación seca de N-NH _y en los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste durante el periodo de julio 2008 a junio 2009.....	59
Figura 30. Distribución de a) temperatura (T°C), salinidad (SAL), pH, y b) concentración de PID, NID, y SiD en aguas del acuífero del río Sinaloa durante el periodo de julio 2006 a mayo 2007. La línea sombreada distingue los pozos agrícolas.	61
Figura 31. Distribución de las especies nitrogenadas disueltas en aguas del acuífero del río Sinaloa durante el periodo de julio 2006 a mayo 2007.....	62
Figura 32. Líneas de flujo subterráneo en los acuíferos de los ríos a) Fuerte y b) Sinaloa. Las líneas naranja denotan el flujo subterráneo.	63
Figura 33. Aportes anuales de nitrógeno inorgánico por fuente (t a ⁻¹) en los sistemas lagunares de Topolobampo-Ohuira-Santa María y San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa.....	64

Figura 34. Proporción de la contribución de los aportes atmosféricos (precipitación húmeda+seca) y superficiales (drenes+acuacultura) en los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, Sinaloa.....	65
Figura 35. Aportes anuales de PID por fuente en los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, Sinaloa.....	65
Figura 36. Modelo simplificado de un ciclo de cultivo en el DR 075. F=fertilización, R=riego, C=cosecha. Los cuadros azules marcan el periodo de riego dependiendo del cultivo.	66
Figura 37. Superficie sembrada por ciclo y temporada agrícola (otoño-invierno y primavera-verano) en el DR 075 durante el periodo 1987-2007.....	68
Figura 38. Aplicación de a) N y b) P por ciclo y temporada agrícola en el DR 075 durante el periodo de 1987 a 2007. Todas las unidades en miles.	69
Figura 39. Porcentaje sembrado de los cultivos principales en el DR 075 durante el periodo de 1987 a 2007.....	70
Figura 40. Precipitación mensual en los sistemas Lagunares de Topolobampo y Navachiste durante el periodo de enero 2006 a diciembre 2007.	73
Figura 41. Precipitación húmeda de NO_3^- ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$) y NH_4^+ en los sistemas costeros del Norte de Sinaloa (Topolobampo y Navachiste) y otros sistemas costeros de América. *Ecosistema de Bosque (Godoy <i>et al.</i> , 2005). Datos de sistemas costeros tomados de Valigura <i>et al.</i> (2000).....	90
Figura 42. Valores promedio anuales de precipitación seca de N- NH_y en los sistemas costeros del Norte de Sinaloa (Topolobampo y Navachiste) y otros sistemas costeros de América. *Ecosistema de Bosque (Godoy <i>et al.</i> , 2005). Datos de Sistemas costeros tomados de Valigura <i>et al.</i> (2000).....	92
Figura 43. Tipos de suelo en la región norte del Estado de Sinaloa. Modificado de Berlanga-Robles <i>et al.</i> , 2005.....	97
Figura 44. Ubicación de las estaciones de muestreo para los monitoreos realizados en el Sistema Lagunar de Topolobampo de 1987 a 2007.....	105
Figura 45. Ubicación de las estaciones de muestreo para los monitoreos realizados en el Sistema Lagunar Navachiste de 1998 a 2007.....	107
Figura 46. Promedios anuales y desviación estándar de a) temperatura y salinidad, b) oxígeno disuelto y clorofila a, c) nitrógeno inorgánico disuelto y fósforo inorgánico disuelto y d) especies nitrogenadas en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo 1987-2007.....	110
Figura 47. Anomalías estándar de precipitación en la zona del Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo 1987-2007. Eje Y en unidades de anomalías estándar (uae).	111
Figura 48. Anomalías estándar de a) temperatura superficial del mar (TSM) y temperatura ambiental, b) salinidad, c) porcentaje de saturación de oxígeno y d) pH en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo 1987-2007. Eje Y en unidades de anomalías estándar (uae).	112

Figura 49. Anomalías estándar de a) NID, b) PID y c) N/P en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo 1987-2007. Eje Y en unidades de anomalías estándar (uae).	113
Figura 50. Distribución temporal de promedios anuales y desviación estándar de a) temperatura y salinidad, b) oxígeno disuelto y clorofila a, c) nitrógeno inorgánico disuelto y fósforo inorgánico disuelto y d) especies nitrogenadas en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007.	116
Figura 51. Anomalías estándar de precipitación en la zona del Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007. Eje Y en unidades de anomalías estándar (uae).	117
Figura 52. Anomalías estándar de a) temperatura ambiental y temperatura superficial del mar, b) salinidad, c) NID, d) PID y e) Cl a en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007. Eje Y en unidades de anomalías estándar (uae).	118
Figura 53. Patrón anual de la precipitación en la zona del Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante los periodos 1987-1998 y 1999-2007.	119
Figura 54. Patrón anual y desviación estándar de a) temperatura y b) salinidad en el Sistema Lagunar de Topolobampo durante los periodos 1987-1997 y 2000-2007.	120
Figura 55. Patrón anual de a) pH, b) oxígeno disuelto y c) % de saturación de oxígeno en el sistema lagunar de Topolobampo durante los periodos 1987-1998 y 1999-2007.	122
Figura 56. Patrón anual para a) NID y b) PID en la serie de Topolobampo durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.	124
Figura 57. Ciclo anual promedio de las especies nitrogenadas ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$) durante los periodos a) 1987-1997 y b) 2000-2007 en el sistema Topolobampo-Ohuira-Santa María, Sinaloa. Nótese el cambio en la escala entre periodos.	125
Figura 58. Ciclo anual promedio de a) Cl a y b) razón N/P durante los periodos 1987-1997 y 2000-2007 en el Sistema Lagunar de Topolobampo.	126
Figura 59. Patrón anual de las concentraciones de a) NID y b) PID en el Sistema Topolobampo-Ohuira-Santa María para el ciclo 2000-2007 y las distintas fuentes de nutrientes (ciclo 2006-2009). Nótese el cambio en las unidades.	127
Figura 60. Patrón anual de la precipitación (mm) en la zona del Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule.	128
Figura 61. Patrón anual promedio de a) temperatura y salinidad y b) pH en el Sistema San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo de 1998 a 2007.	129
Figura 62. Patrón anual promedio de a) % saturación de oxígeno y oxígeno disuelto (OD) y b) Cl a y razón N/P en el Sistema San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo de 1998 a 2007.	130
Figura 63. Patrón anual de a) especies nitrogenadas y b) NID y PID en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007.	132
Figura 64. Patrón anual promedio de la concentración de: a) NID y b) PID en el Sistema San Ignacio-Navachiste-Macapule y variabilidad temporal de las distintas fuentes de nutrientes. Nótese el cambio en las unidades.	133

Figura 65. Valores promedio anuales de la razón N/P y concentración de clorofila a (Cl a) y OD (mgL^{-1}) en el Sistema Lagunar de Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo 1987-2007.	165
Figura 66. Valores promedio anuales de la razón N/P y concentración de clorofila a (Cl a) en el Sistema Laguna de San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007. ...	166
Figura 67. Valores mensuales promedio de la razón diatomeas/flagelados (D/F) en los sistemas lagunares Topolobampo-Ohuira-Santa María y San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo enero 2000 a diciembre 2007. Nótese el cambio de escala.....	167
Figura 68. Valores promedio anuales del Índice Trófico TRIX y coeficiente de eficiencia (CE) en el Sistema Topolobampo-Ohuira-Santa María, Sinaloa, durante el periodo 1987 a 2006.	168
Figura 69. Valores promedio anuales del Índice Trófico TRIX y Coeficiente de Eficiencia (CE) en el Sistema San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa, durante el periodo 1998 a 2007.	170
Figura 70. Representación esquemática del modelo conceptual contemporáneo de eutrofización costera (Cloern, 2001).	178
Figura 71. Modelo conceptual del proceso de eutrofización en a) Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María y b) San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa. Aportes superficiales (flecha en rojo), aportes atmosféricos, intercambio con el océano, aportes subterráneos. Rem=Remineralización, N_2 =Fijación de nitrógeno, N_2^* =desnitrificación. Isobatas en metros.	189

RELACIÓN DE TABLAS

Tabla 1. Áreas de sección transversal de las bocas principales y velocidades máximas por periodo de marea en el Sistema San Ignacio-Navachiste, Sinaloa.	16
Tabla 2. Estanques seleccionados por empresa acuícola para el monitoreo de nutrientes. ...	31
Tabla 3. Nombre y uso de los pozos monitoreados en el acuífero del río Sinaloa durante el periodo julio 2006 a mayo 2007.	38
Tabla 4. Gasto promedio ($m^3 s^{-1}$) obtenido para los aportes de drenes por sistema lagunar durante el periodo de septiembre 2006 a mayo 2007.	42
Tabla 5. Valores máximos, mínimos y promedio de temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto en las entradas y salidas de la región acuícola Guasave norte durante el periodo de marzo-septiembre de 2007.	47
Tabla 6. Matriz de correlación (Pearson) de las variables físicas y químicas en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo de 1987 a 2007. Los números en rojo denotan correlación significativa ($\alpha=0.05$).	114
Tabla 7. Matriz de correlación (Pearson) de las variables físicas y químicas en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo de 1998 - 2007. Los números en rojo denotan correlación significativa ($\alpha=0.05$).	117
Tabla 8. Fertilización recomendada (unidades de N y P) por cultivo (kg/ha) en el DR 075..	136
Tabla 9. Algunos indicadores para la evaluación del estado trófico basado en parámetros físico-químicos y biológicos. Fósforo total (PT), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fósforo inorgánico disuelto (PID),.....	160
Tabla 10. Escala TRIX (Penna <i>et al.</i> , 2004).	162
Tabla 11. Rango de nutrientes y concentración de Cl <i>a</i> en lagunas costeras del Golfo de California. ND= No Detectado. Todos los nutrientes en μM ; Cl <i>a</i> en $mg m^{-3}$	163
Tabla 12. Límites superior e inferior y rango del Índice trófico $TRIX_{GC}$	167
Tabla 13. Matriz de correlación (Pearson) entre todas las variables físicas y químicas y el índice TRIX (datos normalizados por transformación logarítmica) en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo 1987-2007.	169
Tabla 14. Matriz de correlación (Pearson) entre todas las variables físicas, químicas y biológicas y el índice TRIX (datos normalizados por transformación logarítmica) en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007.....	170
Tabla 15. Características generales, principales presiones y respuestas de los sistemas lagunares Topolobampo-Ohuira-Santa María y San Ignacio-Navachiste-Macapule ante el proceso de eutrofización.....	188

RELACIÓN DE ANEXOS

Anexo 1. Áreas de sección transversal y gastos de los principales drenes del DR 075 durante los monitoreos de septiembre y noviembre de 2006, y febrero y mayo 2007.	253
Anexo 2. Distribución temporal de a) temperatura, b) salinidad, c) pH y d) oxígeno disuelto en las entradas y salidas del complejo acuícola de Guasave Norte durante el periodo marzo-octubre de 2007.	254
Anexo 3. Tabla de valores máximos, mínimos y promedios de nutrientes en entradas y salidas del complejo acuícola de la región Guasave Norte durante el periodo de marzo a septiembre de 2007.	255
Anexo 4. Tabla de valores máximos, mínimos y promedios de nutrientes en los estanques seleccionados en el complejo acuícola de la región Guasave Norte durante el periodo de marzo a septiembre de 2007.	256
Anexo 5. Distribución espacial de temperatura (°C) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.	257
Anexo 6. Distribución espacial de salinidad (ups) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.	258
Anexo 7. Distribución espacial de pH durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.	259
Anexo 8. Distribución espacial de nitrato inorgánico disuelto (mg L^{-1}) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.	260
Anexo 9. Distribución espacial de nitrito inorgánico disuelto (mg L^{-1}) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.	261
Anexo 10. Distribución espacial de amonio (mg L^{-1}) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.	262
Anexo 11. Distribución espacial de silicato inorgánico disuelto (SiD , mg L^{-1}) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.	263
Anexo 12. Distribución espacial de fósforo inorgánico disuelto (PID , mg L^{-1}) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.	264
Anexo 13. Tabla de monitoreos en las granjas de la región Guasave Norte durante el periodo del 13 de marzo al 28 de agosto de 2007.	265
Anexo 14. Resumen de estadísticos de las variables físicas, químicas y bioógicas obtenidas en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo de mayo de 1987 a junio de 2007.	266

Anexo 15. Resumen de estadísticos de las variables físicas, químicas y biológicas obtenidas en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998 – 2007.	266
Anexo 16. Anomalías estándar de a) pH, b) % Saturación de Oxígeno y c) razón N/P en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007.....	267
Anexo 17. Ciclo anual promedio de la temperatura ambiental y la observada en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.	268
Anexo 18. Ciclo anual promedio de salinidad en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.	268
Anexo 19. Patrón anual de pH en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.	269
Anexo 20. Patrón anual de oxígeno disuelto en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.	270
Anexo 21. Ciclo anual promedio de % Saturación de Oxígeno en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.	270
Anexo 22. Ciclo anual promedio de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.	271
Anexo 23. Ciclo anual promedio de fósforo inorgánico disuelto (PID) en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.	271
Anexo 24. Ciclo anual promedio de Clorofila a en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.	271
Anexo 25. Ciclo anual promedio de la razón N/P en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.	272
Anexo 26. Patrón anual de a) temperatura, b) salinidad, c) pH, d) oxígeno disuelto y e) % SAT en las lagunas de San Ignacio, Navachiste y Macapule, Sinaloa durante el periodo de 1998 a 2007.....	273
Anexo 27. Ciclo anual promedio a) Clorofila a b) N/P c) NID, y d) PID en las lagunas de San Ignacio, Navachiste y Macapule, Sinaloa durante el periodo de 1998 a 2007.....	274

GLOSARIO

Antropogénico. De origen humano o derivado de la actividad del hombre.

Clorofila. Pigmento común de todos los organismos fotosintéticos, constituye alrededor del 4% de masa seca del cloroplasto y es soluble en alcohol, éter, benceno y acetona. Absorbe todas las longitudes de onda de la luz visible excepto el verde. Están compuestos de una “cabeza” de porfirina y una cadena de fitol larga. El núcleo polar de porfirina (parte soluble) está compuesto de un anillo tetrapirrol y un átomo de magnesio ($C_20H_{39}OH$).

Desnitrificación. Reducción biológica del nitrato o nitrito a nitrógeno molecular (N_2) o a óxido nitroso (N_2O). Este proceso es realizado por bacterias anaerobias facultativas que utilizan el nitrato o nitrito como aceptor de electrones cuando no hay oxígeno, y generalmente tiene lugar en verano en aguas estratificadas por debajo de la termoclina o en otras zonas anóxicas o subóxicas ($< 0.1 \text{ mg L}^{-1}$) de la columna de agua o los sedimentos.

Escorrentía. Parte de la precipitación que fluye por la superficie del terreno hacia un curso de agua (escorrentía de superficie) o en el interior del suelo (escorrentía subterránea o tardía). Agua que escurre por la superficie del suelo cuando la precipitación supera la capacidad de infiltración del suelo. Escurrimiento.

Fitoplancton. Comprende a la mayoría de algas microscópicas autótrofas que habitan las aguas superficiales del océano, estuarios, lagos y estanques. Está compuesto de una gran variedad de microalgas, las diatomeas (clase Bacillariophyceae) y los dinoflagelados (clase Dinophyceae) son conspicuos en ambientes marinos, de agua dulce y estuarinos. Los Cocolitoforidos (clase Haptophyceae) son también productores primarios importantes en algunas áreas marinas, pero no se presentan en aguas dulces. El fitoplancton de agua dulce contiene algas de otras clases que no están presentes o son raras en ambientes oceánicos. Estos incluyen a las clorofitas (clase Chlorophyceae), las euglenofitas (clase Euglenophyceae), y miembros de la clase Prasinophyceae.

Fertilizante. Todo aquel material orgánico o inorgánico que es agregado a un sistema de cultivo con el fin de proveer nutrientes fundamentales para incrementar la producción primaria.

Hipersalino. Ambiente con un contenido de sal mayor que el del agua de mar ($> 35 \text{ g L}^{-1}$), típico de aguas encerradas con alta tasa de evaporación.

Indicador. Es una medida, generalmente cuantitativa, que puede ser usada para ilustrar y comunicar un fenómeno complejo en forma sencilla, incluyendo tendencias y progreso a lo largo del tiempo.

Mineralización. Transformación de materiales orgánicos a compuestos inorgánicos o minerales, preferentemente por la acción de microorganismos.

Mixótrofia. Metabolismo que incluye la combinación de metabolismos autótrofo y heterótrofo.

Modelo conceptual. Es principalmente una construcción teórica que contiene los atributos esenciales del sistema que representa y no debe ser más complicado de lo necesario para servir al propósito que persigue. El modelo conceptual está frecuentemente representado por diagramas de cajas que representan componentes y flechas entre las cajas representando relaciones de transferencia de materiales o energía. Para ser útil, estos modelos deben estar conectados con el mundo real, por lo que frecuentemente está acompañado de mediciones de concentraciones y tasas.

Nanofitoplancton. Organismos fitoplanctónicos en un rango de tamaño de $2\text{-}20 \mu\text{m}$, la mayoría de representantes comprenden a las distintas clases de fitoflagelados y algunos dinoflagelados desnudos.

Nivel freático o libre. Es el nivel de agua subterránea de un acuífero no confinado, dónde la presión es igual a la presión atmosférica.

Nivel piezométrico. Es el nivel al que asciende el agua de un determinado acuífero cuando se mide con un piezómetro. Es la suma de los términos de energía potencial y de presión, expresados en unidades de longitud. En los acuíferos libres es la altura de la superficie libre de agua sobre el nivel del mar.

Nivel trófico. Posición de un organismo en la pirámide trófica, que se establece de acuerdo con el nivel que ocupa a partir de la producción primaria. Eslabón de la cadena alimentaria de un ecosistema en el cual todos los organismos que lo integran obtienen su alimento en el mismo número de pasos o de la misma forma. Los organismos de una comunidad biótica pertenecen a un mismo nivel trófico cuando obtienen su alimento de las plantas o a través del mismo número de eslabones en la cadena alimentaria. Así, las plantas verdes ocupan el primer nivel trófico, los herbívoros el segundo, los carnívoros que se alimentan de herbívoros el tercero, y los carnívoros secundarios que comen otros carnívoros el cuarto.

Piezometría. (Etim. $\pi\epsilon\zeta\omicron-\mu\epsilon\tau\rho\nu$ =piezo-metron) Medida de la presión (de presionar).

Piezómetro. Es un tubo sellado longitudinalmente, abierto por su parte inferior de modo que pueda intercambiar agua con el acuífero, y abierto a la atmósfera por su parte superior. Se usa para medir el nivel piezométrico en un punto del acuífero.

Razón de Redfield. Es la proporción elemental del nitrógeno, fósforo y carbono del plancton marino. Esta proporción es similar a la del océano profundo (con ligeras variaciones) y son interdependientes. La proporción o razón de Redfield indica que por cada 106 átomos de carbono presentes en un organismo planctónico, existen a su vez 16 de nitrógeno y 1 de fósforo.

Resiliencia. Atributo de los sistemas naturales que se relaciona con su capacidad de amortiguación ante las presiones del ambiente, o sea, su resistencia al cambio.

Rotación de cultivos. Técnica agrícola consistente en no cultivar el mismo tipo de cultivo en el mismo lugar. La rotación de cultivos se ha empleado desde siempre como método tradicional para evitar desgastar el suelo y para evitar el desarrollo de plagas o enfermedades en las plantas, además de permitir controlar el nivel de minerales del suelo.

Superficie piezométrica. Es el nivel que alcanza el agua en los piezómetros dentro del mismo acuífero. Generalmente esta superficie no es horizontal ni plana sino

curva, y refleja la distribución del potencial hidráulico; es decir, de la energía mecánica del agua dentro del acuífero a la profundidad a la que llegan los piezómetros.

RESUMEN

La eutrofización es el proceso de enriquecimiento de las aguas por nutrientes que estimula un incremento en la producción primaria y frecuentemente está relacionado con la presencia de proliferaciones algales nocivas e hipoxia/anoxia en aguas de fondo entre otras manifestaciones. Este fenómeno, asociado al incremento de la presión antropogénica, se ha convertido en un problema de proporciones globales por lo que se han realizado diversos esfuerzos para su detección y control. En México existen diversas áreas costeras afectadas por influencia antropogénica, como es el caso de los sistemas lagunares de Topolobampo-Ohuira-Santa María y San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa, mismos que aunque en diversos trabajos se menciona podrían estar siendo eutrofizados, a la fecha no se había comprobado. Por ello, con el propósito de realizar el diagnóstico así como describir la evolución del proceso de eutrofización en estos sistemas, se describió la variabilidad temporal de largo plazo y los patrones anuales de las variables físicas, químicas y biológicas de los complejos lagunares costeros de Topolobampo (periodo 1987-2007) y Navachiste (1998-2007); se realizó la cuantificación de las fuentes de nutrientes más importantes; se utilizaron los indicadores de eutrofización clorofila *a* (Cl *a*), y las razones nitrógeno/fósforo (N/P) y diatomeas/flagelados (D/F), además de ajustar y aplicar el índice de estado trófico TRIX. Los resultados muestran una tendencia de largo plazo hacia el enriquecimiento por nutrientes nitrogenados en ambos sistemas. En Topolobampo se observó un cambio en el patrón anual de todas las variables analizadas entre los periodos 1987-1997 y 1998-2007, con valores mayores en la segunda década. La cuantificación de las fuentes de nutrientes, exhibió mayores contribuciones de NID en Navachiste ($1,369 \text{ t a}^{-1}$) que en Topolobampo (623 t a^{-1}), siendo los aportes superficiales (drenes+acuacultura) los de mayor importancia en ambos sistemas, ya que representan el 87.9% de las contribuciones totales en Topolobampo y el 90.8% en Navachiste, seguido por la precipitación atmosférica (Topolobampo: 12.1%, Navachiste: 9.2%). No se observó contribución de las aguas subterráneas debido que los acuíferos no descargan en los sistemas lagunares. Las contribuciones totales de PID fueron de 51.3 t a^{-1} en Topolobampo y 39.5 t a^{-1} en Navachiste de los cuales, el 95.3% y 97% corresponden a aportes superficiales en Topolobampo y Navachiste respectivamente. El patrón anual de los nutrientes en ambos sistemas estuvo determinado por los aportes antropogénicos y el intercambio con el Golfo de California durante la época fría, y una intensa remineralización y arrastres pluviales durante el verano. El ciclo anual promedio de Cl *a* (respuesta biológica) mostró en Topolobampo la variabilidad regional característica del sur del Golfo de California con mayores concentraciones en la época fría, y un segundo máximo durante la época cálida probablemente asociado a aportes antropogénicos e intensa remineralización, mientras que en Navachiste se observó modificación de este patrón regional, con valores máximos durante el verano. Se observó limitación por N (NID $< 1.5 \mu\text{M}$ en promedio anual) en Topolobampo para el periodo 1987-1998 para posteriormente eliminarse esta condición a partir de 2000, así como no limitación por éste nutriente en Navachiste. No se observó limitación por P ($< 0.25 \mu\text{M}$) en ninguno de los dos sistemas. La razón N/P como indicador del proceso de

eutrofización, mostró una tendencia a incrementarse debido probablemente a una mayor concentración de las formas nitrogenadas así como a la alteración en la tasa de aporte de ortofosfatos, con valores bajos ($N/P < 16$). La razón D/F mostró valores propios de sitios sujetos a una fuerte eutrofización ($\ll 1.0$). El índice trófico TRIX demostró un activo proceso de eutrofización en ambos sistemas lagunares, no obstante la respuesta de cada sistema estuvo modulada por los atributos físicos, químicos y biológicos propios de cada complejo lagunar. El modelo de eutrofización construido muestra que el proceso está determinado por el incremento en los aportes nitrogenados con una mayor importancia de la actividad agrícola.

Palabras clave: Eutrofización, nutrientes, Golfo de California, TRIX, fuentes de nutrientes.

ABSTRACT

The eutrophication is the water enrichment process by nutrients that enhance the primary productivity and frequently is accomplished with the increase of harmful algae blooms and bottom hypoxia/anoxia between other manifestations. This phenomenon has been reported from a wide variety of coastal and estuarine ecosystems and its extent and severity have increased during the late 20th century. There are several coastal lagoons located on the east coast of Gulf of California which exhibit high productivity and biodiversity. Some of these systems located in Northern Sinaloa since late 1950 receive the impact of an intensive agriculture developed in more than 300,000 ha under cultivation with a high application of fertilizers (N, P and K), and the wastewaters of a growing human population located near the coast. Even though these activities has been associated to several disturbances in the lagoon systems of the area, very few studies describes the development of the nutrient impact along the time, and until now, the effects of the human activities on the increase of organic matter rate due nutrient enrichment (eutrophication) was unknown. With the aim of assess the eutrophication process in coastal lagoons of Northern Sinaloa, the long term analysis and the description of seasonal pattern of physical, chemical and biological variables in Topolobampo-Ohuira-Santa María (TOSM; 1987-2007 period) y San Ignacio-Navachiste-Macapule (SINM; 1998-2007 period) were made, and the quantification of the principal nutrients sources was determined. The evolution of trophic conditions was established with the use of the eutrophication indicators (Chlorophyll a: Chl-a, nitrogen/phosphorus ratio: N/P and diatoms/flagellates ratio: D/F) and the adjusted trophic Index TRIX to Gulf of California region. The long term analysis showed a nutrient enrichment (by nitrogen) trend in both system and a change in a seasonal pattern between periods in TOSM. The nutrient sources showed higher DIN contribution in SINM system ($1,369 \text{ t yr}^{-1}$) than TOSM (623 t yr^{-1}). The surface inputs were the most important contribution in both systems, with 87.9% of total in TOSM and 90.8% in SINM area, straight by atmospheric deposition (Topolobampo: 12.1%, Navachiste: 9.2%). The groundwater contribution estimation was undetectable because the aquifers do not discharge in the costal lagoons. The total contribution of DIP in TOSM system was 51.3 t yr^{-1} and 39.5 t yr^{-1} in SINM (surface inputs: 95.3% of total in TOSM and 97% in SINM). The maximum values of atmospheric deposition and surface inputs coincide with agricultural fertilization season. The nutrients seasonal pattern was controlled by the anthropogenic pressure and exchange with Gulf of California during cool season, and an intensive mineralization, runoff and biological uptake in warm season. The Chl-a annual variation is closely tied to the nutrients dynamics with higher values during cool season, and a second maximum during warm season, probably associated with anthropogenic inputs and high mineralization. In Navachiste a change of the regional pattern was observed, with Chl-a maximum values during summer. Topolobampo system showed a change in nitrogen limitation condition ($\text{DIN} < 1.5 \mu\text{M}$) in 1987-1998 to no limitation in 2000-2007, and without limitation in Navachiste. Both system don't exhibited phosphorus limitation ($\text{PID} < 0.25 \mu\text{M}$). The N/P ratio shows an increasing tendency due nitrogen concentrations enhance and a lower input of DIP. The low D/F

ratio values ($\ll 1$) suggest eutrophic condition. The TRIX index evolution exhibit an ongoing eutrophication process in the area due anthropogenic nitrogen enrichment.

Keywords: Eutrophication, nutrients, Gulf of California, TRIX Index, nutrients sources.

INTRODUCCIÓN GENERAL

La zona costera es el sitio de transición entre los ambientes terrestre, oceánico y la atmósfera. Constituye una amplia y heterogénea región que mantiene intensas interacciones físicas, biológicas y socioeconómicas donde ocurre un dinámico intercambio de energía y materiales entre esos ambientes (INE, 2000; Ayala-Castañares *et al.*, 2003). Presenta una amplia diversidad de tipos geomorfológicos convirtiéndolos en ecosistemas muy diversos, cada uno de ellos con una gran cantidad de factores físicos y bioquímicos que los afectan. Aunque solo corresponde al 21 % del litoral mundial, esta zona juega un papel importante en los ciclos biogeoquímicos ya que es receptor de una entrada considerable de material terrestre y otros aportes, en donde se realiza un intenso intercambio de materia y energía con el océano lo que les confiere una elevada productividad (Contreras-Espinosa & Castañeda-López, 2003).

Debido a su interacción entre distintos ambientes, la zona costera permanece en un constante estado de cambio, cuya tasa y modo “natural” de este cambio varía según el régimen hidrodinámico, el clima y la actividad biológica de cada sitio. Sin embargo, en las últimas décadas estas modificaciones naturales están siendo aceleradas e inducidas por la presión antropogénica. Esta variabilidad puede cuantificarse en términos de reducción de la calidad del agua por incremento en la entrada de nutrientes, presencia de sustancias tóxicas, modificación en la dinámica hidrológica, mortalidad masiva de organismos, disminución de las pesquerías, desaparición de especies y destrucción de hábitats importantes como arrecifes coralinos y manglares (Nixon, 1995; Crossland & Kremer, 2001).

Uno de los factores más importantes en el incremento de los procesos de cambio en la zona costera es el rápido crecimiento demográfico y la concentración de población. El atractivo de la zona costera como lugar de residencia se puede observar alrededor del mundo. En los años noventa, al menos el 60% de la población residía en las costas o en zonas aledañas, y se estima que para el año 2100, a nivel mundial este porcentaje se incrementará al 75% (Sterr *et al.*, 1997).

Este notable aumento en la presión sobre los ecosistemas costeros se refleja principalmente en el incremento de los desechos tanto orgánicos como inorgánicos que son incorporados, de los cuales según GESAMP (Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution, 1994), más del 75% de los contaminantes que son incorporados a la zona costera tiene su origen en el uso urbano o rural de las tierras. Estos desechos originan la alteración de los ciclos biogeoquímicos de los ambientes costeros debido al incremento en la tasa de incorporación de nitrógeno y fósforo principalmente, lo que ha modificado sus proporciones atómicas en la columna de agua con la subsecuente respuesta del ecosistema con resultados muchas veces no deseados, y que puede desencadenar el proceso de eutrofización (Galloway *et al.*, 2004; NRC, 2000).

El término eutrofización es derivado del griego cuyo significado literal es *“resultado o efecto de una buena alimentación”*. Originalmente se había descrito esta condición en los lagos o reservorios e involucra un crecimiento algal excesivo, el cual eventualmente puede conducir a serias alteraciones en el equilibrio del ecosistema (Manahan, 1979). Posteriormente surgieron numerosas propuestas para el ambiente marino. Algunas de estas generadas en la década de los noventa la definen como el proceso de enriquecimiento del ecosistema dado por un incremento sensible en la concentración de uno o varios nutrientes, provocando cambios en la composición biótica y abiótica del agua (Nienhuis 1993), o como un complejo de fenómenos que se disparan por el incremento de nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo provenientes de las fuentes terrestres (Heip, 1995). Recientemente y con la finalidad de dar una adecuada definición del fenómeno ante las numerosas propuestas existentes como puso de manifiesto Aranda-Cirerol (2004), Andersen *et al.* (2006) definieron a la eutrofización como *“el enriquecimiento del agua por nutrientes, especialmente nitrógeno y/o fósforo y materia orgánica, que causa el incremento de algas y formas de plantas superiores que producen una inaceptable desviación en la estructura, función y estabilidad de los organismos presentes en el agua, así como en la calidad de ésta comparada con condiciones de referencia”*.

La eutrofización provoca cambios en la estructura de las comunidades, por al menos dos mecanismos (Cloern, 2001): indirectamente, a través de la disminución de oxígeno disuelto y directamente, por medio del aumento de las concentraciones de los nutrientes. La disminución de oxígeno (hipoxia y anoxia) pueden cambiar la estructura de las comunidades eliminando a los organismos más sensibles o menos móviles, reduciendo hábitats, y cambiando las interacciones entre depredadores y presas. Por otro lado, la adición excesiva de nutrientes afecta a las comunidades al alterarse no solo las concentraciones sino la proporción de los nutrientes, lo que modifica directamente la estructura y dinámica de los productores primarios entre ellos al fitoplancton.

Debido a sus efectos en los ambientes costeros, la eutrofización se ha convertido en una seria amenaza para estos ecosistemas, y a largo plazo plantea un problema de dimensiones globales, ya que en tan solo unas décadas, varios sitios con condiciones originalmente oligotróficas, han experimentado una transformación hacia condiciones mesotróficas y eutróficas (Paerl, 1997) con el consecuente cambio de la estructura de las comunidades. En algunas ocasiones, estas transformaciones han sido acompañadas por la aparición y una mayor persistencia de Proliferaciones Algales Nocivas (PAN) (Hallegraeff, 1993; Richardson 1997; Glibert *et al.*, 2005).

Como un problema ambiental o de la calidad de los cuerpos de agua, difiere de otros debido a la dificultad de distinguir el proceso de eutrofización producido por el hombre (eutrofización cultural o antropogénica) de los procesos que también ocurren de manera natural (Cortés-Altamirano & Páez-Osuna, 1998), aunque algunos autores (Manahan, 1979; Stumm & Morgan, 1981) mencionan que la influencia antropogénica es básicamente un acelerador de los procesos naturales de eutrofización.

El efecto del enriquecimiento por nutrientes ha sido estudiado a nivel mundial en diversas comunidades que conforman los ecosistemas costeros, tales como pastos marinos (Lapointe *et al.*, 1994; Burkholder *et al.*, 2007), arrecifes de coral (Koop *et al.*, 2001), y manglares (Lapointe *et al.*, 1987). En México, los estudios enfocados a

determinar el impacto del incremento en las concentraciones de nutrientes son escasos, ya que en general se ha trabajado en la descripción de la dinámica anual de la concentración de nutrientes, y solo algunos mencionan la presencia de manifestaciones de alteraciones tróficas asociadas a altas concentraciones de nutrientes (Contreras-Espinosa *et al.*, 1996; Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; Aranda-Cirerol, 2004; Magaña-Álvarez, 2004; Ayala-Rodríguez, 2008), y básicamente son trabajos que determinan el estado trófico de un algunos cuerpos de agua sin dar cuenta del proceso de enriquecimiento, es decir, sin poder identificar el incremento temporal de las variables involucradas. Uno de los factores que han influido en la falta de trabajos en México sobre el proceso de eutrofización costera, es la falta de series de tiempo con suficiente cobertura temporal como para documentar el cambio en las concentraciones de nutrientes e identificar los efectos causados sobre los ecosistemas, además de algunos otros estudios han sido desarrollados utilizando metodologías no comparables.

Tal es el caso de los ecosistemas costeros del norte del Estado de Sinaloa, los cuales a pesar de ser considerados ambientes de alta productividad (Contreras-Espinosa & Castañeda-López, 2003; Páez-Osuna *et al.*, 2007) debido a que sostienen importantes pesquerías tradicionales y soportan un esfuerzo pesquero relevante (4,048 embarcaciones menores), y haber recibido desde hace más de cuatro décadas las aguas residuales de las diferentes actividades antropogénicas así como los desechos municipales (>400, 000 habitantes), no se ha documentado el efecto a largo plazo sobre el estado trófico de los cuerpos lagunares ante el aporte continuo de nutrientes y otras sustancias, aunque los estudios realizados a la fecha han podido identificar impactos importantes en sedimentos (Hernández-Real & Fierro-Martínez, 1994; Díaz-Arredondo; 1998; Ayala-Baldenegro, 2004; Leal-Acosta, 2008), en la calidad del agua (Hernández-Real & Escobedo-Urías, 1996; Escobedo-Urías *et al.*, 1999), en la distribución y concentración de nutrientes (Escobedo-Urías, 1997; López-Aguilar, 2006; Del Río-Chuljak, 2006), en el desarrollo de polifitaciones algales nocivas (Ulloa-Pérez, 2005; Martínez-López *et al.*, 2006; Poot-Delgado, 2006; Martínez-López *et al.*, 2007a, Martínez-López *et al.*, 2007b), y recientemente se logró

la identificación de estado trófico alterado (Magaña-Álvarez, 2004; Escobedo-Urías *et al.*, 2005; Ayala-Rodríguez, 2008),

En virtud de lo anterior, en el presente trabajo se buscó identificar el proceso de eutrofización en los sistemas costeros del norte de Sinaloa, teniendo como sitios de estudio los sistemas lagunares de Topolobampo-Ohuira-Santa María y San Ignacio-Navachiste-Macapule ubicados en los dos municipios costeros mas norteños del estado, iniciando con la caracterización y cuantificación de las fuentes de nutrientes asociadas a las actividades antropogénicas y procesos naturales, siguiendo con el análisis de la variabilidad temporal de condiciones físicas, químicas y biológicas, con énfasis en las concentraciones de nutrientes en series de tiempo (20 y 10 años) en ambos sitios, con el objetivo de establecer los posibles cambios inducidos en el ciclo anual promedio y buscar síntomas de enriquecimiento, cuantificar el cambio en el nivel trófico a través de la utilización de un índice trófico ajustado para la zona, así como analizar la alteración de las proporciones de las diferentes especies de nutrientes, su efecto en la comunidad fitoplanctónica de cada sitio y por último, integrar toda esta información en la propuesta de un modelo del proceso de eutrofización de los ambientes costeros del norte de Sinaloa.

ANTECEDENTES

Los primeros trabajos relacionados con el estudio de la eutrofización fueron realizados en los lagos y ríos en investigaciones ecológicas y geoquímicas en la década de 1960, debido a la evidente degradación de los ecosistemas de agua dulce por la excesiva acumulación de nutrientes (NAS, 1969), aunque Vollenweider (1992) menciona que la eutrofización de lagos europeos había sido considerada un problema desde el inicio del siglo XIX. Entre los primeros trabajos realizados al respecto en el medio marino, aunque no enfocados en la descripción del proceso de enriquecimiento, podemos citar el de Ryther (1954), quien relacionó el decaimiento de la pesquería de moluscos en la Bahía Moriches en la costa de Nueva York con elevadas concentraciones de nutrientes. En 1979 la Agencia Estadounidense de Protección Ambiental (EPA), tuvo su Primer Simposio Internacional sobre los Efectos de Enriquecimiento de Estuarios por Nutrientes (Neilson y Cronin, 1981), y en 1985 Rosenberg publicó el artículo *Eutrofización - ¿El Futuro Problema Costero?* Posteriormente, en su "Informe al Congreso del inventario nacional de calidad de agua" de 1990, la EPA señaló a los nutrientes como la causa principal del deterioro de estuarios en los Estados Unidos. Desde entonces y hasta la fecha, los problemas asociados con un exceso de nutrientes en aguas costeras han sido identificados en las costas de todos los continentes a excepción de la Antártica (Nixon, 1990). Reportes recientes incluyen las costas de Europa (Anderson *et al.*, 2006; Boyes & Elliot, 2006; Clarke *et al.*, 2006; Coelho *et al.*, 2007), Norte y Sur América (Crossetti & Bicudo, 2005; Kemp *et al.*, 2005), África (Nozais *et al.*, 2001), Australia (Koop *et al.*, 2001), Thailandia (Cheevaporn & Menasveta, 2003), así como en China y Japón (Chai *et al.*, 2006; Zhang, 2007).

En México entre los primeros estudios realizados sobre la relación entre nutrientes y su efecto en la productividad primaria fueron los de Arenas-Fuentes (1970), en el área de Escuinapa-Yavaros, seguido por el de Edwards (1978) en el Complejo Lagunar de Huizache-Caimanero. Desde entonces, se han realizado varios trabajos a nivel nacional entre los que destaca el de Contreras-Espinosa *et al.* (1994), quienes

realizaron un análisis del estado trófico utilizando datos recopilados de concentración de clorofila *a* en 33 lagunas costeras en el Golfo de México y los estados de Chiapas y Oaxaca.

Para la costa oriental del Golfo de California se han efectuado numerosos estudios en áreas con importante actividad antropogénica, como el efectuado en la Bahía de Guaymas por Ochoa-Manchetto (1987) y Ortíz-Gallarza *et al.* (1991), así como los realizados por Ortega-Salas & Stephenson (1976) en Yavaros, Sonora, quienes observaron altas concentraciones de nutrientes y bajos valores de oxígeno en las zonas de influencia de aguas residuales. En el Estado de Sinaloa destacan los realizados por Conde-Gómez (1991) quien efectuó un análisis hidrológico y de contaminación en el sistema Altata-Ensenada del Pabellón en el que reportó síntomas de altas concentraciones de nutrientes asociados a los aportes antropogénicos; Galindo-Reyes (1981) trabajó sobre la dinámica de nutrientes y producción primaria en el Estero El Verde encontrando altas concentraciones de nitratos asociados a los aportes del Río Quelite, mientras que Arenas-Fuentes (1980) realizó el balance de carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en Huizache-Caimanero y determinó un alto impacto de los aportes terrestres en la dinámica de nutrientes del sistema lagunar.

En norte del Estado de Sinaloa son relativamente pocos los trabajos sobre hidrología y dinámica de nutrientes (Phleger & Ayala-Castañares, 1969; Hernández-Real *et al.*, 1992; Hernández-Real y Escobedo-Urías, 1996; Escobedo-Urías, 1997; Escobedo-Urías *et al.*, 1999; López-Aguilar, 2006; Del Río-Chuljak, 2006). Tales trabajos, como la gran mayoría que se han realizado para la región, quedaron a nivel descriptivo y no involucran todos los elementos necesarios para determinar el proceso de eutrofización del medio, aunque son estudios que aportan valiosa información sobre los cambios espacio - temporales de la zona costera.

Los primeros trabajos realizados en México sobre el diagnóstico del estado trófico de ambientes costeros y que ponen de manifiesto un grado de afectación de estos sitios por influencia antropogénica, son los de Alonso-Rodríguez *et al.* (2000) en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa, Aranda-Cirerol (2004) en la Península de Yucatán,

y Arreola-Lizárraga *et al.* (2004) en la Bahía de Guaymas. En la costa norte de Sinaloa, los estudios sobre eutrofización son, al igual que para el resto del país, muy recientes y han sido realizados en Laguna Macapule (Magaña-Álvarez, 2004), Laguna El Colorado (Escobedo-Urías *et al.*, 2005), y el Sistema Lagunar de Topolobampo (Ayala-Rodríguez, 2008), trabajos que permitieron identificar a tales sistemas costeros como eutróficos.

AREA DE ESTUDIO

El litoral norte del estado de Sinaloa se ubica en la Provincia Llanura Costera del Pacífico (VII), Subprovincia Llanura Costera y Delta de Sonora y Sinaloa, pertenece a la Región Hidrológica 10 en la **Cuenca de la Bahía Lechuguilla-Ohuira-Navachiste** y en las zonas geohidrológicas 1 (Los Mochis) y 2 (Guasave) (INEGI, 1995). El sitio está ubicado en una amplia planicie costera en la que se desarrolla desde 1957, una actividad agrícola intensiva en el Distrito de Riego 075 en mas de 300,000 Has (Martínez-Della Rocca & Aguilar-Álvarez, 2001).

El área posee una serie de lagunas costeras que por su geomorfología, situación geográfica, dinámica, estructura poblacional y el tipo de aportes naturales que reciben, están consideradas entre las más productivas de México, tanto por su diversidad de hábitats y organismos, como por su aportación económica en términos de captura de especies de importancia comercial, tanto en los cuerpos lagunares como sobre la plataforma continental adyacente (Contreras-Espinosa & Castañeda-López, 2003).

Los cuerpos lagunares más importantes en la zona por su volumen de pesca, así como por la diversidad de especies son el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María (Sistema Lagunar de Topolobampo), y el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule (Sistema Lagunar de Navachiste), sitios ubicados entre los ríos Fuerte y Sinaloa (Fig. 1) (Contreras-Espinosa & Castañeda-López, 2003). Debido a su biodiversidad forman parte de las Regiones Hidrológicas Prioritarias y Regiones Marinas Prioritarias de CONABIO, son Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAS), y sitios Ramsar a partir de 2008 y 2009 para Navachiste y Topolobampo respectivamente.



Figura 1. Localización del área de estudio en el Golfo de California. a) Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María, y b) Sistema San Ignacio-Navachiste-Macapule.

Sistema Topolobampo-Ohuira-Santa María

El Sistema Lagunar de Topolobampo se localiza en la zona litoral del Municipio de Ahome, Sinaloa entre los 108°50' y 109°31' W y 25°30' y 25°50' N y comprende a las lagunas de Ohuira, Topolobampo y Santa María con una extensión aproximada de 225 km² (Fig. 2). El Sistema se ubica en la provincia fisiográfica denominada Planicie Costera de Sinaloa y es parte de la llanura deltáica del río Fuerte. De acuerdo a su origen, Lankford (1977) clasifica al sistema como tipo II-A y I-C. Los sedimentos son depósitos de aluvión de origen reciente producidos por la acción del río Fuerte sobre las rocas que constituyen la Sierra Navachiste (Phleger & Ayala-Castañares, 1969). En esa área no se encuentran escurrimientos naturales superficiales importantes, ya que el río Fuerte vierte sus aguas más al norte. Sin embargo, es importante mencionar que la zona recibe los efluentes del Distrito de Riego 075-*Río Fuerte* (DR 075); con dos módulos (V-1 y V-2) en la margen derecha y cinco módulos (III-1, III-2, IV-1, IV-2 y el V11-2) en la margen izquierda (CNA, 2002a).

La Bahía de Ohuira era la cuenca de un antiguo canal del río Fuerte que se prolongaba por la Bahía de Topolobampo y desembocaba en este puerto. Es el cuerpo costero más extenso en la zona con un área de 125 km². Es una laguna somera y se comunica a la Bahía de Topolobampo a través de un estrecho de 700 m de longitud. Posee en algunas zonas de su litoral vegetación de manglar, el cual ha disminuido su cobertura por impactos antropogénicos (Gutiérrez-Barreras, 1999). Presenta profundidades alrededor de 1 m en promedio, y de hasta 5 m en el canal de navegación. El tiempo de residencia del agua es de aproximadamente 30 días (Ayala-Rodríguez, 2008). En su interior se localizan 6 pequeñas islas: Patos, Bledos, Bleditos, Tunosa, Mazocahui y Mazocahui II (Fig. 2), las cuales forman parte del Área Natural Protegida (ANP) "Islas del Golfo de California".

La Bahía de Santa María, conocida también como de Lechuguilla o Estero San Esteban (Gilmartin & Revelante, 1978), es una laguna costera típica que se extiende en forma paralela a la costa en dirección noroeste, y se encuentra separada del

Golfo de California por una isla de barrera arenosa (Isla Santa María). Se comunica con Bahía de Topolobampo por un canal de 800 metros de ancho. Este sistema tiene 15 kilómetros de largo y 2 a 3 kilómetros de ancho y cuenta con un área de aproximadamente 40 km² y un tiempo de residencia de 2.3 días (Escobedo-Urías, 1997). Es una laguna somera con un canal principal cuya profundidad va de 12.5 m en la boca hasta valores < 0.50 m en la parte más interna, y es la única laguna del sistema en presentar circulación estuarina (Escobedo-Urías, 1997). Hacia el oriente presenta varios esteros, entre los que destacan por su extensión el Esterón y el Desecho. Gran parte de su perímetro (aprox. 80%) está cubierto con vegetación de manglar de las especies *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus* (Lecuanda, 1967), mientras que la vegetación sumergida está representada por macroalgas y pequeños manchones de pastos de distribución restringida (Aguilar-Rosas & López-Ruelas, 1985; Hernández-Tovalín, 2007).

La Bahía de Topolobampo es una laguna costera que se encuentra separada del Golfo de California por las barras de arena de la Isla Santa María en el noroeste y Punta Copas en el Sureste (Fig. 2). Este cuerpo costero de 60 km² de extensión se caracteriza por presentar varias ensenadas y puntas que se originan por elevaciones montañosas de la Sierra de Navachiste (Phleger & Ayala-Castañares, 1969). Se comunica con el Golfo de California a través de una boca de 3 km de longitud aproximadamente (Olivares-Beltrán, 1969). Posee un canal de navegación, en constante dragado, que es utilizado por barcos de gran calado para entrar al puerto y se introduce hasta 4 km en la Bahía de Ohuira (Verdi-Lara, 1981). La batimetría es un tanto irregular, predominando los bajos desde 0.5 hasta profundidades >25 m en la zona del canal de navegación (Nuñez-Moreno, 1991; Montañó-Ley *et al.*, 2007). Según Muhech-Hallath (1990), la mayor parte de la bahía presenta sustratos arenosos en la zona de influencia del canal de navegación y limosos en la ensenada interna de Punta Copas y las zonas más internas de los esteros, y las gravas solo se encuentran en el estrecho que comunica Ohuira con Topolobampo hasta punta

Pimán dentro de la Bahía de Topolobampo. En su interior se localiza la Isla de Baviri (Maviri).



Figura 2. Ubicación del sistema Topolobampo-Ohuira-Santa María, Sinaloa. (●) Ubicación de colectores de precipitación húmeda y seca.

En la región el clima es muy cálido y seco, del tipo Bw (h') hw (e) (García, 1993). La temperatura ambiental media anual es de 24.8 °C, con una oscilación entre 7 y 15 °C (Secretaría de Marina, 1980). Los meses más calurosos son julio, agosto y septiembre, con una temperatura media de 30.5 °C. La temperatura extrema mínima anual es de 12 °C, siendo enero y febrero los meses más fríos. La precipitación es escasa, con un promedio anual de 224 mm y un patrón de lluvias de finales del verano y principio del otoño (Secretaría de Marina, 1980), mientras que la evaporación anual es de 1,624 mm. Los vientos dominantes en los meses de octubre a mayo son del noroeste con intensidad promedio de 2.5 m s⁻¹ (9.0 km h⁻¹), mientras que durante los meses de junio a septiembre son del suroeste con la misma intensidad (Phleger & Ayala-Castañares, 1969; Olivares-Beltrán, 1969; Secretaría de

Marina, 1980). La marea en la región es de tipo mixto semidiurno con un rango medio de 1.14 m (Obeso-Nieblas *et al.*, 1996). El oleaje incidente es de dos tipos: el formado por olas largas oceánicas que provienen del SW, con periodos de 15 a 20 segundos y longitud de 350 a 620 m que incide sobre Punta Copas con ángulos pequeños; y el oleaje del WNW formado por olas irregulares de características variables y periodos cortos (de 3 a 5 segundos) que se forman en el Golfo de California y que deben su irregularidad precisamente a su cercanía a la zona donde se generan (Olivares-Beltrán, 1969).

La dinámica hidrológica de la zona está determinada por el efecto del viento y la marea en la mayor parte del sistema, con mayor importancia de ésta última en el Canal de San Carlos (frente al muelle de PEMEX) (Obeso *et al.*, 1996; Escobedo-Urías, 1997), donde se desarrollan corrientes de gran intensidad ($> 1.0 \text{ m s}^{-1}$; Sigala-Morales, 1990; Montañó-Ley *et al.*, 2007).

Existen numerosos drenes que transportan aguas de desecho agrícola y algunos de ellos desembocan en las bahías del complejo lagunar de Topolobampo (Buenaventura, 20 de Noviembre, Paredones, Flores Magón, Ohuira, Concheros y Batequis), además de tres drenes de aguas negras y desechos industriales, procedentes dos de ellos de la Ciudad de Los Mochis (D. Juárez y D. Mochis) y el otro de la Ciudad de Juan José Ríos (D. Juan José Ríos). Los poblados de Topolobampo, Campo Pesquero Paredones y Campo Pesquero Lázaro Cárdenas (Concentración Lázaro Cárdenas) también son aportes menores de aguas negras que desembocan en el complejo lagunar (Gutiérrez-Barreras, 1999).

En éste sitio se ha realizado estudios desde la década de los 60's principalmente sobre las condiciones hidrodinámicas del sistema (De Alba-López, 1965; López-Gutiérrez, 1965 y 1966; Olivares-Beltrán, 1969; Sigala-Morales, 1990; Montañó-Ley *et al.*, 2007), su geología (Phleger & Ayala Castañares, 1969; Muhech-Hallath, 1990; Leal-Acosta, 2008) y vegetación circundante (Lecuanda, 1967). La distribución espacio-temporal de nutrientes en el Sistema Lagunar ha sido descrita por

Hernández-Real *et al.* (1992), Escobedo-Urías (1997), López-Aguilar (2006) y Del Río-Chuljak (2006).

Estudios enfocados a describir los impactos antropogénicos son los de Muhech-Hallath & Orozco-Ramírez (1994), quienes analizaron la concentración de coliformes totales y fecales en sedimentos del sistema lagunar, Hernández-Real & Escobedo-Urías (1992) efectuaron una evaluación inicial de la contaminación por metales traza en sedimentos, Hernández-Real & Fierro-Martínez (1994) realizaron un estudio preliminar sobre la contaminación por plaguicidas en las zonas de descarga de aguas residuales sobre las lagunas de Ohuira y Santa María, mientras que Díaz-Arredondo (1998) determinó la concentración de plaguicidas organoclorados en sedimentos y su relación con fauna bentónica en la Laguna de Santa María.

En lo relativo a comunidades se pueden citar los trabajos de Hernández-Real & Juárez-Arroyo (1988) sobre bentos, Sánchez-Bolaños *et al.* (1988) sobre crustáceos decápodos; González-Monares (1984), Balart *et al.* (1992), Gutiérrez-Barreras (1999) y Avendaño-Ibarra *et al.* (2006) sobre comunidad íctica, mientras que Nuñez-Moreno (1991) describió la variabilidad anual de la comunidad zooplanctónica. El primer trabajo sobre fitoplancton y producción primaria en la zona fue realizado por Gilmartin & Revelante (1978) en Laguna Lechuguilla (Santa María), seguidos por Meraz-Del Ángel (1997), Meraz-Del Ángel & Espinosa-Carreón (1998), Martínez-López *et al.* (2007b), y recientemente Ayala-Rodríguez (2008), el cual además determinó por primera vez, el estado trófico del sistema lagunar, identificándolo como eutrófico.

Sistema San Ignacio-Navachiste-Macapule

El Sistema Lagunar de San Ignacio-Navachiste-Macapule (Sistema Lagunar Navachiste) se encuentra situado en el Norte del Estado de Sinaloa entre los 25°15' y 25°35' N y los 108°30' y 109°03' W y cuenta con un área aproximada de 280 km² (Escobedo-Urías *et al.*, 2003). Este sistema está constituido por 3 lagunas costeras: San Ignacio con una superficie aproximada de 52 km², Navachiste con 190 km² y Macapule con 38 km² (Escobedo-Urías *et al.*, 2003; Magaña-Álvarez, 2004) (Fig. 3).

Por su origen, el sistema se clasifica como del Tipo III (Plataforma de barrera interna). La geomorfología es típicamente de un valle de río inundado, excepto en los canales erosionados, modificados principalmente por procesos litorales como actividad de huracanes o vientos (Lankford, 1977). En este sistema se localizan un total de 21 islas e islotes, siendo las más importantes San Ignacio, Macapule, Vinorama, Tesobiare, Niscoco y Pájaros (Fig. 3), todas ellas son parte del ANP (Area Natural Protegida) "Islas del Golfo de California".

El perfil batimétrico muestra una laguna somera en su mayor parte, con una profundidad promedio de 2.5 m, y mayores profundidades en las zonas de las bocas, (Ajoro: 9.5 m, Vasiquilla: 11.0 m, Boca Macapule: 9.0 m y 8.0 m en La Bocanita) (Escobedo-Urías *et al.*, 2007; Magaña-Álvarez, 2004). El patrón de corrientes exhibe una notable diferencia de las velocidades entre el flujo y reflujos de mareas entre las bocas de Ajoro y Vasiquilla, con velocidades máximas durante el reflujos (Tabla 1).

Tabla 1. Áreas de sección transversal de las bocas principales y velocidades máximas por periodo de marea en el Sistema San Ignacio-Navachiste, Sinaloa.

	Área (m ²)	Velocidad flujo (m s ⁻¹)	Velocidad reflujos (m s ⁻¹)
Ajoro	14,473	1.21	1.46
Vasiquilla	6,750	1.61	2.11

Tomado de: Escobedo-Urías *et al.* (2007)

La circulación general del sistema muestra una mayor influencia del Golfo de California por la boca norte (Ajoro), mientras que la boca sur (Vasiquilla), es la zona de salida del agua de la laguna, o que es transformada en la misma, con mayores salinidades y concentraciones de nutrientes (Escobedo-Urías *et al.*, 2007). Macapule por su parte, describe una circulación casi independiente con mayores velocidades de corrientes en las bocas de Macapule y Bocanita, dándose un encuentro de aguas en la zona central del Estero La Piedra.



Figura 3. Localización del Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa. (•) Ubicación de colectores de precipitación húmeda y seca.

La marea en el sitio es del tipo mixta semidiurna. La salinidad, de acuerdo con Escobedo *et al.* (1999), fluctúa anualmente entre 30 y 45 ups, con los valores máximos durante el verano y los mínimos en invierno; esto es debido a las características del sistema lagunar, que en su mayor parte es somero y los aportes de aguas continentales hacen que las salinidades sean fluctuantes en diversas épocas del año, con dominancia de gradientes hiposalinos en las áreas de influencia de las descargas de los drenes. El recambio de agua en Navachiste, de acuerdo al cálculo realizado por balance de sal y agua del sistema es de 16 días (Escobedo-Urías *et al.*, 2001), mientras que para Macapule es de 2.2 días (Magaña-Álvarez, 2004).

Debido a que este sistema lagunar está ubicado en la zona de influencia del DR 075, recibe los aportes de las aguas de retorno agrícola de los módulos de riego I-1, I-2, II-1 y VII-1, así como del DR 063 río Sinaloa, ubicado al noreste, el cual tiene una superficie de 119,957 ha. Los principales drenes colectores de estos distritos

son: Navobampo, Batamote, Tepatoche- San Antonio, Los Hornos-San Antonio, 29+1000 (aguas municipales), Burrión y San Rafael.

El clima predominante corresponde al Bw(h')hw(e) seco cálido, extremoso, con lluvias en verano (García, 1993), y un régimen de precipitación anual de 300 a 400 mm. La vegetación circundante está constituida por tres géneros de mangle: *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*. El mismo tipo de vegetación se extiende en algunas islas encontrado además, una combinación de halófitas tipo matorral (Vicencio-Aguilar, 1979). La vegetación sumergida es muy escasa, representada básicamente macroalgas de presencia esporádica (Ochoa-Izaguirre *et al.*, 2007), así como pequeños manchones de pastos (*Zostera marina*) en zonas muy localizadas (Hernández-Tovalín, 2007).

En éste sitio son pocos los estudios realizados a la fecha y se limitan a la descripción de la comunidad íctica (Vicencio-Aguilar, 1979; Díaz *et al.*, 1999), análisis de metales pesados en ostión (Páez-Osuna *et al.*, 1991), y determinación de la calidad del agua (Escobedo-Urías *et al.*, 1999). Los más recientes destacan la importancia de los aportes agrícolas, pluviales y las descargas residuales municipales en Navachiste y Macapule, como factores determinantes de productividad primaria elevada, dominancia de especies tolerantes a condiciones nutricionales alteradas y proliferaciones algales nocivas (Martínez-López *et al.*, 2006; Poot-Delgado, 2006; Martínez-López *et al.*, 2007), así como ser fuentes de contaminantes del sustrato (Ayala-Baldenegro, 2006), de la vegetación sumergida (Orduña-Rojas y Longoria-Espinoza, 2006), como factor de alteración del estado trófico (Magaña-Álvarez, 2004), y afectaciones negativas al siguiente nivel trófico compuesto por organismos del zooplancton (De Silva-Dávila *et al.*, 2006; Zavala-Norzagaray, 2006). Por otro lado, se ha estudiado el impacto de una importante actividad acuícola al medio (Lyle-Fritch *et al.*, 2001; Valenzuela-Quiñonez *et al.*, 2004), mientras que Escobedo-Urías *et al.* (2007) pusieron de manifiesto la importancia del sistema como exportador de grandes cantidades de carbono orgánico a la plataforma continental.

Los resultados de los trabajos mencionados parecen apuntar a que en la zona de estudio se han dado lugar a diversos cambios en su funcionamiento físico y ecológico inducidos por una creciente presión antropogénica, aunque sin poder dar un diagnóstico con suficientes elementos para probarlo, por lo que en el presente estudio se buscó determinar mediante el análisis de una serie de tiempo larga con las suficientes variables indicadoras, si la presión inducida ha provocado un cambio en el estado trófico de los sistemas estudiados, para lo cual se planteó la siguiente **hipótesis:**

El aporte continuo de nutrientes ha desencadenado el proceso de eutrofización en las lagunas costeras del norte de Sinaloa, cuya intensidad está relacionada con la magnitud de los aportes de nutrientes que son incorporados.

De la hipótesis enunciada se desprenden las siguientes interrogantes:

- Ante el incremento de la presión antropogénica ¿se ha incrementado la concentración de nutrientes en la zona norte de Sinaloa?
- ¿Este cambio ha provocado el proceso de eutrofización?
- ¿Cuál ha sido la respuesta del ecosistema al cambio inducido?
- ¿Existe diferencia entre los sitios de muestreo?
- ¿Cuales son las variables más importantes o que determinan el proceso de eutrofización en la zona?

OBJETIVO GENERAL

Determinar si los nutrientes incorporados a la zona costera del Norte de Sinaloa han originado un proceso de eutrofización, así como generar un modelo conceptual de las relaciones presión-estado-respuesta.

Objetivos específicos

1. Caracterizar y cuantificar las principales fuentes de nutrientes de los sistemas costeros del Norte de Sinaloa su variabilidad temporal en un ciclo anual.
2. Analizar la variabilidad temporal de la concentración de nutrientes en los sistemas costeros del norte de Sinaloa.
3. Adaptar y probar un índice de eutrofización.
4. Determinar el estado trófico actual de cada sistema lagunar estudiado.
5. Comparar los indicadores del proceso de eutrofización en los 3 sistemas estudiados.
6. Construir un modelo conceptual del proceso de eutrofización de las aguas costeras de la zona del estudio.

I FUENTES DE NUTRIENTES EN LA ZONA COSTERA DEL NORTE DE SINALOA

I.1 INTRODUCCIÓN

Un nutriente es un compuesto químico el cual puede ser usado directamente por las células vivas para su nutrición. Hablando estrictamente, la palabra nutriente se refiere a una gran cantidad de sustancias con rangos variables de concentración, comportamiento y efectos en el ambiente (Crouzet *et al.*, 1999). En los sistemas acuáticos se refiere como nutrientes a los compuestos nitrogenados (amonio, nitratos, nitritos, urea), fosfatados (varias formas de fosfatos), silicios (ácido silícico) y elementos traza (Fe, Mg, Zn, Cu, K, etc.), los cuales son necesarios para el desarrollo de las comunidades de productores primarios.

La entrada de estos elementos en los ecosistemas acuáticos costeros ocurre por diferentes vías, tales como los aportes superficiales (ríos y otras corrientes superficiales), atmosféricas, subterráneas, así como el intercambio con el océano adyacente (Mann, 1982; Nixon, 1986; Movellan-Mendoza, 2003; GEOHAB, 2006; Fig. 4).

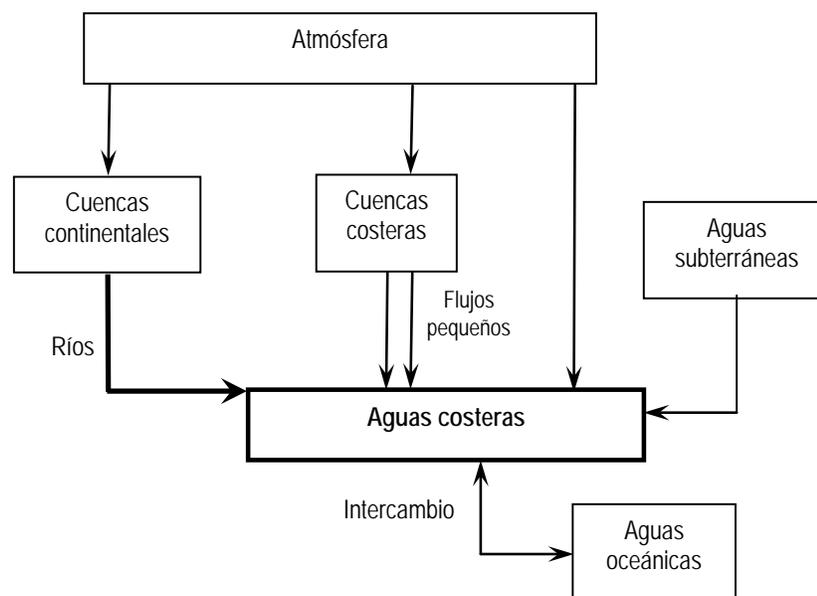


Figura 4. Esquema general de las fuentes de nutrientes y rutas principales de transporte a las zonas costeras. Modificado de NRC (2000).

Por otro lado, la entrada de nutrientes a los sistemas puede clasificarse (como en el caso de los contaminantes) en fuentes puntuales y no puntuales (o difusas). Las fuentes puntuales son más evidentes y fáciles de identificar y son vertidas sobre un punto (descargas industriales, emisores municipales), mientras que las descargas no puntuales incluyen áreas agrícolas, ganaderas, urbanas y rurales en los que los aportes son incorporados de manera diseminada y discreta, siendo difíciles de evidenciar (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

Los **aportes superficiales**, tales como las aguas de ríos y arroyos, transportan una carga de material soluble y particulado que provienen de los lixiviados y escorrentías de la cuenca que drenan, y en algunos casos también de las aguas residuales de las diferentes actividades humanas. Aún cuando no es una clasificación absoluta, es posible asociar el tipo de nutriente dominante con la actividad antropogénica. Aguas residuales urbanas y la actividad pecuaria transportan grandes cantidades de nitrógeno (N) en forma orgánica tanto disuelta (urea, aminoácidos, etc.) como particulada y varias formas de fósforo (P). Por otro lado, las descargas agrícolas (productos del lavado de las tierras y las aguas del exceso de riego), transportan cantidades importantes de nutrientes inorgánicos tales como amonio, nitratos y fosfatos, así como grandes cantidades de urea (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

Existe una fuerte correlación entre las cargas de nitrógeno, sílice y fósforo total en los ríos y otras corrientes menores con el uso de la tierra, y especialmente con las prácticas agrícolas y su intensificación. Respecto a lo anterior, en un análisis del cambio de la concentración de N aportado por los 5 ríos más grandes del noreste de los Estados Unidos de 1900 a 1994, se observó que los flujos se incrementaron de < 200 hasta casi 1,200 kg N km⁻² a⁻¹ (Jaworski *et al.*, 1997); Goolsby *et al.* (1999) reportan un incremento de < 0.5 hasta >1.5 millones de toneladas (t) anuales de N-NO₃ de 1955 a 1995 en los aportes del río Mississippi al Golfo de México, mientras que Conley *et al.* (2000) mencionan que los aportes de N en ríos se han incrementado de 6 a 50 veces desde condiciones prístinas.

En la zona norte de Sinaloa, los aportes superficiales son básicamente del sistema de drenado de los distritos de riego encauzados a través de un amplio sistema de drenes que transportan por gravedad las aguas de retorno agrícola (excedentes de riego en drenes superficiales y subsuperficiales), y además dan cauce a las aguas pluviales así como las aguas residuales, con o sin tratamiento, de origen municipal, pecuario y en muchos casos, industrial. Estos aportes, aún cuando se conoce su ubicación, debido a la dificultad de controlar su cantidad y calidad, se encuentran dentro de la clasificación de descargas de nutrientes no puntuales (Carpenter *et al.*, 1998; NRC, 2000, Vagstad & Deelstra, 2005). Otro aporte superficial de nutrientes en las lagunas costeras del norte de Sinaloa lo constituye la actividad camaronícola, la cual se inició en 1985 y cuya importancia se ha incrementado con el tiempo (Lyle-Fritch *et al.*, 2006). Los efluentes de esta actividad típicamente están enriquecidos en sólidos orgánicos suspendidos, carbono y nutrientes, con concentraciones que dependen del manejo (Páez-Osuna *et al.*, 1999; Biao *et al.*, 2004).

Otra de las fuentes de ingreso de elementos al ecosistema ocurre principalmente a través de la **atmósfera** vía depositación seca y húmeda o por fijación biológica activa (CO_2 y nitrógeno) y contribuye en forma importante en los ciclos biogeoquímicos de los sistemas costeros. Los nutrientes depositados por vía atmosférica incluyen principalmente fósforo y nitrógeno (Oyarzún *et al.*, 2002), pero debido a que la entrada atmosférica de fosfatos al medio marino es insignificante comparada con otras fuentes de este nutriente, mientras que la entrada de nitrógeno por ésta vía es potencialmente significativa (Frohn & Hertel, 2005), la mayor parte de los estudios sobre depositación atmosférica de nutrientes se han enfocado a las formas nitrogenadas.

De acuerdo a Frohn & Hertel (2005), los grupos más importantes de nitrógeno aportados por la vía atmosférica en términos de depositación de nutrientes son:

- El grupo NO_x : Los compuestos gaseosos de óxido nítrico (NO), dióxido de nitrógeno (NO_2), pentóxido dinitrogenado (N_2O_5), ácido peroxinitrico (HNO_4), ácido

nítrico (HNO_3) y ácido nitroso (HNO_2) así como nitrato de peroxiacetilo (NPA), nitrato en partículas (NO_3^- aerosol) y radicales nitrato.

- El grupo NHx: amoníaco gaseoso (NH_3) y amonio particulado (NH_4^+ en aerosol).
- Compuestos orgánicos de nitrógeno.

La fuente más importante de óxidos de nitrógeno (NO_x) es la quema de combustibles fósiles, los cuales también aportan cantidades pequeñas de gas amoníaco (NH_3), y usualmente son la forma más común del nitrógeno inorgánico disuelto (NID) en agua de lluvia, aunque en áreas con agricultura intensiva, el NH_3 y NH_4^+ son los mayores componentes del NID. La aportación antropogénica global de NO_x a la atmósfera se ha estimado en 2 Tmol a^{-1} , y en 4 Tmol a^{-1} de NH_3 (Doney *et al.*, 2007). Las fuentes antropogénicas de NH_3 incluyen emisiones de chimeneas, plantas de tratamiento de aguas residuales, tanques sépticos y emisiones agrícolas (fertilizantes y desechos animales) (Withall *et al.*, 2003).

En lo relativo a los **aportes de aguas subterráneas** a las costas, durante muchos años fue una fuente generalmente desconocida debido a que es muy variable y solo es importante en ciertas regiones, por lo que poco que se le había tomado en cuenta en el estudio de los balances de nutrientes. Sin embargo, desde hace poco más de 20 años, se ha observado el hecho de que los aportes de aguas subterráneas representan una porción importante del agua y el flujo neto de nutrientes a las costas. Su contribución al proceso de eutrofización es más importante donde las actividades agrícolas han incrementado la concentración de nutrientes (principalmente NO_3^-) de los acuíferos que posteriormente impactan la zona costera (Hamilton *et al.*, 1993; Paerl, 1997; Schwartz, 2005).

Por último, la entrada de nutrientes que aporta el **océano** a la zona costera es generalmente muy baja y suele ser como mínimo, de un orden de magnitud inferior a la de los ríos, e inclusive con concentraciones menores que en la zona costera, por lo que el intercambio con ésta resulta más bien un mecanismo de dilución más que de

aporte (NRC, 2000). Sin embargo, en los sistemas lagunares y estuarinos situados en zona de surgencias costeras, los aportes de nutrientes son particularmente importantes llegando a constituir la fuente principal en ambientes poco impactados (Brown & Ozretich, 2009).

En la zona costera del norte del Estado de Sinaloa se ubican una serie de ecosistemas costeros, los cuales por su origen y morfología han sido clasificados como lagunas costeras. Estos sistemas están situados en la Planicie Costera de Sinaloa, la cual tiene 45 km de ancho y está formada por depósitos lagunares y de aluvión del Pleistoceno reciente (Pérez-Osuna *et al.*, 2007), cuya composición le confiere ser muy productiva, por lo que desde finales de 1950, ha propiciado un intenso desarrollo agrícola de alta tecnificación (>300,000 has) y gran cantidad de aplicación de agroquímicos, una importante actividad pecuaria realizada en 71,152 has, así como numerosas industrias, entre las que destacan un ingenio azucarero y los corredores industriales Mochis-Topolobampo y Mochis-Guasave de actividad agrícola y alimenticia principalmente. Por otro lado, en la zona se encuentran ubicadas varios centros de población, entre los que destacan las ciudades de Los Mochis (~300, 000 hab) y Guasave (~80,000 hab) (INEGI, 2008), y una no menos importante termoeléctrica ubicada en el Puerto de Topolobampo.

Todas estas actividades han incrementado su presión sobre los ecosistemas costeros al aumentarse su actividad con el incremento poblacional y la demanda de servicios. Sin embargo, al momento no se conoce la contribución de cada posible fuente al proceso de enriquecimiento de la zona costera, por lo que las interrogantes en esta parte son:

¿Cuáles son las fuentes de nutrientes más importantes en la zona costera del norte de Sinaloa y cuál es su contribución al proceso de eutrofización?

¿Cuál es la variabilidad temporal de los diferentes aportes de nutrientes en las lagunas costeras del norte de Sinaloa?

I.2 OBJETIVO:

- Caracterizar y cuantificar las principales fuentes de nutrientes de los sistemas costeros del norte de Sinaloa su variabilidad temporal en un ciclo anual.

I.3 METODOLOGÍA

I.3.1 APORTES SUPERFICIALES

I.3.1.1 Drenes

La principal actividad económica en el norte de Sinaloa es la agricultura, la cual se inició en la década de los cincuenta con la creación de los distritos de riego (Martínez-Della Rocca & Aguilar-Álvarez, 2001). Parte de infraestructura agrícola, además de los canales de riego, son los drenes o canales construidos para el transporte de las aguas de retorno o excedentes de riego. En esta región, se ubican los distritos 076- Valle del Carrizo, 075-Río Fuerte y 063-Río Sinaloa con 45,000, 326,578 y 116,615 has de extensión total respectivamente.

El Distrito de Riego (DR) 075, Río Fuerte, Sinaloa fue creado el 21 de agosto de 1951. Se encuentra ubicado en la porción Norte de Sinaloa en los municipios de Ahome, El Fuerte, Guasave y Sinaloa de Leyva. Presenta una altura media de 15 metros sobre el nivel del mar y ocupa una superficie regable de 236,231 ha. Los tipos de suelos predominantes son Vertisol y Solonchack. El distrito de riego está integrado por 13 módulos (Fig. 5), y cuenta con una red hidráulica de distribución con una longitud total de 2,322 km (sólo 188 km revestidos), que proporciona una densidad de canales de 1.01 km/100 ha, mientras que la red de drenaje tiene una extensión por 2,723 km (CONAGUA, 2007a). Cada uno de los módulo encauzan las aguas de retorno de la actividad agrícola a través de este sistema de drenes hacia los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste de la siguiente manera: en el Sistema Lagunar de Topolobampo se reciben las aguas residuales de los módulos II-3, III-1, III-2, IV-1 y VII-2 (~110,000 Has), mientras que en Navachiste descargan los módulos I-1, I-2, II-1 y VII-1, con una superficie de más de 80,000 has.

Adicionalmente, el Sistema Navachiste recibe los efluentes de los módulos II-1, II-2 y III-1 del DR 063 con una superficie de 48,266 has (CONAGUA, 2007b).

Ante la dificultad de cuantificar los aportes de la totalidad de los drenes existentes en el DR 075, se identificaron los más importantes tanto de origen municipal como agrícolas con el auxilio de personal de las Juntas de Agua Potable y de la Comisión Nacional del Agua de de los Municipios de Ahome y Guasave. De esta manera se eligieron los 9 drenes más representativos en la zona (Fig. 6), 4 en el Sistema Lagunar Topolobampo: Juárez (municipal-agrícola), Mochis (municipal-agrícola), Concheros (agrícola) y Batequis (agrícola), y 5 en Navachiste, 4 de ellos agrícolas: Novobampo, Batamote, San Antonio y 35+1000 (Palos Verdes), y 1 municipal-agrícola (29+1000).

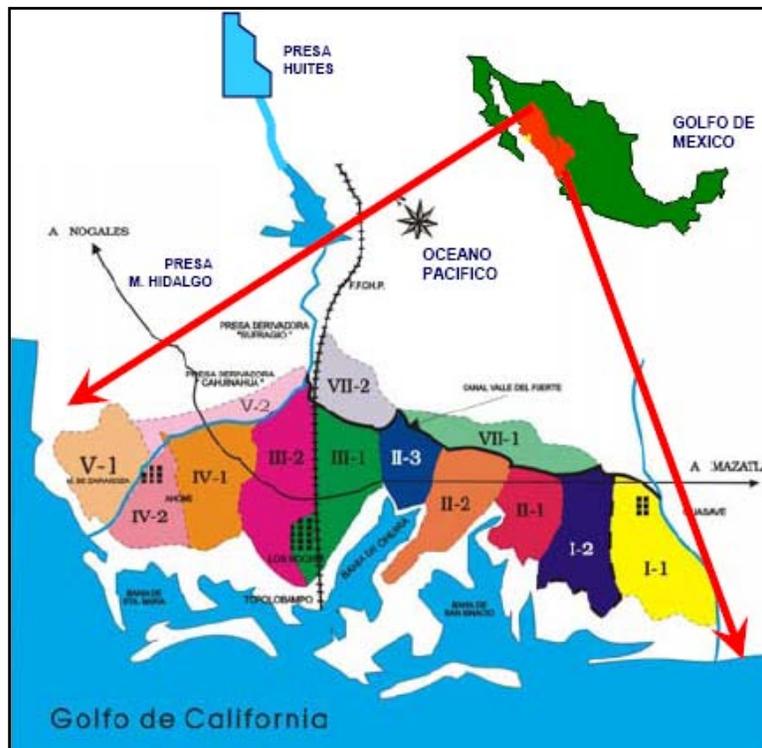


Figura 5. Ubicación del DR 075 y sus módulos de riego. Tomado de CONAGUA, 2007a.

Se realizaron muestreos estacionales en cada uno de los drenes seleccionados de junio de 2006 a mayo 2007 en sitios lo más cercano posible a la zona de encuentro con los sistemas lagunares, tratando que fueran puntos libres de la influencia de la marea (Fig. 7). En cada sitio se determinó la temperatura, salinidad y pH mediante una sonda multiparamétrica Horiba U-10, y se obtuvieron muestras para la cuantificación de la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto (NID= $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$), fósforo inorgánico disuelto (PID= PO_4^{3-}) y silicato reactivo disuelto (SiD= SiO_3^{2-}), además se determinó el gasto hidráulico.

Las muestras obtenidas para el análisis de nutrientes inorgánicos fueron filtradas a su llegada al laboratorio a través de filtros fibra de vidrio GF/F (0.7 μm de tamaño de poro) y congeladas para su posterior análisis. El análisis de amonio fue realizado de inmediato. La metodología de recolecta de muestras, consideraciones para su tratamiento y análisis fueron realizadas de acuerdo a lo propuesto en APHA (1989) para cada caso.

Para la obtención del gasto se determinó el área de la sección transversal de cada dren seleccionado, mediante la medición de la batimetría de un transecto perpendicular de cada canal a intervalos de 1 m, y el flujo promedio de la corriente fue determinado con el método de cuerpos de deriva (Álvarez-Sánchez *et al.*, 1982), de acuerdo a la fórmula:

$$V = Dx/Dt \dots\dots\dots (1)$$

Los cálculos para la cuantificación de la cantidad del agua residual incorporada a la zona de estudio se efectuaron mediante el cálculo del gasto de los drenes aplicando la ecuación (Trueba-Coronel, 1984):

$$Q = V * A \dots\dots\dots (2)$$

Donde:

V es velocidad	(m s^{-1})	Dx es distancia	(m)
Dt es tiempo	(s)	A es el área	(m^2)
Q es gasto	($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$)		

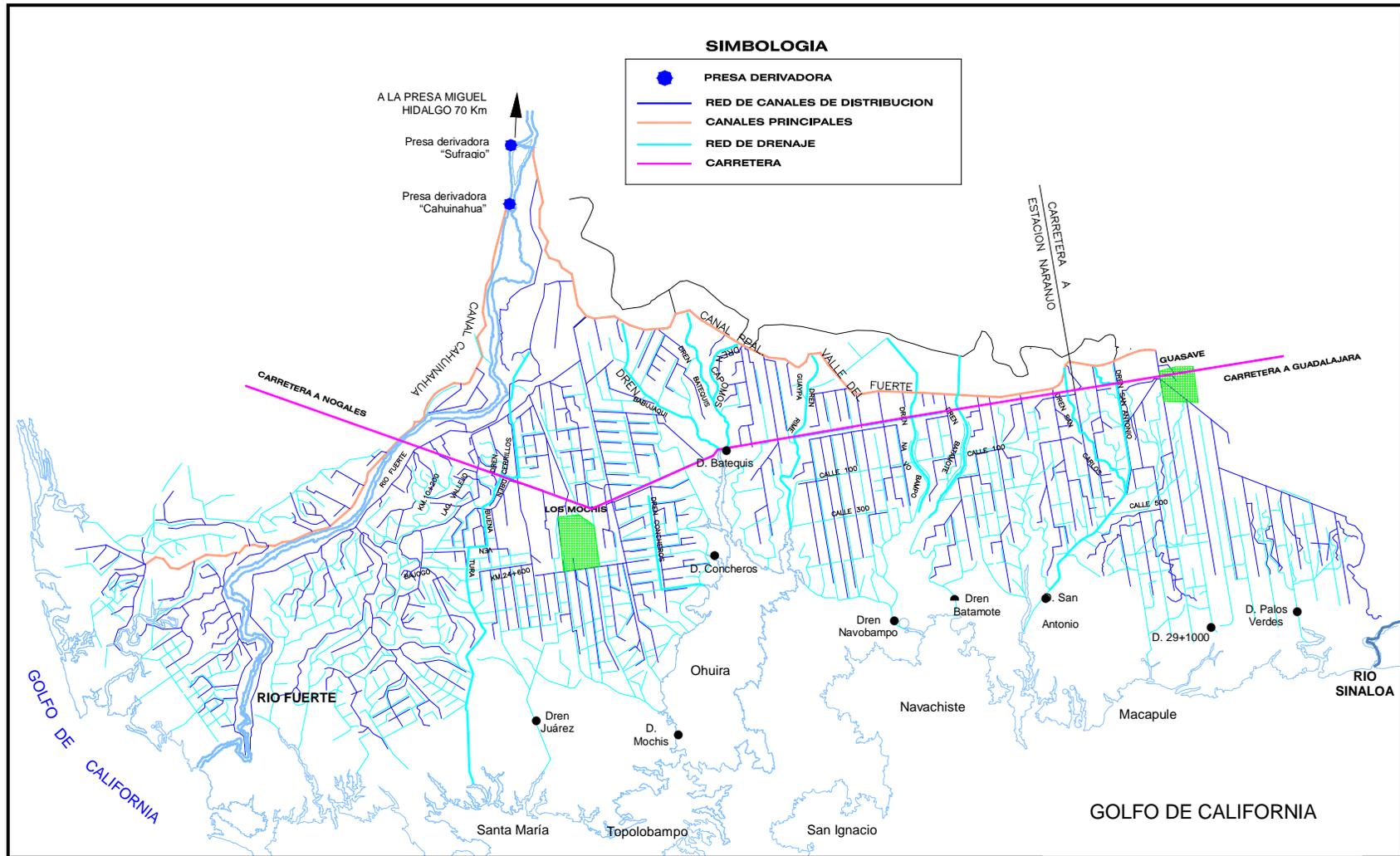


Figura 6. Sistema de riego y drenaje del DR 075, y ubicación de drenes monitoreados (●) durante el periodo de estudio. Mapa cortesía de CNA.



Figura 7. Detalle de las estructuras donde se efectuaron los muestreos en los drenes a) Mochis y b) Batequis.

El cálculo de los aportes de nutrientes por ésta vía se realizó de los valores de concentración de NID y PID en las aguas de cada dren y su gasto hidráulico por unidad de tiempo. Con la finalidad de hacer comparables nuestros resultados con trabajos realizados en otros sitios, los valores de concentración se expresan en mg L^{-1} . Debido a que no fueron monitoreados la totalidad de los drenes existentes en la zona de estudio, se estimó el flujo en los drenes restantes tomando como referencia el gasto promedio de los drenes de uso similar por sistema (Topolobampo o Navachiste), así como la concentración de NID, PID y SiD promedios para conocer la contribución de éstos a los sistemas lagunares. Con ese criterio se estimó la contribución de los drenes Buevanventura, 20 de Noviembre, Paredones, Ohuira y Juan José Ríos de los valores promedio de los drenes agrícolas que descargan en Topolobampo, mientras que para el caso de Navachiste, se estimaron las contribuciones de los drenes 20+100 y 27+1000.

I.3.1.2 Aportes acuícolas

Con el intenso desarrollo de la acuicultura en el norte de Sinaloa, los efluentes de esta actividad se han incrementado sensiblemente, sin existir hasta la fecha, algún método de tratamiento aplicado en la zona para disminuir su impacto en los cuerpos

receptores. En los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste se encuentran ubicadas un total de 10 (1,257 has) y 56 (5,125 has) acuícolas respectivamente (CONANP, 2007). Sin embargo, la contribución de los efluentes de la actividad camaronícola a la zona costera del Norte de Sinaloa no había sido monitoreada, por lo que con la finalidad de determinar el aporte de la acuicultura sobre los sistemas lagunares del norte de Sinaloa, se realizaron muestreos quincenales en 11 granjas acuícolas ubicadas en la zona aledaña a la Laguna Macapule, Sinaloa (Fig. 8) o región Guasave Norte durante el periodo marzo-septiembre de 2007. Durante tal periodo, se realizaron muestreos quincenales en las entradas (canal de llamada), salidas (dren colector) del complejo, así como en los estanques seleccionados (Tabla 2). En cada monitoreo se registraron datos de temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto mediante una sonda multiparamétrica Horiba U-10 solo para las entradas y salidas, y se tomaron muestras para el análisis de nutrientes (NID, PID, SiD, nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT)) tanto en canales de llamada, efluentes y estanques. Debido a que en los últimos años en la zona de estudio se ha presentado recurrentemente el virus de la mancha blanca (WSSV), no fue posible obtener datos ambientales en los estanques ya que se evitó el uso de sondas que pudieran ser vectores de contagio entre acuícolas.

Tabla 2. Estanques seleccionados por empresa acuícola para el monitoreo de nutrientes.

Acuícola	Número del estanque
Ac. González	1
Ac. Bahía "T"	13
Ac. Agapito Leal Cota	5
Ac. Doña Luisa	4
Ac. Prisamar	6
Ac. Camaronera Styl	2
Ac. Explotación Acuícola SPR	4
Ac. Productores del Mar del Pacífico	4
Ac. Aguilasocho	5
Ac. UEEPA	4
Ac. Yogui	10



Figura 8. Ubicación de la zona de estudio para la determinación de aportes acuícolas en la Laguna Macapule, Guasave, Sinaloa. Entrada (e), salida (s).

De las muestras de agua obtenidas del monitoreo quincenal tanto de los estanques como de entradas y salidas, una parte fue filtrada a través de filtros fibra de vidrio grado GF/F (tamaño de poro $0.7 \mu\text{m}$) para el análisis de nutrientes inorgánicos disueltos (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} y SiO_3^{2-}). El análisis de amonio se realizó inmediatamente, mientras que el resto de la muestra fue congelada para su posterior análisis. Adicionalmente, una porción sin filtrar fue congelada para el análisis de nitrógeno y fósforo total (NT y PT).

La determinación de nutrientes inorgánicos se realizó mediante las técnicas espectrofotométricas descritas en Strickland & Parsons (1972), mientras que el análisis de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) fueron llevados a cabo de acuerdo al método de digestión propuesto por Valderrama (1981) y finalizados según lo recomendado por Strickland & Parsons (1972).

El cálculo de los aportes de nutrientes de la actividad fue realizado con los valores de nutrientes obtenidos en el último monitoreo realizado, el cual se buscó coincidiera una día antes de la cosecha, con lo cual se obtiene la contribución de la actividad acuícola solamente durante la cosecha, sin tomar en cuenta los recambios, ya que debido a la infección del virus de la mancha blanca, muchas acuícolas no realizaron recambios.

Por otro lado, con la finalidad de determinar si existían diferencias significativas entre cada sitio y entre estanques de cada variable medida, se aplicó el Análisis de de varianza ANOVA o el análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis cuando las variables analizadas no se ajustaran a una distribución normal (Zar, 1996).

El cálculo de la contribución de la actividad sobre el sistema lagunar de Topolobampo se realizó tomando en consideración los valores obtenidos para la región de Guasave Norte ya que los procedimientos de cultivo, alimentación y cosecha fueron similares a lo realizado en las acuícolas monitoreadas de acuerdo a lo manifestado por el CESASIN (Comité Estatal de Sanidad Acuícola de Sinaloa), tomando en consideración las dimensiones en esa zona. Así, se obtuvo la concentración promedio de NID, NT, PID y PT en kg ha^{-1} por ciclo de cultivo, y por simple multiplicación por la extensión de los estanques de cultivo por sistema se obtuvo la contribución de N y P por sistema en t ciclo^{-1} , y para el cálculo anual, se multiplicó el resultado anterior por el factor 1.68, que es el número de ciclos de la actividad camaronícola para las granjas de Sinaloa de acuerdo a Lyle-Fritch *et al.* (2006).

I.3.2 APORTES ATMOSFÉRICOS

En las últimas décadas se ha procurado evaluar y proyectar el impacto de las altas tasas de depositación atmosférica, particularmente de compuestos nitrogenados (NO_x y NH_y), asociados con actividades antropogénicas, ya que estos elementos son causantes de la acidificación y eutrofización de suelos y cuerpos de

aguas con el consecuente desbalance de nutrientes en los ecosistemas (Reynolds *et al.*, 1998, Sutton *et al.*, 1998).

Para la zona norte de Sinaloa, no obstante la intensa actividad agrícola, industrial, así como las municipales, no se han realizado estudios sobre el aporte atmosférico de N sobre los ambientes costeros, y para el Estado de Sinaloa, solo puede citarse el estudio efectuado por Borrego-Belmar (2007) en el área de Culiacán, Sinaloa.

Existen dos tipos de aportes atmosféricos mediante los cuales los nutrientes son incorporados a los sistemas terrestres y acuáticos: 1) precipitación húmeda y 2) precipitación seca (Frohn & Hertel, 2005). La **depositación húmeda** es el proceso mediante el cual los componentes gaseosos o particulados son capturados a través de las nubes, niebla, gotas de lluvias o nieve y subsecuentemente trasferidas al suelo, mientras que la **depositación seca** es el proceso de transferencia de los componentes gaseosos y particulados al suelo en ausencia de precipitación, regulado principalmente por la circulación atmosférica.

I.3.2.1 Depositación húmeda

Para determinar la contribución de nitrógeno atmosférico a través de la precipitación en la zona de estudio, se realizó el monitoreo de las aguas de lluvia en cada sistema lagunar durante el periodo de octubre de 2007 a septiembre de 2008. Para ello se obtuvieron muestras mediante la instalación de 2 pluviómetros, mismos que constan de 3 equipos de recolecta cada uno (Fig. 9) y que fueron ubicados en el Puerto de Topolobampo para la cuantificación de la depositación húmeda en el Sistema Lagunar de Topolobampo, y en el Campo Pesquero El Tortugo, Guasave para el Sistema Navachiste. Ambos equipos se instalaron a 1.5 m de altura sobre el suelo en lugares despejados y sin árboles dentro de un diámetro 20 m del punto de muestreo, de acuerdo a lo estipulado por Kleemola y Söderman (1993). A cada cono de recolecta de los pluviómetros se le colocó un filtro de malla plástica para prevenir la contaminación por hojas e insectos, y se conectó a colectores de plástico de 4 L

los cuales se colocaron en el interior de tubos oscuros para prevenir la influencia de la luz solar la cual puede promover el crecimiento de algas. Previo a la recolecta, los colectores fueron lavados con solución de HCl al 10% y posteriormente con agua desionizada para exponerlos por un máximo de 4 días antes de su recolección. Las muestras de lluvia fueron recolectadas cada vez que fue necesario (inmediatamente después de cada lluvia) y transportadas al Laboratorio de Análisis Ambiental del IPN-CIIDIR Sinaloa en frío para su análisis. Adicionalmente, se realizó la determinación de pH y conductividad mediante un potenciómetro Hanna Modelo HI 8314. Los análisis de NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ y PO_4^{3-} fueron realizados de acuerdo a lo estipulado en APHA (1989) para cada caso. Las tasas de depositación de cada nutriente fueron estimadas combinando los montos de precipitación mensual con la concentración de las formas de N y P para el período correspondiente. Los valores de depositación normalizados se obtuvieron en $\text{kg ha}^{-1} \text{mes}^{-1}$.



Figura 9. Instalación de los pluviómetros en dos sitios en Sinaloa: a) Topolobampo y b) El Tortugo (Navachiste).

I.3.2.2 Depositación seca

La depositación seca de NH_3 gaseoso y NH_4^+ en aerosol se determinó mediante el método de muestreo pasivo de filtros con el sistema de Monitoreo Estándar de Aire (MEA) según lo estipulado por De Temmerman (1996) y Kleemola & Sodermann (1993), técnica y que ha sido probada en determinaciones de N- NH_y en zonas con influencia agrícola (Roadman *et al.*, 2003). En éste método, filtros de 12.5 cm de diámetro fueron tratados con 3.5 ml de ácido cítrico y secados por 20 minutos a 130 °C. Seis filtros ya secos fueron expuestos por 15 días en casetas de madera construidas para tal fin (Fig. 10), durante el periodo de julio 2008 a junio de 2009 en sitios cercanos a las estaciones meteorológicas de Topolobampo y El Tortugo. Después de la exposición, las muestras contenidas en los filtros fueron extraídas por agitación (300 rpm) en 50 ml de agua desionizada por 30 minutos (De Temmerman, 1996). La concentración de amonio en el extracto fue determinada mediante la técnica de azul de indofenol (APHA, 1989). La cantidad de NH_3 gas y NH_4^+ aerosol en depositación seca en los filtros fue calculada usando el área de las 2 superficies del filtro. La cantidad de depositación seca en los filtros fue expresada como $\text{kg N- NH}_y \text{ ha}^{-1} \text{ mes}^{-1}$ (Steubing *et al.*, 2002).



Figura 10. Caseta para la recolecta de muestras para el análisis de depositación seca de N en el área de estudio.

I.3.3 AGUAS SUBTERRÁNEAS.

El área de estudio se ubica en la zona de influencia de los acuíferos del río Fuerte al norte, y el río Sinaloa al sur (Fig. 11). Ambos son acuíferos libres localizados dentro de una cuenca hidrológica abierta, donde se puede apreciar que la circulación del agua en el subsuelo tiene lugar de la sierra madre occidental, que comprende la zona de recarga, hacia el Golfo de California, con una dirección principal perpendicular a la línea de costa (CNA, 2002a y b).

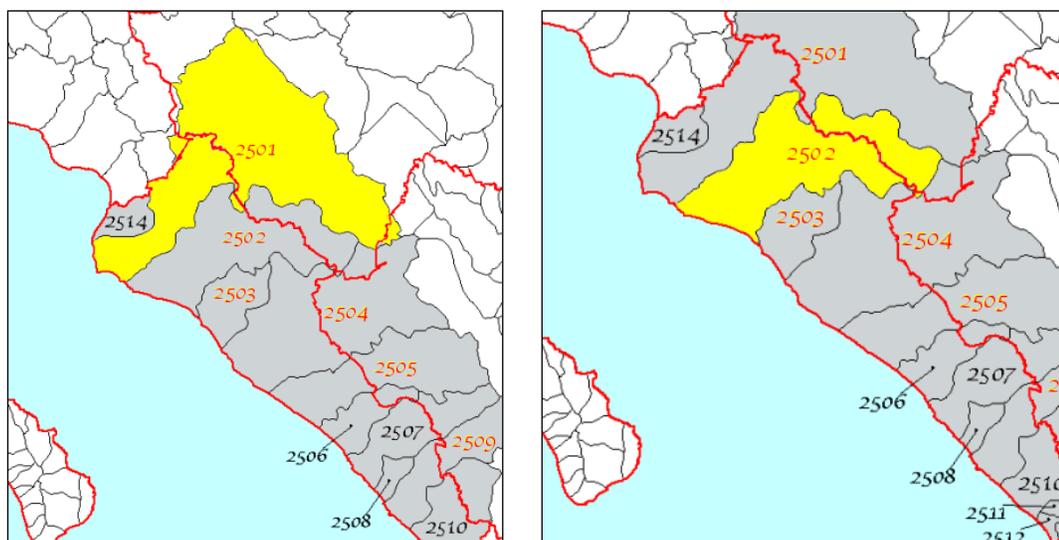


Figura 11. Localización de los acuíferos a) río Fuerte y b) río Sinaloa. Tomado de CNA, 2002a y b.

La intensa actividad agrícola que se lleva a cabo en el DR 075 puede contribuir a la contaminación de las aguas subterráneas al incrementar los valores de nutrientes (NO_3^- principalmente; Schwartz, 2005), las cuales pueden ser una fuente de ingreso importante en los ambientes costeros (Paerl, 1997), por lo que con la finalidad de identificar su contribución al proceso de eutrofización costera en la zona, se realizaron muestreos estacionales en los pozos más importantes del DR 075 que corresponden a los acuíferos del río Fuerte para el caso del municipio de Ahome y el acuífero del río Sinaloa en el municipio de Guasave.

Para el estudio de la región costera de los municipios de Ahome y Guasave, se buscaron zonas que presentaran un mayor número de pozos tanto para extracción de uso doméstico como para uso agrícola. Sin embargo, debido a que solo en el Municipio de Guasave existen pozos en activo ya que los pozos ubicados en el acuífero del río Fuerte solo son de exploración y no fue posible monitorearlos, la cuantificación de la concentración de nutrientes en aguas subterráneas se realizó solo para la región de Guasave asumiendo que las condiciones en ambos acuíferos son similares. Para ello, durante el periodo de julio de 2006 a mayo 2007 se realizaron muestreos estacionales en 10 puntos de monitoreo (Fig. 12), 7 de los cuales son pozos de uso doméstico y 3 agrícolas (Tabla 3). La selección de los puntos de monitoreo correspondiente a la red de uso doméstico fue realizada con el apoyo de la Junta Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Guasave (JUMAPAG), quienes proporcionaron guías y las facilidades para la realización del monitoreo, mientras que la selección de los 3 pozos agrícolas se realizó en colaboración con la Comisión Nacional del Agua (CNA) local. Durante el primer muestreo (julio 2006) no se tomaron datos de pozos agrícolas debido a que durante la campaña de muestreo no estaban operando.

Tabla 3. Nombre y uso de los pozos monitoreados en el acuífero del río Sinaloa durante el periodo julio 2006 a mayo 2007.

Pozo	Nombre	Uso
1	Buenvista	Doméstico
2	Chorohui	Doméstico
3	La Entrada	Doméstico
4	San Antonio	Doméstico
5	San Gabriel	Doméstico
6	San Pedro	Doméstico
7	Tamazula	Doméstico
8	Agua Blanca	Agrícola
9	Chuparroza	Agrícola
10	Diagonal	Agrícola

En cada pozo se determinó *in situ* la temperatura (T°C), salinidad (SAL) y pH, y se tomaron muestras para la determinación de NID, PID y SiD. Para la determinación de

la T°C, SAL, Cond y pH se utilizó un medidor multiparámetro Horiba U-10, mientras que los análisis de nutrientes fueron realizados en el Laboratorio de Análisis Ambiental del IPN-CIIDIR Sinaloa de acuerdo a lo estipulado en APHA (1989).

I.3.3.1 Determinación de flujo subterráneo.

Además de determinar la concentración de nutrientes en los acuíferos de la zona de estudio, debe conocerse el flujo de los mismos con la finalidad de identificar si hay inyección de las aguas subterráneas sobre los ambientes lagunares estudiados. Para ello se construyeron las líneas de flujo subterráneo a partir de las piezometrías mas recientes de ambas zonas (base de datos 2005), y que fueron proporcionadas por la CNA (Comisión Nacional del Agua). El método de construcción del flujo subterráneo tiene su fundamento, de acuerdo a Custodio & Llamas (1983), en que el movimiento de agua en los acuíferos se debe a diferencias en el potencial hidráulico, por lo que se mueve de la zona de mayor energía hacia aquellas de menor energía, por lo cual, el flujo se producirá en dirección del máximo gradiente.

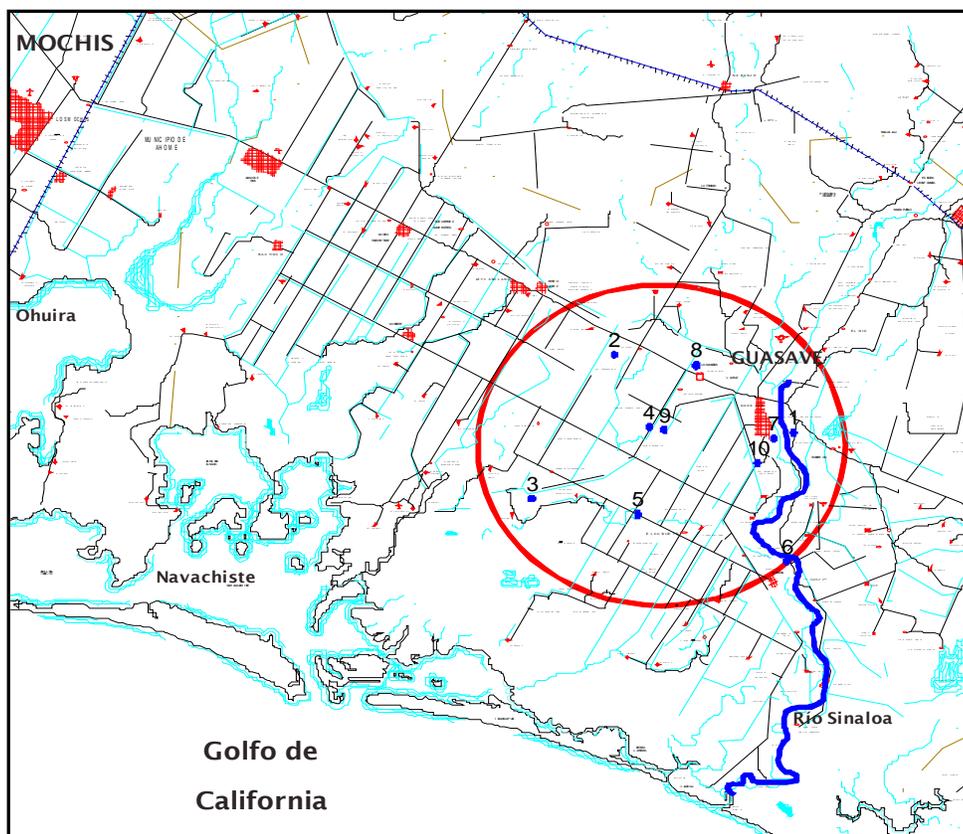


Figura 12. Ubicación de los sitios de muestreo (puntos azules) de aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.

I.3.4 ACTIVIDAD AGRÍCOLA

Debido a la importancia de la actividad agrícola como fuente de nutrientes hacia los sistemas costeros del norte de Sinaloa, se realizó una recopilación de los datos disponibles de la actividad en el DR 075 durante el periodo de 1987 a 2007 en la oficina de la CNA de Los Mochis, Sinaloa, y del DR 063 en Guasave, Sinaloa. La información recolectada se refiere a hectáreas sembradas por tipo de cultivo por ciclo agrícola por año. Adicionalmente se calculó la cantidad de fertilizantes aplicados por unidad de siembra (hectáreas=has) multiplicando la dimensión (has) de cada tipo de cultivo por el requerimiento mínimo recomendado por Fundación Produce (2003).

I.4 RESULTADOS

I.4.1 APORTES SUPERFICIALES

I.4.1.1 Drenes

I.4.1.1.1 Variables físicas y químicas.

De acuerdo a la distribución temporal de la temperatura, los valores promedios máximos se midieron durante el muestreo de septiembre tanto en los drenes de Topolobampo como en los de Navachiste, con el valor mínimo en noviembre medido en Navachiste (Fig. 13a). El rango de valores fue de 18.8 a 36.6 °C. Los valores de salinidad promedio exhibieron mayores concentraciones en los drenes de Topolobampo que en los de Navachiste durante todo el periodo de muestreo, obteniéndose las mayores valores durante septiembre y noviembre de 2007 en ambos sistemas (Fig 13b). El rango de concentración estuvo entre 0.0 a 18 ups. Para el caso del pH, la distribución temporal promedio mostró valores mayores en los drenes de Navachiste, excepto durante el muestreo de febrero. Los pH promedio máximos se obtuvieron en septiembre en ambos sitios, y mínimos en mayo. El rango de valores fue de 6.88 a 8.15 (Fig. 13c).

I.4.1.1.2 Gasto hidráulico

Durante el monitoreo realizados en los drenes seleccionados, se determinó el área de sección transversal de cada uno de ellos, obteniéndose valores desde 0.15 m² (Dren 29+1000) a 16.8 m² (Dren Batequis) (Anexo 2).

Las velocidades de corrientes obtenidas en los drenes fueron muy variables y fluctuaron entre 0.10 m s⁻¹ a 2.23 m s⁻¹, siendo el Dren San Antonio el que presentó las máximas velocidades. El gasto hidráulico promedio obtenido del monitoreo estacional fue de 0.56 a 1.48 m³ s⁻¹ (rango de 0.06-4.59 m³ s⁻¹), con mayores aportes de aguas residuales a lo largo del año en Navachiste a excepción de verano (Tabla 4, Anexo 1).

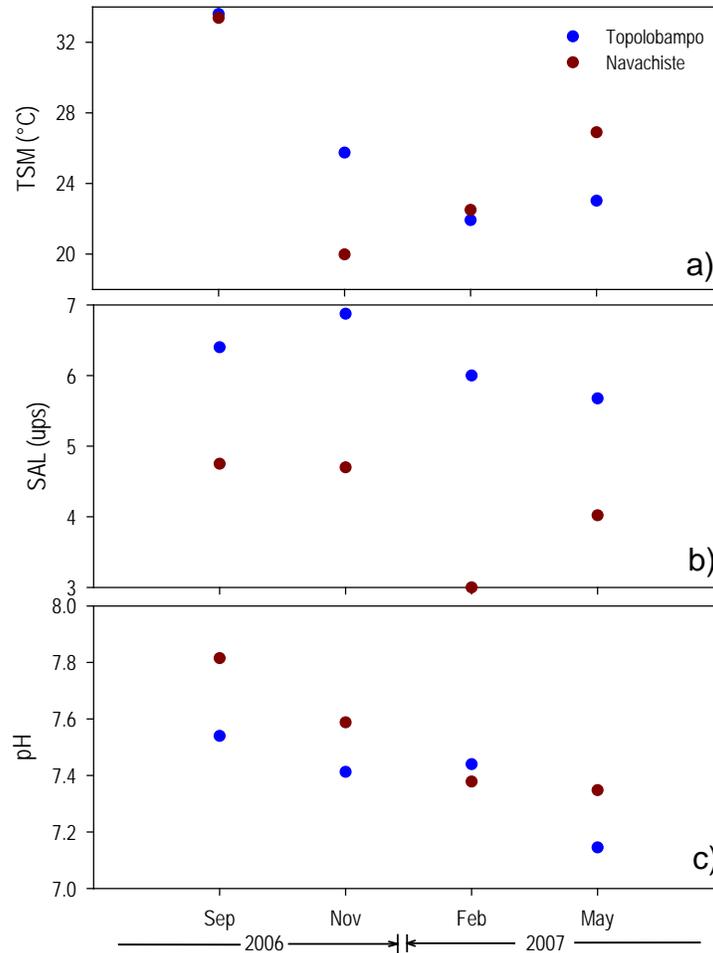


Figura 13. Valores estacionales promedio de a) temperatura (TSM), b) salinidad (SAL) y c) pH en drenes que impactan los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, Sinaloa, durante el periodo septiembre 2006 a mayo 2007.

Tabla 4. Gasto promedio ($m^3 s^{-1}$) obtenido para los aportes de drenes por sistema lagunar durante el periodo de septiembre 2006 a mayo 2007.

	septiembre	noviembre	febrero	mayo
Topolobampo	1.39	0.81	1.00	0.56
Navachiste	1.32	1.11	1.48	0.75

1.4.1.1.3 Nutrientes

Las concentraciones de nutrientes nitrogenados inorgánicos disueltos mostraron un rango de valores de 0.06 a 7.30 y 0.01 a 13.29 $mg L^{-1}$ para nitrato y

amonio respectivamente, mientras que los valores de nitritos fueron bajos durante todo el muestreo (rango: 0.002-0.47 mg L⁻¹). Los valores promedio mostraron para el caso de los drenes que impactan el sistema Topolobampo, que la especie nitrogenada dominante fue el amonio para septiembre 2006 y mayo 2007, mientras que durante noviembre 2006 y febrero 2007 lo fue el nitrato (Fig. 14). Las concentraciones promedio de nitritos se mantuvieron bajas durante todo el monitoreo, con valores máximos durante febrero de 2007 (0.17 mg L⁻¹). En los drenes que impactan el sistema lagunar de Navachiste, las concentraciones de nutrientes fueron mayores a los obtenidos en Topolobampo, y la especie nitrogenada principal fue amonio para septiembre y noviembre de 2006, y nitrato para febrero y mayo de 2007. Las concentraciones promedio de nitritos fueron de 0.04 a 0.26 mg L⁻¹, con el valor máximo en noviembre (Fig. 14).

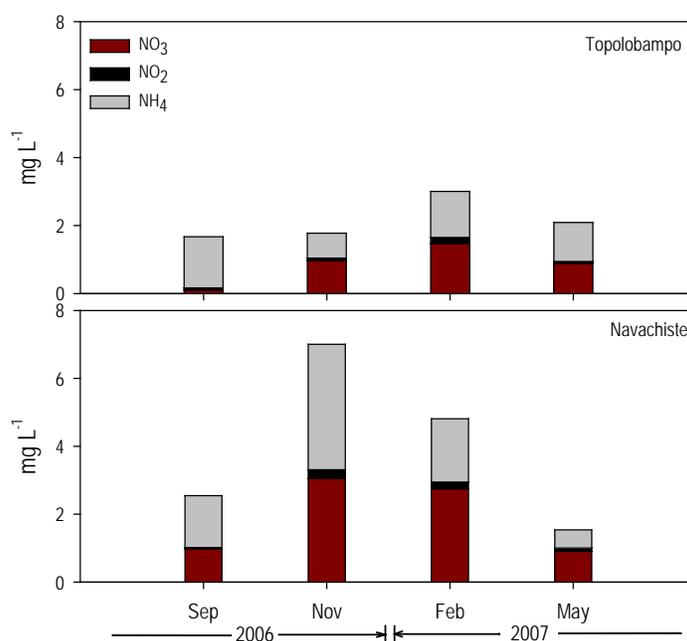


Figura 14. Concentraciones mensuales promedio de las especies de nitrógeno por en los drenes que descargan a las sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, Sinaloa durante el periodo de septiembre 2006 a mayo 2007.

Las concentraciones estacionales promedio de NID en los drenes estuvieron entre 1.54 a 7.0 mg L⁻¹, con los valores máximos en los drenes localizados en la zona aledaña a Navachiste durante noviembre, mientras que para Topolobampo, el valor

promedio máximo (3.0 mg L^{-1}) fue registrado durante febrero (Fig. 15). En el caso del PID, los valores promedio mínimos se midieron durante febrero y los máximos durante septiembre; ambos valores en los drenes de Navachiste, con un rango promedio de 0.15 a 0.40 mg L^{-1} , mientras que en los drenes de Topolobampo el valor de PID máximo fue medido en mayo (0.28 mg L^{-1}). Las concentraciones promedio de SiD, al igual que para NID y PID, fueron mayores en los drenes de Navachiste durante todo el periodo de muestreo, con valores máximos, al igual que PID, en septiembre (13.67 mg L^{-1} , Fig. 15).

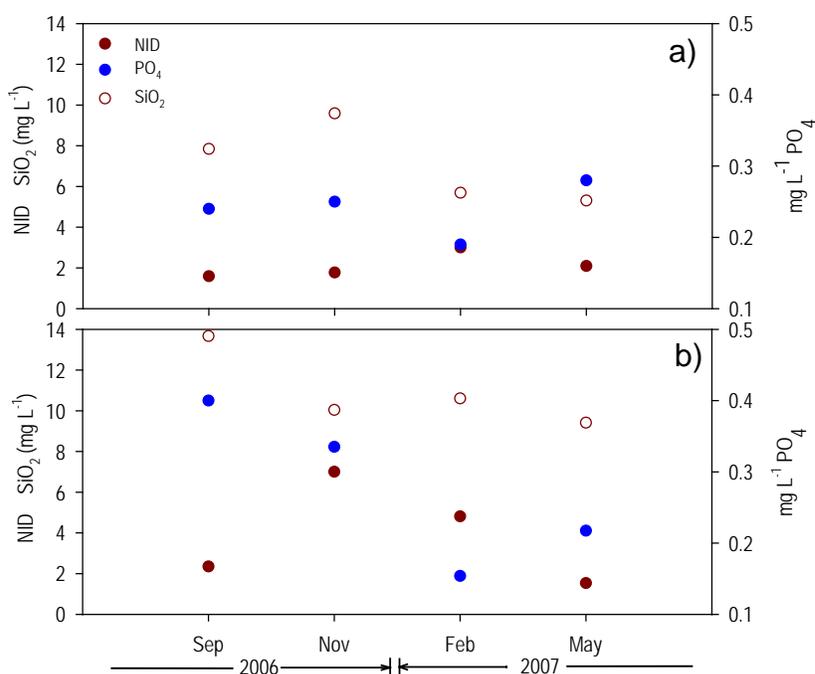


Figura 15. Concentraciones promedio de NID, PO₄ y SiO₃²⁻ en los drenes de los complejos lagunares de a) Topolobampo y b) Navachiste, Sinaloa.

El cálculo de las razones N/P y Si/N (molar) mostró para el caso de N/P, que los valores estuvieron en un rango de 2.6 a 765.1, con razones promedio mayores en los drenes de Navachiste durante noviembre (máximo: 218.5) y mínimos en Topolobampo durante septiembre de 2006 (14.2), observándose un desfase en el valor máximo de la razón N/P, ya que el valor promedio máximo en Topolobampo se

obtuvo en noviembre, mientras que el Navachiste lo fue en febrero de 2007 (Fig. 16a). Las razones Si/N por otro lado, exhibieron mayores valores promedio en Navachiste con excepción de noviembre con máximos en septiembre para Navachiste y noviembre para el caso de Topolobampo (Fig. 16b). El rango de valores fue de 0.4 a 26.4.

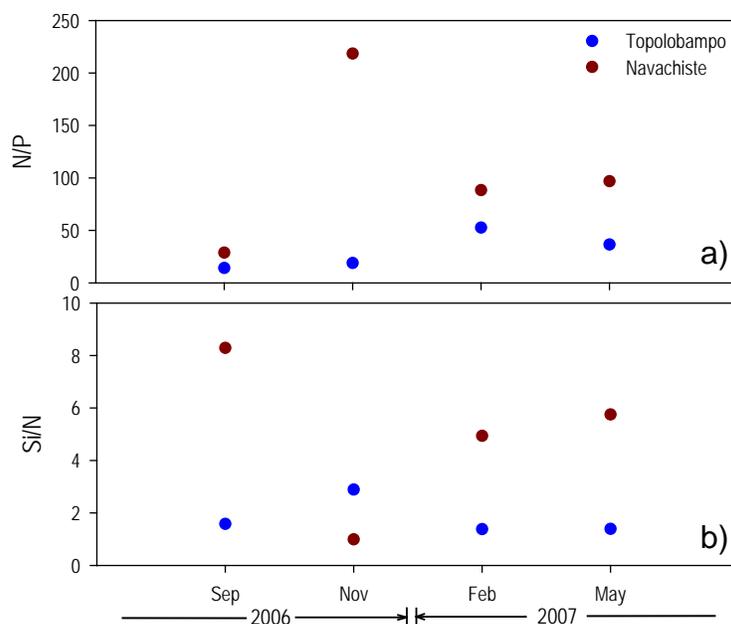


Figura 16. Valores promedio de las razones a) N/P y b) Si/N en los drenes que impactan los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, Sinaloa, durante el periodo de septiembre 2006 a mayo 2007

Con las concentraciones de nutrientes y los gastos obtenidos por dren, se realizó el cálculo de los aportes para cada sistema por muestreo y con esto la contribución diaria de NID, PID y SiD por los drenes en cada sistema. Para el caso del NID, los mayores aportes fueron medidos en los drenes del sistema Navachiste durante todo el periodo de estudio, excepto durante mayo de 2007. Las contribuciones máximas se midieron en los drenes de Navachiste en febrero de 2007 con valores estimados de 6.7 t d^{-1} y mínimos (0.73 t d^{-1}) en el mismo sitio durante mayo (Fig. 17a).

Los aportes de PID variaron entre 0.06 a 0.21 t d⁻¹ con mayores contribuciones en Topolobampo, y una tendencia a disminuir, por lo que el valor máximo se midió durante septiembre y mínimo en mayo en ambos sitios, aunque con un incremento en febrero en Topolobampo que constituyó un segundo máximo en los aportes de PID en la zona (Fig. 17b). La contribución de SiD (rango: 2.4-10.5 t d⁻¹) en las aguas de drenes mostró mayores aportes para la zona de Navachiste, observándose la misma tendencia que para PID con mayores valores durante septiembre y mínimos en mayo excepto en febrero en Navachiste, donde se registró un incremento similar al observado en septiembre (Fig. 17c).

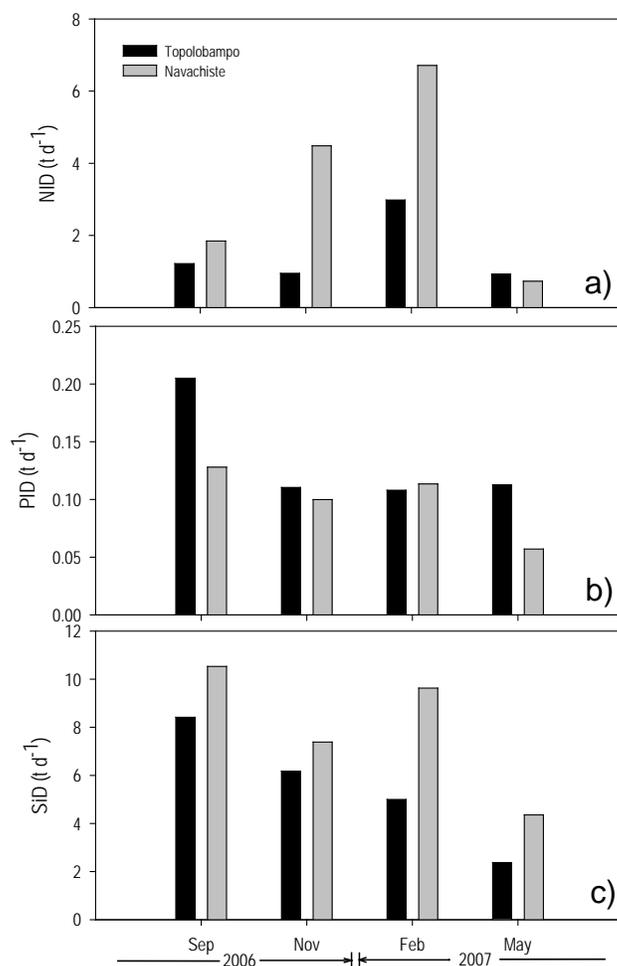


Figura 17. Concentraciones promedio diarias de los aportes por drenes de a) NID, b) PID y c) SiD en las lagunas del norte de Sinaloa, para el periodo de septiembre de 2006 a mayo 2007

I.4.1.2 Actividad acuícola

I.4.1.2.1 Entradas-Salidas

Los valores promedios de las variables T°C, SAL, O.D. y pH en las 5 entradas y 6 salidas muestran una clara diferencia entre ellas, con valores mayores en las salidas (Tabla 4), a excepción de las primeras 2 quincenas (marzo 2007). Al analizar las entradas y salidas por separado, no se observaron diferencias significativas entre ellas para todas las variables, a excepción del pH ($\alpha=0.01$), por lo que el análisis de los valores promedio es una buena medida de la variabilidad. Por otro lado, temporalmente se observó un incremento en los valores de temperatura, salinidad y pH, y menores concentraciones de oxígeno disuelto (Tabla 4, Anexo 2).

Tabla 5. Valores máximos, mínimos y promedio de temperatura, salinidad, pH y oxígeno disuelto en las entradas y salidas de la región acuícola Guasave norte durante el periodo de marzo-septiembre de 2007.

		Entrada 1	Entrada 2	Entrada 3	Entrada 4	Entrada 5	Salida 1	Salida 2	Salida 3	Salida 4	Salida 5	Salida 6
Temp (°C)	Max	31.90	31.30	31.70	31.90	33.70	33.00	31.90	33.10	33.20	35.00	31.70
	Min	21.10	22.00	24.40	23.40	27.20	22.30	23.10	24.40	24.90	27.00	22.40
	Prom	26.04	27.24	27.78	28.39	30.91	27.08	27.88	28.65	29.54	31.33	27.97
Sal (ups)	Max	47.00	44.00	45.00	43.00	50.00	53.00	45.00	52.00	52.00	55.00	52.00
	Min	14.20	33.30	29.20	30.20	25.90	37.80	24.30	20.30	35.50	40.00	22.10
	Prom	35.63	39.12	40.27	38.86	41.87	44.21	37.13	39.72	42.66	47.33	39.11
pH	Max	7.90	7.95	7.62	7.96	7.90	8.39	8.19	8.28	8.22	8.32	8.05
	Min	7.05	6.85	7.19	7.48	7.25	7.45	7.50	7.43	7.49	7.80	7.61
	Prom	7.50	7.56	7.49	7.72	7.59	7.79	7.77	7.87	7.91	8.06	7.79
OD (mg L ⁻¹)	Max	7.65	8.28	6.30	9.54	9.08	5.36	6.39	7.72	7.58	10.48	6.02
	Min	3.22	3.16	2.57	3.50	3.55	3.63	3.05	2.10	2.45	1.50	3.56
	Prom	4.57	4.34	3.67	5.16	5.76	4.43	4.38	5.96	5.48	6.30	4.40

Respecto a los nutrientes, los resultados obtenidos para las formas inorgánicas de nitrógeno muestran que la forma nitrogenada principal fue el amonio durante todo el periodo de muestreo, a excepción del primer monitoreo en las entradas cuando el nitrito (NO₂⁻) mostró su valor promedio máximo (5.07 µM). Esta condición de alta concentración de este nutriente al inicio del monitoreo también se observó en las salidas (2.16 µM) aunque no fue la forma nitrogenada principal del NID (Fig. 18b).

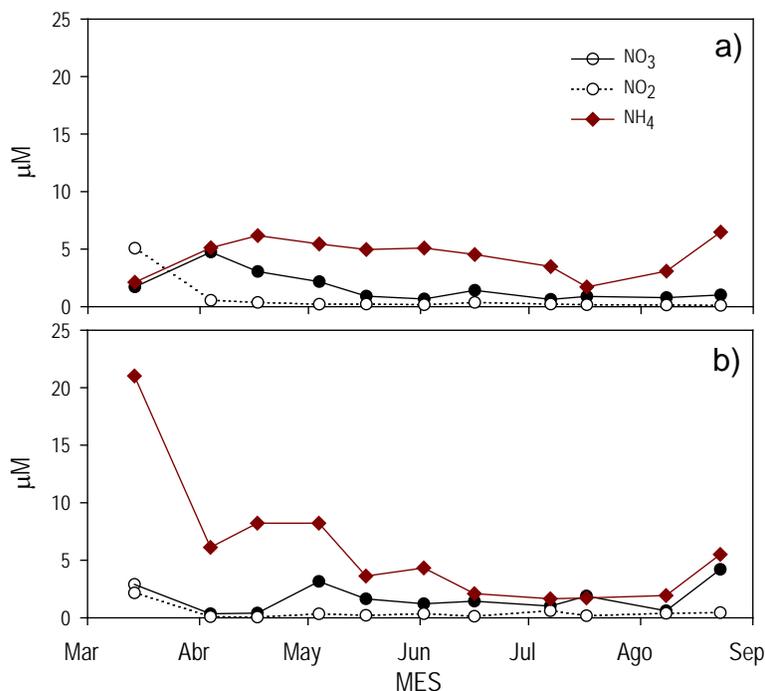


Figura 18. Distribución temporal promedio de las especies nitrogenadas inorgánicas disueltas en a) entradas y b) salidas del complejo acuícola de la región Guasave Norte durante el periodo de marzo a septiembre de 2007.

Al comparar los nutrientes nitrogenados totales (NT) y los inorgánicos (NID) en entradas y salidas, puede observarse que las concentraciones promedio de NT (rango de valores de 0.21 a 3.73 mg L⁻¹) en las salidas fueron mayores que en las entradas, a excepción del último monitoreo (Fig. 19a). Las concentraciones de NID por otro lado, presentaron un comportamiento diferente, ya que en la mayor parte del tiempo, las concentraciones mayores se ubicaron en las entradas, y solo fueron mayores en las salidas durante el primer muestreo (marzo) y en el primer muestreo de mayo (Fig. 19b). Las contribuciones de las formas inorgánicas al NT en las entradas estuvieron entre 5.3 al 19.7%, mientras que en las salidas fueron del 2.2 al 17.7%. Los valores promedio, máximos y mínimos se resumen en el Anexo 3. No se observaron diferencias significativas ($\alpha=0.01$) para ninguna de las formas nitrogenadas medidas.

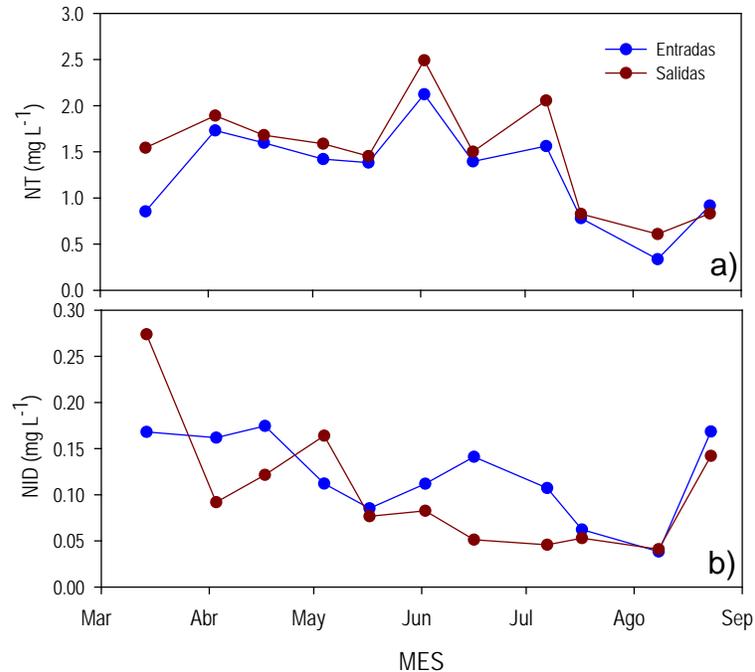


Figura 19. Concentraciones promedio de a) NT y b) NID en entradas y salidas del complejo acuícola de la región Guasave Norte durante el periodo marzo-septiembre de 2007.

El mismo patrón mostrado por las especies nitrogenadas fue observado para los nutrientes fosforados, aunque las concentraciones promedio de PT en los efluentes fueron mucho mayores que en los canales de llamada, habiéndose obtenido diferencias significativas entre entradas y salidas ($\alpha=0.01$). Las concentraciones de estas especies se mantuvieron altas de marzo a la segunda quincena de julio cuando disminuyeron drásticamente (Fig. 20a). Los valores máximos para la fracción inorgánica (PID) se midieron en los drenes de salida durante marzo y la primera quincena de julio (Fig. 20b), sin diferencias significativas entre puntos de muestreo y entradas y salidas ($\alpha=0.01$).

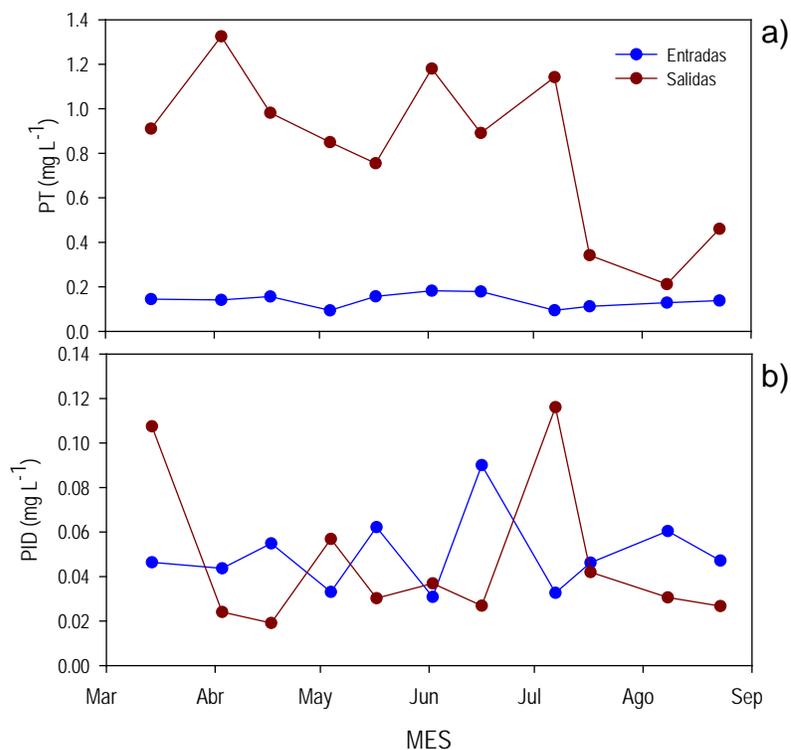


Figura 20. Concentraciones promedio de a) fósforo total (PT) y b) PID en entradas y salidas del complejo camaronícola de la región Guasave Norte, durante el periodo de marzo a septiembre de 2007.

Aún cuando se obtuvieron valores de nutrientes altos tanto en entradas como salidas, la razón N/P promedio fue bajo a lo largo del periodo de muestreo con valores que muestran limitación por nitrógeno durante todo el periodo (0.81 a 14.02), con valores mayores en las salidas durante la mayor parte del muestreo, y una tendencia a disminuir conforme avanzó el ciclo de cultivo en los estanques, aunque se observó un importante incremento en el último mes (Fig. 21).

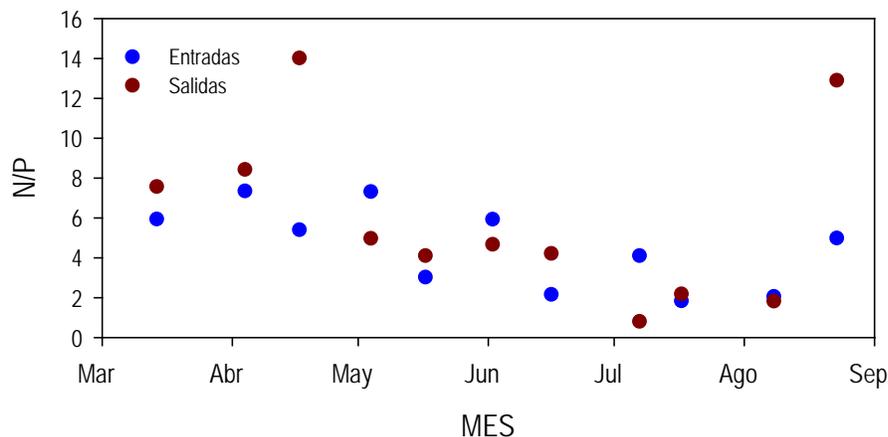


Figura 21. Valores de la razón N/P en los canales de llamada (entradas) y los efluentes (salidas) de la región acuícola de Guasave Norte, durante el periodo de marzo-septiembre de 2007.

1.4.1.2.2 Nutrientes en estanques de cultivo

Las concentraciones promedio de nutrientes nitrogenados en los estanques de cultivo mostraron para el caso del NT una tendencia a incrementarse hasta alcanzar el valor máximo en junio (2.28 mg L^{-1}), para posteriormente disminuir hasta el final del muestreo, cuando se midió la mínima concentración (0.97 mg L^{-1}). Las formas inorgánicas (NID) por su parte, alcanzaron los valores promedio máximos en abril (0.11 mg L^{-1}) y mostraron una tendencia a disminuir hasta junio, cuando se midió un segundo máximo (0.07 mg L^{-1} ; Fig 22a). El análisis estadístico aplicado (ANOVA $\alpha=0.01$) no reveló diferencias significativas entre los estanques de cultivo para todas las formas nitrogenadas medidas.

Los nutrientes fosforados mostraron relativamente bajas concentraciones promedio de PID a lo largo de ambos ciclos de cultivo, con una mayor contribución de éstos al PT (rango promedio: 7.05 – 61.5%) durante los primeros meses de cultivo (Fig. 22b). Las concentraciones promedio de PT estuvieron entre 0.08 a 0.18 mg L^{-1} con una tendencia a incrementarse con el tiempo (Fig. 22b). El análisis estadístico mostró diferencias significativas entre los estanques ($\alpha=0.01$).

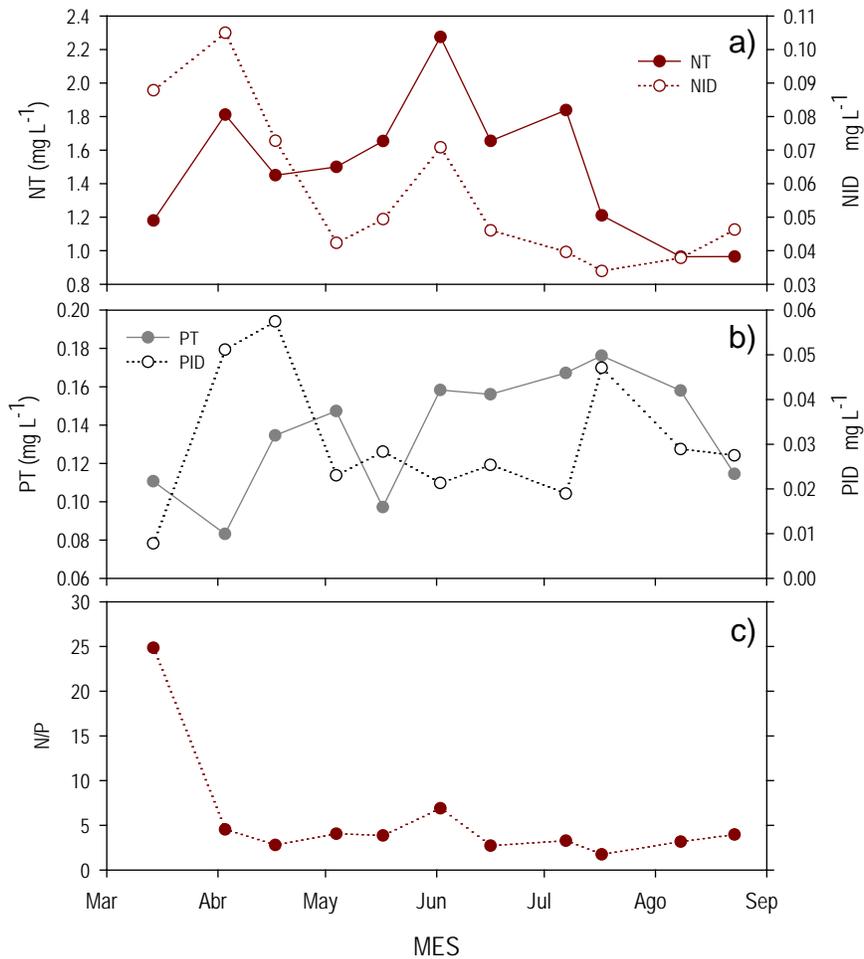


Figura 22. Distribución de valores promedio de a) nutrientes nitrogenados, b) fósforo total y reactivo y c) razón nitrógeno/fósforo en los estanques analizados durante el periodo de marzo a agosto de 2007.

1.4.1.2.3 Aportes de nutrientes

Debido a que el análisis estadístico aplicado (ANOVA $\alpha=0.01$) no mostró diferencias significativas entre los estanques de cultivo para todas las formas nitrogenadas medidas, se realizó el cálculo de las contribuciones de N de la actividad acuícola (como NID) por año, tomando en cuenta los resultados promedio de concentración de nutrientes, tal como se detalló en la sección de metodología. Para fijar las áreas de cobertura de la actividad acuícola por sistema se utilizó solo las granjas en operación en el periodo de muestreo, así, la extensión de la

camaronicultura en Topolobampo fue 1,192 has y de 4,670.8 has en el caso de Navachiste. Al calcular los aportes de la camaronicultura por sistema lagunar, se obtuvo que para el periodo de muestreo, las contribuciones de NID en Topolobampo fueron de 1.05 t a^{-1} y de 4.10 t a^{-1} en Navachiste, mientras que los aportes de NT fueron de 30.02 y 117.65 t a^{-1} para Topolobampo y Navachiste respectivamente (Fig. 23). Los aportes anuales de P fueron de PID 0.64 y 2.51 t a^{-1} así como 2.97 y 11.65 t a^{-1} de PT en Topolobampo y Navachiste respectivamente (Fig. 23).

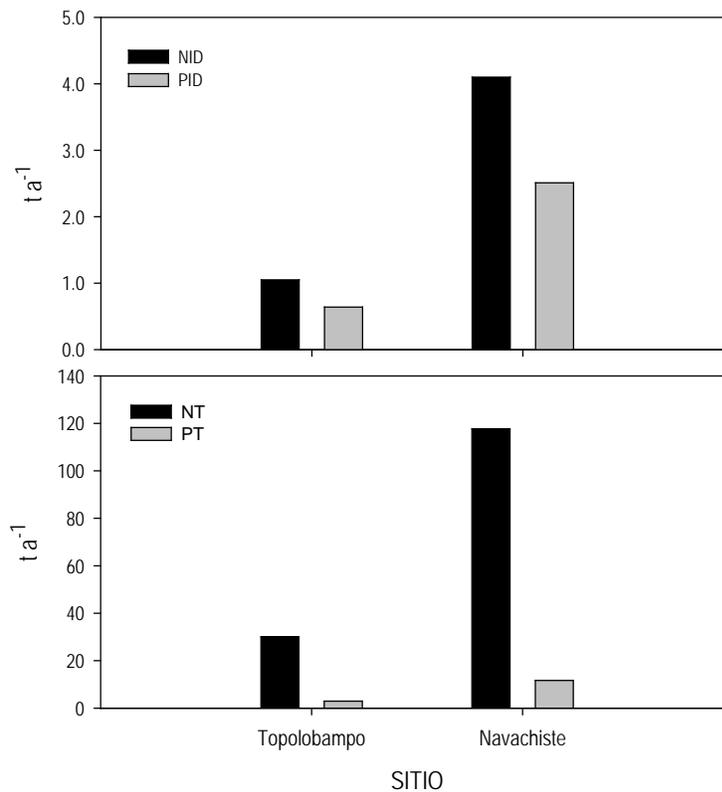


Figura 23. Aportes anuales de N y P de la actividad acuícola en los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, Sinaloa, durante el periodo de marzo-agosto de 2007.

I.4.2 DEPOSITACIÓN ATMOSFÉRICA

Para poder calcular la depositación atmosférica así como algunos de los factores que afectan su distribución, es necesario documentar las variables meteorológicas que están relacionadas con la misma.

1.4.2.1 Variables meteorológicas

La variabilidad de la temperatura ambiental durante el periodo de estudio (noviembre 2007 a octubre 2008) mostró una distribución muy similar entre ambos sitios. Las mayores temperaturas ambientales se midieron durante julio de 2008 (promedio 29.6 °C), con valores ligeramente superiores en Navachiste a partir de octubre 2008 (Fig. 24a), mientras que la precipitación solo ocurrió durante noviembre-diciembre de 2007, y julio-septiembre 2008. Durante los primeros meses de la temporada (noviembre y diciembre 2007), se registró mayor precipitación en la región de Navachiste, pero a partir de julio de 2008, ésta fue más abundante en Topolobampo, con precipitaciones máximas durante septiembre (305.8 mm). Durante el periodo enero-junio de 2009 se obtuvieron mayores precipitaciones en Navachiste (25.8 mm, Fig. 24b).

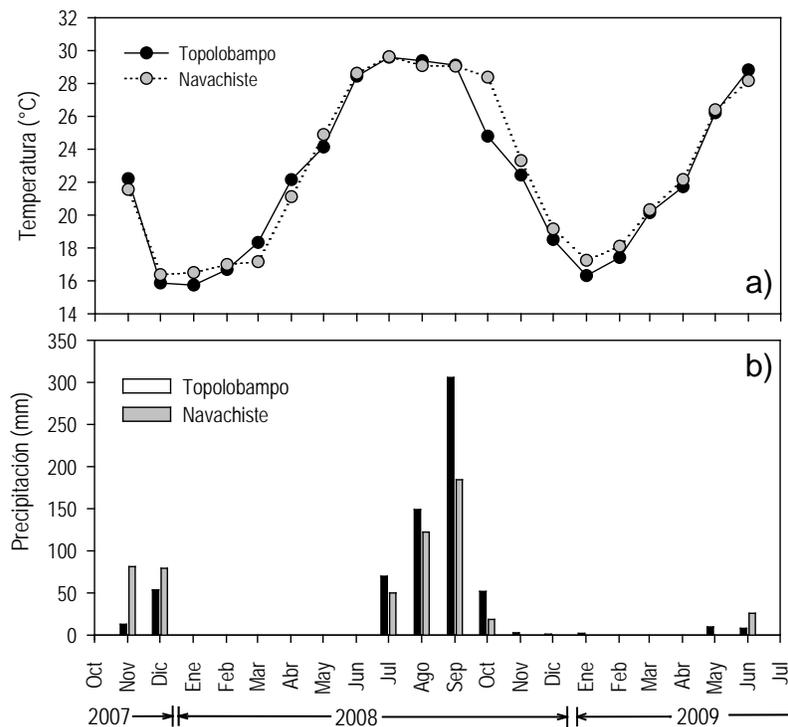


Figura 24. Variabilidad temporal de a) temperatura y b) precipitación registradas en las estaciones meteorológicas de Topolobampo y Navachiste (El Tortugo), durante el periodo de noviembre 2007 a junio 2008.

Los valores promedio mensuales de la dirección y rapidez de los vientos mostró para el caso de Topolobampo, dominancia de los vientos del norte durante los meses de noviembre a marzo con mayor intensidad durante los meses cálidos (abril-octubre, $1.16\text{-}3.68\text{ m s}^{-1}$). En la estación de Navachiste (El Tortugo) el patrón de vientos muestra ligeras diferencias, ya que los vientos del norte durante el primer año de registro, se midieron para el periodo octubre 2007 a febrero 2008, mientras que para 2009, los vientos del norte se observaron de enero a mayo. El rango de la rapidez del viento estuvo entre 2.3 a 3.7 m s^{-1} , con los valores máximos durante junio de 2008 y 2009 (Fig. 25b).

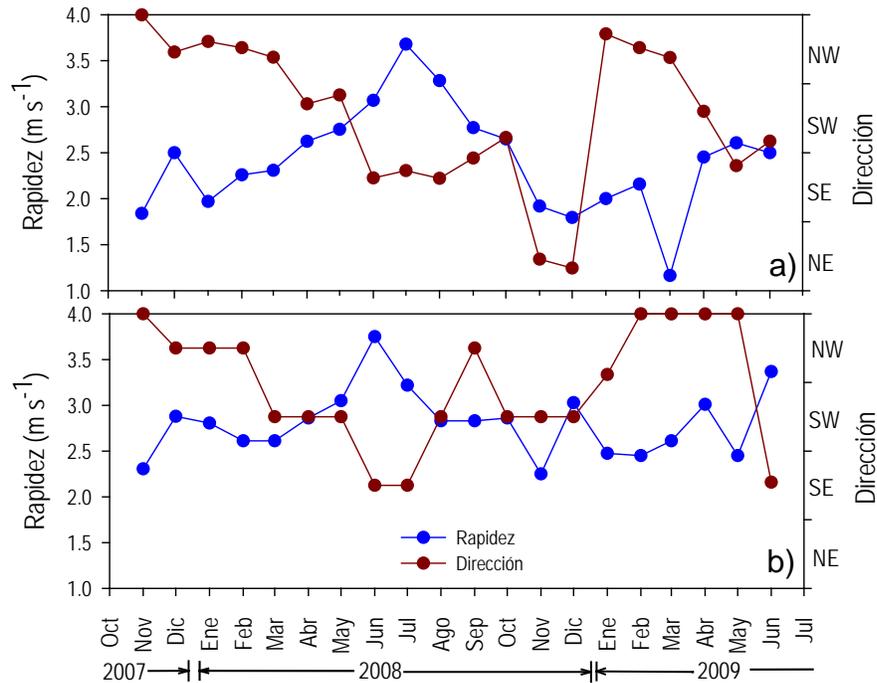


Figura 25. Valores mensuales promedio de rapidez y dirección de vientos dominantes en las estaciones meteorológicas de a) Topolobampo y b) El Tortugo, Sinaloa durante el periodo de octubre 2007 a junio 2009.

I.4.2.2 Depositación húmeda

Debido a que las muestras obtenidas en la cuantificación de la depositación húmeda no fueron filtradas, las concentraciones de nutrientes nitrogenados y de

fósforo corresponden a la fracción inorgánica total (NIT y PIT). Las concentraciones obtenidas de NIT (nitrógeno inorgánico total= $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$) durante el periodo de muestreo estuvieron entre 0.09 a 1.44 mg L^{-1} , con concentraciones máximas en Navachiste durante noviembre de 2007, mientras que en Topolobampo, la mayor concentración se midió en julio 2008 (0.83 mg L^{-1} , Fig. 26). El PIT (rango: $0.01\text{-}0.08 \text{ mg L}^{-1}$) obtuvo su valor máximo en julio (Topolobampo: 0.08 mg L^{-1} , Navachiste: 0.03 mg L^{-1}). No se obtuvieron muestras para las precipitaciones de noviembre y diciembre de 2007 (Fig. 26).

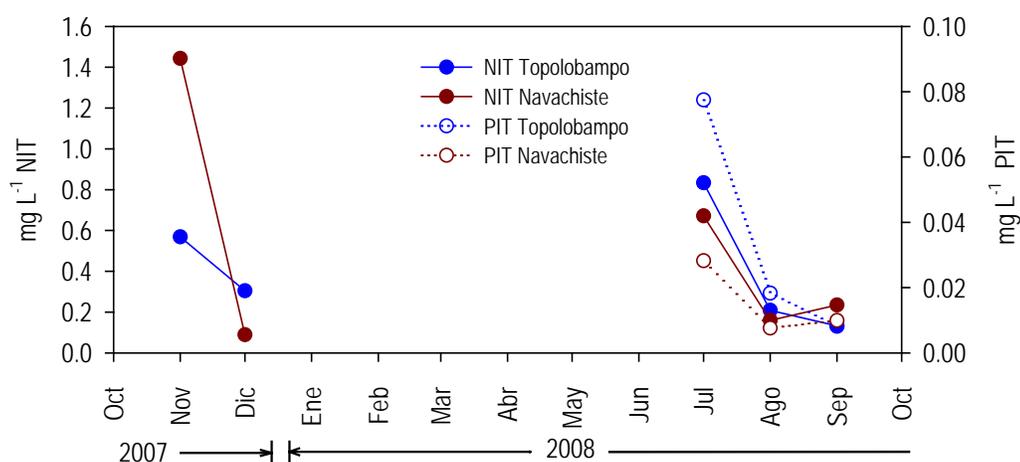


Figura 26. Concentración de NIT y PIT en agua de lluvia en las estaciones meteorológicas de Topolobampo y El Tortugo, Sinaloa, durante noviembre 2007 a octubre de 2008.

Respecto a los nutrientes nitrogenados, en Topolobampo la especie nitrogenada principal fue el NO_3^- durante todo el año de muestreo, a excepción de agosto de 2008, con un rango de valores de 0.098 a 0.54 mg L^{-1} y la concentración máxima durante julio de 2008 (Fig. 27). En la zona de Navachiste, el NH_4^+ fue la especie más importante, y el rango de valores de este nutriente fue de 0.026 a 1.159 mg L^{-1} . La concentración máxima de NH_4^+ para ésta área fue obtenida en noviembre de 2007 (Fig. 27).

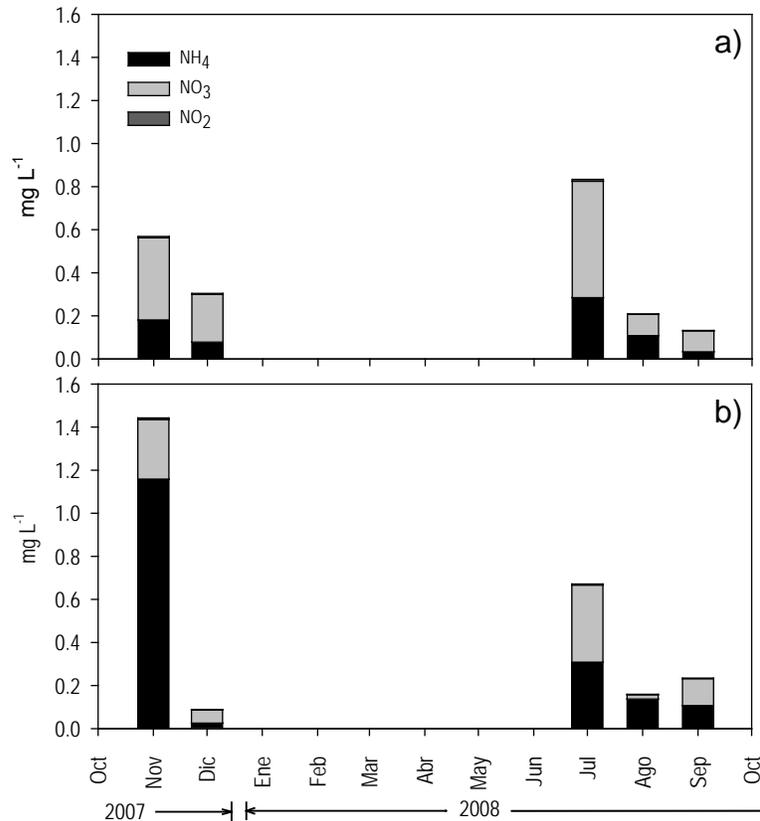


Figura 27. Concentración de especies nitrogenadas inorgánicas disueltas en agua de lluvia (precipitación húmeda) en las estaciones de a) Topolobampo y b) Navachiste (El Tortugo), Sinaloa, durante el periodo noviembre 2007 a septiembre 2008.

Con los valores de precipitación y las concentraciones de nutrientes medidos, se calculó la contribución húmeda de N y P en los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste. Respecto al NIT, se obtuvieron valores entre 0.03 y 1.17 kg ha⁻¹, con el valor máximo en Navachiste durante noviembre 2008 y el mínimo en Topolobampo en el mismo mes (Fig. 29). Los máximos aportes en Topolobampo se obtuvieron en julio de 2008 (0.58 kg ha⁻¹) (Fig. 28a). Las contribuciones húmedas de PIT fueron mayores en Topolobampo en julio de 2008 (0.05 kg ha⁻¹) con tendencia a disminuir con el tiempo en esa zona, mientras que en Navachiste el valor máximo (0.02 kg ha⁻¹) fue obtenido en septiembre de 2008 (Fig. 28b).

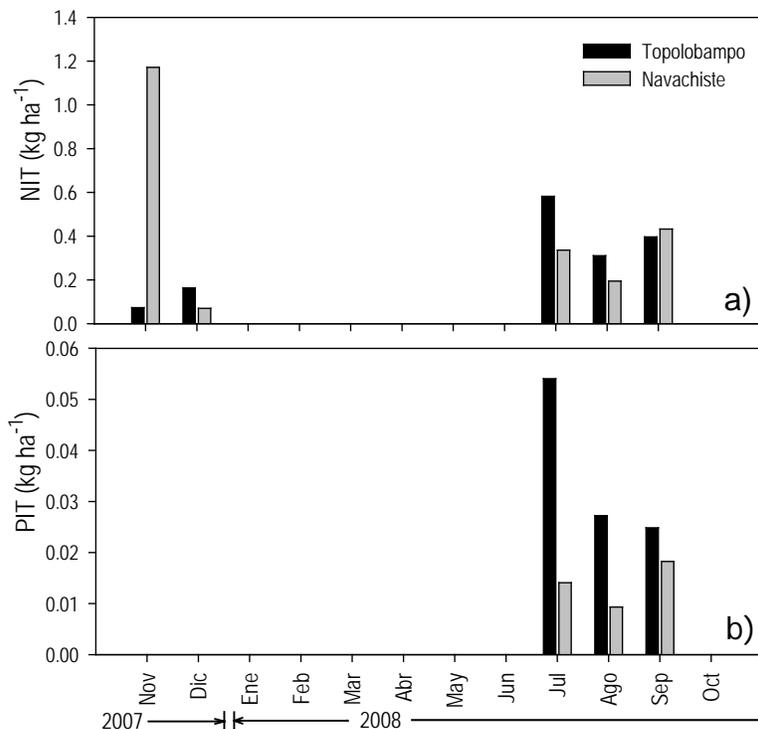


Figura 28. Distribución anual del aporte de a) nitrógeno inorgánico total (NIT) y b) fósforo inorgánico total (PIT) como precipitación húmeda en los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, para el periodo noviembre 2007 a octubre 2008.

I.4.2.3 Depositación seca

La determinación de los aportes atmosféricos mensuales de $N-NH_3$ muestran una mayor contribución de la depositación seca al medio en Navachiste (a excepción de mayo, agosto y septiembre de 2008), con valores de 0.07 a 0.36 $kg\ ha^{-1}$. Las contribuciones en ambos sitios fueron muy similares, aunque los aportes máximos en Topolobampo se obtuvieron durante septiembre de 2008 (0.32 $kg\ ha^{-1}$) y en octubre de 2008 para Navachiste (0.36 $kg\ ha^{-1}$) (Fig. 29). Al calcular las contribuciones de $N-NH_3$ totales por mes, se obtuvieron valores promedio de 3.5 $t\ mes^{-1}$ en Topolobampo, y de 5.6 $t\ mes^{-1}$ en Navachiste.

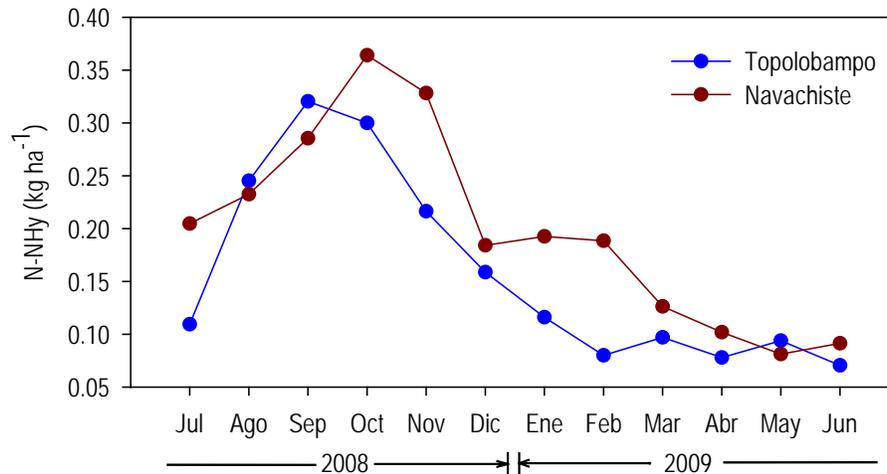


Figura 29. Valores promedio mensuales de la depositación seca de N-NH₃ en los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste durante el periodo de julio 2008 a junio 2009.

I.4.3 AGUAS SUBTERRÁNEAS.

I.4.3.1 Variables físicas y químicas

Los valores de temperatura máximos en el agua de los pozos se midieron durante julio de 2006 (31.0 °C) y mínimos durante marzo de 2007 (22.7 °C) (Fig. 30a). Especialmente, las máximas temperaturas registraron en la zona cercana al cauce del río Sinaloa en los pozos de Tamazula y San Pedro, y mínimas hacia el norte del área de estudio (pozo Agua Blanca) (Anexo 5).

Los valores de la concentración de sales disueltas de las aguas subterráneas fueron muy similares en todos los meses con concentraciones menores a 1.0 ups, aunque fue notorio que valores < 0.2 ups fueron obtenidos durante mayo de 2007 en todos los puntos (Fig. 30a). Especialmente, las concentraciones de sales disueltas mostraron dos patrones bien definidos, ya que durante los meses de julio y octubre de 2006, los valores mínimos se obtuvieron en la zona cercana al cauce del río Sinaloa, mientras que durante marzo y mayo 2007 lo fueron en los pozos ubicados al norte del área de estudio (pozos 3 y 8) (Anexo 6).

El rango de pH de las aguas de los pozos durante el periodo de muestreo fue de 6.63 a 8.33, con una distribución de valores máximos en la zona central del área de estudio (pozos 4 y 5) durante todo el periodo de muestreo, y mínimos en la zona cercana a la Ciudad de Guasave (Fig. 30a; Anexo 7).

I.4.3.2 Nutrientes

Las concentraciones de nutrientes mostraron al igual que la concentración de las sales disueltas, dos periodos muy marcados, con valores máximos durante julio y octubre de 2006 y mínimos en los muestreos de marzo y mayo 2007. No se observaron diferencias significativas ($\alpha=0.05$) entre pozos domésticos y agrícolas (Fig. 30b). Para el caso de los nutrientes nitrogenados, la especie más importante durante todo el periodo de estudio fue el NO_3^- , la cual contribuyó al NID de acuerdo a los valores promedio por monitoreo, entre el 75 y 98% (Fig. 31). Especialmente, las concentraciones máximas de NO_3^- se obtuvieron hacia la parte norte del área de estudio, aunque con un patrón diferente durante octubre de 2006, cuando se midieron los valores mínimos en la zona cercana al cauce del río (Anexo 8).

Por otro lado, la distribución de NO_2^- mostró valores máximos en los pozos ubicados al norte del área de trabajo durante octubre 2006 y mayo 2007, mientras que en julio 2006 y marzo 2007, las mayores concentraciones se registraron al sur con valores máximos en el pozo de Tamazula (Anexo 9).

Para el caso del NH_4^+ las concentraciones mayores se midieron en la zona cercana al río Sinaloa, y mínimas en la parte central del área de estudio (Anexo 10), mientras que la concentración de SiD presentó una distribución espacial más homogénea, ya que se midieron mayores concentraciones en los pozos ubicados al norte del área de trabajo, con valores máximos durante el monitoreo de julio de 2006 y menores hacia el sistema lagunar (Anexo 11).

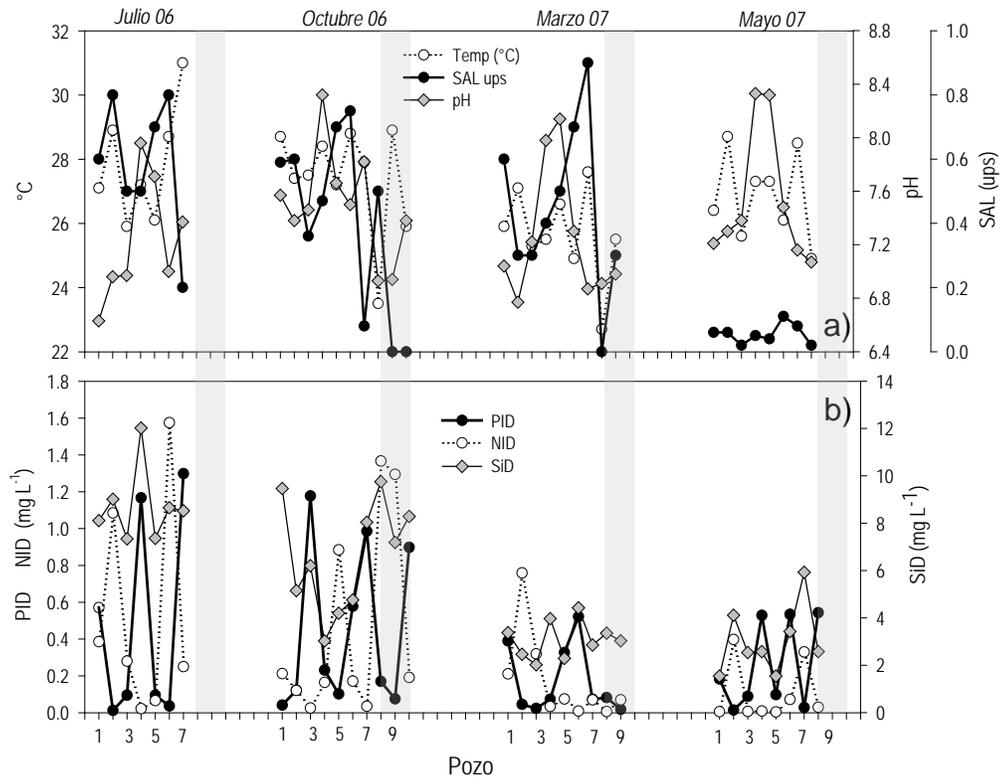


Figura 30. Distribución de a) temperatura ($T^{\circ}\text{C}$), salinidad (SAL), pH, y b) concentración de PID, NID, y SiD en aguas del acuífero del río Sinaloa durante el periodo de julio 2006 a mayo 2007. La línea sombreada distingue los pozos agrícolas.

Durante la mayor parte del tiempo las concentraciones de PID fueron superiores en los pozos ubicados cerca del cauce del río durante la mayor parte del monitoreo, con excepción de octubre de 2006, cuando adicionalmente a lo mencionado se observaron altas concentraciones hacia la zona suroeste del área, con máximos en el pozo 2 (Chorogui) (Anexo 12).

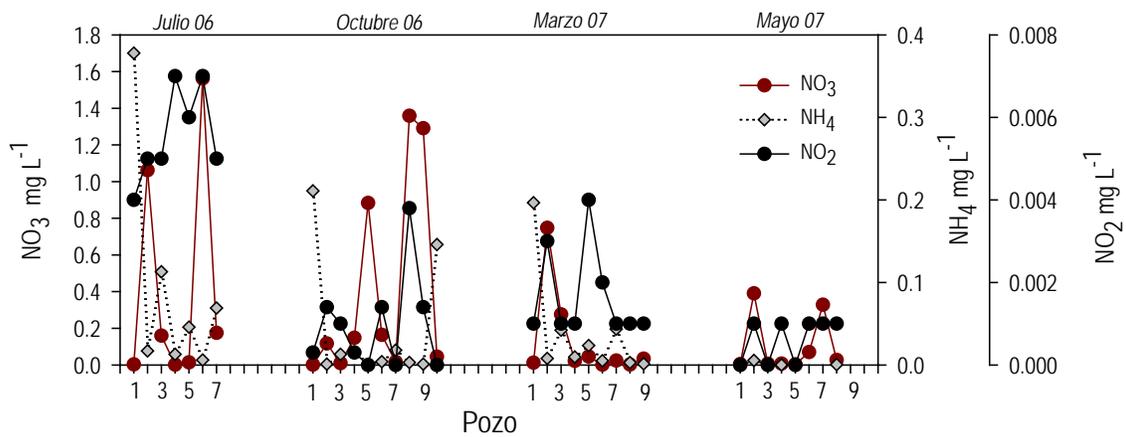


Figura 31. Distribución de las especies nitrogenadas disueltas en aguas del acuífero del río Sinaloa durante el periodo de julio 2006 a mayo 2007.

I.4.3.3 Flujo subterráneo

Con los datos de las piezometrías 2005 obtenidas en muestreos realizados en la red de pozos existente en la zona, y cuyos datos fueron proporcionados por la CNA, se construyeron las líneas de flujo subterráneo para los acuíferos río Fuerte y río Sinaloa. Los resultados muestran que para ambos casos, el flujo subterráneo es paralelo al lecho de cada río y desemboca en el Golfo de California sin aporte aparente hacia los sistemas lagunares adyacentes (Figs. 32a y b).



Figura 32. Líneas de flujo subterráneo en los acuíferos de los ríos a) Fuerte y b) Sinaloa. Las líneas naranja denotan el flujo subterráneo.

I.4.4 FUENTES DE NUTRIENTES

De acuerdo con los resultados obtenidos respecto a la distribución y transporte de las aguas subterráneas en el DR 075. La contribución de los acuíferos a los sistemas lagunares se considera cero, por lo que solo se presentan resultados de aportes anuales de la precipitación húmeda y seca, así como los de los drenes y la actividad acuícola.

Debido a que no fue posible obtener datos de NT y PT para todas las fuentes monitoreadas, los resultados corresponden solo a los aportes de las formas inorgánicas de N y P. Con la anterior consideración, los aportes anuales de N inorgánico fueron mayores en Navachiste, siendo los aportes de drenes los de mayor importancia en ambos sistemas lagunares (Topolobampo: 547 t a⁻¹, Navachiste: 1,239 t a⁻¹) seguidos por la precipitación atmosférica seca (42.4 y 64.1 t a⁻¹ para Topolobampo y Navachiste respectivamente). Los aportes vía precipitación húmeda fueron ligeramente menores (Topolobampo: 32.9 t a⁻¹, Navachiste: 61.3 t a⁻¹). Los aportes de la actividad acuícola medidos fueron de 1.05 t a⁻¹ en Topolobampo y de 4.10 t a⁻¹ en para el sistema lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule (Fig. 33).

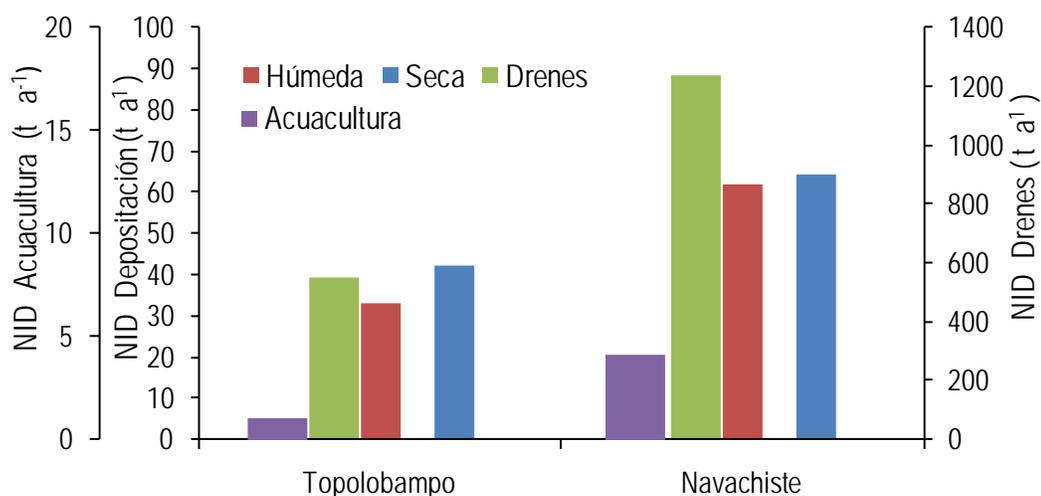


Figura 33. Aportes anuales de nitrógeno inorgánico por fuente (t a⁻¹) en los sistemas lagunares de Topolobampo-Ohuira-Santa María y San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa.

De lo anterior, resulta que la mayor contribución de N en el área de estudio son los aportes superficiales (drenes+acuacultura), los cuales representan el 87.9 % de las contribuciones totales en Topolobampo, y el 90.8% en Navachiste (Fig. 34).

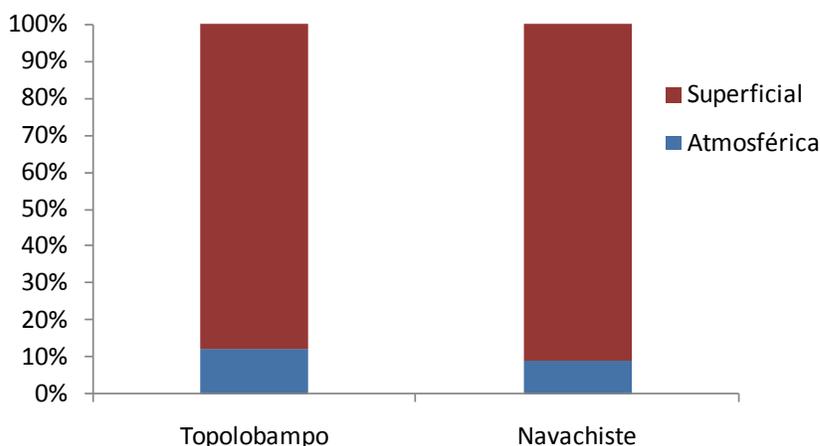


Figura 34. Proporción de la contribución de los aportes atmosféricos (precipitación húmeda+seca) y superficiales (drenes+acuacultura) en los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, Sinaloa.

Las contribuciones de PID fueron mayores a través de drenes que para el caso de los aportes atmosféricos (precipitación húmeda) y actividad acuícola. A diferencia del N, los aportes de P son mayores en Topolobampo que en Navachiste para todas las fuentes, exceptuando la acuacultura (Fig. 35).

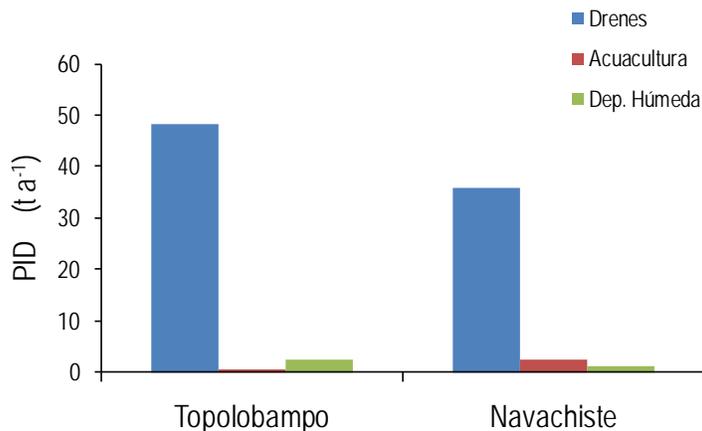


Figura 35. Aportes anuales de PID por fuente en los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste, Sinaloa.

I.4.5 ACTIVIDAD AGRÍCOLA EN EL DR 075

En el DR 075 la actividad agrícola se lleva a cabo en dos temporadas al año, la primera llamada de otoño-invierno que comprende las siembras realizadas desde inicios de septiembre hasta diciembre, y la de primavera-verano, con siembras desde el 15 de enero al 30 de marzo (Fundación Produce, 2003) y que puede extenderse más allá de esa fecha. Cada cultivo tiene un periodo de duración en particular, así como fechas adecuadas para riego y fertilización con dosis específicas. En la figura 36 se muestra un modelo simplificado de un ciclo de cultivo en el DR 075. En ésta zona, el periodo de cultivo inicia alrededor de tres semanas antes de la siembra, o lo que se le denomina pre-siembra, que incluye la preparación del terreno (nivelación, barbecho, etc.), la primera fertilización y el riego de pre-siembra. Posteriormente, y dependiendo del tipo de cultivo, se realiza el denominado primer riego de auxilio que puede ser entre 20 o 50 días después de la siembra. Los siguientes riegos de auxilio (normalmente entre 2 y 3 más, y en soya hasta 5), se realizan de 20-25 días después del anterior. La cosecha también dependerá del tipo de cultivo, aunque normalmente los ciclos de crecimiento son de entre 100-120 días desde la siembra. La fertilización corresponde a la adición de compuestos de nitrógeno, fósforo y potasio (K) regularmente, y generalmente se realiza en dos etapas: la primera corresponde a la fertilización de pre-siembra en la que se aplica entre 50-75% de la dosis recomendada para N y del total para P. Posteriormente se aplica el resto de la dosis con el primer riego de auxilio. La fertilización con K se realiza generalmente durante la siembra (Fundación Produce, 2003).

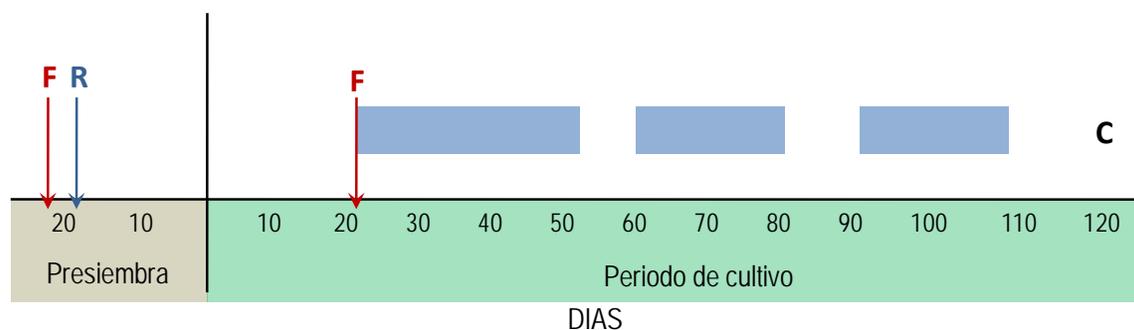


Figura 36. Modelo simplificado de un ciclo de cultivo en el DR 075. F=fertilización, R=riego, C=cosecha. Los cuadros azules marcan el periodo de riego dependiendo del cultivo.

Es importante mencionar que para el caso de la aplicación de amoníaco anhidro, las dos fertilizaciones no se realizan de la misma manera, ya que durante la presiembra, el amoníaco es aplicado disuelto en el agua de riego, mientras que la segunda dosis es inyectada directamente en la tierra una vez que ésta fue humedecida con el primer riego de auxilio. De acuerdo a Peña-Cabriales *et al.* (2002), la inyección directa de amoníaco, si ha sido realizada correctamente, garantiza pérdidas mínimas de amoníaco a la atmósfera, con mayores pérdidas dadas durante la fertilización de presiembra.

Durante el periodo 1987-2007, en el DR 075 se sembraron entre 198,000 y hasta más de 332,000 has, alcanzado éste valor máximo en el ciclo agrícola 1988-1989. Al graficar la extensión sembrada por año, se puede observar una tendencia a disminuir la extensión de cultivos a partir del ciclo 1988-1989, hasta alcanzar un mínimo anual de 203,000 en 2003-2004 (Fig. 37). Este mismo comportamiento se observa en el subciclo primavera-verano (Prim-Ver), el cual alcanza su extensión mínima durante 2002-2003 para incrementarse paulatinamente a partir de entonces. Para el ciclo otoño-invierno (Oto-Inv), se observó una tendencia a incrementarse de un valor mínimo obtenido en 91-92 (114,000) hasta 189,000 en 2005-2006 (Fig. 37). Esta disminución de los cultivos de primavera-verano se debió a las restricciones de agua en los últimos ciclos debido a la intensa sequía que disminuyó las reservas de agua en las presas que alimentan el DR, propiciando una disminución de la superficie sembrada en primavera-verano y prácticamente la eliminación de siembras de verano (Fundación Produce, 2003).

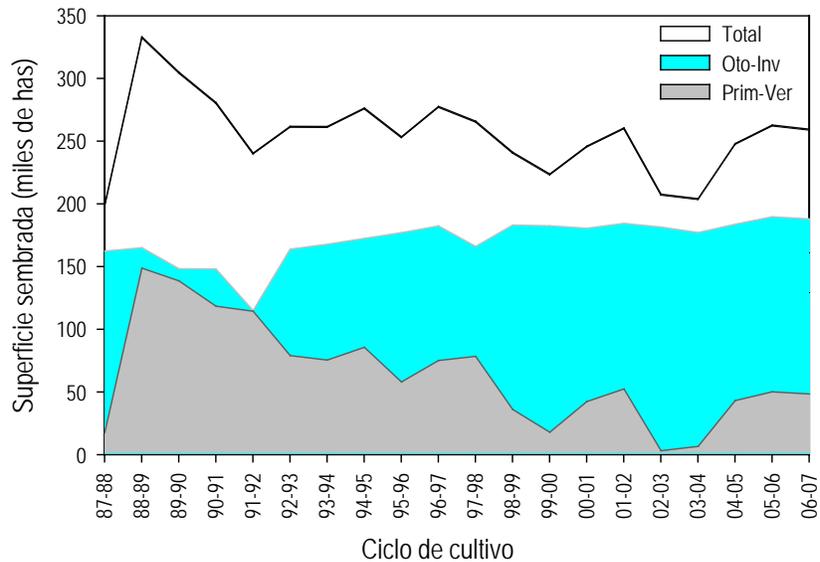


Figura 37. Superficie sembrada por ciclo y temporada agrícola (otoño-invierno y primavera-verano) en el DR 075 durante el periodo 1987-2007.

Al realizar el cálculo de la aplicación de fertilizantes (como unidades de N y P Fundación Produce, 2003) por ciclo de cultivo, se obtuvo un rango de aplicación de N de 130,144 a 50,975 t a⁻¹, máximo medido en el ciclo agrícola 1996-1997. Por temporada, las mayores aplicaciones se realizaron en otoño-invierno, observándose una tendencia a incrementarse con el tiempo, mientras que para el caso de la temporada primavera-verano, la tendencia fue inversa, hasta prácticamente desaparecer en el ciclo 2002-2003 (507 t a⁻¹). A partir de entonces se observa una tendencia a incrementarse hasta un máximo de 12,036 t a⁻¹ (Fig. 38a).

La aplicación total anual de P mostró valores de 7,658 y 14,055 t con el máximo de aplicación, al igual que con el N, en el ciclo 1996-1997. Se aplicaron mayores cantidades de P en el ciclo otoño-invierno, mientras que durante primavera-verano se observó la misma tendencia que para el N (Fig. 38b).

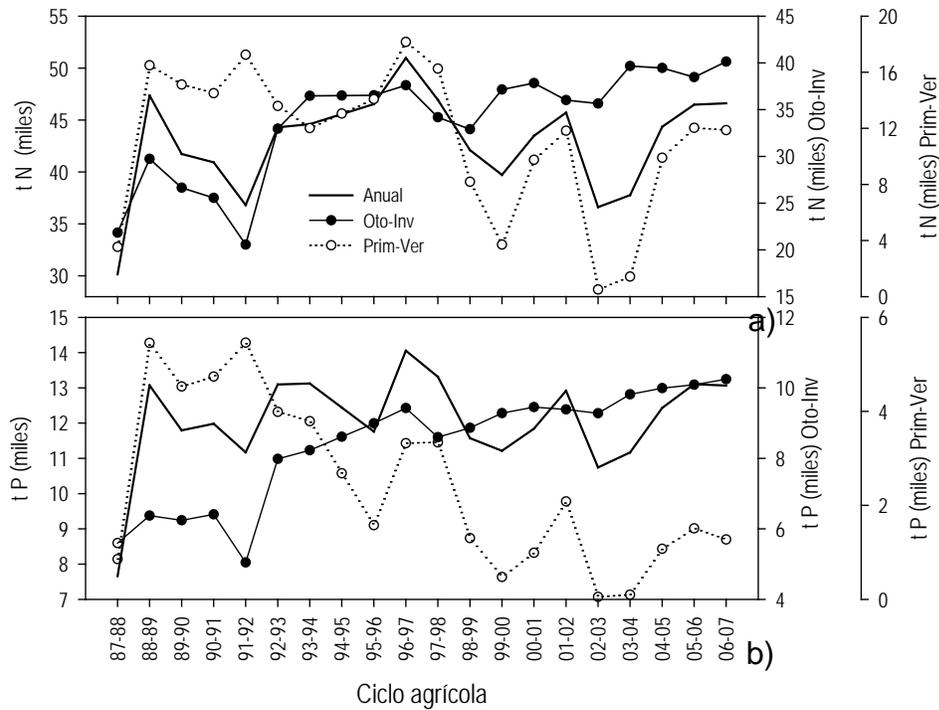


Figura 38. Aplicación de a) N y b) P por ciclo y temporada agrícola en el DR 075 durante el periodo de 1987 a 2007. Todas las unidades en miles.

Al analizar los tipos de cultivo, se obtuvo que los principales productos cultivados en el DR 075 fueron maíz, frijol, hortalizas, sorgo, trigo y soya, con un claro incremento en la importancia del maíz a partir del ciclo 1992-1993 (> 30%), así como de las hortalizas y frijol (Fig. 39), y la disminución de cultivos como soya y trigo.

Esta diferencia en la importancia de los cultivos fue producto de la modificación del patrón de cultivos como consecuencia de la rentabilidad, problemas agronómicos y disponibilidad del agua, que alteraron los sistemas de rotación tradicionales (siembras alternadas de plantas de diferentes familias con necesidades nutritivas diferentes en un mismo lugar para evitar agotamiento del suelo y perpetuación de enfermedades) lo cual ocasionó problemas nuevos a la actividad agrícola tales como elevadas incidencias de plagas o enfermedades (Fundación Produce, 2003). Por ejemplo, el sistema trigo-soya de invierno y verano respectivamente, ha desaparecido por baja rentabilidad de soya y el efecto de la

mosca blanca. Frijol-sorgo en otoño y primavera respectivamente, son poco viables por la baja rentabilidad de frijol a causa de los bajos precios del producto, elevada incidencia de enfermedades y plagas, mientras que la escasa disponibilidad de agua para siembras de primavera y el bajo precio para el sorgo disminuyeron las áreas destinadas a este cultivo. Cártamo-arroz en invierno y verano, que fue una rotación importante en la década de los setentas y ochentas ha desaparecido por las dificultades a la comercialización del cártamo, aunado a su bajo precio y problemas por susceptibilidad de variedades al ataque de la alternaría, la principal enfermedad del cultivo, mientras que el arroz se vio limitado por la falta de agua para riego y la fuerte competencia de precio con el mercado internacional, al abrirse las fronteras a la importación de este grano. Por lo anterior, las áreas no sembradas con trigo, cártamo y algodón se han sustituido por maíz, garbanzo y hortalizas principalmente, lo que ha propiciado a su vez, mayores consumos de agua que se reflejan en escasa disponibilidad de agua durante el verano, con lo que este sub-ciclo ha perdido importancia en cuanto a superficie, aunado a que el principal cultivo del verano, la soya, se ha visto limitado además por las elevadas incidencias de la mosca blanca que hizo explosión en verano de 1994 y que de acuerdo a Fundación Produce (2003) no se ha logrado erradicar totalmente.

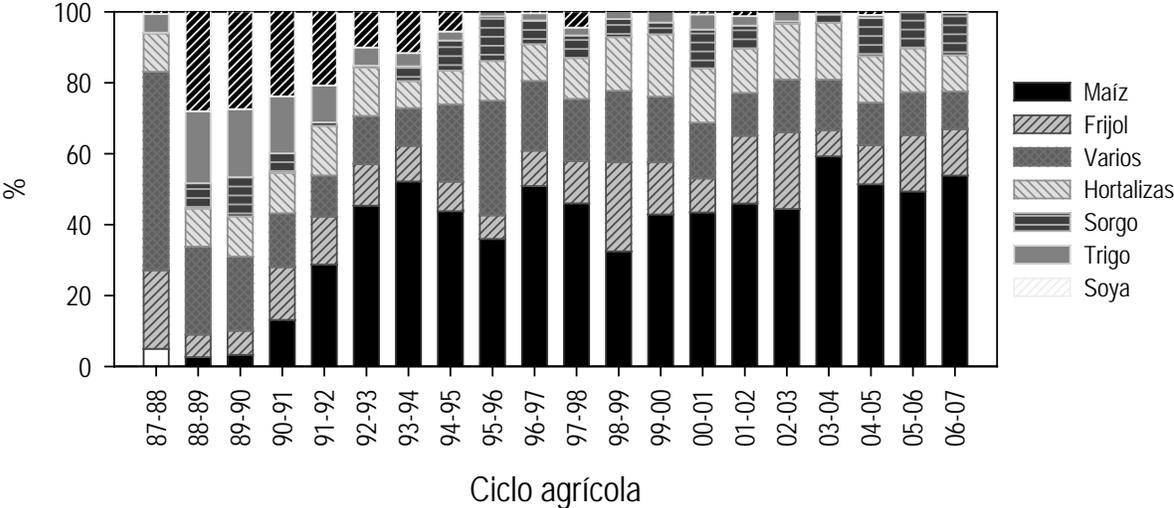


Figura 39. Porcentaje sembrado de los cultivos principales en el DR 075 durante el periodo de 1987 a 2007.

I.5 DISCUSION

I.5.1 APORTES SUPERFICIALES

I.5.1.1 Drenes

I.5.1.1.1 Gasto hidráulico

En el Estado de Sinaloa, la agricultura representa la actividad económica más importante, ocupando el 33.6% del territorio estatal. En la región noroeste del estado se realiza una agricultura altamente tecnificada dada por el tipo de suelo dominante (vertisol) muy adecuado para la actividad, y la disponibilidad de agua garantizada por tres presas que alimentan a la zona agrícola a través de una intrincada red de distribución de agua mediante de canales de riego, así como de gran cantidad de drenes que transportan las aguas de retorno agrícola (Fig. 6).

Debido a que la zona de estudio se ubica en una región semiárida con bajo régimen pluvial (200-300 mm en Topolobampo y 300-400 mm en Navachiste) con lluvias durante la época de verano, la irrigación es necesaria para el desarrollo de la agricultura. Los tipos de irrigación comúnmente utilizados son el riego superficial, el riego por aspersores y el microriego o riego por goteo. Teóricamente, en una adecuada planeación de la actividad agrícola no deberían presentarse excedentes de riego, no solo por el indispensable uso adecuado del agua, sino también por los problemas causados por el sobrerriego, tales como pérdidas de suelo (erosión) y nutrientes por escorrentía y percolación profunda (Leitón-Soubanier, 1985; Estrada-Botello *et al.*, 2007). El escurrimiento superficial se presenta cuando el agua de riego excede las tasas de infiltración, y ello ocurre más frecuentemente bajo el sistema de riego superficial (riego de gravedad), y además durante la temporada de lluvias, por lo que es indispensable, en ambos casos, eliminar el exceso de agua para asegurar el adecuado desarrollo de los cultivos (PPI, 2002). El escurrimiento acarrea sedimentos en la medida que fluye el agua por los suelos y de esta manera transporta al fósforo y al nitrógeno en sus diversas formas. Por otro lado, el agua infiltrada disuelve las distintas sustancias químicas presentes en el suelo que incluyen fertilizantes y pesticidas y los transporta al interior del suelo (percolación), y

si el drenaje continúa por debajo de la zona de la raíz, estas sustancias llegan hasta las aguas subterráneas (Páez-Osuna *et al.*, 2007).

Los escurrimientos tanto de los excedentes de riego como del agua de lluvia encauzada a través de los sistemas de drenaje variaron estacionalmente y fueron diferentes entre zonas. Los mayores gastos obtenidos en los drenes de Topolobampo en verano probablemente estuvieron relacionados con la temporada de lluvias, ya que el muestreo coincidió con la precipitación máxima en la zona (152 mm; Fig. 40), así como una mayor descarga de aguas municipales de Los Mochis (~300,000 hab). Para el caso de Navachiste, el gasto máximo en invierno muestra el impacto de las prácticas agrícolas, ya que en ese mes coinciden los riegos para los cultivos de otoño-invierno y los de preparación para primavera-verano (Fundación Produce, 2003) sin una influencia importante de precipitación (Fig. 41). La diferencia entre las zonas está dada básicamente a que el Sistema Topolobampo recibe los efluentes de una menor área agrícola (~ 110,000 has contra >128,000 has de Navachiste), pero soporta una mayor presión urbana que Navachiste (~80,000 habitantes en Guasave) lo que incrementa los gastos en verano, mientras que en Navachiste la mayor presión la ejerce la actividad agrícola, por lo que es el factor principal en la estacionalidad de los efluentes, con mayores aportes en la época fría. Adicionalmente, no se realizó muestreo durante la precipitación máxima (octubre) en la zona de Navachiste octubre, por lo que en los muestreos realizados es probable que la importancia de de esta variable no se defina tan claramente como en el caso de Topolobampo.

1.5.1.1.2 Nutrientes

Debido al hecho de transportar grandes cantidades de nutrientes, se ha determinado que en algunas regiones, los efluentes agrícolas constituyen una de las fuentes de contaminación más importantes y pueden contribuir significativamente al proceso de eutrofización costera (Wolternade, 2000; Vagstad & Deelstra, 2005; PPI, 2008). Debido a lo anterior, se han realizado estudios para determinar la cantidad de

N y P que se transportan a través del drenaje agrícola y que posteriormente se incorporan a los sistemas costeros alterando su concentración.

En el caso de los nutrientes nitrogenados, los procesos de transformación y transporte que puede presentar el nitrógeno inorgánico en el suelo son: volatilización (en forma de amoniaco), mineralización, adsorción de amonio por las partículas de arcilla, inmovilización biológica (captación por microorganismos), extracción (captación) por productores primarios (absorción de nitratos y amonio), desnitrificación (pérdida de N en forma de óxidos de nitrógeno), lixiviación de N (NO_3^- y NH_4^+) hacia estratos profundos del perfil del suelo, y descarga a través del escurrimiento superficial y drenaje subterráneo (Estrada-Botello *et al.*, 2002).

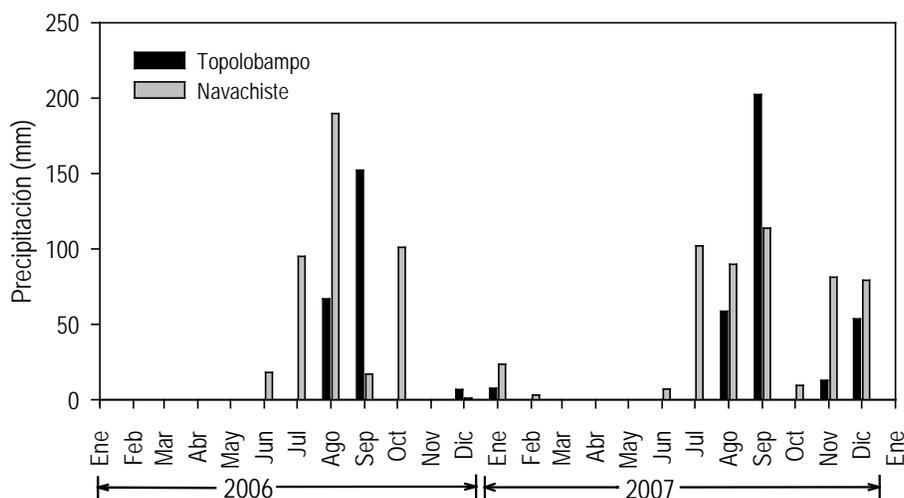


Figura 40. Precipitación mensual en los sistemas Lagunares de Topolobampo y Navachiste durante el periodo de enero 2006 a diciembre 2007.

En los drenes del DR 075, el rango de concentraciones de NID estuvo entre 0.62 a 7.0 mg L⁻¹ con los valores máximos medidos durante la época fría (otoño-invierno), lo que pone de manifiesto la importancia del sistema de drenaje agrícola como transportador de cantidades importantes de nutrientes hacia la zona costera. Por otro lado, al contrastar las concentraciones promedio obtenidas en el presente

trabajo con estudios previos en la zona, se observan para el caso de Topolobampo valores de NID de 1.32, 1.78 y 3.0 mg L⁻¹ para verano, otoño e invierno respectivamente, contra 4.75, 4.95 y 6.6 mg L⁻¹ de NT para mediciones en el Dren Juárez por Escobedo-Urías (1997) obtenidos en las mismas épocas. Aunque se trata de fracciones diferentes de N, así como en nuestro caso es el valor promedio de 4 drenes medidos y el trabajo de 1997 es de solo uno, es claro ver la concordancia de la estacionalidad en ambos casos, con mayores concentraciones en la época fría, que coincide con las prácticas de fertilización para la preparación de los cultivos de la temporada primavera-verano. De igual manera, en Topolobampo la zafra cañera enriquece las aguas del Dren Juárez, principalmente con los efluentes de la planta azucarera localizada en Los Mochis, situación que ya ha sido mencionada anteriormente (Escobedo-Urías, 1997).

En Navachiste el único trabajo anterior al presente es el de Calvario-Martínez *et al.* (2006), quienes reportaron durante septiembre de 2005 en 4 drenes del DR 075, concentraciones promedio de NID de 4.45 mg L⁻¹, la cual es mayor a la medida en el presente trabajo (1.32 mg L⁻¹). Sin embargo, estos valores pudieron estar influenciados por el efecto de las mayores precipitaciones en 2005 (209 mm) que las ocurridas en 2006 (17 mm), y que por arrastre pudo transportar mayor cantidad de nutrientes disueltos y particulados (Fig. 40).

Las especies de nitrógeno más importantes en los drenes del DR 075 fueron NO₃⁻ y NH₄⁺, con alternancia diferente entre sistemas (Fig. 14). Al respecto, la mayor parte de los trabajos realizados en efluentes agrícolas mencionan al NO₃⁻ como el nutriente nitrogenado principal, sin importar la fuente de fertilizante utilizado, debido a los procesos de nitrificación que se dan lugar en los suelos aeróbicos, y que posteriormente son transportados por los excedentes del riego, y/o durante los arrastres por lluvia (Oyarzún *et al.*, 1997; Riley *et al.*, 2001; Haggard *et al.*, 2003). Sin embargo, cuando se utilizan fertilizantes amoniacales el periodo de inmovilización del N en suelos agrícolas no es inmediato ya que depende de factores tales como temperatura, pH, tipo de suelo, humedad, etc., por lo que es posible encontrar

mayores concentraciones de NH_4^+ en los efluentes si los arrastres por riego o precipitación se dan lugar antes de la oxidación del NH_4^+ a NO_3^- en los suelos (Riley *et al.*, 2001). Lo anterior pudiera explicar la dominancia de amonio en septiembre en Topolobampo y Navachiste, ya que los fertilizantes aplicados en la zona son nitrato de amonio, sulfato de amonio, amoniaco anhidro y urea (Peña-Cabriales *et al.*, 2002; Fundación Produce, 2003) los cuales pudieron ser arrastrados por las lluvias de la temporada, mientras que las mayores concentraciones en noviembre en Navachiste pueden ser producto de la extensiva fertilización con amoniaco anhidro en un área más amplia de cultivos y que son transportados a través del riego de preparación (realizado junto con la fertilización) del ciclo otoño-invierno (Riley *et al.*, 2001; Fig. 36). Resultados similares ha sido reportados por Estrada-Botello *et al.* (2002) en drenes agrícolas de Tabasco ya que midieron concentraciones mayores de NH_4^+ (máximo: 6.8 mg L^{-1}) que de NO_3^- (máximo: 2.2 mg L^{-1}), las cuales atribuyeron al efecto de la aplicación de fertilizantes amoniacaes y su posterior arrastre por las primeras lluvias registradas en la zona. Esos valores fueron inferiores a lo medido en el presente trabajo, ya que las concentraciones máximas en nuestro trabajo fueron de 7.3 para NO_3^- y de 13.3 mg L^{-1} para NH_4^+ .

Aún cuando la extensión de las áreas de cultivo que drenan en ambos sistemas es similar, se observaron menores concentraciones de NID en drenes agrícolas de Topolobampo. Esto pudo ser debido a que en los drenes de Topolobampo las concentraciones de sales disueltas fueron mayores a los de Navachiste (Fig. 13b), con valores entre 6 y 7 ups, dadas por el efecto de la marea en los puntos monitoreados. Esta condición pudo promover la floculación de las partículas de arcilla transportadas en los efluentes (Liss, 1976) las cuales tienen la capacidad de secuestrar cantidades importantes de nutrientes disminuyendo su concentración en el agua. De acuerdo a Yáñez-Arancibia (1986) el punto crítico o zona en la que se efectúa la máxima floculación en los estuarios es a 6 ups, mientras que Dyer (1979) menciona que las partículas finas y muy finas floculan en salinidades de 4 ups. Adicionalmente, Caffrey *et al.* (2007) menciona que en estas zonas de baja salinidad es posible que se de un fuerte incremento de la actividad de

arqueobacterias oxidantes de NH_4^+ (nitrificantes) lo cual también es un factor de disminución de su concentración.

En el caso del PID, las concentraciones promedio obtenidas en los drenes de ambos sistemas (0.09 a 0.25 mg L⁻¹) son similares a lo reportado en drenes agrícolas en todo el mundo (0.01-0.25 mg L⁻¹; NRC, 2000; Hollinger & Cornish, 2002; Åström *et al.*, 2005; Steidl *et al.*, 2008; Kroger *et al.*, 2009), aunque Richards *et al.* (2008) reportaron recientemente un valor máximo de 1.92 mg L⁻¹ en drenes agrícolas de Ohio, E.U.

La variabilidad temporal del PID en los drenes fue diferente en ambos sistemas, con menores concentraciones en los drenes de Topolobampo. Esta condición pudo estar relacionada por el efecto de floculación de partículas en bajas salinidades y que ya fue discutido para el caso del N. Al respecto, Daniel *et al.* (1998) menciona que la mayor cantidad de P en los arrastres superficiales en la zonas agrícolas, está asociado a material particulado orgánico e inorgánico, constituyendo de entre el 60-90% del P transportado, lo que explica las bajas concentraciones medidas. Adicionalmente, estudios realizados en estuarios (Liss, 1976; Arenas-Fuentes & De la Lanza-Espino, 1990; Chester, 1990; Contreras-Espinosa, 1993) mencionan que a salinidades alrededor de 6 ups, las pérdidas de P en columna de agua fueron >50%, mientras que en un trabajo realizado para la zona Topolobampo (Laguna Santa María) Escobedo-Urías (1997) determinó un pérdida máxima de P del 80% medida entre el efluente (Dren Juárez) y el cuerpo receptor (Estero Esterón), y lo atribuye precisamente a este mecanismo de floculación.

En los drenes de Navachiste, las más altas concentraciones de PID durante septiembre y noviembre de 2006 pudieran estar relacionados con el patrón de aplicación de fertilizantes ya que según lo mencionado por Kroger *et al.* (2009), las concentraciones de nutrientes en efluentes son más altos después de los eventos de fertilización, misma que se da lugar en la zona intensamente entre septiembre y noviembre (Fundación Produce, 2003; Riley *et al.*, 2001) y disminuyen posteriormente a lo largo del año, así como por efecto del arrastre de lluvias, las

cuales presentaron su máximo en agosto de 2006, y por último, al efecto de remineralización bacteriana estimulada por las altas temperaturas (Mee, 1977; Liss, 1976). En febrero de 2007, aún cuando se presentaron los riegos máximos, las concentraciones fueron mínimas para la zona, lo cual pudo ser debido a que la mayor parte del P en el efluente estuvo en forma particulada, debido a las bajas temperaturas medidas (Fig. 13a), probablemente los procesos de remineralización fueron menos importantes. Lo anterior ha sido documentado por Daniel *et al.* (1998) en efluentes agrícolas.

Respecto a las concentraciones y distribución temporal de SiD medidos en los drenes del DR 075, es importante mencionar que son pocos los trabajos sobre aportes de nutrientes de origen agrícola que hacen referencia al SiD, debido a la ausencia de aplicación de fertilizantes de sílice, ya que normalmente se hace mención al efecto de los aportes de corrientes de agua dulce como ríos que descargan directamente a ambientes costeros y que han disminuído su contribución por la retención de agua debido a la construcción de presas (Conley *et al.*, 2000; NRC, 2000). Sin embargo, en sistemas costeros semicerrados como lagunas costeras con ausencia de aportes de ríos, las entradas de SiD las constituyen los arrastres pluviales, y en áreas agrícolas, éstas entradas se ven incrementadas por el efecto del arrastre de los sedimentos y el sobrerriego ya que las concentraciones de SiD están determinadas principalmente por el intemperismo del suelo, el tiempo de retención del agua, y la concentración de iones que controlan el balance de sílice disuelto y amorfo (o particulado), con valores mucho más altos en áreas agrícolas debido principalmente a la eliminación de la vegetación natural (Conley *et al.*, 2000, NRC, 2000; Richards *et al.*, 2008). Lo anterior fue observado en la zona de estudio, con mayores concentraciones promedio (5.31 a 13.67 mg L⁻¹) durante los meses de septiembre y noviembre de 2006 en ambos sitios (Fig. 15), debidos al efecto del arrastre de lluvias de septiembre (Fig. 40) y en noviembre por los riegos de preparación al ciclo otoño-invierno que se dan lugar en esas fechas en la zona agrícola del noroeste de México (Riley *et al.*, 2001). Los valores máximos en los

drenes de Navachiste pueden ser debido a un mayor arrastre por sobrerriego evidenciado por los mayores gastos medidos en éstos (Tabla 3).

Por otro lado, al analizar las proporciones de nutrientes que entran a los cuerpos lagunares a través de los drenes del DR 075, se observó que para el caso de la razón N/P (nitrógeno/fósforo), los efluentes en los drenes de Topolobampo presentaron limitación por P durante todo el periodo de muestreo con excepción de septiembre de 2006, con valores que muestran una clara correspondencia con el ciclo agrícola regional. Lo anterior está acorde a lo reportado por Arbuckler & Downing (2001), quienes mencionan que las razones N/P en los efluentes agrícolas están determinadas por las prácticas en la aplicación de fertilizantes, y muestran valores en cuencas agrícolas entre 30:1 hasta 300:1, dado por el tipo de producción agrícola (granos, pastos o zonas de pastoreo), y el régimen de aplicación de fertilizantes, mencionando que en zonas agrícolas de producción intensiva (maíz, soya y trigo), la fertilización está constituida por mayor cantidad de fertilizantes de N y bajas cantidades de P, lo que da lugar a efluentes con altas razones N/P. Tal situación es la que se presenta en nuestra área de estudio, ya que se obtuvieron razones N/P (calculadas como NID/PID en base molar) promedios de entre 14.2 a 218.5 dados por el patrón de fertilización en la zona como puede observarse en los cálculos realizados en la aplicación anual de fertilizantes en el periodo 1987-2007 (Fig. 38). Adicionalmente, las más bajas razones N/P en Topolobampo pueden deberse a una mayor proporción de P en los efluentes relacionados a la mayor contribución de efluentes con alta concentración de compuestos orgánicos en esa zona que presentan mayores cantidades de P que en los efluentes agrícolas (Arbuckler & Downing, 2001).

La razón Si/N presentó un comportamiento inverso entre ambas zonas y su variabilidad muestra la importancia de los arrastres por lluvia, ya que se obtuvieron valores promedio máximos durante la temporada de lluvias principalmente en Navachiste. Los valores mínimos en noviembre de 2006 pudieron estar relacionados con los valores altos de NID originados por la intensa aplicación de fertilizantes para

el ciclo agrícola otoño-invierno. En Topolobampo la razón máxima de Si/N se obtuvo en noviembre de 2006, probablemente asociada al arrastre de sedimentos dado por el sobrerriego y a la mayor tasa de pérdida de nutrientes nitrogenados por efecto de floculación. Los valores del Si/N durante febrero y mayo en Topolobampo se debieron al incremento en las concentraciones de NID y menores de SiD respecto a los monitoreos anteriores dado por el segundo máximo del sobrerriego en Topolobampo y la aplicación de fertilizantes al inicio del ciclo primavera-verano, y al efecto de floculación de material particulado por salinidades cercanas a 6 ups (Fig. 13b). En los drenes de Navachiste, el incremento en la razón Si/N respecto a noviembre de 2006, estuvo relacionado a altas concentraciones de SiD y bajos NID originado por una mayor cantidad de material particulado arrastrado por el sobrerriego y a las prácticas aplicación de la segunda dosis de fertilización, durante la cual se pierde mucho menos nitrógeno, que durante la fertilización de presiembra (Figs. 15 y 16b).

1.5.1.1.3 Aportes

En el estudio de las factores involucrados en el proceso de eutrofización de ambientes costeros, se ha observado que la actividad agrícola es básicamente el factor más importante en la alteración de los flujos de nutrientes hacia las costas, ya que aportan grandes cantidades de N y P principalmente y cuya variabilidad está determinada por el patrón de aplicación de fertilizantes en cada área, seguido por el tipo de suelo y la temporada de lluvias de cada sitio (NRC, 2000; Wolternade, 2000; Haggard *et al.*, 2003; Jordan *et al.*, 2003; Åström *et al.*, 2005). Lo anterior coincidió con nuestros resultados, ya que al comparar los aportes anuales de N y P (como NID y PID) con otros trabajos realizados en zonas agrícolas, puede notarse que los aportes promedio de NID a través de fuentes superficiales en nuestra zona de estudio por área agrícola sembrada fueron de 4.97 y 11.27 kg ha⁻¹ a⁻¹ en Topolobampo y Navachiste respectivamente, y de 0.48 y 0.40 kg ha⁻¹ a⁻¹ de PID, datos similares a los obtenidos en sitios de alto impacto agrícola (NID: 0.01-21.6 kg

ha a⁻¹, PID: 0.13 - 0.14 kg ha⁻¹ a⁻¹) en Europa, Estados Unidos y Japón (Young *et al.*, 1996; Haggard *et al.*, 2003; Schneider *et al.*, 2005; Kleinman *et al.*, 2006; Yoshinaga *et al.*, 2007), mientras que en un trabajo realizado en Chile, Oyarzún *et al.* (1997) midieron valores de transporte de nutrientes en efluentes agrícolas de 118.4 y 1.6 kg ha⁻¹ a⁻¹ de NID y PID respectivamente. En México en la zona agrícola del Valle del Yaqui, área con patrones de fertilización muy similares a nuestra zona de estudio, Riley *et al.* (2001) obtuvieron valores de NID entre 0.21 a 15 kg ha⁻¹ a⁻¹. Lo anterior deja en claro que los efluentes de la actividad agrícola en el DR 075 presentan niveles de aportes como los medidos en zonas agrícolas del primer mundo con alto impacto antropogénico.

Al contrastar nuestros resultados (2.89 t d⁻¹ de NID y 0.12 t d⁻¹ de PID) con los obtenidos para la misma zona en estudios anteriores, se observa un fuerte incremento en los aportes en lo relativo a N, ya que en el estudio realizado en el Valle del Fuerte por la SRH (Secretaría de Recursos Hidráulicos, 1974), se obtuvo los drenes transportaron en promedio 1.04 t d⁻¹ de PID y 1.02 t d⁻¹ de NT, con un aporte del Dren Juárez de 0.64 t d⁻¹ de PID y 0.67 t d⁻¹ de NT (Banderas-Tarabay, 1994). Es particularmente notorio la fuerte disminución en los aportes de PID en los drenes de la zona, lo cual puede deberse a que el trabajo de la SRH (1974) fue realizado durante enero y marzo, meses en los cuales se reciben las descargas del ingenio azucarero las cuales contienen grandes cantidades de P tanto orgánico como inorgánico (Páez-Osuna *et al.*, 1992).

Por otro lado, debido al tipo de muestreo realizado en nuestro trabajo, resulta un tanto especulativo el hacer cálculos de aportes en escalas de tiempo más amplias como meses o años, ya que se muestreó el flujo de los drenes y la concentración de nutrientes en los mismos solo un día por salida, por lo que se trata de una medición instantánea, y aunque muchos otros trabajos fueron realizados de manera similar y es un dato útil para observar los cambios estacionales, es importante tomar con cautela los resultados obtenidos a escalas de tiempo mayores.

Con la consideración anterior, y con la finalidad de contrastar nuestros resultados con estudios previos en la zona, se puede mencionar el estudio de Calvario-Martínez *et al.* (2006) en 4 de los 5 drenes monitoreados en éste trabajo en la zona de Navachiste donde reportaron valores promedio de aportes de NID de 14 y 18 t mes⁻¹ y 1.03 y 0.91 t mes⁻¹ de PID en septiembre y noviembre de 2005 respectivamente, mientras que los resultados obtenidos en el presente trabajo, fueron de 55 y 139 t mes⁻¹ para NID y de 3.84 y 3.0 t mes⁻¹ de PID para los mismos meses. Lo anterior pone de manifiesto que los aportes agrícolas presentan una alta variabilidad, aún cuando éstos fueron obtenidos en temporadas agrícolas muy cercanas, pero que están determinadas por la variabilidad en los riegos, el patrón de lluvias y la aplicación de agroquímicos. Sin embargo, puede notarse que el patrón de valores máximos durante otoño (noviembre) se mantiene en ambos trabajos, lo que corrobora la mayor aplicación de agroquímicos en esa temporada.

I.5.1.2 Actividad acuícola

I.5.1.2.1 Variables ambientales

Entre las variables a considerar en el monitoreo de la calidad del agua en la actividad acuícola, la fluctuación ambiental reviste gran importancia por su efecto en otras variables. En el presente trabajo, los valores promedios obtenidos de las variables ambientales medidas en el agua de las 5 entradas y 6 salidas de los complejos acuícolas muestran una clara diferencia entre ellas, con valores mayores en las salidas, a excepción de las primeras dos quincenas (Tabla 4, Anexo 3), lo que pone de manifiesto el efecto enriquecedor de los cultivos, los cuales incrementan la cantidad de nutrientes por efecto de fertilización y alimento, estimulando también altos valores de oxígeno disuelto en los drenes de salidas producto de una mayor actividad fotosintética en los estanques (Páez-Osuna, 2001), así como el aporte de aguas con gran cantidad sólidos suspendidos y con valores altos de la concentración de sales producto de la intensa evaporación de las aguas confinadas en los estanques, mismas que ya son recibidas con valores altos de la Laguna Macapule, la

cual ha sido descrita previamente como una laguna hipersalina por Escobedo-Urías (1999) y Magaña-Álvarez (2004).

Temporalmente se observó un incremento en los valores de temperatura, concentración de sales disueltas (salinidad) y pH, y menores concentraciones de OD (Tabla 4, Anexo 3), lo cual pudiera estar relacionado con el efecto ambiental debido a las mayores temperaturas y la intensa evaporación en la época cálida, así como al aumento de la Demanda Bioquímica de Oxígeno al incrementarse la biomasa, aunado a una mayor respiración de los organismos, lo cual ha sido registrado para la zona adyacente durante los meses cálidos (Magaña-Álvarez, 2004), y que es característico de los efluentes acuícolas (Páez-Osuna, 2001).

En éste punto debe mencionarse que en la zona se realiza escaso recambio de agua, con porcentajes estimados entre 5-10% (Lyle-Fritch *et al.*, 2001), por lo que es probable que los valores obtenidos en las salidas, aún cuando es posible notar el efecto de las descargas de los estanques de camarón, pueden también deberse al efecto de resuspensión de material contenido en los drenes de salida depositados en ciclos anteriores, ya que estos drenes permanecen húmedos todo el año por efecto de la marea.

1.5.1.2.2 Nutrientes

En las descargas acuícolas, especial importancia ha tenido el estudio de los nutrientes de nitrógeno (N) y fósforo (P) por su papel en el proceso de eutrofización costera (Páez-Osuna *et al.*, 1998; Páez-Osuna *et al.*, 1999; Teichert-Coddington *et al.*, 1999), por lo que la mayor parte de los trabajos sobre el tema se refieren a concentraciones de estos nutrientes en influentes, efluentes y los estanques.

Los resultados obtenidos de las concentraciones de nutrientes en los canales de llamada (entradas), estanques y efluentes (salidas), mostraron para el caso de los nutrientes nitrogenados inorgánicos, predominancia de amonio durante la mayor parte del monitoreo, a excepción de los dos primeros cuando el nitrato fue la especie

nitrogenada principal en estanques y el nitrito en las entradas (Fig. 18; Anexo 4). Las concentraciones promedio de NID y sus especies fueron mayores en los estanques que en las salidas y entradas, lo que probablemente estuvo asociado al casi nulo recambio de agua en la zona (Lyle-Fritch *et al.*, 2001). Respecto a los componentes del NID, las concentraciones de NH_4^+ en el presente trabajo (0.01 a 0.60 mg L^{-1}) se registraron dentro del rango reportado en trabajos realizados en acuícolas del sur de Sinaloa (0.11 a 0.85 mg L^{-1}) por Páez-Osuna & Ruiz-Fernández (2001), aunque mayores a lo medido en el sur de Sonora por Casillas-Hernández *et al.* (2007) (promedio: 0.11 mg L^{-1}). Estas máximas concentraciones de NH_4^+ probablemente están relacionadas a los procesos de remineralización de la gran cantidad de materia orgánica en los estanques producto del alimento balanceado añadido, así como a los productos de excreción de los organismos (Páez-Osuna, *et al.*, 2001; Jones *et al.*, 2001). Concentraciones similares de NH_4^+ han sido reportados para estanques camaronícolas en otras partes del mundo como Cuba: 0.03 – 0.68 mg L^{-1} , Taiwán: 0.07 a 0.47 mg L^{-1} , y Tailandia: 0.05 – 0.65 mg L^{-1} (Isla-Molleda, 2006), así como Japón (0.04 – 0.78 mg L^{-1} ; Shigueno, 2001) y China (0.04-0.1 mg L^{-1} ; Biao *et al.*, 2004).

Por otro lado, las concentraciones promedio de NO_2^- (0.001 – 0.03 mg L^{-1}) y NO_3^- (0.01 – 0.07 mg L^{-1}) obtenidas en el presente trabajo, son ligeramente mayores a los reportados por Páez-Osuna & Ruiz-Fernández (2001) en el sur de Sinaloa (0.004 y 0.02 mg L^{-1} para NO_2^- y NO_3^- respectivamente), aunque menores que los valores de Casillas-Hernández *et al.* (2007) en el sur de Sonora (0.04 y 0.39 mg L^{-1}), Biao *et al.* (2004): 0.03 y 1.69 mg L^{-1} ; y Venkatesan *et al.* (2006), quienes obtuvieron los valores máximos reportados a la fecha en efluentes: 2.82 y 33.3 mg L^{-1} de NO_2^- y NO_3^- respectivamente.

Las concentraciones promedio de NT obtenidas fueron similares a lo reportado por Páez-Osuna & Ruiz-Fernández (2001), así como por Biao *et al.* (2004) y Casillas-Hernández *et al.* (2007) quienes determinaron concentraciones en los efluentes de 0.032 y de 0.49 mg L^{-1} respectivamente, pero menores a lo reportado

por Venkatesan *et al.* (2006) (95.8 mg L^{-1}), lo cual pudiera deberse a diferencias en las prácticas de alimentación y recambios (Páez-Osuna, 2001).

La distribución temporal de todas las formas nitrogenadas mostró que las máximas concentraciones de obtuvieron en junio y octubre de 2007 (Figs. 20 y 23), lo cual coincide con el final de cada ciclo de cultivo en la zona, e indica el efecto de acumulación de nutrientes por la alimentación y excreción de los organismos.

La diferencia entre las concentraciones promedio de las formas nitrogenadas inorgánicas y el NT en los estanques de cultivo, sugiere una mayor contribución de las formas orgánicas, las cuales al incorporarse a los cuerpos receptores, se convierten en una fuente de grandes cantidades de N además de requerir de grandes cantidades de oxígeno para su remineralización, lo que pudiera contribuir significativamente al proceso de eutrofización de los cuerpos costeros aledaños (Páez-Osuna, 2001).

Las concentraciones promedio obtenidas en el presente trabajo para los nutrientes de fósforo (PID: 0.01 a 0.10 mg L^{-1} ; PT: 0.08 - 1.14 mg L^{-1}) (Anexos 4 y 5), están dentro de los rangos reportados en estanques y efluentes camaronícolas (PID: N.D. hasta 0.7 mg L^{-1} y de 0.10 a 12.72 mg L^{-1} de PT; Tunvilai *et al.*, 1993; Briggs & Funge-Smith, 1994; Phillips, 1994; Páez-Osuna & Ruiz-Fernández, 2001; Biao *et al.*, 2004; Das *et al.*, 2004; Jackson *et al.*, 2004; Saldias *et al.*, 2002; Venkatesan *et al.*, 2006; Casillas-Hernández *et al.*, 2007). Por otro lado, al igual que lo obtenido para los nutrientes nitrogenados, los valores de P se incrementaron hacia el final del cultivo (Figs. 20 y 22), y las diferencias significativas obtenidas en el análisis estadístico aplicado entre los estanques, fueron dadas principalmente por los pocos datos obtenidos en los estanques de SPR, Yogui y UEEPA, los cuales fueron de ciclo corto (Anexo 13).

La contribución del PID al PT fue variable (1-70%), y los mayores porcentajes se observaron hacia el final de los cultivos, lo que probablemente fue producto del incremento en la redistribución de P estimulada por las mayores temperaturas

registradas durante la época cálida (De la Lanza-Espino, 1994) tanto en la columna de agua como en los sedimentos (Froelich, 1988; Lillebø *et al.*, 2004).

En lo relativo a la razón N/P, en el presente trabajo los valores promedio fueron <16, con excepción de los estanques de Acuícola González, Agapito Leal y Prisamar (Anexo 4), y que pudieran coincidir con eventos de fertilización. Sin embargo, tal situación no pudo ser corroborada porque tal información no está disponible. En estanques camaronícolas se ha documentado una gran variabilidad de los valores de ésta razón (de <1 a >40; Páez-Osuna, 2001; Buford *et al.*, 2003; Miranda *et al.*, 2009) y lo atribuyen a que en muchas ocasiones el agua incorporada del medio natural para los cultivos proviene de un sistema lagunar eutrófico con razones N/P bajas, como es el caso de nuestro trabajo, ya que Laguna Macapule ha sido identificada como eutrófica (Magaña-Álvarez, 2004; Escobedo-Urías & Martínez-López, 2007), así como a que los estanques son fertilizados por parte de los acuicultores al inicio del cultivo, sin una idea real de su composición nutricional, agregando tanto fertilizantes inorgánicos como orgánicos (urea, ácidos húmicos) (Lyle-Fritch *et al.*, 2006), en proporciones N/P entre 3:1 hasta 10:1 ó más (Páez-Osuna, 2001; Anónimo, 2006).

1.5.1.2.3 Aportes

Al calcular el aporte de nutrientes de la actividad acuícola hacia el medio natural, se obtuvieron valores promedio de 0.88 y 0.54 kg ha⁻¹ a⁻¹ de NID y PID y de 25.2 y 2.49 kg ha⁻¹ a⁻¹ de NT y PT respectivamente, mientras que Miranda *et al.* (2009) en acuícolas del Estado de Sonora obtuvieron valores en los efluentes de 122 kg ha⁻¹ a⁻¹ de NT y 14 kg ha⁻¹ a⁻¹ de PT, lo cual es superior a lo medido en el presente trabajo. Otros aportes acuícolas medidos en otras regiones son los de Lemonnier & Faninoz (2006) y Jackson *et al.* (2004) quienes reportan valores de NT entre 55.1 a 121.2 kg ha⁻¹a⁻¹. Esta gran diferencia ha sido atribuida entre otras cosas, a las diferentes estrategias de muestreo (Páez-Osuna *et al.*, 1997), pero el principal problema es la carencia de la cuantificación de todas las entradas y salidas, en

particular para las especies orgánicas disueltas de N, las cuales pueden variar entre estanques en una misma granja. En nuestro trabajo se obtuvieron valores bajos de aportes de nutrientes, lo cual puede ser atribuido a que los cálculos de los aportes se realizaron con las concentraciones medias de nutrientes en la columna de agua al final del cultivo, pero al momento de la cosecha, una gran cantidad de material orgánico y particulado contenido en los sedimentos de los estanques es arrastrado hacia el medio natural, los cuales llevan grandes cantidades de nutrientes que no fueron medidos en el presente trabajo, por lo que nuestros resultados pueden ser subestimaciones de los aportes totales. Adicionalmente muchos de los trabajos realizados en otros sitios presentan valores de aportes acuícolas basados en cálculos de balances de masas y no de mediciones sistemáticas en campo, lo que puede dar lugar a sobreestimaciones en los aportes. Debe hacerse notar que al comparar las concentraciones de nuestro trabajo con las obtenidas por otros autores, se ve que muy similares, siendo en algunos casos hasta mayores a éstas, por lo que es necesario la homogenización de las metodologías en el cálculo de los aportes acuícolas para que los resultados sean comparables.

Por otro lado, aún cuando los valores de nutrientes totales medidos en los estanques de cultivo fueron altos, las concentraciones de nutrientes inorgánicos fueron relativamente bajas siendo inclusive menores que los valores promedio reportados para el sistema lagunar adyacente (Escobedo-Urías *et al.*, 1999, Magaña-Álvarez, 2004; Poot-Delgado, 2006), situación muchas veces documentada en trabajos sobre efluentes camaronícolas (Páez-Osuna, 2001), lo que erróneamente sugiere que los estanques de camarón funcionan como filtros de nutrientes, lo que ha llevado en muchos casos, a pensar que el tratamiento de los efluentes de la actividad no son necesarios. La situación anterior está dada, como se pudo observar en el presente trabajo, a que la mayor parte del N y P producidos en los estanques de camarón (ya sea incorporados por bombeo y los generados dentro de los estanques), están en forma orgánica, ya sea particulada o disuelta, lo cual no es medido en los monitoreos de rutina por parte de los acuicultores, lo que da como resultado equivocadas prácticas de manejo en lo relativo a fertilización, así como en

la falta de tratamiento de los efluentes lo cual permite que las grandes cantidades de material orgánico generados en los estanques, sean incorporados a los cuerpos receptores, muchos de ellos altamente impactados (como es nuestro caso), agravando el problema de sobrefertilización de estos ambientes.

I.5.2 APORTES ATMOSFÉRICOS

Los aportes atmosféricos de nutrientes (principalmente N y P) constituyen una de las fuentes más importantes de estos elementos en los ambientes costeros, con entradas de N de hasta el 40% de la cantidad total que es incorporada en estos sistemas (Valigura *et al.*, 2000; Frohn & Hertel, 2005; Jickells, 2006). La entrada de N atmosférico ocurre como depositación húmeda (precipitación) o seca (difusión of NH_3 y movimiento Browniano, sedimentación o impacto en el caso del NH_4^+ particulado) (Swackhamer *et al.*, 2004; Clark & Kremer, 2005).

Debido al incremento de las actividades humanas, la depositación de nitrógeno biológicamente disponible desde la atmósfera se ha incrementado hasta magnitudes similares a la fijación natural de N_2 (Vitousek *et al.*, 1997), y se le ha llegado a reconocer como el mayor factor de sobrefertilización en sistemas de bosques en los EU, de acidificación de lagos y aguas corrientes, así como un importante contribuyente al proceso de eutrofización en sistemas acuáticos (Vitousek *et al.*, 1997; Frohn & Hertel, 2005).

En la zona norte de Sinaloa existen una serie de actividades que son fuente de nutrientes y que posteriormente son transportados a la zona costera como depositación húmeda o seca, tales como una intensa actividad agrícola en alrededor de 300, 000 has de cultivo, la combustión de vehículos principalmente concentrados en las ciudades de Los Mochis y Guasave (300,000 y 80,000 hab respectivamente), y los aportes atmosféricos de la termoeléctrica de Topolobampo.

I.5.2.1 Precipitación húmeda

Los resultados obtenidos para la contribución húmeda de N y P en el área de estudio, corresponden a los meses de noviembre-diciembre de 2007 y julio-septiembre 2008 cuando se registraron precipitaciones en la zona (Fig. 24b). Las concentraciones de NIT medidas en ambos sitios mostraron los valores máximos asociados al ciclo agrícola regional principalmente en Navachiste (1.44 mg L⁻¹; Fig. 28) ya que éstos coinciden con la más intensa aplicación de fertilizantes para la temporada otoño-invierno (Fundación Produce, 2003), mientras que en Topolobampo la concentración máxima, obtenida en julio de 2008 (0.83 mg L⁻¹), pudo estar relacionada de acuerdo a lo mencionado por Galloway *et al.* (2004) y Jickells (2006), a una mayor contribución de las formas de NO_x producto de la combustión de una mayor cantidad de vehículos en Los Mochis, así como a las mayores emisiones de la termoeléctrica ubicada en Topolobampo, industria que en la época cálida incrementa su producción por la mayor demanda de energía, situación similar a lo reportado por Miller & Van Atten (2004) y Vijay *et al.* (2004). Lo anterior es corroborado por las mayores concentraciones de formas oxidadas (NO₃⁻) al NIT en esa zona, mientras que en Navachiste lo fue el NH₄⁺, el cual tiene su origen principalmente en la aplicación de fertilizantes en la zona agrícola adyacente, y que de acuerdo a Meisinger & Jokela (2000) y Galloway *et al.* (2004) es la mayor fuente de NH₄⁺ a la atmósfera, llegando a ser responsable de hasta el 90% del NH₄⁺ medido en esta. Adicionalmente, en la zona de Navachiste las emisiones de NO_x de la zona urbana más cercana (Guasave: 80,000 hab) son menores que en la zona de Topolobampo.

Es importante mencionar que aún cuando el patrón de aplicación de fertilizantes es similar en ambas zonas, el sistema de captación de precipitación en Navachiste está más cercana a la zona agrícola que el ubicado en Topolobampo (Figs. 2 y 3), lo cual pudiera ser un factor que permitió medir mayores concentraciones de NH₄⁺ en aquel sitio debido a su cercanía con la fuente de emisión (Meisinger & Jokela, 2000; Withall & Paerl, 2001; Ding *et al.*, 2007), característica

que está determinada por la mayor velocidad de depositación que los NO_x (Duyzer, 1994).

Las máximas concentraciones y distribución temporal del PIT en Topolobampo (Fig. 26), pudieron estar relacionadas a una mayor arrastre de partículas provenientes de tierra, producto de mayores intensidades de vientos durante julio en esa zona, además de una mayor turbulencia en Topolobampo debido a su orografía (presencia de montañas y el Puerto de Topolobampo), y que de acuerdo Frohn & Hertel (2005) y Jickells (2006), son un factor que induce mayor turbulencia, a diferencia de Navachiste, donde el terreno es más homogéneo y posee mayor cobertura vegetal (Figs. 2 y 3). Este patrón de arrastre de partículas constituye la fuente principal de P atmosférico debido a que éste no posee un componente gaseoso significativo a diferencia del N (Jickells, 2006).

Las menores concentraciones de NIT y PIT obtenidas en agosto y septiembre de 2008 en las aguas de lluvia, pudieron estar asociadas al efecto de dilución de las lluvias más abundantes, tanto como a que se habían precipitado una gran cantidad de nutrientes durante las primeras lluvias que se presentaron en julio de 2008, dejando mas “limpia” la atmósfera tanto de gases como de partículas (Clark & Kremer, 2004; Frohn & Hertel, 2005).

Al contrastar las concentraciones obtenidas (NID: 0.08-1.4 mg L⁻¹ y PID: 0.01-0.08 mg L⁻¹) con los datos de Borrego-Belmar (2007) realizado en el área de Culiacán, Sinaloa (NID: 0.16 mg L⁻¹; PID: 0.02 mg L⁻¹), el cual es el único antecedente para el Estado de Sinaloa, se observa que son mayores en nuestra área de estudio. Lo anterior es debido a que nuestros resultados corresponden a la concentración promedio de un ciclo anual, el cual refleja la variabilidad de todos los factores involucrados (patrones de fertilización, emisiones de vehículos e industria, transporte de partículas por viento, etc.), mientras que el trabajo mencionado fue realizado en solo 2 eventos de lluvia de solo un día de duración (26 de enero y 28 de febrero de 2005), lo cual explica las bajas concentraciones obtenidas. Respecto a otros trabajos realizados en distintas áreas, nuestras concentraciones son

semejantes a lo reportado por Follet (1989) quien obtuvo valores promedio anuales de NID de 1.29 y 0.93 mg L⁻¹ en dos sitios del Estado de Indiana; pero menores a lo obtenido en diferentes zonas costeras en los Estados Unidos (NID: 1.08-2.91 mg L⁻¹; Ayars & Gao, 2007), Tabasco, México (NID: N.D. a 2.63 mg L⁻¹; Cristóbal-Acevedo, *et al.*, 2002; Estrada-Botello *et al.*, 2002), mientras que otros trabajos reportan valores de PID en un rango más amplio de concentración (N.D.-1.50 mg L⁻¹; Morales *et al.*, 2001; Liu *et al.*, 2005; Sundarambal *et al.*, 2006).

Por otro lado, con la finalidad de entender la magnitud de los aportes en los sistemas lagunares de norte de Sinaloa, se calcularon las contribuciones promedio anuales para compararlas con otros sistemas costeros sujetos a fuerte presión antropogénica. Los resultados muestran que los aportes húmedos de NH₄⁺ y NO₃⁻ de nuestra área de estudio se encuentran en los niveles bajos respecto a los medidos en estos sistemas costeros (Fig. 41), lo cual está relacionado a las bajas precipitaciones en nuestra área de estudio.

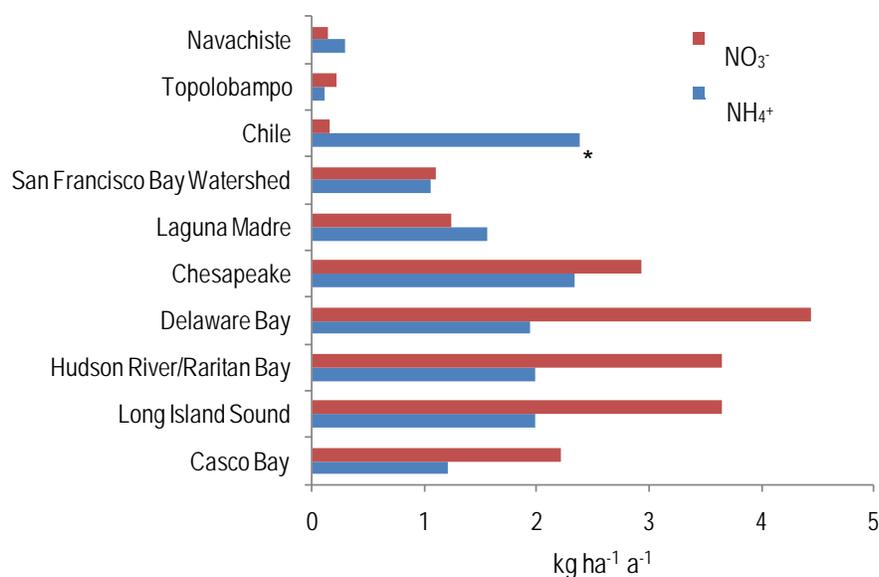


Figura 41. Precipitación húmeda de NO₃⁻ (NO₃⁻+NO₂⁻) y NH₄⁺ en los sistemas costeros del Norte de Sinaloa (Topolobampo y Navachiste) y otros sistemas costeros de América. *Ecosistema de Bosque (Godoy *et al.*, 2005). Datos de sistemas costeros tomados de Valigura *et al.* (2000).

I.5.2.2 Precipitación seca

En los estudios de la contribución atmosférica seca de N es necesaria la cuantificación de los componentes NO_x y NH_y , sin embargo, debido a que no fue posible determinar la concentración del grupo NO_x en ambas regiones, en el este apartado se presentan solo los resultados de la fracción del N- NH_y . Con esa consideración, la variabilidad temporal la contribución de N- NH_y vía precipitación seca, al igual que lo registrado de NH_4^+ en la precipitación húmeda, sigue el patrón de fertilización regional (máximos en la temporada agrícola otoño-invierno) en ambos sitios, ya que las mayores depositaciones se midieron en los meses de agosto a noviembre de 2008 (Fig. 29), con un ligero adelanto en el máximo de la zona agrícola de Topolobampo, medido en septiembre de 2008, y que posiblemente se debió a diferencias en las prácticas agrícolas entre regiones. Adicionalmente, estos valores altos se mantienen durante los meses fríos hasta enero-febrero de 2009, cuando se realiza la fertilización de preparación para la temporada primavera-verano, la cual es mucho menos extensa y con cultivos de menores requerimientos de nutrientes (Fundación Produce, 2003) que en la temporada otoño-invierno (Figs. 30 y 37).

Los valores promedio anuales de N- NH_y de 0.16 kg ha^{-1} en Topolobampo y de 0.20 kg ha^{-1} en Navachiste estuvieron muy cercanos al rango reportado en diversos estudios realizado en sistema costeros de los Estados Unidos (Valigura *et al.*, 2000), en los cuales se obtuvieron flujos promedio de 0.18 a $1.15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Fig. 42).

Es notorio que aún cuando los sistemas lagunares se encuentran muy cercanos (Fig. 1), hay diferencias importantes entre ellos, dado probablemente por las diferencias orográficas y climáticas entre ellos (CONAGUA, 2007a y b) los cuales de acuerdo a Jickells (2006) son un factor importante, así como por la ubicación de los colectores, ya que en el caso de Topolobampo, se colocaron en el Cerro Gallinas (30 m de altura y a 10 km de la zona agrícola), mientras que en El Tortugo, el colector se ubicó aproximadamente a 5 m del suelo y a solo 1 km de la zona de cultivo, por lo que las mayores concentraciones de NH_4^+ pudieran estar influenciadas

por una mayor cercanía de las fuentes de aporte de acuerdo a lo mencionado por Swackhamer *et al.* (2004).

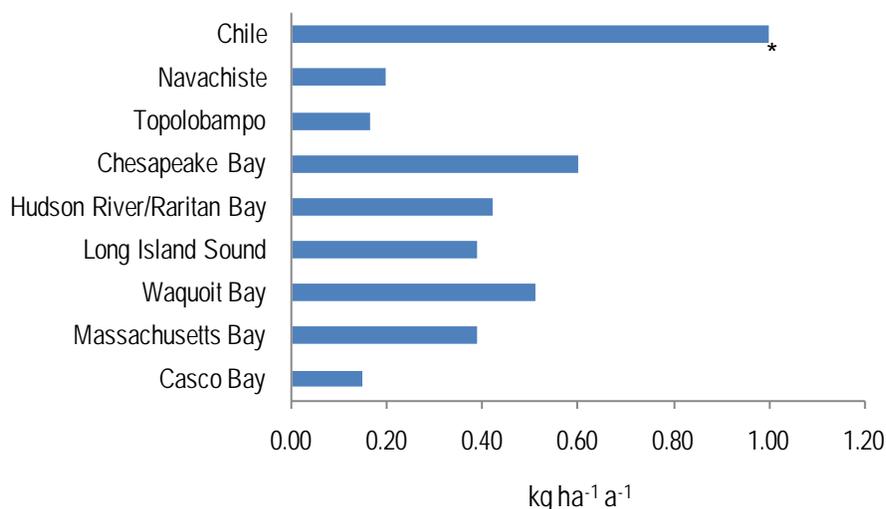


Figura 42. Valores promedio anuales de precipitación seca de N-NH₄⁺ en los sistemas costeros del Norte de Sinaloa (Topolobampo y Navachiste) y otros sistemas costeros de América. *Ecosistema de Bosque (Godoy *et al.*, 2005). Datos de Sistemas costeros tomados de Valigura *et al.* (2000).

I.5.2.3 Flujos atmosféricos de nutrientes

En la zona del DR 075, la intensa actividad agrícola y urbana aportan cantidades importantes de N principalmente a la atmósfera que posteriormente pueden ser transportadas hacia las zonas costeras adyacentes, como se demostró en nuestro trabajo.

Con los resultados obtenidos de las sumas de las concentraciones de NO_x y NH₃ en la atmósfera, se calculó el porcentaje de pérdida total de N de la aplicación de fertilizantes por región partiendo de un valor promedio en el DR 075 de 181 kg ha⁻¹ a⁻¹. Las pérdidas de N a la atmósfera fueron de 3.4 y 4.6 kg ha⁻¹ a⁻¹; mucho más bajas de lo reportado en la bibliografía (Mora-Ravelo *et al.*, 2007) donde se indica que las pérdidas de 10-15 kg ha⁻¹ a⁻¹ son comunes. Es importante mencionar que en el presente trabajo no se cuantificó la contribución seca de NO_x, ni las concentraciones de la porción orgánica de las muestras, lo que puede explicar éstos

bajos valores obtenidos. Sin embargo, las cantidades medidas en la atmósfera en la zona de estudio no son bajas, tal como pudo observarse al comparar las concentraciones de la fracción NH_y con trabajos realizados en otros sistemas costeros (Fig. 42). Esto está relacionado con la gran aplicación de fertilizantes nitrogenados (principalmente amoniaco anhidro), los cuales pueden variar desde 40 hasta 350 kg ha^{-1} (Fundación Produce, 2003), y que debido a diversos factores como altas temperaturas, pH, humedad del suelo y mala aplicación de agroquímicos, pueden perderse a la atmósfera a través de los procesos de volatilización del amoniaco, así como por la desnitrificación de los compuestos de NO_3^- (Grageda-Cabrera *et al.*, 2002). Aunque la volatilización del amoniaco es un mecanismo que ocurre naturalmente en todos los suelos debido a la mineralización de nitrógeno orgánico, las pérdidas provenientes de fertilizantes químicos son considerablemente mayores que las provenientes del nitrógeno del suelo (Chevallier-Boutell & Toribio, 2005, y pueden llegar a ser desde 40% (Páez-Osuna *et al.*, 2007) hasta más del 70% cuando no hay una correcta aplicación de los agroquímicos (Grageda-Cabrera *et al.*, 2002). En el área de estudio es posible que éste mecanismo de pérdida de N sea un proceso muy importante, ya que en el DR 075 los fertilizantes nitrogenados son básicamente compuestos de amonio (nitrato de amonio, sulfato de amonio y amoniaco anhidro), así como urea, compuestos que de acuerdo a Grageda-Cabrera *et al.* (2002) y Duxbury *et al.* (1993), favorecen la producción de N_2O a partir de la hidrólisis (en el caso de la urea) y por la acción de bacterias nitrificantes y desnitrificantes que los reducen hasta N_2O incrementando las concentraciones de NO_x . Adicionalmente, esta pérdida puede ser mayor por efecto de la baja fijación inducida por pH altos en el suelo ($\text{pH} > 8.0$; Chevallier-Boutell & Toribio, 2005), valores que son comunes en los suelos del DR 075, así como por efecto de los suelos arcillosos de la zona, ya que de acuerdo a Van Groeningen *et al.* (2004), Young & Aldag (1982) y Cristóbal-Acevedo *et al.* (2002) las pérdidas de N a la atmósfera son mayores en suelos arcillosos. Las bajas concentraciones de los compuestos oxidados que pueden ser debido a que parte del NO_x hayan sido

transportado por viento fuera de su área de emisión, lo que bajó su señal en la zona de estudio (Jickells, 2006).

Debido a que las distintas fuentes se encuentran muy cercanas a las zona costera, es posible inferir que las concentraciones medidas tanto húmedas como secas se refieren a las cantidades de N y P que son incorporados a los ambientes costeros, ya que los equipos de medición fueron ubicados en el litoral de estos ambientes (Figs. 2 y 3), y aunque Withall & Paerl (2001) mencionan que en ambientes marinos debido a la lejanía de las fuentes de emisión, la baja turbulencia causada por el agua, los aportes pueden ser hasta de un 30% menor a lo medido en tierra. En el presente trabajo los equipos de medición fueron colocados muy cerca de la costa, e inclusive, en Topolobampo en la parte central del sistema lagunar, esta disminución en los aportes puede no ser de importancia. Adicionalmente y de acuerdo a Jickells (2006), el efecto de la mezcla de las partículas y gases de N con la brisa marina principalmente en ambientes desérticos y semidesérticos, favorece la precipitación de estos compuestos al mezclarse incrementando su densidad.

Por otro lado, es importante mencionar que en los cálculos de los aportes de N atmosférico, no se cuantificó el N-NO_x vía depositación seca, el cual puede ser una porción importante de los flujos de N en los sistemas costeros del Norte de Sinaloa, como pudo notarse en lo relativo a la precipitación húmeda en la zona de Topolobampo, donde los NO_x fueron el contribuyente más importante debido a la gran cantidad de emisiones que se reciben en esa zona.

I.5.3 AGUAS SUBTERRÁNEAS

El éxito de la actividad agrícola de alta tecnificación (como es el caso del norte de Sinaloa), tiene su origen en la alta inversión de recursos para poder mantener un aceptable margen de producción, competitividad y calidad de los productos generados (Palomo-Rodríguez *et al.*, 2007). Debido a que la agricultura del DR 075

es desarrollada en una zona semiárida, se ha asegurado el recurso hídrico a través de un sistema de riego intensivo, y con la finalidad de mantener altos rendimientos en los cultivos se aplican grandes cantidades de fertilizantes, llegando inclusive a sobrefertilizar en su búsqueda de lograr mejores cosechas. Desafortunadamente, una de las desventajas de la aplicación de éstos agroquímicos es que alteran las propiedades químicas y biológicas del suelo, y por lixiviación (principalmente el N), pueden llegar a contaminar los acuíferos (Arregui *et al.*, 2005; Palomo-Rodríguez *et al.*, 2007). El lixiviado es el movimiento del nitrógeno inorgánico hacia los horizontes más profundos del suelo y de éste hacia el acuífero. Las pérdidas por este proceso ocurren, normalmente como NO_3^- ya que el NH_4^+ normalmente se encuentra inmovilizado, fijado, adsorbido o se ha transformado en NO_3^- por procesos de nitrificación (Grageda-Cabrera *et al.*, 2004). Debido a éste mecanismo y a las altas cantidades de fertilizantes nitrogenados aplicados en zonas agrícolas que alcanzan los acuíferos, se han medido altas concentraciones de nitratos (como N-NO_3^-) en Europa (promedio anuales: 0.45 a 10 mg L^{-1} ; Lindinger & Scheidleder, 2004) y Estados Unidos (0.001 hasta más de 30.0 mg L^{-1} , Shimada *et al.*, 1993; Komor & Magner, 1996; Spalding *et al.*, 2001; Kroeger & Charette, 2008). En México, diversos trabajos han reportado altas concentraciones de N-NO_3^- en aguas subterráneas en zonas agrícolas (Pacheco, 1992: N.D. hasta 51 mg L^{-1} ; Castellanos, 1989: 0.01 a 47.7 mg L^{-1} ; Martínez *et al.*, 2005: >46 mg L^{-1} ; Estrada-Botello *et al.*, 2007: 0.7-6.0 mg L^{-1}). Harter (2009) menciona que concentraciones de NO_3^- menores de 2.0 mg L^{-1} son comunes en ambientes no impactados, y en su trabajo realizado en California reportó valores de < 1 hasta > 10 mg L^{-1} de N-NO_3^- . Nuestros resultados concuerdan con lo anteriormente mencionado, ya que el NO_3^- fue la especie nitrogenada principal durante todo el periodo de muestreo (Fig. 31), y sus concentraciones (0.001 a 1.56 mg L^{-1}) son mucho menores a lo reportado en otros trabajos en zonas agrícolas, y se encuentran dentro de los rangos normales para aguas libres de contaminación (Lloyd & Tellan, 1988; Eco-Link, 2000; Costa *et al.*, 2002; Skriver, 2006; Palomo-Rodríguez *et al.*, 2007).

Las concentraciones de PID también se encontraron en bajos niveles en la zona de estudio (0.0.1 a 1.3 mg L⁻¹; Fig. 30) y son similares a lo reportado en diferentes acuíferos con o sin influencia agrícola (0.4 a 11.0 mg L⁻¹; Vanek, 1993; MacCobb *et al.*, 2003; Niencheski *et al.*, 2007; Jalali, 2008). Sobre el comportamiento del P en aguas subterráneas debe mencionarse que durante años se había documentado que su transporte a través de las aguas subterráneas era muy limitado por su capacidad de adsorberse en las partículas de sedimento, lo que llevó a pensar en bajo o nulo enriquecimiento de P en aguas subterráneas (Vanek, 1993), sin embargo, estudios recientes mencionan que las aguas subterráneas si pueden ser enriquecidas por P y ser un fuente importante de este nutriente en las zonas costeras (MacCobb *et al.*, 2003; Jalali, 2008). Los bajos valores obtenidos en nuestro trabajo pueden deberse a la composición los suelos de la región (alto contenido de arcilla, Fig. 43) los cuales incrementan la retención de nutrientes en la capa superficial y no permite su incorporación a la zona arenosa del acuífero, en la cual se da un transporte mayor de solutos. Lo anterior fue demostrado para la zona por Verduzco-Heredía (2003) quien determinó un tiempo de recarga vertical para el acuífero de 15 años en promedio, y de 7 años en zonas de fosas sépticas, y lo atribuyó al efecto de la composición arcillosa del suelo de la región. Este mecanismo es el responsable de que aún cuando en la zona se aplican grandes cantidades de fertilizantes de N y P, las concentraciones en el acuífero se mantienen bajas.

Sin embargo, fue notorio que para algunos casos, los valores máximos de nutrientes se localizaron muy cerca del lecho del río Sinaloa y en la parte norte de la zona de estudio (Anexos 8-12), así como que temporalmente las mayores concentraciones de todos los nutrientes se obtuvieron durante los meses de julio y octubre de 2006 (Fig. 30). Lo anterior puede deberse que a pesar del efecto retenedor de los suelos arcillosos del DR 075, si hay enriquecimiento del acuífero por las actividades realizadas en la zona. Lo anterior fue demostrado por Lázaro *et al.* (2000) en el acuífero del DR 076 Valle del Carrizo, zona contigua al DR 075 y que presenta las mismas características de composición del suelo y profundidad del acuífero, cuyos resultados indicaron recargas máximas durante los meses de octubre

a febrero en esa zona, con recargas hasta del 86% ubicadas en la frontera delimitada por el canal de distribución norte (Canal río Fuerte, Fig. 6) probablemente por pérdidas del canal u otras contribuciones del área adyacente, así como a una mayor cantidad de riegos para satisfacer la demanda de los cultivos. Adicionalmente, ya en el DR 075, Verduzco-Heredia (2003) también ubicó recarga del acuífero en la parte norte del sitio (zona cercana al canal de distribución río Fuerte) así como en la zona cercana al lecho del río Sinaloa, zonas de concentraciones máximas de nutrientes en nuestro trabajo.

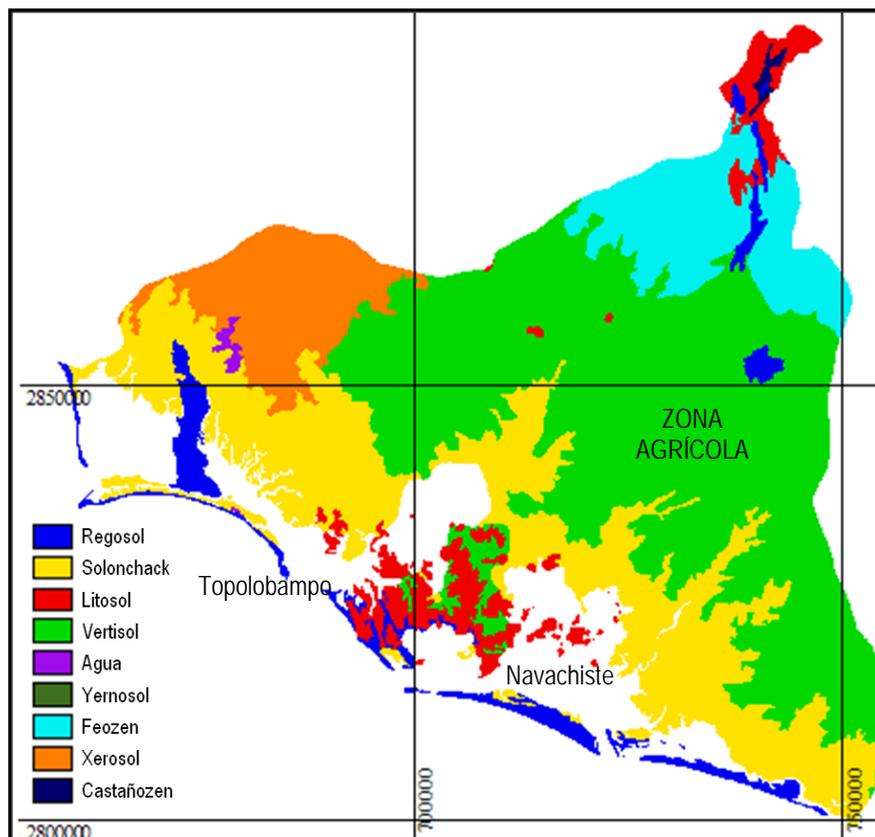


Figura 43. Tipos de suelo en la región norte del Estado de Sinaloa. Modificado de Berlanga-Robles *et al.*, 2005.

I.5.3.1 Aportes a la zona costera

La descarga de agua subterránea hacia la zona costera generalmente ocurre como un flujo lento y difuso pero puede ser una fuente importante en ciertos tipos de suelo, como los kársticos. Adicionalmente a los flujos lentos, la descarga de aguas subterránea es espacial y temporalmente variable, lo que complica los esfuerzos para caracterizar los sitios específicos de los flujos de entrada. Sin embargo, la importancia de la descargas submarinas de aguas subterráneas (SGD por sus siglas en inglés) como fuente de nutrientes disueltos a las aguas costeras ha sido reconocida ampliamente (Schwartz, 2005), y estudios recientes sugieren que el SGD puede equipararse con los aportes superficiales de nutrientes en muchas zonas costeras y puede llegar a ser la fuente de nutrientes principal en estuarios y embalses (Mulligan & Charette, 2008).

En los ambientes lagunares del norte de Sinaloa, de acuerdo a los mapas de flujos subterráneos obtenidos (Fig. 32), no existe aporte de los acuíferos a ambos sistemas, por lo que en el presente trabajo se presume que la contribución de las aguas subterráneas en el proceso de enriquecimiento no existe y no se tomó en cuenta para el cálculo de las fuentes de nutrientes. Sin embargo, debido a que antiguamente el delta del río Fuerte tenía un brazo que descargaba en la zona de Topolobampo y que contribuyó a formar la barra arenosa de la Isla Santa María (Phleger & Ayala-Castañares, 1969), es muy posible que se mantenga el flujo subterráneo hacia Topolobampo. No obstante, la metodología para la identificación de flujos subterráneos no evidentes es compleja (Schwartz, 2005) y está fuera de los alcances de este trabajo.

I.5.4 FUENTES DE NUTRIENTES

Debido a la importancia de los ecosistemas costeros como sitios de alta biodiversidad, fuentes de alimento y recursos, muchos esfuerzos se han llevado a cabo para mantener su equilibrio y adecuado funcionamiento, en virtud de los

grandes impactos a los que están sometidos. Una de las primeras acciones necesarias para la conservación de estos sitios es el conocimiento de su variabilidad espacial y temporal, así como la identificación de los factores que son fuente de disturbio.

En éste sentido, es fundamental conocer las diferentes entradas de nutrientes y su variabilidad temporal con la finalidad de proponer las medidas de mitigación adecuadas en cada caso. Por ello, el presente trabajo provee de datos útiles para tal fin, mismos que tienen su base en datos de campo, y que permitieron identificar la contribución de las distintas fuentes de nutrientes. Es importante mencionar que aún cuando en un trabajo previo, Páez-Osuna *et al.* (2007) presentaron resultados de las diferentes fuentes de N y P en la zona costera de Sinaloa, en el cual muestran datos de aportes de nutrientes para cada laguna costera del estado, estos están sustentados sobre estimaciones y no con datos de campo de cada sistema lagunar. Muestran las contribuciones gruesas por actividad antropogénica (agricultura, ganadería, acuacultura, aportes urbanos, etc.) sin poder llegar a aproximaciones más finas, además de suponer que todo lo producido por actividad llega a la costa, y no se tomaron en cuenta factores como dispersión por viento, retención por tipo de suelo, pérdida a los sedimentos, entre otros. Sin embargo el trabajo mencionado constituye una excelente referencia para conocer las magnitudes de las presiones ejercidas por actividad.

En el presente estudio, aún cuando no se tuvieron cubiertas la totalidad de las fuentes, fue posible distinguir no solo las contribuciones de cada actividad, sino las formas de nutrientes principales, las vías de entrada (superficiales, atmosféricas, etc), su variabilidad espacial y temporal y los posibles factores que inducen esa variabilidad. Nuestros resultados mostraron que las aportaciones superficiales son la vía principal de entrada a la zona costera, siendo la agricultura la fuente de nutrientes más importante. Adicionalmente, se generaron los primeros datos de un ciclo anual de los aportes atmosféricos en Sinaloa, y se identificó a ésta como la segunda en importancia como fuente de N biodisponible. Sin embargo, ya que no fue posible

cuantificar la fracción total del NO_x , es posible que su contribución sea mayor, por lo que es necesario continuar con estudios al respecto, sobre todo cuando existe más de una fuente de emisión de estos componentes en la zona.

II VARIABILIDAD TEMPORAL DE NUTRIENTES Y VARIABLES AMBIENTALES EN LAS LAGUNAS COSTERAS DEL NORTE DE SINALOA.

II.1 INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son cuerpos de agua someros de salinidad variable, separados del mar por barreras arenosas (Phleger, 1969, Conde *et al.*, 2003). Cubren aproximadamente 60,000 km² y ocupan el 14% del total de la zona costera, siendo más numerosos en latitudes medias, de escasa marea y en zonas de acumulación de arena (Nichols & Allen, 1981; Mitsch & Gosselink, 1993). Situados entre la tierra y el mar abierto, estos cuerpos costeros reciben la influencia de escorrentías continentales ricas en nutrientes derivados de la actividad urbana, agrícola e industrial. Son sistemas caracterizados por grandes fluctuaciones en sus características físico-químicas y ecológicas y por una estrecha interdependencia con las actividades socio-económicas que se realizan en su entorno (Conde *et al.*, 2003).

La productividad de las lagunas costeras es de las más altas registradas en la naturaleza (Knoppers, 1994), y los factores que intervienen para estimular ésta son la luz, temperatura, procesos hidrodinámicos (marea, tiempo de residencia, etc.), así como el aporte continuo de nutrientes. De éstos, los más relevantes son la luz y la concentración de nutrientes (Suárez-Isla & Guzmán-Méndez, 1995), mismos que junto con el resto de los componentes abióticos involucrados, originan las fluctuaciones que son propias de éstos ecosistemas (Phleger & Ayala-Castañares, 1969; Postma, 1969; Nixon, 1982; Snedaker & Getter, 1985). Es importante mencionar que en los ambientes costeros se pueden identificar cuatro fuentes de variabilidad en relación a su productividad que actúan en diferentes escalas temporales: 1) escala horaria (ej. resuspensión de sedimentos), 2) semanas a meses (régimen hidrológico), 3) meses (estacionalidad) y 4) años a décadas (impactos antrópicos y cambios naturales de mediano a largo plazo) (Aubriot *et al.*, 2005).

Sobre el último punto, desde hace más de tres décadas ha quedado claro que los aportes de las actividades humanas han alterado los flujos naturales de nutrientes en los sistemas costeros lo que ha desencadenado el fenómeno de eutrofización (Paerl, 1997; Conley, 2000; NRC, 2000), e inducido cambios en los ciclos biogeoquímicos de los elementos en éstos ambientes con repercusiones importantes en las comunidades locales y muchas veces, en el valor de sus recursos de importancia económica (OECD, 1992). Por ello, en el estudio de los cambios inducidos por presión antropogénica, es necesario efectuar trabajos de largo plazo para definir los efectos de la transformación de los ecosistemas y los cambios de usos del suelo, así como para conocer la interacción entre actividades tierra adentro y sus efectos sobre las características estructurales y funcionales de los ambientes costeros (Aubriot *et al.*, 2005), con la finalidad de efectuar la adecuada planeación de las medidas de mitigación, control y manejo adecuado de los recursos costeros.

Sin embargo, no obstante la utilidad de los estudios de largo plazo, son relativamente pocos los existentes a la fecha a nivel internacional debido a la dificultad que este tipo de trabajos conlleva, tanto en el aspecto de esfuerzo científico, como en el económico, el cual muchas veces determina la falta de continuidad en los trabajos iniciados. Entre los ecosistemas costeros en los que se ha realizado investigación a largo plazo pueden mencionarse la Bahía de San Francisco (Cloern, 1996; Cloern & Jassby, 2009), Bahía Chesapeake (Kemp *et al.*, 2005) en el Mar Negro (Yunev *et al.*, 2007), Mar Báltico (Pliński & Józwiak, 1999; Munkes, 2005), Bahía de Jiaozhou, China (Zhang, 2007), Estuario del río Hudson (Caraco *et al.*, 2006), Fiordo Roskilde, Dinamarca (Clarke *et al.*, 2006), Bahía Laajalahti, Finlandia (Clarke *et al.*, 2006), mientras que para el caso de Latinoamérica, destaca el estudio realizado por Aubriot *et al.* (2005) en Laguna de la Rocha, Uruguay.

En México, aún cuando se cuenta con una gran cantidad de lagunas costeras consideradas entre las más productivas a nivel mundial, además de ser sitios de alta biodiversidad y creciente valor turístico (Flores-Verdugo *et al.*, 1993), muy poco se ha

realizado para identificar en el largo plazo el impacto de las actividades antropogénicas, aún cuando numerosos estudios mencionan alteraciones importantes tanto en su dinámica hidrológica, concentraciones de nutrientes y en la estructura de sus comunidades. Entre los trabajos existentes pueden mencionarse los de Day *et al.* (1988) y Fuentes (1990) en Laguna de Términos, Campeche, Álvarez & Luna (1990) en la Laguna de Tamiahua, Veracruz, así como el De la Lanza-Espino *et al.* (2008) en Laguna de Tres Palos, Guerrero, que aún cuando no presentaron datos continuos, compararon las condiciones de más de 20 años en el sitio para determinar el grado de cambio en las características físicas y químicas. Mención especial merece el esfuerzo iniciado desde 1990 en la zona costera de la Península de Yucatán, sitios en los que se han encontrado síntomas de eutrofización por influencia antropogénica (Herrera-Silveira, 2006).

En el caso de los sistemas lagunares del Norte de Sinaloa, a la fecha no existen estudios que describan el cambio en las características físicas, químicas o biológicas en el largo plazo, aunque los trabajos existentes han mostrado una constante degradación de la calidad del agua, pérdida de canales de navegación, modificación en la composición de comunidades, proliferaciones algales nocivas y desplome de pesquerías artesanales entre otros efectos (Díez-Pérez & Ramírez-García, 1976; Hernández-Real & Escobedo-Urías, 1996; Escobedo-Urías *et al.*, 1999; Gutiérrez-Barreras, 1999; Magaña-Álvarez, 2004; Martínez-López *et al.*, 2007; Ayala-Rodríguez, 2008). Esta falta de información de la zona Norte de Sinaloa ha originado que no exista un adecuado programa de manejo integral de la zona costera generando fuertes conflictos entre los diferentes sectores sociales de la región. Por lo que el presente trabajo aborda las siguientes interrogantes fundamentales:

- ¿Cuál es la variabilidad temporal (largo plazo) de las concentraciones de nutrientes en los sistemas costeros del Norte de Sinaloa?
- ¿Cuáles son los factores principales que determinan la variabilidad temporal en estos sitios?

Bajo estas interrogantes esta investigación constituye el primer estudio de largo plazo en la zona costera del Golfo de California y el de mayor duración hasta el momento en México. A través de los objetivos planteados y que son desplegados en la siguiente sección, se ha logrado identificar los cambios temporales inducidos (con énfasis en las concentraciones de nutrientes), así como el patrón anual promedio en cada sistema estudiado y su relación con las diferentes fuentes antropogénicas de nutrientes.

II.2 OBJETIVOS

1. Determinar la variabilidad temporal de variables físicas y químicas en los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste.
2. Identificar los factores principales que determinan la variabilidad temporal de los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste
3. Comparar la variabilidad del patrón anual de los sistemas lagunares de Topolobampo y Navachiste.

II.3 METODOLOGÍA

Se analizaron los resultados obtenidos en diversos periodos de muestreo realizados en la zona durante el 1987 – 2007 en los sistemas costeros del norte de Sinaloa (Topolobampo-Ohuira-Santa María y San Ignacio-Navachiste-Macapule). La serie más extensa se obtuvo en el Sistema Lagunar de Topolobampo, ya que corresponde al periodo mayo 1987 a junio de 2007, y consta de 2,858 registros mensuales (cada 15 días durante el periodo 1987-1990) a lo largo del sistema lagunar (Fig. 44). Los datos corresponden a muestreos superficiales durante 1987-1992, superficie y fondo para 1993-2003, y columna de agua integrada (Sutherland *et al.* 1992) para 2004-2007.

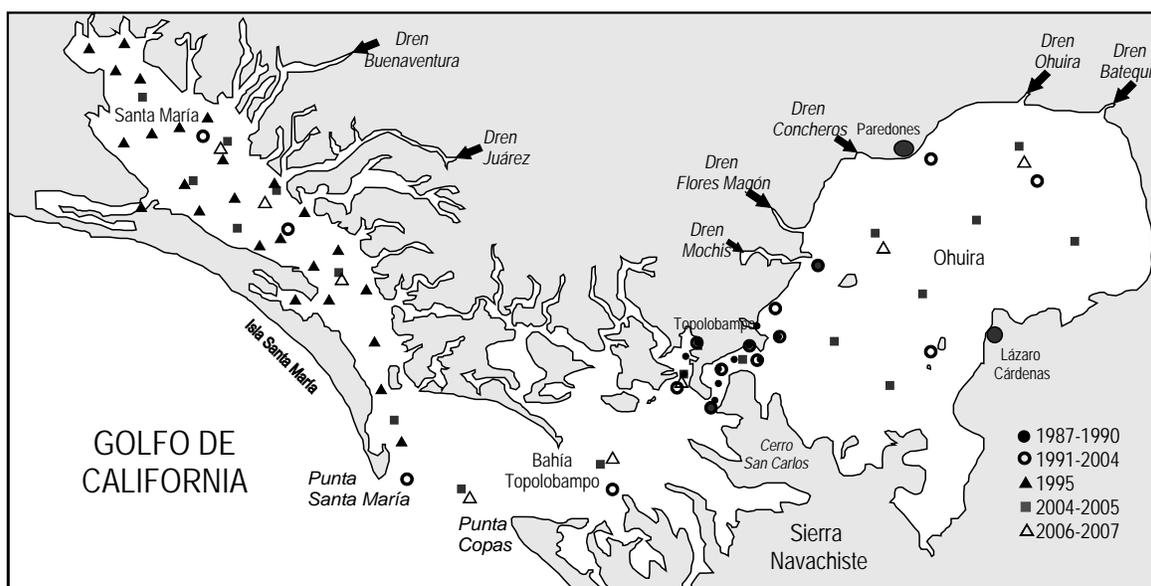


Figura 44. Ubicación de las estaciones de muestreo para los monitoreos realizados en el Sistema Lagunar de Topolobampo de 1987 a 2007.

Las variables que se midieron fueron temperatura superficial del mar (TSM), salinidad (SAL), pH, oxígeno disuelto (OD), nutrientes [NID=nitrógeno Inorgánico Disuelto ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$) y PID=fósforo inorgánico disuelto (PO_4^{3-})], sólidos

suspendidos totales (SST), profundidad de disco de Secchi (Secchi) y Clorofila a (Cl a).

Se utilizaron métodos electrónicos para la determinación de las variables TSM, SAL, pH y OD, mientras que las muestras para la determinación de nutrientes inorgánicos disueltos fueron procesados de acuerdo a la recomendado en Strickland & Parsons (1972). Los análisis de Cl a fueron realizados de acuerdo a Venrick & Hayward (1984) y la clorofila activa fue calculada usando las ecuaciones de Jeffrey & Humphrey (1975).

Debido a la falta de la serie completa de amonio (NH_4^+) para el ciclo 1987-2000 por no haberse realizado el análisis durante algunos muestreos, y con la finalidad de poder comparar los datos para el análisis de cambios de tendencias, se realizó el cálculo del amonio tomando como criterio el porcentaje observado de este nutrientes con respecto a los oxidados en diversos trabajos realizados en ambientes aledaños (Cervantes-Duarte, 1982; Paredes & López, 1988; Conde-Gómez & De la Lanza-Espino, 1994; Escobedo-Urías, 1997; Escobedo-Urías *et al.*, 1999; Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; Magaña-Álvarez, 2004; Poot-Delgado, 2006; Valenzuela-Siu *et al.*, 2007; López-Cortés *et al.*, 2008).

Para el caso del Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule, se realizaron monitoreo mensuales para los ciclos 1998-1999, 2002-2005 y 2007, y estacionales para 2000 (Fig. 45). Las variables analizadas y las técnicas de análisis fueron similares a las utilizadas para el caso de Topolobampo. El número de registros en éste caso fue de 766.

II.3.1 ANÁLISIS TEMPORAL DE VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS

La base de datos del presente trabajo está integrada de la información generada en los diferentes trabajos de investigación realizados en cada sitio por el grupo de investigación del CIIDIR Sinaloa-CICIMAR y de la Estación Oceanográfica de

Topolobampo durante el periodo 1987 a 2007. Para la organización de la base de datos, éstos se agruparon por sistema lagunar, año, laguna y variable.

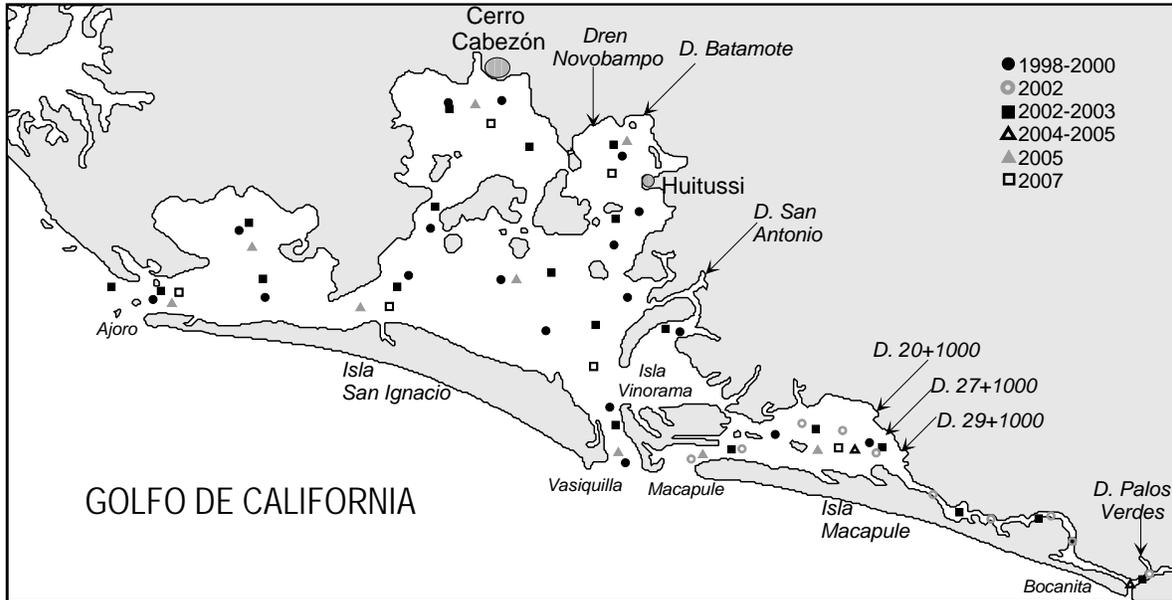


Figura 45. Ubicación de las estaciones de muestreo para los monitoreos realizados en el Sistema Lagunar Navachiste de 1998 a 2007.

Con la finalidad de distinguir tendencias en la serie, se realizó un análisis exploratorio de los datos mediante la determinación de anomalías estándar para las series de Topolobampo (1987-2007) y Navachiste (1998-2007), las cuales fueron calculadas de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$A_{std} = (X - \mu) / \sigma \quad \text{Donde:}$$

A_{std} = Anomalía estándar

X = Es el valor de la variable y corresponde al valor promedio mensual por año

μ = Es el valor promedio mensual para todo el periodo

σ = Es la desviación estándar mensual de todo el periodo.

Adicionalmente se construyó para cada sistema lagunar el patrón anual (ciclo anual promedio) por variable.

Para el análisis estadístico, la base de datos en ambos sitios fue corregida usando el criterio de la transformación de Log base 10 y los extremos fueron eliminados a ± 2.0 dvst (desviación estándar) y se recalcularon valores de nuevos promedios y la dvst correspondiente.

Se efectuó un análisis de regresión lineal entre los valores de salinidad contra las variables respuesta como concentración de nutrientes y transparencia, nutrientes contra Cl a, así como entre la concentración de nutrientes con las fuentes de éstos (superficiales y atmosféricas descritas en el capítulo I) y la concentración en las lagunas (periodo 2000-2007). Con la finalidad de distinguir diferencias entre años y lagunas, se aplicó una prueba de normalidad a los datos y cuando ésta condición no se cumplió, se normalizaron los datos mediante la aplicación del Log10. Las pruebas utilizadas fueron un análisis de varianza ANOVA ($\alpha=0.05$), así como la prueba t de Student ($\alpha=0.05$; Zar, 1984) para distinguir diferencias entre ciclos anuales para ambos sistemas. Adicionalmente se aplicó una prueba de correlación (Pearson, $\alpha=0.05$) para cada sistema utilizando la serie de datos normalizada para identificar relaciones entre variables.

Por último, se efectuó el análisis de las variables físicas, químicas, biológicas y meteorológicas (temperatura ambiental y precipitación), mediante la aplicación de anomalías estándar y se construyó el patrón anual para ambos sitios. El periodo analizado fue desde enero de 1987 a septiembre de 2007 para la zona de Topolobampo, y de enero de 1998 a agosto de 2009 para el caso de Navachiste.

II.4 RESULTADOS

II.4.1 VARIABILIDAD INTERANUAL

II.4.1.1 Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María.

La distribución de promedios anuales de la temperatura superficial del mar (TSM) mostró un rango de valores entre 24.1 y 27.9 °C con una tendencia a incrementarse a partir de 1991 y hasta 2005 (Fig. 46a), y un amplio rango de valores de más de 20.0 °C (rango: 15.10-37.00 °C; Anexo 14). El rango de salinidad indica dilución (19-40 ups, Anexo 14) y las concentraciones anuales se incrementan con el tiempo (33.0-36.3 ups, Figura 46a). Los valores promedio anuales de pH mostraron una tendencia a incrementarse durante el periodo 1987-1997 y a disminuir en la segunda década aunque con mayor variabilidad entre los datos. Los valores promedio anuales estuvieron entre 7.88 y 8.25 y un rango desde valores ligeramente ácidos (6.78) hasta 8.90 (Anexo 14).

La distribución anual promedio de OD mostró concentraciones entre 5.98 a 8.48 mg L⁻¹ con mayores valores y variabilidad durante el periodo 2005-2007 (Figura 46b). El rango de concentraciones durante el periodo mostró desde condiciones hipóxicas (0.54 mg L⁻¹) hasta la sobresaturación (14.31 mg L⁻¹; Anexo 14). En el caso de la Cl a, aún cuando solo se obtuvieron datos en los periodos 1987-1988 y 2005-2007, se observó un incremento en las concentraciones de esta variable con el tiempo (promedio anuales de 4.57 a 9.35 mg m⁻³; Fig. 46b) y un rango de valores entre 0.63 a 47.01 mg m⁻³ (Anexo 14).

Respecto a las concentraciones de nutrientes, los valores de ortofosfatos (PID) mostraron ligera variabilidad interanual (0.86 – 2.19 μM) con un valor anual promedio máximo en 2000 y una posterior disminución (Fig. 46c). El rango de valores estuvo entre 0.04 a 22.67 μM (Anexo 14). Para el caso del nitrógeno inorgánico disuelto (NID) los valores promedio anuales se incrementaron a partir de 2000 con mayor variabilidad de los datos a partir de entonces y hasta el final del muestreo con valores anuales promedio de 0.8 a 9.28 μM y un amplio rango de concentraciones desde 0.02 hasta 90.74 μM (Fig. 46c; Anexo 14).

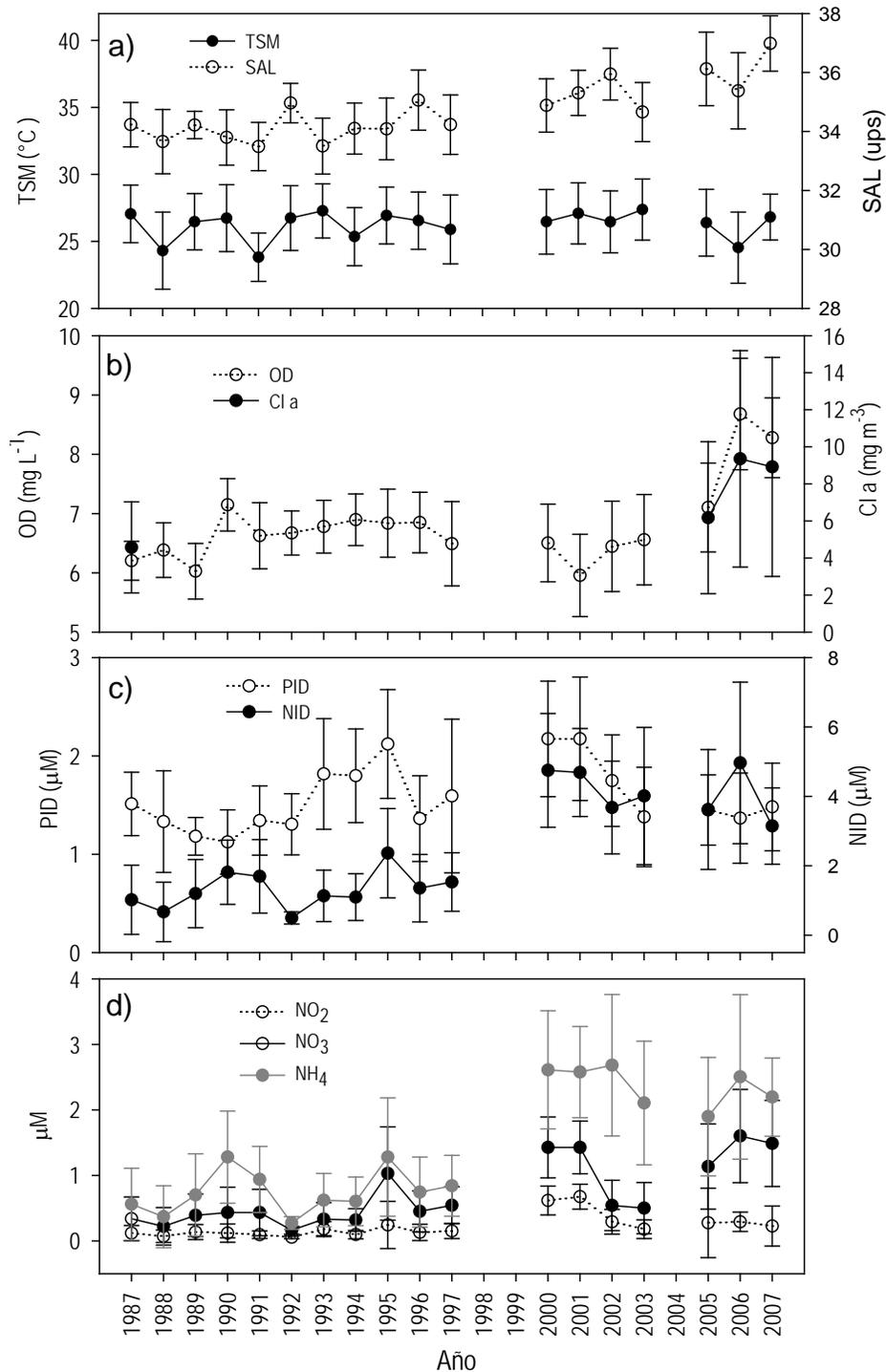


Figura 46. Promedios anuales y desviación estándar de a) temperatura y salinidad, b) oxígeno disuelto y clorofila a, c) nitrógeno inorgánico disuelto y fósforo inorgánico disuelto y d) especies nitrogenadas en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuirra-Santa María durante el periodo 1987-2007.

El NH_4^+ fue el principal componente de las especies de nitrógeno (promedios anuales: 0.24-6.04 μM) seguido del NO_3^- con mayores concentraciones y una mas alta variabilidad posterior a 2000 (Fig. 46d, Anexo 14).

Debido a la gran cantidad de datos, y con la finalidad de distinguir la variabilidad interanual, se aplicó un análisis de anomalías estándar de todas las variables físicas, químicas, biológicas y meteorológicas. Los resultados muestran para el caso de la precipitación, dominancia de anomalías negativas en la serie, siendo más acentuadas a partir de 1998 (Fig. 47).

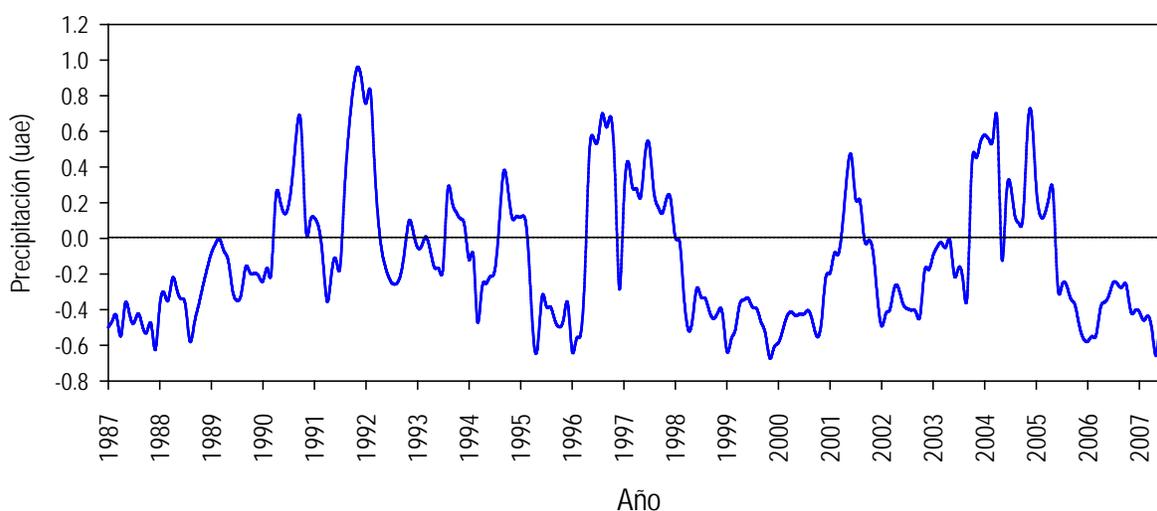


Figura 47. Anomalías estándar de precipitación en la zona del Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuirra-Santa María durante el periodo 1987-2007. Eje Y en unidades de anomalías estándar (uae).

Respecto al resto de las variables, se observó para el caso de la TSM, anomalías negativas durante el periodo 1987-1992 que denotan un periodo de menores temperaturas en concordancia a las anomalías de la temperatura ambiental (TAMB), mientras que posteriormente se observó una tendencia a temperaturas más cálidas que se adelantan a la tendencia de la TAMB (Fig. 48a). El análisis de los datos de la SAL %SAT y pH mostraron también un cambio en la tendencia, con valores menores hasta 1997 para posteriormente darse el cambio a anomalías positivas a partir de 2000 en el caso de la SAL(Fig. 48b), mientras que para %SAT y

pH, el cambio se observó entre los años 1991 y 1992, con una posterior disminución en 2005-2007 (Figs. 48 c y d).

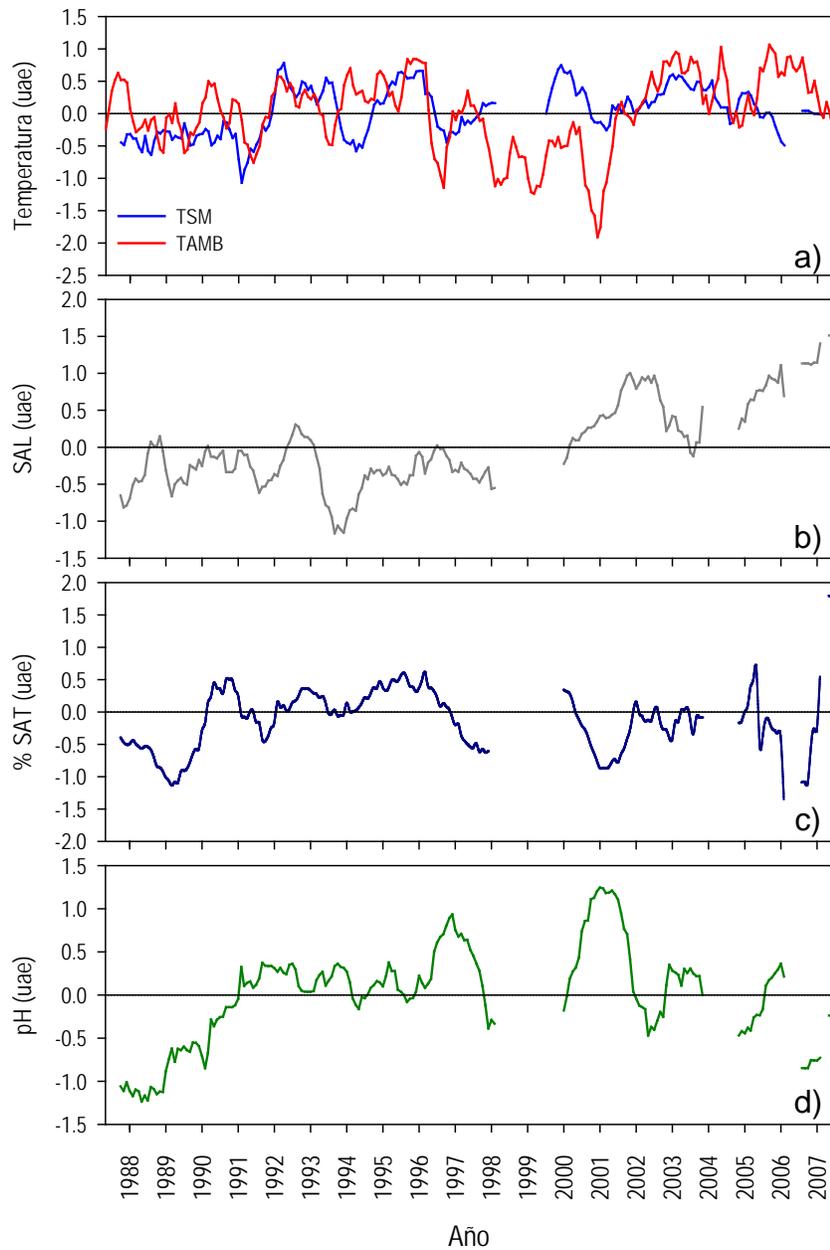


Figura 48. Anomalías estándar de a) temperatura superficial del mar (TSM) y temperatura ambiental, b) salinidad, c) porcentaje de saturación de oxígeno y d) pH en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo 1987-2007. Eje Y en unidades de anomalías estándar (uae).

Para el caso de los nutrientes nitrogenados se observó una clara diferencia entre los periodos 1987-1997 y 2000-2007, con anomalías negativas durante el primer caso y positivas el resto del tiempo, con una clara disminución durante 2004 (Fig. 49a). El PID se incrementó a partir de 1993 para posteriormente pasar a dominancia de las anomalías negativas a partir de 2003 (Fig. 49b). El caso de la razón N/P fue similar al NID (Fig. 49c).

El análisis de correlación ($\alpha=0.05$) aplicado entre las variables físicas y químicas solo mostró relación entre la TSM y pH, OD y Cl a, así como entre las especies nitrogenadas y la razón N/P (Tabla 7).

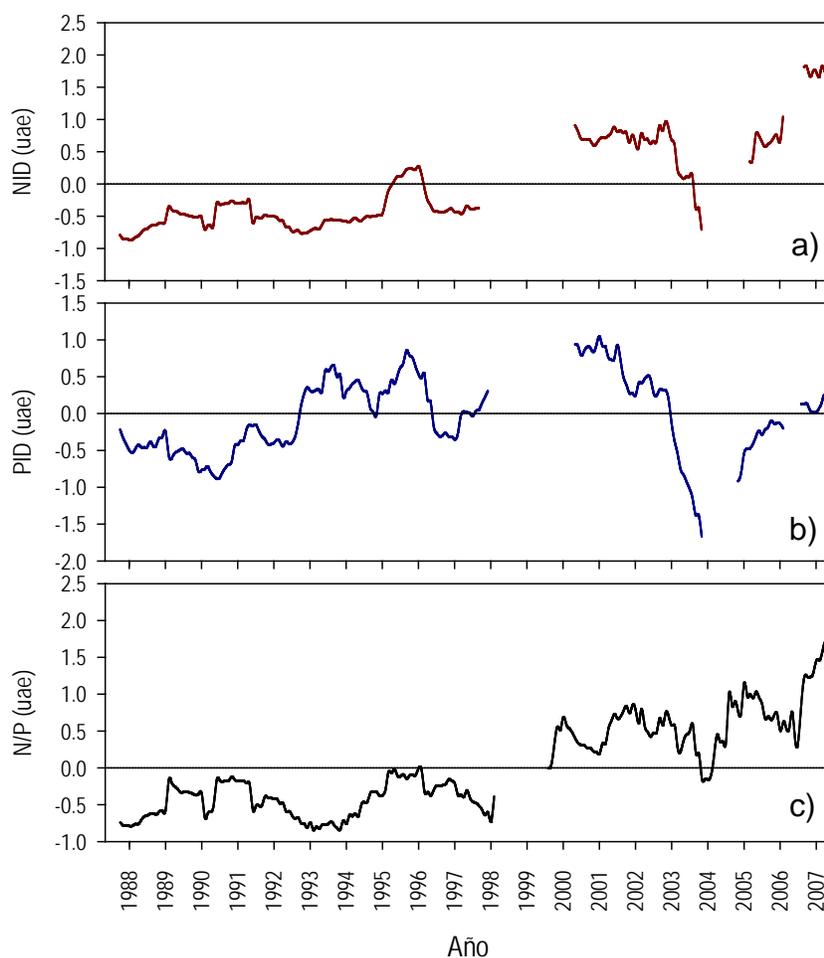


Figura 49. Anomalías estándar de a) NID, b) PID y c) N/P en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo 1987-2007. Eje Y en unidades de anomalías estándar (uae).

Tabla 6. Matriz de correlación (Pearson) de las variables físicas y químicas en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo de 1987 a 2007. Los números en rojo denotan correlación significativa ($\alpha=0.05$).

	TEMP	SAL	pH	OD	Secchi	%SAT	Cl a	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PID	NH ₄ ⁺	NID	N/P
TEMP	1.000												
SAL	-0.474	1.000											
pH	-0.993	0.438	1.000										
OD	-0.832	0.541	0.759	1.000									
Secchi	0.060	-0.200	-0.164	0.436	1.000								
%SAT	-0.819	0.635	0.746	0.993	0.386	1.000							
Cl a	-0.882	0.550	0.819	0.995	0.355	0.988	1.000						
NO ₂ ⁻	-0.839	0.875	0.819	0.760	-0.207	0.813	0.798	1.000					
NO ₃ ⁻	-0.828	0.846	0.777	0.892	0.067	0.934	0.906	0.962	1.000				
PID	0.892	-0.189	-0.937	-0.505	0.359	-0.474	-0.585	-0.624	-0.521	1.000			
NH ₄ ⁺	-0.680	0.934	0.622	0.806	0.056	0.870	0.809	0.934	0.973	-0.335	1.000		
NID	-0.660	0.948	0.604	0.781	0.027	0.849	0.784	0.933	0.965	-0.320	0.999	1.000	
N/P	-0.764	0.917	0.719	0.814	-0.032	0.872	0.830	0.975	0.988	-0.463	0.990	0.988	1.000

II.4.1.2 Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule

La distribución anual promedio TSM en el Sistema Lagunar de Navachiste mostró valores entre 23.7 y 26.4 °C, con valores máximos obtenidos en 2003 y mínimos en 2005 con una amplia variabilidad durante todo el periodo de muestreo (Fig. 50a). El rango de valores fue de 14.9 a 34.1 °C (Anexo 15). Para el caso de la SAL se mantuvo la variabilidad interanual observada para la TSM, y las concentraciones promedio anuales estuvieron entre 35.67 y 38.77 ups (Fig. 50a), con un rango de 24.6 a 45 ups. La distribución de pH mostró que los valores promedio anuales estuvieron entre 7.84 a 8.22 con mínimos en 2004 y el máximo obtenido en 2000 y una mayor variabilidad durante el periodo 1998-2002. El rango de valores fue muy amplio (5.3 a 9.1).

La distribución interanual de OD mostró concentraciones promedio anuales desde 5.92 a 8.04 mg L⁻¹ con el valor mínimo en 2004 y el máximo en 2007 (Fig. 50b). El rango de concentración fue amplio (2.6 a 13.2 mg L⁻¹; Anexo 15) con mayor variabilidad durante los primeros dos años de muestreo (Fig. 50b).

La distribución interanual de %SAT mostró sobresaturación en los valores promedio anuales (103.1 – 149.8 %) con el máximo ubicado en 2003, y el único valor de subsaturación de obtuvo en 2004. El rango de valores fue muy amplio, ya que los resultados estuvieron entre 39 y 254% (Anexo 15).

Las concentraciones de Cl *a* mostraron una tendencia a incrementarse con el tiempo, con valores promedio anuales de entre 5.13 a 7.08 mg m⁻³ y una mayor variabilidad en los datos durante 1998 y 2000 (Fig. 50b). El rango de valores estuvo entre 0.3 a 32.2 mg m⁻³ (Anexo 15).

La concentración de nutrientes mostró un comportamiento similar al observado para el OD, con valores promedio anuales mínimos de NID en 2003 (2.22 μM) y máximos en 2007 (5.23 μM) (Fig. 51c). El rango fue de 0.03 a 43.8 μM (Anexo 15). La concentración de PID fue diferente, ya que los valores promedio anuales máximos se obtuvieron en 2000 (2.55 μM) y el mínimo en 2007 (0.74 μM) (Fig. 50c), con una rango de 0.02 a 32.1 μM (Anexo 15).

La distribución de los promedios anuales de los nutrientes nitrogenados mostró que el componente más abundante fue el NH₄⁺, a excepción de 2007, cuando la concentración de NO₃⁻ fue ligeramente mayor (Fig. 50d). El rango de valores para las tres especies fue de ND (no detectado) a 62.1, 60.0 y 4.3 para amonio, nitratos y nitritos respectivamente (Anexo 15).

La distribución de los valores anuales promedio de la razón N/P mostró una tendencia a incrementarse a partir de 2000, con el valor máximo obtenido en el ciclo 1998-1999 y un muy amplio rango de valores (0.1 a 535.3; Anexo 15).

El análisis de correlación aplicado a los datos normalizados solo mostró significancia entre las variables pH-salinidad, % SAT-NO₂⁻, NID con NO₃⁻ y NO₂⁻, y PID con N/P (Tabla 7).

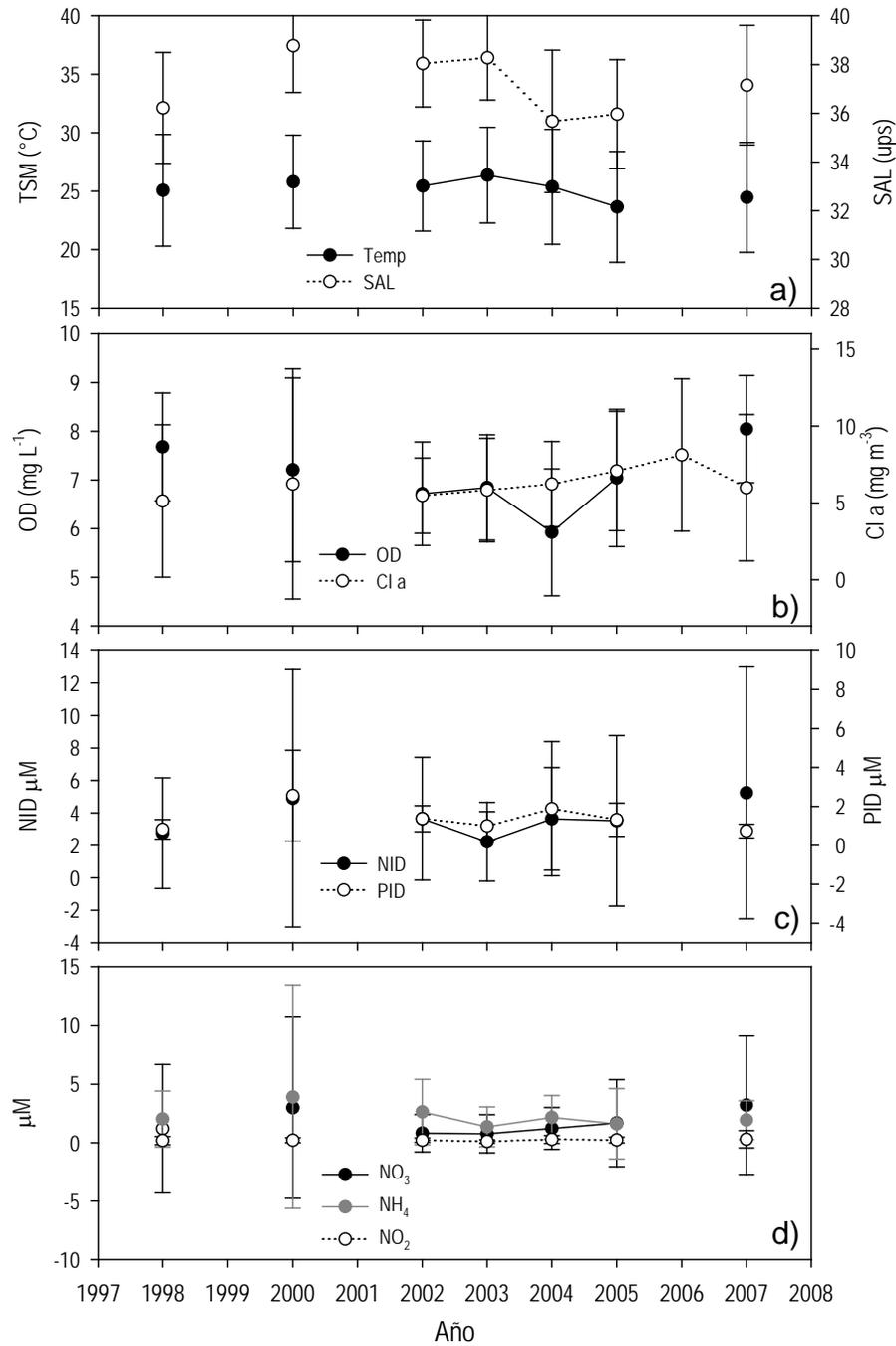


Figura 50. Distribución temporal de promedios anuales y desviación estándar de a) temperatura y salinidad, b) oxígeno disuelto y clorofila a, c) nitrógeno inorgánico disuelto y fósforo inorgánico disuelto y d) especies nitrogenadas en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007.

Tabla 7. Matriz de correlación (Pearson) de las variables físicas y químicas en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo de 1998 - 2007. Los números en rojo denotan correlación significativa ($\alpha=0.05$).

	Temp	Sal	pH	OD	%SAT	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PID	NID	N/P	Cla
Temp	1.000											
Sal	0.631	1.000										
pH	0.498	0.773	1.000									
OD	-0.317	0.197	0.255	1.000								
%SAT	0.483	0.581	0.302	0.224	1.000							
NO ₃ ⁻	-0.406	0.043	0.348	0.530	-0.503	1.000						
NO ₂ ⁻	-0.615	-0.458	-0.364	-0.006	-0.918	0.598	1.000					
NH ₄ ⁺	0.226	0.395	0.573	-0.013	-0.413	0.419	0.359	1.000				
PID	0.259	0.204	0.450	-0.600	-0.392	0.132	0.187	0.673	1.000			
NID	-0.353	0.103	0.176	0.252	-0.659	0.838	0.815	0.633	0.309	1.000		
N/P	-0.364	-0.324	-0.276	0.748	-0.057	0.261	0.178	-0.184	-0.780	0.069	1.000	
Cla	-0.481	-0.206	-0.008	-0.235	-0.361	0.406	0.352	-0.101	0.423	0.332	-0.503	1.000

El análisis de anomalías estándar de la precipitación en la zona de Navachiste para 1998 a 2007 mostró un periodo de sequía de 1999 a 2001, con anomalías positivas la mayor parte del tiempo posterior a 2003, aunque con valores de anomalías positivas menores a lo observado en los primeros años de análisis de la serie (Fig. 51).

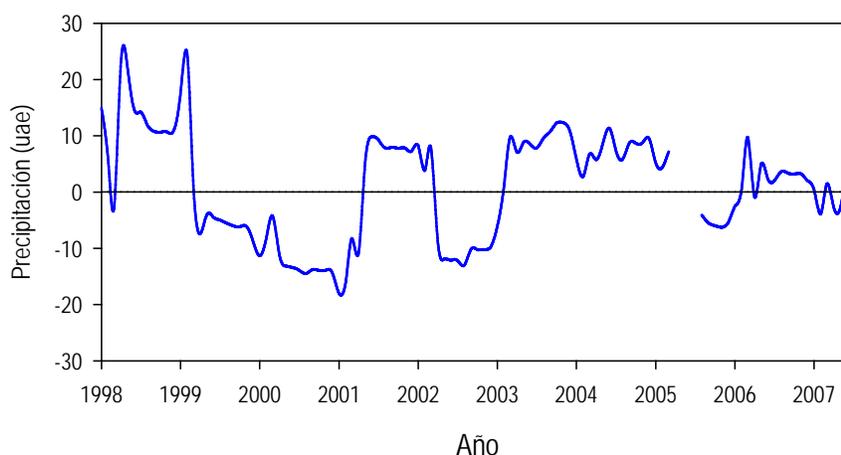


Figura 51. Anomalías estándar de precipitación en la zona del Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007. Eje Y en unidades de anomalías estándar (uae).

Para el caso de las variables físicas y químicas y la temperatura ambiental, las anomalías estándar para este sistema lagunar, a diferencia de los observado en

Topolobampo, no mostraron una tendencia tan definida en cualquiera de las variables, aunque es posible distinguir un ligero incremento en la TSM, NID y CI a. El PID aunque tuvo una alta variabilidad, mostró una predominancia de anomalías positivas hasta 2005 para posteriormente bajar hacia el final del registro (Figura 52).

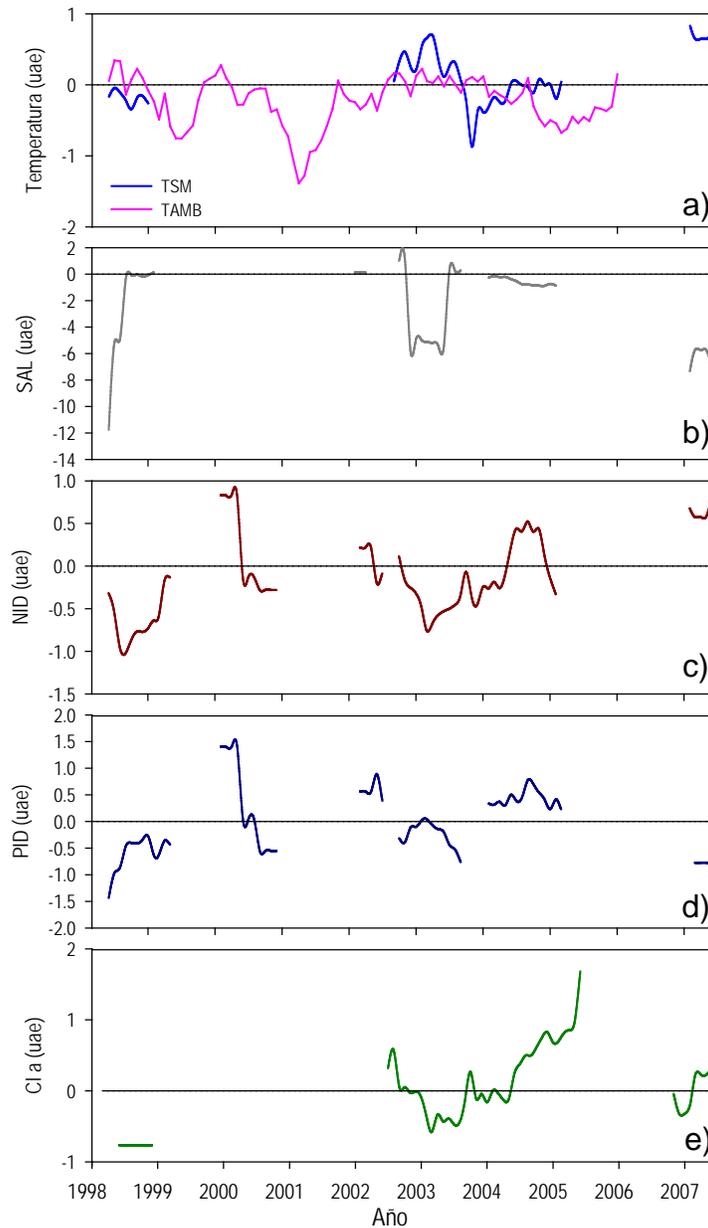


Figura 52. Anomalías estándar de a) temperatura ambiental y temperatura superficial del mar, b) salinidad, c) NID, d) PID y e) CI a en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007. Eje Y en unidades de anomalías estándar (uae).

II.4.2 PATRÓN ANUAL (CICLO ANUAL PROMEDIO)

II.4.2.1 Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María.

A partir de las anomalías calculadas, y tomando como base el patrón mostrado para el NID, se separaron los datos de todas las variables en dos periodos: 1987-1998 y 1999-2007 para obtener el patrón anual de cada periodo. Con el criterio anterior, el patrón anual construido con las precipitaciones de los periodos 1987-1998 y 1999-2007 en la zona de Topolobampo, mostró una distribución muy similar entre periodos, excepto por lo observado en noviembre y diciembre con descenso en la precipitación de estos meses durante el segundo periodo con un régimen de lluvias más abundantes durante la temporada cálida (julio-octubre; máximo: 109 mm) con ligeras diferencias entre décadas (Fig. 53).

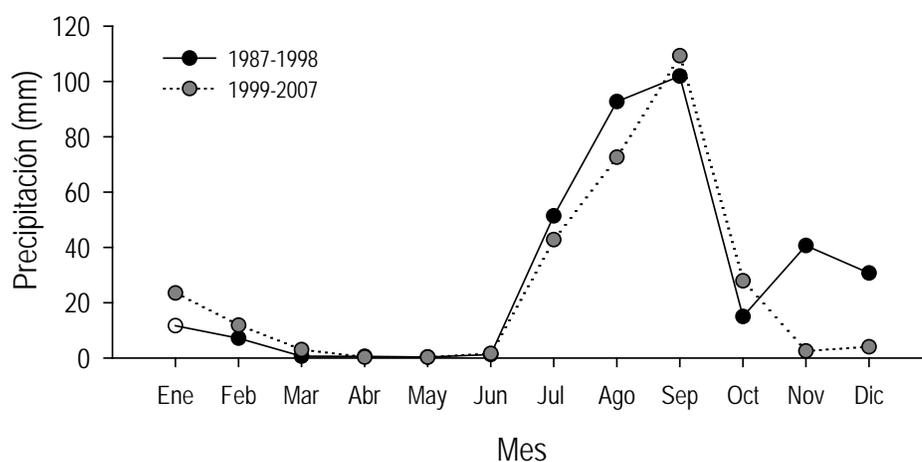


Figura 53. Patrón anual de la precipitación en la zona del Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante los periodos 1987-1998 y 1999-2007.

Para el caso de las variables en el sistema lagunar, la distribución de la TSM mostró para ambos periodos los valores máximos de junio a septiembre y mínimos de diciembre a febrero. Se observó un ligero incremento en el segundo periodo para la temporada cálida (Fig. 54a), aunque sin diferencias significativas entre ambos ciclos ($\alpha=0.05$). La variabilidad por lagunas presentó este mismo patrón para ambos periodos (Anexo 17), sin diferencias significativas entre ellas ($\alpha=0.05$).

Para el caso de la SAL, durante el periodo 1987-1997 las concentraciones promedio máximas se midieron durante los meses de mayo a julio (34.8 – 35.4 ups) y mínimos durante el época fría (enero: 33.3 ups), con una clara disminución hacia la época de lluvias (agosto-octubre). Para el periodo 2000-2007 los valores promedio de salinidad fueron mayores al periodo anterior y mostraron mayor variabilidad con valores mayores durante el periodo abril-septiembre (Fig. 54b) lo cual fue corroborado con el análisis estadístico ($\alpha=0.05$).

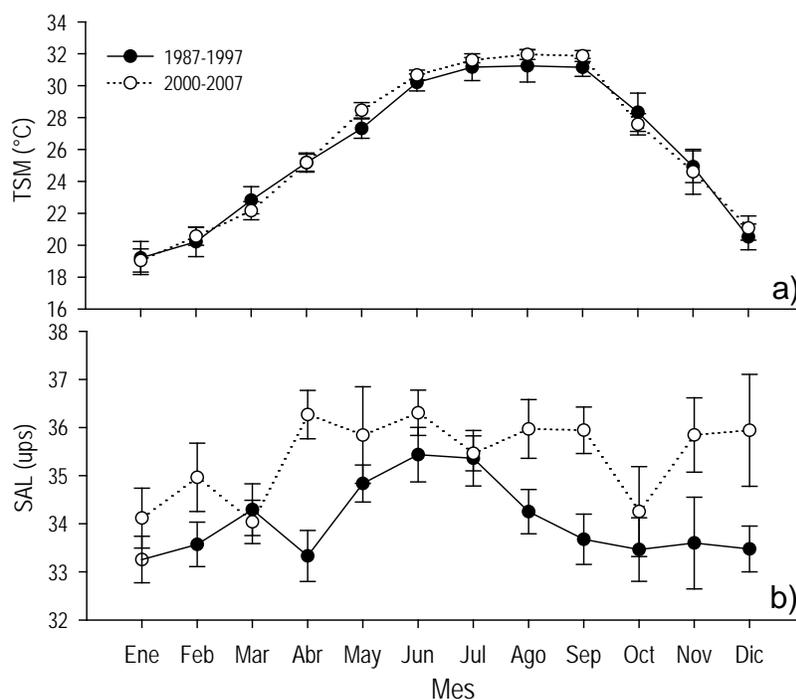


Figura 54. Patrón anual y desviación estándar de a) temperatura y b) salinidad en el Sistema Lagunar de Topolobampo durante los periodos 1987-1997 y 2000-2007.

La distribución de la SAL por lagunas mostró para el primer periodo, mayores salinidades en Topolobampo seguido por Santa María que presentó valores promedio mayores que Ohuira durante los meses fríos (diciembre-abril). El análisis estadístico evidenció diferencias significativas entre Topolobampo y el resto de las lagunas ($\alpha=0.05$). Durante 2000-2007 el ciclo anual promedio de la salinidad fue mucho más homogéneo en las tres lagunas, conservándose las mayores salinidades

en Topolobampo durante el primer semestre del año (Anexo 18). El análisis estadístico solo mostró diferencias entre Topolobampo y Ohuira.

Los valores de pH anuales durante el periodo 1987-1997 fueron homogéneos (7.97-8.13) con los máximos en febrero, agosto y noviembre. Durante el segundo periodo se observó mayor variabilidad en los datos, y se obtuvieron pH mayores durante los meses de lluvias (julio-octubre) y mínimos durante enero y noviembre (7.91; Fig. 55a). Este mismo patrón fue observado para el oxígeno disuelto (O.D.) y el porcentaje de saturación de oxígeno (% SAT), ya que se obtuvieron valores menores y baja variabilidad en los datos durante el primer periodo. Los valores máximos para ambas variables se midieron durante enero-febrero, mientras que los mínimos se obtuvieron en julio (Fig. 55b y c). No se observaron diferencias significativas entre periodos para las tres variables ($\alpha=0.05$).

Por lagunas, el patrón anual del pH mostró que durante el primer periodo (1987-1997) los valores mínimos se obtuvieron en Santa María, con excepción de los meses febrero-abril cuando en ésta laguna se midieron los pH promedio máximos. Los valores en Topolobampo y Ohuira fueron homogéneos. Para el segundo periodo se registró una mayor separación en el pH de las lagunas, con valores mayores en Ohuira seguida por Topolobampo y mínimos en Santa María, laguna en la cual se observó un cambio en la época del valor mínimo de julio para 1987-1997 a mayo en 2000-2007 y un segundo mínimo en noviembre para las tres lagunas (Anexo 19). Se obtuvieron diferencias significativas entre Santa María y las otras dos lagunas ($\alpha=0.05$).

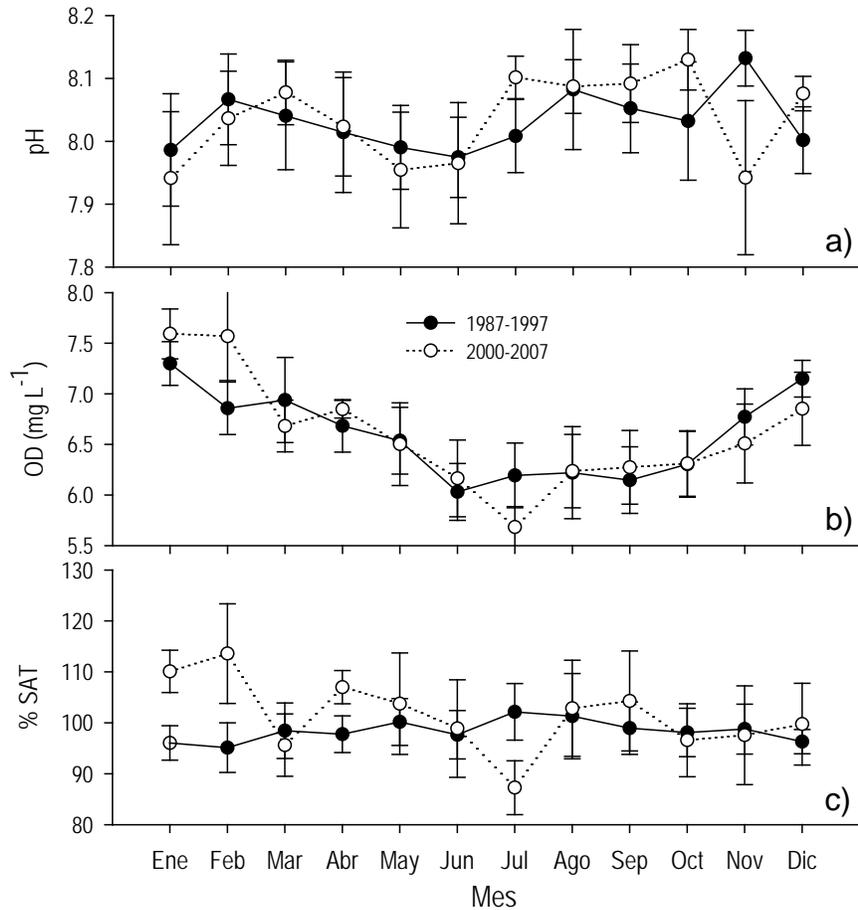


Figura 55. Patrón anual de a) pH, b) oxígeno disuelto y c) % de saturación de oxígeno en el sistema lagunar de Topolobampo durante los periodos 1987-1998 y 1999-2007.

La distribución de OD en las aguas de las lagunas, mostró homogeneidad en los datos para el primer periodo, con concentraciones mínimas en Santa María, siendo más acentuada en los meses de enero, agosto y diciembre. Durante el segundo periodo se mantuvieron los mínimos de OD en Santa María prácticamente durante todo el año, con los máximos en Topolobampo a excepción de enero-marzo y octubre-diciembre cuando éstos se obtuvieron en Ohuira (Anexo 20). Estadísticamente se encontraron diferencias entre las lagunas de Santa María y Ohuira ($\alpha=0.05$) para ambos periodos. El patrón anual para el porcentaje de

Saturación de Oxígeno (%SAT) mostró la misma distribución por lagunas que el OD (Anexo 21).

Respecto a los nutrientes, el patrón anual del NID mostró mayores concentraciones durante el periodo 2000-2007 (2.2-7.57 μM) que para 1987-1997 (0.45-2.97 μM), lo cual fue corroborado por el análisis estadístico ya que se obtuvieron diferencias significativas ($\alpha=0.05$) entre décadas. Los valores máximos en el primer periodo se midieron en los meses de agosto a diciembre, mientras que para el periodo 2000-2007 se obtuvieron en los primeros 6 meses del año (enero-junio) con mayor variabilidad en los datos (Fig. 56a).

Las concentraciones de fósforo inorgánico disuelto (PID) por su parte mostraron un patrón diferente, ya que el patrón anual para 1987-1997 mostró las mayores concentraciones durante los meses cálidos (agosto y septiembre) y mínimos en febrero, mientras que para el segundo periodo, se midieron mayores concentraciones durante los meses fríos, con valores máximos en los meses de abril a junio (Fig. 56b). No se corroboraron las diferencias entre décadas por el análisis estadístico ($\alpha=0.05$).

Al analizar el patrón anual del NID por lagunas, se observó durante el primer periodo las mayores concentraciones en Santa María para los meses fríos (noviembre a febrero) y valores mayores en Ohuira durante la temporada de lluvia (agosto-octubre), aunque sin diferencias significativas ($\alpha=0.05$). Durante el segundo periodo se observó un cambio tanto en el patrón anual como en la distribución de los máximos, ya que para 2000-2007 las mayores concentraciones se midieron en Santa María, lo cual fue corroborado estadísticamente ($\alpha=0.05$), con los valores mayores en marzo y junio, así como los valores altos durante los meses de agosto a noviembre, mientras que el mínimo se ubicó en julio para todas las lagunas (Anexo 22). La distribución de PID mostró para las lagunas, concentraciones mayores en Santa María en ambos periodos, aunque con mayores valores y variabilidad durante el primer periodo, mientras que durante 200-2007 se observaron concentraciones muy

homogéneas en el primer semestre. Los valores en Ohuira y Topolobampo fueron muy homogéneos en ambos periodos (Anexo 23, $\alpha=0.05$).

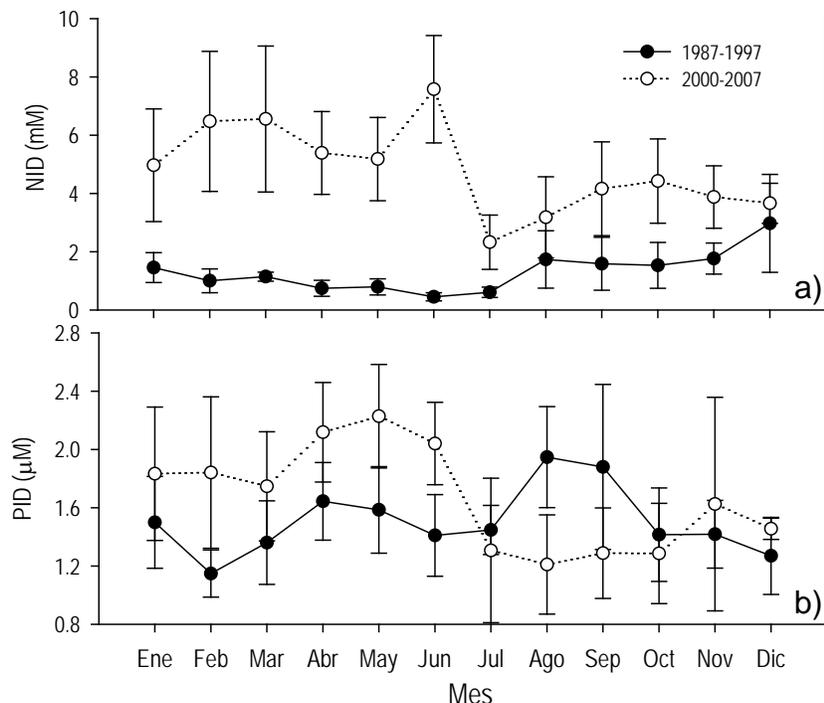


Figura 56. Patrón anual para a) NID y b) PID en la serie de Topolobampo durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.

Las formas nitrogenadas mostraron un patrón anual con concentraciones mayores durante el periodo 2000-2007, con el NH_4^+ como la especie de nitrógeno más importante. Durante el primer periodo, los valores promedio máximos se obtuvieron en los meses de agosto-diciembre así como una mayor variabilidad de los datos, y mínimos en junio (Fig. 57a). En el periodo 2000-2007 se observó un cambio en el patrón anual promedio, ya que las mayores concentraciones se obtuvieron en los meses de febrero a junio, mientras que para la segunda parte del año, se observó el máximo en septiembre y el NH_4^+ fue la especie nitrogenada más abundante (Fig. 57b). En este mismo periodo, las concentraciones de NO_3^- por su parte fueron mayores durante la época fría (enero-febrero). Los valores mínimos se

obtuvieron en julio. La distribución de NO_2^- mostró el mismo patrón que el NH_4^+ , con valores máximos de enero a junio (Fig. 57b). El análisis estadístico aplicado mostró diferencias significativas ($\alpha=0.05$) para las tres especies nitrogenadas.

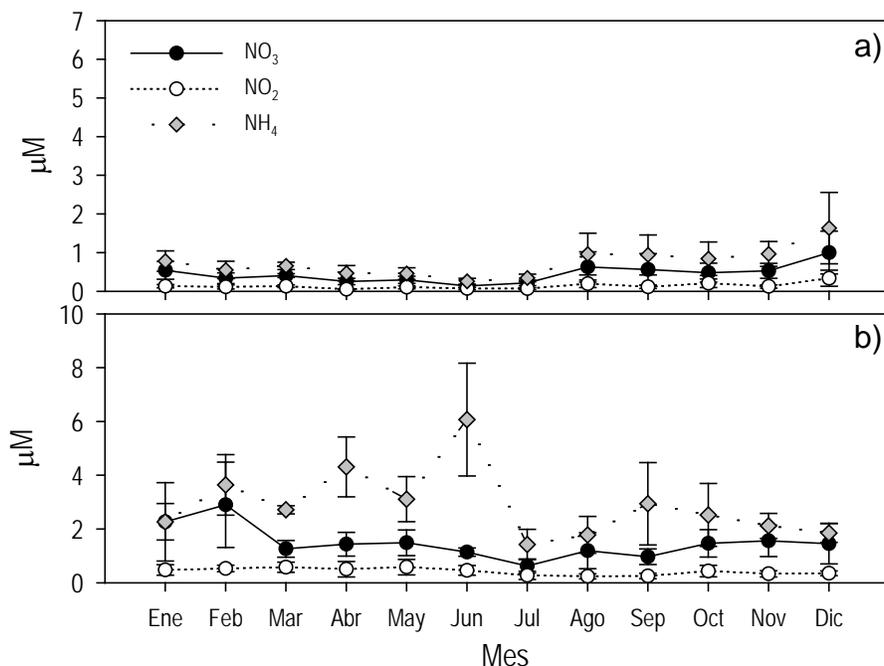


Figura 57. Ciclo anual promedio de las especies nitrogenadas ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$) durante los periodos a) 1987-1997 y b) 2000-2007 en el sistema Topolobampo-Ohuira-Santa María, Sinaloa. Nótese el cambio en la escala entre periodos.

La distribución de Cl a mostró para 1987-1997 la concentración promedio máxima (6.77 mg m^{-3}) durante septiembre con concentraciones menores que las obtenidas para 2000-2007. Durante este segundo periodo, los valores máximos se midieron en la época fría (diciembre-febrero) observándose un cambio en el patrón anual respecto a la década anterior (Fig. 58a), lo cual fue confirmado estadísticamente ($\alpha=0.05$). Para las aguas de las lagunas, la distribución de Cl a en el primer periodo mostró mayores concentraciones en Santa María de noviembre a enero, y en Topolobampo durante septiembre-octubre, mientras que para 2000-2007 se observó alternancia en los máximos en Topolobampo (enero-febrero y mayo-agosto) y Santa María (septiembre-diciembre) (Anexo 24). El análisis estadístico

($\alpha=0.05$) no mostró diferencias significativas entre lagunas para el primer periodo, pero si durante 2000-2007.

La distribución del patrón anual de la razón N/P mostró también un cambio en el patrón entre décadas, con valores mayores de esta razón para 2000-2007, y cambio en la temporalidad de los máximos, ya que para la primera década se obtuvieron en noviembre-diciembre, mientras que para 2000-2007 los máximos se ubicaron en febrero y junio (Fig. 58b). El análisis del patrón anual de la razón N/P por lagunas mostró valores similares entre los 3 sitios, con alternancia de los valores máximos, ya que el promedio máximo se ubicó en Santa María en diciembre, seguidos por un segundo máximo en agosto en Ohuira y un tercero en Topolobampo durante marzo. Para el periodo 2000-2007 además de la modificación del patrón anual, los máximos se ubicaron en Topolobampo en febrero (Anexo 25).

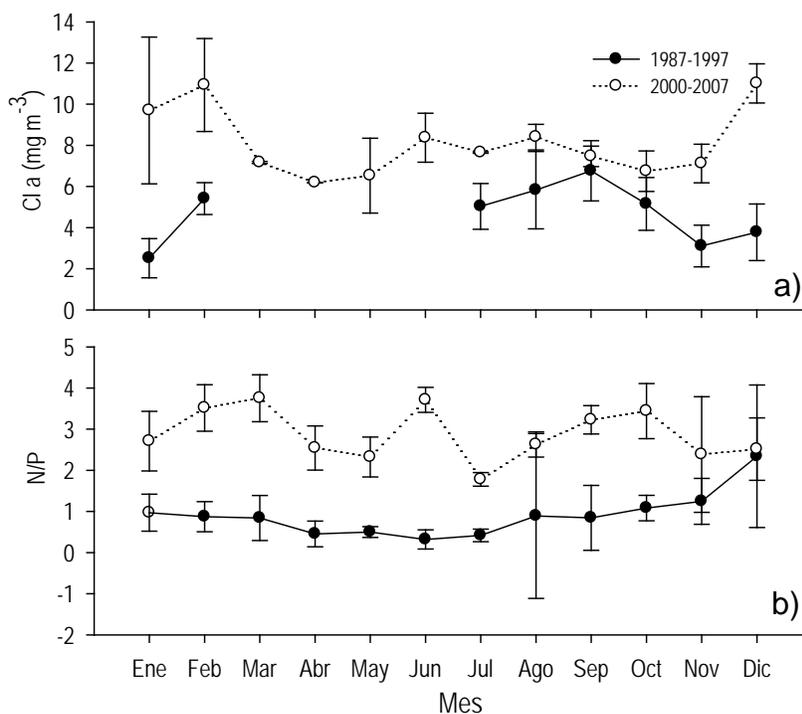


Figura 58. Ciclo anual promedio de a) CI a y b) razón N/P durante los periodos 1987-1997 y 2000-2007 en el Sistema Lagunar de Topolobampo.

El resultado de las correlaciones entre las concentraciones de nutrientes en la columna de agua y las distintas fuentes (superficiales y precipitación atmosférica) no mostraron correlación significativa (Pearson, $\alpha=0.05$) aunque se observó una clara correspondencia entre la distribución de los valores de NID y PID en el sistema lagunar y lo aportado por los drenes, a excepción de la precipitación húmeda en julio y del PID en febrero (Figs. 59a y b).

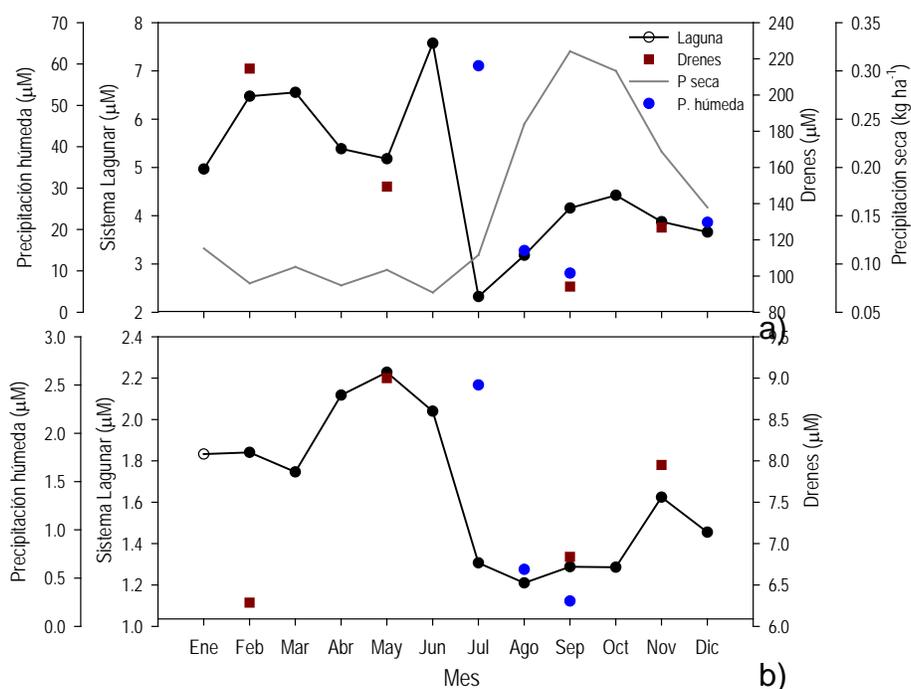


Figura 59. Patrón anual de las concentraciones de a) NID y b) PID en el Sistema Topolobampo-Ohuira-Santa María para el ciclo 2000-2007 y las distintas fuentes de nutrientes (ciclo 2006-2009). Nótese el cambio en las unidades.

II.4.2.2 Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule

Para construir el patrón anual de la precipitación en el Sistema Lagunar de Navachiste, se utilizaron los datos del periodo octubre de 1963 a agosto de 2009 de la Estación Meteorológica Guasave de la Comisión Nacional del Agua (CNA). Los resultados muestran un patrón anual de lluvias similar a la zona de Topolobampo,

con máximos en la época cálida (julio a septiembre), con el máximo ubicado en agosto así como un segundo periodo durante los meses fríos (noviembre-enero) (Fig. 60).

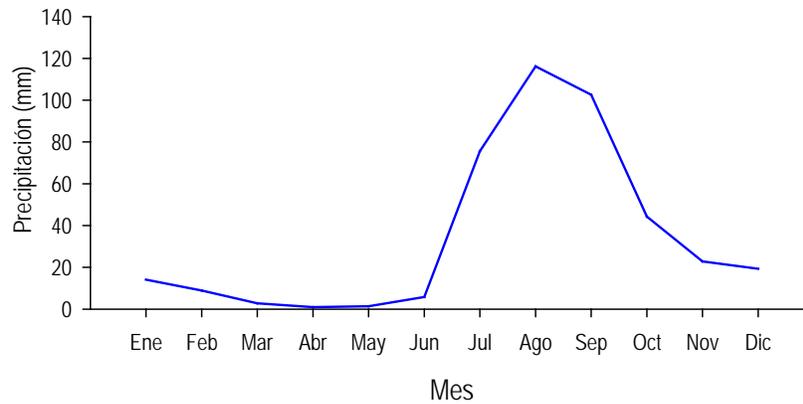


Figura 60. Patrón anual de la precipitación (mm) en la zona del Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule.

El patrón anual de la temperatura superficial del mar (TSM) en el Sistema Lagunar de Navachiste mostró una variación promedio anual de 19.63 a 31.59°C, con las temperaturas máximas de junio a septiembre y mínimos de diciembre a febrero, con una distribución muy acorde a la de la temperatura ambiental (TAMB) (Fig. 61a). En las aguas de las lagunas, se observan valores ligeramente menores en San Ignacio y máximos en Navachiste (Anexo 26a), aunque sin diferencias significativas entre ellas ($\alpha=0.05$).

La distribución de la salinidad mostró la concentración promedio máxima en junio (38.5 ups) y el valor mínimo en marzo (35.1 ups), con una importante disminución en los meses de lluvia (julio-octubre) (Fig. 61a). La distribución por laguna de la salinidad mostró valores mayores en San Ignacio la mayor parte del año, y el valor máximo se midió en Navachiste en julio mientras que los mínimos se obtuvieron en Macapule con una clara correspondencia con el periodo de lluvias ya que el mínimo promedio anual se midió en septiembre (Anexo 26b). No se obtuvieron diferencias significativas entre lagunas ($\alpha=0.05$).

El patrón anual de pH muestra el valor máximo en noviembre (8.25) y el mínimo en junio (7.68), con valores importantes medidos en mayo y julio (Fig. 61b). Los mayores valores se midieron en San Ignacio y los mínimos en Macapule, a excepción de enero, cuando el pH mínimo se obtuvo en San Ignacio (Anexo 26c), aunque sin diferencias estadísticas entre ellas ($\alpha=0.05$).

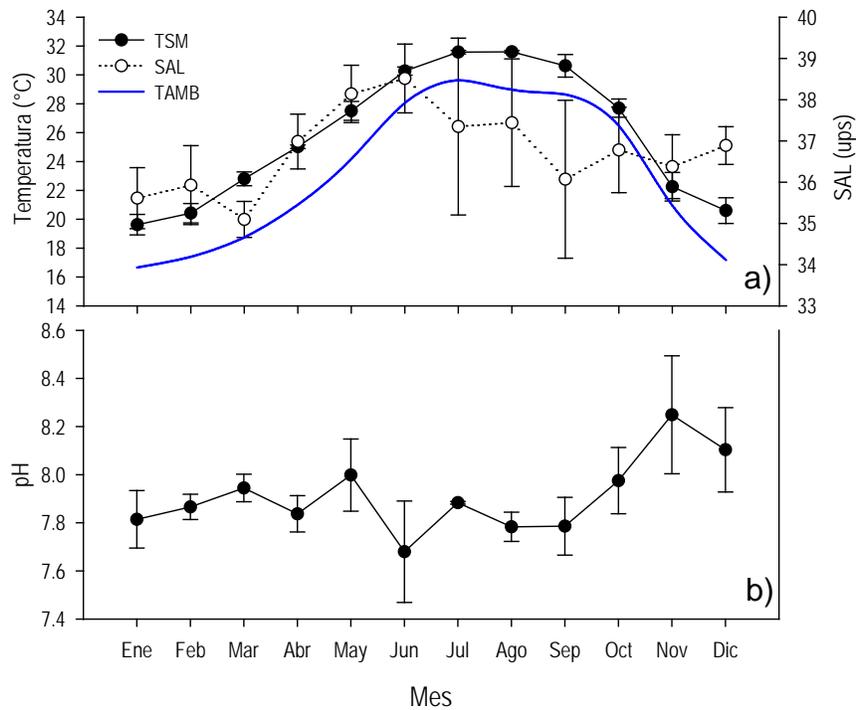


Figura 61. Patrón anual promedio de a) temperatura y salinidad y b) pH en el Sistema San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo de 1998 a 2007.

La concentración de oxígeno disuelto (OD) mostró un patrón anual de mayores concentraciones durante la época fría (noviembre-febrero), con el máximo en diciembre (8.09 mg L^{-1}) y el mínimo en julio (5.55 mg L^{-1}), mes que muestra la menor *dvst* (desviación estándar) de los datos en el año. La distribución del % de saturación (% SAT) muestra valores de sobresaturación de las aguas por el oxígeno todo el año ($104.7 - 124.5 \%$) a excepción de marzo, cuando se registró un valor de 91.5% , mes donde se obtuvo la menor desviación estándar en los datos (Fig. 62a).

Las concentraciones de OD máximas por laguna se obtuvieron en San Ignacio y las mínimas en Macapule, con el mismo patrón anual promedio que para el sistema completo (Anexo 27d), diferencias corroboradas por el análisis estadístico ($\alpha=0.05$). La distribución de % SAT máximas se obtuvieron en San Ignacio y mínimas en Macapule (Anexo 26e).

La distribución anual de clorofila a (Cl a) mostró los valores máximos durante la época cálida (agosto-septiembre) y mínimos de octubre a enero, con concentraciones promedio similares de febrero a abril ($6.19\text{-}6.72\text{ mg m}^{-3}$) (Fig. 62b). Las mayores concentraciones se obtuvieron en Navachiste, excepto en diciembre, enero y abril, cuando se obtuvieron las mayores concentraciones en Macapule (Anexo 27a). La razón N/P mostró que los valores promedio se distribuyeron en dos temporadas, con mayores razones y mayor variabilidad durante la época fría (enero-abril: $5.2\text{-}9.8$) y menores el resto del año ($1.9\text{-}3.6$), con el valor máximo durante febrero (Fig. 63b). Especialmente las razones N/P máximas se obtuvieron en Navachiste durante enero-mayo y valores más homogéneos el resto del año (Anexo 27b).

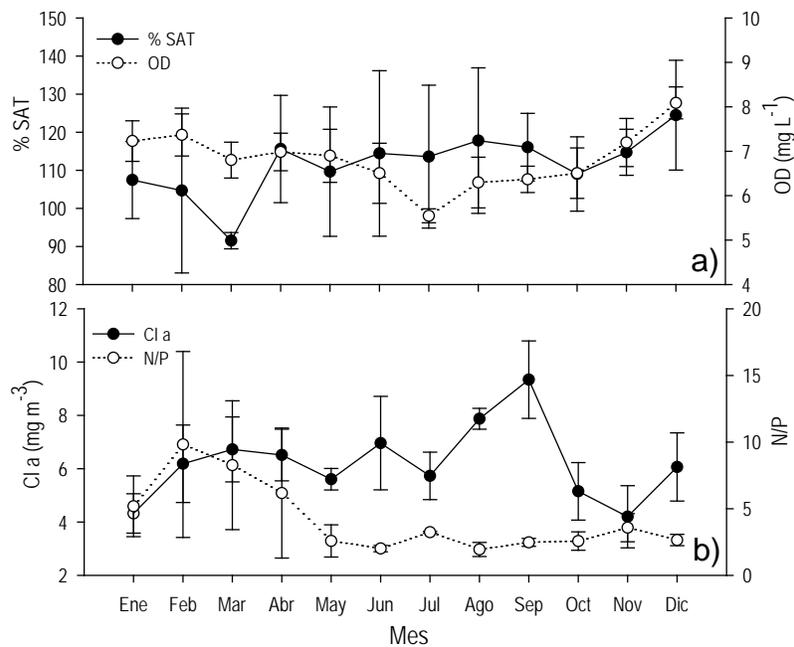


Figura 62. Patrón anual promedio de a) % saturación de oxígeno y oxígeno disuelto (OD) y b) Cl a y razón N/P en el Sistema San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo de 1998 a 2007.

El patrón anual de las especies de nitrógeno mostró que el NH_4^+ fue el componente más abundante con excepción de los meses de marzo y julio, cuando es sustituido por el NO_3^- , el cual es el segundo ión más importante en el sistema. Las concentraciones promedio anuales de NH_4^+ estuvieron entre 0.94 a 2.29 μM , con el máximo durante febrero y mínimo en diciembre (Fig. 63a). Las concentraciones promedio anuales de NO_3^- presentaron los valores máximos entre enero a marzo con la mayor concentración y mayor variabilidad en ese último mes (2.70 μM), mientras que las concentraciones de NO_2^- fueron muy homogéneas (0.10-0.38 μM) con la mayor variabilidad del año obtenida en febrero (Fig. 63a). La suma de las especies nitrogenadas (NID) mostró las mayores concentraciones en los meses de enero-febrero con 3 repuntes en los meses de julio, septiembre y noviembre (Fig. 63b). Las mayores concentraciones se midieron en Navachiste durante enero-abril, mientras que el resto del año los mayores valores mensuales se obtuvieron en Macapule con excepción de julio, cuando las concentraciones promedio mayores durante ese mes se obtuvieron en San Ignacio (Anexo 26c). El análisis estadístico mostró diferencias para San Ignacio con Macapule y Navachiste. La distribución anual promedio de PID por otro lado, mostró 3 puntos máximos en el año: febrero (1.86 μM), septiembre (1.69 μM) y noviembre (2.37 μM), meses en los que se obtuvo también la mayor variabilidad en los datos (Fig. 63b).

La distribución del patrón anual por lagunas mostró las máximas concentraciones en Macapule durante todo el año, excepto durante febrero, cuando las concentraciones fueron las mínimas (Anexo 27d), diferencias corroboradas mediante el análisis estadístico ($\alpha=0.05$).

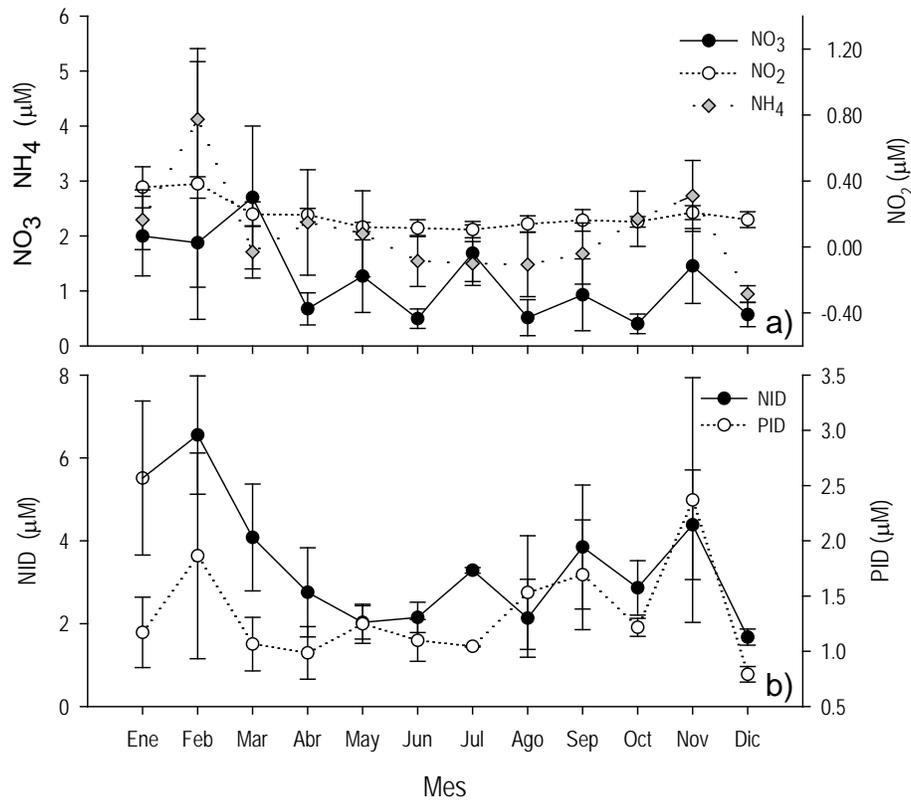


Figura 63. Patrón anual de a) especies nitrogenadas y b) NID y PID en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007.

Respecto a la relación entre las concentraciones de nutrientes y las diferentes fuentes, al igual que en el caso de Topolobampo no se observaron correlaciones significativas, y la distribución temporal de NID mostró una clara concordancia con el patrón observado en los drenes, y con la precipitación seca en segundo término (Fig. 64a), mientras que para el caso del PID la relación fue menos evidente (Fig. 64b).

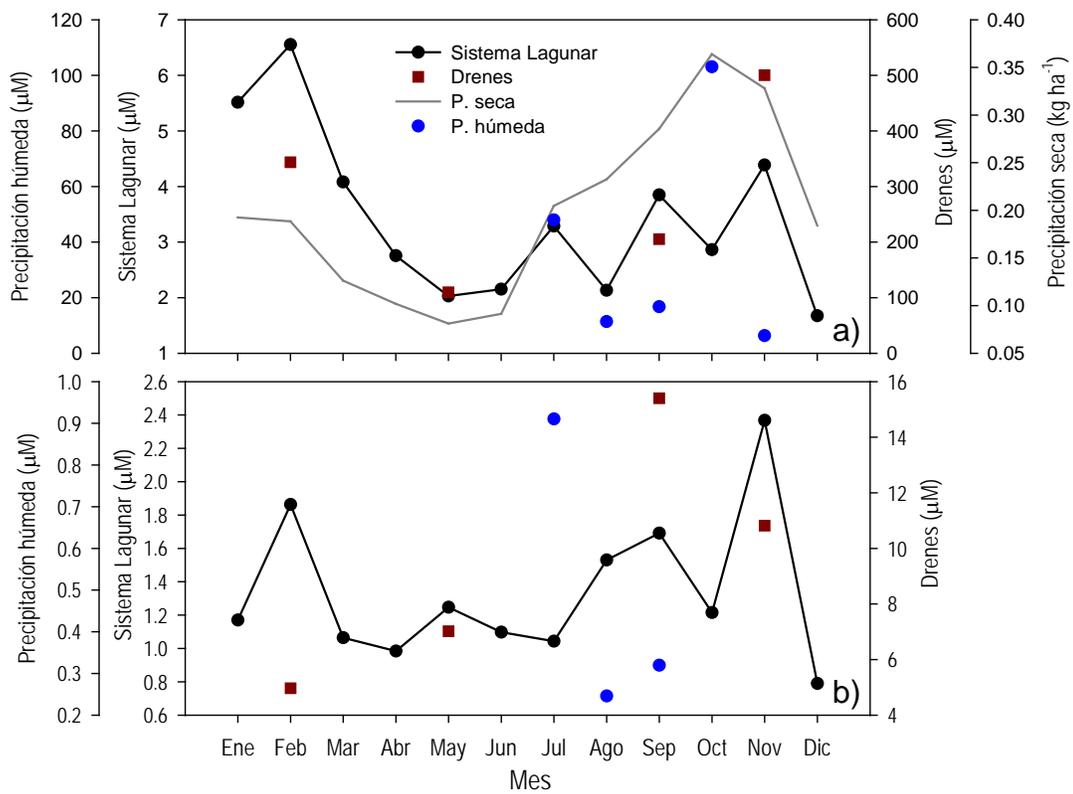


Figura 64. Patrón anual promedio de la concentración de: a) NID y b) PID en el Sistema San Ignacio-Navachiste-Macapule y variabilidad temporal de las distintas fuentes de nutrientes. Nótese el cambio en las unidades.

II.5 DISCUSION

II.5.1 VARIABILIDAD TEMPORAL DE VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS

II.5.1.1 Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María

Debido a la extensión de la base de datos, fue posible observar tendencias de largo plazo en las características físicas, químicas y biológicas de este sistema costero, lo cual representa una pieza muy valiosa en el estudio del proceso de eutrofización, objetivo central del presente trabajo. Las variables más importantes para el estudio de los cambios inducidos por actividad antropogénica son aquellas que ilustran la tasa de cambio de los factores tales como nutrientes en la parte de presiones (naturales o antropogénicas), así como otras que muestran la respuesta de los ecosistemas a tales presiones, como oxígeno disuelto y comunidades de productores primarios entre otros (Bricker *et al.*, 2003).

La serie de largo plazo de éstas variables mostraron una tendencia al incremento, como es el caso de la salinidad, nutrientes (NID), clorofila *a* y OD, lo cual generó la posibilidad de separar los resultados en periodos (1987-1997 y 2000-2007), y fue evidenciado por el análisis de anomalías (Figs. 46, 48 y 49). La temperatura por otro lado, mostró poca variabilidad entre años (Fig. 46), aunque en las anomalías se pudo distinguir un cambio de condiciones frías, a más cálidas partir de 1992 y que se mantuvo aparentemente hasta 2006, con una clara correspondencia con la temperatura ambiental (Fig. 48a) y la cobertura de los puntos de muestreo (Fig. 44).

El aumento en la salinidad pudo haber sido resultado principalmente a un incremento en la evaporación debido al azolvamiento de la zona, mecanismo que ha sido descrito por Díez-Pérez & Ramírez-García (1976) para este sistema lagunar, y que ha sido producto del constante aporte de material particulado de los arrastres de lluvia y en los excedentes de riego, los cuales incrementaron su extensión con el tiempo (Fig. 37), así como al fuerte régimen de evaporación (anual: 1,624 mm). Aunque en la zona se reciben aguas residuales de origen urbano y agrícola ($\sim 476,000 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$; Escobedo-Urías, 1997; $396,946 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$ este trabajo), la alta

evaporación no permite que se observe dilución importante en la zona más allá de las áreas de incorporación de las descargas y su efecto es muy local, y está en concordancia a lo reportado anteriormente para la zona (Hernández-Real *et al.*, 1992; Escobedo-Urías, 1997; Del Río-Chuljak, 2006; Ayala-Rodríguez, 2008).

El OD y %SAT mostraron una tendencia a incrementarse con el tiempo (Fig. 46b), alcanzando los máximos promedios anuales durante 2005-2007, lo cual pudo estar relacionado con una mayor productividad primaria estimulada por el incremento en los nutrientes disponibles (Contreras-Espinosa, 1993; Fig. 46b) y de la razón N/P (Fig. 49c), como es sugerido por las mayores concentraciones de Cl a en esa época (Fig. 46b) y a la alta correlación de Cl a y OD (Tabla 2). El análisis de anomalías mostró, al igual que para la SAL un cambio en el patrón de valores negativos a positivos. Este cambio pudo estar relacionado con el aumento de la actividad de productores primarios ya mencionada, como respuesta al incremento en los nutrientes disponibles.

La tendencia de largo plazo del NID mostró un claro incremento en los promedios anuales con mayores concentraciones a partir de 2000. Esto coincide con el aumento de la extensión del área agrícola cultivada y el subsecuente incremento en la aplicación de fertilizantes (Figs. 37 y 38) y la subsecuente irrigación intensiva durante este periodo que pudo aumentar el arrastre de nutrientes por los excedentes de riego, tal como ha sido mencionado en el Valle del Yaqui, Sonora por Harrison & Matson (2003). Además del cambio en importancia de los cultivos tradicionales (algodón, trigo) a maíz y otros productos como hortalizas (Fig. 39) con altos requerimientos de nitrógeno (Tabla 8). Por otro lado, de acuerdo a reportes agrícolas (Anáhuac, 2009), después de 1998 el fertilizante más utilizado por los agricultores del DR 075 es el amoníaco anhidro más que los granulados (nitrato de amonio, sulfato de amonio y urea). Este cambio en el tipo de fertilizantes utilizados es debido a la mayor concentración de N en el gas sobre los granulados (amoníaco anhidro: 82%; nitrato de amonio: 35%, sulfato de amonio: 21 %, urea: 46%; Fundación Produce, 2003). Por lo tanto, el aumento de la aplicación de fertilizantes con alto contenido de

N pudo incrementar la concentración de nutrientes nitrogenados en el sistema lagunar, principalmente amonio. Altas concentraciones de NH_4^+ asociadas a la intensa aplicación de fertilizantes son comunes en los efluentes agrícolas (Harrison & Matson, 2003; este trabajo). Otros estudios de largo plazo realizados en ambientes costeros con influencia antropogénica muestran la misma tendencia hacia el incremento de nutrientes nitrogenados (Lapointe & Matzie, 1996; Rabalais *et al.*, 1996; NRC, 2000; Chai *et al.*, 2006).

Tabla 8. Fertilización recomendada (unidades de N y P) por cultivo (kg/ha) en el DR 075.

Cultivo	N	P
<i>Maíz</i>	200-350	60-120
<i>Hortalizas</i>	200-550	300-300
<i>Trigo</i>	120-270	40-80
<i>Sorgo</i>	100-350	9-50
<i>Frijol</i>	40-100	0-40
<i>Soya</i>	40-75	40-70

Fuente: Fundación Produce, 2003.

Debido al fuerte impacto de las actividades antropogénicas, los cambios realizados en éstas tienen un efecto muy marcado en el ambiente costero, como pudo observarse en la distribución temporal de anomalías, ya que se durante 2003 se dió una marcada tendencia hacia valores negativos, lo cual pudo estar relacionado con la disminución en la extensión de los cultivos agrícolas (Fig. 37) y por lo tanto, en la aplicación de fertilizantes (Fig. 38). Además, el fuerte incremento de nutrientes nitrogenados reducidos registrado desde 2005 pudo estar relacionado con el inicio del funcionamiento de las lagunas de oxidación para los efluentes municipales (abril de 2005), ya que aún cuando estos sistemas de tratamiento reducen las entradas de N y P en un 19 y 15% respectivamente (Humborg *et al.*, 2007), de acuerdo a Expósito *et al.*, (1998) y Boesch (2002), el efluente de las lagunas de oxidación contiene una gran cantidad de nutrientes inorgánicos, lo que pudo incrementar las concentraciones de éstos en el sistema lagunar.

Por otro lado, la variabilidad climática frecuentemente causa fluctuaciones naturales en las concentraciones de nutrientes en los ecosistemas marinos, lo que puede dificultar distinguir las tendencias originadas por fuentes antropogénicas, debido a que fenómenos como variaciones en la precipitación pueden alterar las pérdidas de nutrientes hacia la zona costera (Stålnacke, 2005). En este estudio la variabilidad temporal de las concentraciones de nutrientes, así como la tendencia de las anomalías no muestran relación con los periodos de lluvias, o disminución durante las sequías (Figs. 46c, 47 y 49), mientras que la dominancia de las formas nitrogenadas reducidas (NH_4^+) sobre NO_3^- y NO_2^- denota claramente influencia antropogénica en el sistema principalmente durante la segunda década (periodo 2000-2007). Sin embargo, los valores de OD fueron altos (Fig. 46b), y de acuerdo a Contreras-Espinosa *et al.* (1997), las formas oxidadas de nitrógeno se asocian a sitios con condiciones elevadas de OD, lo que no es caso en nuestra área de estudio, ya que aún cuando las concentraciones de OD son altas, la forma nitrogenada principal es el NH_4^+ , lo cual sugiere que las altas concentraciones de éste nutriente no solo son producto de la remineralización (Movellan-Mendoza, 2003), sino que indica una fuente entrada de ese nutriente de origen antropogénico.

Las concentraciones de PID mostraron en el largo plazo muestra un incremento en las concentraciones desde 1993 a 2001 para posteriormente disminuir hacia el final de la base de datos (Fig. 46c, Tabla 6). Aún cuando el análisis de anomalías demostró una probable correspondencia con el periodo de sequía 2002-2004 (Fig. 47), no es posible identificar un solo factor que permita explicar la variabilidad observada (Figs. 46c y 49b). La ausencia de correlación entre el PID y el resto de las variables, específicamente la TSM, muestra que los factores que determinan su variabilidad son diversos, como es el caso de la influencia antropogénica, o una mezcla de ellos (remineralización + aportes), además de un importante consumo por parte de los productores primarios. Lillebø *et al.* (2005) reportaron condiciones similares a nuestra área de estudio, ya que no observaron relación entre el PID y la TSM, e inclusive midieron altos valores aun en época fría, sugiriendo fuentes alternas de PID, como granjas acuícolas o industrias. En la zona de estudio, una de las

fuentes de PID más importantes es la descarga urbana que aporta grandes cantidades de fósforo a los ambientes costeros (Movellan-Mendoza, 2003; Benítez-Nelson, 2000). Para nuestra área de estudio, de acuerdo a Páez-Osuna *et al.* (2007), los efluentes municipales transportan alrededor de 150 t a^{-1} de fósforo total hacia la cuenca de Ohuira, lo cual coincide con nuestros resultados, ya que la mayor concentración de PID fue observada en el dren Juárez (dren municipal) en la época de mayor uso doméstico (datos no mostrados). La importancia de los arrastres de lluvia como mecanismo transportador de fósforo a sistemas costeros ha sido documentada ampliamente (Lebo & Sharp; 1993; Benítez-Nelson, 2000; Movellan-Mendoza, 2003; Avilés & Niell, 2005). Esto concuerda con lo observado, ya que la disminución en las concentraciones de PID posterior a 2001 coinciden con una disminución en los arrastres de lluvia por la sequía registrada en esa época (Fig. 47).

En el caso de la Cl a, aún cuando en éste trabajo los valores promedio anuales de esta variable son escasos, el incremento en las concentraciones sugiere un probable aumento en la biomasa fitoplanctónica probablemente como respuesta al enriquecimiento del sistema por una mayor cantidad de nutrientes de origen antropogénico. Las concentraciones registradas (Anexo 14) son similares e inclusive más altas que las medidas en áreas impactadas del Golfo de California (Gilmartin & Revelante, 1978; Aguirre-Bahena, 1992; Valdez-Holguín, 1994; Arreola-Lizárraga *et al.*, 2004; Del Río-Chuljak, 2006; Calvario-Martínez & Domínguez-Jiménez, 2007) y otros sitios a lo largo del mundo (Loureiro *et al.*, 2006; Pettine *et al.*, 2007; Cloern & Jassby, 2008).

La distribución de la razón N/P siguió la tendencia del NID principalmente, lo que sugiere un incremento en los ingresos de nitrógeno principalmente. Este comportamiento ha sido observado en diversos sistemas costeros impactados a lo largo del mundo, lo cual ha sido atribuido principalmente a fuentes antropogénicas, principalmente agrícolas (Officer & Ryther, 1980; Hecky & Kilham, 1988; Fisher *et al.*, 1992; NRC, 2000; Turner *et al.*, 2003), lo cual está en concordancia con lo observado

en el presente trabajo, ya que los resultados obtenidos en el capítulo I muestran un mayor ingreso por ésta actividad.

II.5.1.2 Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule

En el caso de este sistema lagunar, debido a la falta de continuidad de la serie obtenida y a su menor extensión, fue difícil poder tener una clara tendencia en las variables analizadas (Fig. 45, Anexo 15). Sin embargo, pudo observarse para el caso de la TSM, una variabilidad mayor a lo observado en el Sistema Lagunar de Topolobampo debido a que se trata de un sistema más somero por lo que probablemente estuvo más afectado por la fluctuación térmica ambiental (Fig. 53a), como ha sido reportado para ambientes costeros de poca profundidad por De la Lanza-Espino (1994), Morales-Soto *et al.* (2000), Bintz *et al.* (2003), Conde *et al.* (2003) y Aubriot *et al.* (2005) entre otros. Los valores promedio anuales de SAL mostraron una tendencia similar a lo observado en la TSM (Fig. 50), con una disminución en los valores y mayor variabilidad a partir de 2004, lo cual puede deberse a que ese periodo corresponde únicamente a datos obtenidos de Laguna Macapule, la cual muestra amplia variabilidad en la salinidad debido a la gran cantidad de agua residual que reciben, la alta tasa de evaporación y el intercambio con el Golfo de California (Magaña-Álvarez, 2004; De Silva-Dávila *et al.*, 2006). En la variabilidad temporal de las anomalías se observó una clara correspondencia de los menores valores con los periodos de mayor lluvia que denotan la influencia de éstas sobre las concentraciones de SAL (Figs. 52 y 53b). Este resultado concuerda con el mencionado por De la Lanza-Espino & Gómez-Aguirre (1999), quienes mencionan que los principales factores que determinan el comportamiento de la salinidad en lagunas costeras son la estacionalidad (clima), los aportes fluviales, el intercambio marino y la evaporación fundamentalmente.

El impacto de la gran cantidad de aguas residuales incorporadas en la zona determina en gran medida, las fluctuaciones observadas en las variables físicas y químicas en la zona, como es el caso del pH, el cual muestra una amplia variabilidad que va desde valores típicos de ambientes reductores (5.3) debidos a la entrada de agua residual de alto contenido de materia orgánica (Escobedo-Urías *et al.*, 1999; Magaña-Álvarez, 2004) a valores que sugieren alta actividad de los productores primarios (9.1; Anexo 15), y que pudiera estar relacionado con las proliferaciones fitoplanctónicas que se presentan en la zona (Martínez-López *et al.*, 2006; Poot-Delgado, 2006; Hakspiel-Segura, 2009). El análisis de correlación solo mostró relación entre pH y SAL, lo que probablemente se deba a que por lo general las salinidades más bajas se dieron hacia las bocas de la laguna donde existe mayor influencia de aguas oceánicas, que suelen tener un pH mayor que las de origen continental (De la Lanza-Espino, 1994), además de que aún cuando espacialmente los menores pH se ubicaron en los sitios cercanos a las descargas (datos no mostrados), la alta evaporación origina valores de salinidad altos (>24 ups) durante todo el periodo de muestreo (Anexo 15).

Otras variables afectadas por los aportes antropogénicos son la concentración de OD y %SAT, cuyo rango de valores sugiere tanto procesos de oxidación de materia orgánica (OD: 2.6 mg L⁻¹; SAT < 40%, Anexo 15), como elevada actividad fotosintética (OD: 13.2 mg L⁻¹; SAT: 254%, Anexo 15), lo cual ha sido sugerido para la zona por Escobedo-Urías *et al.* (1999), Magaña-Álvarez (2004), Martínez-López *et al.* (2007). De la distribución interanual se observan valores promedio anuales altos de OD (> 6.8 mg L⁻¹) y valores de sobresaturación durante todo el periodo a excepción de 2004, lo cual, por deberse de un año solo monitoreado en Laguna Macapule, muestra el efecto de la gran cantidad de materia orgánica que recibe de los aportes acuícolas (> 3,000 has de cultivo) y de la actividad municipal (~90,000 habitantes), mientras que en las anomalías se observó un cambio en las tendencias a partir de 2002, lo cual pudiera estar relacionado con el incremento observado para el caso de la CI a, lo que denota un aumento de la actividad fitoplanctónica desde

2005 (Fig. 51b) que explicarían las mayores concentraciones de OD y %SAT en la zona.

En el caso de los nutrientes, el NID mostró una ligera tendencia a incrementarse (Fig. 53), aun cuando los máximos se obtuvieron en 2000, lo que muestra un aparente aumento en las concentraciones (Figs. 51c y 53c), que en coincidencia a lo reportado en Topolobampo, pudo estar relacionado por el incremento en la extensión de cultivos agrícolas de altos requerimientos nutricionales y a la aplicación de fertilizantes de alto contenido de nitrógeno, ya discutidos anteriormente.

La distribución interanual de PID presentó un comportamiento similar al NID aunque con menor variabilidad (Fig. 51c), debido a que las concentraciones en el sistema se mantuvieron en un intervalo muy constante (promedios anuales: 0.86-2.19 μM), valores que se encuentran dentro del rango promedio reportado por Contreras-Espinosa *et al.* (1996) para 39 lagunas costeras del litoral mexicano (0.01 a 5.0 μM), mientras que el rango de valores en Navachiste mayor (0.02-32.1 μM ; Anexo 15), lo que sugiere una entrada importante de PID de origen antropogénico (De la Lanza-Espino, 1994; Escobedo-Urías 1997; Contreras-Espinosa, 2001; Magaña-Álvarez, 2004). Durante 2004 la variabilidad anual se incrementó probablemente debido a que ese año corresponde a Laguna Macapule exclusivamente, y es el cuerpo lagunar que recibe la mayor cantidad de materia orgánica de origen acuícola y urbano, así como por ser el cuerpo mas somero del sistema (~ 2 m en promedio), por lo que puede existir un mayor efecto de la resuspensión que podría poner a disposición PID a la columna de agua incrementando su concentración, tal como ha sido mencionado por De la Lanza-Espino (1994), Benítez-Nelson (2000), Contreras-Espinosa (2001). Por otro lado, tanto las concentraciones anuales de PID como su tendencia observada en las anomalías, mostraron un patrón diferente al de la aplicación de agroquímicos (Fig. 38b), lo cual sugiere, como en el caso de Topolobampo, que la variabilidad de este nutriente está no está dada un solo un factor (Benítez-Nelson, 2000, Movellan-Mendoza, 2003; Aubriot *et al.*, 2005; Lillebø *et al.*, 2005).

En el caso de la CI a, los resultados obtenidos muestran un incremento en las concentraciones con el tiempo, lo cual pudiera estar relacionado con un aumento en la biomasa fitoplanctónica posterior a 2000, estimulada por las mayores concentraciones de nutrientes (Figs. 51b y 53e) (De la Lanza-Espino, 1994; Contreras-Espinosa, 2001).

La distribución anual de la razón N/P no mostró una clara tendencia temporal. Los promedios anuales se mantuvieron por debajo de 5 la mayor parte del estudio, y solo durante 1998 y 2007 se obtuvieron valores cercanos a 10.

II.5.2 PATRÓN ANUAL DE VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS

II.5.2.1 Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María

Las lagunas costeras generalmente muestran un comportamiento hidrológico estacional debido a su dependencia de los aportes de agua dulce como consecuencia de las estaciones climáticas de lluvias y estiaje (Nixon, 1981; Knoppers *et al.*, 1991; Ringwood & Keppler, 2002), así como efectos de la temperatura atmosférica estacional la cual se refleja en el agua de las lagunas costeras (De la Lanza-Espino & Gómez-Aguirre, 1999; Contreras-Espinosa *et al.*, 2005). Lo anterior pudo observarse en nuestra área de estudio, ya que la distribución de los patrones anuales de los periodos 1987-1997 y 2000-2007 mostró una clara modificación entre ambos para todas las variables, con excepción de la temperatura, la cual fue consistente con el patrón anual térmico propio de la zona (Secretaría de Marina, 1980; Escobedo-Urías, 1997; Ayala-Rodríguez, 2008), y cuya variación fue mínima entre periodos (Anexo 19). Adicionalmente, se midieron valores ligeramente superiores para 2000-2007 principalmente en la temporada cálida (Fig. 56), lo cual probablemente esté relacionado por un mayor efecto de la radiación solar en un ambiente más somero (De la Lanza-Espino, 1994; Aubriot *et al.*, 2005) debido a la menor profundidad del sistema por la gran cantidad de material en sedimentación aportado a través de la extensa red de drenaje agrícola y municipal (Fig. 6).

Tomando en cuenta la distribución de la temperatura, se pueden identificar claramente tres épocas: una cálida ($> 30^{\circ}\text{C}$; junio-septiembre), una fría ($< 22^{\circ}\text{C}$; diciembre-marzo), y una más llamada de transición durante la cual se detectaron fluctuaciones amplias de temperaturas de hasta 7°C (marzo-mayo, octubre-noviembre). Esto está de acuerdo a lo reportado para lagunas de la región (Lara-Lara & Álvarez-Borrego, 1975; Álvarez-Borrego *et al.*, 1975a; Álvarez-Borrego *et al.*, 1975b; Hernández-Real y Escobedo-Urías, 1996; Escobedo-Urías, 1997; Magaña-Álvarez, 2004; De Silva-Dávila *et al.*, 2006) y también para otros cuerpos lagunares de la región del noroeste mexicano (Cervantes-Duarte *et al.*, 2001).

La distribución de la salinidad mostró modificación del ciclo entre periodos con un incremento en las concentraciones durante 2000-2007. En el ciclo 1987-1997 se observó correspondencia con el patrón térmico y el periodo de lluvias (Figs. 53 y 54), ya que las concentraciones se incrementaron junto con la temperatura, pero bajaron durante los meses de máxima precipitación, efecto al que se suman los máximos aportes de aguas residuales urbanas y agrícolas (Anexo 1). La fuerte disminución registrada en abril pudo deberse a un incremento en los aportes de drenes agrícolas por efecto de los riegos de auxilio (Fundación Produce, 2003; Fig. 36), y cuyo efecto espacial y temporal ha sido mencionado en estudios realizados por Escobedo-Urías (1997); Del Río-Chuljak (2006) y Ayala-Rodríguez (2008). El patrón anual mostró también alteración entre periodos en cada laguna del complejo, con un claro efecto de los aportes durante 1987-1997 principalmente en las lagunas de Santa María y Ohuira en la época fría, lo cual coincide con los mayores aportes agrícolas de la temporada otoño-invierno y los riegos de presembrado del ciclo primavera-verano (Fig. 36). Las mayores concentraciones en Topolobampo muestran una clara influencia del Golfo de California y concordancia con el patrón regional de la temperatura (Anexos 17 y 18). Las fluctuaciones en Topolobampo (TOP) de noviembre y abril parecen estar relacionadas a los mayores aportes superficiales recibidos en esa época, y aún cuando no hay drenes que descarguen directamente en Topolobampo, su carácter de laguna de enlace con Ohuira (OH) y Santa María (SM), hace que responda a la variabilidad de éstas. Para el segundo periodo (2000-2007), las

concentraciones de salinidad son superiores a 1987-1997, lo que puede ser debido a un mayor efecto de la irradiación en un ambiente más somero, como se discutió anteriormente. La diferencia entre lagunas fue mucho menos evidente en este periodo (Anexo 20), y denotan un ambiente lagunar hipersalino (De la Lanza-Espino & Gómez-Aguirre, 1999). Los menores valores en julio en Topolobampo (TOP) pudieron deberse a una menor influencia de la irradiación que lo observado en Ohuira y Santa María por ser mas someras, mientras que en el periodo diciembre-enero se mantienen menores salinidades en Ohuira, relacionadas con los aportes agrícolas, producto de los excedentes de los riegos.

El patrón anual del resto de las variables es este sistema lagunar muestra también síntomas importantes de las entradas de agua residual al sistema lagunar, así como procesos internos (remineralización, resuspensión, producción primaria) y un importante intercambio con el Golfo de California. Durante el primer periodo (1987-1998), los procesos más importantes fueron una mayor influencia del intercambio del sistema lagunar con el Golfo de California y los aportes municipales, así como el patrón estacional característico de los sistemas costeros subtropicales, ya que se observaron valores de pH cercanos a los ambientes marinos (~8.0; De la Lanza-Espino, 2004), concentraciones de OD mayores durante la época fría y mínimos durante la temporada cálida, dados tanto por el efecto de las bajas temperaturas que incrementan la solubilidad del gas, así como a la actividad del fitoplancton estimulada por altas concentraciones de nutrientes (Contreras-Espinosa *et al.*, 2005; De la Lanza-Espino, 1994, Escobedo-Urías, 1997). Los mínimos durante el verano (Fig. 55a), pudieron relacionarse con una menor solubilidad del gas por las altas temperaturas y por su acelerado consumo por los procesos biogeoquímicos y al consumo bacteriano durante el proceso de remineralización que se da lugar en la zona como ha sido mencionado por Escobedo-Urías (1997), así como otros sistemas costeros (De la Lanza-Espino, 1994; Aubriot *et al.*, 2005).

Las entradas de aguas residuales urbanas y agrícolas fueron más evidentes durante noviembre-febrero. La mayor afectación se observó para Laguna Santa

María (SM) donde se midieron los pH y saturación mínimos, con un incremento de febrero a abril (Anexo 19), lo cual probablemente estuvo relacionado a un aumento de la actividad del fitoplancton estimulada por los aportes de nutrientes, así como a la entrada de aguas de surgencia que aportan nutrientes oxidados, mismos que por ser consumidos por el microfitoplancton (diatomeas > 20 µm; Gilmartin y Revelante, 1978; Meraz-Del Ángel, 1997) no es muy notoria su influencia debido a que el amonio sigue siendo el nutriente nitrogenado principal (Fig. 57a). Los valores bajos observados en esta laguna (SM) durante la época cálida, parecen estar relacionados con los aportes de agua residual urbana (Fig. 55a) con valores de pH característicos de ambientes impactados (De la Lanza-Espino, 1994; Aubriot *et al.*, 2005). Aun cuando en Ohuira se reciben también aportes de agua residual, el contenido de materia orgánica es mucho menor debido a que se trata de aportes agrícolas casi exclusivamente, mientras que Topolobampo mostró valores propios de aguas oceánicas (Anexo 19), dado por su gran dinámica y corto tiempo de residencia (Montaño-Ley *et al.*, 2007).

Durante la segunda década (periodo 2000-2007), el impacto de la actividad antropogénica originó una mayor fluctuación del pH, oxígeno disuelto (OD) y en el porcentaje de saturación de oxígeno (%SAT). Los valores mínimos de pH en enero y noviembre coinciden tanto con la época de la zafra cañera, actividad que genera efluentes de gran contenido de materia orgánica (Basanta *et al.*, 2007) lo que estimula valores de pH bajos (De la Lanza-Espino, 1994; Vergara-Sánchez, 2007), como con el inicio de la actividad agrícola del ciclo otoño-invierno, siendo más evidente la afectación en SM (Anexo 19). Los bajos pH durante en mayo acompañados con mínimos OD y %SAT sugieren remineralización, la cual pudo estar estimulada por el incremento en la temperatura (Fig. 57a). El ciclo anual promedio de OD no cambió sustancialmente entre décadas, pero los valores de noviembre-febrero son mayores durante 2000-2007, lo cual pudo estar relacionado con un aumento de la actividad fitoplanctónica, evidenciada por los valores máximos de Cl a medidos (Fig. 58a), y que fue estimulada tanto por el incremento en los aportes antropogénicos, como por las aguas de surgencia que ingresan al sistema en

esa época y que ha sido reportado para la zona por Hernández-Real *et al.* (1992), y Ayala-Rodríguez (2008). El resto del año los valores máximos de saturación y OD del sistema se obtuvieron en OH (marzo-octubre), lo cual pudo estar relacionado a una intensa actividad fotosintética estimulada tanto por aportes agrícolas y urbanos, una intensa remineralización durante la época cálida, aunados a un mayor tiempo de residencia (Ayala-Rodríguez, 2008).

Para el caso de los nutrientes nitrogenados, el cambio en el patrón anual promedio entre 1987-1998 y 2000-2007, pudo estar relacionado al incremento en la actividad antropogénica, especialmente las prácticas agrícolas, y aunque nuestros resultados muestran también para el primer periodo dominancia del amonio sobre los otros nutrientes nitrogenados, es importante recordar que los valores obtenidos en la primera década (1987-1998) corresponden en gran medida a valores calculados, por lo que el patrón estacional puede no representar las condiciones prevaletientes en ese periodo. Sobre este particular, Hernández-Real & Escobedo-Urías (1996) y Escobedo-Urías (1997) mencionan que antes de 1998, la distribución de NID presentaba las máximas concentraciones en los meses de junio-octubre, con una muy importante entrada de nutrientes oxidados durante la época fría desde el Golfo de California, y el NO_3^- era la especie nitrogenada principal en esa temporada. Para el periodo 2000-2007, nuestros resultados muestran el valor máximo de nutrientes nitrogenados entre noviembre-marzo y con el NH_4^+ como la especie dominante, lo cual sugiere un incremento en los aportes antropogénicos, situación descrita también para la zona por López-Aguilar (2006) y Ayala-Rodríguez (2008).

Los valores de Cl a obtenidos (0.63 a 47 mg m^{-3}) muestra una gran variabilidad, probablemente como respuesta ante los diferentes factores involucrados, que van desde concentración de nutrientes, turbiedad, temperatura, e inclusive, tipo de comunidad fitoplanctónica presente (Contreras-Espinosa, 2001; De la Lanza-Espino *et al.*, 2008). Esta alta variabilidad, es característica de ambientes impactados que muestran alta productividad (Vollenweider *et al.*, 1998; ANZECC/ARMCANZ, 2000; Paerl *et al.*, 2003; Bricker *et al.*, 2005; Ignatiades, 2005; Cloern & Jassby, 2008;

Paerl, 2009). Durante el periodo 1987-1998 aún cuando la distribución estacional mostrada solo corresponde al ciclo 1987-1988, puede observarse que el valor máximo de Cl_a se presentó durante la época cálida, probablemente como respuesta a las entradas de nutrientes durante la época de lluvias y por remineralización, situación que ha sido descrita para otros sistemas costeros someros (De la Lanza-Espino, 1994; Contreras-Espinosa, 2001; Magaña-Álvarez, 2004; Del Río-Chuljak, 2006; Poot-Delgado, 2006; Ayala-Rodríguez, 2008). Para el periodo 2000-2007 las mayores concentraciones de Cl_a obtenidas durante la época fría, coinciden con el patrón anual característico de la región del Golfo de California (Arias-Aréchiga, 1998), aunque tanto sus concentraciones en esa época, como el segundo máximo obtenido en la temporada cálida, muestran la respuesta del ecosistema a la entrada de aguas enriquecidas durante la temporada de surgencias (invierno-primavera; Roden & Groves, 1959; Roden & Emilsson, 1980), el efecto del aporte de nutrientes principalmente de origen agrícola de otoño-invierno, así como a procesos locales como remineralización durante el verano (Mee, 1977; Movellan-Mendoza, 2003).

Aún cuando los mayores aportes de N atmosférico fueron obtenidos en el periodo verano-otoño, no se observó correlación positiva de la Cl_a con estas fuentes, lo cual probablemente se debió a un rápido consumo de este NID por parte del fitoplancton, ya que de acuerdo a Paerl (1993), el NID de origen atmosférico constituye una fuente de nitrógeno biodisponible que es captado muy rápidamente y que llega a contribuir entre 25 a 50% de la entrada total de N en estuarios, zonas costeras y ambiente oceánico. Gilabert (2001) menciona, que la baja o nula relación entre concentración de nutrientes y la Cl_a puede deberse a un efecto combinado entre los diferentes factores ambientales y antropogénicos que enmascaran esta relación, así como a las diferentes comunidades de fitoplancton, que están respondiendo a la entrada de nutrientes. Lo anterior puede estar ocurriendo en nuestra área de estudio, ya que de acuerdo a Ayala-Rodríguez (2008), durante la temporada cálida se da un fuerte incremento de Cl_a , producto de altas abundancias de nanofitoplancton principalmente. (organismos $< 20\mu\text{m}$), cuyo contenido de Cl_a es menor al de las diatomeas planctónicas, y cuyo crecimiento fue estimulado por las

condiciones ambientales y nutricionales adecuadas para el desarrollo de éstos organismos (altas temperaturas, mayor disposición de nutrientes reducidos, razones N/P alteradas; Smayda, 2005).

Para el caso del PID, la distribución del periodo 1987-1998 con máximos durante la época cálida, estuvo determinada tanto por los arrastres durante la temporada de lluvias, las cuales de acuerdo a Zollweng *et al.* (1995), los flujos de tormentas contribuyen aproximadamente con el 70% del fósforo total exportado, las exportaciones de fósforo procedentes de los drenes agrícolas (Pionke & Kunishi, 1992; Corell, 1998; Daniel *et al.*, 1998; Gburek & Sharpley, 1998; Parry, 1998; Sharpley *et al.*, 2003.), así como por la remineralización estimulada por altas temperaturas (Conley, 2000). El valor mínimo en febrero probablemente estuvo asociado a una intensa utilización de este nutriente, lo cual es sugerido por el segundo máximos de Cl a observado ese mes (Figs. 56b y 58a). Las mayores concentraciones en SM (Anexo 25) probablemente fueron producto de una mayor incorporación de aguas residuales de origen urbano, la cual, por su mayor contenido de materia orgánica tiene mayor cantidad de fósforo (Hille *et al.*, 2005).

Durante la segunda década (2000-2007) se observó un cambio en el patrón anual, con los máximos ubicados en el primer semestre del año (Fig. 56b). Estos resultados están fuertemente relacionados tanto con la actividad agrícola de la zona como con la variabilidad climática, ya que al graficar las hectáreas sembradas por temporada agrícola (entendido como el tiempo de implantación de semillas; otoño-invierno: octubre-enero; primavera-verano: febrero-junio) del periodo monitoreado (1987-2007), se observa una fuerte disminución de la temporada primavera-verano (P-V) a partir del ciclo 1988-1989 de 150,000 has a prácticamente 0 has en 2002-2003 debido a la baja disponibilidad de agua en presas producto de la prolongada sequía que se dio en la zona (Fig. 47), y que significó también una disminución de la aplicación de fertilizantes tanto nitrogenados como de fósforo en esa temporada (Fig. 38). Esta sequía originó también la disminución de las escorrentías de verano que normalmente aportan grandes cantidades de fósforo a la zona costera (Mann, 1982;

Nixon, 1986) lo que contribuyó a las menores concentraciones de PID de esa época en el periodo 2000-2007 respecto a 1987-1998 (Fig. 4b). Por otro lado, se observaron menores concentraciones de PID en SM durante este periodo probablemente relacionado con el inicio del funcionamiento del sistema de tratamiento de los efluentes municipales y la desviación del efluente en Ohuira, posterior a 2005, lo cual disminuyó la afectación en esta laguna. La caída en julio, acompañada con un incremento en la concentración de Cl_a , indican la utilización por parte del fitoplancton, situación descrita para este sistema lagunar por Ayala-Rodríguez (2008), y que constituyó el segundo máximo del año, siendo más importante en Ohuira debido a su mayor tiempo de residencia.

II.5.2.2 Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule

La distribución de las variables físicas y químicas en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule mostró una clara estacionalidad, ya que el patrón anual observado para la TSM fue acorde al patrón térmico anual regional (Fig. 61a), lo cual muestra similitud con lo reportado en diversos trabajos realizados en sistemas lagunares de la zona (Escobedo-Urías, 1997; Del Río-Chuljak, 2006; López-Aguilar, 2006; Ayala-Rodríguez, 2008), así como en el sitio de estudio (De Silva-Dávila et al., 2006; Magaña-Álvarez, 2004; Ulloa-Pérez, 2005). Sin embargo, es particularmente notorio que los valores de TSM son superiores a la temperatura ambiental (TAMB), lo cual pudiera ser provocado por el efecto de la radiación solar que en un sistema somero incrementa sensiblemente la temperatura, intensificado por la gran cantidad de sólidos suspendidos que incrementan este efecto (Mee, 1977; Morales-Soto et al., 2000). Al igual que en el caso del Sistema Lagunar de Topolobampo, se pueden identificar 3 épocas: una cálida ($> 30^{\circ}C$, junio-septiembre), una fría ($< 22^{\circ}C$; diciembre-febrero), y la de transición (>20 y $< 30^{\circ}C$, marzo-mayo y octubre-noviembre).

La distribución de la salinidad muestra tanto el efecto de la radiación solar que induce concentraciones máximas en el periodo mayo-junio, la influencia del periodo

de lluvias (julio-septiembre) que baja sensiblemente la salinidad a pesar de la intensa irradiación característica de la zona, los aportes de aguas residuales agrícolas en la época otoño-invierno, así como la entrada en marzo de aguas del Golfo de California durante la época de surgencias costeras con salinidades promedio de 35.09 ups, y que son semejantes a lo reportado para la región sur del Golfo \approx 34.9 ups; Álvarez-Borrego & Schwartzlose, 1979) (Fig. 61a). Esta entrada de aguas de surgencia fue corroborada por los valores mínimos de %SAT, así como las mayores concentraciones de NO_3^- en ese mismo mes (Figs. 62a y 63a), y fue reportada para este sistema por Escobedo-Urías *et al.* (2007) durante marzo de 2000.

La distribución estacional de pH mostró los valores máximos en los meses de noviembre-diciembre (Fig. 61b) con promedios que sugieren la entrada de aguas oceánicas (valores >8.1), y que son fácilmente identificables en las lagunas de Navachiste y San Ignacio (Anexo 28c), así como de los aportes agrícolas de la temporada otoño-invierno, valores reportados para la zona por Hakspiel-Segura (2009), mientras que los mínimos obtenidos en la época cálida (junio, <7.8) pueden indicar un posible incremento de los procesos heterotróficos inducidos por las altas temperaturas (Contreras-Espinosa, 1993).

Los valores promedio de OD y %SAT se mantienen altos durante todo el año ($> 5.0 \text{ mg L}^{-1}$ y 100% SAT). Durante la temporada fría se observan los valores máximos de OD (noviembre-febrero: $6.7 - 7.7 \text{ mg L}^{-1}$), lo cual que puede ser producto de la entrada de aguas oceánicas de alto contenido de oxígeno, al efecto de mezcla en un ambiente somero, así como por la respuesta de los productores primarios ante la entrada de nutrientes de origen antropogénico, que muestran los máximos también durante esa época (Fig. 63). Durante la temporada cálida (junio-septiembre los valores de %SAT se mantuvieron altos (114-116 %SAT) con valores muy cercanos al máximo anual de invierno (125 %SAT; Fig. 62a) y pudieron ser producto del incremento de la actividad de productores primarios, ya que se midieron altas concentraciones de Cl_a en esa temporada ($7.9-9.3 \text{ mg m}^{-3}$; Fig. 62b).

El patrón anual de Cl *a* mostró alteración del ciclo anual promedio para la región sur del Golfo de California (Arias-Aréchiga, 1998), ya que los valores máximos se obtuvieron durante la temporada cálida (Fig. 62b), dados de acuerdo a Poot-Delgado (2006) y Hakspiel-Segura (2009) por un incremento en las abundancias del nano y picofitoplancton (fitoflagelados, diatomeas <20 μm y cianobacterias), organismos adaptados a condiciones de bajos requerimientos de nutrientes (Bricker et al., 2003; Smayda, 2005) y afines a altas temperaturas (Cavender-Bares *et al.*, 1999) (Fig. 62b). Esta distribución de máximos de Cl *a* en verano pudo ser estimulada también por las entradas de nutrientes atmosféricos y superficiales, tanto NID como PID, que mostraron aportes importantes en esa temporada (Fig. 64), mismos que de acuerdo a Aguilar *et al.* (1999), en sitios con deficiencia de N los sistemas responden rápidamente a la entrada de N vía depositación atmosférica, con incrementos rápidos en la Cl *a* y productividad primaria y ser un factor que dispare las proliferaciones algales nocivas en esa época, situación que se ha reportado para nuestra área de estudio en esa época (Martínez-López *et al.*, 2006; Poot-Delgado, 2006; Ayala-Rodríguez, 2008; Hakspiel-Segura, 2009).

El patrón anual de NID en el Sistema Lagunar Navachiste muestra el efecto de los ciclos de fertilización agrícola, intercambio con el Golfo de California, y la remineralización durante el verano (Fig. 63), ya que las máximas concentraciones de nutrientes se obtuvieron en la época fría y fueron producto aparentemente de los arrastres de los excedentes del riego de presiembra (otoño-invierno) y la entrada de aguas ricas en nutrientes durante la temporada de surgencias (invierno-primavera). Las concentraciones de las especies nitrogenadas sugieren que los procesos que determinan su concentración están dadas por los aportes y los procesos de remineralización, ya que durante las épocas de fertilización agrícola se midieron altas concentraciones de NH_4^+ (febrero y noviembre) asociados al tipo de fertilizante utilizado (amoniaco anhidro), mientras que las altas concentraciones en la época cálida probablemente están relacionados con remineralización (Fig. 64), ya que de acuerdo a De Galan *et al.* (2004) la mayor proporcionalidad de N- NH_4 es considerada como un indicativo de nitrógeno reciclado y procedente de procesos de

mineralización. Sin embargo, en el área de estudio los valores máximos de este nutriente fueron medidos en los meses fríos, lo cual sugiere que la fuente más importante es la antropogénica (Aubriot *et al.*, 200). En el caso de las formas nitrogenadas oxidadas ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2$), su menor importancia en este sistema puede ser debida a su menor aporte, así como procesos de desnitrificación que son especialmente intensos en ecosistemas similares a Navachiste (Rivera-Monroy & Twilley, 1996).

La distribución de PID con máximos en febrero y noviembre concuerda con la distribución temporal de la concentración de los aportes de drenes principalmente que mostraron los máximos en esa temporada, los aportes de lluvias y el proceso de remineralización que son más importantes durante el verano (Benítez-Nelson, 2000) y que por captación por parte del fitoplancton disminuye las concentraciones en esa época (Figs. 62b, 63b), lo cual es mencionado por Poot-Delgado (2006) y Hakspiel-Segura (2009) en Laguna Macapule. Especialmente las máximas concentraciones se midieron en Macapule, lo que probablemente está asociado a que en ésta laguna se reciben las aguas residuales de la actividad acuícola, ricas en materia orgánica y cuyos aportes son recibidos durante la cosecha, la cual se lleva a cabo para la zona entre junio-octubre (Anexo 29d).

Por último, con la información analizada en el presente capítulo, fue posible identificar que tanto la variabilidad de largo plazo como la estacional en ambos sistemas lagunares está siendo afectada por presiones antropogénicas, mismas que han incrementado su importancia con el tiempo. La mayor alteración se observó en las concentraciones de nutrientes, ya que sus fluctuaciones tuvieron alta correspondencia con los cambios en las prácticas agrícolas (incremento en la cobertura, épocas de fertilización y riego) con la respuesta correspondiente de la comunidad fitoplanctónica. Sin embargo, es importante mencionar que en el análisis de la variabilidad de estos ambientes muchas interrogantes quedaron sin respuesta debido a que los procesos internos (remineralización, desnitrificación, fijación de N_2)

no fueron medidos, por lo que es necesario continuar la investigación correspondiente en la zona de estudio.

III EUTROFIZACIÓN EN LAGUNAS COSTERAS DEL NORTE DE SINALOA

III.1 INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas, las actividades humanas han incrementado la carga de nutrientes a los sistemas costeros muchas veces más por encima de los niveles naturales de estos ambientes (NRC, 2000; Bricker *et al.*, 2003). Este incremento puede ocasionar enriquecimiento por nutrientes y cambios en la estructura, funcionalidad y estabilidad de los ecosistemas acuáticos (Nørring & Jørgensen, 2009), conjunto de fenómenos al que se le ha denominado eutrofización (Nixon, 1995; Jørgensen & Richardson, 1996; NRC, 2000; Bricker *et al.*, 2003; Smith & Schindler, 2009). Si bien la eutrofización es un proceso que naturalmente sucede en los ambientes acuáticos, se ha observado que las actividades humanas tales como la quema de combustibles fósiles y el uso de fertilizantes agrícolas han acelerado el proceso. Esta eutrofización cultural, o sobre-enriquecimiento por nutrientes es el aumento en la acumulación de materia orgánica, particularmente algas, que es causada por el incremento de nutrientes de origen humano que son incorporados a la zona costera por diferentes vías tales como descargas superficiales directas, enriquecimiento de aguas subterráneas y deposición atmosférica (Bricker *et al.*, 2003).

La respuesta de los ecosistemas al enriquecimiento por nutrientes o eutrofización, es un proceso continuo más que una condición estática o estado trófico (Cloern 2001; Smayda 2005; Glibert & Burkholder, 2006) por lo que para su evaluación es necesario el desarrollo de estudios de largo plazo con la finalidad de observar el cambio en las diferentes características de los ambientes acuáticos. Adicionalmente, evaluar la eutrofización en lagunas costeras no es tarea fácil debido a la gran variabilidad de las condiciones espaciales y temporales de éstos ambientes (Coelho *et al.*, 2007), por lo que varios indicadores, índices y modelos se han desarrollado para el estudio de la eutrofización y calidad del agua en ambientes

dulceacuícolas, costeros y marinos. Los indicadores más utilizados son las concentraciones de nutrientes, oxígeno disuelto (Vollenweider & Kerekes, 1982; OECD, 1982; EEA, 1999), la proporción elemental de los nutrientes (N/P, Si/N, Si/P) Cl a y cociente diatomeas/flagelados entre otros (Smayda, 2005), mientras que diversos índices compuestos (mas de un dato o una variable) se han desarrollado para evaluar el nivel trófico de los sitios de estudio (Karydis *et al.*, 1983; Ignatiades *et al.*, 1992; Justic *et al.*, 1995a; Stefanou *et al.*, 2000; Wasmund *et al.*, 2002), así como modelos complejos que integran información de diferentes compartimientos de los ecosistemas, desde variables físicas, químicas hasta fitoplancton, zooplancton, bentos, vegetación sumergida, macroalgas y sedimentos (NRC, 2000; Ferreira *et al.*, 2009). Sin embargo, ésta práctica ha ocasionado serios desacuerdos entre diversos grupos de investigación (Justic, 1991), porque al principio se habían utilizado en ambientes costeros modelos aplicables a aguas dulces continentales, que no habían sido del todo evaluados por la falta de continuidad en estas investigaciones (Cloern, 1999; Vidal *et al.*, 1999). En éste sentido, algunos autores han propuesto índices o metodologías aplicables a ambientes marinos que se basan principalmente en la concentración de nutrientes, en la concentración de Clorofila a, en la transparencia del agua y/o en la concentración del oxígeno disuelto (Karydis *et al.*, 1983; Justic, 1991; Ignatiades *et al.*, 1992; Vollenweider *et al.*, 1998; Stefanou *et al.*, 2000; Wasmund *et al.*, 2002).

De todos los índices tróficos desarrollados para ambientes marinos, uno de los más exitosos es el TRIX (TRhopic IndeX, Vollenweider *et al.*, 1998). Este índice es la combinación de los logaritmos de cuatro variables (Cl a (clorofila a), NID ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$), PT (fósforo total) y el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto: a%OD). Una de las fortalezas del índice es incluir variables de presión (nutrientes), de respuesta biológica (Cl a como un indicador de biomasa fitoplanctónica), así como de disturbio ambiental en la calidad del agua (oxígeno). Además, ofrece la ventaja que usa como componentes variables directamente medidas y rutinariamente colectadas en los estudios en ambientes costeros (Giovanardi & Vollenweider, 2004).

Aún cuando el propósito principal del TRIX es definir el estado trófico en aguas marinas, otras aplicaciones (Vollenweider *et al.*, 1998) que puede tener son:

- a) evaluar la evolución del estado trófico de largo plazo en una estación en varios años.
- b) realizar mapas espaciales del patrón trófico dentro de un área en un sitio en particular.
- c) definir las condiciones tróficas promedio en sectores específicos en periodos de largo plazo.

Debido a éste potencial, éste índice multivariado ha sido aplicado para determinar la calidad del agua y el estado trófico en varias áreas costeras sujetas a presión antropogénica tales como mares Adriático y Tirrenio (Volleinweider *et al.*, 1998; Giovanardi & Volleinweider, 2004; Artioli *et al.*, 2005) y Laguna de Venecia (Bendoricchio & De Boni, 2005). En Italia ha sido adoptado como una referencia legal y lineamiento obligatorio en el monitoreo del ambiente marino y costero (Giovanardi & Vollenweider, 2004; Pettine *et al.*, 2007). El TRIX también ha sido utilizado para la clasificación de las aguas costeras eslovenias (UNEP, 2003), mares del noreste de Europa (EEA, 2001), Mar Negro (Moncheva *et al.*, 2002; Parkhomenko *et al.*, 2003) y aguas costeras del Mar Báltico (Vascetta *et al.*, 2004). Mangialajo *et al.* (2007), donde recientemente usaron el TRIX para validar los resultados obtenidos en la aplicación del índice biológico CARLIT (Cartography of littoral and upper-sublittoral rocky-shore communities) y evaluar el estado ecológico de las aguas costeras Ligurias (Italia), mientras que Loureiro *et al.* (2006) incluyeron al TRIX entre un número limitado de herramientas para evaluar las condiciones tróficas en áreas marinas.

Aunque la utilidad del TRIX ha sido probada en diferentes áreas costeras, especialmente en aguas italianas (Pettine *et al.*, 2007), no necesariamente debe ser utilizado en todos los sistemas costeros, debido a que la fluctuación de estos ambientes está en función de su dinámica trófica específica. Por ello, aunque se ha probado su validez en diversos ambientes costeros de Europa (Vascetta *et al.*, 2004),

para su utilización en otros ecosistemas marinos debe ser ajustado o validado (Nasrollahzadeh *et al.*, 2008).

En México, los estudios para determinar el estado trófico en sistemas impactados son escasos y la mayoría de ellos describen únicamente la distribución de la concentración de nutrientes, y solo algunos usan un índice para determinar el estado trófico de esos ambientes costeros en ciclos anuales (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000; López-Cortés *et al.*, 2003; Aranda-Cirerol, 2004; Magaña-Álvarez, 2004; Ayala-Rodríguez, 2008), por lo que a la fecha no existe un trabajo que identifique o demuestre el proceso de eutrofización en aguas mexicanas, dado por incremento en la concentración de nutrientes de origen antropogénico, a pesar que los trabajos mencionados han logrado determinar condiciones eutróficas en algunos de los sitios de estudio. Para la zona de estudio los dos únicos intentos relacionados a evaluar el estado trófico son los de Magaña-Álvarez (2004) en Laguna Navachiste y el de Ayala-Rodríguez (2008) en el Sistema Lagunar Topolobampo. Estos trabajos estimaron condiciones eutróficas para ambos sitios pero solo para un ciclo anual, lo cual no representa un diagnóstico del proceso en sí. De lo anterior, así como de la evidencia en el incremento en la concentración de nutrientes observada en el Capítulo II surgen las siguientes interrogantes:

- Se ha dado lugar el proceso de eutrofización en los ambientes costeros del Norte de Sinaloa?
- En caso de ser así, cuáles son los principales factores que han inducido el proceso de enriquecimiento?

Para resolver lo anterior, en el presente apartado se trató de identificar el proceso de eutrofización en los ambientes costeros del Norte de Sinaloa, el análisis de los principales factores involucrados y la respuesta del ecosistema al proceso de enriquecimiento, mediante la aplicación de los indicadores de eutrofización mas utilizados, así como la validación y aplicación del índice trófico TRIX.

III.2 OBJETIVOS

1. Comparar los indicadores del proceso de eutrofización en los sistemas estudiados.
2. Adaptar y probar un índice de eutrofización.
3. Determinar el estado trófico actual de cada sistema lagunar estudiado.

III.3 METODOLOGÍA

III.3.1 Indicadores del proceso de eutrofización

Con la finalidad de determinar el estatus trófico de los sistemas lagunares Topolobampo-Ohuira-Santa María y San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa en el largo plazo, se utilizaron como indicadores del proceso los promedios anuales de la razón N/P (molar), la concentración de clorofila *a* (Cl *a*) y concentración de oxígeno disuelto (OD) de la serie de tiempo 1987-2007 en el sistema Topolobampo, y 1998-2003 del sistema Navachiste descritas en el capítulo II, por ser las variables más útiles ya que representan tanto el efecto de la presión ejercida así como la respuesta del ecosistema (Justic, 1987; Kauppila, 2007), utilizando como escalas los valores propuestos OECD (1982), Vollenweider & Kerekes (1982) y EEA (1999) para el nitrógeno inorgánico disuelto (NID), oxígeno disuelto (OD) y clorofila *a* (Cl *a*) (Tabla 9), así como la razón diatomeas/flagelados (D/F), misma que ha sido utilizada con la finalidad de observar la respuesta de los grupos fitoplanctónicos dominantes al proceso de eutrofización en sistemas costeros a lo largo del mundo (Dippner, 1998; Bricker *et al.*, 2003; Smayda, 2005). Para la construcción de la razón D/F se determinó la abundancia mensual de los grupos de fitoplancton (expresados en número de células por litro= céls L⁻¹) de la base biológica disponible en la zona que comprende el periodo enero 2000 a diciembre 2007 para el caso de Sistema Lagunar Navachiste, y de noviembre de 2004 a mayo 2006 para el sistema Topolobampo. La serie de Topolobampo corresponde a los resultados contenidos en el trabajo de Ayala-Rodríguez (2008). El procesamiento de las muestras fitoplanctónicas fue realizado mediante el método de Utermöhl (Hasle, 1978) en muestras fijadas con lugol al 1% y formol al 4%, neutralizado con borato de sodio.

Tabla 9. Algunos indicadores para la evaluación del estado trófico basado en parámetros físico-químicos y biológicos. Fósforo total (PT), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), fósforo inorgánico disuelto (PID),

VARIABLES (Indicadores)	Valor	Unidades	Estado trófico
<i>OECD (1982)</i>			
PT	< 7.9	mg m ⁻³	Oligotrófico
	8.0 - 11.0	mg m ⁻³	Oligotrófico a mesotrófico
	12.0 - 27.0	mg m ⁻³	Mesotrófico
	28.0 - 39.0	mg m ⁻³	Mesotrófico a eutrófico
	> 40.0	mg m ⁻³	Eutrófico
Clorofila a	< 2.0	mg m ⁻³	Oligotrófico
	2.1 - 2.9	mg m ⁻³	Oligotrófico a mesotrófico
	3.0 - 6.9	mg m ⁻³	Mesotrófico
	7.0 - 9.9	mg m ⁻³	Mesotrófico a eutrófico
Secchi	> 10.0	mg m ⁻³	Eutrófico
	> 4.5	m	Oligotrófico
	4.5 - 3.8	m	Oligotrófico a mesotrófico
	3.7 - 2.4	m	Mesotrófico
	2.3 - 1.8	m	Mesotrófico a eutrófico
< 1.7	m	Eutrófico	
<i>Vollenweider & Kerekes (1982)</i>			
PT	< 10.0	mg m ⁻³	Oligotrófico
	10.0 - 35.0	mg m ⁻³	Mesotrófico
	35.0 - 100.0	mg m ⁻³	Eutrófico
Clorofila a	< 2.5	mg m ⁻³	Oligotrófico
	2.5 - 8.0	mg m ⁻³	Mesotrófico
	8.0 - 25.0	mg m ⁻³	Eutrófico
<i>EEA (1999)</i>			
NID	< 6.5	µM	Bueno (Oligotrófico)
	6.5 - 9.0	µM	Límite (Mesotrófico)
	9.0 - 16.0	µM	Pobre (Mesotrófico a eutrófico)
	> 16.0	µM	Malo (Eutrófico)
PID	< 0.5	µM	Bueno (Oligotrófico)
	0.5 - 0.7	µM	Límite (Mesotrófico)
	0.7 - 1.1	µM	Pobre (Mesotrófico a eutrófico)
	> 1.1	µM	Malo (Eutrófico)

III.3.2 Índice del Estado Trófico (TRIX)

La principal fortaleza del índice TRIX reside en que es útil para comparar información en un amplio intervalo de situaciones, al conjugar factores, que están directamente relacionados con la productividad (la clorofila a y el oxígeno disuelto), y con los nutrientes (nitrógeno y fósforo), de acuerdo a la ecuación:

$$TRIX = \frac{\text{Log} (Cl\ a * a \% OD * mN * mP) - k}{m}$$

Donde:

TRIX es el índice del estado trófico

Cl *a* es la concentración de Clorofila *a* en mg m⁻³

a%OD es el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto [100 - %SAT]

mN es el nitrógeno mineral ó nitrógeno inorgánico disuelto, N-(NO₂⁻ + NO₃⁻ + NH₄⁺) en mg m⁻³

mP es el fósforo mineral o fósforo inorgánico disuelto (PID=PO₄³⁻) en mg m⁻³

Variables adicionales:

NT es nitrógeno total en mg m⁻³

PT es la concentración de fósforo total en mg m⁻³

Las constantes $k= 1.5$ y $m= 12/10= 1.2$ o coeficientes de escala se refieren respectivamente, a los valores mínimos de las variables que componen el índice y a los 10 niveles de jerarquía en que está diseñado, es decir, que el TRIX tiene valores entre 1 y 10 (Tabla 10). Estos niveles representan una variedad de situaciones tróficas con una resolución muy fina, relacionadas con un ambiente costero desde condiciones oligotróficas a eutróficas. Valores cercanos a 10 indican una fuerte eutrofización, caracterizados por altas concentraciones de N, P y Cl *a*, además de una baja en el contenido de oxígeno, mientras que, cuando los valores del índice se aproximan a 0, indican aguas con bajo impacto antropogénico (Damar, 2003).

Aunque en la ecuación anterior se presenta como variables de presión los nutrientes inorgánicos que es la combinación de datos que se utilizará en el presente trabajo, de acuerdo a Vollenweider *et al.*, (1998) es posible recurrir a las variables nutricionales disponibles en cualquiera de las combinaciones, pero sugieren como la combinación más deseable NT y FT, seguida por NID con PT y NID con PID, y mencionan como no recomendable NT con PID.

Tabla 10. Escala TRIX (Penna *et al.*, 2004).

TRIX	CALIDAD DEL AGUA	CARACTERÍSTICAS DEL AGUA
2-4	Alto	Aguas poco productivas. Nivel trófico bajo
4-5	Bueno	Aguas medianamente productivas Nivel trófico medio
5-6	Malo	Aguas entre productividad media a alta. Nivel trófico alto
6-8	Pobre	Aguas de alta productividad Nivel trófico muy alto

Adicionalmente, y con la finalidad de ajustar los coeficientes de escala (m y k) del índice TRIX para hacerlo aplicable en nuestra área de estudio, así como en los sistemas costeros del Golfo de California, se utilizó la base de datos de los complejos lagunares de Topolobampo (1987-2007) y Navachiste (1998-2007) para generar una ecuación ajustada a las condiciones de los ambientes costeros del Golfo de California a la cual se le denominó $TRIX_{GC}$, los cuales presentan características geomorfológicas e impactos similares con concentraciones de nutrientes y Cl a dentro del rango de valores del sistema Topolobampo-Ohuira-Santa María (Tabla 11). Antes de trabajar con la base de datos para la construcción del $TRIX_{GC}$, se aplicó la transformación de Log_{10} y se eliminaron los datos que excedían el criterio de ± 2.0 dvst (desviación estándar), y con esa base transformada se recalcularon nuevos promedios y dvst. Para determinar los nuevos coeficientes se definieron los rangos de las 4 variables (Cl a, a%OD, NID y PID) de los datos corregidos. Los límites inferiores fueron fijados usando el límite de detección de cada variable (Strickland & Parsons, 1972) y el máximo fue fijado mediante el cálculo hasta obtener un rango de 3 unidades logarítmicas en cada variable con la finalidad de darle amplitud suficiente, valores con los cuales se generó la ecuación del $TRIX_{GC}$ de acuerdo al criterio mencionado por Vollenweider *et al.* (1998).

Ya en la aplicación del índice trófico, para determinar el cambio temporal de estado trófico en los sistemas lagunares estudiados, se utilizó el índice $TRIX_{GC}$ en promedios anuales.

Tabla 11. Rango de nutrientes y concentración de Cl a en lagunas costeras del Golfo de California. ND= No Detectado. Todos los nutrientes en μM ; Cl a en mg m^{-3}

AREA	NO ₂	NO ₃	NO ₂ +NO ₃	NH ₄	PO ₄	Chl-a	REFERENCIA
Bahía de los Angeles, B.C.		0.07-5.04			0.80-2.24	0.20-0.50 0.25-9.70	Gilmartin & Revelante, 1978 Muñoz <i>et al.</i> , 1991
Bahía Concepción, B.C.S.		1.95-8.98 0.05-5.79			0.15-2.62 0.30-5.77	0.3-5.3 0.20-0.60 0.20-5.12 0.20-14.08 0.20-4.33	Bustos <i>et al.</i> , 1996 Gilmartin & Revelante, 1978 Martínez & Gárate, 1997 Verdugo-Díaz, 1997 López-Cortés <i>et al.</i> , 2003
Bahía de La Paz, B.C.S.	0.01-0.51 ND-0.50	0.03-1.83 0.03-2.13 ND-10.54			0.19-2.33 0.23-1.57	0.36-24.77 0.01-4.20 0.02-1.94 ND-10.90 0.20-0.77	Hernández-Alfonso, 2004 Lechuga-Devezé <i>et al.</i> , 1986 Reyes-Salinas, 1999 Martínez-López <i>et al.</i> , 2001 Cervantes-Duarte <i>et al.</i> , 2003
			ND-10.00 0.03-2.72		ND-0.70 0.43-0.73	0.10-4.22 0.20-2.87	Palomares-García <i>et al.</i> , 2003 Romero-Bañuelos, 2003
	ND-1.67 ND-1.20	ND-31.79 ND-22.50	0.22-35.34		0.36-1.13	ND-9.40 0.41-15.70	Avilés-Agúndez, 2004 Verdugo-Díaz, 2004
Ensenada de La Paz, B.C.S.		0.27-1.75	0.13-30.02	ND-8.02	0.08-3.54 0.07-3.00 0.45-0.78	0.13-4.65 ND-6.66 0.90-3.20	Hinojosa-Larios, 2007 Villegas-Aguilera, 2009 Gilmartin & Revelante, 1978
	0.03-0.89 0.03-0.15*	ND-6.79 ND-1.63*		0.09-8.50	0.30-7.06 0.36-1.55*		Cervantes-Duarte, 1982 Cervantes-Duarte <i>et al.</i> , 2001
Laguna de La Cruz, Son.			0.10-4.80 0.11-50.28	0.10-4.00	0.10-1.90 0.24-0.53 ND-5.73	0.20-5.00 3.00-11.40 0.02-1.77 0.06-3.62	López-Cortés <i>et al.</i> , 2008 Gilmartin & Revelante, 1978 Martínez-Rodríguez, 1999 Morales-Soto, 1999
	ND-0.38*	0.42-3.80*			0.21-3.60*		Castro & Grijalva, 1992
Bahía Guaymas, Son.		0.50-1.31			0.15-0.65	0.06-6.55	Valdez-Holguín, 1994
			0.01-9.09*		0.04-1.76	4.70-12.80	Gilmartin & Revelante, 1978
Estero Huivulay, Son.		0.24-1.56			0.82-1.37	0.14-50.17	Arreola-Lizárraga <i>et al.</i> , 2004
Bahía Yavaros, Son.		ND-1.60		3.50-5.40	ND-1.50	4.40-11.70	Gilmartin & Revelante, 1978
		0.48-1.23			0.35-0.74		Ortega & Stephenson, 1976
Bahía Agiabampo, Son-Sin.		0.14-1.05			0.23-0.79	4.30-11.50 2.40-7.20	Gilmartin & Revelante, 1978 Gilmartin & Revelante, 1978
Topolobampo-Ohuira-Sta María (Lechuguilla), Sin.		0.50-3.62			0.71-2.18	6.50-19.90	Gilmartin & Revelante, 1978
	ND-7.51	0.03-18.95		0.10-118.90	0.11-48.73		Escobedo-Urías, 1997
	ND-29.50	ND-50.50	ND-61.04	ND-118.90	0.04-48.44	0.46-47.01	Este trabajo
San Ignacio-Navachiste, Sin.	ND-2.78	ND-60.40		0.02-16.50	ND-2.45		Escobedo-Urías <i>et al.</i> , 1999
	0.01-1.35	0.01-0.66		0.02-4.00	0.07-2.14	0.20-15.00	Martínez-López <i>et al.</i> , 2007
Laguna Macapule, Sin.	ND-1.59	ND-13.50		ND-20.21	0.53-6.00	0.20-12.92	Magaña-Álvarez, 2004
	0.01-1.71	0.03-10.43		0.02-18.00	0.45-32.11	0.87-31.00	Poot-Delgado, 2006
Santa María (La Reforma), Sin.		0.16-1.33			0.11-1.31	2.60-19.30	Gilmartin & Revelante, 1978
Altata-Ensenada del Pabellón, Sin.	ND-6.20	ND-16.00		ND-25.00	1.20-28.00		Conde-Gómez & De la Lanza-Espino, 1994
	ND-6.58	0.40-14.50 0.53-1.18		ND-20.00		3.40-8.40	Campos-Villegas, 1997 Gilmartin & Revelante, 1978
Estero Quevedo (Ceuta), Sin.		0.50-30.00		0.50-80.00	0.50-10.00		De la Lanza & García, 1991
Huizache-Caimanero, Sin.		0.58-1.83			0.57-1.44	3.40-12.60	Gilmartin & Revelante, 1978
Estero de Urías, Sin.						ND-60.80	Calvario & Domínguez, 2007
Bahía Mazatlán, Sin.	0.05-1.76	0.30-35.70		0.50-119.80	0.09-10.97		Alonso-Rodríguez <i>et al.</i> , 2000
Teacapan-Agua Brava, Sin-Nay.			ND-23.50		0.74-1.46*		Hernández-Real, 1992

*Valor promedio

*NID (NO₃+NO₂+NH₄)

Adicionalmente, con la finalidad de obtener la medición del grado de utilización de nutrientes, se calculó en escala anual el Coeficiente de Eficiencia (CE), el cual es definido como el Log del cociente entre los 2 tipos de componentes del TRIX (componente de presión y componente respuesta) (Giovanardi & Vollenweider, 2004):

$$CE = \text{Log}_{10} \frac{CI a * a \% OD}{NID * PID}$$

En el presente trabajo todos los análisis estadísticos fueron realizados mediante la utilización del paquete estadístico Statistica v8.0. Se aplicó una prueba de normalidad y se realizó la transformación logarítmica de la base de datos, y para conocer la relación entre el $TRIX_{GC}$ y el resto de las variables físicas, químicas y biológicas descritas en el capítulo II, se realizó un análisis de correlación de Pearson ($\alpha=0.05$) utilizando la base de datos normalizados.

III.4 RESULTADOS

III.4.1 Indicadores de eutrofización

Al graficar los valores promedio anuales de la razón N/P en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María se observó una clara tendencia al incrementarse, con valores de 0.59 en 1987 a 3.24 en 2007 (Fig. 65). La concentración promedio anual de Cl a mostró la misma tendencia y los valores estuvieron entre 3.99 a 11.63 mg m⁻³. El OD mostró fluctuaciones entre años, aunque se mantuvo el patrón hacia el incremento. Los valores promedio anuales fueron de 6.02 a 8.36 mg L⁻¹ (Fig. 65).

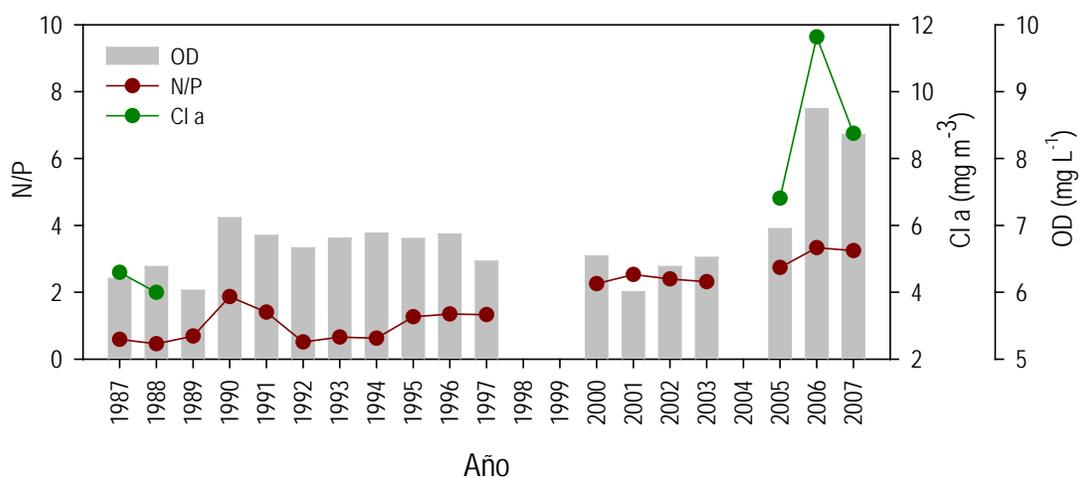


Figura 65. Valores promedio anuales de la razón N/P y concentración de clorofila a (Cl a) y OD (mgL⁻¹) en el Sistema Lagunar de Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo 1987-2007.

Para el caso del Sistema Lagunar Navachiste, los resultados de la razón N/P mostraron el valor máximo en 1998 (9.72) y el mínimo en 2000 (2.31), con una tendencia hacia el incremento a partir de 2002 hasta 2007 (Fig. 66). La concentración de Cl a mostró una tendencia hacia el incremento con valores promedio anuales de 5.13 a 8.12 mg m⁻³ en 2006, y una importante disminución en 2007 (5.99 mg m⁻³). La concentración de OD exhibió una importante variabilidad en los promedio anuales, con valores tendiendo a disminuir de 1998 hasta 2004 cuando se obtuvo la mínima concentración anual promedio (5.92 mg L⁻¹), para

posteriormente incrementarse hasta alcanzar el valor máximo del periodo en 2007 (8.04 mg L⁻¹; Fig. 66).

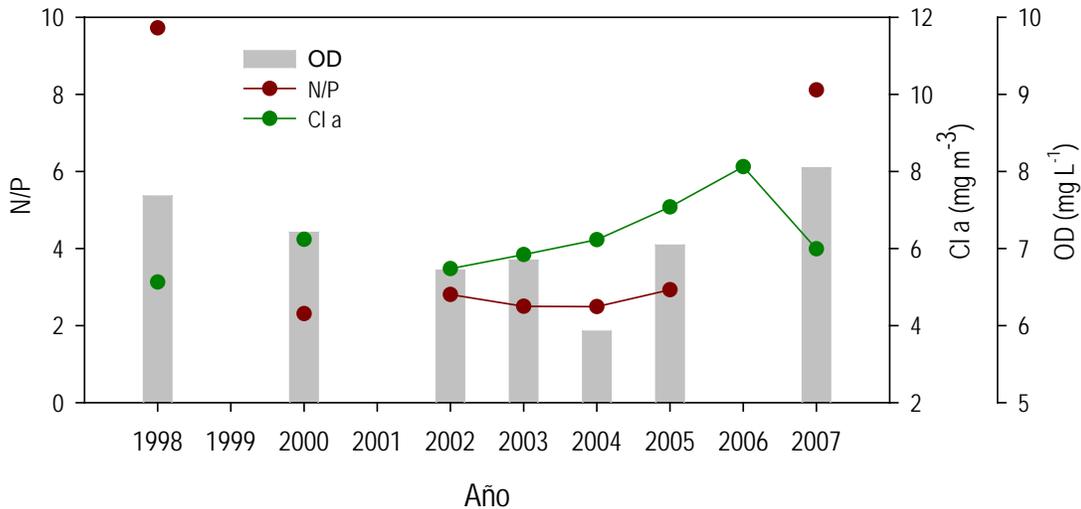


Figura 66. Valores promedio anuales de la razón N/P y concentración de clorofila a (Cl a) en el Sistema Laguna de San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007.

Al contrastar los resultados obtenidos de los indicadores utilizados con la escala propuesta en la Tabla 9, puede observarse que para el caso de los sistemas Topolobampo y Navachiste las concentraciones de Cl a muestran condiciones eutróficas a partir de 2006 (OECD, 1982; EEA, 1999; Figs. 65 y 66), mientras que si se observan las concentraciones promedio anuales de NID mostradas en el capítulo II para ambos sitios, los sistemas son oligotróficos (Figs. 46 y 51). De acuerdo a las concentraciones de PID Topolobampo es eutrófico desde el inicio de la serie, mientras que Navachiste esta condición se observó a partir de 2000 (Figs. 46 y 51; EEA, 1999).

Los resultados obtenidos para el indicador diatomeas/flagelados (D/F), muestran que los promedios mensuales en ambos sistemas costeros estuvieron por debajo de 1.0 durante todo el periodo de muestreo, lo que indica una dominancia de los flagelados sobre las diatomeas con menores valores en Navachiste (0.0002 a 0.0116) que en Topolobampo (0.0035 a 0.0142). En Navacahiste durante 2000 el valor máximo se obtuvo en enero, mientras que para el resto del periodo se

obtuvieron en la época cálida (mayo y agosto). En Topolobampo por otro lado, las máximas razones fueron calculadas en la época fría (Fig. 67)

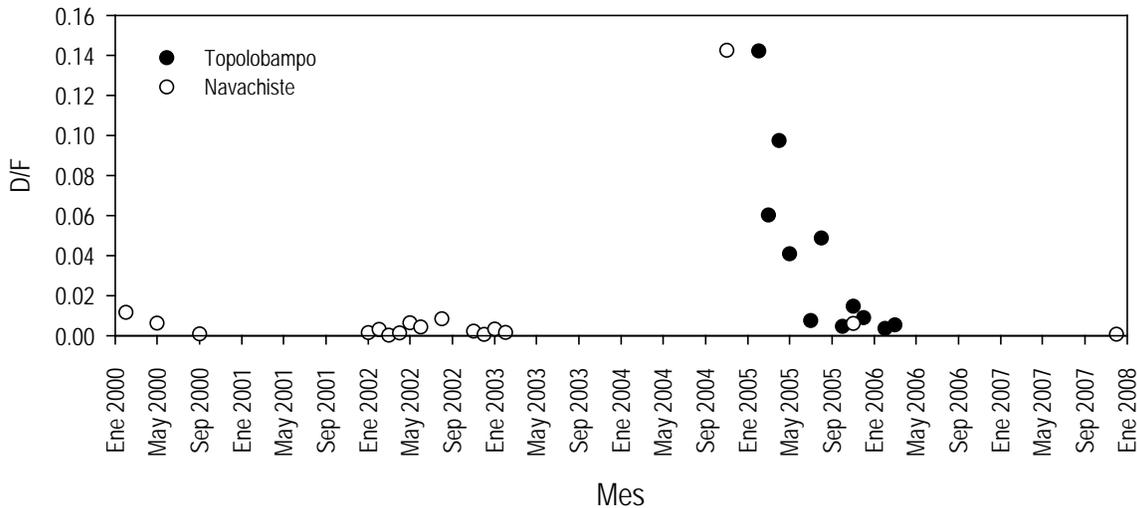


Figura 67. Valores mensuales promedio de la razón diatomeas/flagelados (D/F) en los sistemas lagunares Topolobampo-Ohuira-Santa María y San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo enero 2000 a diciembre 2007. Nótese el cambio de escala.

III.4.2 Índice trófico.

Con la finalidad de efectuar el ajuste de los coeficientes m y k de la ecuación TRIX para poder utilizar el índice en los ecosistemas costeros del Golfo de California ($TRIX_{GC}$), se utilizó el límite de detección de cada variable para fijar el valor límite inferior y el valor máximo fue fijado hasta obtener 3 unidades logarítmicas. El resultado obtenido se ilustra en la Tabla 12, y los valores de m y k fueron 1.5 (suma de logaritmos mínimos) mientras que el valor del paso trófico fue de 1.2.

Tabla 12. Límites superior e inferior y rango del Índice trófico $TRIX_{GC}$.

	Log min (lineal)	Log max (lineal)	Rango Unidades Log	Paso trófico Rango/10
Cl a	-0.5 (0.3)	2.5 (330)	3	0.3
a%OD	-1.0 (0.1)	2.0 (100)	3	0.3
NID	0.3 (2.0)	3.3 (2000)	3	0.3

PID	-0.2 (0.58)	2.8 (650)	3	0.3
suma LOG	-1.5	10.6	12	1.2

(Lineal= Concentraciones en mg m⁻³)

De acuerdo a esto, la ecuación del TRIX_{GC} es similar al TRIX original:

$$TRIX_{GC} = \text{Log} \frac{Cl a * aD \% O * NID * PID - (-1.5)}{1.2}$$

Por lo tanto, en el sucesivo se utilizará la denominación TRIX cuando utilicemos la ecuación validada para los ecosistemas del Golfo de California o TRIX_{GC}. Con tal ecuación validada, se introdujo la base de datos de ambos sistemas costeros. Los resultados de los promedio anuales del índice, mostraron para el caso de Topolobampo, valores de 4.9 en 1987 a 6.2 en 2007 (Fig. 68), con lo que se comprueba un proceso de eutrofización en curso en el área de estudio. No obstante que durante el periodo 1989-2003 no se tienen resultados del TRIX debido a que no se obtuvieron datos de Cl a durante esos años. El Coeficiente de Eficiencia (CE) mostró una tendencia inversa al índice TRIX, con valores de -1.23 a -1.79 (Fig. 68).

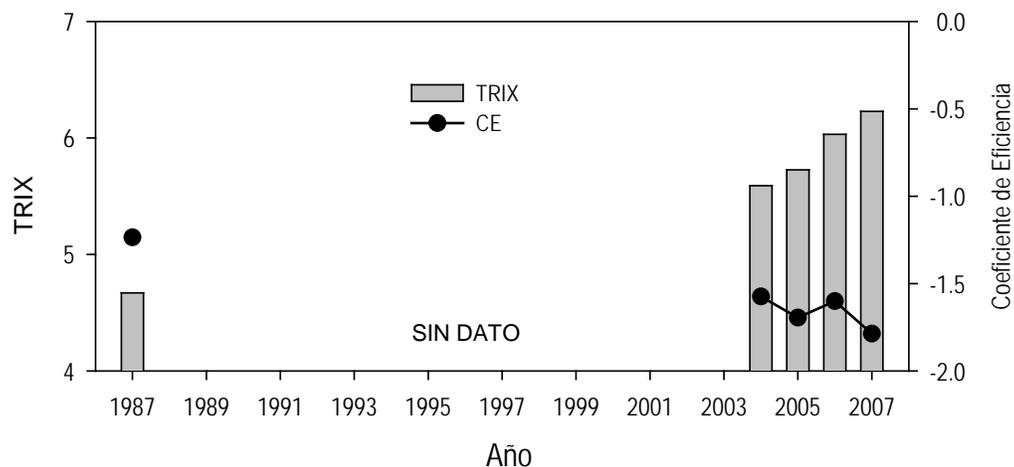


Figura 68. Valores promedio anuales del Índice Tráfico TRIX y coeficiente de eficiencia (CE) en el Sistema Topolobampo-Ohuira-Santa María, Sinaloa, durante el periodo 1987 a 2006.

El análisis de correlación entre las variables físicas, químicas y biológicas y el índice TRIX mostró la más alta relación del TRIX con NH_4^+ ($r^2=0.963$), DIN ($r^2=0.943$) y a%OD ($r^2=0.938$), mientras que el resto de las variables mostraron bajos valores (Tabla 13).

Tabla 13. Matriz de correlación (Pearson) entre todas las variables físicas y químicas y el índice TRIX (datos normalizados por transformación logarítmica) en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo 1987-2007.

	T°C	SAL	pH	O.D.	Secchi	NO ₂	NO ₃	NH ₄	N/P	NID	PID	Cla	aD%O
SAL	-0.51	1.00											
pH	-0.86	0.35	1.00										
O.D.	-0.82	0.58	0.47	1.00									
Secchi	-0.20	0.10	-0.28	0.68	1.00								
NO ₂	-0.48	0.46	-0.03	0.72	0.76	1.00							
NO ₃	-0.82	0.82	0.49	0.93	0.49	0.74	1.00						
NH ₄	-0.70	0.94	0.52	0.79	0.25	0.48	0.93	1.00					
N/P	-0.79	0.92	0.57	0.83	0.27	0.57	0.96	0.99	1.00				
NID	-0.72	0.94	0.51	0.81	0.29	0.55	0.95	0.99	0.99	1.00			
PID	-0.19	0.25	-0.33	0.54	0.85	0.95	0.52	0.24	0.31	0.31	1.00		
Cla	-0.87	0.55	0.78	0.86	0.27	0.28	0.79	0.80	0.80	0.78	0.03	1.00	
aD%O	-0.89	0.79	0.70	0.90	0.31	0.52	0.95	0.94	0.96	0.94	0.25	0.92	1.00
TRIX	-0.42	0.84	0.65	0.76	0.14	0.28	0.85	0.96	0.93	0.94	0.02	0.89	0.94

Datos en rojo denota correlación significativa ($\alpha=0.05$)

Para el caso del sistema lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule el TRIX mostró también una tendencia al incremento con el tiempo, con valores del índice de 4.95 en 1998 a 5.43 en 2003 (Fig. 69). El CE, a diferencia de lo obtenido en Topolobampo, se mantuvo casi sin cambio de 1998 a 2002, para posteriormente incrementarse en 2003 hasta su valor máximo. Los valores estuvieron entre -1.29 a -0.35 (Fig. 69).

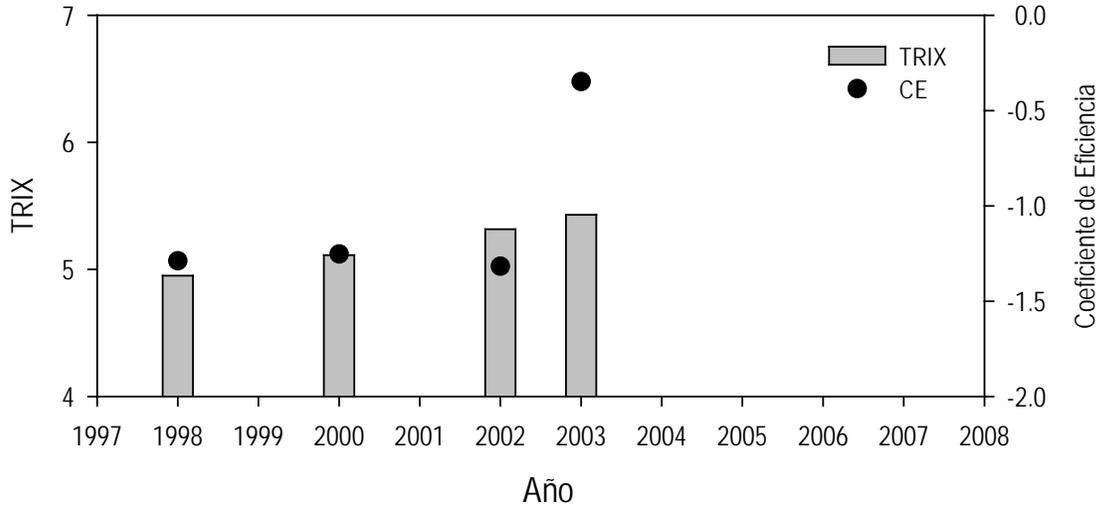


Figura 69. Valores promedio anuales del Índice Tráfico TRIX y Coeficiente de Eficiencia (CE) en el Sistema San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa, durante el periodo 1998 a 2007.

La matriz de correlación (Pearson) aplicada al TRIX y el resto de las variables mostró correlación significativa únicamente con la razón N/P y el OD (Tabla 14).

Tabla 14. Matriz de correlación (Pearson) entre todas las variables físicas, químicas y biológicas y el índice TRIX (datos normalizados por transformación logarítmica) en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007.

	T°C	SAL	pH	OD	Secchi	NO ₃	NO ₂	NH ₄	PO ₄	NID	N/P	Cla	aD%O
SAL	0.58	1.00											
pH	0.53	0.74	1.00										
OD	-0.37	0.17	0.38	1.00									
Secchi	-0.06	0.29	0.55	0.80	1.00								
NO ₃	-0.72	-0.39	-0.41	0.57	0.52	1.00							
NO ₂	-0.65	-0.57	-0.90	-0.01	-0.22	0.70	1.00						
NH ₄	-0.04	-0.11	-0.55	-0.16	-0.56	-0.02	0.56	1.00					
PO ₄	0.06	-0.32	-0.59	-0.94	-0.90	-0.41	0.24	0.29	1.00				
NID	-0.60	-0.23	-0.67	0.23	0.05	0.79	0.91	0.49	-0.02	1.00			
N/P	-0.29	-0.17	0.08	0.84	0.60	0.57	0.20	0.15	-0.80	0.27	1.00		
Cla	-0.58	-0.39	-0.43	-0.26	-0.09	0.37	0.35	-0.41	0.41	0.28	-0.48	1.00	
aD%O	0.75	0.59	0.68	-0.41	-0.15	-0.88	-0.88	-0.40	0.19	-0.84	-0.61	-0.18	1.00
TRIX	0.49	0.27	0.09	-0.83	-0.55	-0.71	-0.39	-0.20	0.73	-0.46	-0.97	0.30	0.76

Datos en rojo denota correlación significativa ($\alpha=0.05$)

III.5 DISCUSIÓN

III.5.1 Indicadores de eutrofización

En el estudio del proceso de eutrofización en ambientes costeros, numerosos métodos se han desarrollado para la evaluación cuantitativa de la eutrofización tales como técnicas estadísticas, así como modelos de simulación e indicadores de calidad del agua, siendo estos últimos dos los más ampliamente utilizados para evaluar los niveles tróficos (Karydis, 2009). En el caso de los índices o indicadores de eutrofización propuestos tienen la finalidad de lograr la clasificación de las aguas costeras definiéndolas como oligotróficas, mesotróficas o eutróficas, y tienen el mérito de resumir una amplia y voluminosa información de campo. Sin embargo el uso de estos indicadores ó índices tienen la dificultad de ofrecer una visión fragmentada sobre la eutrofización si son aplicados de forma unitaria, ya que la información puede apuntar a diferencias en el diagnóstico del estado trófico de un sitio al tratar de revisar los resultados. Tal situación se presentó en el presente trabajo, ya que si se toma en cuenta los índices propuestos por la OECD (1982), Vollenweider & Kerekes (1982) y la EEA (1999), de acuerdo a las concentraciones de Cl a se puede observar el cambio de un sistema oligotrófico a uno eutrófico, pero las concentraciones de nutrientes muestran características oligotróficas de acuerdo a un nutriente y eutróficas respecto a otro (Tabla 9; Figs. 65 y 66), por lo que si no se tiene el conjunto de varios indicadores y una serie de tiempo larga, la aplicación de uno u otro índice podría dar una visión errónea del fenómeno. Por ello, los resultados de este estudio aunque aparentemente contradictorios, al ser presentados en una serie de tiempo larga, muestran el incremento en las concentraciones de los indicadores de presión (nutrientes) y de respuesta de ecosistema (Cl a, OD), ya que se observó un constante incremento en la razón N/P a través de los años, lo cual puede estar relacionado por el aumento en los aportes de nitrógeno por actividad antropogénica, situación sugerida por la dominancia del amonio como especie nitrogenada principal con concentraciones en ascenso, la calidad y cantidad de los aportes superficiales (drenes) con las razones promedio > 20 (rango 2.6 a 765.1, Fig. 16a), la gran

cantidad de aportes atmosféricos de N, y a que la concentración de fósforo se mantiene más o menos constante, y que probablemente está relacionada además de los aportes antropogénicos, a los mecanismos internos de regulación de P en ambientes costeros descritos tales como adsorción-desorción de los sedimentos (mecanismo de tamponización), remineralización y captación por productores primarios (Froelich, 1998; Movellan-Mendoza, 2003; Benítez-Nelson, 2000).

Es importante mencionar que el comportamiento de la razón N/P en el largo plazo en ambientes sujetos al proceso de eutrofización no es el mismo en todos los sitios, ya que en algunos sistemas la tendencia que indica eutrofización es el decremento, y se ha reportado en ambientes costeros cuando el proceso de eutrofización ha sido dominado por el incremento en las entradas de fósforo, principalmente observado en sitios con una fuerte influencia urbana e industrial (Justic, *et al.*, 1995; Lane *et al.*, 2004), mientras que en ambientes con enriquecimiento por nitrógeno (Officer & Ryther, 1980; Hecky & Kilham, 1988; Fisher *et al.*, 1992; NRC, 2000; Turner *et al.*, 2003) la tendencia hacia el incremento de la razón N/P es similar a lo reportado en el presente trabajo.

El fitoplancton es el primer componente de la trama marina que es impactado por las presiones infringidas al medio marino, debido a su tamaño pequeño, rápida captación de nutrientes y tasas de crecimiento (Reynolds, 1984; Stolte *et al.*, 1994). Estas propiedades, combinadas con su habilidad de proliferar en aguas afectadas por influencia antropogénica (descargas de aguas residuales de origen agrícola, urbano, acuícola e industrial) o natural (sequías y lluvias prolongadas), implica que el fitoplancton puede ser un buen indicador de cambios ambientales en ambientes dulceacuícolas, estuarinos y marinos (Paerl, 1988; Reynolds *et al.*, 1993; Richardson, 1997). Por lo tanto, las desviaciones a través del tiempo y espacio en la composición y abundancia de la comunidad fitoplanctónica, así como las concentraciones de Cl a pueden ser usadas para detectar la presencia de cambios ecológicos en las zonas costeras (Malone *et al.*, 1988; Harding, 1994). Por lo anterior, la concentración de Clorofila a (Cl a) se ha utilizado como un indicador de biomasa fitoplanctónica en

ambientes marinos y pueden ser una medición efectiva del estado trófico y es comúnmente utilizada como medida de calidad del agua. Altos niveles frecuentemente indican baja calidad de agua y bajos niveles sugieren buenas condiciones. Sin embargo, elevadas concentraciones de Cl a no necesariamente reflejan una mala situación, ya que el problema es la persistencia de largo plazo de estos altos niveles (Karydis, 2009). Se ha reportado valores de Cl a en sistemas eutróficos en rangos muy variables que van desde 0.4 a 194 mg m⁻³ con tendencia de largo plazo hacia el incremento (Vollenweider *et al.*, 1998; ANZECC/ARMCANZ, 2000; Paerl *et al.*, 2003; Bricker *et al.*, 2005; Ignatiades, 2005; Cloern & Jassby, 2008; Krivokapić, 2008; Yang *et al.*, 2008; Zhou *et al.*, 2008; Karydis, 2009; Paerl, 2009). Esta misma tendencia fue observada en el presente trabajo en ambos sitios de estudio, lo cual sugiere un incremento en la biomasa fitoplanctónica producto de las constantes y crecientes entradas de nutrientes.

Cambios en las concentraciones de nutrientes y sus cocientes da ventaja competitiva a algunas especies de fitoplancton sobre otras (Officer & Ryther, 1980, Egge & Aksnes, 1992). Condiciones de alteración de las razones N/P y Si/N como consecuencia de la eutrofización afecta la comunidad fitoplanctónica, potencialmente por el decremento de la biomasa relativa de diatomeas y el incremento en la biomasa de flagelados, algunos de los cuales pueden desarrollar proliferaciones nocivas (Smayda, 2005). Esta condición de cambio en los grupos dominantes ha sido reportada en diversos sitios sujetos a eutrofización (Dippner, 1998; Smayda, 2005; Austoni *et al.*, 2006; Lenhart, 2009). Por lo anterior, de acuerdo a Smayda (2005) la razón de las abundancias de diatomeas y flagelados (D/F) es un indicador potencial de eutrofización ya que los principales organismos productores de PAN son principalmente flagelados, y se ha sugerido que la razón D/F puede decrecer con el incremento del enriquecimiento por nutrientes, y consecuentemente, puede servir como un indicador del estatus de eutrofización (Ignatiades, 2008). Sin embargo, en los sistemas costeros que han sido eutróficos por muchos años y continúan siendo afectados por perturbaciones antropogénicas, es difícil determinar estas desviaciones de los valores promedio de composición y abundancia del fitoplancton,

en parte, porque no existen series de tiempo en la mayoría de los sistemas costeros sobre la estructura de la comunidad fitoplanctónica que nos permitan determinar estos impactos a través del tiempo (Valdés-Weaver *et al.*, 2006). Esta situación se presentó en el presente trabajo, ya que debido a lo corto de la serie biológica no fue posible identificar el cambio en la razón diatomeas/flagelados (D/F) ya que los resultados obtenidos ($D/F \ll 1.0$) muestran afectación desde el principio de la serie ya que los resultados son propios de sitios eutrofizados (Mills *et al.*, 2005; Smayda, 2005). Lo anterior pudo estar relacionado a que el área de estudio ha estado sujeta a gran presión antropogénica por muchos años, ya que la actividad agrícola, mostrada aquí como la que mayor impacto causa en estos sistemas, ha sido desarrollada intensivamente y con una gran extensión ($> 300,000$ has) desde hace más de 50 años (Martínez-Della Rocca & Aguilar-Álvarez, 2001), por lo que es probable que el cambio en la estructura de la comunidad en nuestra área de estudio, se haya suscitado años atrás. Al respecto, Ruiz-Fernández *et al.* (2009) en su trabajo con núcleos de sedimentos de la Bahía de Ohuira, identifica un fuerte incremento en la presión agrícola en los 1970s lo cual pudo originar cambios significativos en el funcionamiento de los sistemas costeros del norte de Sinaloa.

III.5.2 Índice trófico y evolución del estado trófico

La aplicación del índice trófico TRIX en el presente trabajo muestra el cambio en el nivel trófico (de mesotrófico a eutrófico) tanto en el Sistema Lagunar de Topolobampo como en Navachiste a lo largo de los años, lo cual prueba un activo proceso de eutrofización en ambos sitios. Por otro lado, aun cuando en el presente trabajo se obtuvieron datos del TRIX solo unos cuantos años, los resultados obtenidos corresponden a los extremos de la base de datos de las presiones y respuesta del ecosistema por el incremento en nutrientes, y los valores anuales obtenidos en Topolobampo (4.7-6.2) y Navachiste (4.95 a 5.43) son similares a reportes de áreas impactadas (Caiaffa, 1999; Ærtebjerg *et al.*, 2001; Moncheva *et al.*, 2002; Damar, 2003; Aranda-Cirerol, 2004; Vascetta *et al.*, 2004; Cocchi &

Scagliarini, 2005; Alexandova *et al.*, 2007; Nasrollahzadeh *et al.*, 2008; Salas *et al.*, 2008).

En ambos sitios los resultados sugieren que el proceso de eutrofización fue debido principalmente al incremento en las concentraciones de nitrógeno de origen antropogénico principalmente, lo cual es indicado por las altas concentraciones de NH_4^+ en ambos sitios, siendo más evidente en el caso de Topolobampo donde se observaron altas correlaciones del índice TRIX con el NID y NH_4^+ , probablemente asociado a la actividad agrícola. Esto coincide con lo mencionado por Páez-Osuna *et al.* (2007), quienes calcularon que de las fuentes de nitrógeno en la cuenca Ohuira-Navachiste, la actividad agrícola contribuye con aproximadamente el 78% de los aportes de N a ésta zona.

En este trabajo para la construcción del TRIX se utilizaron los valores de DIP y NID debido a que es el juego de datos que se tenía disponibles. Sin embargo, nuestros resultados son una buena representación del estado trófico en el área de estudio, ya que de acuerdo a Escobedo-Urías (1997), en el área de Topolobampo la contribución del DIP al PT en la columna de agua es más del 70%, además de que de acuerdo a Volenweider *et al.* (1998) al comparar la eficiencia de las diferentes combinaciones del índice, menciona que los valores obtenidos del TRIX_{\min} ($\text{TRIX}_{\text{NID,PID}}$) representan alrededor del 94% del $\text{TRIX}_{\text{NT,PT}}$, por lo nuestros resultados son un buen estimador del estado trófico de nuestra área de estudio. Coincidentemente la ecuación TRIX_{GC} obtenida es similar a la del TRIX original aún cuando los límites inferior y superior son diferentes (Tabla 12), lo que permitirá comparar los resultados obtenidos en ambientes costeros del Golfo de California con investigaciones realizadas en otras áreas.

La utilización del Coeficiente de Eficiencia (CE) en los dos sitios de estudio mostró tendencias diferentes. Para el caso de Topolobampo el CE disminuyó con el tiempo, con valores menores durante 2005-2007 que en 1987 probablemente debido al incremento de nitrógeno en la columna de agua (Fig. 46c). Aún cuando altos valores del CE pueden significar mayor utilización de nutrientes (expresada normalmente por alta biomasa), el valor del EC durante 1987 probablemente estuvo

asociado a baja concentración de nutrientes disponibles que originaron bajos valores de $Cl a$ en ese año (Fig. 46b). Por otro lado, los menores valores del CE durante 2005-2007 probablemente fueron producto del incremento de nutrientes a probablemente baja utilización por parte del fitoplancton resultado de condición de limitación observada en la zona ($N/P < 16$; Fig. 65). Esta condición ha favorecido la dominancia de organismos nanofitoplactónicos ($<20 \mu M$) en ambos sistemas (Poot-Delgado, 2006; Ayala-Rodríguez, 2008; Hakspiel-Segura, 2009) con algunas proliferaciones principalmente en zona de impacto directo de las descargas de aguas residuales.

La correlación obtenida en Topolobampo entre los componentes del TRIX $\text{Log}(N*P)$ y $\text{Log}(Cl a*a\%OD)$ fue alta (0.909; Tabla 13) lo que sugiere que los factores nutricionales son el componente dominante en Topolobampo, y puede significar de acuerdo a Giovanardi & Vollenweider (2004), la posibilidad de desarrollar un alto régimen de productividad no expresado actualmente por los componentes respuesta ($Cl a$, $a\%OD$). En Navachiste el Coeficiente de Eficiencia (CE) mostró poca variación con un fuerte incremento en 2003, lo que hace muy difícil hablar de tendencia alguna. Este incremento pudo estar relacionado a una mayor utilización de nutrientes y más importancia del componente respuesta, aunque esta señal es menos clara que en Topolobampo ya que el índice mostró correlación significativa tanto con variables de productividad como el OD y la razón N/P (Tabla 14).

Está claro que las áreas costeras por sus características complejas no pueden ser descritas por unos cuantos parámetros o variables, por lo que ningún índice es un perfecto sustituto de los datos originales. Sin embargo el TRIX es una herramienta útil para el estudio de los impactos antropogénicos en zonas costeras impactadas debido a que es un indicador de estado unificado de la salud del ecosistema, que permite evaluar un conjunto de datos y darle una clasificación trófica a las aguas costeras marinas, lo que le permite proveer de información fácil de manejar a las autoridades correspondientes para la programación de acciones de remediación.

DISCUSIÓN GENERAL

El estudio del proceso de eutrofización en ambientes costeros, debido a la complejidad y las particularidades de cada sistema, representa un extenso y exhaustivo esfuerzo que no puede resumirse al análisis de series de tiempo cortas o a unos cuantas variables, ya que de acuerdo a Nixon (2009), más que un problema de contaminación, es un proceso ecológico. Lo anterior quedó de manifiesto en nuestro trabajo, ya que aún cuando se pudo lograr conjuntar la serie de tiempo más extensa y completa nunca antes presentada para un sistema costero en México, no fue posible contestar al 100% todas las interrogantes respecto al proceso de eutrofización en la zona, aunque los resultados obtenidos representan un punto de partida muy valioso en lo relativo al diagnóstico de las presiones antropogénicas ejercidas y el estado de calidad ambiental de los sistemas costeros del norte de Sinaloa, lo cual es una herramienta fundamental para la instrumentación de un Plan de Manejo de estas áreas, las cuales poseen alta importancia económica.

Aún cuando no se tienen todas las piezas del funcionamiento ecológico de las lagunas costeras estudiadas, es posible proponer, con las reservas pertinentes, un modelo conceptual del proceso de eutrofización. Para ello, tomaremos como columna vertebral de nuestra discusión, el modelo del proceso propuesto por Cloern (2001), el cual menciona que un incremento en la tasa de incorporación de nutrientes de origen antropogénico puede producir diversas repuestas directas e indirectas del ecosistema, las cuales son moduladas por las características propias de cada sistema en particular, así como la posibilidad de la rehabilitación a través de acciones de gestión convenientes para reducir las fuentes de nutrientes a los ecosistemas costeros (Fig. 70).

Los ecosistemas costeros del Norte de Sinaloa, aún cuando presentan diferencias entre ellos, comparten similitudes en lo relativo a las presiones que reciben, como en algunas de sus respuestas.

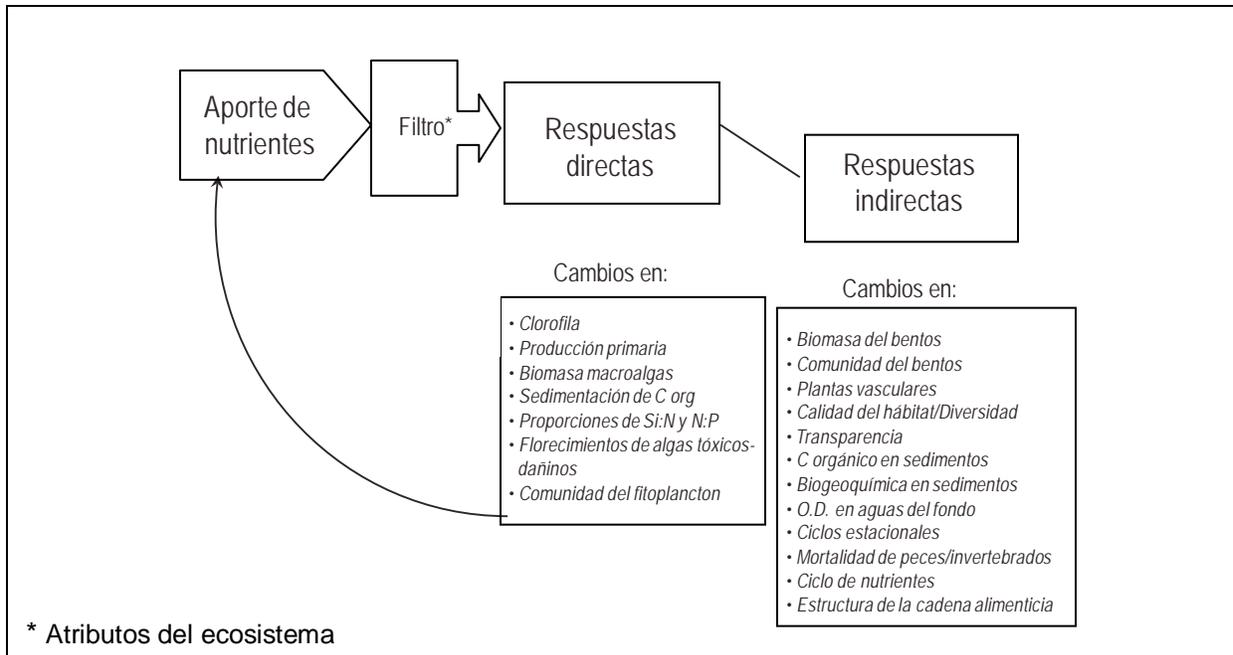


Figura 70. Representación esquemática del modelo conceptual contemporáneo de eutrofización costera (Cloern, 2001).

El **aporte de nutrientes** de origen antropogénico en estos sitios se da lugar a través de diversas fuentes tales como entradas superficiales y depositación atmosférica, debido al nulo aporte de aguas subterráneas, siendo el sistema Navachiste el que más nutrientes nitrogenados inorgánicos (NID) recibe en escala anual ($1,369 \text{ t a}^{-1}$, Topolobampo: 623 t a^{-1} ; Figs. 33, 71 y 72). Lo anterior permite ubicar a los sistemas costeros del norte de Sinaloa como áreas que reciben un fuerte impacto de las actividades antropogénicas, cuya entrada de nutrientes de este origen es comparable a los aportes medidos en estuarios profundos impactados en los cuales se ha calculado una entrada de NID entre 2.9 a $20.2 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (MacGlathery *et al.*, 2007), contra 4.9 y $2.8 \text{ g N m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ en Navachiste y Topolobampo respectivamente.

De acuerdo a nuestros resultados, la actividad agrícola ha sido la principal fuente de estos nutrientes lo cual es evidenciado por la dominancia del NH_4^+ en ambos sitios siempre en incremento, y que fue producto probablemente del aumento de la aplicación de fertilizantes agrícolas nitrogenados (Fig. 38a) con mayor

importancia en los meses de septiembre a febrero (Figs. 14, 27-29), periodo de la más intensa fertilización en la zona (Harrison & Matson, 2003). Otra de las fuentes de nitrógeno son los aportes urbanos, particularmente en el sistema Topolobampo, como fue puesto en evidencia en las descargas superficiales (Fig. 14) y la precipitación húmeda, la cual presentó mayor importancia de los NO_3^- que el NH_4^+ (Fig. 27), producto probablemente de la combustión de gran cantidad de vehículos y las emisiones de la termoeléctrica de Topolobampo, como ha sido descrito en otros sistemas costeros (Galloway *et al.*, 2004; Miller & Van Atten, 2004; Vijay *et al.*, 2004; Jickells, 2006). Adicionalmente, Garay-Morán (2002), menciona que Topolobampo recibe 10 veces más nitrógeno orgánico de origen municipal que Navachiste, dado tanto a la mayor población ubicada en Los Mochis (~300, 000 hab) que en Guasave (~80,000 hab), así como a los efluentes de la industria azucarera que son descargados sin tratamiento previo a la zona costera, efecto que ya ha sido documentado para la zona por Escobedo-Urías (1997). Esta diferencia en los aportes arroja también diferencias en las concentraciones de NT en estos sistemas, con concentraciones promedio anuales de 70 y 48 μM en Topolobampo y Navachiste respectivamente (López-Aguilar, 2006), mientras que para el caso del PT se han reportado valores promedio anuales de 1.9 y 1.3 μM en los mismos sitios (Del Río-Chuljak, 2006). Los ortofosfatos (PID) son recibidos en mayor cantidad también a través de los aportes superficiales (Fig. 35), y las mayores concentraciones y aportes anuales se observaron en el sistema Topolobampo, producto también del mayor efecto de la actividad urbana en esa zona que en Navachiste por las mayores cantidades de materia orgánica generadas.

Esta entrada continúa de nutrientes ha originado diversas **respuestas directas** en los sitios de estudio. Una de ellas se refiere al incremento en las concentraciones de nutrientes nitrogenados, lo cual fue evidenciado por la escala de largo tiempo (Figs. 46c y 50c), así como por razones N/P alteradas, mientras que el patrón anual muestra una correspondencia parcial con los aportes (Figs. 59, 63 y 64). Lo anterior es producto de que las entradas antropogénicas no representan la única fuente de nutrientes en la zona, ya que de acuerdo a Dame *et al.* (1986) y Nixon *et*

al. (1995), la dinámica de nutrientes en sistemas costeros impactados, está influenciada además, por mecanismos de retroalimentación entre estos ecosistemas y las aguas costeras, así como por los efectos del consumo de éstos por parte de los productores primarios. La mayoría de los autores concuerda en que parte de la biomasa generada de las lagunas costeras es exportada hacia el océano; en que la materia orgánica es remineralizada en la columna de agua o en los sedimentos; y en que se importan formas inorgánicas de nutrientes (Fourqurean *et al.*, 1993; Falcão & Vale, 2003). Lo anterior ha sido observado para la zona por Escobedo-Urías *et al.* (2007), quienes mencionan un fuerte intercambio de carbono orgánico particulado (COP) entre el Golfo de California y el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste, con exportaciones promedio de COP del sistema lagunar de hasta 108 toneladas por ciclo de marea, mientras que el balance medido para el caso de los nutrientes, mostró una entrada de NID entre 0.64 y 15 toneladas por ciclo de marea ($t \text{ ciclo}^{-1}$) y entre -0.35 (exportación) a $0.96 t \text{ ciclo}^{-1}$ para el PID (Escobedo-Urías *et al.*, 2001). De acuerdo a lo anterior, las entradas de NID parecen estar siendo reguladas por el intercambio con el Golfo de California y los aportes agrícolas superficiales durante las temporadas invierno e inicio de la primavera, mientras que durante la época de verano-otoño, los procesos dominantes pudieran ser una intensa remineralización, los aportes superficiales y atmosféricos durante la temporada de lluvias y el inicio de la fertilización de presiembra (Figs. 56 y 63).

La composición y variabilidad temporal de la comunidad fitoplanctónica responde a estas condiciones, ya que de acuerdo a lo mencionado por Poot-Delgado (2006), y Ayala-Rodríguez (2008), en ambos sistemas se observa dominancia del nanofitoplancton, lo cual fue corroborado por los bajos valores de la razón diatomeas/flagelados (D/F) obtenidos en el presente trabajo, y que son característicos de ambientes eutrofizados (Dippner, 1998; Hecky & Kilham, 1988; Mancera & Vidal, 1994; Karydis & Tsirtsis, 1996; Bricker *et al.*, 2003; Granéli, 2005; Smayda, 2005). Adicionalmente, Hakspiel-Segura (2009) menciona para el caso de Laguna Macapule, que la fracción dominante es el picoplancton (orgs. $< 2.0 \mu\text{m}$), lo cual pone en evidencia la importancia de los procesos de remineralización en esa

laguna, y que probablemente sea similar en ambos sistemas lagunares. Durante la época fría, la entrada de nutrientes desde el Golfo de California (temporada de surgencias) y de los aportes agrícolas, promueve incremento de la razón N/P con el aumento de diatomeas en esa temporada, aunque con una distribución espacial limitada a las zonas cercanas a las bocas de las lagunas (Poot-Delgado, 2006; Ayala-Rodríguez, 2008; Hakspiel-Segura, 2009), sin ser nunca el grupo dominante en ambos sistemas costeros, lo cual está dado por valores de la razón N/P (<16) que no les son favorables (Smayda, 2005), aún cuando las concentraciones de sílice disuelto (SiD) en la columna de agua nunca presentan niveles de limitación ($Si/N < 1.0$) ni valores por debajo de la concentración limitante para el desarrollo de diatomeas ($< 2.0 \mu\text{M}$; Egge & Aksnes, 1992), debido a la entrada continua de arrastres agrícolas durante las épocas de riego, y de las generadas durante la época de lluvia, y una constante resuspensión de sedimentos ricos en éste nutriente (Magaña-Álvarez, 2004; Del Río-Chuljak, 2006; Poot-Delgado, 2006; Ayala-Rodríguez, 2008; Hakspiel-Segura, 2009). La dominancia del nanofitoplancton puede estar relacionada además de las bajas razones N/P, a que el nutriente nitrogenado principal es el amonio, el cual de acuerdo a Lewitus *et al.* (1998) juega un papel importante sobre este componente del fitoplancton, ya que menciona que ambientes costeros con altas concentraciones de este nutriente tienden a ser dominados por pequeños flagelados desnudos menores de $20 \mu\text{m}$, muchos de ellos formadores de proliferaciones algales nocivas (PAN), así como cianofitas, principalmente durante la época cálida, situación que ha sido documentada para la zona por Martínez-López *et al.* (2006), Poot-Delgado (2006), Ayala-Rodríguez (2008) y Hakspiel-Segura (2009).

Adicionalmente, la razón N/P ha sido utilizada ampliamente como un indicador de limitación para el fitoplancton, habiéndose establecido el valor de $N/P=16$ para su desarrollo adecuado (Redfield, 1958). Valores bajos (< 16) sugieren limitación por nitrógeno, mientras que cocientes por encima de éste valor (> 16) son indicativos de limitación por fósforo. Sin embargo, de acuerdo a Contreras-Espinosa *et al.* (1997) valores <10 son comunes a los reportados para ambientes costeros, y Boynton *et al.* (1982) mencionan que a < 16 no necesariamente existe limitación por N, ya que en

un análisis efectuado sobre trabajos realizados en 28 sistemas costeros a lo largo del mundo, encontraron una gran variabilidad de los valores de la razón N/P en los que se da el crecimiento de fitoplancton y el valor máximo de productividad. Debido a lo anterior, Rinaldi *et al.* (1992) y con la finalidad de crear un criterio general para ambientes marinos litorales, propusieron un nuevo valor de la razón N/P en lo relativo al valor de limitación en estos sistemas, mencionando que razones N/P < 5 se considera que el sistema está limitado por nitrógeno y un valor mayor a 10 indica limitación por fósforo. Más recientemente, Lagus (2009) menciona que en experimentos de laboratorio, el valor limitante del cociente fluctúa entre 7 y 84, y menciona que esta variabilidad se debe a que las especies de fitoplancton difieren en su cinética de captación de nutrientes, en su capacidad de asimilación y almacenaje, y tienen diferentes requerimientos nutricionales y composición celular de N y P, además de que su razón N/P óptima de nutrientes puede variar dependiendo de factores tales como tasa de crecimiento, condiciones de luz y de las concentraciones de nutrientes. Por lo anterior, es muy difícil hablar de limitación de nutrientes con base en el valor del cociente, por lo que Lagus (2009) menciona que el valor éste indica el grupo de fitoplancton que se verá favorecido, como ha sido discutido anteriormente. Por lo anterior, se hace necesario mencionar un tercer criterio que toma en cuenta la concentración mínima necesaria para el desarrollo del fitoplancton. Cloern (1999) en su modelo sobre limitación de luz y nutrientes en ambientes de latitudes medias, refiere que a concentraciones de NID < 1.5 μM el fitoplancton puede verse limitado por éste nutriente, aunque indica que el rango puede estar entre 0.75 a 3.0 μM dependiendo del grupo fitoplanctónico de que se trate. Para el caso del PID, las concentraciones que se han mencionado van de 0.25 a 0.5 μM (Chapelle *et al.*, 1994). Si se toma en cuenta la propuesta anterior, en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María se observó un cambio de condiciones limitantes por nitrógeno al inicio del presente trabajo (1987) y hasta 2000, cuando las concentraciones de NID sobrepasan el límite inferior referido, mientras que para el caso del PID, nunca se observa limitación (Fig. 46). En el sistema Navachiste no se observó limitación para ninguno de los nutrientes, lo cual es un elemento más que

comprueba el proceso de enriquecimiento por nitrógeno para la zona y explica las altas abundancias observadas por Martínez-López *et al.* (2007), Poot-Delgado (2006), Ayala-Rodríguez (2008) y Hakspiel-Segura (2009). En éste punto es importante subrayar que nuestros sistemas lagunares están ubicados en latitudes subtropicales, mientras que los valores propuestos son producto de investigaciones realizadas en latitudes medias, lo cual pudiera significar que los valores mínimos sugeridos fueran diferentes, pero nos dan una idea del grado de cambio observado, y explica junto con el valor del cociente N/P no solo el tipo de comunidad presente, sino también las altas abundancias referidas en los trabajos mencionados.

Respecto a las **respuestas indirectas**, el proceso de eutrofización ha ocasionado cambios en los ciclos estacionales, como pudo observarse en el Capítulo II, donde se puso de manifiesto el cambio en el patrón anual de la mayor parte de las variables en el Sistema Lagunar de Topolobampo entre los periodos 1987-1998 y 2000-2007, aunque la respuesta biológica (Cl a) mantiene el ciclo anual característico descrito para la región sur del Golfo de California de mayores concentraciones en la época fría (Arias-Aréchiga, 1998). En el Sistema Lagunar de Navachiste se observó también alteración del patrón anual principalmente en la respuesta biológica (Cl a), ya que se obtuvieron los valores máximos durante la época cálida, lo cual denota una mayor afectación que en Topolobampo, debido probablemente, al mayor tiempo de residencia en éste sistema (Topolobampo: 16 días, Montaña-Ley *et al.*, 2007; Navachiste: > 40 días, Escobedo-Urías *et al.*, 2001; Calvario-Martínez *et al.*, 2006).

Aunque el análisis del proceso de eutrofización mostró en ambos sitios el mismo grado de afectación, ya que se obtuvo una tendencia similar en los valores TRIX, se observaron importantes diferencias en las respuestas a la entrada constante de nutrientes, debido a los **atributos** (filtros) propios de cada sitio. Uno de los más importantes es el *tiempo de residencia*, que como ya se mencionó es más corto en Topolobampo que en Navachiste, lo que promueve la exportación hacia el Golfo de California de aguas enriquecidas y organismos fitoplanctónicos

principalmente de las lagunas de Santa María y Topolobampo, a través de una boca amplia y profunda (Olivares-Beltrán, 1969; Montaña-Ley *et al.*, 2007) evitándose así la presencia de mayor cantidad de proliferaciones y permitiendo la dilución o exportación de los nutrientes, además de ser un sistema profundo (promedio: 6.5 m, Montaña-Ley *et al.*, 2007). En Ohuira, de acuerdo a Ayala-Rodríguez (2008) se observa una mayor cantidad de proliferaciones principalmente de cianobacterias y nanoflagelados, mismas que de acuerdo a Smayda (2005) son típicas de ambientes costeros eutrofizados, cuya permanencia es debido al mayor tiempo de residencia. En Santa María, aún cuando las concentraciones de nutrientes y Cl a son mayores, la baja permanencia del agua (tiempo residencia ~ 2 días, Escobedo-Urías, 1997) no permite el establecimiento de una mayor cantidad de proliferaciones que en Ohuira (Ayala-Rodríguez, 2008).

En el sistema Navachiste de acuerdo a nuestros resultados, aún cuando se recibe mayor cantidad de nutrientes nitrogenados inorgánicos, el índice trófico es similar al sistema Topolobampo, y las concentraciones en la columna de agua son menores (Figs. 56a y 63b), lo cual puede deberse a una mayor captación del NID por el fitoplancton dado por el mayor tiempo de residencia en Navachiste (Calvario-Martínez *et al.*, 2006; Escobedo-Urías *et al.*, 2007) y un intercambio menos intenso con el Golfo de California que en Topolobampo, el cual de lleva a cabo a través de 3 bocas angostas y someras (Escobedo-Urías *et al.*, 2001). Al respecto, Hakspiel-Segura (2009) identificó al picoplancton como el componente fitoplanctónico dominante en Laguna Macapule, con un componente heterotrófico importante, mismo que puede competir con los autótrofos por nutrientes nitrogenados orgánicos e inorgánicos (principalmente amonio), y que en sistemas eutróficos pueden captar hasta ~40% del amonio presente (Hoch & Kirchman, 1995), lo que pudiera estar bajando las concentraciones de NID de la columna de agua.

Otros de los mecanismos importantes que regulan la respuestas de los ecosistemas ante la entrada de nutrientes es el proceso de *desnitrificación*, el cual de acuerdo a Seitzinger (1988), Rivera-Monroy & Twilley (1996) y Brion *et al.* (2008),

puede ser del 20 al 50% del total de nitrógeno que llega al sistema. Este proceso se ve favorecido por bajas cantidades de oxígeno disuelto y estimulado por la presencia de sedimentos ricos en materia orgánica, así como altos tiempos de residencia del agua (Seitzinger, 1988). En nuestra área de estudio aún cuando estas condiciones se encuentran presentes, ya que en los trabajos de Leal-Acosta (2008) en Topolobampo, y Ayala-Baldenegro (2005) en Navachiste se mencionan la existencia de áreas de sedimento de alto contenido de materia orgánica (Topolobampo máximo: 3.04%; Navachiste: 4.9% promedio), y se han detectado zonas de bajo contenido de OD principalmente en sitios cercanos a la zona de aporte de los drenes y manglares (Escobedo-Urías, 1997; Magaña-Álvarez, 2004), así como tiempos de residencia largos principalmente en las lagunas de Ohuira y Navachiste, por lo que es posible este proceso de pérdida de N se dé lugar. Sin embargo, MacGlathery *et al.* (2007) mencionan que en ambientes costeros someros la pérdida de N por desnitrificación se incrementa a medida que el grado de afectación aumenta en ambientes de bajo a mediano impacto con presencia de productores primarios bentónicos (pastos marinos, fitobentos), pero en ambientes altamente eutrofizados que han perdido la vegetación bentónica, este cambio de un ambiente autótrofo a heterotrófico con alto contenido de materia orgánica en los sedimentos, promueve el incremento del mecanismo de reducción de sulfatos inhibiendo la desnitrificación, pudiéndose estimular la DNRA (reducción desasimilatoria del nitrato a amonio), lo cual incrementa la permanencia de amonio en estos sitios y mantiene niveles altos de productividad aún en tiempos cuando el aporte disminuye (Brandes *et al.*, 2007), lo que agrava el proceso de eutrofización. En nuestra área de estudio aún cuando se ha dado lugar el proceso de eutrofización, se han reportado la permanencia de pequeños manchones de pastos marinos en ambos sistemas (Hernández-Tovalín, 2007), así como una presencia importante de microfitobentos en muestras de columna de agua resuspendidas por acción de las corrientes y vientos locales (Poot-Delgado, 2006; Martínez.López *et al.*, 2007; Ayala-Rodríguez, 2008; Hakspiel-Segura, 2009), lo cual sugiere que el proceso de desnitrificación puede estarse dando lugar, sobre todo como proceso acoplado con la nitrificación en sedimentos

(Rivera-Monroy & Twilley, 1996; MacGlathery *et al.*, 2007). Este proceso probablemente sea más importante en el sistema Navachiste resultado de la mayor participación del microfitorobentos debido a que es un sistema más somero (Tabla 15). Lo anterior ha sido referido para lagunas someras por Chalar & Clemente (2005). Adicionalmente, la distribución estacional de las especies nitrogenadas en ambos sitios, muestra para Navachiste meses de dominancia de las especies oxidadas: marzo y julio. El valor de marzo está relacionado al ingreso de aguas de surgencia, mismo que ha sido discutido anteriormente (ver II.5.2), mientras la dominancia de nitratos durante julio (Fig. 63a) pudo estar relacionada con procesos de nitrificación, situación que ha sido descrita para lagunas costeras someras (Lohse *et al.*, 1993; Fredericks *et al.*, 1999).

Otra característica de estos sistemas costeros tropicales y subtropicales, es la presencia de manglar en su litoral, siendo más importante en nuestra área de estudio en Laguna Santa María para el sistema Topolobampo, así como en Laguna Macapule y costa oriental de Navachiste en el sistema Navachiste (Figs. 2 y 3). El papel del manglar como ambiente propicio para la remoción de nutrientes ha sido documentado por Rivera-Monroy & Twilley (1996), quienes mencionan que en los sedimentos ricos en materia orgánica de estos sitios pueden darse lugar los procesos de secuestro de N, así como desnitrificación, como se mencionó anteriormente. La inmovilización de nutrientes está relacionada a composición limo-arcillosa de los sedimentos asociados a manglar, mismos que poseen una elevada capacidad para absorber o inmovilizar los nutrientes que entran con las mareas o por aportes antropogénicos ya sea nitrógeno ó fósforo. En el caso del fósforo, de acuerdo a Hesse (1962) y Movellan-Mendoza (2003), la mayor parte del fósforo inorgánico en sedimentos de manglar se encuentra en la forma de fosfatos de Ca, Fe y Al, o como fósforo reactivo soluble adsorbido o incorporado en hierro hidratado y óxidos de aluminio. Al respecto, De la Lanza-Espino (1994) menciona que los ortofosfatos pueden retirarse del agua por adsorción en sedimentos (efecto amortiguador) hasta en un 60 %, mientras que para la Laguna de Santa María, Escobedo-Urías (1997) encontró pérdidas de P de hasta el 80% de los aportes

antropogénicos por procesos de floculación en zonas de baja salinidad y por retención en sedimentos de manglar. Esta gran capacidad de los sedimentos para liberar o secuestrar fosfato, mantiene las concentraciones dentro de un rango estrecho (mecanismo de tamponización) (Froelich, 1988; Vidal, 1994; Movellan-Mendoza, 2003), tal como se presentó en el presente trabajo, y pueden limitar la disponibilidad de este nutriente para el fitoplancton. De hecho, los efectos de corto plazo de los sedimentos en suspensión conducen a una competencia efectiva por el fosfato disuelto entre las especies de fitoplancton y las partículas de sedimento (Fourqurean *et al.*, 1993; Vidal, 1994; Fredericks *et al.*, 1999). Al respecto, Sorokin & Dallochio (2008) determinaron valores de captación y almacenaje de PID por el picoplancton de hasta 10 μM , lo que muestra la alta capacidad de éstos organismos de controlar las concentraciones de PID en ambientes eutrofizados. En nuestra área de estudio, Hakspiel-Segura (2009) reportó para Laguna Macapule durante mayo de 2008, un fuerte incremento en la concentración de PID asociada a la caída en la concentración de picoplancton ese mismo mes, lo que habla de la importancia de éste grupo de organismos en la dinámica del fósforo en nuestra área de estudio.

La captación de nutrientes por la comunidad fitoplanctónica y su posterior transporte hacia al ambiente costero (Golfo de California) en el intenso intercambio con mar abierto es un factor importante en la zona, como ha sido discutido anteriormente. Sin embargo, la concentración de PID en la zona no mostró síntomas de limitación en ninguno de los sistemas desde el inicio del estudio, lo cual puede deberse a que la actividad agrícola de alta tecnificación, de más de 50 años de duración, y los aportes urbanos siempre en aumento, pudieron haber enriquecido con fósforo a estos sistemas más rápidamente que con nitrógeno, haciendo parecer que el factor principal del proceso de eutrofización fue el ingreso de nitrógeno, dato arrojado por este trabajo, y modulado por los atributos propios de cada sitio.

Debido a la gran complejidad manifestada en el presente trabajo, se hace difícil tratar de explicar las condiciones presentes en los sistemas costeros del norte de Sinaloa debido a la gran cantidad de factores que intervienen y determinan su

variabilidad. Sin embargo, como un ejercicio para tratar de resumir en lo posible los rasgos principales involucrados en el proceso de eutrofización (presiones y respuestas de ecosistema), en la Tabla 15 se enlistan en forma comparativa, las presiones, respuestas y atributos principales de estos sitios de estudio.

Tabla 15. Características generales, principales presiones y respuestas de los sistemas lagunares Topolobampo-Ohuira-Santa María y San Ignacio-Navachiste-Macapule ante el proceso de eutrofización.

Topolobampo	Navachiste
Área: 225 km ²	Área: 280 km ²
1 boca profunda y amplia	3 bocas someras y estrechas
Profundidad promedio: 6.5 m	Profundidad promedio: 2.5 m
Tiempo de residencia corto (12 días promedio)	Tiempo de residencia largo (> 40 días)
Fuerte intercambio con el Golfo de California	Bajo intercambio con el Golfo de California
Alto impacto de la actividad agrícola	Alto impacto de la actividad agrícola
Alto impacto de la actividad urbana	Bajo impacto de la actividad urbana
Patrón anual de Cl a similar al del Golfo de California	Alteración del patrón anual de Cl a del Golfo de California
Cambio de concentraciones NID limitantes (<1.5 µM) a no limitantes a partir de 2000	Concentraciones NID no limitantes (>1.5 µM) para el desarrollo del fitoplancton
Razón N/P < 16 (rango)	Razón N/P < 16 (rango)
Dominancia de nanofitoplancton < 20 µm	Dominancia de fitoplancton < 20 µm
Estado trófico alto (TRIX > 5)	Estado trófico alto (TRIX > 5)

Con la información generada, y manteniendo las interrogantes de los atributos y fuentes de ingreso no medidos, es posible proponer un modelo conceptual del proceso actual de eutrofización en los ambientes costeros del norte de Sinaloa, mismo que en lo relativo a variables de presión muestra los ingresos de nutrientes por fuente. Las respuestas directas e indirectas son ilustradas con el patrón anual de la concentración de clorofila a y nitrógeno inorgánico disuelto (NID) obtenidos durante el periodo 2000-2007 para el sistema Topolobampo y 1998-2007 en el caso de Navachiste (Fig. 71).

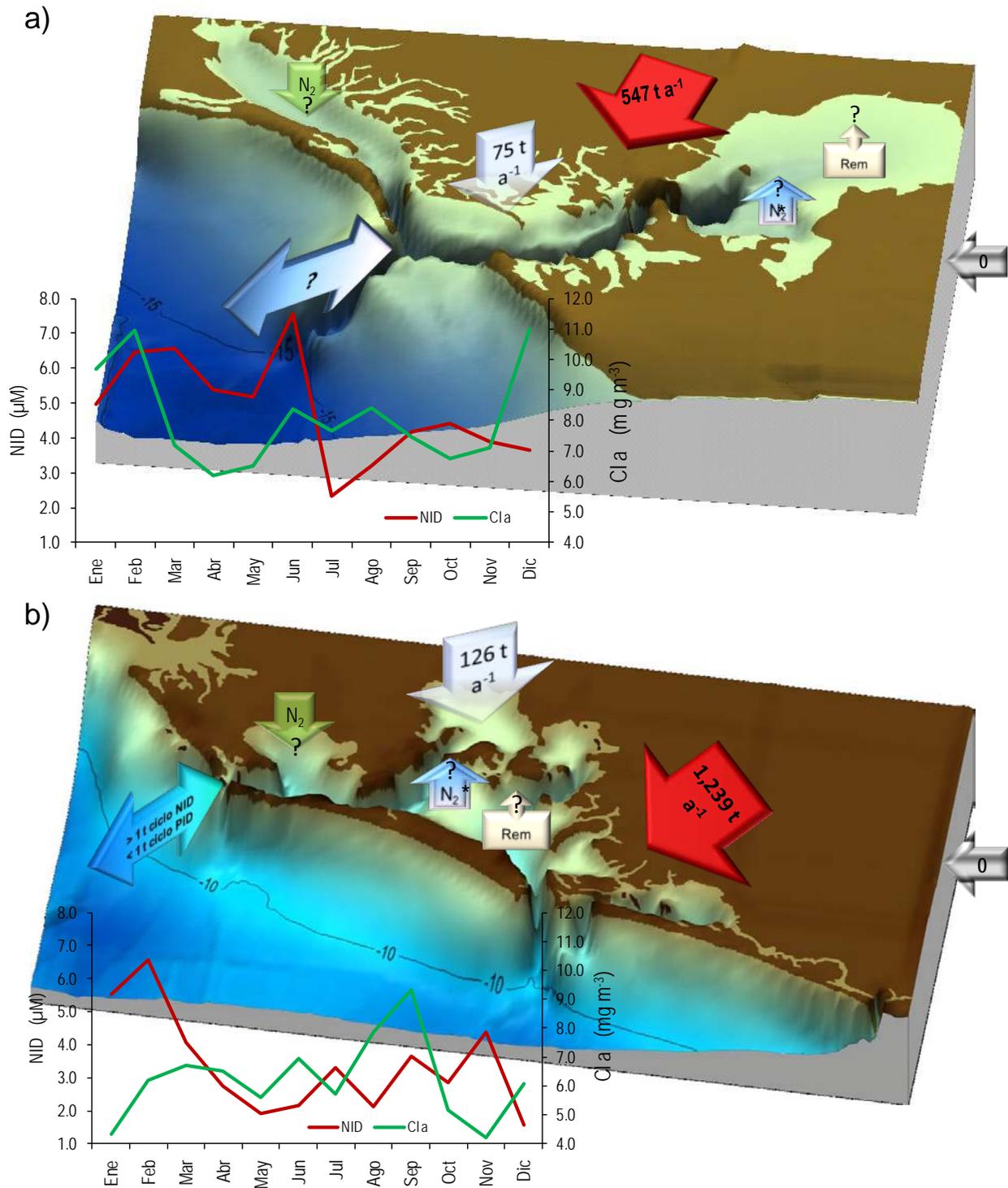


Figura 71. Modelo conceptual del proceso de eutrofización en a) Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María y b) San Ignacio-Navachiste-Macapule, Sinaloa. Aportes superficiales (flecha en rojo), aportes atmosféricos, intercambio con el océano, aportes subterráneos. Rem=Remineralización, N_2 =Fijación de nitrógeno, N_2^* =desnitrificación. Isobatas en metros.

En el presente trabajo, ya que fue posible identificar que el proceso de eutrofización en las lagunas costeras del norte de Sinaloa ha sido originado principalmente por el incremento en los aportes de nutrientes nitrogenados de origen antropogénico, el primer paso lógico para mitigar los impactos en estos sistemas que se sugiere generalmente es la disminución de la cantidad de los efluentes y el cambio de las prácticas agrícolas en lo concerniente a la cantidad y forma de aplicación de los fertilizantes. Sin embargo, en el caso de nuestra área de estudio, es posible que ésta y otras medidas de mitigación que se instrumenten no tengan la respuesta esperada, ya que las presiones ejercidas han causado ya, la alteración de los ciclos estacionales en ambos sistemas, como pudo comprobarse en el apartado II.4.2, así como una posible sustitución de las comunidades bentónicas, e inclusive, cambio en la estructura de la trama trófica, como es sugerido en los resultados obtenidos por Hakspiel-Segura (2009) para Laguna Macapule, situaciones que de acuerdo a Cloern (2001), puede que no tengan posibilidad de ser revertidas al disminuir la presión de la entrada de nutrientes que originó el cambio, además del papel del fósforo en el proceso de enriquecimiento ya mencionado anteriormente. Esta situación ha sido documentada en varios sitios costeros sujetos a eutrofización, como es el caso de la zona costera del Mar Báltico, donde Munkes (2005) reportó un fuerte incremento en las abundancias fitoplanctónicas y un decremento en la transparencia, lo cual causó la sustitución de un sitio dominado por macrofitas a un sistema dominado por fitoplancton debido al efecto del aporte antropogénico de nutrientes. Los esfuerzos de disminución de los aportes de nutrientes para este caso, lograron bajar las concentraciones en la columna de agua en un 50% de fosfatos y un 40% de la concentración de N, mejoramiento en la transparencia y ligera recuperación de la cobertura de macrofitas, pero sin haber logrado un mejoramiento en la calidad del agua en más de 15 años de esfuerzos. Esta lenta recuperación fue atribuida a la entrada interna de PID de los sedimentos ya enriquecidos principalmente, lo cual mantiene altas concentraciones de nutrientes en la columna de agua y facilita el crecimiento y dominancia de fitoplancton. Este mismo caso de recuperaciones lentas o parciales de las condiciones originales ha sido descrito en

otros sistemas costeros (Scheffer *et al.*, 1993; Heijs *et al.*, 2000; Jeppensen *et al.*, 2005. Al respecto, Duarte *et al.* (2008) menciona que las medidas tomadas para la restauración (diminución de los aportes) no tiene un efecto reversible lineal en los sistemas costeros, y que en las estrategias de recuperación aplicadas debe considerarse esta posibilidad, así como una constante vigilancia de los factores de presión para ir adaptando en el tiempo las acciones de remediación.

Por último, al contrastar nuestros resultados con la hipótesis propuesta, se puede concluir que en los sistemas costeros del norte de Sinaloa se ha dado lugar el proceso de eutrofización debido al ingreso constante de nutrientes aunque no se observó una relación directa de la cantidad de nutrientes con grado de afectación debido a diferencias en los atributos físicos, químicos y biológicos propios de cada sitio que modulan su respuesta.

CONCLUSIONES

1. De las fuentes de nutrientes analizadas, los aportes superficiales representan la mayor cantidad de nutrientes a los sistemas costeros del Norte de Sinaloa, seguidos por la precipitación atmosférica. No se observaron aportes subterráneos debido a que los acuíferos descargan directamente al Golfo de California.
2. El Sistema Lagunar Navachiste recibe mayor cantidad de nutrientes nitrogenados, mientras que los mayores aportes de ortofosfatos son recibidos en Topolobampo, debido a una mayor importancia de la actividad urbana en esta zona.
3. El análisis de la base de datos en ambos sistemas mostró una tendencia de largo plazo hacia el enriquecimiento principalmente por nutrientes nitrogenados, siendo el amonio la especie de nitrógeno principal, lo cual estuvo relacionado probablemente por el aumento de la cobertura de los cultivos agrícolas, el incremento y cambio de tipo de fertilizante nitrogenados de granulados a gaseoso con alto contenido de nitrógeno (amoníaco anhidro).
4. Se observó un cambio en el patrón anual de las variables analizadas entre los periodos 1987-1997 y 1998-2007 en Topolobampo, con valores mayores en el segundo periodo, y concentraciones máximas en la época fría, lo que coincide con la temporada de máxima aplicación de fertilizantes agrícolas.
5. Los mecanismos que determinan la variabilidad del patrón anual de los nutrientes en ambos sistemas son los aportes antropogénicos y el intercambio con el Golfo de California durante la época fría, así como una intensa remineralización y los arrastres pluviales durante el verano.
6. La adecuación y aplicación del índice trófico TRIX para ecosistemas costeros del Golfo de California, corroboró un activo proceso de eutrofización tanto en Topolobampo como en Navachiste, el cual estuvo determinado por el incremento en las concentraciones de NID.
7. El ciclo anual promedio de clorofila *a* (respuesta biológica) mostró en Topolobampo la estacionalidad regional característica del sur del Golfo de California con mayores concentraciones en la época fría, y un segundo máximo

durante la época cálida probablemente asociado a aportes antropogénicos e intensa remineralización, mientras que en Navachiste se observó modificación de este patrón regional, con valores máximos durante el verano.

8. Se observó un cambio en la condición de limitación (promedio anual) por nitrógeno en Topolobampo para el periodo 1987-1997 (valores $< 1.5 \mu\text{M}$) a no limitación a partir de 2000 ($>1.5 \mu\text{M}$). No se observó limitación por N en Navachiste, ni por fósforo ($<0.25 \mu\text{M}$) en ninguno de los dos sitios durante todo el periodo que se reporta.
9. Se observaron valores bajos de la razón N/P (< 16) en ambos sistemas, y bajos valores de la razón D/F (<1.0), los cuales son propios de sitios sujetos a una fuerte eutrofización

RECOMENDACIONES

Debido a que se ha demostrado el proceso de eutrofización de los sistemas costeros del norte de Sinaloa, se hace necesaria la implementación de programas de restauración y manejo adecuado de los recursos de la región. Sin embargo, para poder garantizar el éxito de los programas de restauración, es necesario entender los procesos que dieron origen a las alteraciones observadas y monitorear las acciones encaminadas a la restauración o conservación, por lo que es necesaria la instrumentación de Programas de Investigación de largo plazo utilizando variables indicadoras con la finalidad de disminuir el esfuerzo y el costo de estos programas, así como garantizar la permanencia de los mismos.

Para lograr la primera parte de lo propuesto, en el caso de los ecosistemas costeros del Norte de Sinaloa, es necesario continuar con el monitoreo tendiente a resolver las interrogantes pendientes, las cuales pueden resumirse a

- 1) Cuál es la contribución de la fase sedimentaria en los procesos de redistribución-secuestro de nutrientes?
- 2) Cuál es la tasa de fijación biológica de nitrógeno y su variabilidad temporal?
- 3) Entre las fuentes antropogénicas, cuál es la fuente principal de nitrógeno?
- 4) Cuál es la tasa de pérdida de nitrógeno (desnitrificación)?

En lo relativo a la proyección de los Programas de Manejo, varios aspectos deben tomarse en cuenta en su elaboración. Uno de los primeros puntos deberá referirse a la planeación de desarrollos económicos de bajo impacto, cuando se trate de nuevas propuestas; la separación de los drenajes de lluvia y municipales con la finalidad que los primeros lleguen directamente a las zonas costeras, además de que se contribuirá a bajar los costos de operación de los sistemas de depuración de aguas residual existentes (lagunas de oxidación); así como la creación de humedales costeros artificiales para el tratamiento de los efluentes agrícolas y las aguas

municipales tratadas, con la finalidad de disminuir la carga de nutrientes inorgánicos incorporados a la zona costera.

Respecto a la instrumentación de los monitoreos para evaluar los resultados de las acciones de restauración, estos deberán planearse para coleccionar datos de indicadores de presión (nutrientes) y respuesta de ecosistema, entre los cuales no debe faltar la composición de la comunidad fitoplanctónica, por su carácter de indicador rápido de los cambios ambientales.

Por último, debe recordarse que la constante vigilancia de la calidad de los ecosistemas no constituye un esfuerzo inútil, ya que un conocimiento adecuado y oportuno de los procesos que se llevan a cabo, en éste caso en los ambientes costeros del Norte de Sinaloa, puede evitar pérdidas definitivas de especies de importancia comercial (con el subsecuente impacto en algunos sectores de la población), decrementos en la calidad de agua que pueden afectar la salud humana, así como pérdidas de paisajes de importancia turística y cultural.

BIBLIOGRAFÍA

- Ærtebjerg, G., J. Carstensen, K. Dahl, J. Hansen, K. Nygaard, B. Rygg, K. Sørensen, G. Severinsen, S. Casartelli, W. Schimpf, C. Schiller & J. N. Druon. 2001. *Eutrophication in Europe's coastal waters*. Topic report 7/2001. EEA. 86 p.
- Aguilar, C., M. L. Fogel & H. W. Paerl. 1999. Dynamic of atmospheric combined inorganic nitrogen utilization in the coastal waters off North Carolina. *Marine Ecology Progress Series*, 180: 65-79.
- Aguilar-Rosas, R. & J. López-Ruelas. 1985. Halodule wrightii Aschers (Potamogetonales: Cymodoceae) en la Bahía Topolobampo, Sinaloa, México. *Ciencias Marinas*, 11:87-91.
- Aguirre-Baena, F., 2002. *Dinámica de los componentes de la materia particulada suspendida y otras variables hidrológicas de la Ensenada-Bahía de la Paz, Baja California Sur, México*. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR, México. 146 p.
- Alexandrova, V. S. Moncheva, N. Slabakova, K. Stefanova & V. Doncheva. 2007. Application of biotic indices and body size descriptors of phyto and zooplankton communities in Varna lagoon for ecological status assessment. *Transitional Waters Bulletin*, 3:17-21.
- Alonso-Rodríguez, R., F. Páez-Osuna & R. Cortés-Altamirano. 2000. Trophic Conditions and Stoichiometric Nutrient Balance in Subtropical Waters Influenced by Municipal Sewage Events in Mazatlan Bay (SE Gulf of California). *Marine Pollution Bulletin*, 40(4):331-339.
- Álvarez, C. & J. F. Luna. 1990. *Copépodos (Crustácea: Copepoda) en las lagunas costeras de Veracruz, México*. Res. VIII Simp. Intern. Biol. Mar. 33.
- Álvarez-Borrego, S., G. Ballesteros-Grijalva & A. Chee-Barragan. 1975. Estudio de algunas variables fisicoquímicas superficiales en San Quintín, en verano, otoño e invierno. *Ciencias Marinas*, 2(2):1-9.

- Álvarez-Borrego, S., L. A. Galindo-Bect & A. Chee-Barragan. 1975. Características hidroquímicas en Bahía Magdalena, B.C.S. *Ciencias Marinas*, 2(2):94-111.
- Álvarez-Borrego, S. & R. A. Schwartzlose. 1979. Masas de agua del Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 6 (1 y 2): 43-61.
- Alvarez-Sánchez, L. G., M. Uyeji & R. Durazo. 1982. *Observaciones de corrientes costeras superficiales mediante trazadores lagrangianos. I. Bahía Todos Santos, B.C. (1980-81)*. Informe Técnico OC-82-03. Departamento de Oceanografía. CICESE.
- Anáhuac, 2009. Récord de venta de amoniaco anhidro. Reporte febrero 2009. Notimex.
- Andersen, J. H., L. Schlüter & G. Ærtebjerg. 2006. Coastal eutrophication: Recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research*, 28: 621-628.
- Anderson, A., K. Samuelsson, P. Haecky & J. Albertson. 2006. Changes in the pelagic microbial food web due to artificial eutrophication. *Aquatic Ecology*, 40:299–313.
- Anónimo, 2006. *Salud, ambiente y acuicultura en la costa Pacífica de México*. PACRC/UHH, UAS, Ecocostas, A.C./Ecuador, CIAD, Centro de Recursos Costeros / Universidad de Rhode Island, Conservation International México A. C., CESASIN. México.
- ANZECC/ARMCANZ. 2000 *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality*. (www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/#quality)
- APHA, 1989. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 17 Edition. Folio variado.
- Aranda-Cirerol, N. 2004. *Eutrofización y calidad del agua de una laguna costera tropical*. Tesis doctoral. Univesitat de Barcelona, Barcelona, España. 230 p.

- Arbuckle, K. E. & J. A. Downing. 2001. The influence of watershed land use in lake N:P in predominantly agricultural landscape. *Limnology and Oceanography*, 46: 970-975.
- Arenas-Fuentes, V., 1970. Hidrología y productividad en el área de Escuinapa – Yavaros. Pp. 191–233. En: *Informe final de los trabajos contratados en los plantas piloto de Escuinapa - Yavaros México*. Instituto de Biología, UNAM, México.
- Arenas-Fuentes, V. 1980. *Balance anual del carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México*. Tesis doctoral. UNAM, México. 120 p.
- Arenas-Fuentes, V., & G. De la Lanza-Espino. 1990. The effect of dried and cracked sediments on the availability of phosphorus in a coastal lagoon. *Estuaries*, 4:206-212.
- Arias-Aréchiga, J. P. 1998. *Regionalización del Golfo de California: una propuesta a partir de concentración de pigmentos fotosintéticos (CZCS)*. Tesis profesional. UABCS. México. 57 p.
- Arregui, L. M., I. Maeztu & M. Quemada. 2005. Estimación del drenaje y lavado de nitratos en un sistema de cultivo de cereal de invierno en condiciones de secano y clima mediterráneo húmedo. Pp. 137-143. En: Samper-Calvete, F.J., Paz-González, A. (Ed). *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo*, Vol. VII.
- Arreola-Lizárraga, A., Padilla-Arredondo, G. y A. Ortega-Rubio. 2004. Experiencias de manejo en la zona costera del Pacífico: La Bahía de Guaymas, un caso específico. En: *El manejo costero en México*. Rivera-Arriaga E., G. Villalobos-Zapata, I. Azuz-Adeath y F. Rosado-May Editores. EPOMEX-CETYS-Universidad de Quintana Roo-SEMARNAT. México. Pp. 375-386.
- Artioli, Y., G. Bendoricchio & L. Palmeri. 2005. Defining and modeling the coastal zone affected by the Po river (Italy). *Ecological Modelling*, 184:55–68.

- Åström, M., E. Aaltonen, & J. Koivusaaro. 2005. Changes in leaching patterns of nitrogen and phosphorus after artificial drainage of a boreal forest – a paired catchment study in Lappajärvi, western Finland. *Boreal Environmental Research*, 10:67-78.
- Aubriot, L., D. Conde, S. Bonilla, V. Hein & A. Britos. 2005. Vulnerabilidad de una laguna costera en una Reserva de Biosfera: indicios recientes de eutrofización. Pp. 65-85. En: Vila, I Y J. Pizarro (Eds.). *Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses*. CYTED XVIIIB. Patagonia Impresores, Chile.
- Austoni, M., A. C. Cardoso, G. Deviller, L. Kamburska, D. Marinov, F. Somma & J. M. Zaldívar. 2006. *Indicators for the assessment of thresholds and non-return*. European Commission, Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability, Ispra (VA), Italy. 54 p.
- Avendaño-Ibarra, R., R. De Silva Dávila & G. Vázquez-López. 2006. *Detección de áreas de desove de peces de importancia comercial en el Golfo de California, México*. XIV Reunión Nacional de la Sociedad Mexicana de Planctología y VII International Meeting of the Mexican Society of Planktology. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Mich. 31 de Mayo al 3 de junio de 2006.
- Avilés, A. & F. X. Niell. 2005. Pattern of phosphorus forms in a Mediterranean shallow estuary: Effects of flooding events. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64:786-794
- Avilés-Agúndez, G. 2007. *Productividad primaria estimada por fluorescencia natural durante otoño-invierno en la Bahía de La Paz, B. C. S., México*. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR. 69 p.
- Ayala-Baldenegro, L. 2004. *Distribución de la concentración de metales pesados en sedimentos y su relación con organismos indicadores (*Crassostrea sp* y*

- Mytella sp.*) en el Sistema Lagunar del Municipio de Guasave, Sinaloa. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Sinaloa, México. 73 p.
- Ayala-Castañares, A., F. B. Phleger & M. Gutiérrez-Estrada. 2003. Bases para el estudio, la interpretación y el manejo de las lagunas costeras. Pp. 127-174. En: Cifuentes-Lemus J. y J. Gaxiola-López (Eds). *Atlas de los ecosistemas de Sinaloa*. Colegio de Sinaloa. Colegio de Sinaloa.
- Ayala-Rodríguez, G. 2008. *Grupos funcionales del fitoplancton y estado trófico del Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María*. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR, La Paz, B.C.S., México. 149 p.
- Ayars, J. & Y. Gao. 2007. Atmospheric nitrogen deposition to the Mullica River-Great Bay Estuary. *Marine Environmental Research*, 64:590–600.
- Balart, E. F., J. L. Castro-Aguirre & R. Torres-Orozco, R., 1992. Ictiofauna de las Bahías de Ohuira, Topolobampo y Santa María, Sinaloa, México. *Investigaciones Marinas CICIMAR*, 7: 91-103.
- Banderas-Tarabay, A. 1994. Impacto ambiental de los desarrollos hidroagrícolas sobre las lagunas costeras del Noroeste Mexicano. Pp. 471-492 En: De la Lanza-Espino & Cáceres-Martínez (Eds). *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. U.A.B.C.S. México. 525 p.
- Basanta, R., M. A. García-Delgado, J. E. Cervantes-Martínez, H. Mata-Vázquez & G. Bustos-Vázquez. 2007. Sostenibilidad del reciclaje de residuos de la agroindustria azucarera: Una revisión. *Ciencia y tecnología alimentaria*, 5(4):293-305.
- Bendoricchio, G. & G. De Boni. 2005. A water-quality model for the Lagoon of Venice, Italy. *Ecological Modelling*, 184:69–81.
- Benitez-Nelson, C. 2000. The biogeochemical cycling of phosphorus in marine systems. *Earth-Science Reviews*, 51:109–135.

- Berlanga-Robles, A. Ruiz-Luna, H. Covarrubias-Legaspi & A. Ventura-Leonardo. 2005. *Cambios de los patrones de escurrimientos en la Cuenca Lechuguilla-Ohuira-Navachiste, México*. 7ª Semana de Geomática. Sensores de alta resolución y sus aplicaciones. Barcelona, España. 9 p.
- Biao, X., D. Zhuhong & W. Xiaorong. 2004. Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creeks from Eastern China. *Marine Pollution Bulletin*, 48:543-553.
- Bintz, J. C., S. W. Nixon, B. A. Buckley & S. L. Granger. 2003. Impacts of Temperature and Nutrients on Coastal Lagoon Plant Communities. *Estuaries*, 26(3):765–776.
- Boesch, D. F. 2002a. Challenges and opportunities for science in reducing nutrient over-enrichment of coastal ecosystems. *Estuaries*, 25: 744-758.
- Boesch, D. F. 2002b. Causes and consequences of nutrient over-enrichment of coastal waters, p. 165-180. In: R. Ragaini (Ed.), *International Seminar on Nuclear War and Planetary Emergencies*. 25th Session. World Scientific Publishing, Singapore.
- Borrego-Belmar, D. F. 2007. *Dinámica de nutrientes en un cultivo agrícola experimental con riego por gravedad y con goteo: flujo de N y P descargado a los cuerpos de agua receptores*. Tesis de Maestría. ICMYL-UNAM, México. 96 p.
- Boyes, S. & M. Elliot. 2006. Organic matter and nutrient inputs to the Humber Estuary, England. *Marine Pollution Bulletin*, 53:36–143.
- Boynton, W. R., W. M. Kemp & C. W. Keefe. 1982. A comparative analysis of nutrients and other factors influencing estuarine phytoplankton production. In: V.S. Kennedy (Ed.). *Estuarine Comparisons*. Academic Press, New York. Pp. 69-90.
- Brandes, J. A., A. Devol & C. Deutsch. 2007. New developments in the marine nitrogen cycle. *Chem. Rev.* 107: 577-589.

- Bricker, S. B., J. G. Ferreira, & T. Simas. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169:39–60.
- Bricker, S., G. Matlock, J. Snider, A. Mason, M. Alber, W. Boynton, D. Brock, G. Brush, D. Chestnut, U. Claussen, W. Dennison, E. Dettmann, D. Dunn, J. Ferreira, D. Flemer, P. Fong, J. Fourqurean, J. Hameedi, D. Hernandez, D. Hoover, D. Johnston, S. Jones, K. Kamer, R. Kelty, D. Keeley, R. Langan, J. Latimer, D. Lipton, R. Magnien, T. Malone, G. Morrison, J. Newton, J. Pennock, N. Rabalais, D. Scheurer, J. Sharp, D. Smith, S. Smith, P. Tester, R. Thom, D. Trueblood & R. Van Dolah. 2003. *National Estuarine Eutrophication Assessment Update: Workshop summary and recommendations for development of a long-term monitoring and assessment program*. Proceedings of a workshop September 4-5, 2002. Patuxent Wildlife Research Refuge, Laurel, Maryland. NOAA, National Ocean Service, National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, MD: 19 p.
- Briggs, M. R. P. & S. J. Funge-Smith. 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. *Aquaculture and fisheries management*, 25:789-811.
- Brion, N. M. G. I. Andersson, M. Elskens, C. Diaconu, W. Baeyens, F. Dehairs & J. J. Middelburg. 2008. Nitrogen cycling, retention and export in a eutrophic temperate macrotidal estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 357: 87–99.
- Bronk, D. A., J. E. See, R. Bradley & L. Killberg. 2007. DON as source of bioavailable nitrogen for phytoplankton. *Biogeosciences*. 4:283-296.
- Brown, C. A. & R. J. Ozretich. 2009. Coupling Between the Coastal Ocean and Yaquina Bay, Oregon: Importance of Oceanic Inputs Relative to Other Nitrogen Sources. *Estuaries and Coasts*, 32:219-237.
- Burford, M. A., S. D. Costanzo, W. C. Dennison, C. J. Jackson, A. B. Jones, A. D. McKinnon, N. P. Preston & L. A. Trott. 2003. A synthesis of dominant

- ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 46:1456–1469.
- Burkholder, J. M. D. A. Tomasko & B. W. Touchette. 2007. Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350:46–72.
- Bustos-Serrano, H., R. Millán-Núñez & R. Cajal-Medrano. 1996. Efecto de la marea en la productividad orgánica primaria en una laguna costera del Canal de Ballenas, Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 22(2): 215-233.
- Caffrey, J. M., N. Bano, K. Kalanetra & J. T. Hollibaugh. 2007. Ammonia oxidation and ammonia-oxidizing bacteria and archaea from estuaries with differing histories of hypoxia. *ISME J.* 1:660–662.
- Caiiffa, E. 1999. *European marine information system: EUMARIS*. Dipartimento Ambiente. Centro Ricerche Casaccia, Roma. Paper presented at the Inter-Regional Forum of European Conventions Venice, September 27-28, 1999.
- Calvario-Martínez, O., & P. Domínguez-Jiménez. 2007. Evaluación de la productividad del fitoplancton y de la respiración planctónica en la parte más interna del Estero de Urías, Sinaloa, México. Pp-227-237 En: Hernández de la Torre, B. & G. Gaxiola-Castro, G. *Carbono en ecosistemas acuáticos de México*. SEMARNAT-INE-CICESE. 508 p.
- Calvario-Martínez, O., P. Domínguez-Jiménez, D. Escobedo-Urías, E. Ulloa-Pérez, N. Herrera-Moreno, C. Lechuga-Devéze, M. Zarain-Herberg & M. R. Pacheco-Marges. 2006. *Estudio para determinar la capacidad de carga de los sistemas lagunares del norte y centro del Estado de Sinaloa para los proyectos de camarón y peces en jaulas*. Informe Final. CIAD, IPN-CIIDIR Sinaloa, CIBNOR, Centro de Ciencias de Sinaloa. 100 p.
- Capriulo, G. M., G. Smith, R. Troy, G.H. Wikfors, J. Pellet & C. Yarish. 2002. The planktonic food web structure of a temperate zone estuary, and its alteration due to eutrophication. *Hydrobiologia*, 475/476: 263–333.

- Caraco, N. F., J. J. Cole, & D. L. Strayer. 2006. Top-down control from the bottom: Regulation of eutrophication in a large river by benthic grazing. *Limnol. Oceanogr.*, 51(1, part 2): 664–670.
- Carlson, R. E. & J. Simpson. 1996. *A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods*. North American Lake Management Society. 96 pp.
- Carpenter S., N. F. Caraco, D. L. Correll, R. W. Howarth, A. N. Sharpley & V. H. Smith. 1998. Contaminación no puntual de aguas superficiales con fósforo y nitrógeno. *Tópicos en Ecología*. Ecological Society of America. Num. 3. 13 p.
- Casillas-Hernández, R., H. Nolasco-Soria, T. García-Galano, O. Carrillo-Farnes, Y F. Páez-Osuna. 2007. Water quality, chemical fluxes and production in semi-intensive Pacific white shrimp (*Litopenaeus vannamei*) culture ponds utilizing two different feeding strategies. *Aquacultural Engineering*, 36:105-114.
- Castellanos, J. Z. 1989. *La contaminación por nitratos en el acuífero de la Comarca Lagunera. Problemas de contaminación en México*. Comisión Interinstitucional para el desarrollo e investigación sobre contaminación ambiental por plaguicidas. 3(16): 5-10.
- Castro, M. H. D. 1988. *Variabilidad de nutrientes en la Ensenada norte de Bahía de los Angeles, B. C.* (verano de 1986). Tesis profesional. Fac. Cienc. Mar. U.A.B.C. 44 p.
- Castro-Longoria, R. & J. M. Grijalva-Chon. 1992. Variabilidad espaciotemporal de nutrientes y seston en la laguna costera La Cruz, Sonora. *Ciencias Marinas*, 17(2): 83-97.
- Cavender-Bares, K. K., E. L. Mann, S. W. Chisholm, M. E. Ondrusek & R. R. Bidigare. 1999. Differential response of equatorial Pacific phytoplankton to iron fertilization. *Limnol. Oceanogr.*, 44, 237-246.
- Cervantes-Duarte, R. 1982. *Distribución de nutrientes en la Ensenada de La Paz, B.C.S. durante el periodo primavera-verano de 1981*. Tesis profesional. IPN-CICIMAR. 119 p.

- Cervantes-Duarte, R., S. Aguíñiga-García & R. Guerrero-Godínez. 1991. Seasonal variation of temperature, salinity and nutrients at Ensenada de La Paz, B.C.S. (1986-1988). *Revista Investigaciones Científicas*, 2(2): 56-64.
- Cervantes-Duarte, R., F. Aguirre-Bahena, A. Reyes-Salinas & J. E. Valdez-Holguín. 2001. Caracterización hidrológica de una laguna costera de Baja California Sur, México. *Oceánides*, 16(2): 93-105.
- Cervantes-Duarte, R., A. Reyes-Salinas, G. Verdugo-Díaz, & J. E. Valdez-Holguín. 2003. Efecto de la concentración de clorofila a y seston superficial sobre la transparencia del agua de mar en una región costera del Golfo de California, México. *Oceánides*, 18(1):1-11.
- Chai, C., Z. Yu, X. Song & X. Cao. 2006. The status and characteristics of eutrophication in the Yangtze River (Changjiang) Estuary and the adjacent East China Sea, China. *Hydrobiologia*, 563:313–328.
- Chalar, G. & J. Clemente. 2005. Tasa de resuspensión de fósforo y sedimentos en un cuerpo de agua muy somero (Laguna de Rocha, Uruguay). Pp: 89-106. En: Vila, I. & J. Pizarro (Eds.). *Tercer Taller Internacional de Eutrofización de Lagos y Embalses*. CYTED. Patagonia Impresores, Santiago, Chile. 215 p.
- Chapelle, A., P. Lamre & A. MCnequien. 1993. Modelling eutrophication in a coastal ecosystem. Sensitivity analysis. *Est Coast Shelf Sci.*, 39: 529-548.
- Chavallier-Boutell, S. & M. Toribio, 2005. Volatilización del Amoníaco. *Investigación y Desarrollo*, 2:1-8.
- Cheevaporn, V. & P. Menasveta. 2003. Water pollution and habitat degradation in the Gulf of Thailand. *Marine Pollution Bulletin*, 47:43–51.
- Chester, R. 1990. *Marine Geochemistry*. Chapman & Hall. London.
- Clark, H. & J. N. Kremer. 2005. Estimating direct and episodic atmospheric nitrogen deposition to a coastal waterbody. *Marine Environmental Research*, 59: 349-366.

- Clarke, A. L., K. Weckström, D. J. Conley, N. J. Anderson, F. Adser, E. Andrén, V. N. de Jonge, M. Ellegaard, S. Juggins, P. Kauppila, A. Korhola, N. Reuss, R. J. Telford & S. Vaalgamaa. 2006. Long-term trends in eutrophication and nutrients in the coastal zone. *Limnol. Oceanogr.*, 51(1, part 2):385–397.
- Clay, J., 1996. *Markets Potential for Readdressing the Environmental Impact of Wild Captured and Pond Produced Shrimp*. Manuscript. World Wildlife Fund, Washington, DC, USA. 188 p.
- Cloern, J. E. 1996. Phytoplankton bloom dynamics in coastal ecosystems: a review with some general lessons from sustained investigation of San Francisco Bay. *Rev. Geophys.*, 34:127–168.
- Cloern, J. E. 1999. The relative importance of light and nutrient limitation of phytoplankton growth: a simple index of coastal ecosystem sensitivity to nutrient enrichment. *Aquatic Ecology*, 33(1):3–15.
- Cloern, J. E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223-253.
- Cloern, J. E. & A. D. Jassby. 2008. Complex seasonal patterns of primary producers at the land–sea interface. *Ecology Letters*, 11: 1294–1303.
- CNA, 2002a. *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Río Fuerte, Estado de Sinaloa*. México, D.F. 46 p.
- CNA, 2002b. *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Río Sinaloa, Estado de Sinaloa*. México, D.F. 36 p.
- Cocchi, D. & M. Scagliarini. 2005. Modelling the Effect of Salinity on the Multivariate Distribution of a Water Quality Index. *Journal of Mathematics and Statistics*, 1(4): 268-272.
- Coelho, S., S. Gamito & A. Pérez-Ruzafa. 2007. Trophic state of Foz de Almargem coastal lagoon (Algarve, South Portugal) based on the water quality and the phytoplankton community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71:218-231.

- CONAGUA, 2007a. *Evaluación de resultados del Programa de Rehabilitación y Modernización de Distritos de Riego del ejercicio fiscal 2006, sujeto a Reglas de Operación vigentes a cargo de la Comisión Nacional del Agua*. "Distrito de Riego 075, Río Fuerte, Sinaloa". SEMARNAT. 37 p.
- CONAGUA, 2007b. *Evaluación de resultados del Programa de Rehabilitación y Modernización de Distritos de Riego del ejercicio fiscal 2006, sujeto a Reglas de Operación vigentes a cargo de la Comisión Nacional del Agua*. "Distrito de Riego 063, Guasave, Sinaloa". SEMARNAT. 26 p.
- CONANP, 2007. *Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR). Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule*. 24 p.
- Conde, D., L. Rodríguez-Gallego & L. Rodríguez-Graña. 2003. *Análisis conceptual de las interacciones abióticas y biológicas entre el océano y las lagunas de la costa atlántica de Uruguay*. Informe Final. PNUD/GEF/RLA/99/G31. Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay. 34 p.
- Conde-Gómez, J. 1991. *Análisis hidrológico y de contaminación en Bahía Ensenada del Pabellón-Altata, Sinaloa*. Tesis profesional. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 42 p.
- Conde-Gómez., J. & G. De la Lanza-Espino. 1994. Hidrología contra contaminación en la laguna Ensenada del Pabellón, Sinaloa. *Oceanología* (2): 43-59.
- Conley, D. J. 2000. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hidrobiología*. 410: 87–96.
- Conley, D. J., P. Stålnacke, H. Pitkänen, & A. Wilander. 2000. The transport and retention of dissolved silicate by ricers in Sweden and Finland. *Limnology and Oceanography*, 45:1850-1853.
- Contreras-Espinosa, F. 1993. *Ecosistemas costeros Mexicanos*. Primera Edición, 1993. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa. México.

- Contreras-Espinosa, F., O. Castañeda-Lopez & A. García-Nagoya A. 1994. *La clorofila a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas*. Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM, México.
- Contreras Espinosa, F., O. Castañeda, F. Gutierrez & R. Torres. 1996. Nutrientes en 39 lagunas costeras mexicanas. *Revista de Biología Tropical*, 44(2):421-429.
- Contreras, F., O. Castañeda & R. Torres. 1997. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en las lagunas costeras del estado de Oaxaca, México. *Hidrobiológica*, 7:9-17.
- Contreras-Espinosa, F. 2001. *Caracterización de lagunas costeras mexicanas a través de variables ecológicas seleccionadas*. Tesis doctoral. UAM, México, D.F. 95 p.
- Contreras-Espinosa F. & O. Castañeda-López, 2003. Los ecosistemas estuarinos del Estado de Sinaloa. Pp. 175-196. En: Cifuentes-Lemus J. y J. Gaxiola-López (Eds). *Atlas de los ecosistemas de Sinaloa*. Colegio de Sinaloa.
- Contreras-Espinosa F., N. E. Rivera-Guzmán & R. Segura-Aguilar. 2005. Nutrientes y productividad primaria fitoplanctónica en una laguna costera tropical intermitente (La Mancha, Ver.) del Golfo de México. *Hidrobiológica* 15 (3): 299-310.
- Corell, D. L. 1998. The role of Phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 27:261-266.
- Cortés-Altamirano, R. & F. Páez-Osuna. 1998. Dinámica de las mareas rojas, Pp. 1-11. En: Cortés-Altamirano, R. (Ed) *Las mareas rojas*. AGT Editor, S.A. México.
- Costa, J. L., H. Massone, D. Martínez, E. Suero, C. M. Vidal & F. Bedmar. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. *Agric. Water Management*, 57:33-47.
- Cristóbal-Acevedo, D., O. Palacios-Vélez, I. Nikolskii-Gavrilov, F. Gavi-Reyes, D. Palma-López, E. Carrillo-Ávila & J. J. Peña-Cabriales. 2002. Lixiviación de

- nitrógeno en función del espaciamiento entre drenes subterráneos en Tabasco. *Agrociencia*, 36:291-304.
- Crossetti, L. O., & C. E de M. Bicudo, 2005. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. *Hydrobiologia*, 541: 71–85.
- Crossland, C. J., Kremer, H. H., 2001. *Coastal Zones: Ecosystems under Pressure*. Papers LOICZ International Project. 16 p.
- Crouzet, P., J. Leonard, S. Nixon, Y. Rees, W. Parr, L. Laffon, J. Bogestrand, P. Kristensen, C. Lallana, G. Izzo, T. Bokn, J. Bak, & T.J. Lack. 1999. Nutrients in European ecosystems. Thyssen, N. (Ed.). Environmental Assessment Report no. 4. European Environment Agency. Copenhagen, Denmark.
- Daniel, T. C., A. N. Sharpley & J. L. Lemunyon. 1998. *Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview*. *Journal of Environmental Quality*, 27:251-257.
- Custodio, E. & R. Llamas. 1983. *Hidrología subterránea*. Tomo I. Edit. Omega, Barcelona, España. 1157 p.
- Damar, A. 2003. *Effects of enrichment on nutrient dynamics, phytoplankton dynamics and productivity in Indonesian tropical waters: a comparison between Jakarta Bay, Lampung Bay and Semangka Bay*. PhD. thesis. Christian-Albrechts Universität, Kiel. 249 p.
- Daniel, T. C., A. N. Sharpley & J. L. Lemunyon. 1998. Agricultural phosphorus and eutrophication: A symposium overview. *Journal of Environmental Quality*, 27:251-257.
- Das, B., Y. S. Ahmed & P. Das. 2004. Environmental impact of aquaculture-sedimentation and nutrient loadings from shrimp culture of the southeast coastal region of the Bay of Bengal. *Journal of Environmental Sciences*, 16:466-470.

- Dauvin, J. C., T. Ruellet, N. Desroy & A. L. Janson. 2007. The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: Use of biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 55:241–257.
- Day, J. W. Jr., Ch. J. Madden, F. Ley-Lou, R. L. Wetzel & A. Machado. 1988. Productividad primaria acuática en la laguna de Términos. En: Yañez-Arancibia, A. & J. W. Day, Jr. (Eds.). *Ecología de los Ecosistemas Costeros en el Sureste del Golfo de México: La Región de la Laguna de Terminos*. UNAM-OEA. 221-236.
- De Alba-López, P. A. 1965. *Estudio general de acceso al Puerto de Topolobampo, Sin. Aplicaciones de trazadores radiactivos*. Tesis Profesional. Fac. Ing. UNAM. 107 p.
- De Galan, S., M. Elskens, L. Goeyens, A. Pollentier, N. Brion, & W. Baeyens. 2004. Spatial and temporal trends in nutrient concentrations in the Belgian Continental area of the North Sea during the period 1993–2000. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61: 517–528.
- De la Lanza-Espino, G. 1991. *Oceanografía de mares mexicanos*. A.G.T. Editor. México, D.F. 569 p.
- De la Lanza-Espino, G. & J. L. García. 1991. Sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sin. Un estudio socioambiental, pesquero y acuícola. *Hidrobiológica*, 1(1): 1-27.
- De la Lanza-Espino, G. 1994. Química de las lagunas costeras y el litoral mexicano. Pp. 127–198. En: De la Lanza E. G. y C. Cáceres M. (Ed). *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. U.A.B.C.S., México. 525 p.
- De la Lanza-Espino G. & S. Gómez-Aguirre. 1999. Físicoquímica del agua y cosecha de fitoplancton en una laguna costera tropical. *Ciencia Ergo Sum*, 6(2):147-153. UAEM.

- De la Lanza-Espino, G., J. Alcocer-Durand, J. L. Moreno-Ruiz & S. Hernández-Pulido. 2008. Análisis químico-biológico para determinar el estatus trófico de la Laguna de Tres Palos, Guerrero, México. *Hidrobiológica*, 18(1): 21-30.
- De Silva-Dávila, R., R. Palomares-García, A. Zavala-Norzagaray & D. Escobedo-Urías. 2006. Ciclo anual de los grupos dominantes del zooplancton en Navachiste, Sinaloa. Pp. 26-39. In: M.E. Hendrickx (Ed). Contributions to the Study of East Pacific Crustaceans 4(1).[*Contribuciones al Estudio de los Crustáceos del Pacífico Este 4(1)*]. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.
- De Temmerman, L. 1996. *Measurement of ammonia and ammonium aerosol at Brasschaat. [in Dutch]*. Institute for Chemical Research, Rapport contract B & G/21/1996.
- Del Río-Chuljak, A. 2006. *Distribución espacial y temporal de fosforo y silicio en aguas de las lagunas costeras de Sinaloa*. Tesis de Maestría. ICMYL-Mazatlán, Sinaloa. 135 p.
- Dell'Anno, A., M. L. Mei, A. Pusceddu & R. Danovaro. 2001. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Marine Pollution Bulletin*, 44:611-622.
- Díaz, J. M., J. M. Gutiérrez, G. A. Lojero, C. H. Rábago & B. Reyes. 1999. *Listado ictiofaunístico de la bahía de Navachiste*. Resúmenes del XV Congreso Nacional de Zoología y VII Reunión Nacional de Malacología y Conquiliología. 9 al 12 de noviembre, 1999. Tepic, Nayarit.
- Díaz-Arredondo, M. A. 1998. *Distribución de plaguicidas organoclorados y anelidos poliquetos en los sedimentos superficiales de la Bahía de Santa María, Sinaloa, México*. Tesis de maestría. CICESE, México. 185 p.

- Díez-Pérez, J. & F. Ramírez-García, 1976. *Estudio de las bahías de Santa María, Ohuira y Topolobampo mediante imágenes Landsat*. Congreso Nacional de Fotometría, Fotointerpretación y Geodesia. S.R.H. 14 p.
- Ding, W., Y. Cai, Z. Cai, X. Yagi, & X. Zheng. 2007. Nitrous oxide emissions from an intensively cultivated maize–wheat rotation soil in the North China Plain. *Science of the Total Environment*, 373: 501–511.
- Dippner, J. W. 1998. Competition between different groups of phytoplankton for nutrients in the southern North Sea. *Journal of Marine Systems*, 14:181-198.
- Doney, C. S., N. Mahowald, I. Lima, R. A. Feely, F. T. Mackenzie, J. F. Lamarque, & P. J. Rasch. 2007. Impact of anthropogenic atmospheric nitrogen and sulfur deposition on ocean acidification and the inorganic carbon system, *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)*, 104(37):14580-14585.
- Duarte, C. M., D. J. Conley, J. Carstensen & M. Sánchez-Camacho. 2008. Return to Neverland: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets. *Estuaries and Coasts*, DOI 10.1007/s12237-008-9111-2.
- Duxbury J. M., L. A. Harper & A. R. Monsier. 1993. Contribution of agroecosystems to global change. Pp. 1-18. In: *Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change*. ASA Spec. Publ. 55. ASA, CSSA, y SSA, Madison, N. Y.
- Duyzer, J. 1994. Dry deposition of ammonia and ammonium aerosols over heathland. *Journal of Geophysical Research*, 99(D9):18757-18763.
- Dyer, K.R., 1979. *Estuarine hydrography and sedimentation estuarine and brackish-water*. Sciences association handbook. Cambridge University Press. Xx p.
- Eco-Link, 2000. *Implications of Groundwater Nitrate Standards for Agricultural Management*. Technical paper. Ministry of Agriculture and Forestry. 177 p.

- Edwards R. R. 1978. Ecology of a costal lagoon complex en Mexico. *Estuarine Coastal Marine Science*, 6:75-92.
- Edge, J. K., & D. L. Aksnes. 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Marine Ecology Progeress Series*, 83:281-289.
- EEA (European Environmental Agency). 1999. *Nutrients in European ecosystems*. Environmental Assessment Report no. 4. Office for official publications of the European Communities. 155 p.
- EEA (European Environment Agency). 2001. *Eutrophication in Europe's coastal waters*. Topic report No. 7, Copenhagen.
- Edge, J. K. & D. L. Aksnes. 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Marine Ecology Progress Series*, 83: 281-289.
- EPA (Environmental Protection Agency, US) 1990. *Water Quality Standards for Wetlands: National Guidance*. EPA 440-S-90-011. Washington, D.C. <http://www.epa.gov/owow/wetlands/regs/quality.html>
- Escobedo-Urías, D. 1997. *Hidrología, nutrientes e influencia de las aguas residuales en la Laguna de Santa María, Sinaloa*. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR, La Paz, B.C.S., México. 87 p.
- Escobedo-Urías, D., A. Jiménez-Illescas, A. Martínez-López, A. Reyes-Salinas, M T. Hernández-Real, A. E. Ulloa-Pérez, N. Herrera-Moreno, A. Zavala-Norzagaray & P. Álvarez-Ruiz, 2001. *Oceanografía de la Bahía de Navachiste, Guasave, Sinaloa*. Informe Final. IPN-CIIDIR Sinaloa, México. 39 p.
- Escobedo-Urías, D. & A. Martínez-López. 2007 *Eutrophication Process on Coastal Lagoons of North of Sinaloa, Mexico*. 22-25 de Mayo de 2007. AGU Joint Assembly. Acapulco, Guerrero.
- Escobedo-Urías, D., A. Martínez-López, A. Jiménez-Illescas, A. Ulloa-Pérez & A. Zavala-Norzagaray. 2007. Intercambio de carbono orgánico particulado del sistema lagunar San Ignacio-Navachiste, Sinaloa, con el mar adyacente. Pp.

- 171-185. En: Hernández-de la Torre, B., Gaxiola-Castro G. (Eds). *Carbono en sistemas acuáticos de México*. INE-CICESE, México. 510 p.
- Escobedo-Urías, D., M. T. Hernández-Real, N. Herrera-Moreno, A. E. Ulloa-Pérez & A. Y. Chiquete-Ozono. 1999. Calidad bacteriológica del Sistema Lagunar de San Ignacio Navachiste, Sinaloa. *Ciencia y Mar*, III (9): 17-27.
- Escobedo-Urías, D., M. T. Hernández-Real, N. Herrera-Moreno, E. Ulloa-Pérez. 2003. *Efecto de los aportes de aguas residuales sobre el nivel de eutrofización en la Laguna de El Colorado, Ahome, Sinaloa*. INFORME TÉCNICO SIP 20030302. IPN-CIIDIR Sinaloa. México. 68 p.
- Escobedo-Urías, D, M. T. Hernández-Real, N. Herrera-Moreno y A. E. Ulloa-Pérez, 2005. *Variabilidad espacio temporal de la concentración de nutrientes y estado trófico de bahía El Colorado, Ahome, Sinaloa*. Res. X Congreso de la Asociación de Investigadores del Mar de Cortés y IV Simposium Internacional sobre el Mar de Cortés. 25-28 de octubre de 2005. AIMAC-UAS-FACIMAR. Mazatlán, Sinaloa.
- Estrada-Botello, M. A., I. Nikolskii-Gavrilov, F. Gavi-Reyes, J. Etchevers-Barra & O. Palacios-Velez. 2002. Balance de nitrógeno inorgánico en una parcela con drenaje subterráneo en el trópico húmedo. *Terra*, 20:189-198.
- Estrada-Botello, M. A., I. Nikolskii-Gavrilov, J. D. Mendoza-Palacios, D. Cristóbal-Acevedo, E. de La Cruz-Lázaro, N. P. Brito-Manzano, A. Gómez-Vázquez & O. Bakhlaeva-Egorova. 2007. Lixiviación de nitrógeno inorgánico en el suelo agrícola bajo diferentes tipos de drenaje en el trópico húmedo. *Universidad y Ciencia*, 23:1-14.
- Expósito, L. N, E. Zoppi-De Roa & E. Montiel.1998. *Efectos de las descargas de una laguna de estabilización sobre el fitoplancton marino*. En: Asociación Peruana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, AIDIS. Gestión ambiental en el siglo XXI. Lima, APIS. Pp.1-22.

- Falcão, M. & C. Vale, 2003. Nutrient dynamics in a coastal lagoon (Ria Formosa, Portugal): The importance of lagoon–sea water exchanges on the biological productivity. *Ciencias Marinas*, 29(3): 425–433.
- Ferreira, J. G. 2000. Development of an estuarine quality index based on key physical and biogeochemical features. *Ocean & Coastal Management*, 43: 99-122.
- Ferreira, J. G., J. H. Andersen, A. Borja, S. B. Bricker, J. Camp, M. Cardoso da Silva, E. Garcés, A. S. Heiskanen, C. Humborg, L. Ignatiades, C. Lancelot, A. Menesguen, P. Tett, N. Hoepffner & U. Claussen. 2009. *Eutrophication Quality Descriptor*. Marine Strategy Framework Directive Guidance. European Commission. 43 p.
- Fisher, T. R., E. R. Peele, J. W. Ammerman & L. W. Harding. 1992. Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series*, 82: 51-63.
- Flores-Nava, A. & J. Euán-Ávila. 2006. La Acuicultura en el marco del Manejo Integral de la Zona Costera: Reflexiones Generales. Pp. 551-560. En: Rivera-Arriaga E., G. Villalobos-Zapata, I. Azuz-Adeath & F. Rosado-May (Eds). *El manejo costero en México*. EPOMEX-CETYS-Universidad de Quintana Roo-SEMARNAT. México. 670 p
- Flores-Verdugo, F., J. Rodríguez-García & F. González-Farías. 1993. *Variación espacio temporal de la productividad primaria acuática en la Bahía de Mazatlán, Sinaloa. Ecología de los Manglares, productividad acuática y perfil de las comunidades en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México. Parte I, Ensenada, del Pabellón, Bahía de Altata y Bahía de Mazatlán*. Informe Técnico. DGPA (IN202389).
- Follett, R. F. 1989. *Nitrogen management and groundwater protection*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, 395 pp.
- Fourqurean, J. W., R. D. Jones & J. C. Zieman. 1993. Processes influencing water column nutrient characteristics and phosphorous limitation of phytoplankton

- biomass in Florida Bay, FL, USA: Inferences for spatial distributions. *Estuarine, coastal and shelf science*, 36:295-314.
- Fredericks, D. J., D. T. Heggie, A. Longmore, D. Palmer, C. Smith & G. W.S. Skyring. 1999. Nutrient recycling and benthic activity in a shallow coastal lagoon in Western Australia. *AGSO Research Newsletter* 31. <http://www.agso.gov.au/information/publications/resnews/>
- Froelich, P. N. 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnology and Oceanography*, 33(4): 649-668.
- Frohn, L. M. & O. Hertel, 2005. Atmospheric deposition of nutrients. Pp. 2-25. In: P. Wassmann & K. Olli (Eds). *Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach*. Norwegian College of Fishery Sciences, University of Tromsø, Tromsø, Norway. Tartu University, Department of Botany and Ecology. Estonia. 309 p.
- Fuentes, C. 1990. *Dinámica hidrológica y análisis de parámetros físico-químicos en el ecosistema fluvio deltaico-lagunar-estuarino del río Palizada, Campeche*. Tesis de Maestría. UNAM. 99 p.
- Fundación Produce, 2003. *Guía para la asistencia técnica agrícola para el área de influencia del Campo Experimental Valle del Fuerte*. 208 p.
- Galindo-Reyes, J. G. 1981. *Estudio preliminar sobre la productividad primaria y la dinámica de los nutrientes en el estero El Verde, Mazatlán, Sin. México*. Tesis de Maestría. ICM y L-UNAM. 40 p.
- Galloway, J. N., F. J. Dentener, D. G. Capone, E. W. Boyer, R. W. Howarth, S. P. Seitzinger, G. P. Asner, C. C. Cleveland, P. A. Green, E. A. Holland, D. M. Karl, A. F. Michaels, J. H. Porter, A. R. Townsend & C. Jökösmarty. 2004. Nitrogen cycles: past, present and future. *Biogeochemistry*, 70: 153–226.

- Garay-Morán, R. 2002. *Presupuesto global de la carga de nutrientes que reciben los sistemas lagunares costeros de Sinaloa, como herramienta para la gestión ambiental costera*. Tesis de Maestría. ICMYL-UNAM, Mazatlán, Sinaloa. 228 p.
- García, E. 1993. *Modificaciones al sistema de clasificación, climática de Köppen*. Instituto de Geografía, UNAM, México.
- Gburek, W. J. & A. N. Sharpley, 1998. Hydrologic controls of phosphorus loss for upland agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 27: 267-277.
- GEOHAB, 2006. *Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms, Harmful Algal Blooms in Eutrophic Systems*. Glibert, P. (Ed.). IOC and SCOR, Paris and Baltimore, 74 p.
- GESAMP. 1994. *The state of the marine environment*. Blackwell Science. Oxford, 146 p.
- Gilbert, J. 2001. Seasonal plankton dynamics in a Mediterranean hypersaline coastal lagoon: the Mar Menor. *Journal of Plankton Research*, 23(2): 207-217.
- Gilmartin, M. & N. Revelante. 1978. The phytoplankton characteristics of the barrier island lagoons of the Gulf of California. *Estuarine and Coastal Marine Science* 7: 29-47.
- Giovanardi, F. & R. Vollenweider. 2004. Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology*, 63:199-218.
- Glibert, P. M. & J. M. Burkholder. 2006. The complex relationships between Increases in fertilization of the earth, Coastal Eutrophication and proliferation of Harmful Algal Blooms. In: Granéli E. & J. T. Turner (Eds.). *Ecology of Harmful Algae. Ecological Studies*, 189: 341-354.
- Glibert, P. M., S. Seitzinger, C. A. Heil, J. M. Burkholder, M. W. Parrow, L. A. Codispoti, & V. Kelly. 2005. The Role of in the Global Proliferation of Harmful

- Algal Blooms. New Perspectives and New Approaches. *Oceanography*, 18(2): 198-209.
- Godoy, R., J. Haneke, J. Staelens, C. Oyarzún, L. Paulino & M. Barrientos. 2005. Dry deposition of nitrogen to passive samplers in grassland and forest canopies in the central depression of Southern Chile. *Gayana Botanica*, 62:110-119.
- González Monares, J. 1984. *Lista comentada de los peces recolectados en las bahías de Topolobampo, Sinaloa*. Tesis Profesional. U.N.A.M., México.
- Goolsby, D.A., W.A. Battaglin, G.B. Lawrence, R.S. Artz, B.T. Aulenbach, R.P. Hooper, D.R. Kenney & G.J. Stensland. 1999. *Flux and Sources of Nutrients in the Mississippi-Atchafalaya River Basin: Topic 3. Report for the Integrated Assessment of Hypoxia in the Gulf of Mexico*. NOAA. Coastal Ocean Program Decision Analysis Series. No. 17. NOAA. Coastal Ocean Office, Silver Spring, MD. 130 p.
- Grageda-Cabrera, O. A., A. Vermoesen, O. Van Cleemput & J. J. Peña-Cabriales. 2000. Efecto del tipo de suelo, humedad y fuente de Nitrógeno en las emisiones N_2 y N_2O . *Terra*, 18(1):1-9.
- Grageda-Cabrera, O. A., T. Medina-Cázares, J. L. Aguilar-Acuña, M. Hernández-Martínez, E. Solís-Moya, G. A. Aguado-Santacruz & J. J. Peña-Cabriales. 2004. Pérdidas de nitrógeno por emisiones de N_2 y N_2O en diferentes sistemas de manejo y con tres fuentes nitrogenadas. *Agrociencia*, 38: 625-633.
- Granéli, E. 1987. Nutrient limitation of phytoplankton biomass in a brackish water bay highly influenced by river discharge. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 25:555-565.
- Granéli, E. 2005. Eutrophication and Harmful Algal Blooms. In: Wassmann. P. & K. Olli (Eds). *Drainage Basin Nutrient Inputs and Eutrophication: An Integrated Approach*. Norway. Pp. 99-112.

- Gutiérrez-Barreras, J. A. 1999. *Ictiofauna de fondos blandos de la Bahía de Topolobampo, Sinaloa, México*. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR, La Paz, B.C.S., México. 108 p.
- Haggard, B. E., P. A. Moore, I. Chaubey & E. H. Stanley. 2003. Nitrogen and phosphorus concentrations and export from an Ozark Plateau Catchment in the United States. *Biosystems Engineering*, 86:75-85.
- Hakspiel-Segura, C. 2009. *Variación estacional de la trama trófica microbiana en la laguna de Macapule, Sinaloa*. Tesis de maestría. IPN-CICIMAR. La Paz, B.C.S. 189 p.
- Hallegraeff, G. M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32:79-99.
- Hamilton, P. A., J. M. Denver, P. J. Phillips & R. J. Shedlock. 1993. *Water-quality assessment of the Delmarva Peninsula, Delaware, Maryland, and Virginia — effects of agricultural activities on and distribution of nitrate and other inorganic constituents in the surficial aquifer*. Tech. Rept. Open-File Report 93-40. U.S. Geological Survey.
- Harding, L. W. 1994. Long-term trends in the distribution of phytoplankton in Chesapeake Bay: Roles of light, nutrients, and streamflow. *Marine Ecology Progress Series*, 104: 267-291.
- Harrison, J. A. & P. A. Matson. 2003. Patterns and controls of nitrous oxide emissions from waters draining a subtropical agricultural valley. *Global Biogeochemical Cycles*, 17: 1080, doi:10.1029/2002GB001991
- Harter, T. 2009. Agricultural Impacts on Groundwater Nitrate. *Southwest Hydrology*, 22-35.
- Hasle, G. R. 1978. Using the inverted microscope. Pp. 191-196. In: Sournia, A. (Ed.). *Phytoplankton manual*. UNESCO, París.

- Hecky, R. E. & P. Kilham. 1988. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: A review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnology and Oceanography*, 33(4, part 2):196-822.
- Heijs, S. K., R. Azzoni, G. Giordani, H. M. Jonkers, D. Nizzoli, P. Viaroli & H. van Gemerden. 2000. Sulfide-induced release of phosphate from sediments of coastal lagoons and the possible relation to the disappearance of Ruppia sp. *Aquatic Microbiology Ecology*, 23: 85–95.
- Heip, C. 1995. Eutrophication and zoobenthos dynamics. *Ophelia*, 41:113-136.
- Hernández-Alfonso, J. R. 2004. *Variabilidad del material particulado y su flujo de sedimentación, en relación a los cambios hidrológicos de la columna de agua en Bahía Concepción, Baja California Sur, México*. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR, México. 127 p.
- Hernández-Real, M. T. & J. Juárez-Arroyo. 1988. *Inventario de la flora y fauna bentónicas en la Bahía de Topolobampo, Sinaloa*. Secretaría de Marina. DIGONAV/EIOT. 22 p.
- Hernández-Real, M. T. 1992. *Variabilidad espacio-temporal de condiciones físicas y químicas en el sistema lagunar de Teacapán-Agua Brava, Sinaloa-Nayarit, durante septiembre y diciembre de 1989*. Estación Oceanográfica de Topolobampo. D.G.O.N. Secretaría de Marina, México. 29 p.
- Hernández-Real, M. T., D. Escobedo-Urías & M. A. Díaz-Arredondo. 1992. *Distribución espacio-temporal de parámetros físicos y químicos en el Sistema Lagunar de Topolobampo, Sinaloa*. Memorias. IV Congreso de la Asociación de Investigadores del Mar de Cortés. U.A.B.C. Ensenada, B.C. 2-4 septiembre de 1992.
- Hernández-Real, M. T. & A. Fierro-Martínez. 1994. *Evaluación preliminar de contaminación por plaguicidas en el Norte de Sinaloa*. Mem. V Congreso AIMAC. 24-27 de abril de 1994.

- Hernández-Real, M. T. & D. Escobedo-Urías, 1996. *Calidad del agua del sistema lagunar de Topolobampo, Sinaloa. Período 1987-1995*. Informe Técnico. Secretaría de Marina. DIGONAV- EIOPC. 22 p.
- Hernández-Tovalín, O. A. 2007. *Composición y variación estacional de las macroalgas en las lagunas costeras de Sinaloa, México*. Tesis profesional. UAS. Fac. Ciencias del Mar. México. 121 p.
- Hernández-Trujillo, S., A. Zárate-Villafranco, R Pacheco-Chávez, G. Esqueda-Escárcega, J. Hernández-Alfonso & G. Aceves-Medina. 2008. Variación estacional de la producción de huevos del copépodo calanoideo Centropages furcatus (Dana, 1852) en la Bahía de La Paz, México. *Hidrobiológica*, 18(1):61-67.
- Herrera-Silveira, J. 2006. Lagunas costeras de Yucatán, (SE, México): Investigación, Diagnóstico y Manejo. *Ecotrópicos*, 19(2):94-108.
- Hesse, P.R. 1962. Phosphorus fixation in mangrove swamp muds. *Nature* 183: 295-296.
- Hille, S., G. Nausch & T. Leipe. 2005. Sedimentary deposition and reflux of phosphorus (P) in the Eastern Gotland Basin and their coupling with P concentrations in the water column. *Oceanologia*, 47 (4):663–679.
- Hinojosa-Larios, J. A. 2007. *Caracterización de los perfiles verticales de clorofila "a" en una bahía subtropical del Pacífico mexicano*. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR, México. 104 p.
- Hollinger, E., & P. Cornish. 2002. Magnitude and Management of Diffuse Agricultural Nutrient Pollution. *Coast to coast*, 190-193.
- Hoch, M. P. & D. L. Kirchman. 1995. Ammonium uptake by heterotrophic bacteria in the Delaware estuary and adjacent coastal waters. *Limnology and Oceanography*, 40(5):886-897.

- Howarth, R. W., R. Marino, J. Lane & J. Cole. 1988. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine and marine ecosystems. 1. Rates and importance. *Limnology and Oceanography*, 33(4, 2): 669-687.
- Humborg, C., C. M. Mörth, M. Sundbom & F. Wulff. 2007. Riverine transport of biogenic elements to the Baltic Sea – past and possible future perspectives. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11:1593–1607.
- Ignatiades, L., M. Karydis & P. Vonatsou. 1992. A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentration scales. *Marine Pollution Bulletin*, 24:238–243
- Ignatiades, L. 2005. Scaling the trophic status of the Aegean Sea, eastern Mediterranean. *Journal of Sea Research*, 54:51– 57.
- Ignatiades, L. 2008. Coarse-scale horizontal distribution of phytoplankton in a semi-enclosed coastal area. *Marine Ecology*, 5(3):217 – 227.
- INE, 2000. *Estrategia ambiental para la gestión integrada de la zona costera de México. Retos para el desarrollo sustentable*. 40 p.
- INEGI, 1995. *Estudio hidrológico del Estado de Sinaloa*. 88 p.
- INEGI, 2008. *II Censo de Población y Vivienda 2005. México y sus municipios*.
- Isla-Molleda, M. 2006. *Manejo sostenible del cultivo de camarón en Cuba. Estudio de caso: camaronera CALISUR, provincia Granma*. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana. 105 p.
- Jackson, C., N. Preston, & P. Thomson. 2004. Intake and discharge nutrient loads at three intensive shrimp farms. *Aquaculture research* 35, 1053-1061.
- Jalali, M. 2008. Phosphorous concentration, solubility and species in the groundwater in a semi-arid basin, southern Malayer, western Iran. *Environ. Geol.*, 57:1011–1020.

- Jaworski, N. A., R. W. Howarth & L. J. Hetling. 1997. Atmospheric deposition of nitrogen oxides onto the landscape contributes to coastal eutrophication in the northeast United States. *Environ. Sci. Technol.* 31:1995-2004.
- Jeffrey, S. W. & G. F. Humphrey. 1975. New spectrophotometric equations for the determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen* 167: 191–194.
- Jeppesen, R., M. Søndergaard, J.P. Jensen, K.E. Havens, O. Anneville, L. Carvalho, M.F. Coveney, R. Deneke, M. Dokulil, B. Foy, D. Gerdeaux, S.E. Hampton, S. Hilt, K. Kangur, J. Köhler, E.H.H.R. Lammens, T.L. Lauridsen, M. Manca, M.R. Miracle, B. Moss, P. Noges, G. Persson, G. Phillips, R. Portielje, S. Romo, C.L. Schelske, D. Straile, I. Tatrai, E. Willen, and M. Winder. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading—an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747–1771. doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x.
- Jickells, T. 2006. The role of air-sea exchange in the marine nitrogen cycle. *Biogeosciences*, 3: 271–280.
- Jones, A. B., Dennison, W. C., Preston, N. P., 2001. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. *Aquaculture*, 193:155–178.
- Jordan, T. E., D. F. Whigham, K. H. Hofmockel & M. Pittek. 2003. Nutrient and sediment removal by restored wetland receiving agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, 32:1534-1547.
- Jørgensen, B. B. & K. Richardson. 1996. *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies*, 52. American Geophysical Union. Washington, DC. 273 pp.
- Justic, D. 1987. Long-term eutrophication of the northern Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 18: 281-284.

- Justic, D. 1991. A simple oxygen index for trophic state description. *Marine Pollution Bulletin*, 22:201-204.
- Justic, D., N. Rabalais & E. Turner. 1995. Stoichiometric Nutrient Balance and Origin of Coastal Eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, 30:41-46.
- Karydis, M., L. Ignatiades & N. Moschopoulou. 1983. A Index associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 16:339-344.
- Karydis, M. 1996. Quantitative Assessment of Eutrophication: A Scoring System for Characterising Water Quality in Coastal Marine Ecosystems. *Environmental Monitoring and Assessment*, 41:233-246.
- Karydis, M. & G. Tsirtsis. 1996. Ecological indices: a biometric approach for assessing eutrophication levels in the marine environment. *Sci. Tot. Environ.*, 186: 209– 219.
- Karydis, M. 2009. Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: A literature Review. *Global NEST Journal*, 11(4):373-390.
- Kauppila, P. 2007. *Phytoplankton quantity as an indicator of eutrophication in Finnish coastal waters Applications within the Water Framework Directive*. Monographs of the Boreal Environment Research, Finlandia. 31, 58 p.
- Kemp, W. M., W. R. Boynton, J. E. Adolf, D. F. Boesch, W. C. Boicourt, G. Brush, J. C. Cornwell, T. R. Fisher, P. M. Glibert, J. D. Hagy, L.W. Harding, E. D. Houde, D. G. Kimmel, W. D. Miller, R. I. E. Newell, M. R. Roman, E. M. Smith & J. C. Stevenson. 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. *Marine Ecology Progress Series*, 303: 1–29.
- Kitsiou, D. & M. Karydis. 1998, Development of categorical mapping for quantitative assessment of eutrophication. *Journal of Coastal Conservation*, 4:35–44.

- Kitsiou D. & M. Karydis. 2001. Marine eutrophication: a proposed data analysis procedure for assessing spatial trends, *Environmental monitoring and Assessment*, 68: 297-312.
- Kleemola, S & G. Soderman. 1993. *Manual for integrated monitoring. International Co-operative programme on integrated monitoring on air pollution effects. Environmental Report 5.* Environment Data Centre, National Board of Waters and the Environment. Helsinki. 114 p.
- Kleinman, P., M. S. Srinivasan, C. J. Dell, J. P. Schmitd, A. N. Sharpley & R. B. Bryant. 2006. Role of rainfall intensity and hydrology in nutrient transport via surface runoff. *Journal of Environmental Quality*, 35:1248-1259.
- Knoppers, B., B. Kjerfve & J. Carmouze. 1991. Trophic state and water turn-over time in six chooked coastal lagoons in Brasil. *Biogeochemistry*, 14:149-166.
- Knoppers, B. 1994. Aquatic primary production in coastal lagoons. Pp. 243-285. In: Kjerfve, B. (Ed). *Coastal lagoon processes.* Elsevier Oceanography Series, Vol. 60. Amsterdam. 577 p.
- Komor, S. C. & J. A. Magner. 1996. Nitrate in groundwater and water sources used by riparian trees in an agricultural watershed: A chemical and isotopic investigation in southern Minnesota. *Water Resources Research*, 32(4):1039-1050.
- Koop, K., D. Booth, A. Broadbents, J. Brodie, D. Bucher, D. Capone, J. Coll, W. Dennison, M. Erdman, P. Harrison, O. Hoegh-Guldberg, P. Hutchings, G. B. Jones, W. D. Larkum, J. O'Neil, A. Steven, E. Tentoris, S. Ward, J. Williamson & D. Yeellowless. 2001. ENCORE: The effects of nutrient enrichment on coral reefs. Síntesis of results and conclusions. *Marine Pollution Bulletin*, 42(2): 91-120.
- Krivokapić, S. 2008. *Chlorophyll a As Biomass Indicator In The Boka Kotorska Bay.* BALWOIS 2008 – Ohrid, Republic of Macedonia – 27, 31 May 2008.

- Kroeger, K. D. & M. A. Charette. 2008. Nitrogen biogeochemistry of submarine groundwater discharge. *Limnology and Oceanography*, 53:1025–1039.
- Kroger, R., M. M. Holland, M. T. Moore & C. M. Cooper. 2009. Seasonal Patterns of Nitrogen and Phosphorus Losses in Agricultural Drainage Ditches in Northern Mississippi. Pp. 279-289. In: Hudspeth, C. A., Reeve, T. E. *Agricultural Runoff, Coastal Engineering and Flooding*. USA.
- Lagus, A. 2009. *Role of nutrients in regulation of the phytoplankton community in the Archipelago Sea, northern Baltic Sea*. Annales Universitatis Turkuensis. SARJA - SER. All OSA - TOM. 239. Turun Yliopisto, University of Turku, Turku. 56 p.
- Lane, R. R., J. W. Day, D. Justic, E. Reyes, B. Marx, J. N. Day & E. Hyfield. 2004. Changes in stoichiometric Si, N and P ratios of Mississippi River water diverted through coastal wetlands to the Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60(1):1-10.
- Lankford, R. R. 1977. Coastal lagoons of México their origin and clasification. Pp. 182-215. In: Wiley (Ed). *Estuarine Process*. Academic Press, Inc. N. Y.
- Lapointe B., D. Tomasko & R. Matzie. 1994. Eutrophication and the trophics state of classification of seagrass communities in the Florida Keys. *Bulletin of Marine Science*, 54(3):696-717.
- Lapointe B., M. Littler & S. Littler. 1987. A comparison of nutrient-limited productivity in macroalgae from Acriben barrier ref. and from a mangrove ecosystem. *Aquatic Botany*, 28:243-255.
- Lapointe, B. E. & W. R. Matzie. 1996. Effects of stormwater nutrient discharges on eutrophication processes in near shorewaters of the Florida Keys. *Estuaries*, 19:422–435.
- Lara-Lara, J. R. & S. Álvarez-Borrego. 1975. Ciclo anual de clorofilas y producción orgánica primaria en bahía San Quintin, B. C. *Ciencias Marinas*, 2(1):77-96.

- Lavín, M. F. & S. G. Marinone, 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. In: Velasco-Fuentes et al. (Eds.). *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics*. Pp. 173-204.
- Lázaro, P., C. Fuentes, M. Ortega-Escobar, L. Rendón-Pimentel & F. Zataráin-Mendoza. 2000. Dinámica de los mantos freáticos someros en los distritos de riego. *Agrociencia*, 34: 387-402.
- Leal-Acosta, M. L. 2008. *Caracterización geoquímica de los sedimentos del Sistema Lagunar Ohuira-Topolobampo-Santa María*. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Sinaloa, México.
- Lebo, M. E. & J. H. Sharp. 1993. Distribution of Phosphorus along the Delaware, an Urbanized Coastal Plain Estuary. *Estuaries*, 6(2):290-301.
- Lechuga-Devezé, C., J. García-Pámanes & J. Bustillos-Guzmán. 1986. Condiciones ecológicas de una laguna costera de la costa oeste del Golfo de California. Turbiedad y clorofila a. *Ciencias Marinas*, 12(1): 19-31.
- Lecuanda, R. 1967. *Ecología y sedimentación de los manglares en las lagunas de Topolobampo, Sinaloa, México. Resultados preliminares*. III Congreso Nacional de Oceanografía.
- Leitón-Soubanier, J. S. 1985. *Riego y drenaje*. Edit. EUNED, San José, Costa Rica.
- Lemonnier, H. & S. Faninoz. 2006. Effect of water exchange on effluent and sediment characteristics and on partial nitrogen budget in semi-intensive shrimp ponds in New Caledonia. *Aquaculture research*, 37:938.
- Lenhart, H. J. 2009. Effects of river nutrient load reduction on the eutrophication of the North Sea, simulated with the ecosystem model ERSEM. *Marine Biodiversity*, 31(2): 299-311.
- Lewitus, A. J., & T. M. Kana. 1994. Responses of estuarine phytoplankton to exogenous glucose: Stimulation versus inhibition of photosynthesis and respiration. *Limnology and Oceanography*, 39:182–189.

- Lillebø, A. I., J. M. Neto, M. R. Flindt, J. C. Marques & M. A. Pardal. 2004. Phosphorous dynamics in a temperate intertidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61: 101-109.
- Lillebø, A. I., J. M. Neto, I. Martins, T. Verdelhos, S. Leston, P. G. Cardoso, S. M. Ferreira, J. C. Marques & M. A. Pardal. 2005. Management of a shallow temperate estuary to control eutrophication: The effect of hydrodynamics on the system's nutrient loading. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65: 697-707.
- Lindinger, H. & A. Scheidleder. 2004. *Nitrate in groundwater*. Program WE11. 17 p.
- Liss, P. S. 1976. Conservative and non-conservative behavior of dissolved constituents during estuarine mixing. Pp. 93-130. In: Burton, J.D. Liss, P. S. (Eds) *Estuarine Chemistry*. Academic Press, London.
- Liu, C., G. Zhang, H. Ren & J. Zhang. 2005. Distribution of heavy metals and nutrients in rainwater in coastal regions between the southern Yellow Sea and East China Sea. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 23(2): 230-237.
- Lloyd J. W. y Tellan J. H. 1988. *Caracterización hidroquímica de las aguas subterráneas en áreas costeras*. TIAC'88. Tecnología de la intrusión salina en acuíferos costeros. Almuñécar. Granada, España.
- Lohse, L., J. F. P. Malschaert, C. P. Slomp, W. Helder & W. Van Raaphorst. 1993. Nitrogen cycling in North Sea sediments: interaction of denitrification and nitrification in offshore and coastal areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 101: 283–296.
- López-Aguilar, L. K. 2006. *Distribución espacial y estacional de las principales especies químicas del nitrógeno en aguas de las lagunas costeras de Sinaloa*. Tesis de Maestría. ICMYL-UNAM. México. 119 p.
- López-Cortés, D. J., J. J. Bustillos-Guzmán, I. Gárate-Lizárraga, F. E. Hernández-Sandoval & I. Murillo-Murillo. 2003. Phytoplankton biomasses and

- hydrographic conditions during El Niño 1997-1998 in Bahía Concepción, Gulf of California, Mexico. *Geofísica Internacional*, 42(3):495-504.
- López-Cortés, D., I. Gárate-Lizárraga, J. Bustillos-Guzmán, R. Alonso-Rodríguez & I. Murillo-Murillo. 2003. Variabilidad del estado trófico y la biomasa del fitoplancton de Bahía Concepción, Golfo de California (1997-1999). *Hidrobiológica*, 13:195-206.
- López-Cortés, D., I. Gárate-Lizárraga, J. Jesús Bustillos-Guzmán & F. Hernández-Sandoval. 2008. *Procesos tróficos en la porción sur-occidental de la Península de Baja California*. 1ª. Reunión Bianual sobre el Ordenamiento del Golfo de California. La Paz, B.C.S. INE-SEMARNAT. México.
- López-Gutiérrez, H. 1965. *Aplicación de radioisótopos a problemas de ingeniería de costas. Estudios en Topolobampo, Sinaloa*. Boletín Técnico. Dpto. Est. Labs. Secretaría de Marina, 1(1):21-43.
- López-Gutiérrez, H. 1966. *Estudio de acceso a la Bahía de Topolobampo, Sin.* Boletín Técnico. Dpto. Est. Labs. Secretaria de Marina, 2(2-3):3-31.
- Loureiro, S., A. Newton & J. Icely. 2006. Boundary conditions for the European Water Framework Directive in the Ria Formosa lagoon, Portugal (physico-chemical and phytoplankton quality elements). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67:382-398.
- Lyle-Fritch, L. P., E. Romero-Beltrán & F. Páez-Osuna. 2006. A survey on use of the chemical and biological products for shrimp farming in Sinaloa (NW Mexico). *Aquacultural Engineering*, 35:135–146.
- Lyle-Fritch, L., E. Romero-Beltrán & J. A. Bect-Valdés. 2001. Desarrollo y características de las granjas camaronícolas en Sinaloa. Pp. 351-372. En: Páez-Osuna, F. (Ed). *Camaronicultura y medio ambiente*. Instituto de Ciencia del Mar y Limnología. Programa Universitario de Alimentos, El Colegio de Sinaloa, México. 451 p.

- MacCobb, T. D., D. R. Leblanc, D. A. Walter, K. M. Hess, D. B. Kent & R. L. Smith. 2003. *Phosphorus in a Ground-Water Contaminant Plume Discharging to Ashumet Pond, Cape Cod, Massachusetts, 1999*. U.S. Department of the Interior. U.S. Geological Survey. 69 p.
- McGlathery, K. J., K. Sundbäck & I. C. Anderson. 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series*, 348: 1–18.
- Magaña-Álvarez, M. 2004. *Distribución de nutrientes y su efecto en el nivel trófico de la laguna Macapule, Sinaloa*. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Sinaloa, México. 115 p.
- Malone, T. C., L. H. Crocker, S. E. Pike & B. W. Wendler. 1988. Influence of river flow on the dynamics of phytoplankton in a partially stratified estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 48: 235-249.
- Manahan, S. E. 1979. *Environmental chemistry*. Willard Grant Press. Boston Massachusetts, 489 p.
- Mancera, J. E. & L. A. Vidal. 1994. Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénega Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betin*, 23:103-117.
- Mangialajo, L. N. Ruggieri, V. Asnaghi, M. Chiantore, P. Povero & R. Cattaneo-Vietti. 2007. Ecological status in the Ligurian Sea: The effect of coastline urbanisation and the importance of proper reference sites. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 30-41.
- Mann, K. H. 1982. *Ecology of coastal waters. A systems approach*. Studies in ecology. Vol 8. Blackwell Scientific Publications. 322 p.
- Marinone, S. G. 2003. A three-dimensional model of the mean and seasonal circulation of the Gulf of California. *Journal of Geophysical Research*, 108(C10) 3325:1-27.

- Martínez, J. G., M. Rivera & R. Faz. 2005. Determinación espacial de la vulnerabilidad de un acuífero a ser contaminado por nitratos. *AGROFAZ*, 5(3):77-84.
- Martínez-Della Rocca, E. & C. Aguilar-Álvarez. 2001. *Comisión del Río Fuerte. Historia Oral*. Fondo Histórico Regional. Colección Histórica de Sinaloa. Tomo II. Vol 1. 332 p.
- Martínez-López, A. & I. Gárate-Lizárraga. 1997. Variación diurna de la materia orgánica particulada en una laguna costera del Golfo de California. *Revista de Biología Tropical*, 45(4):1421-1428.
- Martínez-López, A., R. Cervantes-Duarte, A. Reyes-Salinas, & J. E. Valdez-Hoguín. 2001. Cambio estacional de la clorofila a en la Bahía de La Paz, B.C.S., México. *Hidrobiológica*, 11(1):45-52.
- Martínez-López A., D. Escobedo-Urías, A. E. Ulloa-Pérez & C. Band-Schmidt. 2006. Bloom of Chattonella subsalsa in a eutrophic coastal lagoon in the Gulf of California. *Harmful Algae News*, 31:1, 4-5.
- Martínez-López, A., A. E. Ulloa-Pérez & D. Escobedo-Urías. 2007a. First record of vegetative cells of Pyrodinium bahamense (Gonyaulacales: GoniDOMATAceae) in the Gulf of California. *Pacific Science*, 61(2):285–289
- Martínez-López, A., D. Escobedo-Urías, A. Reyes-Salinas & M. T. Hernández-Real. 2007b. Phytoplankton response to nutrients runoff in a Lagoon System in the Gulf of California. *Hidrobiológica*, 17(2): 101-112.
- Martínez-Rodríguez, J. F. 1999. *Procesos de variabilidad en dos puntos fijos del sistema Bahía Kino-Laguna La Cruz, Sonora, México*. Tesis profesional. Departamento de Ciencias Químico Biológicas. UNISON.
- Mee, L. D. 1977. Coastal Lagoons. In: Riley & Chester (Eds). *Chemical Oceanography*, 7:441-490.

- Meisinger, J. J. & W. E. Jokela. 2000. *Ammonia volatilization from dairy and poultry manure. Managing nutrients and pathogens from animal agriculture*. NRAES-130, Ithaca, N. Y.
- Meráz del Angel, J. C. 1997. *Análisis cualitativo del microfitoplancton en época de invierno de las bahías de Ohuira, Topolobampo y Santa María, Sin. México*. Informe Técnico. Secretaría de Marina. Est. Oceanog. Topolobampo. 13 p.
- Meráz del Angel, J. C. & T. L. Espinoza-Carreón. 1998. *Análisis cualitativo del microfitoplancton en julio de 1996 de las bahías de Ohuira, Topolobampo y Santa María, Sin. México*. Informe Técnico. Secretaría de Marina. Est. Oceanog. Topolobampo. 28 p.
- Miller, P. J. & C. Van Atten. 2004. *Emisiones atmosféricas de las centrales eléctricas en América del Norte*. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte. Montreal, Canadá. 87 p.
- Mills, D. K., N. Greenwood, S. Kröger, M. Devlin, D. B. Sivyer, D. Pearce, S. Cutchey & S. J. Malcolm. 2005. New Approaches to Improve the Detection of Eutrophication in UK Coastal Waters. *Environmental research, engineering and management*, 2(32):36-42.
- Miranda, A., D. Voltolina, M. G. Frías-Espericueta, G. Izaguirre-Fierro & M. E. Rivas-Vega. 2009. Budget and discharges of nutrients to the Gulf of California of a semi-intensive shrimp farm (NW Mexico). *Hidrobiológica*, 19:43-48.
- Mitsch, W. J. & J. G. Gosselink. 1993. *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, New York, NY. 722 p.
- Moncheva, S., V. Dontcheva, G. Shtereva, L. Kamburska, A. Malej & S. Gorinstein. 2002. Application of eutrophication indices for assessment of the Bulgarian Black Sea coastal ecosystem ecological quality. *Water Science Technology*, 46:19–28.

- Montaño-Ley, Y., R. Peraza-Vizcarra & Páez-Osuna, F. 2007. The tidal hydrodynamics modeling of the Topolobampo coastal lagoon system and the implications for pollutant dispersion. *Environmental Pollution*, 147: 282-290.
- Morales, J. A., A. Albornoz, E. Socorro & A. Morillo. 2001. An estimation of the nitrogen and phosphorus loading by wet deposition over Lake Maracaibo, Venezuela. *Water, Air, & Soil Pollution*, 128: 207-221.
- Morales-Soto, J. C. 1999. *Ciclos diurnos de variables biológicas en Laguna La Cruz, Sonora, México. Tesis profesional*. Universidad de Sonora, México. 67 p.
- Morales-Soto J. C., J. E. Valdez-Holguín, & R. Cervantes-Duarte. 2000. Cambio diurno y estacional de la clorofila a y algunas variables fisicoquímicas en Laguna La Cruz, Sonora México. *Oceánides*, 15 (1):25-33.
- Mora-Ravelo, S. G., F. Gavi-Reyes, J. J. Peña-Cabriales, J. Pérez-Moreno, L. Tijerina-Chávez & H. Vaquera-Huerta. 2007. Desnitrificación de un fertilizante de lenta liberación y urea+fosfato monoamónico aplicados a trigo irrigado con agua residual o de pozo. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 23: 25-33.
- Movellan-Mendoza, E. 2003. *Modelado de la cuña salina y del flujo de nutrientes en el tramo estuarino del Río Ebro*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. 232 p.
- Muhech-Hallath, E. 1990. *Distribución granulométrica y contenido de carbón orgánico en sedimentos de la bahías de Ohuira, Topolobampo y Santa María, Sinaloa, México*. Secretaría de Marina. DIGONAV-EIOPC.
- Muhech-Hallath, E. & J. Orozco-Ramírez. 1994. *Coliformes totales y fecales en sedimentos del sistema lagunar Topolobampo y su relación con la distribución sedimentaria y el carbono orgánico*. Res. V Simp. AIMAC. 24-27 abril de 1994. La Paz, B.C.S.
- Mulligan, A. E. & M. A. Charette. 2008. *Groundwater flow to the coastal ocean*. Encyclopedia of Ocean Sciences, Coastal Groundwater Chemistry. 19 p.

- Munkes, B. 2005. Eutrophication, phase shift, the delay and the potential return in the Greifswalder Bodden, Baltic Sea. *Aquat. Sci.* 67: 372–381.
- Muñoz, B. A., G. Gaxiola-Castro & J. A. Segovia. 1991. Variabilidad temporal de productividad primaria, clorofila y seston en la bahía de Los Angeles, Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 17 (4): 47-68.
- NAS (National Academy of Sciences). 1969. *Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives*. Washington, D. C. 661 p.
- Nasrollahzadeh, H. S., Z. B. Din, S. Y. Foong & A. Makhloogh. 2008. Trophic status of the Iranian Caspian Sea based on water quality parameters and phytoplankton diversity. *Continental Shelf Research*, 28:1153-1165.
- Neilson, B. J. & L. E. Cronin. 1981. *Estuaries and Nutrients*. Humana Press. 658 p.
- Nichols, M. M. & G. Allen. 1981. Sedimentary processes in Coastal Lagoons In: UNESCO. Coastal lagoon research present and future. *Tech Papers in Mar. Sci.* 33:27-80.
- Niencheski, L. F. H., H. L. Windom, W. S. Moore & R. A. Jahnke, 2007. Submarine groundwater discharge of nutrients to the ocean along a coastal lagoon barrier, Southern Brazil. *Marine Chemistry*, 106: 546–561.
- Nienhuis, P. H. 1983. Temporal and spatial patterns of eelgrass (*Zostera marina* L.) in a former estuary in The Netherlands, dominated by human activities. *Mar Technol Soc J*, 17: 69-77.
- Nixon, S. W. 1981. Freshwater inputs and estuarine productivity. En: Cross, R. D. & D. L. Williams (Eds.). *Proceedings of the National Symposium on Freshwater inflow to Estuaries*. Pp. 31-57.
- Nixon, S. W., 1982. Nutrient dynamics, primary production and Fisheries yields in lagoons. SCOR/IABO/UNESCO (Eds). *Oceanológica Acta*. Proceedings of the international Symposium on Coastal Lagoons. Bourdeaux 8-14 Sept, 1981. pp 357-371.

- Nixon, S. W. 1986. Nutrient dynamics and the productivity of marine coastal waters. Pp. 97–115 In: R. Halwagy, D. Clayton & M. Behbehani (Eds). *Marine environment and pollution*. Alden Press, Oxford, UK.
- Nixon, S. W. 1990 . Marine eutrophication: A growing international problem. *Ambio*, 19:101.
- Nixon, S. W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41:199–219.
- Nixon, S. W. 2009. Eutrophication and the macroscope. *Hydrobiologia*, 629:5–19.
- Nobre, A. M., J. G. Ferreira, T. A. Newton, T. Simasa, J. D. Icelyc, & R. Neves. 2005. Management of coastal eutrophication: Integration of field data, ecosystem-scale simulations and screening models. *Journal of Marine Systems*, 56:375–390.
- Nørring, N. P. & E. Jørgensen. 2009. Eutrophication and agriculture in Denmark: 20 years of experience and prospects for the future. *Hydrobiologia*, 629 (1):65–70.
- Nozais C., R. Perossinoto & S. Mundree. 2001. Annual cycle of microalgal biomass in a South African temporarily-open estuary: nutrient versus light limitation. *Marine Ecology Progress Series*, 223:39-48.
- NRC (National Research Council). 1992. *Marine Aquaculture: Opportunities for Growth*. Nat. Acad. Press, Washington, D.C. USA. 118 p
- NRC, 2000. What determines susceptibility to nutrient over-enrichment?, Pp. 163–175. In: The National Academy of Sciences. *Clean Coastal waters: Understanding and Reducing the Effects of Nutrient Pollution*. 405 p.
- Núñez-Moreno, A. 1991. *Variación temporal del zooplancton en el sistema lagunar de Sta. María-Topolobampo-Ohuira, Sinaloa, México*. Informe técnico. Secretaría de Marina. EIOT. 22 p.

- Obeso-Nieblas, M. D. Escobedo-Urías & A. Jimenez-Illescas. 1996. *Registro de corrientes en Bahía Santa María, Ahome Sinaloa, México*. Res. II Simp. Sobre Investigaciones Científicas de las Bahías del Norte de Sinaloa y Mar Adyacente, 29.
- Ochoa-Izaguirre, M. J., R. Aguilar-Rosas & L. E. Aguilar-Rosas. 2007. *Catálogo de macroalgas de las lagunas costeras de Sinaloa*. Serie Lagunas costeras de Sinaloa. Páez-Osuna, F. (Ed.). ICMYL-UNAM, Colegio de Sinaloa, UAS. SEMARNAT, CONACYT. México. 117 p.
- Ochoa-Maccheto L. M. 1987. *Estudio de la evaluación de la calidad de la Bahía de Guaymas, Sonora*. Tesis de Maestría. Instituto de Estudios Superiores de Monterrey. Campus Guaymas, México. 125 p.
- OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), 1982. *Eutrophication of Waters, Monitoring, Assessment and Control*. OECD Publication, Paris.
- OECD, 1992. *Market and government failures in environmental management, Wetlands and Forests*, OECD Publ., Paris, 118 p.
- Officer, C. B. & J. H. Ryther. 1980. The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 3: 83–91.
- Olivares Beltrán, G. 1969. Acceso a la Bahía de Topolobampo, Sinaloa, México. Pp. 407-420. En: *Lagunas Costeras, Un Simposio*. Memorias Del Simposio Internacional Lagunas Costeras. UNAM-UNESCO.
- Orduña-Rojas, J. & R. M. Logoria-Espinoza, 2006. Metal Content in *Ulva lactuca* (Linnaeus) from Navachiste Bay (southeast Gulf of California) Sinaloa, Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 77:574–580.
- Ortega-Salas, A. & R. Stephenson. 1976. *Some aspects of the hydrography and hydrochemistry of the Yavaros and Huizache-Caimanero Laggons Complexes in North-West Mexico*. Informe Centro de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM.

- Ortiz-Gallarza J. 1991. *Hidrología vs contaminación en la Bahía de Guaymas al noroeste de México*. IV Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, Universidad Católica del Norte, Facultad de Ciencias del Mar. Coquimbo, Chile.
- Oyarzún, C. E., H. Campos & A. Huber. 1997. Exportación de nutrientes en microcuencas con distinto uso el suelo en el sur de Chile (Lago Rupanco, X Región). *Revista chilena de historia natural*, 70:507-519.
- Oyarzún, C.E., R. Godoy & S. Leiva. 2002. Depositación atmosférica de nitrógeno en un transecto Valle Longitudinal – Cordillera de los Andes, centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 75:233-243.
- Pacheco, A. J. 1992. Nitratos en agua subterránea. *Ciencia y desarrollo*, 17(102):98-104.
- Paerl, H. W. 1993. Interactions of nitrogen and carbon cycles in the marine environment. In: Ford, T. (Ed). *Aquatic microbiology: an ecological approach*. Blackwell Scientific Press, Oxford. Pp. 343-381
- Paerl, H. W. 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as “new” nitrogen sources. *Limnology and Oceanography*, 42:1154-1165.
- Paerl, H. W., L. M. Valdes, J. L. Pinckney M. F. Piehler, J. Dyble & P. H. Moisander. 2003. Phytoplankton Photopigments as Indicators of Estuarine and Coastal Eutrophication. *BioScience*, 53(10):1-12.
- Paerl, H. W. 2009. Controlling Eutrophication along the Freshwater–Marine Continuum: Dual Nutrient (N and P) Reductions are Essential. *Estuaries and Coasts*, 32:593–601.
- Páez-Osuna, F., P. H. Zazueta & F. G. Izaguirre. 1991. Trace metals in bivalves from Navachiste Lagoon, México. *Marine Pollution Bulletin*, 22(6):305-307.

- Páez-Osuna, F. H. Bojórquez-Leyva & F. González-Farías, 1992. Carbono y fósforo en sedimentos de un sistemas lagunar asociado a una cuenca de drenaje agrícola. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*.
- Páez-Osuna, F., S. Guerrero-Galván, A. C. Ruiz-Fernández & R. Espinoza-Angulo. 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in North-Western Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 34:290-297.
- Páez-Osuna, F., S. R. Guerrero-Galván & A. C. Ruiz-Fernández. 1998. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. *Marine Pollution Bulletin*, 36:65-75.
- Páez-Osuna, F., S. Guerrero-Galván & A. C. Ruiz-Fernández. 1999. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*, 38: 585-592.
- Páez-Osuna, F. & A. C. Ruiz-Fernández. 2001. La calidad del agua en la camaronicultura, conceptos, manejo y normatividad. Pp. 101-134. En: Páez-Osuna, F. (Ed). *Camaronicultura y medio ambiente*. ICMYL-UNAM, Colegio de Sinaloa. México. 451 p.
- Páez-Osuna, F. 2001. *Camaronicultura y medio ambiente*. ICMYL-UNAM, Colegio de Sinaloa. México. 451 p.
- Páez-Osuna, F., 2005. Retos y perspectivas de la camaronicultura en la zona costera. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 1:21-31
- Páez-Osuna, F., G. Ramírez-Reséndiz, C. Ruiz-Fernández & M. F. Soto-Jiménez. 2007. *La contaminación por nitrógeno y fósforo en Sinaloa: Flujos, fuentes, efectos y opciones de manejo*. Serie Lagunas costeras de Sinaloa. Páez-Osuna, F. Ed. ICMYL-UNAM, México. 303 p.
- Palomares-García, R., A. Martínez-López & I. Gárate-Lizárraga. 2002. Plankton community changes in Bahía Concepcion, México. *Oceánides*, 17(2):113-128.

- Palomares-García, R., A. Martínez-López & R. De Silva-Dávila. 2003. Winter egg production rates of four calanoid copepod species in Bahía de La Paz, México. Pp 139-152. En: Hendrickx, M. E. (Ed) *Contributions to the study of East Pacific crustaceans 2*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 303 p.
- Palomares-García, R., J. J. Bustillos-Guzmán & D. López-Cortés. 2006. Pigment-specific rates of phytoplankton growth and microzooplankton grazing in a subtropical lagoon. *Journal of Plankton Research* 28(12):1217-1232.
- Palomo-Rodríguez, M. J. G. Martínez-Rodríguez & U. Figueroa-Viramontes. 2007. *Desarrollo sustentable de los recursos Naturales al disminuir riesgos de contaminación en actividades agropecuarias*. CULCyT 4(20):4-14.
- Paredes-Romero, G. & M. A. López-Torres. 1988. *Comportamiento de parámetros hidrográficos y productividad orgánica primaria en un sistema lagunar del Estado de Sonora*. Tesis profesional. UNISON
- Parkhomenko, A. V., E. A. Kufarkova, A. A. Subbotin & V. I. Gubanov. 2003. Results of hydrochemical monitoring of Sevastopol Black Sea's offshore waters. *Journal of Coastal Research*, 19:907–911.
- Parry, R. 1998. Agricultural phosphorus and water quality: A U.S. Environmental Protection Agency perspective. *Journal of Environmental Quality*, 27:258-261.
- Penna, N., S. Capellacci & F. Ricci. 2004. The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48:321–326.
- Peña-Cabriales, J. J., O. A. Grageda-Cabrera & J. A. Vera-Núñez. 2002. Manejo de los fertilizantes nitrogenados en México: Uso de las técnicas isotópicas (15N). *Terra*, 20, 51-56.
- Pettine, M., B. Casentini, S. Fazi, F. Giovanardi & R. Pagnotta. 2007. A revisitation of TRIX for trophic status assessment in the Light of the European Water

- Framework Directive: Application to Italian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin* 54: 1413–1426.
- Phillips, M. & U. Barg. 1999. Experiences and opportunities in shrimp farming. Pp. 43–72. In: *Sustainable Aquaculture*, Balkema, Rotterdam.
- Phillips, M. J. 1994. *Aquaculture and the environment- striking a balance*. Proceedings of Infotech Aquatech 94: 29-31, Colombo, Sri Lanka.
- Phillips, M., C. Lin & M. Beveridge. 1993. Shrimp culture and the environment: lessons from the world's most rapidly expanding warmwater aquaculture sector. Pp. 171-197. In: Pullin, R., H. Rosenthal & J. Maclean (Eds). *Environment and Aquaculture in Developing Countries*, ICLARM, Bangkok. 359 p.
- Phleger, F. B. 1969. Some general features of coastal lagoons. Pp. 5-26. In: Phleger & A. Ayala-Castañares (Editor). *Lagunas Costeras. Un Simposio*. UNAM-UNESCO.
- Phleger, F. A. & A. Ayala-Castañares. 1969. Marine Geology of Topolobampo lagoons, Sinaloa, México, 101-136. En: Phleger, F. A. & A. Ayala-Castañares Editores. *Lagunas Costeras, Un Simposio*. Memorias Simposio Internacional Lagunas Costeras. UNAM-UNESCO.
- Pionke, H.B. & H. Kunishi. 1992. Phosphorus status and content on suspended sediments and stream flow. *Soil Sci.* 153(6):452-462.
- Plastic Pipe Institute (PPI). 2008. *Agriculture and Drainage "Inseparable Science"*. TR-42. Irving, TX. 34 p.
- Pliński, M., & T. Józwiak. 1999. Temperature and N:P ratio as factors causing blooms of blue-green algae in the Gulf of Gdańsk. *Oceanologia*, 41(1): 73–80.
- Poot-Delgado, C. 2006. *Estructura de la comunidad fitoplanctónica con énfasis en las especies tóxicas y/o nocivas de la laguna de Macapule, Sinaloa*. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR, La Paz, B.C.S., México. 142 p.

- Postma, H. 1969. Chemistry of coastal lagoons. Pp. 241-430. En: Phleger, F. A. & A. Ayala-Castañares Editores. *Lagunas Costeras. Un Simposio*. Simposio Internacional de Lagunas Costeras. UNAM-UNESCO.
- Rabalais, N. N., R. E. Turner, D. Justic, Q. Dortch, W. J. Wiseman, Jr., & B. K. Sen Gupta. 1996. Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. *Estuaries*, 19(2B):386–407.
- Redfield, A. C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *American Science*, 46: 206-221.
- Reyes., J. C. 1981. *Estudio preliminar sobre la producción primaria y la dinámica de los nutrientes en el Estero El Verde, Sinaloa, México*. Tesis de Maestría. UACPP-CCH, UNAM, México. 32 p.
- Reyes-Salinas, A. 1999. *Factores que controlan la productividad primaria en la Bahía de La Paz, B.C.S.* Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR. La Paz, B.C.S, México. 122 p.
- Reynolds, C. S. 1984. *The Ecology of Fresh Water Phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Reynolds, B., E. Wilson & B. Emmett. 1998. Evaluating critical loads of nutrient nitrogen and acidity for terrestrial systems using ecosystem-scale experiments (NITREX). *Forest Ecology and Management*, 101:81-94.
- Richards, R. P., V. Bouchard & R. McCall. 2008. *Water Quality in Drainage Ditches Influenced by Agricultural Subsurface Drainage*. Agriculture and Natural Resources. The Ohio State University. 5 p.
- Richardson, K. 1997. Harmful or exceptional phytoplankton blooms in the marine ecosystem. *Adv. Mar. Biol.*, 31: 301-385.
- Riley, W. J., I. Ortiz-Monasterio & P. A. Matson. 2001. Nitrogen leaching and soil nitrate, nitrite and ammonium levels under irrigated wheat in Northern Mexico. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 61:223-236.

- Rinaldi, A., G. Montanari, A. Ghetti, C. R. Ferrari & A. Ferrari. 1992. Eutrophy and dystrophy in the Goro Lagoon. Pp. 457-470. In: Vollenweider, R. A., R. Marchetti & A. Viviana (Eds). *Marine coastal eutrophication*. Elsevier.
- Ringwood, A. H. & Ch. J. Keppler. 2002. Water quality variation and clam growth: Is pH really a non-issue in Estuaries? *Estuaries*, 25(5):901-907.
- Rivera-Monroy, V. R. & R. R. Twilley. 1996. The relative role of denitrification and immobilization in the fate of inorganic nitrogen in mangrove sediments (Terminos Lagoon, Mexico). *Limnology and Oceanography*, 41(2):284-296.
- Roadman, M. J., J. R. Scudlark, J. J. Meisinger & W. J. Ullman. 2003. Validation of Ogawa passive samplers for the determination of gaseous ammonia concentrations in agricultural settings. *Atmospheric Environment*, 37:317–2325.
- Roden, G.I. & I. Emilsson. 1980. *Oceanografía física del Golfo de California: Centro de Ciencias del Mar y Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México, contribución No. 290. 67 p.
- Romero-Bañuelos, C. R. 2003. *Hidrología y metales pesados en la materia particulada suspendida del agua superficial de la porción sur de la Bahía de La Paz, B.C.S. México*. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR. 100 p.
- Rosenberg, R. 1985. Eutrophication - the Future Marine Coastal Nuisance? *Marine Pollution Bulletin*, 16(6):227-231.
- Ruiz-Fernández, A. C., M. Frignani, C. Hillaire-Marcel, B. Ghaleb, M. D. Arvizu, J. R. Raygoza-Viera & F. Páez-Osuna. 2009. Trace Metals (Cd, Cu, Hg, and Pb) Accumulation Recorded in the Intertidal Mudflat Sediments of Three Coastal Lagoons in the Gulf of California, Mexico. *Estuaries and Coasts*, 32:551–564.
- Ryhter, J. H. 1954. The ecology of phytoplankton blooms in Moriches bay and Great South Bay, Long Island , New York. *Biology Bulletin*, 106:198-209

- Ryther, J. H. & W. M. Dunstan. 1971. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in the coastal marine environment. *Science*, 171(3975):1008 – 1013.
- Salas, F., H. Teixeira, C. Marcos, J. C., Marques & A. Pérez-Ruzafa. 2008. Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal). – *ICES Journal of Marine Science*, 65: 1442–1448.
- Saldias, C., S. Sonnenholzner & L. Massaut. 2002. *Balance de nitrógeno y fósforo en estanques de producción de camarón en Ecuador*. Contribuciones del CENAIM durante el VI Congreso Ecuatoriano de acuicultura. Pp. 17-19.
- Sánchez-Bolaños, T., J. Juárez-Arroyo & M. T. Hernández-Real, 1988. *Contribución al conocimiento de la fauna carcinológica (Decápoda-Brachyura) en las bahías de Topolobampo, Sinaloa, México*. Secretaría de Marina. EIOT. 35 p.
- Schneider, T., M. Kuisma & P. Seuri. 2005. Nitrogen and phosphorus leakage in ecological recycling agriculture. Pp. 60-70. In: Granstedt, A., Thomsson, O., Schneider, T. (Eds.). *Environmental impacts of ecolocal food systems- Final report from BERAS Work Package 2*.
- Schwartz, M. 2005. Coastal Nutrient Inputs from Groundwater: Case Studies from the East Coast of the United States. Pp 50-59. In: *Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach*. P. Wassmann & K. Olli (Eds). Norwegian College of Fishery Sciences, University of Tromsø, Tromsø, Norway. Tartu University. Department of Botany and Ecology. Estonia. 309 p.
- Secretaría de Marina. 1980. *Estudio Geográfico de la región de Topolobampo, Sinaloa*. Secretaría de Marina. DIGONAV (Dirección General de Oceanografía Naval).
- Secretaría de Marina. 1990. *Estudio de la calidad del agua del Puerto de Guaymas, Sonora y proximidades*. Dirección General de Oceanografía Naval/Dirección de Prevención de la contaminación marina. DGO/DPCM/GUAY/87. México.

- Seitzinger, S. P. 1988. Denitrification in Freshwater and Coastal Marine Ecosystems: Ecological and Geochemical Significance. *Limnology and Oceanography*, 33(4) 2: 702-724
- Sharpley, A. N., T. Daniel, T. Sims, J. Lemunyon, R. Stevens & R. Parry. 2003. Agricultural Phosphorus and Eutrophication. United States Department of Agriculture. *Agricultural Research Service*. ARS-149. 38 p.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. y Jeppesen, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 275-279.
- Shigueno, K. 2001. Farming Kuruma shrimp in Japan. *The Advocate*, 45- 46.
- Shimada, Y., N. Ohte, Y. Tokuchi & M. Suzuki. 1993. A dissolved silica budget for a temperate forested basin. *Tracers in hydrology*, 215: 79-88.
- Sigala-Morales, R. 1990. *Observaciones de corrientes superficiales obtenidas mediante el método Euleriano y distribución de temperatura y salinidad en el sistema lagunar de Topolobampo, Sinaloa*. Secretaría de Marina. DIGONAV/EIOPC. 60 p.
- Sigala-Morales, R., 1993. *Distribución superficial de algunas variables fisicoquímicas y clorofila "a", en el sistema lagunar de Topolobampo, Sinaloa, de junio de 1987 a febrero de 1988*. Tesis profesional. UABC. Ensenada, B.C., México. 88 p.
- Skriver, M. 2006. *Denmark - Agriculture, Nitrate and Groundwater*. European Groundwater Conference 2006. Abstracts. Pp. 71-73.
- Smayda, T. J. 2005. Eutrophication and phytoplankton. In: Wassmann. P. & K. Olli (Eds). *Drainage Basin Nutrient Inputs and Eutrophication: An Integrated Approach*. Norway. Pp. 89-98.
- Smith, V. H. & D. W. Schindler. 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, 24(4):201-207.

- Snedaker, S. C. & C. D. Getter. 1985. *Management of Coastal Resources, Renewable Resources Information Series*. Publication No. 2, National Park Service and U.S. AID.
- Sommer, U. 1994. Are marine diatoms favoured by high Si:N ratios? *Marine Ecology Progress Series*, 115:309-315.
- Sorokin, Y. I. & F. Dallochio. 2008. Dynamics of phosphorus in the Venice lagoon during a picocyanobacteria bloom. *Journal of Plankton Research*, 30:1019–1026.
- Spalding, R. F., D. G. Watts, J. S. Schepers, M. E. Burbach, M. E. Exner, R. J. Poreda, & G. E. Martin. 2001. Controlling Nitrate Leaching in Irrigated Agriculture. *J. Environ. Qual.* 30:1184–1194.
- SRH, 1974. *Estudio y medición de la contaminación de agua producida por aguas de retorno agrícola*. Dirección General de Uso del Agua y Prevención de la contaminación. Dirección de Prevención de Contaminación, México.
- Stålnacke, P. 2005. Supply of nutrients by rivers and point sources to the coastal zone. Pp. 35-45. In: Wassmann, P., Olli, K. Edits. *Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach*. 309 p.
- Stefanou, P., G. Tsirtsis & M. Karydis. 2000. Nutrient Scaling for Assessing Eutrophication: The Development of a Simulated Normal Distribution. *Ecological Applications*, 10:303-309.
- Steidl, J., T. Kalettka, V. Ehlert, J. Quast & J. Augustin. 2008. *Mitigation of pressures on water bodies by nutrient retention from agricultural drainage effluents using purification ponds*. 10th International Drainage Workshop of ICID Working Group on Drainage. Helsinki, Finland | Tallinn, Estonia. July 6th - 11th 2008.
- Sterr, R., Arias-Isaza, F., Ramos A., Sierra-Correa. P, Alonso D., Ocampo P. 1997. *Documento base para la elaboración de la Política Nacional de Ordenamiento Integrado de las Zonas Costeras Colombianas*. Documento de consultoría

- para el Ministerio del Medio Ambiente. Serie publicaciones especiales No. 6. 390 p.
- Steubing, L., R. Godoy & M. Alberdi. 2002. *Métodos de ecología vegetal*. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 345 pp
- Stolte, W., T. McCollin, A. Noordeloos & R. Riegman. 1994. Effect of nitrogen source on the size distribution within marine-phytoplankton populations. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 184: 83-97.
- Strickland, J. D. & T. R. Parsons. 1972. *A practical handbook of the seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada. Bull. 167. Second Edition.
- Stumm, W., & J. J. Morgan. 1981. *Aquatic Chemistry*. John Wiley & Sons, New York, 780 p.
- Suárez-Isla, B. & L. Guzmán-Méndez. 1995. *Floraciones de algas nocivas. Mareas rojas y toxinas marinas*. Universidad de Chile-Instituto de Fomento Pesquero. Chile. 56 p.
- Sundarambal, P., R. Balasubramanian, S. Karthikeyan & P. Tklich. 2006. Atmospheric deposition of nutrients and its role on coastal eutrophication in Southeast Asia. *Advances in Geosciences*, 9:149-165.
- Sutton, M. A., C. Milford, U. Dragosits, C. J. Place, R. J., Singles, R. I. Smith, E. R. Pitcairn, D. Fowler, J. Hill, H. M. ApSimon, C. Ross, R. Hill, S. C. Jarvis, B. F. Pain, V. C. Phillips, R. Harrison, D. Moss., J. Webb, S. E. Espenhahn, D. S. Lee, M. Hornung, J. Ulyett., K. R. Bull, B. A. Emmett, J. Lowe, & G. P. Wyers. 1998. Dispersion, deposition and impacts of atmospheric ammonia: Quantifying local budgets and spatial variability. *Environ. Pollut.* 102, 349–361.
- Swackhamer, D. L., H. W. Paerl, S. J. Eisenreich, J. Hurley, K. C. Hornbuckle, M. McLachlan, D. Mount, D. Mur & D. Schindler. 2004. Impacts of atmospheric pollutants on aquatic ecosystems. *Issues in Ecology* 12.

- Teichert-Coddington, D. R. D. B. Rouse, A. Potts, & C. E. Boyd. 1999. Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds settling. *Aquaculture Engineering*, 19:147-161.
- Tobey, J., J. Clay & P. Vergne. 1998. *The economic, environmental and social impacts of shrimp farming in Latin America*. Coastal Management Report #2202, Coastal Resource Center, University of Rhode Island, USA.
- Torres-Orozco, E. 1995. *Análisis volumétrico de las masas de agua del Golfo de California*. Tesis de Maestría, CICESE. Ensenada, B. C. 80 pp.
- Trueba-Coronel, S. 1984. *Hidráulica*. C.E.C.S.A. México. p. 50.
- Tunvilai, D., P. Songsanginda & K. Chaiyakaj. 1993. *Pollution loading of effluent from intensive tiger shrimp culture ponds*. Technical paper 4/1993. National Institute of Coastal Aquaculture. Department of Fisheries. Kao Saen, Muang District, Songkhla, Thailand. 79 p.
- Turner, R. E., N. N. Rabalais, D. Justic & Q. Dortch. Global patterns of dissolved N, P and Si in large rivers. *Biogeochemistry*, 64(3):297-317.
- Ulloa-Pérez, A. E. 2005. *Influencia de la disponibilidad de nutrientes sobre los cambios espacio-temporales de la comunidad de fitoplancton en el litoral del Municipio de Guasave, Sinaloa*. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Sinaloa, México. 89 p.
- UNEP, 2003. *National monitoring programme of Slovenia, Report 2002. Programme for the assessment and control of pollution in the Mediterranean Region (Med Pol-Phase III)*. UNEP, Mediterranean Action Plan, Project Account No ME/6030-00-04 BL2208.
- Vagstad, N., & J. Deelstra. 2005. Agriculture and the Water Quality Impacts. Challenges in terms of Quantification, Control and Management. In: P. Wassmann, & K. Olli (Edits). *Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach*.

- Valderrama, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural water. *Mar. Chem.* 10:102-122.
- Valdez-Holguín, E., 1994. Variaciones diarias de la temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y clorofila a, en una laguna hipersalina del Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 20 (2) 123-137.
- Valdes-Weaver, L. M., M. F. Piehler, J. L. Pinckney, K. E. Howe, K. Rosignol, H. W. Paerl. 2006. Long-term temporal and spatial trends in phytoplankton biomass and class-level taxonomic composition in the hydrologically variable Neuse-Pamlico estuarine continuum, N.C., USA. *Limnology and Oceanography*, 51:1410–1420.
- Valenzuela-Quiñonez, W., J. A. López & A. Aragón-Noriega. 2004. Impacto del cultivo de camarón por succión de larvas de peces y camarón mediante el bombeo de granjas acuícolas en Navachiste, Sinaloa. *Hidrobiológica*, 14:105-112.
- Valenzuela-Siu M., J. Arreola-Lizárraga, S. Sánchez-Carrillo & G. Padilla-Arredondo. 2007. Flujo de nutrientes y metabolismo neto de la laguna costera Lobos, México. *Hidrobiológica*, 17 (3): 193-202.
- Valigura, R. A., R. B. Alexander, M. S. Castro, T. R. Meyers, H. W. Paerl, P. E. Stacey & R. E. Turner. 2000. *Nitrogen loading in coastal bodies. An atmospheric perspective*. American Geophysical Union, Washington, D. C. 254 p.
- Van Groenigen J. W., G. J. Kasper, G. L., Velthof, A. Van den Pol-Van Dassel & P. J. Kuikman. 2004. Nitrous oxide emissions from silage Maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant and Soil*, 263: 101-111.
- Vanek, V. 1993. Transport of groundwater-borne phosphorus to Lake Bysjön, South Sweden. *Hydrobiologia*, 251: 211-216.
- Vascetta, M., P. Kauppila, E. Comino & M. Rosso. 2004. *Indicators for coastal marine eutrophication: application of Trophic Index TRIX in the northern Gulf of*

- Finland*. 14 Meeting of Italian Association of Ecology. <http://www.xivcongresso.societaitalianaecologia.org/articles/>.
- Vascetta, M., P. Kauppila & E. Furman. 2004. *Indicating eutrophication for sustainability considerations by the Trophic Index TRIX- Dose our Baltic case reveal its usability outside Italian waters?* In: PEER Conference, 17th November 2004, Finnish Environment Institute (SYKE). WWW Page <www.environment.fi/download.asp?contentid=27607&lan>.
- Venkatesan, R., K. P. Kumaraguru-Vasagam & T. Balasubramanian. 2006. Culture of marine microalgae in shrimp farm discharge water: A sustainable approach to reduce the cost production and recovery of nutrients. *Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 1:262-269.
- Venrick, E. L. & T. L. Hayward. 1984. *Determining chlorophyll on the 1984 CalCOFI surveys*. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports 25, 74–79.
- Verdi-Lara, L. A. 1981. *Descripción de la unidad de pesquería de la sierra del Pacífico Scomberomorus sierra Jordan y Starks 1895, en los puertos de Mazatlán y Topolobampo, Sinaloa*. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. UNAM. 113 P.
- Verduzco-Heredia, M. A. 2003. *Estudio de la calidad del agua subterránea y su vulnerabilidad a la contaminación del área de Tamazula, Guasave, Sinaloa, México*. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Sinaloa, México. 91 p.
- Vergara-Sánchez, M. A. 2007. *Desarrollo integral y sustentable de las lagunas costeras mexicanas*. Trabajo de ingreso como miembro de la Academia de Ingeniería. México. 24 p.
- Vicencio-Aguilar, M. D. 1979. *Estudio ictiológico de dos lagunas costeras de la zona norte de Sinaloa, México*. Tesis profesional. Fac. Cienc. UNAM, México. 116 p.
- Vidal, M. 1994. Phosphate dynamics tied to sediment disturbances in Alfacs Bay (NW Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 110:211–221.

- Vidal, M., C. M. Duarte & M. C. Sánchez. 1999. Coastal eutrophication research in Europe: progress and imbalances. *Marine Pollution Bulletin*, 38:851–854.
- Vijay, S., L. T. Molina, & M. J. Molina. 2004. *Cálculo de emisiones de contaminación atmosférica por uso de combustibles fósiles en el sector eléctrico mexicano*. Comisión para la Cooperación Ambiental de América del Norte. 24 p.
- Villegas-Aguilera, M. M. 2009. *Fitoplancton silíceo de la zona eufótica como señal de la productividad primaria en Cuenca Alfonso, Golfo de California*. Tesis de Maestría. IPN-CICIMAR. La Paz, B.C.S., México. 95 p.
- Vitousek, P. M., J. D. Aber & R. W. Howarth. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecol Appl.* 7(3):737-750.
- Vollenweider, R. A. & J. Kerekes. 1982. *Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control*. Report of the OECD Cooperative Programme on Eutrophication. Organization for the Economic Development and Cooperation, Paris.
- Vollenweider, R. A. 1992. Coastal marine eutrophication: principles and control. In: Vollenweider, R. A., Marchetti, R., and Viviani, R. (Ed.) *Marine Coastal Eutrophication*. Bologna, Italy. Science of the Total Environment. Elsevier Science. Supplement. Pp 1-20.
- Vollenweider, R. A., F. Giovanardi, G. Montanari & A. Rinaldi. 1998. Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters with Special Reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a Trophic Scale, Turbidity and Generalized Water Quality Index. *Environmetrics*, 9:329-357.
- Wasmund, N., A. Andrushaitis, E. Lysiak-Pastuszak, B. Müller-Karulis, G. Nausch, T. Neumann, H. Ojaveer, I. Olenina, L. Postel & Z. Witek. 2002. Trophic Status of the South-Eastern Baltic Sea: A Comparison of Coastal and Open Areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 53:849-864.

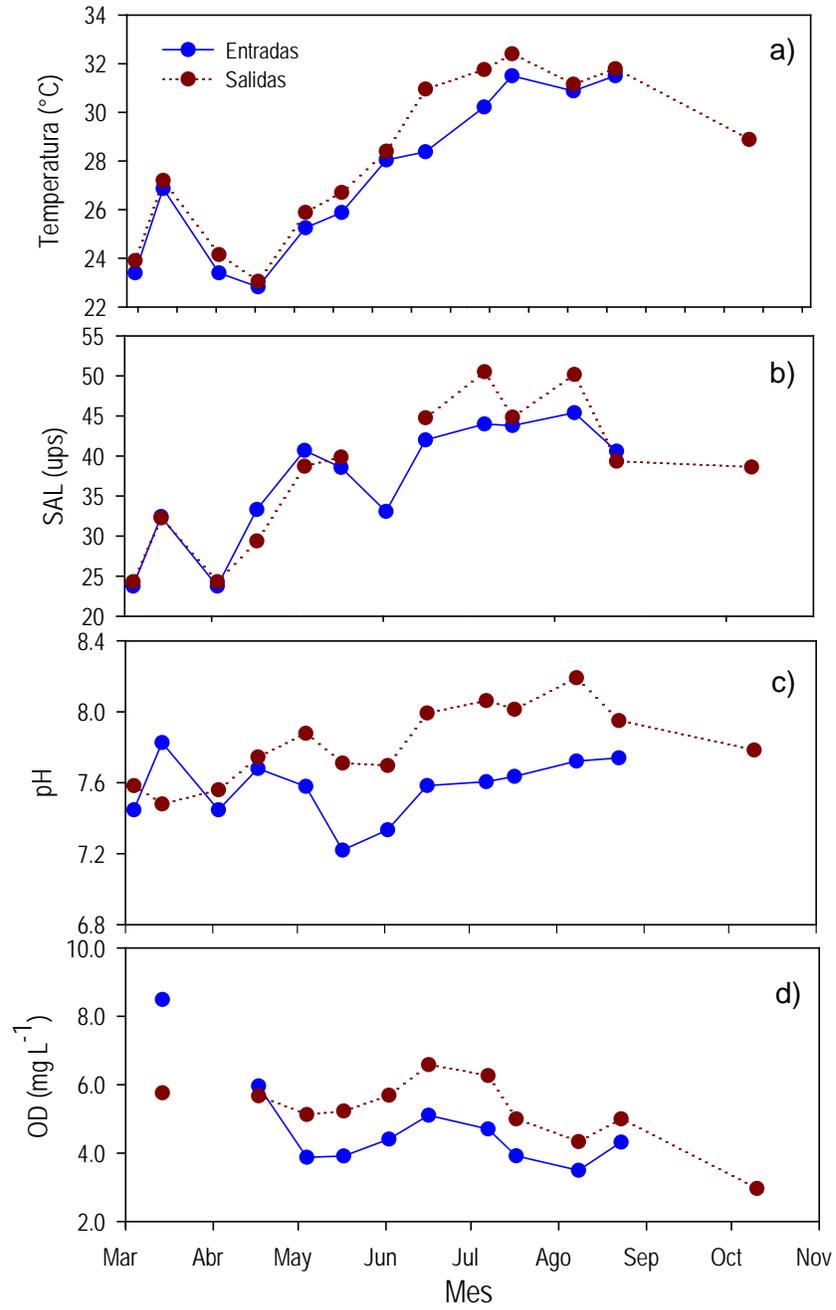
- Whitall, D. R. & H. W. Paerl. 2001. Spatiotemporal Variability of Wet Atmospheric Nitrogen Deposition to the Neuse River Estuary, North Carolina. *Atmospheric Journal of Environmental Quality* 30:1508–15.
- Whitall, D., B. Hendrickson & H. Paerl. 2003. Importance of atmospherically deposited nitrogen to the annual nitrogen budget of the Neuse River estuary, North Carolina. *Environment International*. 29:393– 399.
- Wolternade, C. J. 2000. Ability of restored wetlands to reduce nitrogen and phosphorus concentrations in agricultural drainage water. *Journal of Soil and Water Conservation*, 303-309.
- Yang, X., X. Wu, H. Hao & Z. He. 2008. Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University*, 9(3):197-209.
- Yáñez-Arancibia, A. 1986. *Ecología de la zona costera. Análisis de siete tópicos*. A.G.T. Editor, México. 189p.
- Yoshinaga, I., A. Miura, T. Hitomi, K. Hamada & E. Shiratani. 2007. Runoff nitrogen from a large sized paddy field during a crop period. *Agricultural water management*, 87: 217-222.
- Young, J. L. & R. W. Aldag. 1982. Inorganic forms of nitrogen in soil. p. 43–66. In F.J. Stevenson (ed.) Nitrogen in agricultural soils. *Agron. Monogr.* 22. ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
- Young, W. J., F. M. Marston & J. R. Davis. 1996. Nutrient exports and land use in Australian Catchments. *Journal of Environmental Management*, 47:165–183.
- Yunev, O. A., J. Carstensen, S. Moncheva, A. Khaliulin, G. Ærtebjerg & S. Nixon. 2007. Nutrient and phytoplankton trends on the western Black Sea shelf in response to cultural eutrophication and climate changes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74:63-76.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. 2nd ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New York. 718 pp.

- Zavala-Norzagaray, A., 2006. *Incidencia de postlarvas de camarón de importancia comercial en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule (2002-2003)*. Tesis de Maestría. IPN-CIIDIR Sinaloa, México. 77 p.
- Zhang, J. 2007. Watersheds Nutrient Loss and Eutrophication of the Marine Recipients: A Case Study of the Jiaozhou Bay, China. *Water Air Soil Pollut: Focus*. DOI 10.1007/s11267-007-9130-1.
- Zhou, M., Z. Shen & R. Yu. 2008. Responses of a coastal phytoplankton community to increased nutrient input from the Changjiang (Yangtze) River. *Continental Shelf Research*, 28:1483-1489.
- Zollweg, J. A., W. J. Gburek, H. B. Pionke, & A. N. Sharpley. 1995. GIS based delineation of source areas of phosphorous within agricultural watershed of the northeastern USA. In: *Modeling and management of sustainable basin-scale water resource systems*. Int. Assoc. Hydrol. Sci. Publ. 231. IAHS Wallingford, England.

ANEXOS

Anexo 1. Áreas de sección transversal y gastos de los principales drenes del DR 075 durante los monitoreos de septiembre y noviembre de 2006, y febrero y mayo 2007.

DREN	sep-2006		nov-2006		feb-2007		may-2007	
	Area m ²	Gasto m ³ s ⁻¹						
<i>Juárez</i>	8.95	2.81	5.15	1.73	4.34	1.43	4.64	1.50
<i>Mochis</i>	1.60	1.12	0.98	0.43	1.38	0.60	1.00	0.52
<i>Concheros</i>	1.12	0.53	0.84	0.34	1.12	0.48	1.06	0.31
<i>Batequis</i>	16.55	3.92	15.58	2.89	16.80	3.78	11.40	0.62
<i>Novobampo</i>	6.16	3.31	3.98	2.50	6.77	4.02	2.69	1.65
<i>Batamote</i>	3.06	1.50	2.08	0.91	2.13	1.07	2.36	1.20
<i>San Antonio</i>	3.35	3.88	3.51	3.51	2.06	4.59	1.75	1.74
<i>29+1000</i>	0.19	0.12	0.05	0.06	0.44	0.24	0.16	0.19
<i>Palos Verdes</i>	0.99	0.15	2.55	0.26	4.52	0.15	4.52	0.17



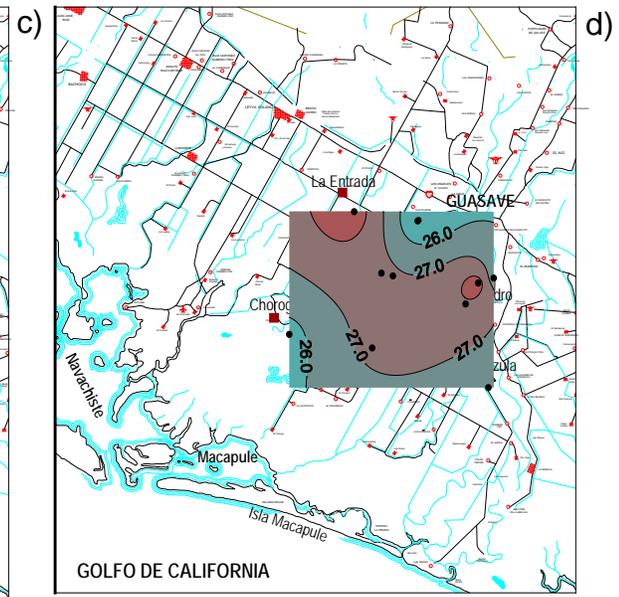
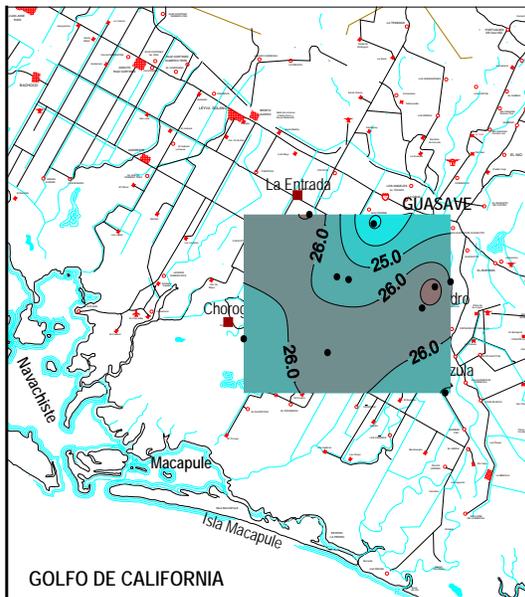
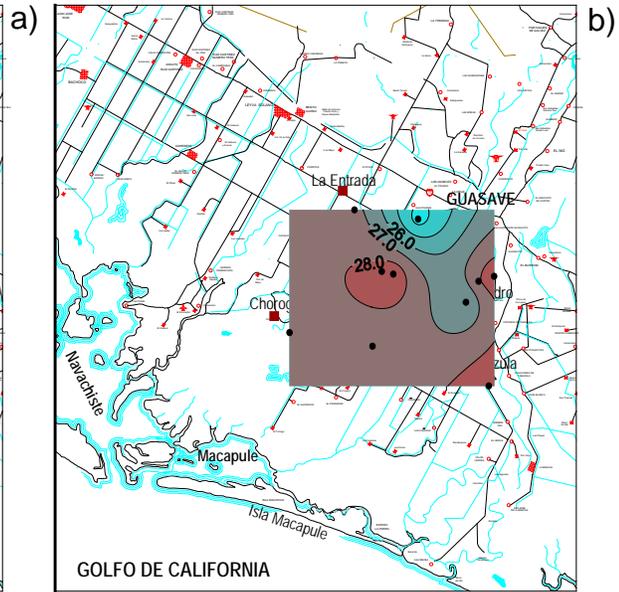
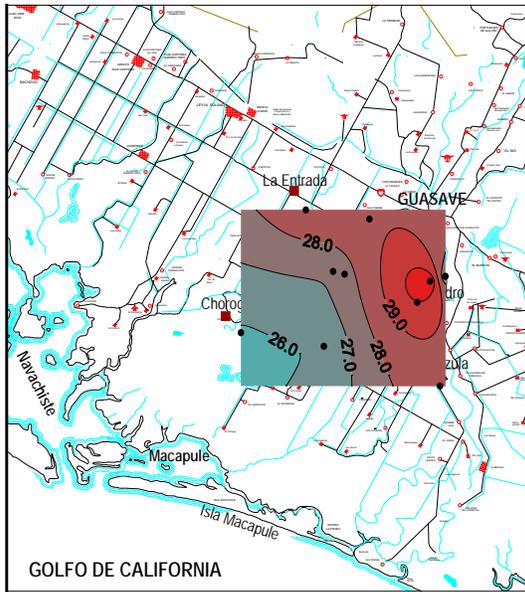
Anexo 2. Distribución temporal de a) temperatura, b) salinidad, c) pH y d) oxígeno disuelto en las entradas y salidas del complejo acuícola de Guasave Norte durante el periodo marzo-octubre de 2007.

Anexo 3. Tabla de valores máximos, mínimos y promedios de nutrientes en entradas y salidas del complejo acuícola de la región Guasave Norte durante el periodo de marzo a septiembre de 2007.

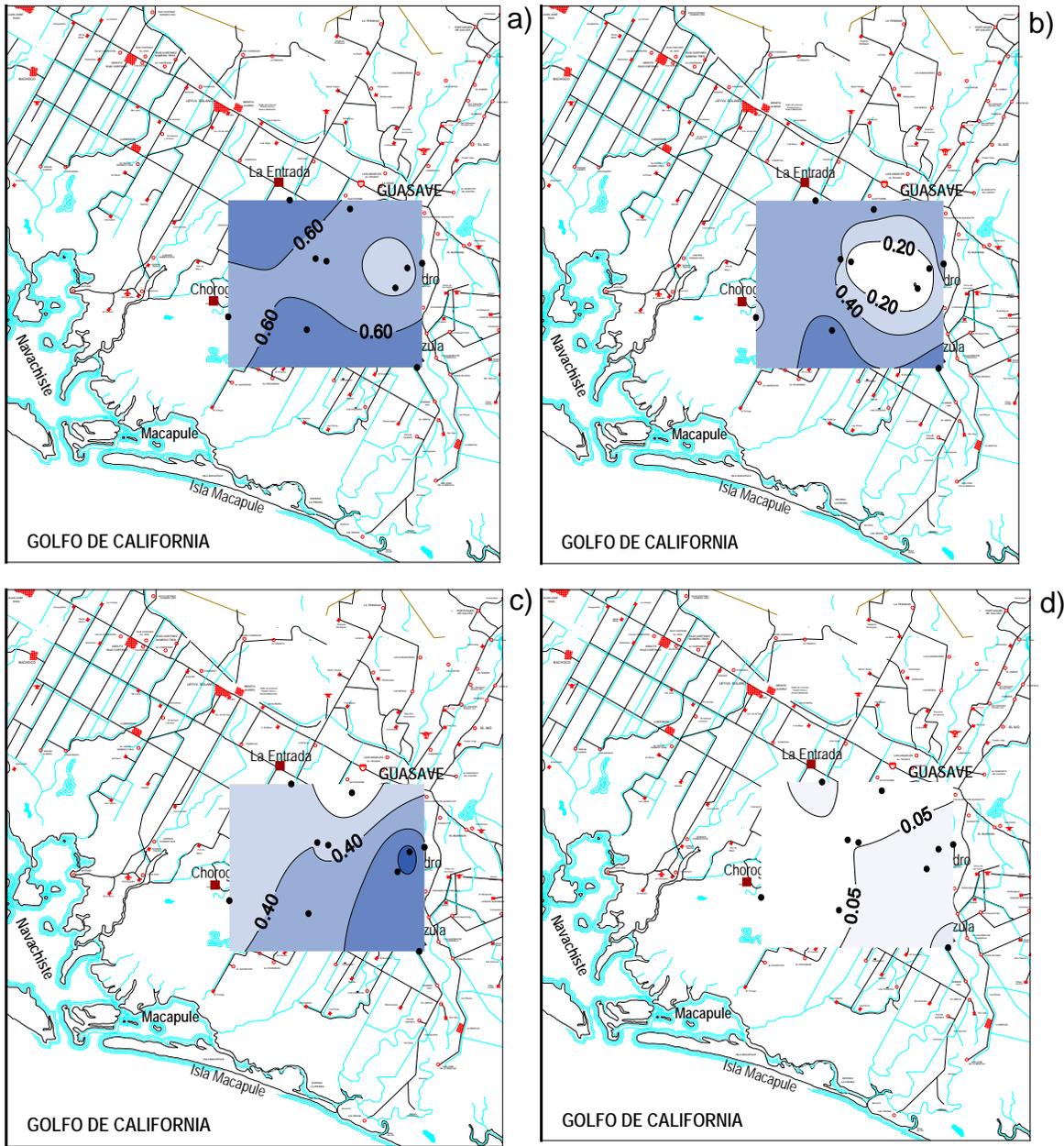
		Entrada 1	Entrada 2	Entrada 3	Entrada 4	Entrada 5	Salida 1	Salida 2	Salida 3	Salida 4	Salida 5	Salida 6
NO₃⁻ mg L⁻¹	<i>Max</i>	0.09	0.03	0.15	0.04	0.03	0.06	0.10	0.06	0.16	0.04	0.14
	<i>Min</i>	0.01	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Prom</i>	0.03	0.01	0.04	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	0.04	0.01	0.04
NO₂⁻ mg L⁻¹	<i>Max</i>	0.10	0.02	0.02	0.09	0.01	0.02	0.07	0.01	0.03	0.00	0.02
	<i>Min</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	<i>Prom</i>	0.01	0.00	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00	0.01
NH₄⁺ mg L⁻¹	<i>Max</i>	0.16	0.12	0.13	0.09	0.07	0.09	0.38	0.17	0.09	0.05	0.60
	<i>Min</i>	0.01	0.00	0.03	0.01	0.01	0.02	0.00	0.00	0.02	0.01	0.01
	<i>Prom</i>	0.08	0.06	0.08	0.05	0.04	0.06	0.09	0.07	0.04	0.02	0.13
NID mg L⁻¹	<i>Max</i>	0.17	0.13	0.28	0.18	0.08	0.14	0.49	0.18	0.27	0.07	0.36
	<i>Min</i>	0.04	0.03	0.04	0.01	0.02	0.03	0.00	0.02	0.03	0.01	0.02
	<i>Prom</i>	0.12	0.07	0.12	0.07	0.06	0.08	0.11	0.10	0.12	0.04	0.10
FR mg L⁻¹	<i>Max</i>	0.07	0.05	0.09	0.07	0.28	0.06	0.13	0.12	0.06	0.34	0.05
	<i>Min</i>	0.01	0.02	0.03	0.00	0.03	0.01	0.01	0.01	0.00	0.02	0.02
	<i>Prom</i>	0.04	0.04	0.06	0.04	0.10	0.02	0.05	0.04	0.03	0.11	0.03
NT mg L⁻¹	<i>Max</i>	2.14	2.14	2.35	2.02	1.95	2.61	2.56	2.59	2.24	3.73	1.64
	<i>Min</i>	0.36	0.21	0.40	0.27	0.43	0.59	0.57	0.51	0.85	0.41	0.42
	<i>Prom</i>	1.34	1.29	1.44	1.20	1.08	1.43	1.45	1.68	1.41	1.60	0.99
FT mg L⁻¹	<i>Max</i>	0.23	0.08	0.30	0.19	0.49	0.48	5.64	0.48	0.20	0.29	0.14
	<i>Min</i>	0.07	0.02	0.12	0.08	0.10	0.05	1.26	0.09	0.17	0.05	0.12
	<i>Prom</i>	0.12	0.05	0.18	0.13	0.25	0.16	3.21	0.20	0.19	0.13	0.13
N/F	<i>Max</i>	12.5	5.48	3.93	18.49	1.57	11.32	6.57	20.69	7.00	3.18	9.96
	<i>Min</i>	1.5	0.57	0.91	0.40	0.27	1.43	0.12	0.83	1.25	0.07	0.48
	<i>Prom</i>	4.0	2.21	2.11	3.26	0.83	4.49	2.24	4.83	4.64	1.12	2.87

Anexo 4. Tabla de valores máximos, mínimos y promedios de nutrientes en los estanques seleccionados en el complejo acuícola de la región Guasave Norte durante el periodo de marzo a septiembre de 2007.

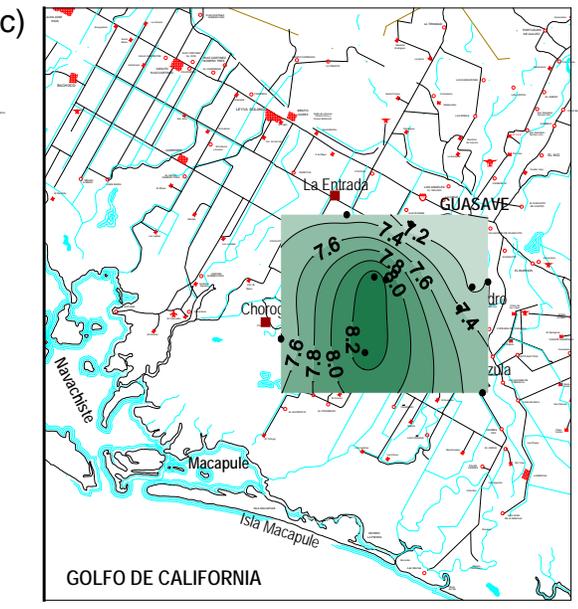
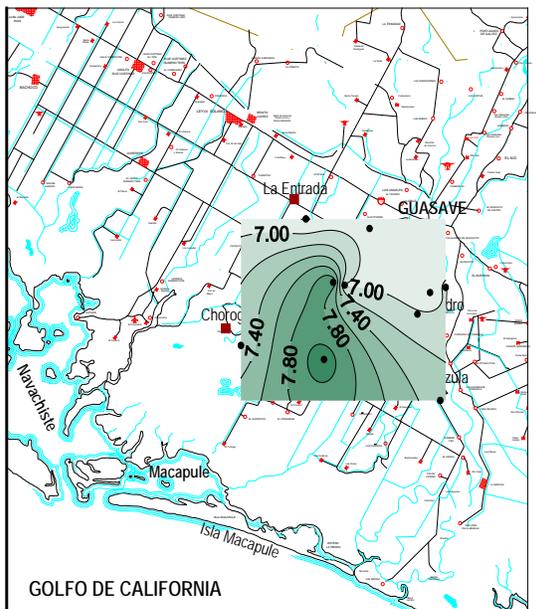
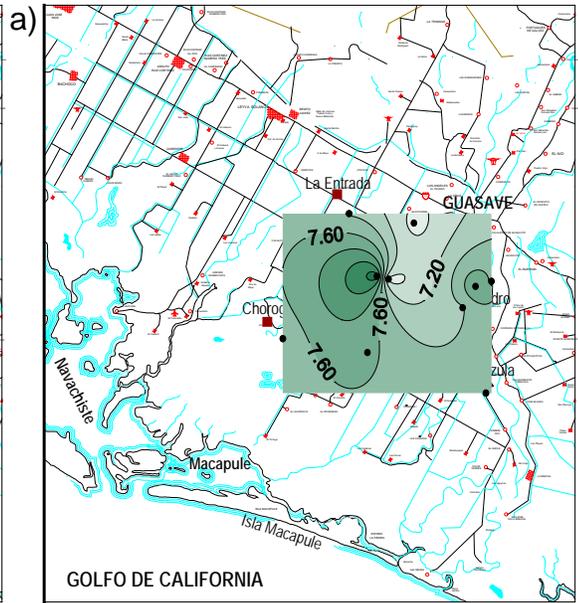
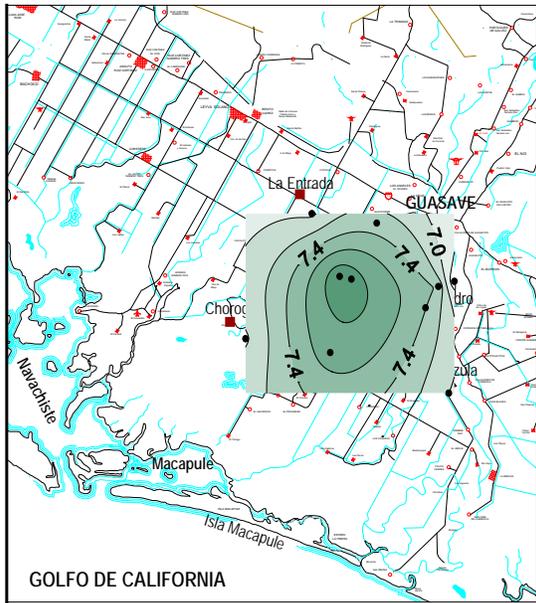
		González	Agapito	Bahia T	D. Luisa	Prisamar	SPR	Styl	Aguilasocho	Mar Pacífico	UEEPA	Yogui
NO₃⁻ <i>mg L⁻¹</i>	Max	0.20	0.02	0.06	0.03	0.15	0.26	0.07	0.04	0.02	0.03	0.03
	Min	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01
	Prom	0.04	0.01	0.01	0.01	0.04	0.04	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02
NO₂⁻ <i>mg L⁻¹</i>	Max	0.04	0.01	0.03	0.00	0.03	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01
	Min	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Prom	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
NH₄⁺ <i>mg L⁻¹</i>	Max	0.16	0.15	0.10	0.06	0.06	0.07	0.07	0.05	0.03	0.04	0.03
	Min	0.01	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.00
	Prom	0.06	0.04	0.04	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.02
NID <i>mg L⁻¹</i>	Max	0.237	0.146	0.162	0.068	0.199	0.035	0.287	0.091	0.061	0.061	0.073
	Min	0.021	0.016	0.026	0.017	0.013	0.012	0.011	0.007	0.017	0.009	0.021
	Prom	0.106	0.050	0.058	0.043	0.066	0.025	0.063	0.040	0.039	0.037	0.049
PID <i>mg L⁻¹</i>	Max	0.047	0.020	0.080	0.048	0.178	0.063	0.110	0.069	0.090	0.062	0.078
	Min	0.000	0.000	0.005	0.007	0.001	0.011	0.004	0.004	0.005	0.010	0.013
	Prom	0.022	0.010	0.032	0.028	0.064	0.031	0.036	0.021	0.026	0.035	0.047
NT <i>mg L⁻¹</i>	Max	2.856	2.236	2.522	1.352	2.575	2.091	1.979	2.916	1.652	2.796	2.692
	Min	0.882	0.916	1.146	0.335	0.689	0.989	0.770	0.511	0.819	1.274	0.925
	Prom	1.503	1.565	1.717	0.813	1.599	1.434	1.511	1.379	1.236	1.898	1.838
FT <i>mg L⁻¹</i>	Max	0.226	0.246	0.159	0.133	0.295	0.199	0.215	0.217	0.155	0.231	0.517
	Min	0.052	0.024	0.050	0.088	0.043	0.116	0.071	0.073	0.072	0.163	0.123
	Prom	0.115	0.149	0.109	0.109	0.139	0.173	0.131	0.111	0.112	0.208	0.277
N/F	Max	510.005	44.373	7.957	5.157	53.662	3.208	6.935	8.970	6.213	2.805	5.456
	Min	0.841	0.940	0.329	0.363	0.127	0.374	0.428	0.192	0.673	0.327	0.410
	Prom	55.885	9.649	3.246	1.977	6.333	1.266	2.163	2.964	2.830	1.265	1.778



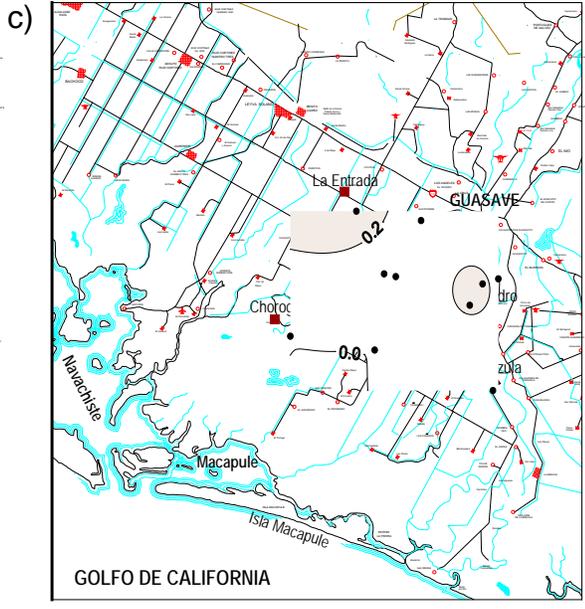
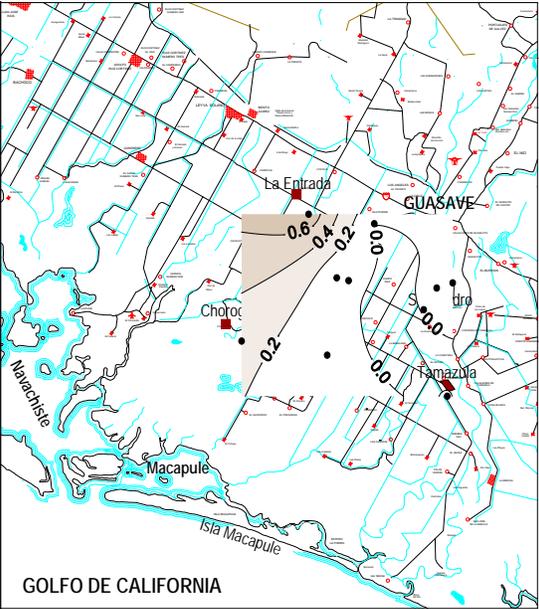
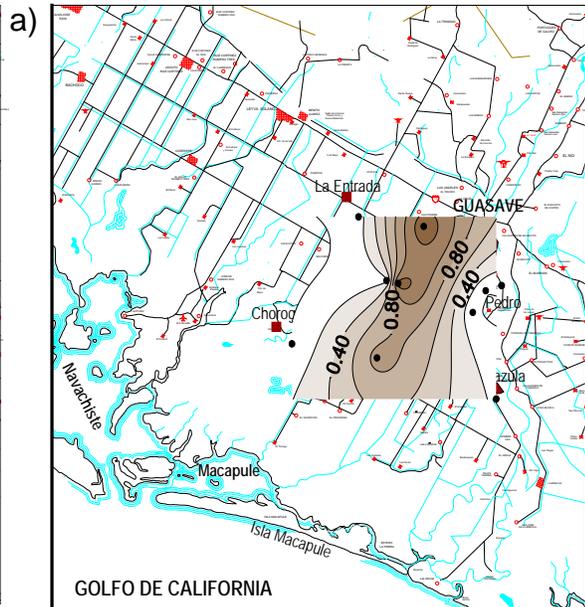
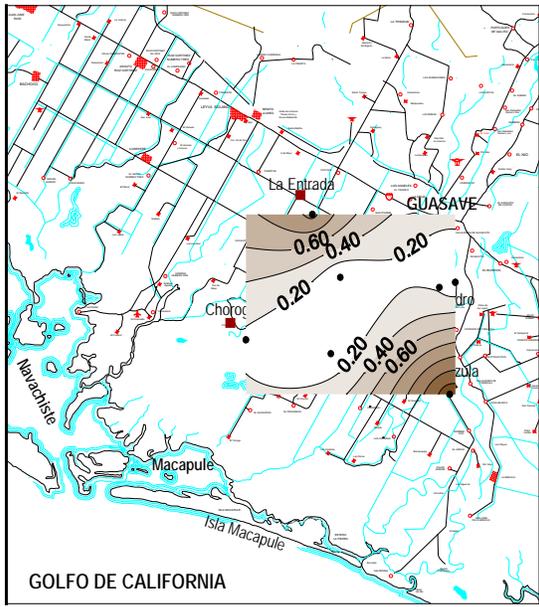
Anexo 5. Distribución espacial de temperatura (°C) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.



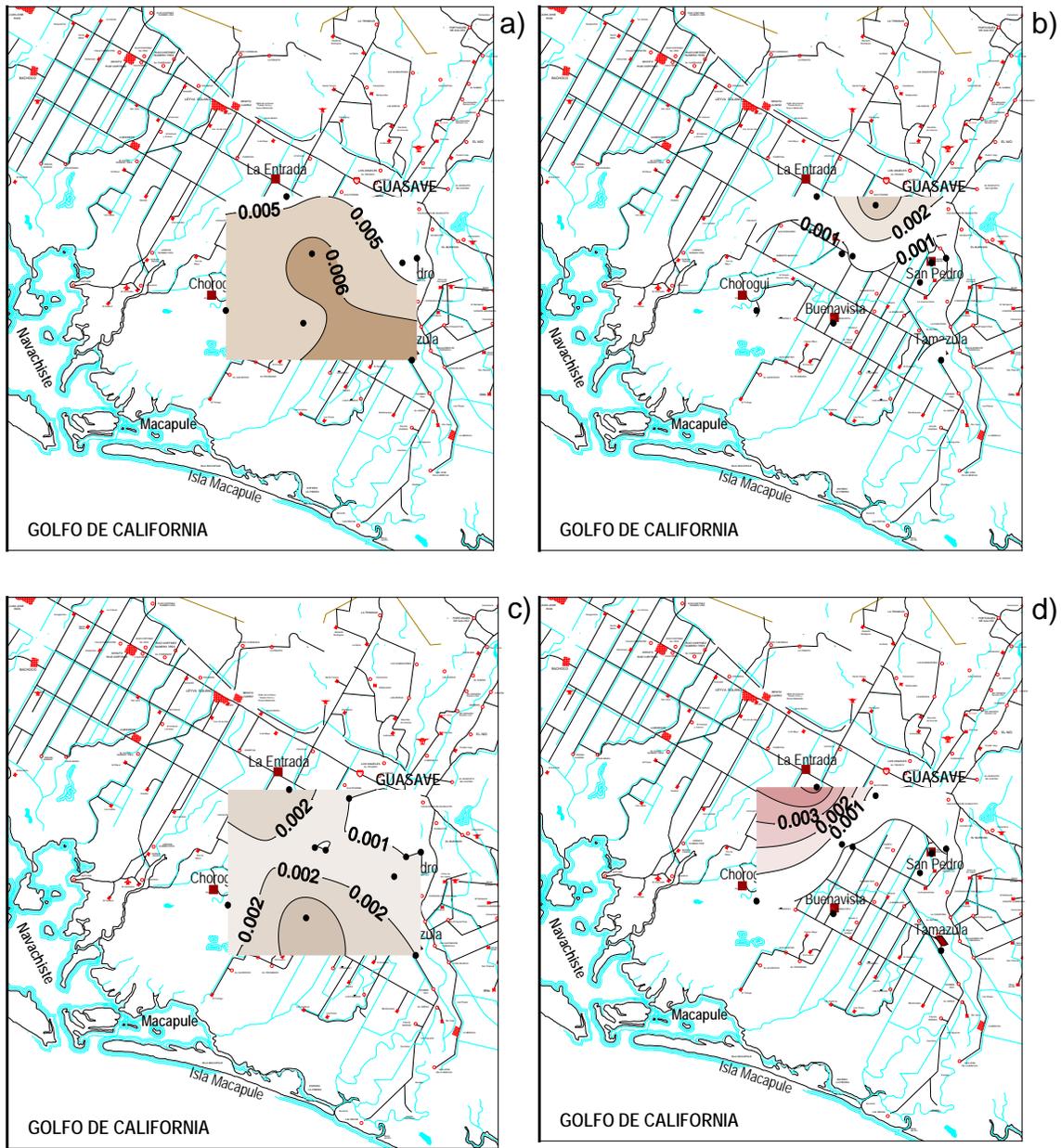
Anexo 6. Distribución espacial de salinidad (ups) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.



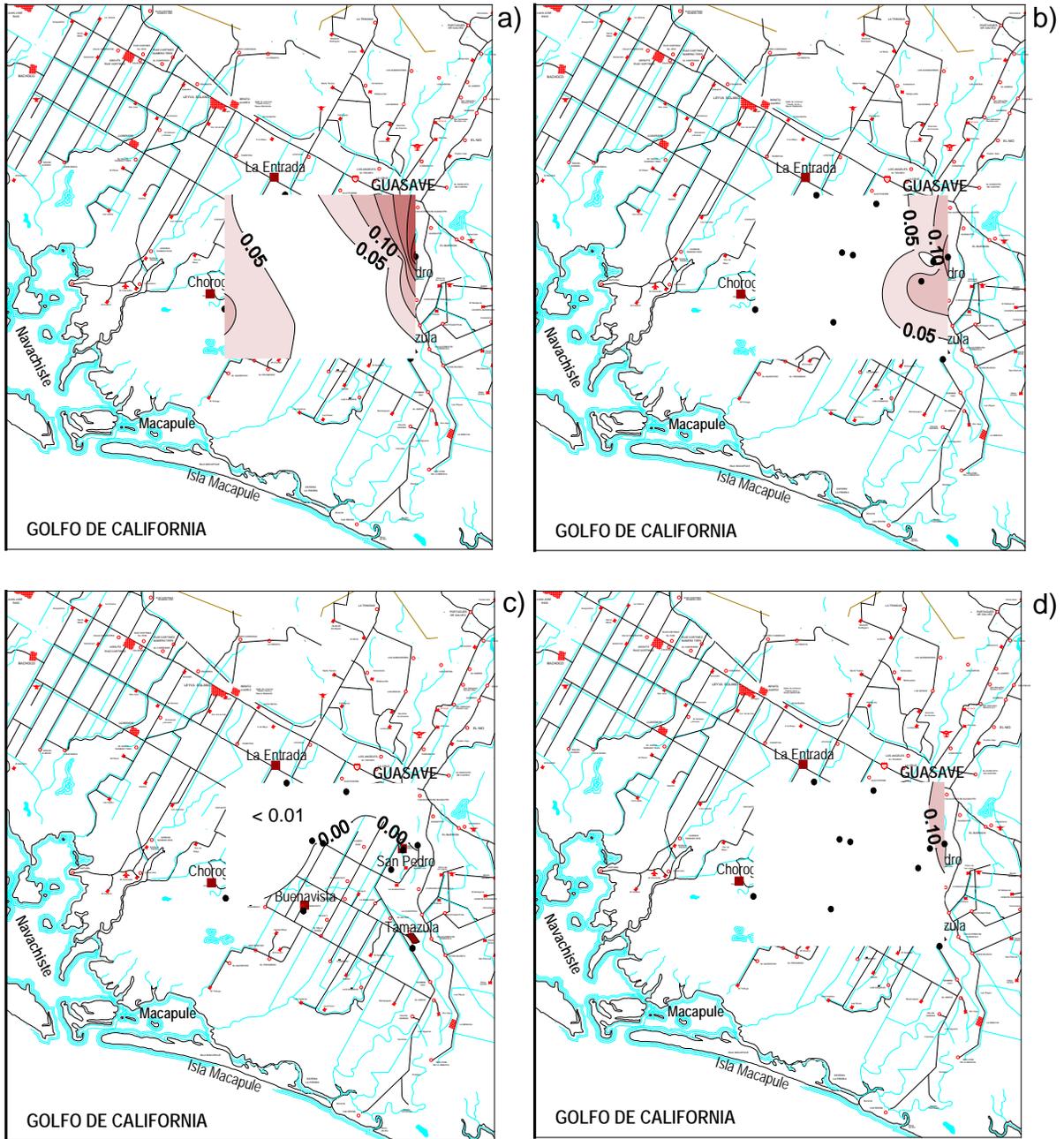
Anexo 7. Distribución espacial de pH durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.



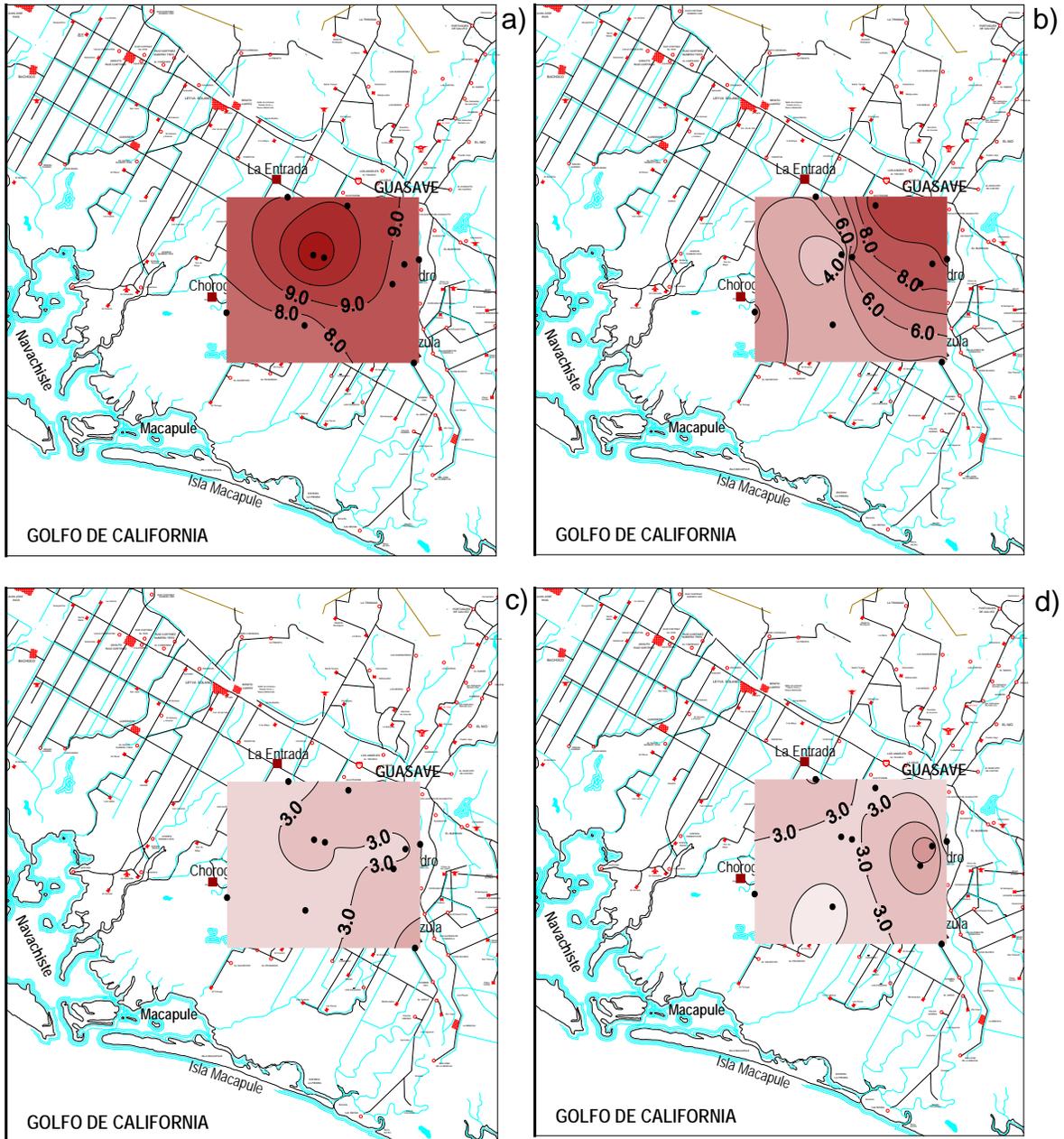
Anexo 8. Distribución espacial de nitrato inorgánico disuelto (mg L^{-1}) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.



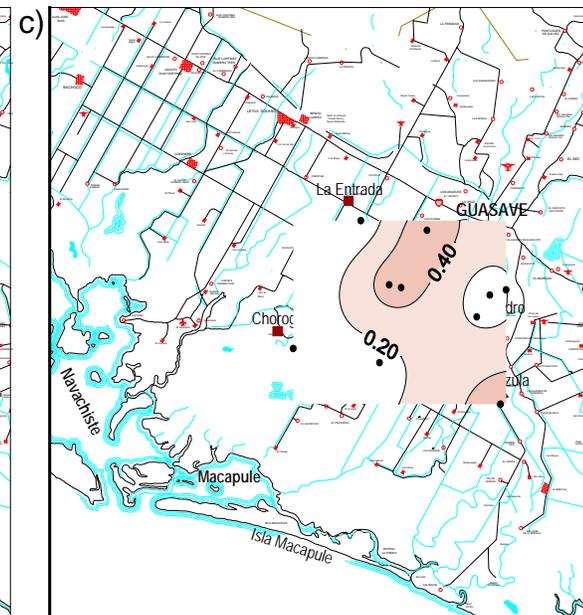
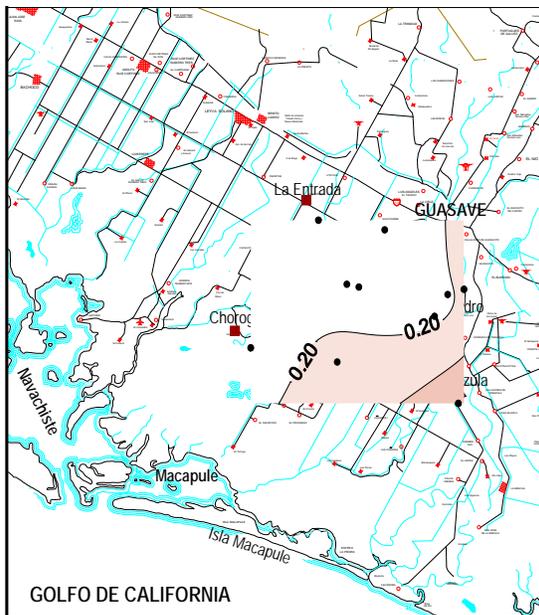
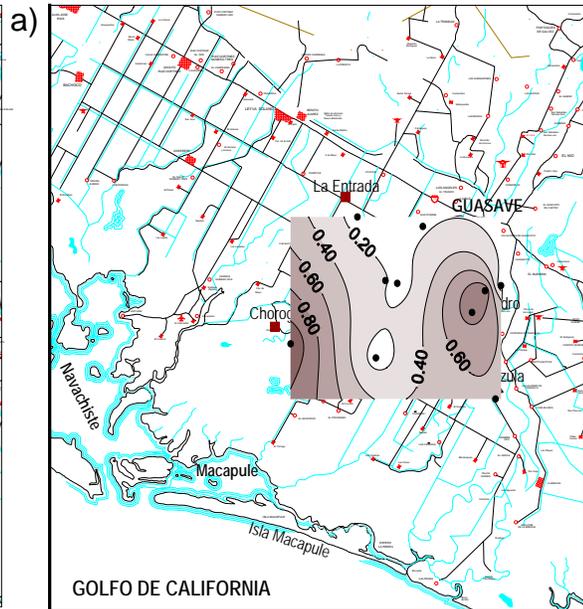
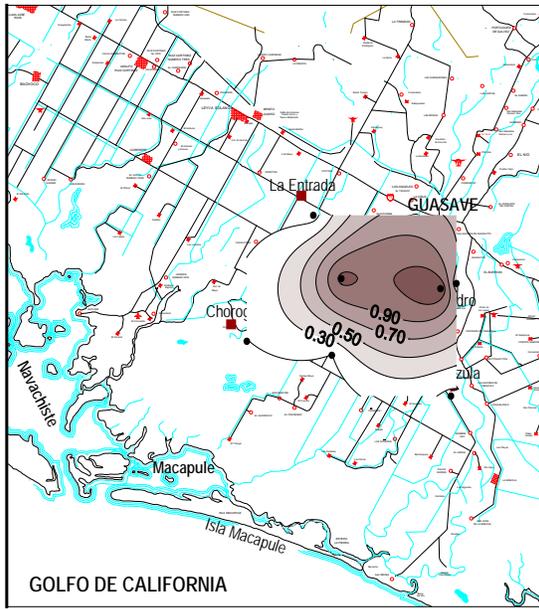
Anexo 9. Distribución espacial de nitrito inorgánico disuelto (mg L^{-1}) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.



Anexo 10. Distribución espacial de amonio (mg L^{-1}) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.



Anexo 11. Distribución espacial de silicato inorgánico disuelto (SiD, mg L⁻¹) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.



Anexo 12. Distribución espacial de fósforo inorgánico disuelto (PID, mg L^{-1}) durante a) julio 2006, b) octubre 2006, c) marzo 2007 y d) mayo 2007 en las aguas subterráneas en el acuífero del río Sinaloa.

Anexo 13. Tabla de monitoreos en las granjas de la región Guasave Norte durante el periodo del 13 de marzo al 28 de agosto de 2007.

ACUICOLA	14/03/2007	03/04/2007	17/04/2007	04/05/2007	17/05/2007	02/06/2007	16/06/2007	07/07/2007	17/07/2007	08/08/2007	23/08/2007
<i>González</i>											
<i>Agapito</i>											
<i>Bahía "T"</i>											
<i>Dña. Luisa</i>											
<i>Prisamar</i>											
<i>Styl</i>											
<i>Aguilasocho</i>											
<i>Mar Pacífico</i>											
<i>SPR</i>											
<i>Yogui</i>											
<i>UEEPA</i>											

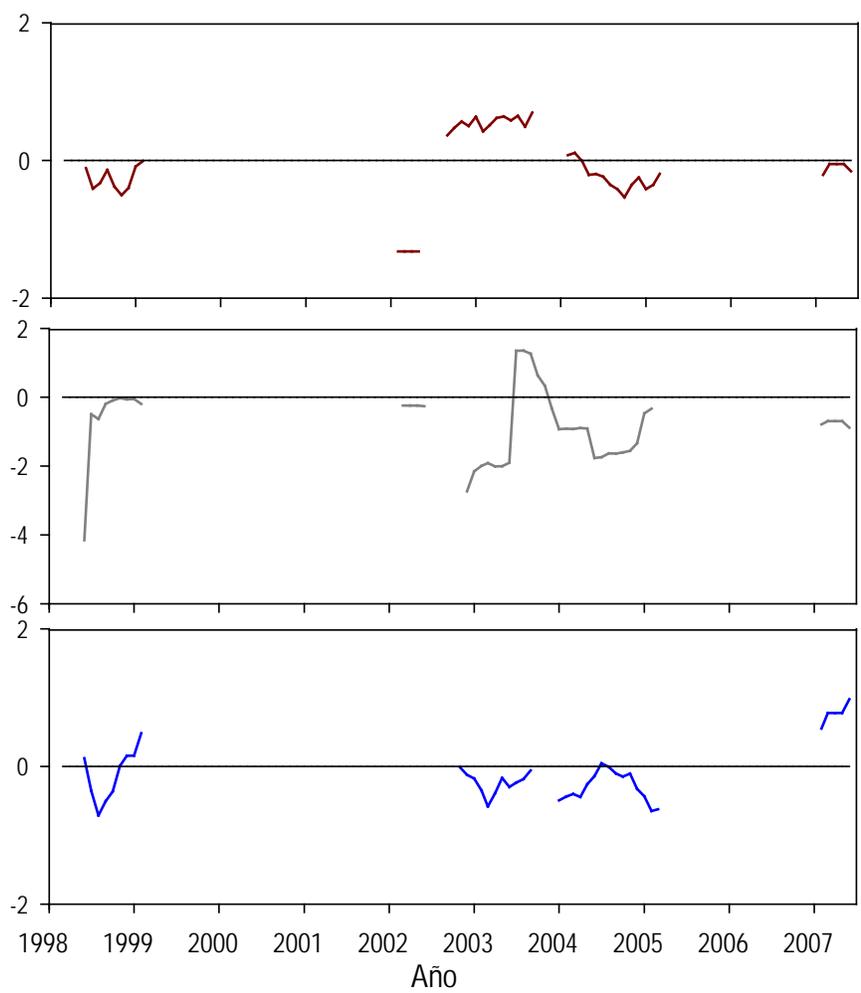
 Estanque vacío

Anexo 14. Resumen de estadísticos de las variables físicas, químicas y bioógicas obtenidas en el Sistema Lagunar Topolobampo-Ohuira-Santa María durante el periodo de mayo de 1987 a junio de 2007.

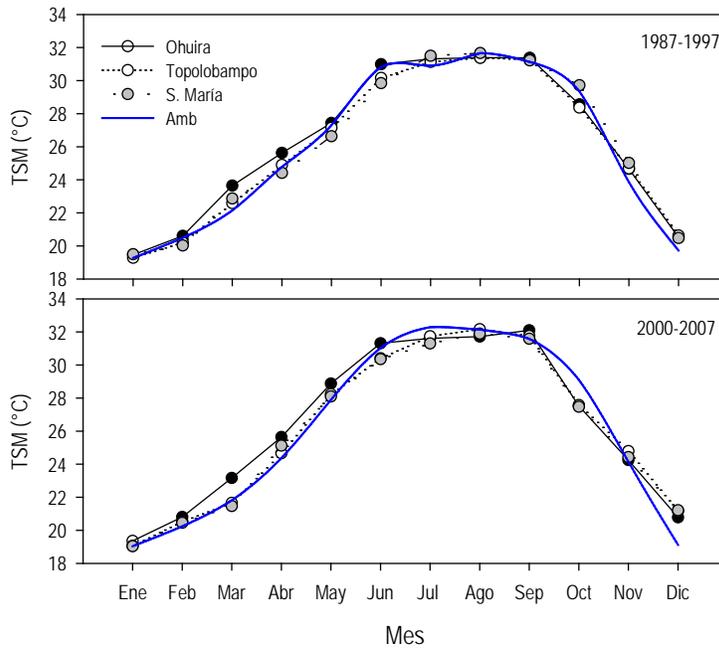
	Prom	Desv Est	Max	Min
TEMP (°C)	26.44	4.69	37.00	15.10
SAL (ups)	34.54	1.99	40.19	19.50
pH	8.04	0.20	8.90	6.78
OD(mg L ⁻¹)	6.62	1.23	14.31	0.54
%SATO ₂	98.02	16.12	160.32	8.31
Cl a (mg m ⁻³)	6.36	5.32	47.01	0.63
NO ₃ (µM)	0.77	1.78	50.45	0.03
NO ₂ (µM)	0.30	1.04	29.50	0.01
NH ₄ (µM)	1.45	2.55	42.67	0.02
NID (µM)	2.52	4.16	90.74	0.02
PID (µM)	1.62	1.33	22.67	0.04
N/P	1.97	4.27	123.74	0.01
Secchi (m)	1.45	0.93	16.0	0.10

Anexo 15. Resumen de estadísticos de las variables físicas, químicas y biológicas obtenidas en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998 – 2007.

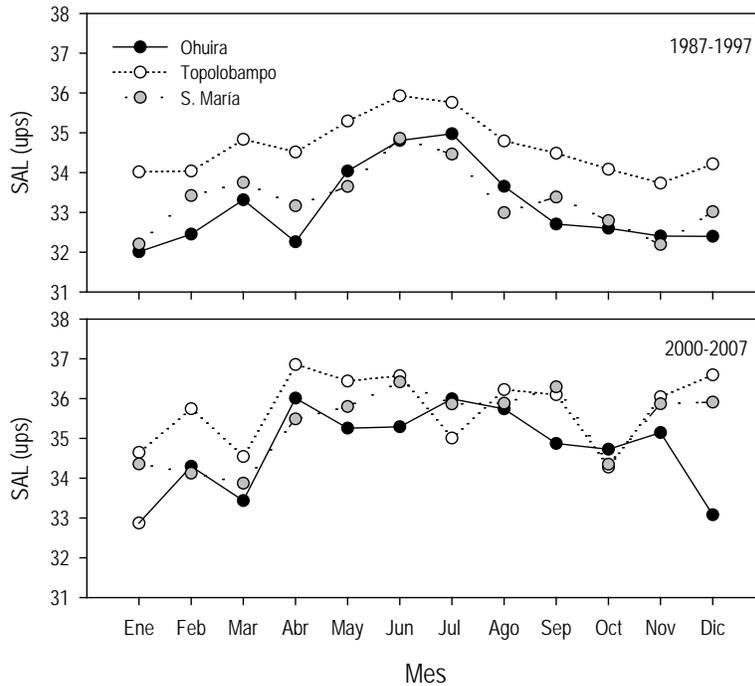
	Prom	Dev Est	Max	Min
TEMP (°C)	25.6	4.6	34.1	14.9
SAL (ups)	37.2	2.4	45.0	24.6
pH	7.9	0.4	9.1	5.3
OD (mg L ⁻¹)	7.0	1.3	13.2	2.6
%SATO ₂	119.0	31.8	254.0	38.9
Cl a (mg m ⁻³)	6.0	3.9	32.2	0.3
NO ₃ (µM)	1.3	4.0	60.0	ND
NO ₂ (µM)	0.2	0.3	4.3	ND
NH ₄ (µM)	2.0	3.3	62.1	ND
NID (µM)	3.1	4.2	43.8	0.03
PID (µM)	1.2	1.6	32.1	0.02
N/P	4.5	21.3	535.3	0.1
Secchi (m)	1.2	0.6	6.0	0.1



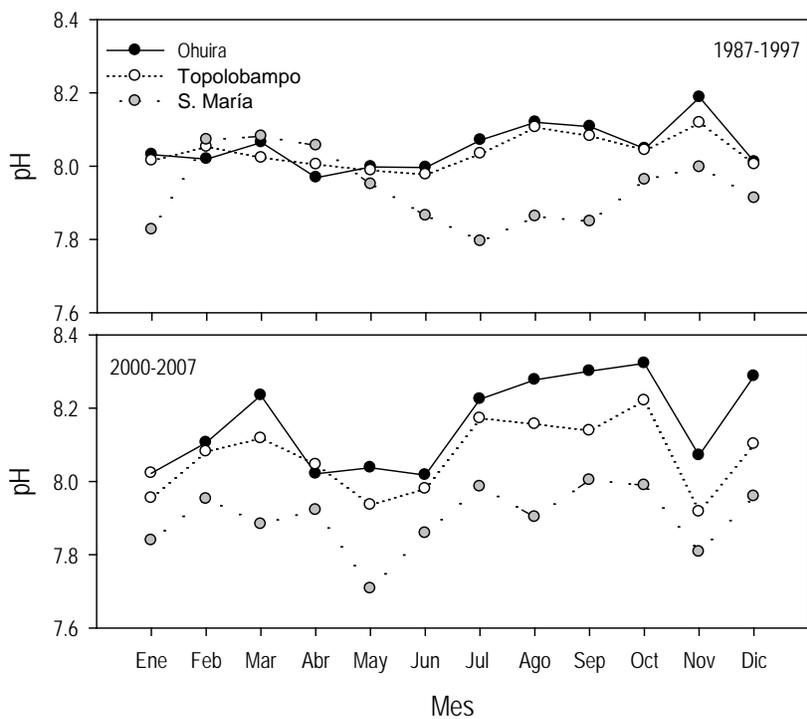
Anexo 16. Anomalías estándar de a) pH, b) % Saturación de Oxígeno y c) razón N/P en el Sistema Lagunar San Ignacio-Navachiste-Macapule durante el periodo 1998-2007.



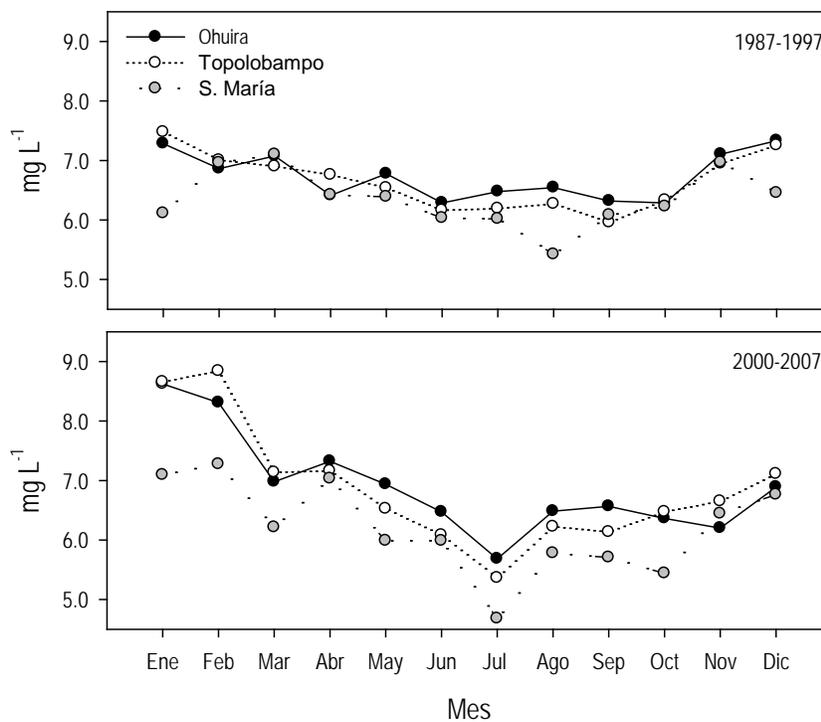
Anexo 17. Ciclo anual promedio de la temperatura ambiental y la observada en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.



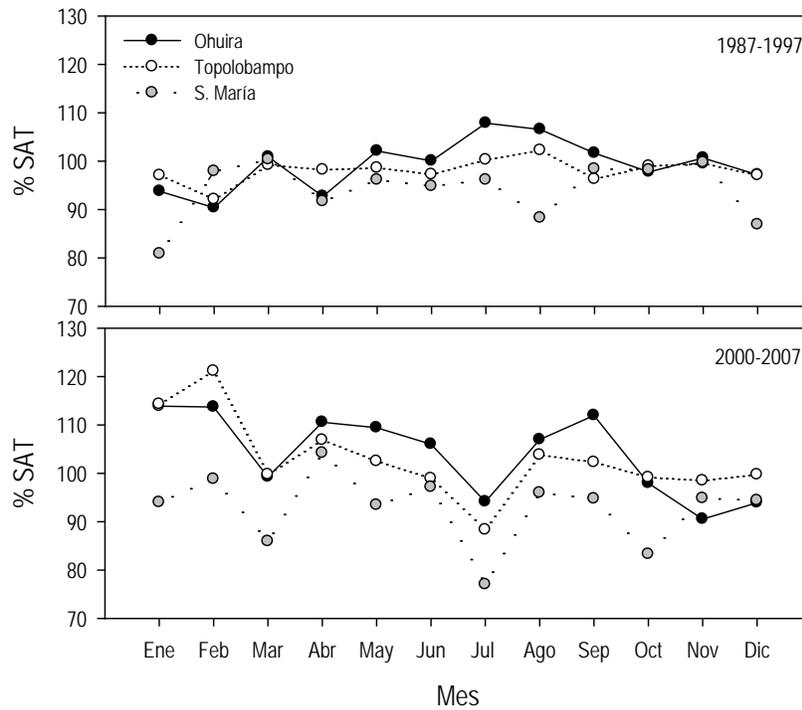
Anexo 18. Ciclo anual promedio de salinidad en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.



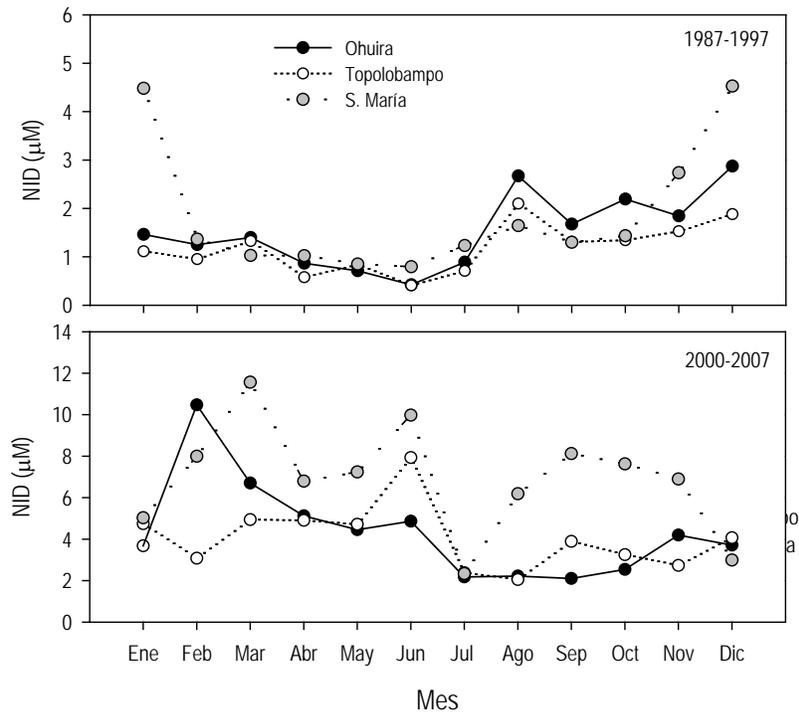
Anexo 19. Patrón anual de pH en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.



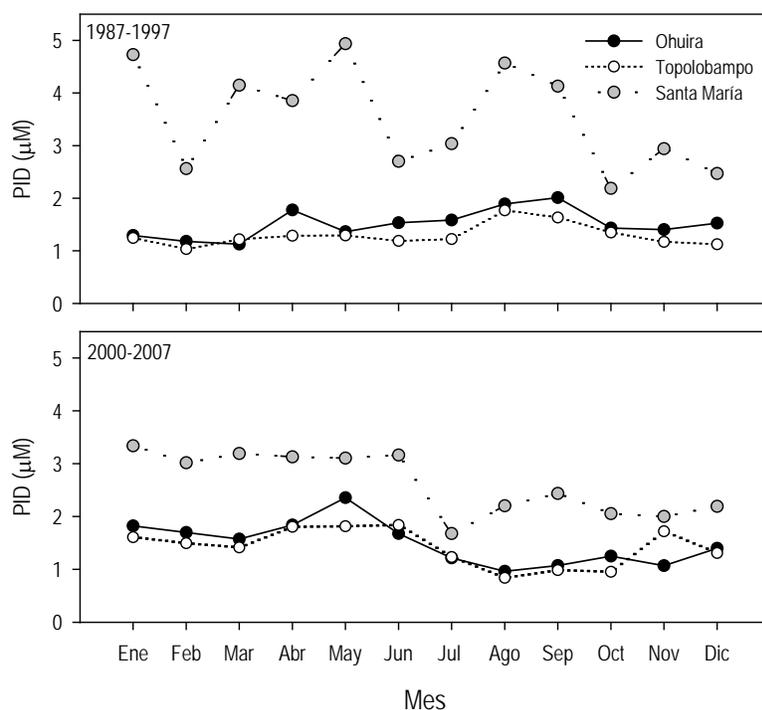
Anexo 20. Patrón anual de oxígeno disuelto en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.



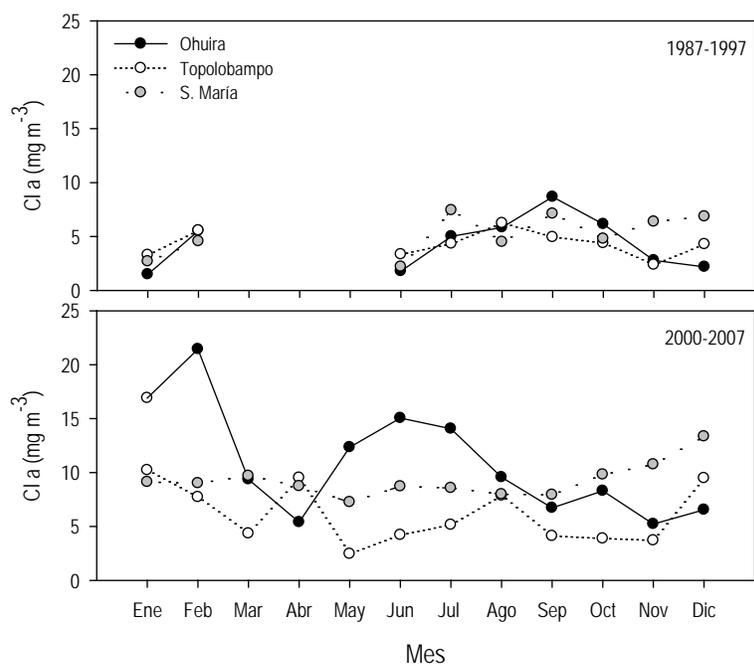
Anexo 21. Ciclo anual promedio de % Saturación de Oxígeno en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.



Anexo 22. Ciclo anual promedio de Nitrógeno Inorgánico Disuelto (NID) en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.

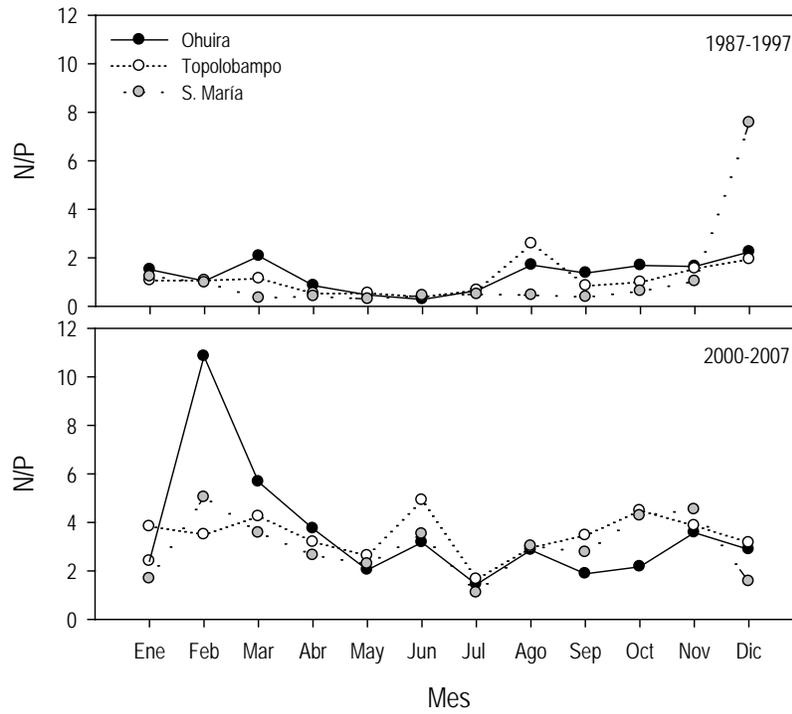


Anexo 23. Ciclo anual promedio de fósforo inorgánico disuelto (PID) en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007

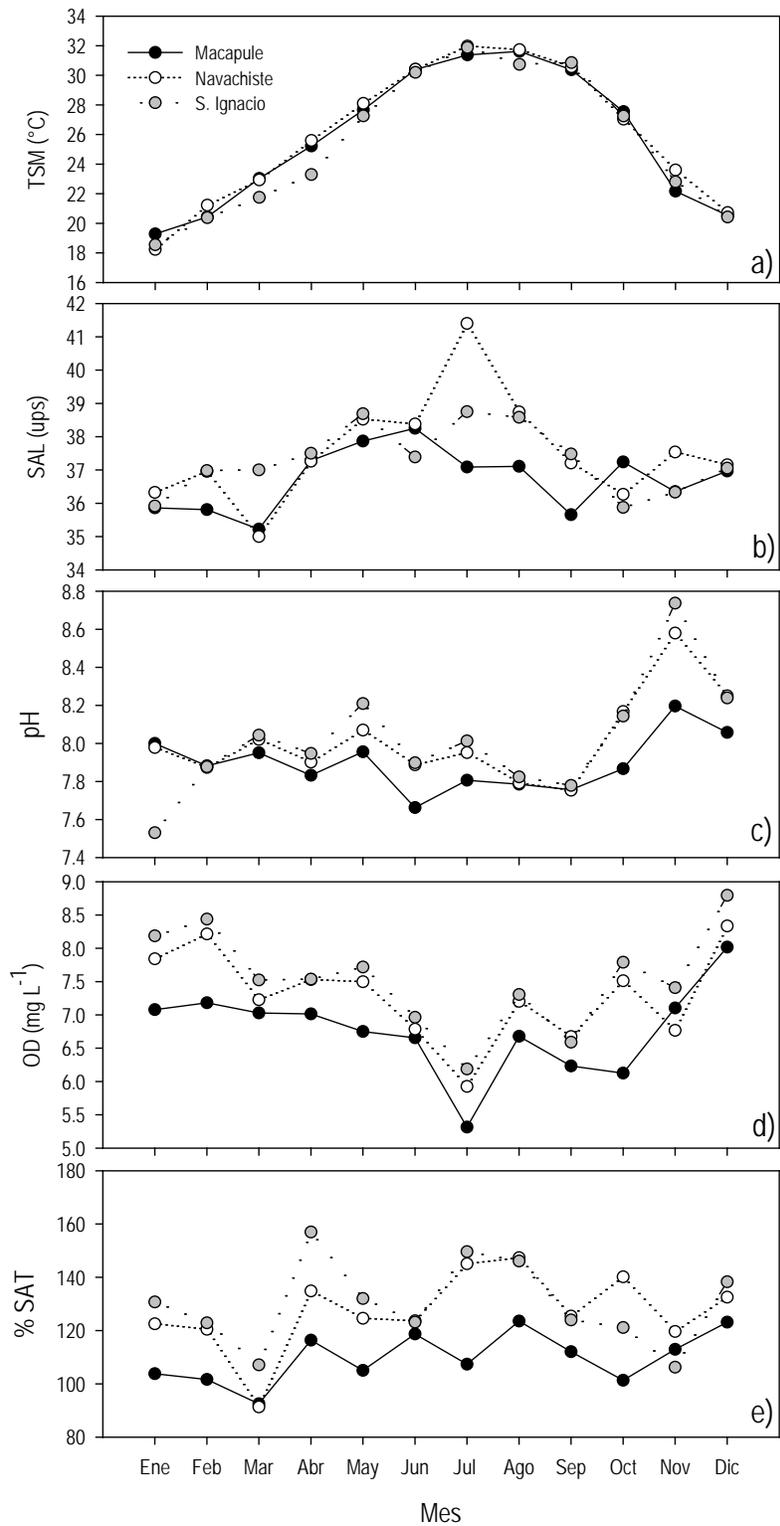


Anexo 24. Ciclo anual promedio de Clorofila a en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa

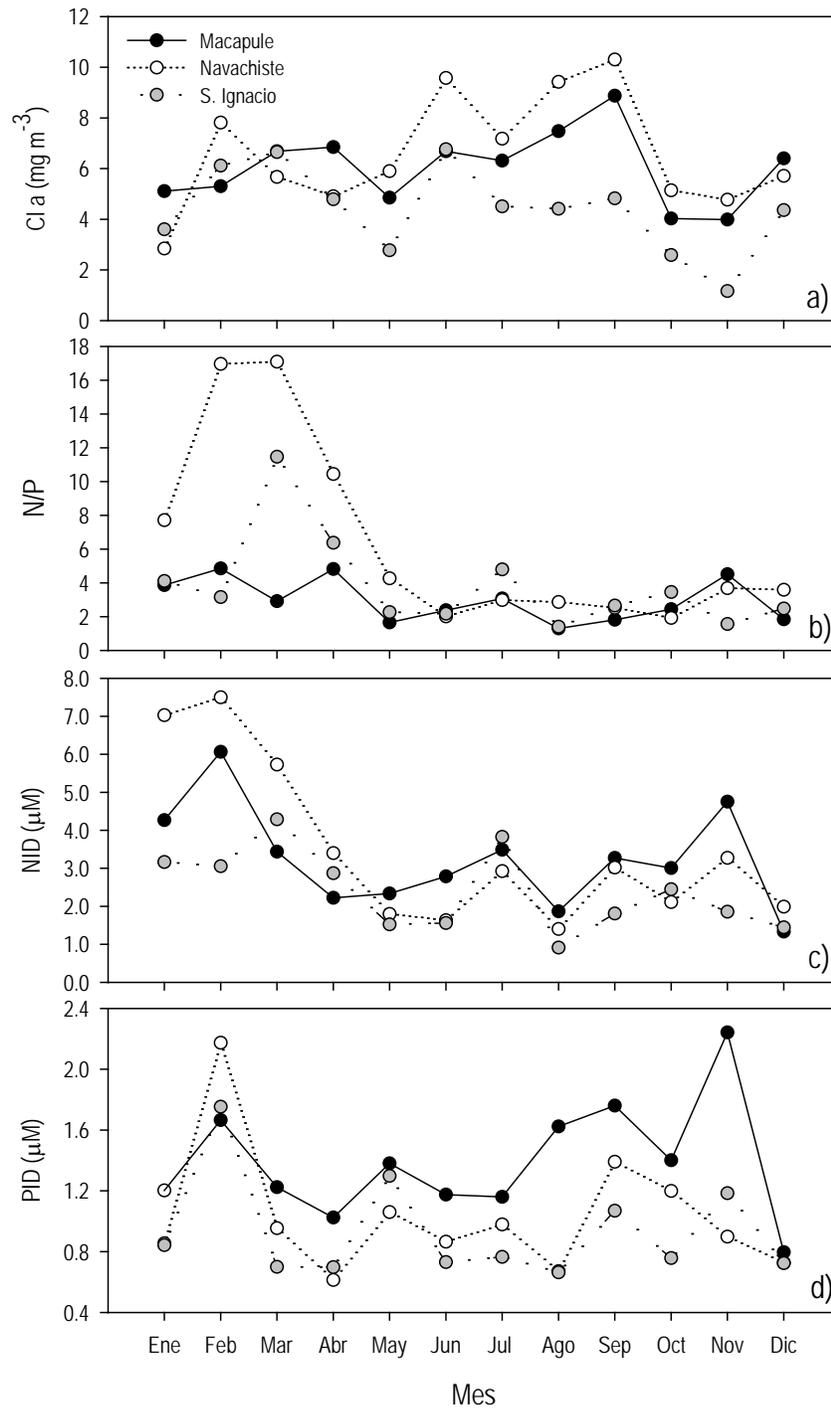
María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.



Anexo 25. Ciclo anual promedio de la razón N/P en las lagunas de Topolobampo, Ohuira y Santa María, Sinaloa durante los periodos de 1987-1997 y 2000-2007.



Anexo 26. Patrón anual de a) temperatura, b) salinidad, c) pH, d) oxígeno disuelto y e) % SAT en las lagunas de San Ignacio, Navachiste y Macapule, Sinaloa durante el periodo de 1998 a 2007.



Anexo 27. Ciclo anual promedio a) Clorofila a b) N/P c) NID, y d) PID en las lagunas de San Ignacio, Navachiste y Macapule, Sinaloa durante el periodo de 1998 a 2007