



INSTITUTO TECNOLÓGICO DE SONORA
DIRECCIÓN ACADÉMICA DE RECURSOS NATURALES

**CAPACIDAD DE AUTO PURIFICACIÓN DE LAS
AGUAS COSTERAS DE LOS HUMEDALES DEL
SISTEMA YAVAROS-MORONCÁRIT, EN EL ESTADO
DE SONORA**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS
EN RECURSOS NATURALES**

PRESENTA

CARLOS ROLANDO MERINO GARCÍA

CD. OBREGÓN, SONORA

DICIEMBRE, 2006

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE SONORA

DIRECCIÓN DE RECURSOS NATURALES

DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DEL AGUA Y MEDIO AMBIENTE

Los miembros del comité revisor recomendamos que la presente tesis sea aceptada como requisito parcial para la obtención del Grado de Maestro en Ciencias en Recursos Naturales.

EL COMITÉ REVISOR

ASESOR _____
Mtro. Rodrigo González Enríquez

REVISOR _____
Mtro. Francisco Enrique Montaña Salas

REVISOR _____
Mtro. José de Jesús Balderas Cortés

PARA CARMELITA,
CARMEN MARÍA Y
JOSÉ CARLOS

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Tecnológico de Sonora.

A mi asesor Rodrigo González Enríquez

A mis revisores Francisco Enrique Montaña Salas y José de Jesús Balderas Cortés.

A todos mis compañeros de maestría

A Ernesto Munro Palacio

ÍNDICE

	<i>Página</i>
Índice	i
Índice de tablas	iii
Índice de cuadros	iv
Índice de figuras	v
Resumen	vi
I. Introducción	1
1.1 Antecedentes	2
1.2 Planteamiento del problema	3
1.3 Justificación	5
1.4 Objetivo	6
1.5 Hipótesis	6
1.6 Limitaciones	7
II. Fundamentación	8
2.1 La acuacultura y su impacto a los humedales	8
2.2 Los humedales como centros de purificación naturales	17
2.3 Fenómenos de transporte y transformación de contaminantes	20
III. Método	23
3.1 Localización del sitio	23
3.2 Características del sitio	23
3.3 Muestreo	26
3.4 Análisis del agua	28
3.5 Análisis estadístico	28
3.6 Cálculo de los procesos de transformación	30
IV. Resultados	33
V. Discusión	42
5.1 Comportamiento de la DBO ₅	42
5.2 Comportamiento del nitrógeno total	45
5.3 Comportamiento de nitratos y nitritos	45

5.4 Comportamiento de sólidos suspendidos totales	46
5.5 Comportamiento de sólidos totales	47
5.6 Comportamiento de oxígeno disuelto.....	48
5.7 Capacidad de purificación y transformación.....	49
VI. Conclusiones	53
Bibliografía	55

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla</i>		<i>Página</i>
1	Cargas orgánicas y volúmenes de aguas residuales generadas en Sonora en 2004	12
2	Modificaciones del área manglar en la parte baja de la cuenca del río Mayo ..	14
3	Humedales costeros de Sonora y presencia de desarrollos acuícolas.....	15
4	Funciones y servicios de los humedales.....	18
5	Localización de los sitios de muestreo.....	27
6	Constantes de velocidad de procesos de transformación usados.....	32
7	Parámetros de cálculo usados.....	32

ÍNDICE DE CUADROS

<i>Cuadro</i>		<i>Página</i>
1	Resultados de la calidad del agua en diversos sitios del sistema Yavaros-Moroncárit para 3 fechas	34
2	Resultados del análisis de varianza para la demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	35
3	Resultados del análisis de varianza para nitrógeno total (N-TOT)	35
4	Resultados del análisis de varianza para nitratos (N-NO ₃)	35
5	Resultados del análisis de varianza para nitritos (N-NO ₂)	36
6	Resultados del análisis de varianza para sólidos suspendidos totales (SST)	36
7	Resultados del análisis de varianza para sólidos totales (ST)	36
8	Resultados del análisis de varianza para oxígeno disuelto (OD)	37
9	Resultados de los procesos de purificación y transformación de la laguna de Moroncárit y bahía de Yavaros	41

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura</i>		<i>Página</i>
1	Imagen satelital del dren “Las Ánimas” descargando en la laguna de Moroncárit	20
2	Imagen satelital del Sistema Yavaros-Moroncárit y localización de la zona de estudio	24
3	Localización de sitios de muestreo del sistema Yavaros-Moroncárit.....	29
4	Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno.....	37
5	Comportamiento del nitrógeno total	38
6	Comportamiento de nitratos	38
7	Comportamiento de nitritos	39
8	Comportamiento de sólidos suspendidos totales.....	39
9	Comportamiento de sólidos totales.....	40
10	Comportamiento de oxígeno disuelto	40

RESUMEN

Desde el año 2000 los humedales costeros del Noroeste de México se han visto afectados por la eliminación de las descargas de aguas residuales que anteriormente se vertían sobre éstos y que aportaban los nutrientes necesarios para su funcionamiento; esta supresión responde a las necesidades de los productores acuícolas que, con el fin de evitar enfermedades en los cultivos de camarón, desviaron directamente al mar las descargas de materia orgánica, potencializando la eutrofización del litoral.

Lo ideal sería que las aguas negras se descarguen sobre los humedales ya que éstos pueden funcionar como lagunas de oxidación, las cuales, mediante procesos naturales de oxidación-reducción y fitorremediación, eliminan la materia orgánica purificando el agua. Con el fin de comprobar lo anterior, se planteó como objetivo del presente trabajo determinar la capacidad de auto purificación del humedal Yavaros-Moroncárit, del municipio de Huatabampo, Sonora, el que se eligió porque recibe un aporte de más de 90 mil metros cúbicos diarios de aguas residuales.

Para alcanzar este objetivo, se establecieron tres períodos de muestreo (7 de noviembre de 2004, 5 de mayo y 20 de octubre de 2005), que concuerdan con las épocas de mayor descarga de agua negra al humedal y con las diferentes condiciones climáticas que presenta el Golfo de California. Los principales parámetros analizados para verificar la degradación de la materia orgánica fueron DBO₅, nitrógeno total, nitratos y nitritos, entre otros. Para DBO, el rango de concentración fue de 0.6 a 150 mg/l, el N-Tot varió entre 0.21 a 9.91 mg/l, para N-NO₃ se determinaron concentraciones menores de 0.04 a 0.55 mg/l, para NO₂ de <0.02 a 0.55 mg/l, para OD desde 1.8 hasta 6.1 mg/l, SST de 17 a 340 mg/l y finalmente los ST variaron de 14335 a 79567 mg/l. Estos resultados se procesaron mediante ecuaciones de fenómenos de transporte para calcular la capacidad de auto purificación del cuerpo de agua. Al respecto, se determinó que la carga de materia orgánica se redujo desde 150 hasta 0.6 mg/l de DBO₅, equivalente al 99.6% de depuración. Por su parte, el análisis estadístico mostró diferencias significativas en sitios de muestreo más no en los períodos. En base a estos resultados, se valida y se acepta la hipótesis planteada para esta investigación.

I INTRODUCCIÓN

El conocimiento actual sobre los humedales en México es insuficiente, particularmente en la zona del Golfo de California y el existente no tiene carácter integral, ya que se basan en vagas descripciones de sus aspectos geomorfológicos sin que puedan visualizarse las complejas interacciones que existen en estos ecosistemas (Sánchez, 2002).

Los humedales costeros funcionan como filtros naturales para la purificación de las aguas residuales antes de que éstas lleguen al mar. Este proceso se da a través de reacciones de oxidación, aerobiosis, anaerobiosis y fitorremediación, mediante las cuales se degrada la materia orgánica y otros contaminantes característicos de las aguas negras, los cuales pasan a formar parte de las cadenas tróficas, indispensables para el sustento de la vida, además de ser parte irremplazable de los ciclos biogeoquímicos que rigen al planeta (Cronk y Fennessy, 2001).

El objetivo del presente estudio fue determinar la capacidad de auto purificación de las aguas del sistema Yavaros-Moroncárit, de tal manera que pueda comprobarse si éste

puede usarse como laguna de oxidación natural. El método empleado, puede ser aplicado a cualquier humedal, partiendo del hecho de que los procesos naturales de depuración dependen de la carga de contaminantes que reciben y de su capacidad de auto purificación para soportarlos sustentablemente.

El presente estudio ayudará en la elaboración de una normatividad que regule las nuevas actividades productivas, basadas en la capacidad de auto purificación de los humedales, evitando así su saturación, dado que para asegurar la sustentabilidad del desarrollo es necesario entender que para nuevos modelos de producción deben existir normas más acordes a sus características operativas (Fernández Vítora, 1997; H. Ayuntamiento de Cajeme, 1999).

1.1. Antecedentes

Según Shell (1991), la acuicultura se originó en China en el año 1,100 a.C., teniendo un gran auge por unos 1,300 años y logrando extenderse a otros países de Asia. En Europa se inició hasta la Edad Media, siendo los europeos quienes la llevaron e introdujeron a los Estados Unidos, extendiéndose al resto del continente americano (Olesen et al., 1999).

La acuicultura resurge a mediados del siglo XX, como una necesidad del ser humano de adquirir alimentos de una manera que pudiera controlarse y no estar subordinada a la naturaleza, razón por la cual esta actividad se ha distribuido a lo largo de la Costa Sonorense, desde la frontera sur con Sinaloa hasta el Golfo de Santa Clara en el norte.

El Comité de Sanidad Acuícola del Estado de Sonora (2005), reportó 15,824 ha dedicadas a la acuicultura en el 2004, distribuidas en 136 granjas acuícolas dedicadas a diferentes cultivos. Así mismo, para el 2005 reportó una producción de más de 50 mil toneladas de camarón, 10 mil toneladas más que lo producido en el año anterior. De esta manera, la acuicultura ha tenido una importante contribución al producto interno bruto estatal y nacional, además, se convirtió en una fuente de trabajo generando más de 3,000 empleos. Ha sido de tal magnitud su desarrollo económico, que se le ha llegado a dar

prioridad con respecto a otras actividades, e incluso, con el objeto de que favorecer su crecimiento, se han modificado en algunos casos, los cursos naturales y artificiales de agua con el fin de evitar cualquier afectación que éstos pudieran tener sobre las granjas instaladas y así proteger a los cultivos acuícolas garantizando la producción y la derrama económica que genera.

Ejemplo de lo anterior, es la desviación del curso original del dren Jupateco, derivando en la eliminación de sus descargas en el estero El Riito, lo que provocó una disminución en la dinámica en las corrientes de agua que remueven y distribuyen los sedimentos en todo el cuerpo de agua y solamente quedaron los canales de corrientes provocados por la succión de las bombas de las granjas acuícolas. A su vez, la eliminación del aporte de aguas residuales al humedal, que lo proveía de humedad y nutrientes alterando la funcionalidad del mismo (PFPA-DS-SIV-045/2005, 2005; PFPA-DS-SIV- 067/2005, 2005).

Estos impactos son los que despertaron el interés por este estudio, los cuales han podido ser constatados a través de la observación personal realizada por el autor de este trabajo durante visitas de inspección efectuadas para la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente. En sí, el cambio en la función transformadora de los humedales, es el punto central de esta investigación, ya que al desviar las descargas de los drenes en ellos, se suprime también la principal fuente de nutrientes de los humedales, lo que reduce las posibilidades de vida de flora, como mangle y tule y, la de fauna nativa (Drever, 1997; López Ríos y Lechuga Anaya, 2000).

1.2 Planteamiento del problema

Los humedales costeros se han visto afectados por los cambios ocurridos en su entorno, tal como la modificación de los afluentes naturales y antropogénicos que descargaban en ellos y que debido principalmente a la necesidad de proteger de la contaminación a los estanques acuícolas que se han instalado en zonas aledañas, han tenido que desviar su curso original hacia el mar abierto.

Las consecuencias de estas acciones son diversas, sin embargo, en este caso, se enfoca básicamente a la supresión de esta fuente de nutrientes, que podría impactar directamente sobre el humedal propiciando la desaparición de su vegetación característica y otros organismos asociados (Constanza et al., 1997; Mitsch y Gosselink, 2000). Así mismo, el vertido directo de aguas contaminadas con materia orgánica en el mar (hasta 20 millones de metros cúbicos diarios, según el Comité de Sanidad Acuícola del Estado de Sonora, 2001), podría ocasionar diversos problemas sobre el litoral, tales como enfermedades, e incluso mortandad, de especies que ahí habitan y de aquellas que pesca el hombre porque poseen un valor económico en el mercado. Los efectos negativos no son perceptibles en el océano, aun cuando éstos tienen menor capacidad de depuración de sus aguas que un humedal (debido a las características del cuerpo receptor), debe considerarse que el factor disolución es determinante en este caso, porque los contaminantes prácticamente se diluyen hasta concentraciones que no resultan peligrosas para la conservación de la vida marina. Al respecto, es importante señalar que para evaluar la magnitud y el tiempo en que se presentarían los impactos antes mencionados, se requieren realizar estudios específicos para cada situación, lo cual no es objeto de investigación para el presente trabajo.

El fondo que caracteriza a los humedales es fangoso o arcilloso (Metcalf y Eddy, 1991; Drever, 1997) favoreciendo los procesos de fitorremediación del mangle y la degradación de materia orgánica por acción de lodos activados (suelos ricos en microorganismos) (Steinmann et al., 2003). Estas particularidades le confieren a estos ecosistemas, la propiedad de funcionar como sistemas auto purificadores de sus aguas naturales, así como de aquellas que pueda recibir del exterior.

Del año 2000 a la fecha, se ha observado en distintos humedales del sur de Sonora, como Santa Bárbara, el estero El Riito, Quiropo, El Siaric, El Tóbari, San José, Mélagos, Bahía de Lobos y otros, han comenzado a secarse poblaciones de manglar, sin que exista un registro exacto del área afectada (Observación personal basada en visitas de inspección realizadas para la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente). Este impacto puede clasificarse de corto plazo, ya que fue a partir de la instalación y funcionamiento de granjas acuícolas en zonas adyacentes en ese año, que estos problemas iniciaron y que han podido observarse claramente desde el año 2002.

Lo anterior, sugiere que es necesario analizar la situación actual para buscar las medidas necesarias que permitan la subsistencia de los ecosistemas naturales y humanos, con la menor cantidad de impactos posibles. Resulta prioritario la conservación de los recursos naturales en beneficio del desarrollo sustentablemente, por lo que esta capacidad de auto purificación de los humedales puede aprovecharse utilizándolos como lagunas de tratamiento de aguas residuales que eviten las descargas directas sobre el mar, pero sobre todo, favorezcan la conservación de un ecosistema poseedor de un gran riqueza natural. Por tanto, para poder lograr lo anterior, es requisito indispensable determinar cuál es la capacidad del humedal Yavaros-Moroncárit para purificar las aguas residuales que en él se descargan, para que a partir de aquí, se puedan realizar las propuestas y acciones necesarias encaminadas a la conservación de los recursos naturales, el ambiente y la economía regional.

1.3 Justificación

La importancia del presente estudio radica en su contribución al conocimiento del estado y situación actual de los humedales costeros, particularmente los del noroeste del país, ya que esto y las delicadas e intrincadas interrelaciones que existen en estos ecosistemas no se conocen con exactitud. Son escasos los trabajos cuantitativos en humedales en relación a biotas, aportes tróficos, cinética de reacciones, auto purificación, etc., siendo insuficientes los estudios donde se traten sus relaciones con ecosistemas vecinos y los efectos globales que producen cuando se ven afectados. Adicionalmente, su realización contribuye a que los humedales sean aprovechados y utilizados nuevamente como lagunas de oxidación naturales reduciendo las descargas de contaminantes en el litoral; así mismo, promueve su conservación evitando su degradación y desaparición.

Por otra parte, la información generada puede utilizarse como base para la elaboración de propuestas normativas y leyes para la implementación de un marco legal reglamentario, mediante el cual se obligue a particulares, sector social, asociaciones civiles, comités estatales, autoridades, etc. a no alterar el curso natural de los humedales, exigir el

restablecimiento de los que han sido afectados y realizar los estudios pertinentes en cuanto a la capacidad de recepción y depuración de cargas contaminantes, con el fin de evitar excesos que lleven a la alteración y eutrofización del humedal.

La investigación se realizó en el sistema lagunar Yavaros-Moroncárit, que recibe aportes de contaminantes de hasta 150 mg/l de DBO₅. Otros humedales de la región, no tienen aportes de drenes, o bien, éstos han sido eliminados por solicitud de acuicultores, por lo que no existe en ellos el gradiente de concentraciones, necesario para determinar su capacidad de auto purificación, motivo por el cual, no fueron incluidos en este estudio.

Por otra parte, este estudio podría transformar la visión reduccionista de los productores acuícolas y de las autoridades, al conocer el problema que se genera al eliminar los aportes de aguas negras a los humedales y los efectos sobre ellos y el mar, quien recibe las descargas de agua residual sin tratamiento alguno, potencializando la eutrofización de los litorales y la desaparición de los humedales, situación que se evidencia por el aumento de denuncias a la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA).

1.4 Objetivo

Determinar la capacidad que tiene el humedal costero Yavaros-Moroncárit de purificar las aguas residuales que llegan a él, por medio de análisis fisicoquímicos, cuyos resultados se aplicarán en ecuaciones de fenómenos de transporte y transformación y demostrarán si dichos cuerpos de agua pueden usarse como lagunas de oxidación naturales.

1.5 Hipótesis

El humedal Yavaros-Moroncárit tiene la capacidad de auto purificar sus aguas eliminando el exceso de materia orgánica que recibe del dren "Las Ánimas" por medio de procesos de oxidación, reducción y fitorremediación.

1.6 Limitaciones

Los resultados de los análisis fisicoquímicos pueden presentar variación temporal si se muestrea en diferentes épocas del año, y espacial dependiendo del sitio donde se colecte la muestra a analizar aun siendo dentro del mismo humedal. Así mismo, las condiciones entre distintos humedales son variables por lo que los resultados de esta investigación no pueden generalizarse para todos los humedales costeros de México.

II FUNDAMENTACIÓN

El presente capítulo incluye los siguientes temas: a) la acuicultura y su impacto a los humedales, b) los humedales como centros de purificación naturales y c) fenómenos de transporte y transformación.

Se revisa información sobre las importantes devastaciones que sufre la población manglar en el mundo, en México y en el Estado de Sonora por habilitar terrenos a la acuicultura y los problemas que resultan como la eutrofización de los océanos, desertificación y erosión. Por otra parte, se considera la posibilidad de utilizar los humedales como sitios donde se purifiquen las descargas antropogénicas antes de llegar a los océanos, basado en que los contaminantes son también materia que se transporta en el agua y sufren procesos de transformación y degradación.

2.1 La acuicultura y su impacto a los humedales

Los humedales costeros son las regiones más productivas de la tierra en cuanto a formación de biomasa y transformación de sustancias químicas presentes en el agua (Constanza et al., 1997; Mitsch y Gosselink, 2000). Todos los componentes que las aguas continentales arrastran, en su mayoría son contaminantes de origen antropogénico, los cuales son concentrados y transformados en los humedales (Davidson et al., 2003). La materia orgánica es transformada en biomasa, de la cual se alimentarán diversas especies marinas o terrestres. El nitrógeno producto de la putrefacción o el amoniacal usado en la agricultura, es aprovechado y reducido a formas elementales que son utilizados en diversas rutas de las cadenas tróficas o pasan a formar parte del nitrógeno atmosférico. Los compuestos fosforados son incorporados a distintas rutas de obtención de energía. Es decir, que estos cuerpos de agua se encuentran directamente relacionados con los ciclos biogeoquímicos y de allí la importancia de su conservación (Davis, 1991; Criishank, 1994). Lo anterior constata la enorme complejidad que existe en los humedales costeros. Páez Osuna (2003a), señala que en la actualidad se carece de un entendimiento detallado para poder comprender la magnitud de las interacciones que poseen los humedales. Es posible que cambios pequeños en las características de los humedales costeros puedan representar daños significativos a dichos ecosistemas que pueden impactar directa o indirectamente a ecosistemas vecinos como el mar. Por lo que es necesario identificar y cuantificar dichas interacciones para poder definir estrategias de control técnicamente viables. En la actualidad no existen estudios profundos en este tema e inclusive no sabemos con exactitud la cantidad ni el estado de conservación preciso de los humedales (Sánchez, 2002).

Los humedales son los sitios más importantes en la tierra, debido principalmente a su función transformadora de una gran gama de compuestos vitales para los procesos de todo ser vivo, así como de ser refugio de especies marinas y gran fuente de recursos para su explotación (Kusler et al., 1994). Es precisamente en estos lugares donde las actividades acuícolas se sitúan debido a la necesidad de grandes volúmenes de agua para el desarrollo de la misma (Páez Osuna, 2003b).

Barbosa et al., (2001), señalan que el crecimiento de la acuicultura en algunas regiones del mundo como Indonesia, Malasia, Ecuador, etc., ha ocasionado una serie de impactos que han sido visibles en caídas significativas de la producción, brotes de enfermedades e implementaciones de regulaciones sobre la manera de operar tales granjas, con el fin de minimizar tales impactos en la zona costera. Estas regulaciones se basan en los impactos de las diferentes etapas del proyecto; desde la etapa de preparación del terreno hasta la etapa de abandono; así como las posibles formas de mitigar tales impactos.

Según Mújica y Díaz (2003), la zona costera en México, ha sido descuidada por la administración pública, debido a que se ha permitido que la exploten diversos sectores económicos sin que ninguno de éstos se haga responsable de los impactos negativos que se producen en ella. La costa ha sido vista por los pescadores como una fuente de recursos para realizar su actividad; el sector industrial, urbano y agrícola, como un lugar donde disponer sus residuos; el turismo, como un lugar adecuado para hoteles, restaurantes y campos de golf; la industria minera, como fuente de recursos no metálicos y más recientemente la acuicultura, como un lugar donde establecer estanques de cultivo. Todo lo anterior ha provocado cambios significativos que se han sumado a los que provocan eventos naturales como huracanes y ciclones. Algunos de estos cambios son: deforestaciones, rellenos de pantanos y marismas, eliminación de dunas, intrusión salina por sobreexplotación de mantos freáticos, pérdidas de hábitat y de la función amortiguadora, etc. (INE, 2000).

Uno de los impactos más significativos en un humedal costero es la eutrofización, misma que Vollenweider (1992), la define como el enriquecimiento de nutrientes del medio ambiente marino, por nutrientes como el nitrógeno y fósforo que estimulan la producción primaria y el crecimiento de algas. Karydis (2000), opina que aunque el nitrógeno y el fósforo, no sean en sí contaminantes, estos causan efectos adversos en los ecosistemas marinos y en la calidad de su agua. La materia orgánica excesiva promueve el desarrollo de bacterias heterotróficas que respiran consumiendo el oxígeno disuelto en el agua, ocasionando condiciones severas de anoxia, teniendo efectos muy dañinos en toda la vida acuática, además de provocar problemas de filtración de luz solar que impide la fotosíntesis de plantas acuáticas (Simpson et al., 2002). En su estudio Pretty et al., (2003), señala que en Inglaterra, los daños causados por eutrofización son del orden de \$

105 a 160 millones de dólares al año solo en los rubros ambiental y económico.

Para Aranda (2001), la eutrofización sucede cuando un cuerpo de agua se ve afectado por los contaminantes que contiene y que llegan a él. Estos contaminantes pueden ser de diversa índole como industrial, doméstica, agrícola, ganadera, minera, petrolera, etc. La acumulación de contaminantes en un cuerpo de agua provoca que los niveles de oxígeno disminuyan provocando la muerte de los organismos acuáticos (Sundareshwar et al., 2003). El aumento en la carga orgánica es uno de los principales causantes de la eutrofización de los cuerpos de agua (Caddy et al., 1998). Un aspecto muy importante es la imposibilidad del gobierno por efectuar un ordenamiento adecuado de las actividades productivas que se realizan en estos ecosistemas y evitar su eutrofización, prueba de ello es la Norma Oficial Mexicana 001-ECOL-1996, en donde especifica que el máximo permitido de carga orgánica que se puede descargar a un estero, expresada en DBO_5 es de 150 mg/l (promedio diario), misma que puede representar un alto grado de contaminación en humedales sumamente vulnerables.

El problema de la eutrofización de los ecosistemas costeros se viene dando desde hace más de tres décadas con los sistemas de drenajes industriales, agrícolas y urbanos (Enerkelin et al., 1997; Tiner, 1999), lo cual se agrava día con día con la operación de las granjas acuícolas en tales sistemas marinos. Wu (1999), piensa que el problema de la eutrofización se va agravar en un futuro cercano por las siguientes razones: (a) La productividad de las aguas costeras es frecuentemente limitada por el nitrógeno, mientras que las fuentes no-puntuales de descarga y la precipitación atmosférica de nitrógeno son cada vez más significativas y difíciles de controlar. (b) Hay en el mundo una expansión en la irrigación de áreas áridas y semiáridas, provocando desmonte y deforestación a gran escala, lo que contribuye a incrementar las tasas de erosión. (c) La agricultura, la ganadería y la acuicultura intensivas dan como resultado emisiones de amonio, descarga de nutrientes y problemas de desechos. (d) El volumen de aguas municipales generado por las poblaciones humanas es típicamente grande, y la remoción de los nutrientes es costosa.

Las actividades acuícolas generan una gran cantidad de contaminantes, tales como nutrientes, medicamentos y biocidas utilizados durante la operación de las mismas y que

son desechados a los océanos. Situación que se agravará al aumentar el número de granjas (Meyer, 1991; Páez Osuna, 2005). Las descargas de la acuicultura superan a cualquier actividad económica en cuanto a volumen de agua y materia orgánica generadas, y sus descargas poco supervisadas pueden provocar severos problemas de eutrofización en los mares (López Ríos y Lechuga Anaya, 2000).

En la tabla 1 se observa la generación de aguas de los diferentes sectores productivos en Sonora (Antuno, 2005), la cual presenta una modificación. En la tabla original, no se incluye la información del sector acuicultura. Estos datos fueron tomados del Protocolo Sanitario para la Junta Local del Tóbari (Comité de Sanidad Acuícola del Estado de Sonora, 2001).

Tabla 1. Cargas orgánicas y volúmenes de aguas residuales generadas en Sonora en 2004.

Sector	Carga Orgánica (Ton.DBO/año)	Agua Residual Generada (l/seg)
Urbanas	36,968	5,210
Ganadería	16,250	2,073
Agricultura	0	26,817
Industria	17,050	2,780
Acuicultura	73,000*	231,481**
Total	143,268	268,361

*Tomando como base un promedio diario de 10 mg/l de DBO₅.

**Tomando como base 20,000 ha. de espejo de agua en Sonora (COSAES, 2005).

Fuente: Antuno, 2005. Con modificaciones

En la tabla 1, se observa que la carga orgánica y los volúmenes de agua generados por la acuicultura, son respectivamente 1.04 y 6.27 veces mayores que los generados por las

demás actividades productivas juntas. Con base en esta apreciación, la acuacultura representa una actividad con una generación sin precedentes de aguas residuales, las cuales, no pueden ser reguladas por la norma NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas residuales en aguas y bienes nacionales, pues cuando se elaboró ésta, no se percibió las implicaciones que pudiera tener desechar tales volúmenes diarios en cuerpos de agua nacionales, de manera que los límites tan holgados de la norma 001, no pueden aplicarse a la actividad acuícola.

La tendencia actual del gobierno de México; al igual que en otros países; es el apoyo a la búsqueda de nuevas formas de producción (CNA, 2001), y en el caso de la acuacultura, es necesario diversificar la actividad como medida sustentable de la misma (SEMARNAT, 2002). Actualmente, la NOM-022-SEMARNAT-2003, publicada el 10 de Abril de 2003, prohíbe toda descarga de agua a los humedales y autoriza descargas a los océanos basados erróneamente en su gran capacidad de dilución. Pero dicha norma puede ser sobrepasada con la explosión de la actividad acuícola y su gran capacidad de generación de aguas residuales. La cantidad de agua que descarga en Sonora la actividad acuícola son aproximadamente 20 millones de metros cúbicos diarios.

El crecimiento de la acuacultura está generando un importante impacto sobre los humedales costeros, directamente por la destrucción del manglar para la obtención de terrenos e indirectamente por la modificación de calidad del agua e hidrodinámica de los esteros (Cervantes, 1994). La intrusión salina por efecto de los canales de llamada, ha provocado graves impactos a la acuacultura y la ganadería, pues el avance del agua marina en un río, canal o dren puede avanzar hasta 3 km tierra adentro (Weinstein y Kreeger, 2000). Existen datos aislados en algunas áreas que muestran cómo la cobertura de mangle se ha reducido más de la mitad, atribuido a la extensión de las granjas acuícolas (Muñoz-Viveros et al., 2001). Páez Osuna (2003b) y Vitousek et al., (1997), señalan que hasta el 40% de 1.5 millones de hectáreas en el mundo dedicadas a la acuacultura, fueron obtenidas por medio de la deforestación de manglar. Los humedales del Estado de Sonora no han sido ajenos a esto.

En la tabla 2, se muestran las modificaciones que ha sufrido el área manglar en la región

del Mayo. Palacios et al. (2005), le atribuye estas devastaciones a las actividades antropogénicas y principalmente al desarrollo de la acuicultura en la región.

Tabla 2. Modificaciones del área manglar en la parte baja de la cuenca del río Mayo.

NOMBRE DEL HUMEDAL	ÁREA DE MANGLE EN 1988 (ha)	ÁREA DE MANGLE EN 2004 (ha)	PÉRDIDA (ha)	REDUCCIÓN (%)
Estero Cabuja	376.51	105.74	270.78	71.92
Aquiropo	133.07	57.69	75.38	56.65
Navorama-Riito	74.34	9.14	65.20	87.70
Río Mayo	210.81	137.23	73.58	34.90
Lag. Moroncárit	215.62	120.89	94.74	43.94
Bah. Yavaros	340.70	322.50	18.20	5.34
Total	1,351.05	753.18	597.87	44.25

Fuente: Palacios et al., 2005.

Esta actividad, de explosivo crecimiento, se ha consolidado como una importante alternativa para el desarrollo económico y social de las regiones del Yaqui y Mayo que pasó por una crisis agrícola agravada por la prolongada sequía (Cervantes, 1994).

En la tabla 3 se presentan 42 humedales del Estado de Sonora, de los 65 inventariados por Sánchez (2002) y se señalan 21 (50%) en los cuales se realizan actividades acuícolas. También se muestran los humedales que han sido modificados o están por modificarse eliminando los drenes o arroyos que desembocan en ellos. Se presenta en esta tabla una modificación que consiste en el señalar si el humedal fue afectado por la acuicultura. Sánchez (2002), enlista únicamente el nombre del humedal.

Tabla 3. Humedales costeros de Sonora y presencia de desarrollos acuícolas.

Sistema	Acuicultura	Sistema	Acuicultura
Estero S. Francisco	No	Estero Tosalcahui	Si**
E. El Rancho	No	E. Los Mélagos	Si**
E. Bachoco	Si	E. Nalga de Hule	Si**
E. Guásimas	No	E. El Robalo	Si**
E. El Mapoli	No	E. La Atanasia	Si*
E. El Ciego	No	E. San José	Si
E. Río Muerto	No	E. Jiamora	Si*
E. La Tortuga	No	E. Pitahaya	Si*
E. Las Cruces	No	E. del Tóbari	Si*
E. Algodones	No	E. del Tobadito	Si*
E. Sto. Domingo	No	E. Sebasco	Si*
E. Camapochi	No	E. Aquiropo	Si*
E. Siuti	No	E. Novoroma	Si
E. Bairá	No	E. El Riito	Si*
E. Las Palomas	No	E. El Elote	Si*
E. S. Francisquito	No	Laguna del Etchoropo	Si**
E. La Pitahayita	No	E. Moroncárit	No**
E. Guaicari	No	E. Santa Bárbara	Si**
E. Las Piedritas	No	E. de Yavaros	No**
E. La Culebra	No	E. Bamocha	Si
E. de Lobos	Si**	E. Agiabampo	Si

*Humedal al cual se le han eliminado sus aportes (Observación personal).

**Humedal proyectado a eliminar sus aportes (Observación personal).

Fuente: Sánchez, 2002. Con modificaciones.

Páez Osuna (2003a), clasifica tres tipos de impacto en la camaronicultura: (1) Impactos

del medio ambiente sobre la camaronicultura como son cambios en agua, suelo u otros recursos, metales pesados, órgano-fosforados o parásitos, producto de las descargas agrícolas o urbanas a los humedales. (2) Impactos de la camaronicultura sobre el medio ambiente como los producidos por la instalación y abandono de las granjas que causan impacto en suelo y agua, principalmente en los humedales y (3) impactos de la camaronicultura sobre la camaronicultura, como son los derivados de la acelerada expansión de esta actividad y el ejemplo más significativo son las enfermedades que sufre este sector y que lo auto limitan.

Definitivamente la actividad acuícola representa una actividad con un crecimiento exponencial que no ha podido ser ordenado por el gobierno (SEMARNAT, 2002) y es necesario sentar las bases desde el marco de la investigación científica para que esto suceda. Si sigue el actual ritmo de crecimiento de la acuicultura e implementándose programas gubernamentales como Alianza Contigo que apoyan con “dinero gratis” y con eliminación de trámites como la autorización de impacto ambiental (INE/SEMARNAT, 2003b), un escenario hipotético es el siguiente: El Estado de Sonora cuenta con 1,209 km de litoral, en los cuales es posible el establecimiento de granjas en todo el litoral sobre una franja de aproximadamente 5 km en promedio en todo el estado, lo que representarían 604,500 hectáreas de espejo de agua, contra las 17,680 hectáreas reportadas en 2004 por el Comité de Sanidad Acuícola en Sonora, lo que significa que drenaría la acuicultura en Sonora diariamente al Golfo de California, un total de 604.5 millones de metros cúbicos de agua acarreado una infinidad de problemas tanto de eutrofización como de aporte de sedimentos, remoción de fondos, mareas rojas, etc. En cuanto a carga orgánica generada, con este mismo escenario, se producirían (considerando conservadoramente una carga orgánica de 10 mg/l de DBO₅) alrededor de 6,045 toneladas de DBO₅ diariamente. Esto representa 15.4 veces mas de lo que se produce actualmente en Sonora de carga orgánica (véase Tabla 1). Considerar un escenario más global como todo el litoral del Pacífico mexicano (7,828 kilómetros), sería prácticamente multiplicar 6 veces los valores dados con anterioridad.

2.2 Los humedales como centros de purificación naturales

Metcalf y Eddy (1991), afirman que los cuerpos de agua tienen la capacidad de auto purificarse al degradar los contaminantes que contiene. En otras palabras, la auto purificación es la capacidad de asimilación de un cuerpo receptor, representado en la cantidad de DBO que puede asimilar sin que se abatan los niveles de oxígeno disuelto y con ello baje la calidad del agua de dicho cuerpo. Estos cuerpos de agua pueden ser canales, drenes, lagos, humedales, etc., los cuales tienden a mantenerse en equilibrio físico, químico y biológico.

La oxidación de la materia orgánica en ríos, lagos y el océano es controlada por procesos de reaireación superficial, fotosíntesis y descomposición microbiana, ya sea aeróbica o anaeróbicamente, dependiendo de las condiciones presentes en el agua. Si existen condiciones de suficiente oxígeno disuelto en el agua, se favorecen rutas aeróbicas. Si existen nitratos, se favorecerán condiciones anaeróbicas. Es importante señalar que las velocidades de transformación de los procesos de auto purificación son diferentes en cada cuerpo de agua, pues el área, profundidad y velocidades de difusión son diferentes en cada caso (Drever, 1997).

Los humedales también poseen efecto fitorremediador, ya que el mangle utiliza los contaminantes presentes en el agua como nutrientes, lo que representa en una mejora en la calidad del agua del cuerpo (Flores Verdugo, et al., 1987). Steinmann et al., (2003), demuestra la capacidad que tienen el tule y el bambú para purificar aguas residuales en los humedales artificiales de las plantas de tratamiento, mejorando hasta en un 60% la capacidad de remoción en las lagunas de oxidación.

Andreozzi et al., (2004), aseguran que la amoxicilina; antibiótico usado ampliamente por la acuicultura; puede llegar a ser degradado totalmente en ambientes acuáticos en donde existan lodos activados, por acción de las bacterias presentes en el lodo. Cabe señalar que en los humedales como estuarios, lagunas y bahías existe mayor densidad de lodos activados por bacterias que en los mares, esperándose por lo tanto, una menor degradación microbiana en el mar, por lo que es un argumento más para determinar que

los humedales costeros sean los lugares en donde se deben descargar las aguas residuales y no en los océanos.

En la tabla 4 se presentan las principales funciones y servicios que prestan los humedales para dar una idea de su importancia.

Tabla 4. Funciones y servicios de los humedales.

Función	Servicio
Regulación del régimen hidrológico.	Control de inundaciones Recarga de acuíferos Protección de la línea costera Vasos reguladores de la energía dinámica.
Retención de sedimento	Mejoramiento de la calidad del agua
Procesos relacionados con la química de los suelos hídricos: Adsorción de fósforo y metales pesados Desnitrificación Reducción de sulfatos	Mejoramiento de la calidad del agua y contribución a los ciclos biogeoquímicos.
Hábitat de animales y plantas	Producción de madera. Conservación y recreación. Pesquerías y otros productos derivados de la explotación de especies silvestres.

Fuente: Cronk y Fennessy, 2001.

La comunidad vegetal dominante en la laguna de Moroncárit es el mangle (Ayala Castañares et al., 1980; López Ríos y Lechuga Anaya, 2001). Es abundante, pues se encuentra en toda la periferia de dicho cuerpo de agua formando densos cercos y es básicamente el agente fitorremediador que realiza la remoción y aprovechamiento de los contaminantes presentes en el cuerpo de agua (Flores Verdugo, et al., 1990). Al eliminar los aportes a los humedales, estos dejarán de recibir nutrientes y tendrá efectos negativos en la comunidad de manglar pudiendo llegar a desaparecer bosques completos de mangle.

López Ríos y Lechuga Anaya (2000), aseguran que el exceso de nutrientes en el dren que desemboca en Moroncárit (Dren "Las Ánimas"), ha ocasionado un crecimiento desmedido de manglar en este cuerpo de agua, provocando que las pesquerías de camarón y escama disminuyan. Sin embargo, eso es cuestionable, pues los pescadores lugareños

son los primeros en no realizar una actividad sustentable al no respetar las vedas establecidas, dedicándose todo el año a extraer productos marinos y sobrepasando el esfuerzo pesquero con pangas no autorizadas a la pesca (INE, 2000). Además no hay que olvidar que el mangle, es el principal aporte de carbono orgánico que ayuda a mantener las complejas redes tróficas de los humedales y ecosistemas marinos (Flores Verdugo et al., 1995), por lo que contrariamente a lo que opinan los autores citados al principio del párrafo, la presencia de mangle en los humedales representa un nicho y refugio para las especies marinas, terrestres y migratorias, pues su elevada fertilidad mantiene una rica y compleja cadena alimenticia caracterizada por una elevada producción de vida marina, que es exportada fuera del humedal y contribuye con la riqueza pesquera de la zona costera adyacente (Agraz et al., 2003).

En la figura 1, se puede apreciar la laguna de Moroncárit y a su derecha la Bahía de Yavaros. En los lados noroeste y suroeste de la laguna de Moroncárit, se aprecian en color café, los terraplenes formados por el arrastre de sedimentos del dren “Las Ánimas” con el paso de los años. Por otra parte, se aprecia un canal que comunica a dicho cuerpo a la salida de la boca de Yavaros. En este canal, puede distinguirse en color verde la gran cantidad manglar que existe y que se propaga hacia el sureste hasta llegar a la bahía de Yavaros. Este es el exceso de manglar que reportan López Ríos y Lechuga Anaya (2001) y que no existía en el lugar antes de la instalación del dren “Las Ánimas”. Dicho dren fue construido en los años 50`s aprovechando la inclinación o pendiente natural hacia el mar que existe en estos lugares. La región de Huatabampo, se ha ganado el nombre de “el vertedero del Sur del Estado”.

Los sedimentos en color café que se observan en la figura 1, son muy importantes pues una función de los humedales es dar elevación a la tierra y no permitir el avance del mar. La falta de descargas a los humedales podría provocar inundaciones (Evans, 1996; Muñoz Viveros et al., 2001).

No se encontraron investigaciones que dieran a conocer la capacidad fitorremediadora del mangle con respecto otras especies vegetales.

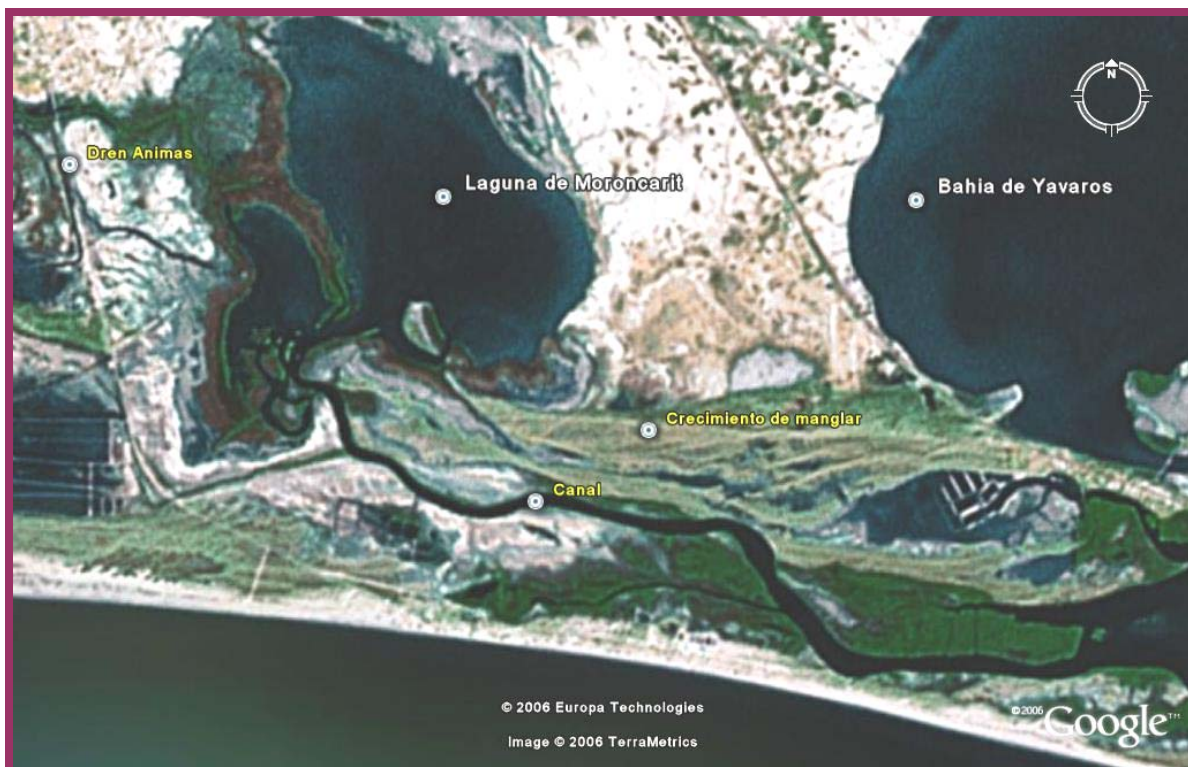


Figura 1. Imagen satelital del dren “Las Ánimas” descargando en la laguna de Moroncárit.

La NOM-022- SEMARNAT.2003, en sus numerales introductorios 02 y 03, establece que para efectos de la norma, se considerarán humedales solo aquellos en los que existan comunidades vegetales de manglar. Reconoce que existe poca información referente a humedales con vegetación diferente al manglar, como zapotales, tulares y otros, por lo que ordena un principio precautorio que los proteja.

2.3 Fenómenos de transporte y transformación de contaminantes

Para poder cuantificar y analizar la capacidad que posee un humedal para purificarse es necesario realizar un balance de materia que permita calcular la cantidad de materia que entra y sale del sistema, pues debe tomarse en cuenta que los contaminantes también son materia. Según Metcalf y Eddy, (1991), estos fenómenos se agrupan en dos grandes

procesos: transporte y transformación.

Procesos de transporte. Este tipo de procesos afecta de manera uniforme los distintos parámetros que definen la calidad del agua y son los siguientes: a) advección es el transporte de un constituyente o contaminante como resultado del flujo del agua en que se encuentra disuelto o suspendido, y b) difusión son las fluctuaciones en la turbulencia y el gradiente de concentración del constituyente o contaminante que originan un transporte de masa.

Procesos de transformación. Este tipo de procesos afecta a constituyentes específicos, y para el caso del presente estudio, se mencionan solo aquéllos que tienen mayor importancia, los cuales son los siguientes:

a) Oxidación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). La carga orgánica que se encuentra en un agua residual o contaminada requiere de cierta cantidad de oxígeno para ser oxidada. En este proceso primeramente es oxidada la materia orgánica y se necesitan alrededor de 8 a 12 días. Después de este tiempo se inicia la oxidación de los compuestos nitrogenados.

b) Reaireación superficial. Cuando la concentración de oxígeno en un cuerpo de agua con una superficie libre, está por debajo de su concentración de saturación, se establece un flujo neto de oxígeno de la atmósfera al agua, el cual es proporcional a la cantidad de oxígeno disuelto que está por debajo de la concentración de saturación.

c) Demanda de oxígeno del sedimento. Parte de los sólidos que logran sedimentar en una corriente de agua, es materia orgánica que demandará oxígeno para oxidarse.

d). Deposición de lodos. Como se mencionó anteriormente los sólidos suspendidos de una corriente tienden a sedimentar con el tiempo arrastrando a gran parte de los contaminantes.

e). Fotosíntesis y respiración (F/R). La relación de estos dos procesos de transformación es de suma importancia para determinar el grado de contaminación de una corriente o cuerpo de agua. Normalmente tiende a mantenerse en equilibrio cuando el grado de

contaminación no es muy alto, o bajo condiciones naturales (Stumm y Morgan, 1981; Nemerow, 1991). Sin embargo, a medida que se tiene una alta concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo) tiende a favorecerse la fotosíntesis y por lo tanto la relación F/R será mayor, por otro lado, la contaminación de tipo orgánica tenderá a incrementar la respiración. En ambos casos deben existir condiciones favorables como es el oxígeno disuelto, intensidad de luz, carga microbiana, entre otros.

Los procesos de transformación de la materia orgánica se ven afectados por las condiciones de temperatura, y en el caso del área de estudio existen 3 ciclos anuales: uno de aguas frías desde enero a junio, producto de la corriente fría del Golfo de California; otro cálido desde julio hasta octubre, producto de las corrientes cálidas ecuatoriales del Pacífico; y uno templado debido al enfriamiento del agua como resultado del comienzo de las corrientes frías desde noviembre a enero (Sánchez, 2002). Estas diferencias de temperaturas en las aguas de los sistemas lagunares del Golfo de California, son reportadas también por Ayala Castañares et al., (1980), asegurando que provocan a menudo condiciones de anoxia en el agua, lo que origina grandes mortandades de fauna marina, resultando afectadas principalmente especies de escama. El agua caliente queda en el estrato superior por ser más ligera que el agua helada (Castellan, 1987). Los peces prefieren nadar en ambientes tibios, por lo que la mayor cantidad de ellos se quedan en la capa caliente agotando rápidamente los niveles de oxígeno y por lo tanto mueren por anoxia.

Gortáres y Castro (1993), realizaron un estudio en el Valle del Yaqui con la finalidad de determinar si había auto purificación en los drenes colectores de la región, encontrando que no existía debido al poco tiempo de retención del agua y a los continuos aportes de agua que recibían los drenes en su trayectoria. En el caso del presente estudio, el cuerpo de agua medido es el humedal del sistema Yavaros-Moroncárit), asegurando Metcalf y Eddy, (1991) que el cálculo es similar en todos los cuerpos de agua y solamente varían datos como el flujo, las características de los fondos del cuerpo de agua, el caudal y las dimensiones.

III MÉTODO

3.1 Localización del sitio

La región de estudio es el humedal Yavaros-Moroncárit que se localiza en la Costa Sur del Estado de Sonora, a 22 kilómetros al sur de la ciudad agrícola de Huatabampo. Se extiende aproximadamente entre los 26° 40' y 26° 45' de latitud norte, 119° 50' y 119° 25' de longitud oeste. Ver figura 2.

3.2 Características del sitio

Se escogió el sistema Yavaros-Moroncárit por varios motivos, entre ellos el tener aportes con alto grado de contaminación por el dren Las Ánimas, mientras que en otros humedales, debido al desarrollo de la acuacultura, fueron eliminadas las descargas de aguas residuales de los cuerpos receptores y por tal motivo no es posible medir el efecto

de auto purificación. En este sistema es viable medir de manera independiente la auto purificación que se lleva a cabo, tanto en la laguna de Moroncárit, como en la bahía de Yavaros y en la mezcla de ambas aguas al salir por la boca de ésta última al océano.

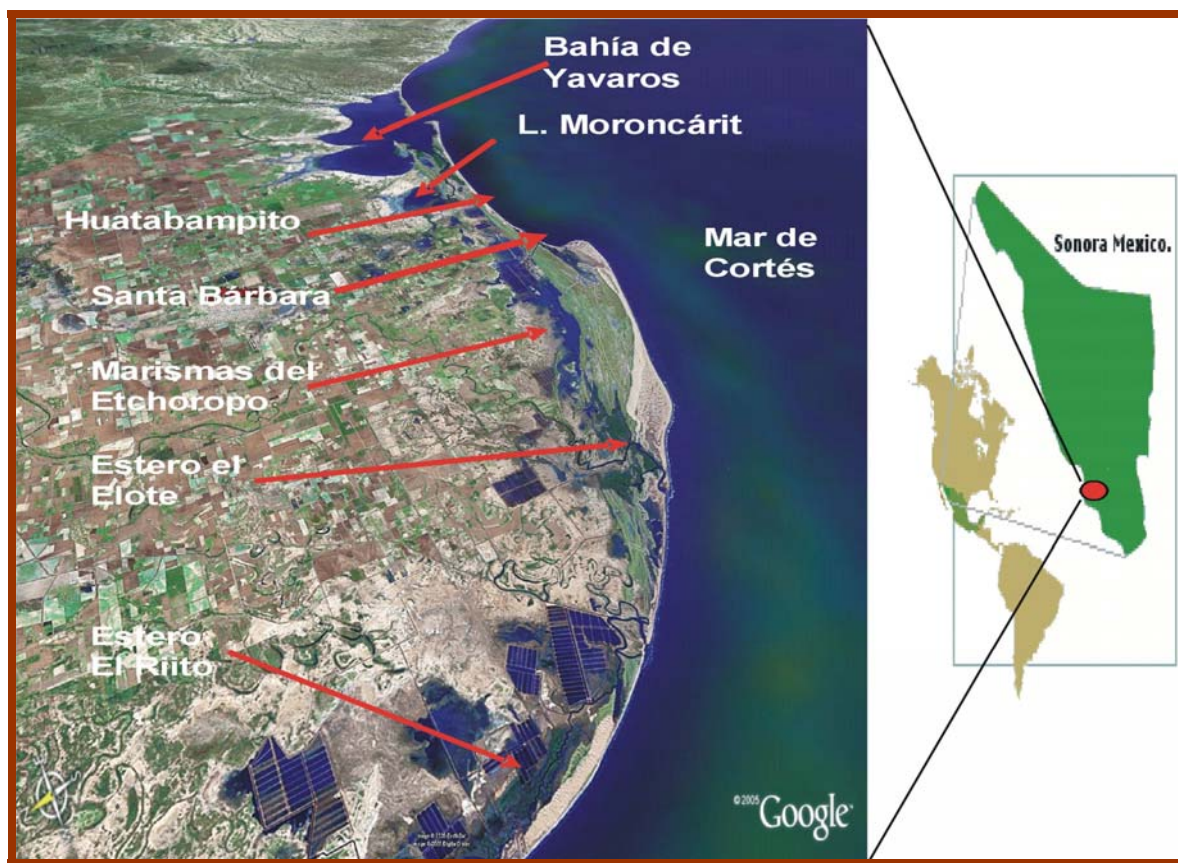


Figura 2. Imagen satelital del Sistema Yavaros-Moroncárit y localización de la zona de estudio.

La laguna de Moroncárit forma parte del Sistema Yavaros (ver figura 2), el cual incluye la actual desembocadura del Río Mayo (estero el Elote), la laguna Etchoropo (conocida como marismas del Etchoropo), la laguna Tecucuri, el estero Santa Bárbara, el estero de Huatabampito y la propia bahía de Yavaros. Este sistema se localiza a menos de 10 km al norte de la playa de Huatabampito, en el municipio de Huatabampo (Ayala Castañares et al., 1980). La superficie total del sistema es de 32,190 ha, de las cuales el 23% corresponde a los cuerpos de agua (7,400 ha aproximadamente). En ella desembocan dos drenes: El 0, llamado también Las Ánimas y el Huatabampito; siendo el primero un

colector de descargas urbanas, agrícolas e industriales que conduce agua de las poblaciones comprendidas entre Navojoa y Huatabampo (Mendoza Cantú, 1997).

Por otro lado, los drenes agroindustriales y agrícolas Huatabampo, Yavaros y L, descargan en la bahía de Yavaros y actualmente se encuentran tapados debido a que el agua es usada nuevamente por productores agrícolas (Palacios et al., 2005). El agua de cola; residuo de la elaboración de harina de pescado de la industria local; desde 1995 es depositada en una laguna de oxidación situada al noroeste de esta bahía (López Ríos y Lechuga Anaya, 2001).

Ayala Castañares et al., (1980), describen en su estudio a la laguna Moroncárit como una laguna costera de tipo residual que se une a la bahía de Yavaros por un canal de mareas estrecho que se conoce como Estero Moroncárit y abarca una superficie de 611 ha. Mide 10 km de largo y tiene una profundidad máxima de 0.5 m. En su porción central se desprende un brazo con dirección oeste llamado Estero Huatabampito. La laguna Moroncárit durante las mareas bajas queda casi totalmente seca, excepto por algunos canales profundos, formando enormes bajos de arena y fango. Estos ambientes se clasifican como humedales de tipo estuarino intermareal de costa no consolidada.

La costa occidental de esta laguna esta bordeada por una franja de mangle negro (*Avicenia germinans*), que según pescadores y pobladores locales se ha incrementado a partir de 1960 y coincide con el inicio de las descargas del dren Independencia también conocido como Las Ánimas. Esta franja es un humedal que pertenece a la categoría de estuarino intermareal con vegetación arbustiva. En la parte exterior de la franja de manglar y sobre los terrenos inundables se presentan zonas extensas de halófitas (*Salicornia sp* y *Batis marítima*) que caracterizan a los humedales estuarinos intermareales con vegetación emergente. En esta misma clasificación se incluye al canal de descarga del dren donde se tiene una cobertura muy densa de tular (*Typha sp*), la cual según Steinmann et al., (2003), posee propiedades de remoción de contaminantes en agua.

Ayala Castañares et al., (1980), encontraron que en el sistema lagunar Yavaros-

Moroncárit existe el fenómeno de estratificación térmica por diferencias entre las temperaturas del agua lagunar caliente por insolación y del aporte de drenes, y el agua marina fría proveniente del golfo. Esta estratificación térmica provoca a menudo condiciones de anoxia en el agua, lo que origina grandes mortandades de fauna marina; principalmente especies de escama; ocasionando descontento entre los lugareños, ya que consideran que estas mortandades son por efecto de los contaminantes de los drenes (observación personal).

3.3 Muestreo

Debido a que las condiciones de temperatura influyen en gran medida en los fenómenos de auto purificación, fue necesario tomar en cuenta las condiciones climáticas del área de estudio. Sánchez (2002), señala que en los esteros del Golfo de California se presentan 3 ciclos anuales: uno de aguas frías desde enero a junio, producto de la corriente fría del Golfo de California; otro cálido desde julio hasta octubre, producto de las corrientes cálidas ecuatoriales del Pacífico; y uno templado debido al enfriamiento del agua como resultado del comienzo de las corrientes frías desde noviembre a enero.

Fue necesario conocer también las fechas en las que el dren Las Ánimas tiene más aportaciones a la laguna de Moroncárit. Esta información fue proporcionada por la Comisión Nacional del Agua con residencia en Navjoa, Sonora. Las fechas obtenidas, se ajustaron a los ciclos anuales de corrientes escogiéndose una fecha de muestreo para cada ciclo, quedando de la siguiente manera: 7 de Noviembre de 2004, 5 de Mayo y 20 de Octubre de 2005.

Para tener una representatividad espacial en el muestreo, se seleccionaron 11 sitios de muestreo con el propósito de medir el efecto en los cuerpos de agua de las descargas continentales, las dinámicas de las corrientes y los sitios de comunicación de la laguna, la bahía y el Golfo de California. La distribución y justificación de éstos sitios se observan en la tabla 5 y en la figura 3.

Los 11 sitios de muestreo fueron tomados con el geoposicionador global satelital (GPS), marca Garmin modelo Rhino 110, utilizando el datum WGS-84, para asegurar que los tres muestreos realizados durante el año fueran del mismo sitio.

Tabla 5. Localización de los sitios de muestreo.

Sitio de Muestreo	Localización (UTM) usando DATUM WGS-84	Características del sitio y criterios para selección del muestreo
1	X= 636289; Y= 2960838	Corresponde al dren Las Ánimas a 5 km antes de su desembocadura con la laguna Moroncárit. Se busca identificar la calidad del agua sin la influencia del agua marina.
2	X= 646953; Y= 2955224	Corresponde al desembocadura del dren Las Ánimas en la laguna Moroncárit. Se ha dado inicio a la dispersión de los contaminantes del agua.
3	X= 646647; Y= 2959471	Corresponde al sitio de la entrada al canal que comunica a la laguna con la bahía de Yavaros
4	X= 647363; Y= 2958156	Corresponde a una zona de estabilidad dinámica aparente de corrientes de la laguna de Moroncárit.
5	X= 647756; Y= 2954399	Corresponde a la parte media del canal de comunicación de la laguna de Moroncárit con la bahía de Yavaros.
6	X= 648815; Y= 2953714	Corresponde al punto de la salida de la laguna de Moroncárit y proporciona idea de la auto purificación que se logró en este cuerpo.
7	X= 649958; Y= 2951847	Corresponde a la boca de la bahía de Yavaros y representa el lugar donde se comunica el sistema Yavaros-Moroncárit con el Golfo de California. Proporciona una idea de la auto purificación que se logró en todo el sistema.
8, 9 y 10	X=653861; Y= 2953496 X=651603; Y= 2954862 X=650034; Y=2957212	Corresponden a tres zonas de estabilidad dinámica de corrientes de la bahía de Yavaros.
11	X= 647852; Y= 2951135	Corresponde a aguas del Golfo de California y proporcionará información de la calidad del agua entrante.

La muestra 1 (dren Las Ánimas), fue tomada 5 kilómetros antes de su desembocadura para evitar el efecto de dilución que tienen las mareas, pues el avance de agua marina en un río, arroyo, canal o dren puede llegar hasta 3 km tierra adentro (Wenstein y Kreeger, 2000). La región de Huatabampo posee condiciones de poca elevación de terreno, por lo que lo han denominado como “el vertedero del Sur del Estado” (López Ríos y Lechuga Anaya, 2001) y debido a esto, el avance de las mareas recorre varios kilómetros a lo largo de drenes.

Las muestras tomadas en los sitios de muestreo del 2 al 5 y del 8 al 10, se realizaron al momento en que la marea se encontraba en el punto más alto, por lo que la concentración de contaminantes se encuentra en el estado más diluido por efecto de la marea.

Las muestras en los sitios de muestreo 6 y 7, se realizaron en el momento en que la marea ya se encontraba en franca resaca, y es cuando el agua empieza a salir del sistema a mar abierto. En este sitio se tendrá referencia de la purificación que sufrió el agua tanto en Moroncárit como en todo el sistema lagunar.

La muestra del sitio 11 (agua del Golfo de California) fue tomada cuando se tenían recolectadas todas las muestras, pues los ciclos de mareas no ejercen efecto alguno en este punto.

3.4 Análisis del agua

Se realizaron análisis fisicoquímicos en los laboratorios del Centro de Servicios de Recursos Naturales del Instituto Tecnológico de Sonora, de Cd. Obregón, Sonora, para determinar la calidad del agua en diferentes puntos del humedal del sistema Yavaros-Moroncárit utilizando las técnicas del Standard Methods (APHA, AWWA y WPCF, 1989). Los parámetros medidos fueron DBO_5 , nitrógeno total, nitratos, nitritos, sólidos suspendidos totales, sólidos totales y fósforo total. Los análisis se realizaron por triplicado y se reportó el promedio entre ellos.

3.5 Análisis estadístico

En cuanto al análisis estadístico de los resultados, se hizo en base a un diseño de bloques completamente aleatorizados para cada parámetro. La prueba de rango múltiple no fue utilizada por no existir interacciones entre los parámetros por el efecto de dilución presente en los cuerpos de agua. Para el análisis de los datos se utilizó el programa Statgraphics 4.0. Para observar el comportamiento gráfico se utilizó el programa Excell de Microsoft.

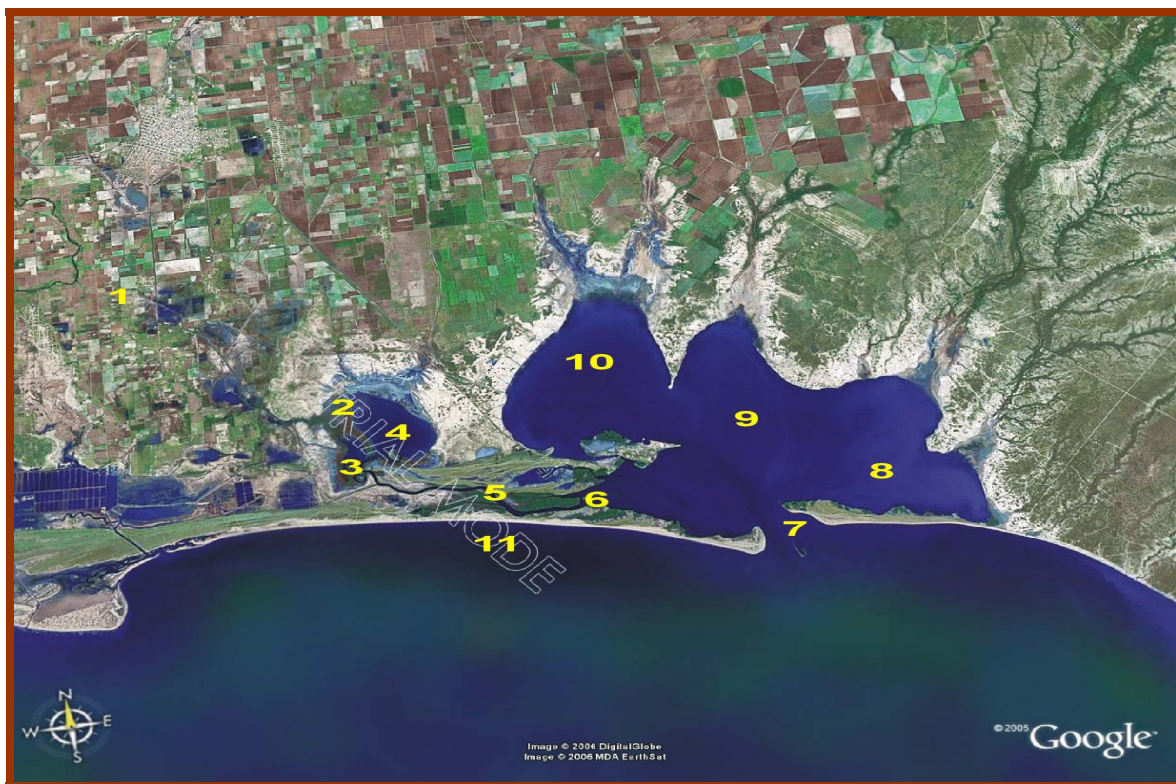


Figura 3. Localización de sitios de muestreo del sistema Yavaros-Moroncárit.

Se determinó también la velocidad lineal del flujo (m/s) por el método del molinete y utilizando el área reportada por Ayala Castañares et al., (1980), se obtuvo el flujo volumétrico Q (m^3/s), mientras que por medio de las constantes de la tabla 9 se obtuvo el número de Reynolds (Re), los cuales se usaron posteriormente en los cálculos de auto purificación.

3.6 Cálculo de los procesos de transformación

Los cálculos para cada proceso, se hicieron de acuerdo a lo expuesto por Metcalf y Eddy (1991) de la siguiente manera:

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Se calculó la velocidad de degradación carbonácea y nitrogenada en base a la siguiente ecuación:

$$R_c = -K_c L_c \text{ y } R_n = K_n L_n \quad (1)$$

Donde:

R_c = Velocidad de degradación de DBO carbonácea.

K_c = Constante de Velocidad de degradación de DBO carbonácea.

L_c = Concentración de DBO carbonácea.

R_n = Velocidad de degradación de DBO nitrogenada.

K_n = Constante de velocidad de degradación de DBO nitrogenada.

L_n = Concentración de DBO nitrogenada.

Reaireación superficial. La velocidad de reaireación se calculó mediante la ecuación siguiente:

$$R_R = (K_R A/V)(C_s - C) = (K_R/H)(C_s - C) = K_2(C_s - C); \quad K_2 = (DoU)^{1/2} / H^{3/2} \quad (2)$$

Donde:

R_R = Velocidad de ganancia de oxígeno debido a la reaireación.

K_R = Constante de velocidad de flujo.

A = Área superficial libre del volumen de control.

C_s = Concentración de saturación de oxígeno disuelto en agua.

C = Concentración de oxígeno disuelto en las aguas.

K_2 = Velocidad de reaireación superficial.

U = Velocidad del agua.

V = Volumen del elemento de control.

Do = Coeficiente de difusión molecular del oxígeno en agua.

H = Profundidad del elemento de volumen del canal.

Demanda de oxígeno del sedimento. La velocidad de oxidación del sedimento esta dada por la siguiente ecuación:

$$R_s = K_s/H \quad (3)$$

Donde:

R_s = Velocidad de consumo de oxígeno del sedimento.

K_s = Constante de velocidad de consumo de oxígeno del sedimento.

Depositación de lodos. La velocidad de sedimentación se calculó a partir de la siguiente ecuación:

$$R_d = (W/H)S \quad (4)$$

Donde:

R_d = Velocidad de depositación de sólidos

W = Velocidad de sedimentación de sólidos

S = Concentración de sólidos suspendidos.

Fotosíntesis y respiración. Estos dos procesos son muy importantes en los procesos de purificación de aguas, pues mientras que la fotosíntesis dona oxígeno al sistema, la respiración la consume. Esto es muy importante para definir si un cuerpo de agua sufre o no eutrofización. Se basa en la relación de 3 parámetros: el carbono, nitrógeno y fósforo, resultando que la relación ideal para que se presente un equilibrio entre fotosíntesis y respiración debe ser C/N/P = 105/15/1.

El balance de materia para el cuerpo de agua, se calculó de la siguiente manera:

$$\text{Transformación} = -R_o + R_R - R_s + R_p - R_{RP} \quad (5)$$

Donde:

R_o = Velocidad de degradación de DBO.

R_B = Velocidad de ganancia de oxígeno debido a la reaireación.

R_s = Velocidad de consumo de oxígeno del sedimento.

R_p = Velocidad de producción de oxígeno por fotosíntesis

R_{RP} = Velocidad de consumo de oxígeno por respiración

Se utilizaron las constantes de velocidad de los procesos de transformación calculadas por Metcalf y Eddy (1991), las cuales se presentan en la tabla 6.

Tabla 6. Constantes de velocidad de procesos de transformación usados.

CONSTANTE	VEL. MIN.	VEL. MED.	VEL. MAX.
K_c (d ⁻¹)	0.0217	0.10	0.13
K_s (gm ² /d)*	1.0	N.R.	2.0
D_o (m ² /d)**		2.56×10^{-4}	
C_s (mg/l)		9.08	
K_b (d ⁻¹)	0.12	1.0	26
W (m/s)	1×10^{-4}		1×10^{-6}
μ (kg/ms)		0.00105	
P (kg/m ³)		1000	

*Valores para esteros, **Datos realizados para una temperatura de 30°C.

Fuente: Metcalf y Eddy, 1991.

En la tabla 7 se presentan los parámetros que se tomaron en cuenta para el cálculo de los fenómenos de transporte y transformación descritos en el capítulo IV de resultados.

Tabla 7. Parámetros de cálculo usados.

Parámetro	Moroncárit	Yavaros	Boca de Yavaros
Área* (ha)	611	3600	0.2
Volumen* (m ³)	3,300,000	82,000,000	
Veloc. media* (cm/s)	28	28	50
Profundidad media* (m)	0.30	2.0	10
No. Reynolds**	1.33×10^8	2.66×10^8	4.76×10^8

*Fuente Ayala Castañares et al., (1980).

**Tomado experimentalmente en campo.

IV. RESULTADOS

En el cuadro 1, se presentan los períodos de muestreo correspondientes a las fechas en las que se realizan las mayores aportaciones del dren “Las Ánimas” al humedal en estudio y concuerdan también con las diferentes condiciones climáticas que se presentan en el Golfo de California. Estas fechas o período de muestreo son: el 7 de noviembre de 2004, 5 de mayo y 20 de octubre de 2005.

En el encabezado de columnas del cuadro 1, se presentan los diferentes sitios de muestreo basados en criterios de estabilidad y turbulencia del cuerpo de agua. La localización geográfica de los sitios de muestreo, se especifica en la tabla 5 del capítulo III del presente estudio.

Los parámetros de medición de la calidad del agua, se presentan en el encabezado de filas del cuadro 1. En el cuerpo del cuadro 1, se presentan los resultados del experimento.

Cuadro 1. Resultados de la calidad del agua en diversos sitios del sistema Yavaros-Moroncárit para 3 fechas.

PARAMETRO	FECHA DE MUESTREO*	SITIOS DE MUESTREO										
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
DBO (mg/l)	1	125	10.30	2.50	0.90	2.10	0.60	3.40	1.80	3.90	3.50	1.80
	2	150	9.20	3.20	2.00	4.80	0.80	3.60	1.20	3.60	3.20	1.20
	3	65.0	68.0	66.20	47.60	51.20	6.80	4.40	5.60	5.60	4.40	5.60
N-TOT (mg/l)	1	4.00	3.58	3.25	0.90	0.72	0.75	0.43	0.21	0.30	0.28	0.21
	2	6.17	4.00	3.15	1.28	0.68	0.81	0.09	0.38	0.60	0.43	0.38
	3	9.91	1.36	0.56	0.40	0.65	0.56	0.35	0.61	0.49	0.37	0.61
N-NO ₃ (mg/l)	1	0.25	0.38	0.40	0.15	0.05	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04
	2	0.19	0.55	0.53	0.27	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04
	3	0.32	0.18	0.51	0.20	0.07	0.36	0.22	0.36	0.44	0.31	0.36
N-NO ₂ (mg/l)	1	0.14	0.22	0.28	0.16	0.04	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
	2	0.11	0.36	0.34	0.20	0.04	0.06	<0.02	<0.02	<0.02	0.03	<0.02
	3	0.29	0.27	0.55	0.23	0.06	0.26	0.37	0.21	0.38	0.41	0.21
OD (mg/l)	1	4.5	5.1	3.8	5.8	5.8	5.5	6.1	5.2	4.8	5.6	5.2
	2	1.8	4.6	4.2	5.8	6.1	5.4	5.6	5.4	5.4	5.8	5.4
	3	2.5	3.2	3.8	3.3	4.1	3.9	5.8	5.3	5.4	5.4	5.3
SST (mg/l)	1	340	88	43	55	25	45	52	55	49	51	55
	2	322	78	38	65	30	43	48	59	35	39	59
	3	122	62	106	17	50	53	159	25	39	34	25
ST (mg/l)	1	25437	14355	35183	25320	50384	47653	61114	66924	56382	58351	66924
	2	22723	17863	27193	36171	52373	55886	68164	76575	62113	45398	76575
	3	35185	31177	41876	43298	51636	56845	75288	78571	79567	68335	78571

* Correspondencia: 1 = 7/Nov/2004, 2 = 5/May/2005 y 3 = 20/Oct/2005

En los cuadros del 2 al 8, se observan los resultados del análisis estadístico realizado a los datos experimentales. Se utilizó un diseño de bloques completamente aleatorizados para identificar el efecto principal y las posibles interacciones entre variables.

Cuadro 2. Resultados del análisis de varianza para la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅).

<i>Recurso</i>	<i>Σ Cuadrados</i>	<i>Diferencia</i>	<i>Importancia</i>	<i>Valor F</i>	<i>Valor P</i>
Efecto principal:					
Sitios de muestreo	132099,0	10	13209,9	6,69	0,0001
Residual	43440,4	22	1974,56		
TOTAL	175539,0	32			

Cuadro 3. Resultados del análisis de varianza para nitrógeno total (N-TOT).

<i>Recurso</i>	<i>Σ Cuadrados</i>	<i>Diferencia</i>	<i>Importancia</i>	<i>Valor F</i>	<i>Valor P</i>
Efecto principal:					
Sitios de muestreo	113,361	10	11,3361	9,15	0,0000
Residual	27,2591	22	1,23905		
TOTAL	140,62	32			

Cuadro 4. Resultados del análisis de varianza para nitratos (N-NO₃).

<i>Recurso</i>	<i>Σ Cuadrados</i>	<i>Diferencia</i>	<i>Importancia</i>	<i>Valor F</i>	<i>Valor P</i>
Efecto principal:					
Sitios de muestreo	0,467521	10	0,0467521	2,16	0,0636
Residual	0,476267	22	0,0216485		
TOTAL	0,943788	32			

Cuadro 5. Resultados del análisis de varianza para nitritos (N-NO₂).

<i>Recurso</i>	<i>Σ Cuadrados</i>	<i>Diferencia</i>	<i>Importancia</i>	<i>Valor F</i>	<i>Valor P</i>
Efecto principal:					
Sitios de muestreo	0,292273	10	0,0292273	1,53	0,1937
Residual	0,419733	22	0,0190788		
TOTAL	0,712006	32			

Cuadro 6. Resultados del análisis de varianza para sólidos suspendidos totales (SST).

<i>Recurso</i>	<i>Σ Cuadrados</i>	<i>Diferencia</i>	<i>Importancia</i>	<i>Valor F</i>	<i>Valor P</i>
Efecto principal:					
Sitios de muestreo	126303,0	10	12630,3	6,35	0,0002
Residual	43729,2	22	1987,69		
TOTAL	170032,0	32			

Cuadro 7. Resultados del análisis de varianza para sólidos totales (ST).

<i>Recurso</i>	<i>Σ Cuadrados</i>	<i>Diferencia</i>	<i>Importancia</i>	<i>Valor F</i>	<i>Valor P</i>
Efecto principal:					
Sitios de muestreo	1,07431E10	10	1,07431E9	17,12	0,0000
Residual	1,38034E9	22	6,27429E7		
TOTAL	1,21234E10	32			

Cuadro 8. Resultados del análisis de varianza para oxígeno disuelto (OD).

<i>Recurso</i>	Σ Cuadrados	<i>Diferencia</i>	<i>Importancia</i>	<i>Valor F</i>	<i>Valor P</i>
Efecto principal:					
Sitios de muestreo	21,3606	10	2,13606	3,23	0,0105
Residual	14,56	22	0,661818		
TOTAL	35,9206	32			

Las figuras de la 4 a la 10, muestran el comportamiento o tendencia de los parámetros analizados.

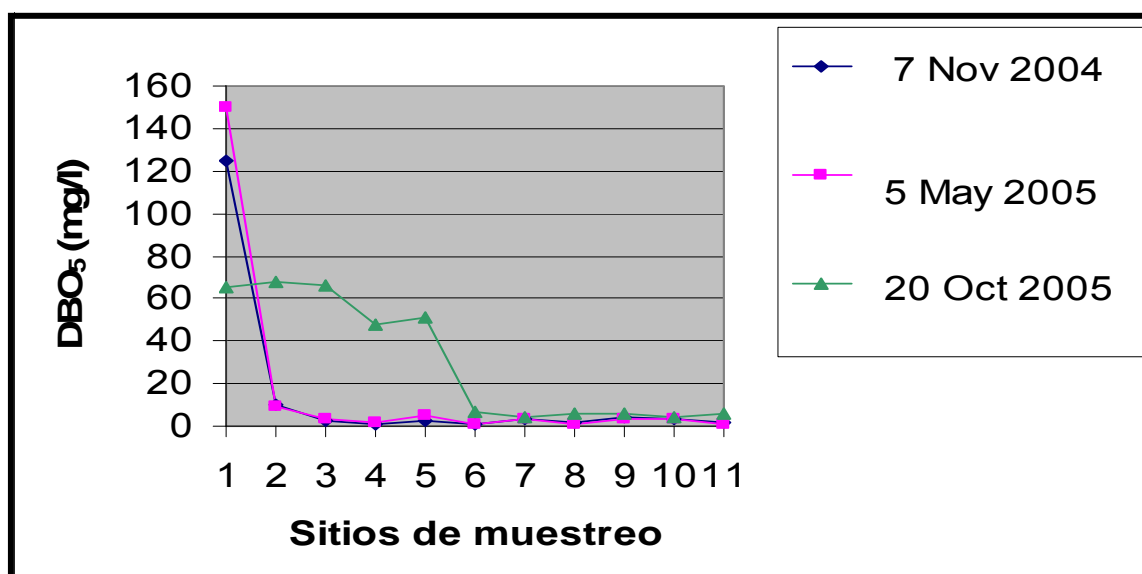


Figura 4. Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno.

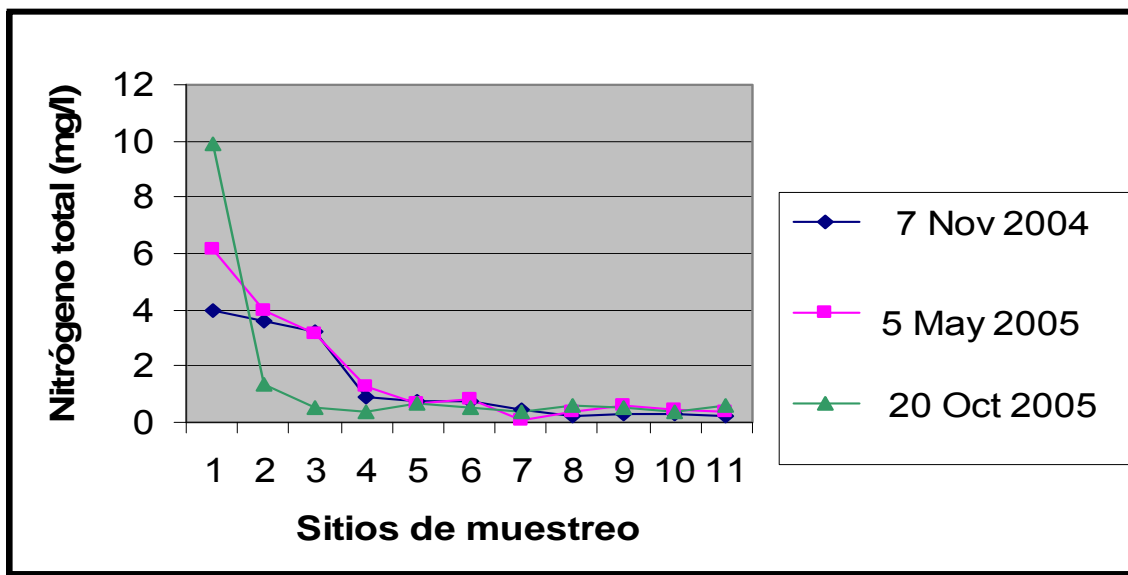


Figura 5. Comportamiento del nitrógeno total.

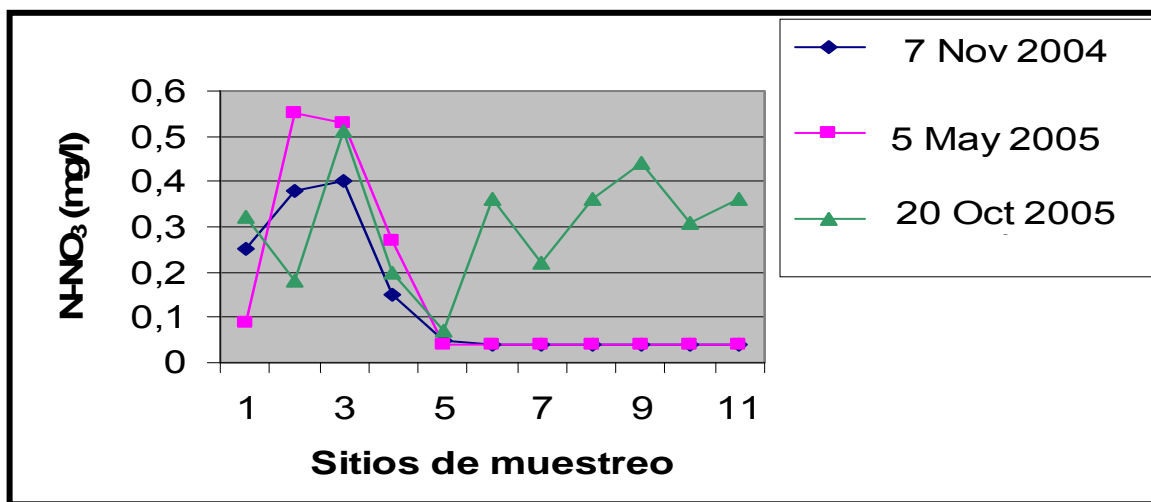


Figura 6. Comportamiento de nitratos.

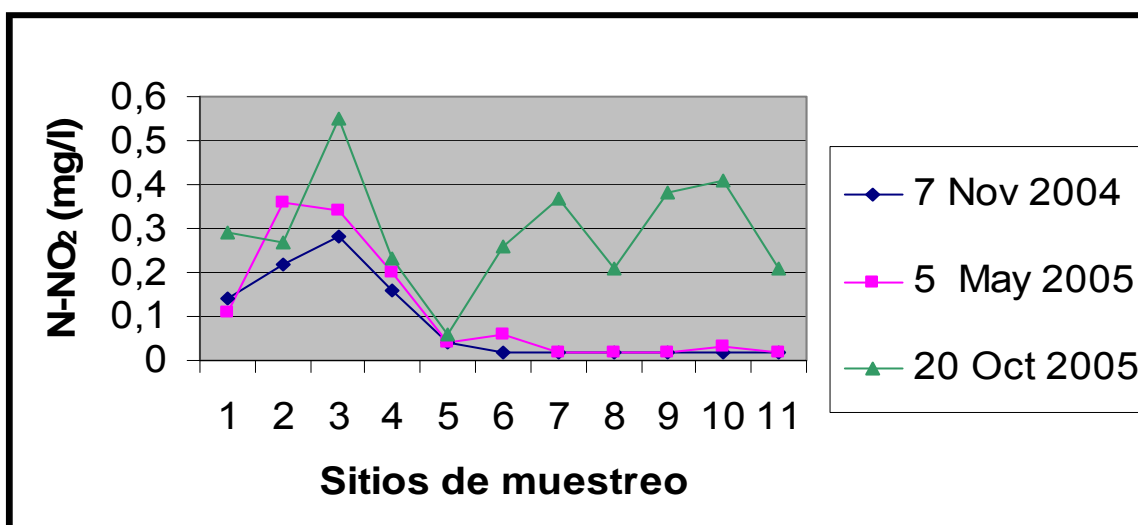


Figura 7. Comportamiento de nitritos.

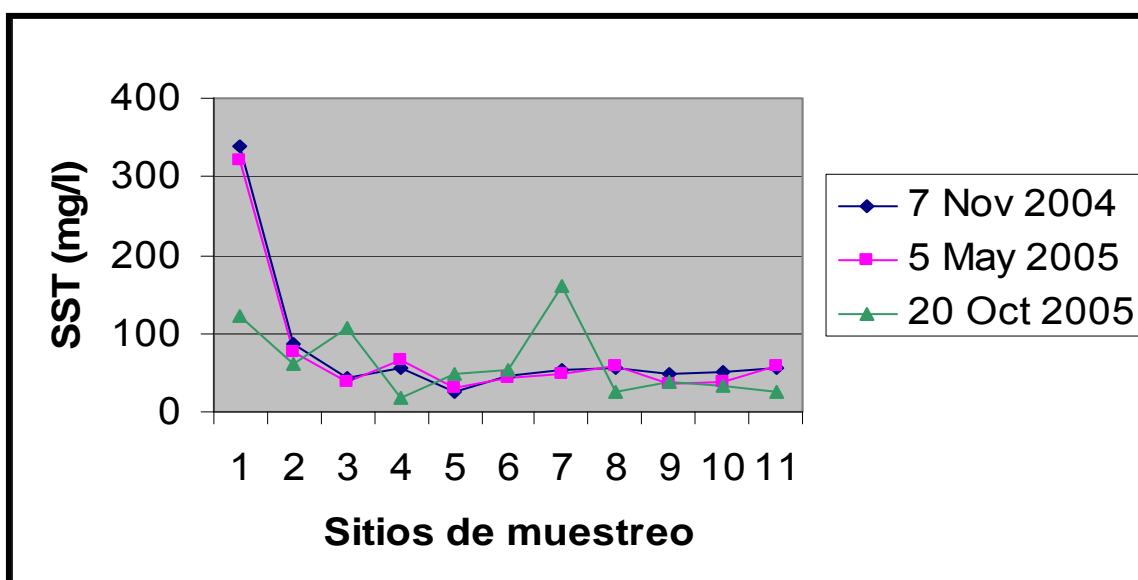


Figura 8. Comportamiento de sólidos suspendidos totales.

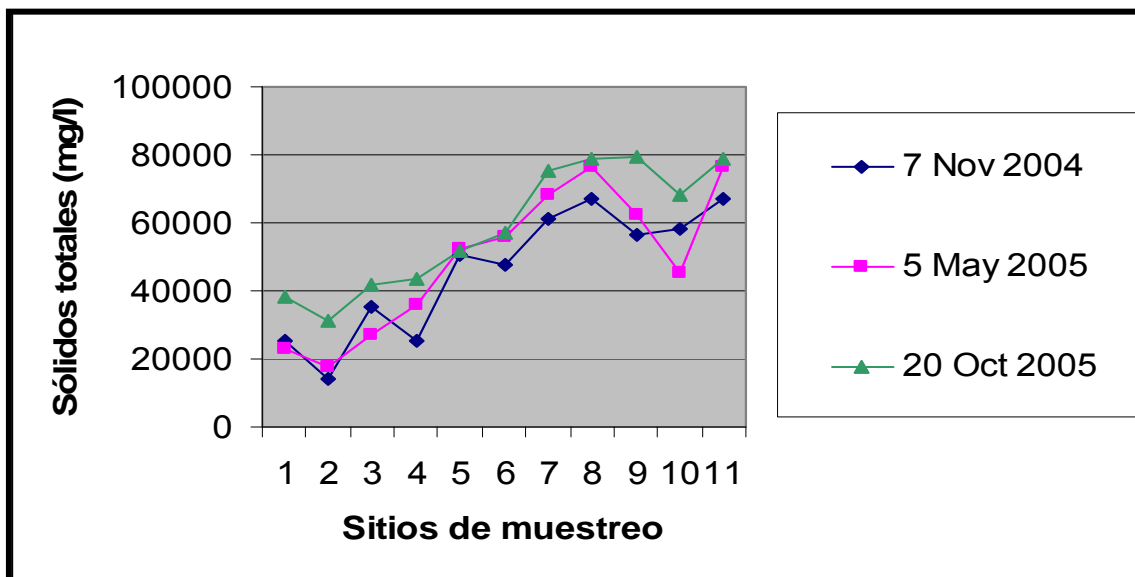


Figura 9. Comportamiento de sólidos totales.

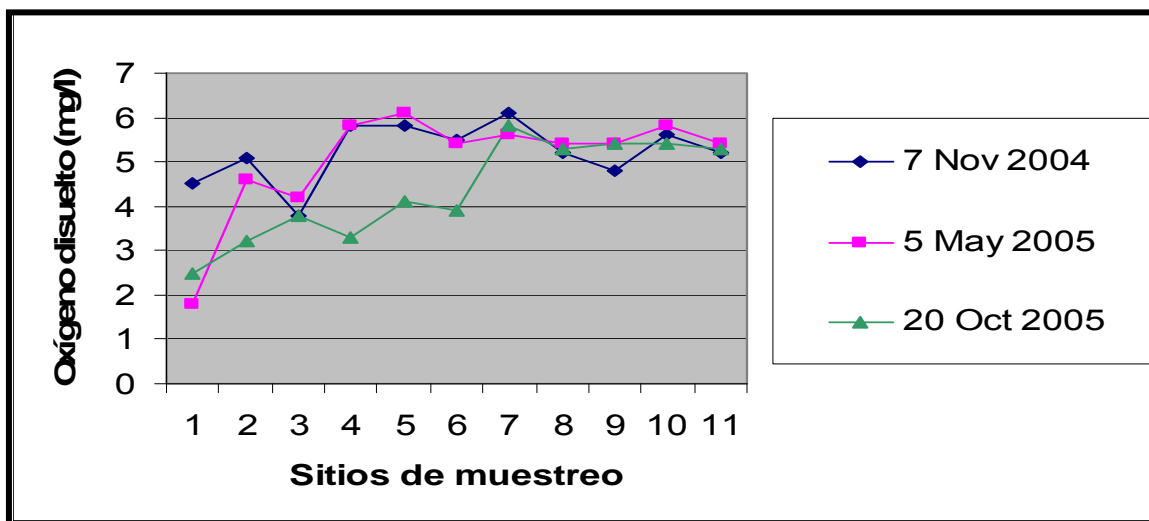


Figura 10. Comportamiento de oxígeno disuelto.

En el cuadro 9, se presentan los resultados de los procesos de purificación y transformación del sistema lagunar Yavaros-Moroncárit, los cuales se obtuvieron al aplicar los resultados experimentales del cuadro 1 en las fórmulas de fenómenos de transporte y transformación.

Cuadro 9. Resultados de los procesos de purificación y transformación de la laguna de Moroncárit y bahía de Yavaros.

PROCESO DE TRANSFORMACIÓN	LAGUNA DE MORONCÁRIT	BAHÍA DE YAVAROS
OXIDACIÓN DE DBO KcMIN = 0.0217 /D Kc MED = 0.1/D KcMAX= 0.13/D	TIEMPO DE RESIDENCIA (DÍAS) 46.08 10.00 7.70	TIEMPO DE RESIDENCIA (DÍAS) 46.08 10.00 7.70
REQUERIMIENTO DE O ₂ POR DBO NATIVO= DBO DREN SEDIMENTO TOTAL	(TONELADAS / DIA) 18.942 10.282 44.000 76.144	(TONELADAS /DIA) 596.60 0.00 164.00 820.26
SUMINISTRO DE OXÍGENO OD EN EL AGUA RE AIEREACION SUP. TOTAL PROPORCIÓN SUMINISTRO / DEMANDA	(TONELADAS / DIA) 35.193 384.650 419.840 5.5 VECES MAYOR	(TONELADAS / DIA) 874.20 529.81 1404.01 1.7 VECES MAYOR
DEPOSITACION DE LODOS	(TONELADAS / DIA) 103	(TONELADAS / DIA) 304
FOTOSÍNTESIS / RESPIRACIÓN RELACION C / N / P = 105 / 15 / 1	VALOR TEÓRICO 8.4 / 1.2 / 0.08 VALOR MED. OBTENIDO 7.28 / 1.5 / 0.08 P= 0.08 mg/ l	VALOR TEÓRICO 6.3 / 0.9 / 0.06 VALOR MED. OBTENIDO 5.7/ 0.36 / 0.06 P= 0.06 mg/ l

V. DISCUSIÓN

5.1 Comportamiento de la DBO₅

En el cuadro 1 y la figura 4, se observa que los muestreos realizados el 7 de Noviembre de 2004 y 5 de Mayo de 2005 presentan resultados similares con muy poca variación, pero en el muestreo realizado el 20 de Octubre de 2005, hay un aumento importante en los valores de DBO₅. Esto debido a una mortandad de peces que se registró 48 horas antes del último muestreo, producida por una estratificación térmica ocurrida en la laguna de Moroncárit. Esta estratificación térmica, es una característica de estos sistemas lagunares conectados al Golfo de California como lo señala Ayala Castañares et al., (1980). Esta se presenta comúnmente todos los años en los cambios de temporada (otoño-invierno, invierno-primavera) en los cuales, las corrientes de aguas cálidas provenientes de tierra se mezclan con las aguas más frías del Golfo de California, con lo cual se favorece la estratificación de las agua por diferencia de densidades, quedando una capa de agua fría en el fondo por ser más densa y en la superficie una capa de agua

más caliente (Castellan, 1987). Los peces prefieren nadar en ambientes más cálidos por lo que agotan el oxígeno disuelto en agua de ese estrato produciendo mortandades por anoxia. La gran cantidad de peces en descomposición (más de 20 toneladas presumiblemente), provocó que aumentara la cantidad de materia orgánica en el agua y por lo tanto aumentó la DBO_5 . Esta mortandad; según información de los pobladores; ocurrió solamente en la laguna de Moroncárit, no presentándose en la bahía de Yavaros.

En la figura 4 se puede apreciar el comportamiento de la DBO_5 en los tres períodos de muestreo, sobresaliendo el hecho de que en los dos primeros períodos, la carga orgánica decae abruptamente en el sitio de muestreo 2 (entrada a la laguna de Moroncárit), mientras que en el tercer período, la carga orgánica disminuye hasta el sitio de muestreo 6 que es la salida de la laguna de Moroncárit.

En los 2 primeros muestreos (7 de Noviembre de 2004 y 5 de Mayo de 2005), se observa una disminución muy importante de la DBO_5 en los sitios de muestreo 2 al 6 (ver cuadro 1 y figura 4), lo que indica que hay purificación al avanzar por el cuerpo de agua. En el sitio 5, en los 3 períodos de muestreo, hay un repunte repentino que puede explicarse como efecto de la profundidad, ya que este lugar es menos profundo que el 4 y el 6. Según Ayala Castañares et al., 1980; Drever, 1997; Cronk y Fennessy, 2001; Eckenfelder y Ford, 1970, a menor profundidad, la velocidad también es menor, por lo que hay menos distribución y más acumulación de materia orgánica. La turbulencia es esencial para que la distribución de partículas y contaminantes sea mayor por el cuerpo de agua (Metcalf y Eddy, 1991).

El sitio de muestreo 6 representa el sitio donde el agua sale de la laguna de Moroncárit y es donde se presenta el valor más alto de purificación en los tres períodos de muestreo con disminución de más del 90% de la materia orgánica que entró a la laguna. Es importante señalar que en este sitio la velocidad del agua es mucho mayor que en los sitios anteriores.

El sitio de muestreo 7 representa el punto de salida del agua tanto de la laguna como de la bahía hacia el mar y arrojó concentraciones de DBO_5 más elevadas que el sitio 6 (salida de la laguna). Esto se debe a que la cantidad de agua de la bahía de Yavaros es

mayor que en la laguna de Moroncárit. Dicho de otra manera, la calidad del agua en la boca; en lo que respecta a DBO_5 ; es más parecida a la calidad existente en la bahía de Yavaros.

Los sitios de muestreo 8, 9 y 10, representan los sitios muestreados en la bahía de Yavaros y su calidad es similar al agua entrante del Golfo de California, no existiendo descargas que afecten significativamente su calidad.

Se observó que la cantidad de materia orgánica depositada por drenes en la laguna Moroncárit es mucho mayor que la que se deposita en Yavaros. En este puerto las sardineras drenan 12 l/s ó 1,044 m^3 /día (Antuno, 2005), con una DBO_5 no mayor de 150 mg/l, lo que significa que son depositados aproximadamente 150 kg/día de DBO, conteniendo principalmente materia grasa, mientras que en la laguna de Moroncárit, la cantidad es mucho mayor, pues el caudal del dren Las Ánimas es de 1.05 m^3 /s, lo que significan se vierten 90,720 m^3 /día con una DBO promedio de los tres muestreos realizados de 113.33 mg/l, lográndose depositar en este cuerpo de agua más de 10,281 kg de materia orgánica por día.

En el cuadro 2 de análisis de varianza para la DBO_5 , se aprecia que las diferencias más significativas se presentan 6.69 veces más entre los sitios de muestreo que entre los diferentes períodos de muestreo (valor F). El valor P, muestra la significancia estadística para los diferentes efectos. El efecto que tenga más pequeño el valor P, será el principal efecto y es el único que se muestra en el cuadro 2. Esta prueba tiene un intervalo de confianza del 95%.

Los resultados del cuadrado mínimo significativo, con un intervalo del 99% de confianza, presentaron resultados muy interesantes, pues indican que en los sitios de muestreo 1 y 3, se obtuvieron las mayores diferencias entre los datos. Esto debido al gradiente de concentraciones que existe entre el dren y el sitio donde se están realizando los procesos de auto purificación. El sitio 6 es el que tuvo menor diferencia, respecto a los períodos de muestreo ya que en los tres períodos de muestreo llegan a valores similares.

5.2 Comportamiento del nitrógeno total

Los resultados del cuadro 1 y la figura 5, demuestran una reducción del nitrógeno total en más del 90%, lo que se atribuye principalmente al efecto de dilución de las mareas y no a una degradación del nitrógeno, dado el corto el período de residencia del agua en el sistema (12 horas). Para que exista degradación de nitrógeno, Metcalf y Eddy (1991), consideran que deben ser períodos mayores a 12 días.

En cuanto al análisis de varianza del cuadro 3, se observa que las diferencias más significativas se siguen presentando entre los sitios de muestreo y no entre los diferentes períodos de muestreo, lo que indica un efecto de dilución al avanzar los contaminantes por el cuerpo de agua. Si las diferencias mayores se hubiesen dado entre los períodos de muestreo, indicaría efecto de condiciones climáticas. Los resultados del cuadrado mínimo significativo, con un intervalo del 99% de confianza, indican que en los sitios de muestreo 1 y 2, se obtuvieron las mayores diferencias entre los datos, debido principalmente al efecto de la mortandad de peces registrada horas antes del tercer muestreo. El sitio 7 es el que tuvo menor diferencia, ya que es el punto de salida del agua de los 2 sistemas, por lo que va más diluida y concuerda con los datos del cuadro 1 como el punto donde se obtuvieron concentraciones más bajas.

5.3 Comportamiento de los nitratos y nitritos

Observando las figuras 6 y 7, se puede apreciar una disminución paulatina de estos parámetros en el cuerpo de agua, por efectos de dilución. No puede existir en este punto degradación nitrogenada, pues se requiere de más de 12 días para que lograrlo (Metcalf y Eddy, 1991). En el tercer período de muestreo, observa un comportamiento errático al aumentar en un sitio de muestreo, disminuir en el siguiente y volver aumentar, debido a la descomposición de los peces muertos por la estratificación térmica mencionada con anterioridad.

Los primeros dos períodos de muestreo, llegan a niveles muy bajos cuando lo normal es

que los nitratos y nitritos aumenten mientras disminuye el nitrógeno total (Drever, 1997), esto se explica por el efecto de la dilución del cuerpo de agua.

El análisis de varianza (cuadros 4 y 5), indica que las diferencias más significativas se presentan también entre los sitios de muestreo y no entre los diferentes períodos de muestreo.

Los resultados del cuadrado mínimo significativo, con un intervalo del 99% de confianza, indican resultados similares entre nitratos y nitritos. En ambos parámetros, se obtuvieron las mayores diferencias en los sitios de muestreo 2 y 3. Se aprecia que aumenta súbitamente la concentración de nitratos y nitritos en un sitio y desciende de igual forma en el siguiente. Esto se debe a las características de excesivo manglar de estos puntos (Ayala Castañares et al., 1980; López-Ríos O, Lechuga-Anaya M., 2000), y se probará posteriormente el hecho de que en la laguna se están favoreciendo procesos de fotosíntesis que aumentan el contenido de nitrógeno en el agua. El sitio 5 es el que tuvo menor diferencia, tanto en nitratos como nitritos.

Un hecho importante es que los niveles de nitratos y nitritos en el agua entrante (sitio de muestreo 11) se encuentran muy altos en el tercer período de muestreo e inclusive mayor que el agua entrante del dren Las Ánimas, siendo la posible explicación de este hecho, la mortandad de peces, pues tal contaminación al momento de salir al golfo, continuó con su ruta degradativa amonio-nitratos-nitritos, de manera que la marea volvió a introducir al sistema los mismos contaminantes pero ahora con más horas de degradación elevando la cantidad de nitratos y nitritos (Metcalf y Eddy 1991; Drever, 1997; Cronk y Fennessy, 2001).

5.4 Comportamiento de sólidos suspendidos totales

En la figura 8 y cuadro 1, se aprecia que también existe un comportamiento errático en los tres períodos de muestreo, aunque tendiente a disminuir conforme avanza por el cuerpo de agua, presentándose estos aumentos en los sitios de muestreo donde hay más

turbulencia o velocidad del agua (sitios 6 y 7) debido a que la turbulencia no permite sedimentar tales sólidos y permanecen flotando en el líquido.

En cuanto al análisis de varianza del cuadro 6 para SST, las diferencias más significativas se presentan entre los sitios de muestreo y no entre los diferentes períodos de muestreo, contrariamente a lo que se deduce de los resultados del cuadrado mínimo significativo, pues indican que en los sitios de muestreo 1 y 7 se obtuvieron las mayores diferencias entre los datos y revelan un efecto de la temperatura sobre los sólidos suspendidos totales. A menor temperatura, existe presencia de más sólidos; pues las bajas temperaturas no favorecen su disolución. Los períodos 1 y 2, son períodos fríos, mientras que el período 3 comprende el período más caliente (Sánchez, 2002). Las diferencias presentadas en el sitio 7, se deben sin duda a una mala técnica muestreo. El sitio de muestreo 5 es el que tuvo menor diferencia, debido a que en este punto, gran parte de los sólidos se han depositado en el fondo (Ayala Castañares et al., 1980; Gortáres y Castro, 1993; Drever, 1997).

5.5 Comportamiento de sólidos totales

En la figura 9 y cuadro 1, se aprecia en los tres muestreos el aumento de los sólidos totales al avanzar el agua dulce del dren por el cuerpo de la laguna de Moroncárit y es debido a que el agua dulce tiene menor cantidad de sales que el agua salada. Se puede apreciar también que siempre en el agua de Yavaros se observan mayores niveles de sólidos totales que en Moroncárit, debido a que en Yavaros no hay descargas significativas de agua dulce. Este parámetro tiene poca importancia para efectos de la purificación de las aguas, pero es interesante ver el avance del agua dulce sobre la salada, en donde a pesar de estar muy cercana el agua de la salida al golfo (sitio de muestreo 6), persiste el efecto del agua dulce al no alcanzar la cantidad de sólidos que se registra en el agua del golfo (Wenstein y Kreeger, 2000).

En cuanto al análisis de varianza del cuadro 7, se observa que las diferencias más significativas también se presentan entre los sitios de muestreo y no entre los diferentes

períodos de muestreo, lo que indica que las condiciones climáticas tienen poco efecto sobre los sólidos totales, pues este parámetro está directamente relacionado con la dinámica de las corrientes en los cuerpos de agua (Metcalf y Eddy 1991; Drever, 1997).

Los resultados del cuadrado mínimo significativo, con un intervalo del 99% de confianza, indican que en los sitios de muestreo 8 y 11, se obtuvieron las mayores diferencias entre los datos por ser donde alcanzan los mayores valores y no hay efecto del agua dulce. El sitio 2 es el que tuvo menor diferencia, debido a que es el sitio de entrada del dren al cuerpo de agua y no es muy diferente la cantidad sólidos totales entre ambos puntos. Se aprecia también en este análisis cómo se va diluyendo el agua dulce en la salada desde los sitios 1 al 6, hasta llegar a mar abierto (Wenstein y Kreeger, 2000).

5.6 Comportamiento del oxígeno disuelto

El efecto que se aprecia en la figura 10 es de aumento continuo del oxígeno disuelto en el agua. Comienza en niveles muy bajos en el desemboque del dren de Moroncárit (sobre todo en el segundo y tercer período de muestreo), sin embargo al avanzar por el cuerpo de agua se recupera rápidamente, esto se debe al efecto de la reaireación superficial, pues al disminuir el oxígeno disuelto en el agua por debajo de su concentración de saturación, inmediatamente se activa un flujo de oxígeno del aire al agua hasta que se llega nuevamente a su concentración de saturación. Entre más baja sea la cantidad de oxígeno disuelto en el agua, mayor es la velocidad de ganancia de oxígeno debido a la reaireación superficial. Este es uno de los principales mecanismos de purificación con que cuentan los cuerpos de agua. Entre mayor sea el tamaño del cuerpo de agua, mayor será la cantidad de oxígeno ganado para los diferentes procesos biológicos (Metcalf y Eddy, 1991).

En cuanto al análisis de varianza del cuadro 8, se observa que las diferencias más significativas permanecen entre los sitios de muestreo.

Los resultados del cuadrado mínimo significativo, con un intervalo del 99% de confianza, indican que en el sitio de muestreo 7, se obtuvieron las mayores diferencias entre los datos y representa al agua saliendo del conjunto lagunar, con más oxígeno disuelto que el agua del golfo, lo que pudiera interpretarse que ganó oxígeno por reaireación superficial, por fotosíntesis o por ambas rutas. El cuadro 1, indica que los sitios 1 y 2 obtuvieron menor diferencia y corresponden a los puntos donde hay menor oxígeno disuelto en el agua. En el sitio 1, es claro que tenga la menor cantidad de oxígeno por ser agua residual y el sitio 2, por su cercanía con el primero.

5.7 Capacidad de purificación y transformación

En el cuadro 9 se presentan los resultados obtenidos sobre purificación y analizando cada una de las partes de los procesos de transformación, se pueden ver interesantes aspectos de la mecánica de estos procesos. Se muestran en primer término, los tiempos de residencia obtenidos en las constantes de oxidación de la DBO.

Se puede apreciar un máximo de 46.08 días, una media de 10 días y un mínimo de 7.7 días para que se lleven a cabo los procesos de oxidación de la DBO, lo cual en el caso particular del presente estudio, y debido a la naturaleza de las mareas, el agua en el sistema solamente dura 12 horas, oxidándose solo el 5% de la materia orgánica biodegradable o un 10% diario. En Moroncárit, de las 29.224 toneladas de DBO que se generan al día por efecto de la DBO nativa (materia orgánica original en el agua) y la DBO del dren Las Ánimas, solamente se oxidan 1.46 toneladas en 12 horas o 2.92 toneladas al día. Otra parte de la DBO se deposita en el fondo y se degradará por efecto del oxígeno disuelto en el agua y por degradación microbiana en rutas aeróbicas y anaeróbicas. Otra parte es tomada por las plantas acuáticas como el mangle y el tule y el resto de la DBO, continuará su oxidación total en el océano. En Yavaros se generan por día, aproximadamente 235.340 toneladas de DBO, casi en su totalidad generada por la DBO nativa.

En cuanto a la expectativa sobre la eficiencia de la purificación que se está llevando a

cabo en los cuerpos de agua estudiados sería muy aventurado decir que Moroncárit se encuentra a un 18% de su capacidad y Yavaros a 58% según los requerimientos y suministros de oxígeno obtenidos, sobre todo por el hecho de que no toda la materia orgánica será biodegradada ahí (solamente el 10 % diario), por lo que la cantidad de oxígeno disponible es mucho mayor y que sin duda, será utilizado para los diferentes procesos biológicos como degradación aerobia y anaerobia de sedimentos y fitorremediación (Stumm y Morgan, 1981; Metcalf y Eddy, 1991).

Otro a manera de expresar la capacidad de auto purificación que se presenta en el cuerpo de agua estudiado es en base al gradiente que se presenta en la entrada y salida del cuerpo de agua. En el caso de Moroncárit, se presentan las mayores descargas (87 veces más que Yavaros), reduciéndose cargas de 150 a 0.6 mg/l de DBO_5 , lo que significa una depuración de 99.6%. En el caso de Yavaros, la calidad del agua que entra al sistema es similar a la calidad en la salida.

En cuanto a la relación fotosíntesis/respiración, la cual da una idea del grado de contaminación de un cuerpo de agua, se observa (cuadro 9) que para el caso de Moroncárit se está favoreciendo la fotosíntesis al resultar un valor de nitrógeno de 1.5 cuando debe ser menor a 1.2. En cuanto a Yavaros resultaron más bajos los valores obtenidos que el valor teórico. Puede entenderse esto, ya que la laguna de Moroncárit tiene gran cantidad de manglar y tule en comparación con Yavaros que es escaso. Cabe señalar que pueden catalogarse ambos cuerpos de agua como poco contaminados según la relación Fotosíntesis/Respiración (F/R) (Metcalf y Eddy, 1991; Drever, 1997).

Es importante señalar que para los valores de C/N/P mostrados, corresponden a las respectivas medias de los valores de DBO_5 y nitrógeno total en ambos cuerpos de agua. El valor del carbono fue tomado de la apreciación de Metcalf y Eddy (1991) que dice que el carbono total es de 1.2 a 2.0 veces mayor que la DBO_5 , tomándose el valor de 2.0. Con el fin de establecer el parámetro de la relación F/R, el valor del fósforo total fue obtenido del muestreo del 7 de Noviembre de 2004, debido a que en los otros períodos no se detectó presencia de éste contaminante.

Cabe señalar que el efecto fitorremediador no pudo ser medido por no encontrar una

metodología existente para lograrlo, sin embargo, este efecto, junto con la re aireación superficial son sin lugar a dudas los más importantes mecanismos en los procesos de degradación que utilizan los humedales para auto purificarse como lo señalan Steinmann et al., (2003).

En cuanto al balance de materia que se describe en la ecuación (5) del capítulo III, la cual se emplea para poder conocer la transformación de contaminantes en los cuerpos de agua del sistema Yavaros-Moroncárit, no pudo desarrollarse, debido a que los parámetros de velocidad de producción de oxígeno por fotosíntesis (R_p) y velocidad de consumo de oxígeno por respiración (R_{RP}), no pudieron ser medidos por no encontrar la metodología para hacerlo. Aun así, en el cuadro 9, puede observarse que dicho balance es positivo para la auto purificación en ambos cuerpos de agua, por encontrarse en mayor medida la cantidad de oxígeno disuelto existente que el oxígeno requerido para oxidar toda la materia orgánica, además de que la relación fotosíntesis/respiración (F/R), indica que se están favoreciendo procesos de fotosíntesis que contribuirán a la producción de más oxígeno.

Es recomendable que en la zona del humedal Yavaros-Moroncárit, se realice un estudio *in situ* sobre el efecto fitorremediador para conocer la capacidad de absorción de contaminantes que posee la vegetación característica de humedales, de tal forma que pueda incluirse este proceso de auto purificación en futuros balances de materia. Los métodos empleados en dicho estudio, deberán contemplar la mayor cantidad de variables posibles, como caracterización y cuantificación de las cargas orgánicas presentes en el agua, temperaturas, flujos volumétricos, turbulencia, tipo de microorganismos de los fondos y fenómenos meteorológicos regulares o extraordinarios (huracanes, ciclones, efecto del niño, etc).

Las remociones más significativas fueron en la laguna de Moroncárit, en donde existe comunidad manglar exuberante (López Ríos y Lechuga Anaya, 2000). Palacios et al., (2005), señalan que el área manglar es mayor para la bahía de Yavaros, pero su densidad es menor en comparación con la que se presenta en la laguna de Moroncárit.

A pesar de los niveles de contaminación tan altos que se presentaban en la laguna de

Moroncárit, se logró en ésta mayor purificación que en la bahía de Yavaros, la cual no tiene aportes contaminantes significativos.

VI. CONCLUSIONES

El sistema lagunar Yavaros-Moroncárit, posee la capacidad de auto purificar las aguas residuales que llegan a él, por medio de mecanismos depuradores como la oxidación, reducción y fitorremediación.

En la laguna de Moroncárit, la proporción del suministro de oxígeno es mayor que en la bahía de Yavaros, a pesar que el primer cuerpo es más pequeño y es el que recibe mayor cantidad de contaminantes.

La laguna de Moroncárit tiene mayor auto purificación de la DBO que la bahía de Yavaros, debido la mayor densidad manglar y tular que existe en Moroncárit, los cuales actúan como fitorremediadores al absorber los nutrientes (contaminantes) presente en el agua.

Existe un adecuado equilibrio en ambos cuerpos de agua, ya que la relación fotosíntesis/respiración presenta valores cercanos a la relación de estabilidad 105C/15N/1P. En la laguna de Moroncárit se favorecen más los procesos fotosintéticos y de generación de oxígeno que en la bahía de Yavaros.

El fenómeno de estratificación térmica afectó solo la capacidad de auto purificación de la laguna de Moroncárit, por ser de menor área en comparación con la bahía de Yavaros.

El presente trabajo indica que existe capacidad de auto purificación en el sistema lagunar Yavaros-Moroncárit, por lo tanto puede ser usado como laguna de oxidación natural en donde se descarguen los grandes volúmenes de aguas residuales que genera la actividad acuícola. Estas descargas con nutrientes, incrementarán la densidad de vegetación de humedales (mangle, tule, etc), favoreciendo mecanismos depuradores como la fitorremediación. El continuar eliminando las descargas hacia los humedales, propiciará que éstos se degraden o disminuyan su función transformadora.

BIBLIOGRAFÍA

- Agraz, H. M., Flores, V. F., Calvario, M. O. (2003). Impacto de la Camaronicultura en Ecosistemas de Mitigación. *In*: F. Páez Osuna (ed.), Camaronicultura y medio ambiente, UNAM, México. 18:443-464.
- Andreozzi, R., Caprio, V., Ciniglia, C., Dechampdorea, M., Logiudice, R. (2004). Antibiotics in the environment: Occurrence in Italian STPs, fate, and preliminary assessment on algal toxicity of amoxicillin. *Environ. Sci. Technol.* 38:6832-6838.
- APHA-AWWA-WPCF, (1989). *Standars Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17 Ed. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Polution Control Federation. USA, pp 71-143.
- Aranda, C. N. (2001). Alimentando al mundo, envenenando al planeta: Eutrofización y calidad de agua. *Avance y Perspectiva*, volumen 20, pp. 35-60.
- Ayala, C. A., Malpica, C. V., Gutiérrez, E. M. (1980). Geología marina de la región de Yavaros, Sonora, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología*. UNAM, pp. 2-15.
- Barbosa, V., Luna, G. A., Aguirre, G., Riquelme, C., Ascencio, V. F. (2001). Enfermedades microbianas de pectínidos en Ibero América. *Los moluscos pectínidos de Ibero América*. Ciencia y Cultura. México-Chile. 16: 325-342.
- Caddy, J. J., Csirke, S. J., García, R. M., Grainger, J.R. (1998). How pervasive is fishing down marine food webs. *Science*. 282: 1383-1387.
- Castellan, G. W. (1987). *Fisicoquímica*. Editorial Addison- Wesley Iberoamericana, 2 da. Edición, México, p. 84.
- Cervantes, M. (1994). *Guía regional para el conocimiento, manejo y utilización de los*

humedales del noroeste de México. Instituto Tecnológico de Estudios Superiores de Monterrey - Campus Guaymas, Guaymas, Sonora, pp. 5-24.

CNA. (2001). Perspectivas del sector hidráulico en México. Comisión Nacional del Agua, México, D. F., pp. 3-10.

Comité de Sanidad Acuícola del Estado de Sonora. (2001). Protocolo sanitario para la Junta Local de Sanidad Acuícola del Tóbari, pp. 17-19.

Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.

Cronk, J. K., Fennessy, M. S. (2001). *Wetlands plants: biology and ecology*. Lewis Publishers, Boca Ratón, Florida, p. 178.

Criishank, G. (1994). El agua en la Ecología, Contaminación de Cuencas. La Industria y Usos Agrícolas, pp. 35-68.

Davidson, I. Vanderkam, R., Padilla, M. (2003). Review of wetland inventory information in North America, EUA, 35 pp.

Davis, S.M. (1991). Growth, decomposition, and nutrient retention of *Cladium jamaicense* Crantz and *Typha domingensis* Pers. in the Florida Everglades. *Aquatic Botany*, 40: 203-224.

Drever, J.J. (1997). *The geochemistry of natural waters; surface and groundwater environments*. Editorial Prentice Hall, 3ra. Edición, EUA, pp. 87-169.

Eckenfelder, W. W., Ford, D. L. (1970). *Water pollution control. Experimental procedures for process design*, The Pemberton Press Jenkins Publishing Company, EUA, pp 3-160.

- Enerkelin, E. C., Cano, G., Garza, R. A., Vogel, E. (1997). *Ciencia Ambiental y Desarrollo Sostenible*. Internacional Thompson Editores, SA de CV, México, D. F., pp 24-53.
- Evans, I. S. (1996). Cartographic techniques in geomorphology. *In*: A. Goudie (ed.), *Geomorphological techniques*. Edited for The British Geomorphological Research Group, Oxford University Press. Oxford, Inglaterra, pp. 97-108.
- Fernández Vítora, C. (1997). *Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental*, Ediciones Mundi-Prensa, 2 da. Edición. Madrid, pp. 21-48.
- Flores-Verdugo, F., Day Jr., J.W. y Briseño-Dueñas, R. (1987). Structure, litter fall, decomposition and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Marine Ecology–Progress Series*, 35: 83-90.
- _____, González Farias, F., Ramírez Flores, O., Amescua Linares, A., Yáñez Arancibia, M., Álvarez Rubio, M., Day Jr., J. W. (1990). Mangrove ecology, Aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapan-Agua Brava lagoon-estuarine System (Mexican Pacific). *Estuaries*. 13: 219-230.
- Gortáres, M. P., Castro E. L. (1993). Aspectos biotecnológicos en la auto purificación de aguas residuales agrícolas, urbanas e industriales. *Memorias del X Congreso de Biotecnología en Puerto Vallarta, Jal.*, pp. AM 31-39.
- H. Ayuntamiento de Cajeme. (1999). *Taller de Legislación Ambiental*, Sonora, México, pp. 10-35.
- INE. (2000). *Estrategia ambiental para la gestión integrada de la zona costera de México Retos para el desarrollo sustentable*. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México D.F.
- INE-SEMARNAT. (2003a). *Bases para el Ordenamiento Ecológico de la Región de Escalera Náutica (Componente Social y Económico)*. México, D. F. Cap, 1-7, pp. 175-196.

- _____. (2003b). Bases para el Ordenamiento Ecológico de la Región de Escalera Náutica (Caracterización del espacio económico costero). México, D. F. Cap. 1, pp. 1-32.
- Kusler, J., Mitsch, W.J. y Larson, J.S. (1994). Wetlands. *Scientific American* 270: 64-70.
- López Ríos, O., Lechuga Anaya, M. (2000). Contaminantes en los cuerpos de agua del Sur de Sonora. *Salud Pública de México*. 2001; 43:298-305.
- Mendoza Cantú, M. E. (1997). Regionalización geomorfológica y de paisaje de la zona costera entre Guaymas y Agiabampo, Sonora, México. Tesis de maestría, pp. 66 124.
- Metcalf y Eddy, Inc. (1991). *Waste Water Engineering: Treatment Disposal Reuse*. Third Edition. Mc Graw-Hill. EUA, pp. 1195-1240.
- Meyer, F. P. (1991), Aquaculture disease and health management, *J. Anim. Sci.* 69:4201-4208.
- Mitsch, W. J., Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands*. Third edition. John Wiley and Sons, Inc., New York, EUA, pp. 45-106.
- Mújica, A. J., Díaz, G. (2003). El Ordenamiento Ecológico Costero y la Camaronicultura: Conceptos y Criterios. *En: F. Páez Osuna (ed.), Camaronicultura y medio ambiente*, UNAM, México. 15:349-385.
- Muñoz Viveros, M., Cruz-Colín, M. E., Alonso-Hernández, A. G., Padilla Vadillo, C. E. (2001). Programa táctico de manejo y rehabilitación del sistema de humedales del Tóbari, en los Municipios de Benito Juárez, Cajeme y Etchojoa, Sonora. Informe técnico. Centro de Conservación y Aprovechamiento de los Recursos Naturales (CECARENA), ITESM-Campus Guaymas, pp. 6-31.
- Nemerow, N. L. (1991). *Polution: Stream, Lake, Stuary and Ocean*. Second edition,

Environmental Engineering Series, pp. 200-295.

Olesen, I. Groen, A. F., Gjerde, B. (1999). Definition of animal breeding goals for sustainable production systems. *J. Anim. Sci.* 78:570–582.

Páez –Osuna, F. (2003a). La interacción camaronicultura y medio ambiente en Camaronicultura y medio Ambiente , capítulos 1. pp 3-11.

_____. (2003b). Eutrofización y camaronicultura en camaronicultura y medio ambiente, capítulos 8. pp 173-190.

_____. (2005). Restos y perspectivas de la camaronicultura en la zona costera. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*. Pp 21-31.

Palacios, J. E., Oropeza, J. L., De La Isla, M. L., Martínez, M. M., Gavrillov, N. I., Figueroa, S. B. (2005). 101 Aplicación de técnicas de percepción remota para evaluar los humedales de la zona de la cuenca del Río Mayo, Sonora, México, pp. 1-8.

Pretty, J. N., Mason, C., Nedwell, D., Hine, R., Leaf, S., Dils, A. (2003). Environmental Costs of Freshwater Eutrophication in England and Wales. *ACS* 37:2:201-208.

Sánchez, S. (2002). Hidrogeomorfología y ecología de los humedales costeros del Norte de Sinaloa y el Sur de Sonora: criterios para inventariar, valorar, ordenar y conservar los ecosistemas costeros del Noroeste de México. Investigación en proceso, 22 pp.

SEMARNAT. (2002). Programa Estratégico para Conservar los Ecosistemas y su Biodiversidad, México D. F., pp. 1-8.

Shell, E. W. (1991). Husbandry of animals on land and in water: similarities and differences. *J. Anim. Sci.* 1991. 69:4176-4182.

Steinmann, C. R., Weinhart, S., Melzer, A. (2003). A combined system of lagoon and

constructed wetland for an effective wastewater treatment. *Water Research J.* 37:2035-2042.

Simpson, J., Santo Domingo, J. W., Reasoner, D. J. (2002). Microbial source tracking: state of the science. *Environmental Science & Technology.* 32:24:5279-5288.

Stumm W. y Morgan J.J. (1981). *Aquatic Chemistry*. Editorial John Wiley and Sons, 212-256.

Sundareshwar, P. V., Morris, J. T., Koepfler, E. K., Fornwalt, B. (2003). Phosphorus, limitation of coastal ecosystem processes. *Science.* 299: 563-566.

Tiner, R. W. (1999). *Wetland indicators: a guide to wetland identification, delineation, classification and mapping*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. EUA, pp. 2-4.

Vitousek P.P., Mooney H.A., Lubchenco J. Y Melillo J.M. (1997). Human Domination of Earth's Ecosystems, *science* 277: 494-499.

Vollenweider, R. A. (1992). Coastal marine eutrophication. In: Vollenweider, R. A., Marchetti, R., Viviani, R. (eds.), *Marine coastal eutrophication*. London: Elsevier, pp. 1-20.

Wenstein, M. P., Kreeger, D. A. (2000). Concepts and controversies in tidal salt marsh Ecology. *International Symposium: Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*, Cumberland College, Vineland. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda, pp. 3-9.

Wu, R. S. S. (1999). Eutrophication, water borne pathogens and xenobiotic compounds: environmental risks and challenges. *Marine Pollution Bulletin.* 39: 11-22.

REFERENCIAS ELECTRÓNICAS

Antuno, C. M. (2005). Las aguas residuales del Río Yaqui, Medios Informativos UNISON. <http://www.uson.mx/mediosinformativos/derecologico/agua/yaqui2.shtml>. Revisado en internet el 12 de Septiembre de 2005.

Comité de Sanidad Acuícola del Estado de Sonora. (2004). Planes Estratégicos. <http://www.cosaes.com/planes.htm>, Revisado 15 de Abril de 2005.

_____. (2005). Resultados. <http://www.cosaes.com/resultados.htm>. Revisado el 15 de Abril de 2005.

Karydis, M. (2000). Eutrophication Thresholds in the Eastern Mediterranean. Departamento de Ciencias Marinas. Universidad de Atenas, Grecia. Disponible en http://www.iasonnet.gr/past_conf/abstracts/karydis.html. Revisado el 15 de Mayo de 2005.