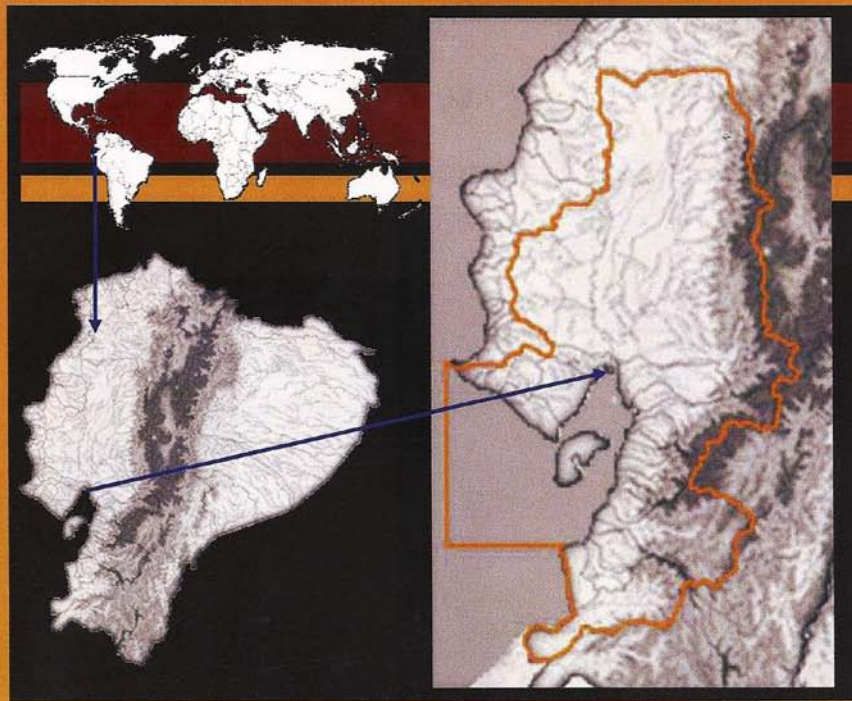


TESIS DOCTORAL 2010

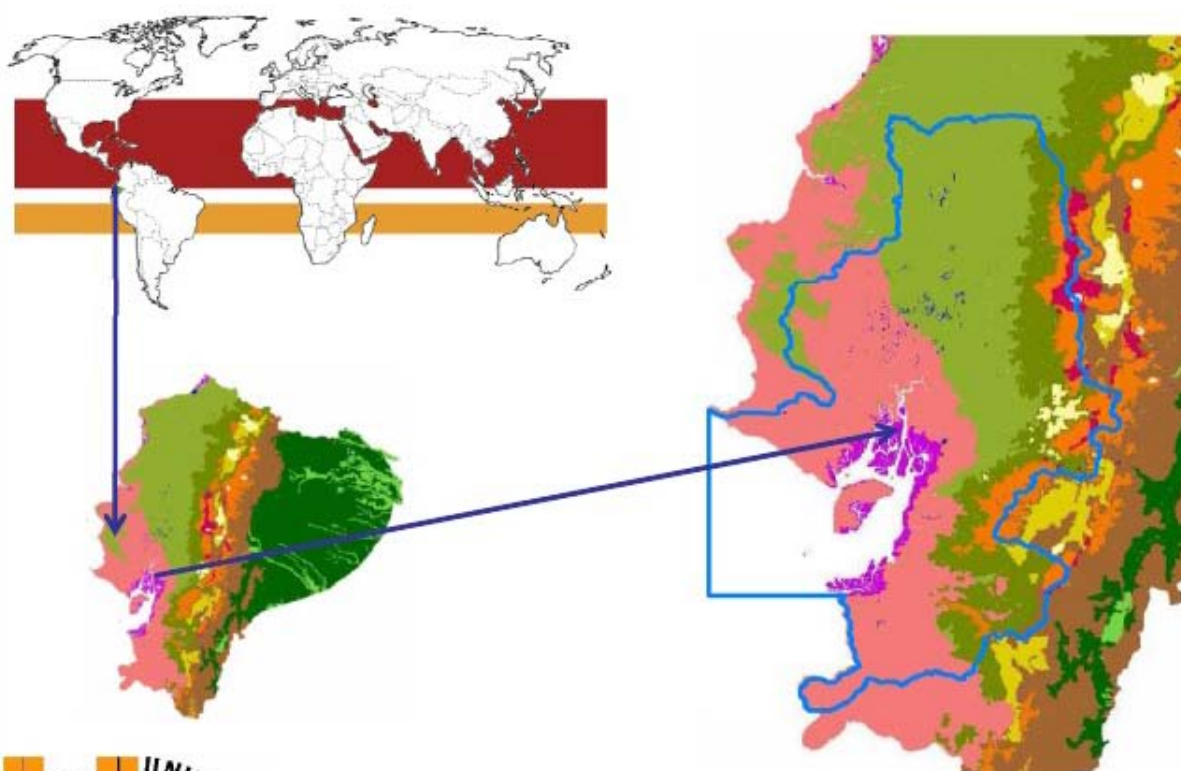
Ecosistema Guayas (Ecuador): Recursos, Medio Ambiente y Sostenibilidad en la perspectiva de Conocimiento Tropical



Ecosistema Guayas (Ecuador): Recursos, Medio Ambiente y Sostenibilidad en la perspectiva de Conocimiento Tropical

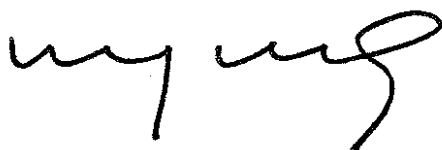
TESIS DOCTORAL 2010

Mariano de Jesús Montaña Armijos



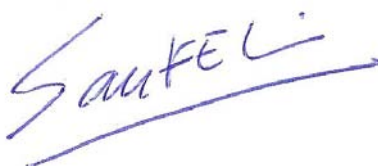
UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE
DEPARTAMENTO DE AGROQUÍMICA Y MEDIO AMBIENTE

Esta memoria ha sido presentada por Mariano de Jesús Montaña Armijos, ingeniero Químico, para aspirar al grado de Doctor.



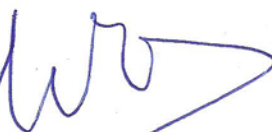
Mariano de Jesús Montaña Armijos

Esta tesis ha sido dirigida por los profesores abajo firmantes, el Dr. Teófilo Sanfeliu Montolío y el Dr. Manuel M. Jordán Vidal, del Departamento de Ciencias Agrarias y del Medio Natural de la Universidad Jaume I de Castellón, y del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche, respectivamente.



Dr. Teófilo Sanfeliu Montolío

Profesor Titular del Área de Mineralogía y Cristalografía
de la Universidad Jaume I de Castellón



Dr. Manuel M. Jordán Vidal

Profesor Titular de Edafología y Química Agrícola
de la Universidad Miguel Hernández de Elche

Dr. Ignacio Gómez Lucas, Director del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche.

CERTIFICA

Que la memoria adjunta, con título "Ecosistema Guayas (Ecuador): Recursos, Medio Ambiente y Sostenibilidad en la perspectiva de Conocimiento Tropical", presentada por Mariano de Jesús Montaña Armijos, ha sido realizada en el Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche.

El presente ejemplar ha sido revisado por el profesor que certifica




Fdo.: **Dr. Ignacio Gómez Lucas**
Profesor Titular de Edafología y Química Agrícola
Elche, octubre de 2010.

Dr. Ignacio Gómez Lucas, Tutor del alumno de tercer ciclo Mariano de Jesús Montaña Armijos, en el Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche.

CERTIFICA

Que una vez revisado el texto, así como la labor desarrollada por el doctorando a lo largo de su formación en el programa de doctorado del Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente de la Universidad Miguel Hernández de Elche, autoriza a la presentación de esta memoria para que pueda ser juzgada por el correspondiente tribunal.



Fdo.: **Dr. Ignacio Gómez Lucas**
Profesor Titular de Edafología y Química Agrícola
Elche, octubre de 2010.

Agradecimientos

Esta Tesis Doctoral se asienta con gratitud en un extenso y edificante recorrido que se inició en 1986 en la Universidad de Rhode Island, USA, en donde se produjo una motivante amistad con el Dr. Juan Carlos Navarro, español, del Instituto de Acuicultura de Torre La Sal (IATS), mientras practicamos análisis cromatográficos de lípidos para aplicarse al sector acuícola.

Posteriormente, en 1988, 1995, 1996 y varios años 2000, tuve la suerte de ser pasante en el IATS, centro de vanguardia mundial en investigaciones de acuicultura, en donde recibí inmenso aprecio y apoyo por parte de sus directores Dr. José María Sanfeliu, Dr. Manuel Carrillo, Dr. Francisco Amat y Dr. Jaume Pérez y de todo el maravilloso personal. Uno de ellos, el Dr. Roque Serrano Gallego tuvo la gentileza de recomendarme a la Universidad Jaume I (UJI) de Castellón.

En la UJI, en 1996, por milagrosa sincronía, fui recibido en el GIMARN (Grupo de Investigación de Medio Ambiente y Recursos Naturales), dirigido por el Dr. Félix Hernández, un conspicuo científico que además comanda un grupo tan lleno de talento como de bondad. Aquí fui impelido a encaminarme a este Doctorado brindándome especial aliento y sostén.

En este avance, he tenido, a su conclusión, la suerte de contar con la efusiva dirección de los profesores Dr. Teófilo Sanfeliu Montolío y Dr. Manuel Miguel Jordán Vidal. El grupo del Dr. Sanfeliu ha constituido el apoyo del remate de esta carrera, sobre todo a través de la solícita acción de la Dra. Ana Belén Vicente.

Por último, para cerrar esta grandiosa puerta representativa de Europa, agradezco al Dr. Eduardo Fernández (2004) de Universidad Autónoma de Madrid (UAM), quien me reveló con simplicidad y elegancia el ciclo del nitrógeno, al Dr. Juan Emilio González de la Universidad de Las Palmas de Gran Canaria (ULPGC), quien anima la acción de depurar las aguas residuales del Ecosistema Guayas para usarlas en agricultura, y al Dr. Francisco Carrapico de la Universidad de Lisboa, quien sigue con atención el florecimiento del *Azolla* en este lugar.

En mi sitio de trabajo guardo inmensa gratitud para innumerables personas, entre ellas, los directores del Instituto de Ciencias Químicas y Ambientales (ICQA) Ing. Oswaldo Valle, Ing. Olga González, Ing. Justo Huayamave y Dr. David Matamoros y los rectores de la Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL) Ing. Víctor Bastidas y Dr. Moisés Tacle.

El desarrollo de este Doctorado fue especialmente exitoso gracias a las nobles acciones del Dr. Wilson Pozo, director del proyecto Programa de Educación e Investigación en Agricultura Tropical Sostenible Aplicable a las Cuencas Relacionadas con el Río Guayas y el Golfo de Guayaquil (Montaño y Pozo, 2000).

Esta historia ha sido por otro lado posible por los buenos augurios de mis hermanos Oswado, Gilbert, Marlene, Emérita, Ruperto, Edith y Jairo, por el recuerdo siempre estimulante de mis fallecidos papás Macrina y Rosalino y por el permanente y generoso aliento y cuidado de los de mi casa: Natividad, Johanna y sobre todo de mi señora Nancy Macías Guerra, a quien dedico con amor este manuscrito.

Muchas gracias.

Resumen

Ecosistema Guayas es el representativo ámbito tropical del Ecuador que incluye el Golfo de Guayaquil y las cuencas hidrográficas relacionadas. Este lugar, por su excepcional posición planetaria y otros atributos, está destinado a convertirse en el exclusivo laboratorio natural de la humanidad para generar conocimiento, ciencia y tecnología tropicales que se encuentran en incipiente desarrollo y que de manera urgente los requiere la sociedad de los países tropicales. Esta propuesta, por otro lado, abre renovados rumbos al accionar institucional y empresarial de España y Ecuador.

Gran parte del desarrollo del Ecuador se cimienta en el Ecosistema Guayas a través de la agricultura, ganadería, acuicultura, pesca, minería, navegación, turismo y asentamientos poblacionales. Los productos de este ecosistema a más de satisfacer el consumo nacional, surten con diversidad al mercado global. En este sentido urge hacer acopio de conocimiento destinado a manejar este ecosistema integrando recursos, medio ambiente y sostenibilidad, lo que puede transformarse en modelo de acción nacional e internacional.

La presente Tesis Doctoral aspira, como uno de sus principales objetivos, a posicionar el Ecosistema Guayas en la conciencia del Ecuador y del Mundo, como un exclusivo lugar para generación de conocimiento tropical y ofrecimiento de servicios ambientales tropicales a escala planetaria.

Las publicaciones que se incluyen y discuten en la Tesis Doctoral representan un marco amplio de temas fundamentales concernientes al Ecosistema Guayas. Dichas publicaciones se inician reproduciendo unas primeras elaboraciones conceptuales a cerca de medio ambiente y sostenibilidad en el Ecosistema Guayas (Montaño y Sanfeliu, 2008), por otro lado enfatizan los recursos oceanográficos, estuarinos y forestales de manglar (Twilley et al., 1998) que dan cabida a la actividad camaronera (Montaño y Navarro, 1996). En tales estudios se destaca la calidad de los ecosistemas costeros y del agua de cara a las restricciones ecológicas y económicas para un manejo adecuado de los manglares y piscinas camaroneras (Twilley et al., 1999).

Trabajando por alrededor de 15 años en el tema de Ecosistema Guayas y desde hace 10 con proyectos específicos se descubre un elemento enlazante de las actividades humanas y de la naturaleza: el nitrógeno (N). Este elemento, al fijarse biológicamente a través del superorganismo *Azolla* (Carrapiço, 2010) en el ecosistema de arrozales va a suscitar nuevos paradigmas en el sistema agrícola, alimenticio, de salud, económico y medioambiental del país.

Índice

1.	Introducción	1
1.1.	Antecedentes. Ecuador	2
1.1.1.	Factores que controlan las condiciones climáticas	3
	<i>Latitud geográfica</i>	3
	<i>Altitud del suelo</i>	3
	<i>Dirección de las cadenas montañosas</i>	3
	<i>Vegetación</i>	3
	<i>Los vientos</i>	3
	<i>Corrientes marinas</i>	5
	<i>El Niño y sus efectos</i>	6
1.1.2.	Biodiversidad	6
1.1.3.	Características socioculturales y religiosas	9
1.1.4.	Ecosistemas	9
1.2.	Ecosistema Guayas	11
1.2.1.	Antecedentes	11
1.2.2.	Ubicación, representación y significado	11
1.2.3.	Descripción geológica	14
	<i>La Costa</i>	14
	<i>La Sierra</i>	14
1.2.4.	Marco Tectónico	15
1.2.5.	Sismicidad	16
1.2.6.	Marco Geofísico	17
1.2.7.	Valor económico	18
1.2.8.	Conocimiento tropical	19
2.	Justificación y objetivos	21
2.1.	Justificación	22
2.2.	Objetivos	23
	<i>General</i>	23
	<i>Específicos</i>	23
3.	Resumen, actualización y discusión de los trabajos presentados	24
3.1.	Ecosistema Guayas (Ecuador). Medio ambiente y Sostenibilidad	25

3.1.1. Ubicación	25
3.1.2. Actualización	26
3.1.3. Aportación y potencial económico	26
3.1.4. Medioambiente y sostenibilidad. Constitución y Plan Nacional de Desarrollo	29
3.1.5. Vulnerabilidad	33
3.1.6. <i>Azolla anabaena</i> en el Ecosistema Guayas. Ciclo del nitrógeno	35
3.1.7. Nuevas funciones del ecosistema de arrozales. Medio ambiente, economía y salud	37
3.2. La calidad ambiental de los ecosistemas costeros del Ecuador: implicaciones para el desarrollo del manejo integrado de manglares y camarónicas	42
3.2.1. Introducción	42
3.2.2. Industria camarónica, naturaleza e impactos en el Ecosistema Guayas	43
Impactos naturales y antropogénicos	45
Los desarrollos tierra adentro y los impactos	47
3.2.3. La industria camarónica en la actualidad	49
Larva	49
Precriaderos	50
Piscinas de engorde	50
Críticas a la industria camarónica	52
3.2.4. Nuevas tecnologías de acuicultura. Industria camarónica del futuro	52
3.2.5. Acciones de protección del medio ambiente	55
Normativa reciente	57
3.2.6. El reto Conocimiento Tropical	57
<i>Azolla Anabaena</i>	58
<i>Azolla caroliniana</i> en el nanoambiente	58
Las bacterias	58
Carbonización de la panca de arroz	59
3.3. Ácidos grasos de larvas silvestres y cultivadas de <i>Litopenaeus vannamei</i> del Ecuador	61
3.3.1. Introducción	61
3.3.2. Las larvas en la actualidad	61
Técnicas de producción	62
Policultivo	62
Captura y comercialización de postlarvas <i>L. vannamei</i>	62
Los ácidos grasos omega-3	63

3.3.3. ESTUDIO PRELIMINAR DE ÁCIDOS GRASOS EN PLANCTON ASOCIADO CON EL CAMARÓN LITOPENAEUS VANNAMEI	64
3.3.3.1. Introducción	64
3.3.3.2. Materiales y métodos	66
Muestreo	66
Preparación de las muestras en el laboratorio	67
Análisis de laboratorio	67
3.3.3.3. Resultados y discusión	67
Análisis taxonómico microbiológico	67
Composición de ácidos grasos	70
3.3.3.4. Conclusiones y recomendaciones	72
Conclusiones	72
Recomendaciones	73
Bibliografía	74
3.4. Un enfoque y modelo preliminar de la integración de las restricciones ecológicas y económicas de la calidad ambiental del Estuario del Río Guayas, Ecuador	76
3.4.1. Introducción	76
3.4.2. El modelo de simulación del estuario del Río Guayas en la actualidad	78
3.4.3. Balance del nitrógeno en la Cuenca del río Guayas	80
3.4.4. Balance de nitrógeno en el Ecosistema Guayas: el rol del <i>Azolla Anabaena</i>	82
3.4.5. Puntos a resaltar. Índice de sostenibilidad	84
4. Conclusiones	85
5. Referencias bibliográficas	88
6. Anexos	98
6.1. Ecosistema Guayas (Ecuador). Medio ambiente y Sostenibilidad	99
6.2. The Environmental Quality of Coastal Ecosystems en Ecuador: Implications for the Devepolment of Integrated Mangrove and Shrimp Pond Management	105
6.2.a. La calidad ambiental de los ecosistemas costeros del ecuador: implicaciones para el desarrollo del manejo integrado de manglares y camaroneras	136
6.3. Fatty acids of wild and cultured <i>Litopenaeus vannamei</i> larvae from Ecuador	180
6.3.a. Ácidos grasos de larvas silvestres y cultivadas de <i>Litopenaeus vannamei</i> del Ecuador	190
6.4. An approach and preliminary model of integrating ecological and economic constrains of environmental quality in the Guayas River Estuary	200
6.4.a. Un enfoque y modelo preliminar de la integración de las restricciones ecológicas y económicas de la calidad ambiental del Estuario del Río Guayas	226

Índice de Tablas

1.1. Ranking del Ecuador en especies animales	8
1.2. Producción del Ecosistema Guayas	18
3.1.1. Actualización de información del Ecosistema Guayas	26
3.1.2. Provincias y cantones del Ecosistema Guayas	27
3.1.3. Evaluación de recursos potenciales de oro por franja metalogénica	29
3.1.4. Objetivos del Plan Nacional para el Buen Vivir 2009-2013	32
3.2.1. La industria camaronera y el medio ambiente en dos horizontes de tiempo	42
3.2.2. Composición de las áreas de camaroneras, salinas manglares del Ecuador	43
3.2.3. Evolución de la producción y exportaciones de camarón del Ecuador	51
3.2.4. Definición de los tres sistemas de cultivo de camarón	53
3.2.5. Configuración de los camarones cosechados	54
3.2.6. Características del PP	54
3.2.7. Áreas protegidas de manglar (C-CONDEM, 2010)	55
3.3.1. Cambios producidos en la industria camaronera	61
3.3.2. Resumen de datos de muestreo (* Abundancia)	67
3.3.3. Fitoplancton asociado al camarón en cinco localidades de la costa ecuatoriana	68
3.3.4. Resumen de abundancia de fitoplancton y camarón en cinco localidades de la costa ecuatoriana	69
3.3.5. Resultados de ácidos grasos de plancton y de larvas silvestres (LS) expresados en % de área	70
3.4.1. Camaroneras y manglares en la actualidad	78
3.4.2. Caudales de 1989 y 2010 del sistema del Río Guayas	78
3.4.3. Criterios para el balance del nitrógeno	81
3.4.4. Balance de nitrógeno en la Cuenca del Guayas	81
3.4.5. Cultivos principales del Ecosistema Guayas y aplicación de nitrógeno de urea	82
3.4.6. Miscelánea de información del Ecosistema Guayas (EG)	83
3.4.7. Balance de nitrógeno en el Ecosistema Guayas	83
3.4.8. Índices de sostenibilidad de CG y EG	84

Índice de Figuras

1.1. Ubicación del Ecuador	2
1.2. Velocidad media y velocidad máxima sostenida media del viento	4
1.3. Principales corrientes que influyen sobre el clima en Ecuador	5
1.4. Ubicación del Grupo de Países Megadiversos Afines	7
1.5. Hotspots de biodiversidad en el mundo	7
1.6. Distribución de los ecosistemas terrestres continentales del Ecuador	10
1.7. Ubicación del Ecosistema Guayas dentro del Ecuador	12
1.8. Golfo de Guayaquil	13
1.9. Ecosistema Guayas y grandes conjuntos de relieve del Ecuador	14
1.10. Mecanismo de Subducción en el Ecuador	15
1.11. Secciones de la sismicidad a lo largo del margen activo del Ecuador	16
1.12. Geofísica del Ecosistema Guayas	17
3.1.1 Ecosistema Guayas	25
3.1.2. Tipos de Ocurrencia (Mayormente prospectos y depósitos)	28
3.1.3. Ecuador. Zonas de planificación	30
3.1.4. Uso del Suelo en agricultura	31
3.1.5. Zonas vulnerables del Ecosistema Guayas	33
3.1.6. Hotspots de biodiversidad en el Ecosistema Guayas	34
3.1.7. <i>Azolla</i> : fertilizante de arroz	35
3.1.8. <i>Anabaena</i> . Esquema	35
3.1.9. <i>Azolla</i> creciendo en un arrozal y fertilizándolo	36
3.1.10. Ensayo de fertilización de banano con <i>Azolla</i>	37
3.1.11. Ecosistema de arrozales y zonas relacionadas de producción	38
3.1.12. <i>Azolla</i> en el ciclo humano del nitrógeno	40
3.2.1. Exportaciones de camarón (1979–2000) y eventos de enfermedades	45
3.2.2. Presiones de origen oceánico y continental recibidas por el ecosistema manglar del Ecosistema Guayas	46
3.2.3. Esquema del Proyecto de Propósito Múltiple Jaime Roldós Aguilera en el escenario de la Cuenca del Río Guayas	47
3.2.4. Sedimentación de la Cuenca del Guayas e inundaciones	48
3.2.5. Islote El Palmar (El Universo, 2009)	49
3.3.1. Localidades de muestreo en la costa ecuatoriana	66

3.3.2. Abundancia de cianobacterias (A), diatomeas (B) y otras algas (C) expresada en diagrama triangular	69
3.3.3. Ácidos grasos en plancton y postlarvas de la costa ecuatoriana	71
3.4.1. Concentración de nitrógeno a condiciones actuales	79
3.4.2. Cuenca del Río Guayas	80

1. Introducción

Ecosistema Guayas (Ecuador): Recursos, Medio Ambiente y Sostenibilidad en la perspectiva de Conocimiento Tropical

1.1. Antecedentes. Ecuador

El Ecuador está situado en el noroeste de Sudamérica abarcando 283 560 km² de superficie que incluyen 6 720 km² de mar y cuerpos de agua dulce (Cornejo y Carrión, 2002). Se compone de cuatro regiones geográficas (Figura 1.1): (a) Costa, ubicada al oeste y bañada por el Océano Pacífico, (b) Sierra o Región Andina, constituida por el ambiente de las cordilleras de los Andes, que corren de norte a sur, entre Tulcán y Macará, (c) Oriente o región Amazónica, al este, en la Cuenca del Amazonas, y (d) Región Insular, integrada por las Islas Galápagos en el Pacífico, a unos 1 050 km de la costa. En el eje altitudinal se yergue desde 0 m, a nivel del Océano Pacífico, hasta la cima del Chimborazo de 6 310 m.

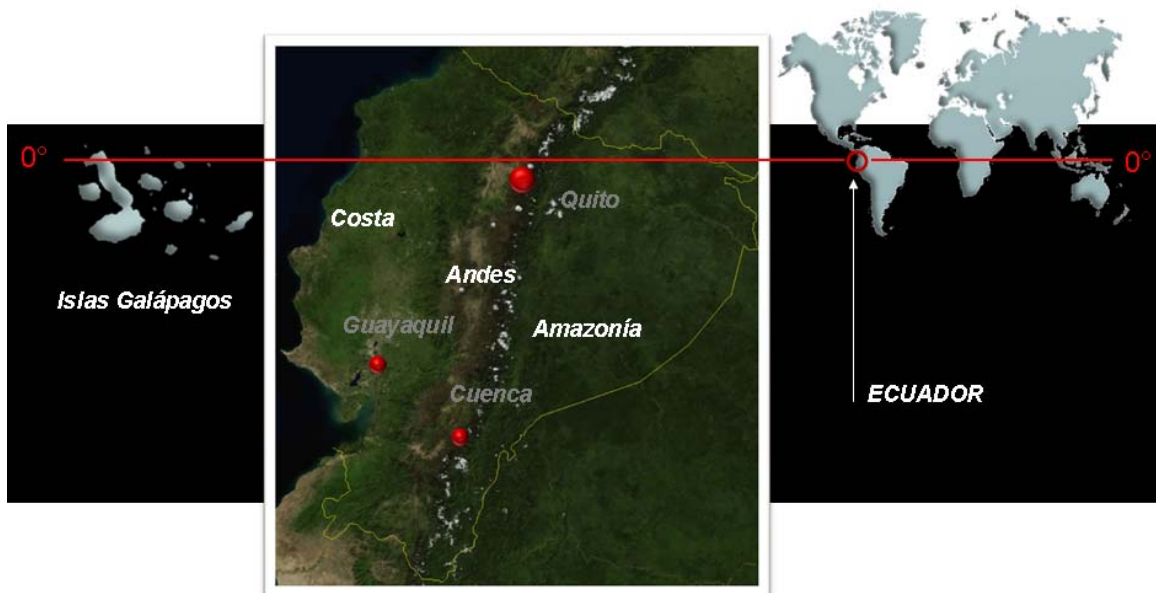


Figura 1.1. Ubicación del Ecuador

Debido a la ubicación del Ecuador en la línea ecuatorial, la duración del día cambia muy poco durante el año. El día tiene 12 horas de luz solar, con una variación de no más de 30 minutos en cualquier punto del país. De un mes a otro, las temperaturas promedio de todos los lugares en el Ecuador son relativamente constantes; los promedios mensuales no varían más de 3 °C en cualquier lugar y en muchos varían menos de 1 °C. En contraste, las fluctuaciones diarias de temperatura en un período de 24 horas son mucho más pronunciadas, llegando a 20 °C en la Sierra y 10 °C en la Costa; el ciclo diario de cambio de temperatura es por lo tanto mucho más importante que el cambio anual de temperatura promedio (Neill y Jørgensen, 2010).

1.1.1. Factores que controlan las condiciones climáticas (INAMHI, 2010)

El clima del Ecuador responde a una diversidad de factores que modifican su condición natural, incluyendo principalmente latitud geográfica, altitud del suelo, dirección de las cadenas montañosas, vegetación, corrientes marinas y vientos. Es importante también tomar en cuenta las anomalías climáticas, es especial una, la mayor perturbación climática de la región: el Fenómeno de El Niño.

Latitud geográfica

Por su ubicación astronómica en el centro de la Zona Tórrida el Ecuador debiera tener un clima completamente cálido. No obstante, no es siempre ni en todos los lugares así, debido a la influencia de otros factores que modifican el clima.

Altitud del suelo

Es sin duda, el factor que más contribuye a modificar el clima del país. Si se considera que partiendo del nivel del mar la temperatura desciende un grado por cada 200 m de altura, el clima tiene una fluctuación de aproximadamente 31 grados, ya que el nivel continental despliega alturas desde 0 m, al nivel del mar, hasta 6 310 m, en la cumbre del Chimborazo. Por esto el Ecuador goza del privilegio de poseer todos los tipos de clima, desde el cálido de la Costa hasta el glacial de las alturas andinas.

Dirección de las cadenas montañosas

Las cordilleras Occidental y Oriental del sistema montañoso de los Andes impide la penetración de los vientos cálidos y húmedos del Occidente y del Oriente al interior de las hoyas de la región Andina, modificando el clima de esta región.

Vegetación

En lugares de mayor vegetación, como la Costa y el Oriente, se produce mayor evaporación del suelo y de las plantas (evapotranspiración), lo que contribuye al aumento de las precipitaciones que modifican el clima de dichas regiones.

Los vientos

Las velocidades (V) medias más elevadas se registran en la estación seca, entre junio y diciembre, cuando el promedio es 3.7 m/s. Las velocidades más bajas corresponden a los primeros 5 meses del año donde la media alcanza 2.6 m/s (Figura 1.2). La velocidad máxima (VM) sostenida del viento sigue el mismo patrón anual, con una media de 6.5 m/s para el primer periodo y de 5.4 m/s para el periodo de enero a mayo (Estrada, 2007).

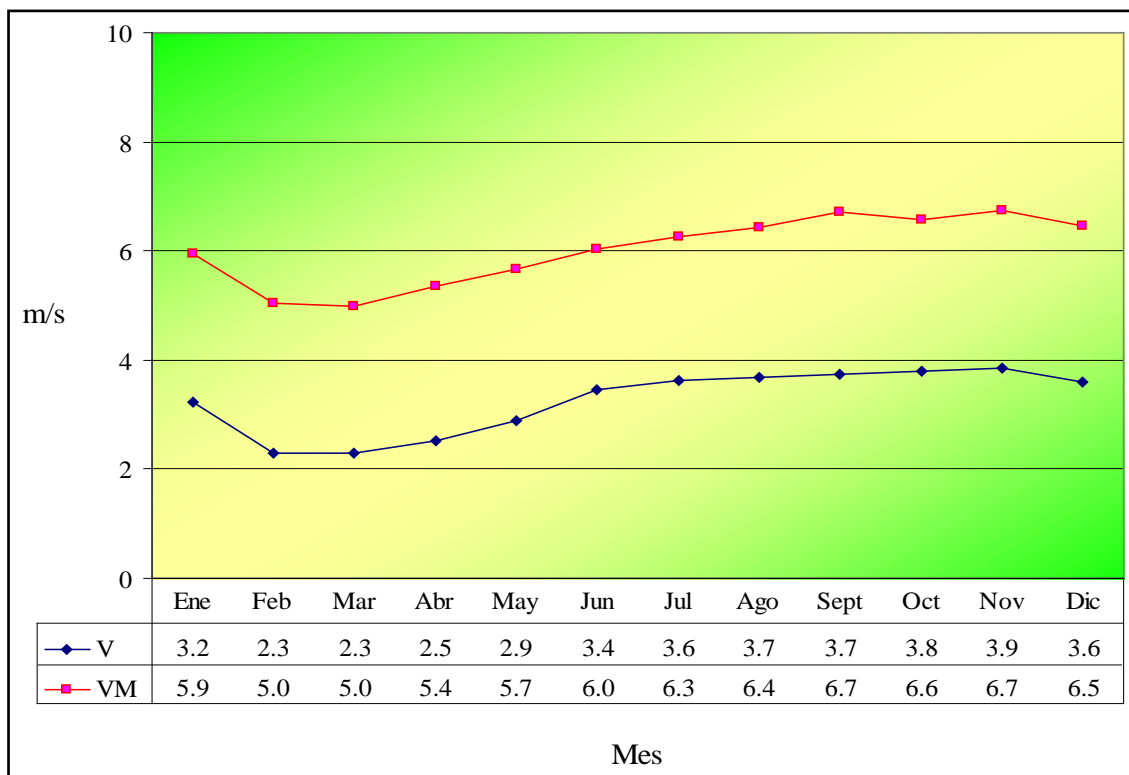


Figura 1.2. Velocidad media y velocidad máxima sostenida media del viento (m/s)

Los vientos predominantes en el Litoral vienen desde el Suroeste como resultado de la diferencia de presiones entre el bajo de Indonesia y el alto del Pacífico Sur. Hacia el Norte, se localiza el cinturón ecuatorial de alta convección donde los vientos alisios del Sur y Norte se encuentran y convergen hacia arriba por el calor solar para formar las celdas convectivas de Hadley del Sur y del Norte. La convección resultante genera en el océano una zona pobre en vientos. La evaporación de las aguas en esta zona crea un amplio cinturón de nubes conocidos por su producción de lluvias tropicales (Estrada, 2007).

Por su parte, los Andes ecuatorianos hacen de barrera a las corrientes de aire, atenuándose el efecto de la zona de convergencia intertropical.

En ningún caso estos vientos moderados presentan un riesgo para la vida, por el contrario son favorables para la polinización de flores y para que las hojas de las plantas conserven humedad y no la transpiren en demasía.

Corrientes marinas

La circulación de las corrientes marinas en la zona ecuatorial presenta un sistema de corrientes ecuatoriales que consisten en dos flujos hacia el Oeste que son: la Corriente Ecuatorial del Norte y la Corriente Ecuatorial del Sur y un flujo hacia el Este, ubicado entre las dos corrientes anteriores, que es la Contracorriente Ecuatorial. Dentro de este

sistema de corrientes ecuatoriales se incluyen la Corriente de Humboldt que baña la costa occidental de Sur América, la Corriente de Panamá proveniente del Norte, que baña la costa occidental de Centro América y a la Corriente de Cronwell (Figura 1.3).

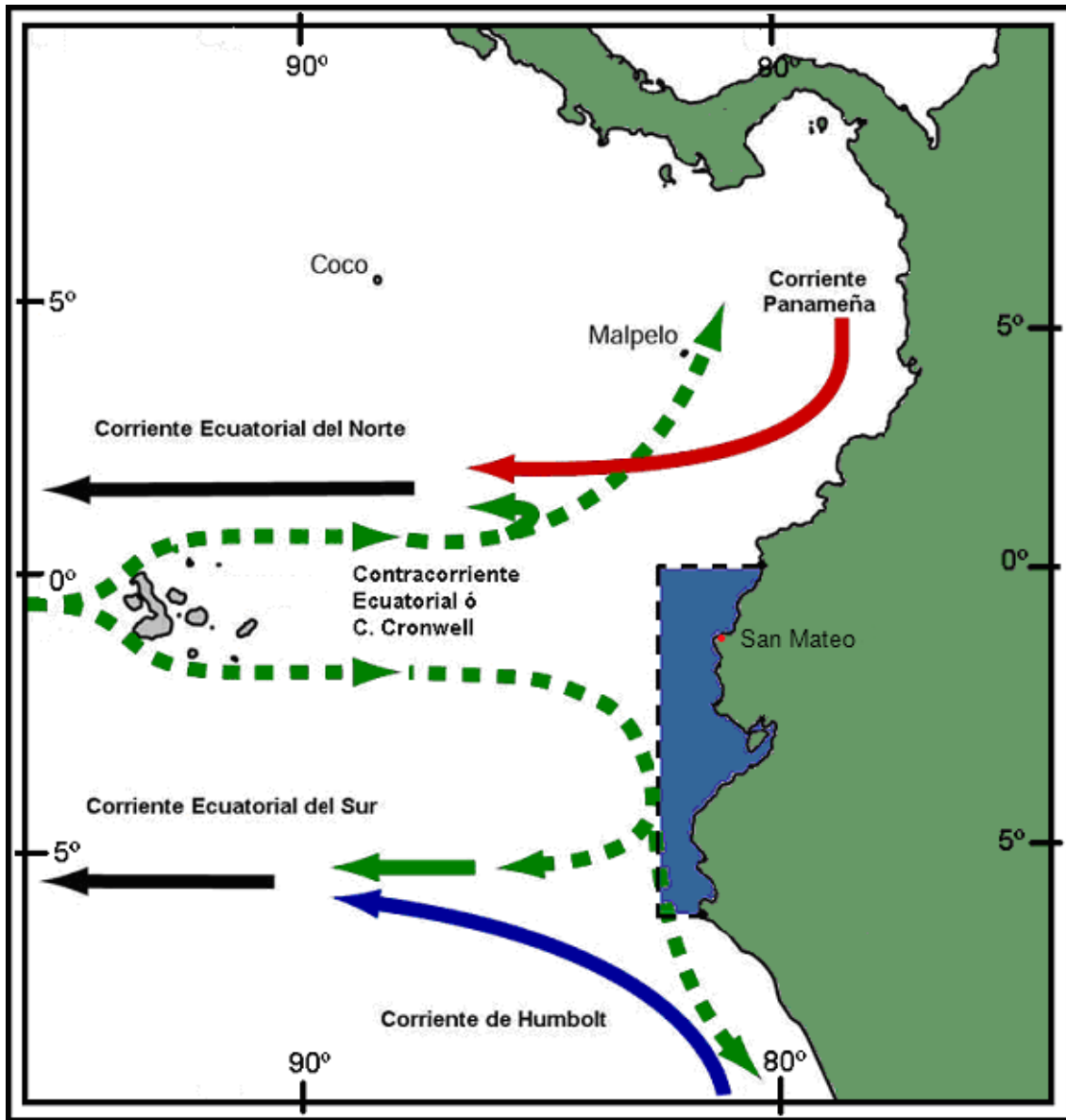


Figura 1.3. Principales corrientes que influyen sobre el clima en Ecuador

Las aguas de la Corriente de Panamá son cálidas y pobres en nutrientes, por lo que durante su estadía en las costas ecuatorianas, la pesca se ve notablemente disminuida.

La corriente del Humboldt se caracteriza por aguas frías de alta productividad. Es muy favorable para la pesca porque sus aguas son ricas en nutrientes y tienen alta salinidad. Los meses de mayor intensidad van de julio a septiembre y, poco a poco, va debilitándose hasta desaparecer por completo en el mes de diciembre, época en la que aparece la llamada corriente de El Niño con características totalmente contrarias a las de la corriente de Humboldt.

El Niño y sus efectos

El Fenómeno de El Niño es el resultado de una alteración de las características físicas del Océano Pacífico Tropical, en particular y de la Atmósfera Global. En su etapa madura, se muestra como una invasión de aguas cálidas que vienen desde el Oeste hacia las costas americanas y cuyos efectos pueden ser muy severos en el clima y en los ecosistemas marinos y, por consiguiente, también en la vida del hombre y su entorno.

Durante El Niño los vientos del Este que soplan a lo largo del Ecuador y los vientos del Sureste que soplan a lo largo de las costas del Perú y Ecuador tienden a arrastrar el agua superficial. La rotación de la tierra a su vez desvía las corrientes superficiales a la derecha en el Hemisferio Norte y hacia la izquierda en el Hemisferio Sur. Las aguas superficiales se desvían del Ecuador en ambas direcciones y se alejan de la costa. Conforme se movilizan y se aleja el agua superficial, agua más fría y rica en nutrientes de mayores profundidades asciende a la superficie, generando el fenómeno conocido como afloramiento. Ambos afloramientos, el ecuatorial y el costero se concentran en fajas relativamente estrechas de menos de 80 millas de ancho (DHN, 2010).

El Fenómeno de El Niño ha afectado la Costa del Ecuador con nueve apariciones en los últimos cuarenta años. En la mayoría de ellas la temperatura del agua se elevó en la Costa y a lo largo de una franja de 5 000 millas sobre el Pacífico Ecuatorial. En los eventos más débiles, las temperaturas se elevaron sólo 1 a 2 °C, ocasionando un impacto moderado. Sin embargo, los eventos fuertes como El Niño de 1982-83 dejaron desastrosas huellas en los ecosistemas costeros (Muñoz, 2006).

1.1.2. Biodiversidad

Ecuador forma parte del Grupo de Países Megadiversos Afines (Like Minded Megadiverse Countries, <http://lmmc.nic.in>), que incluye 17 naciones con el mayor índice de biodiversidad de la Tierra, que se ubican principalmente en los trópicos, como los de América Latina y del sureste asiático (Figura 1.4). Tal grupo incluye: Bolivia, Brasil, China, Colombia, Congo, Costa Rica, Ecuador, Filipinas, India, Indonesia, Kenia, Madagascar, Malasia, México, Perú, Sudáfrica y Venezuela.

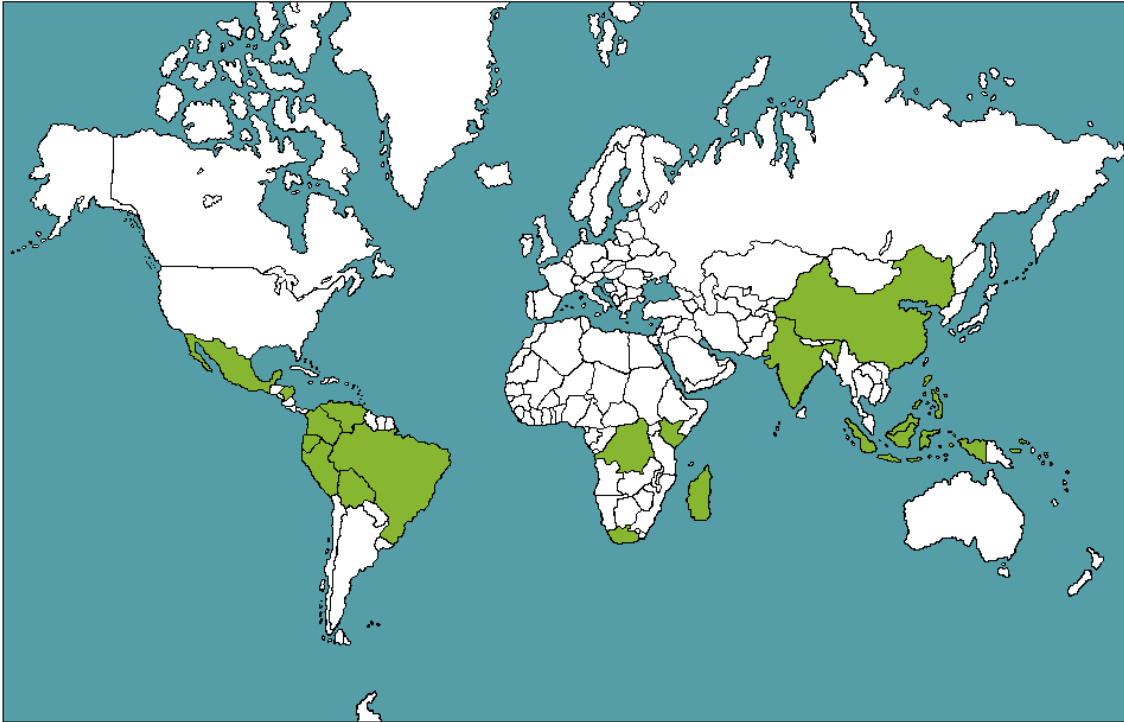


Figura 1.4. Ubicación del Grupo de Países Megadiversos Afines

Ecuador (Figura 1.5, <http://www.conservation.org.pe/ci/hotspots/Mapp5.pdf>) está además incluido dentro de las zonas que han sido señaladas como puntos calientes de biodiversidad, o hotspots en inglés, haciendo referencia con este concepto al estado de conservación de la biodiversidad mundial. Acuñado el término por el ambientalista británico Norman Myers a finales del s. XX, se trata de zonas del planeta donde se encuentran grandes cantidades de especies endémicas, únicas de esa área, y cuyo hábitat natural se encuentra amenazado o en proceso de destrucción.

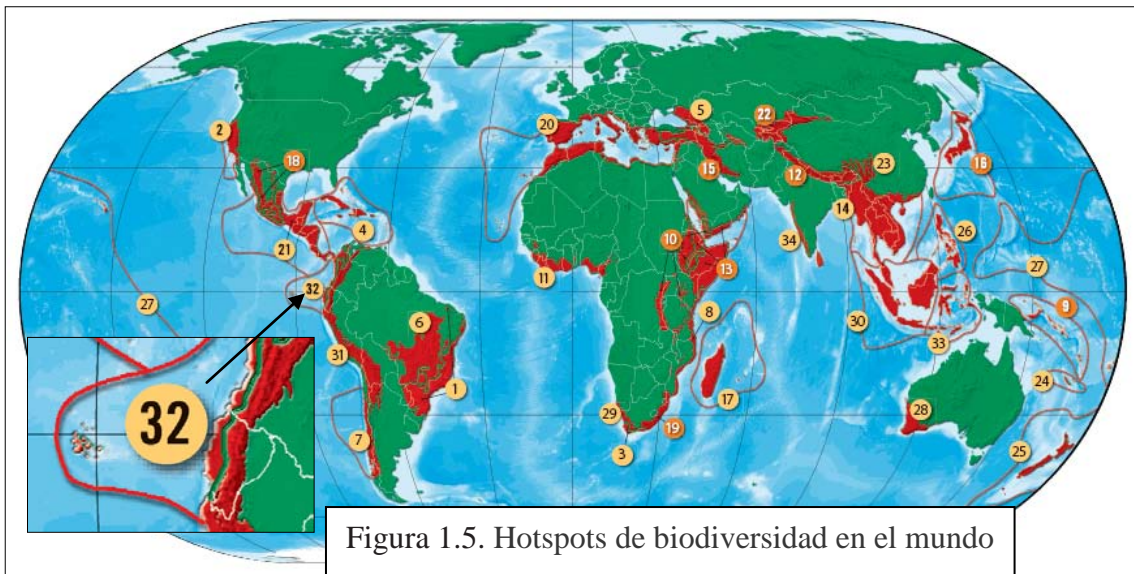


Figura 1.5. Hotspots de biodiversidad en el mundo

Ecuador, no obstante su pequeña superficie territorial, de 0.17 % del planeta, tiene una de la más alta biodiversidad del mundo, que se manifiesta abarcando el 33 % de anfibios, el 20 % del total mundial de aves, el 17 % de mariposas y el 11 % de todas las especies de vertebrados terrestres. Asimismo, se estima que 25 000 especies de plantas se encuentran en Ecuador incluyendo 20 000 especies de plantas superiores, 300 especies de mamíferos y 365 especies de reptiles. Los invertebrados, especialmente insectos, no tienen una cifra conocida, siendo los más numerosos, pudiendo alcanzar el ranking de cientos de miles (Arora and Ahuja, 2005; Ecuador Terra Incógnita, 2000).

Las principales razones de la rica biodiversidad del Ecuador estriban en su ubicación tropical, el alta Cordillera de los Andes y las corrientes oceánicas a lo largo de la costa. La diversidad de los ecosistemas en el Ecuador se despliega desde la tundra ártica a sofocante playas, desde bosques de pino de clima templado a selvas lluviosas tropicales, desde paisajes desérticos a humedales llenos de manglares (Arora and Ahuja, 2005).

A todo lo señalado se suma la descarga de agua dulce y de nutrientes que se suceden a lo largo del litoral costero ecuatoriano, de aproximadamente 950 km de longitud, en donde desembocan 67 de las 79 cuencas hidrográficas del país. Este aporte continental, por su lado, es vital para el mantenimiento de los procesos ecológicos que sustentan la diversidad de la biota marina (Álvarez, 2007). Sin embargo, al mismo tiempo los ríos acarrear contaminantes provenientes de fuentes terrestres, que provocan fuerte deterioro del medio ambiente.

En la Tabla 1.1 se destaca la posición del Ecuador y número de especies de algunas categorías de fauna (Challenger, 1998). La biodiversidad del Ecuador se reconoce no solo por el número de especies si no por su disposición y por el cambiante paisaje que se manifiesta en cortas distancias.

Tabla 1.1. Ranking del Ecuador en especies animales

Aves		Anfibios		Reptiles		Mariposas papilionidas	
Colombia	1721	Brasil	516	México	717	Indonesia	121
Perú	1701	Colombia	407	Australia	597	China	99-104
Brasil	1622	Ecuador	358	Indonesia	529	India	77
Indonesia	1519	México	285	Brasil	467	Brasil	74
Ecuador	1447	Indonesia	270	India	453	Birmania	68
Venezuela	1275	China	265	Colombia	383	Ecuador	64
Bolivia	±1250	Perú	251	Ecuador	365	Colombia	59
India	1200	Congo	216	Perú	297	Perú	58/59
Malasia	±1200	USA	205	Malasia	294	Malasia	54/56
China	1195	Venezuela	197	Tailandia	282	México	52
		Australia	197	Papua y Nueva Guinea	282		

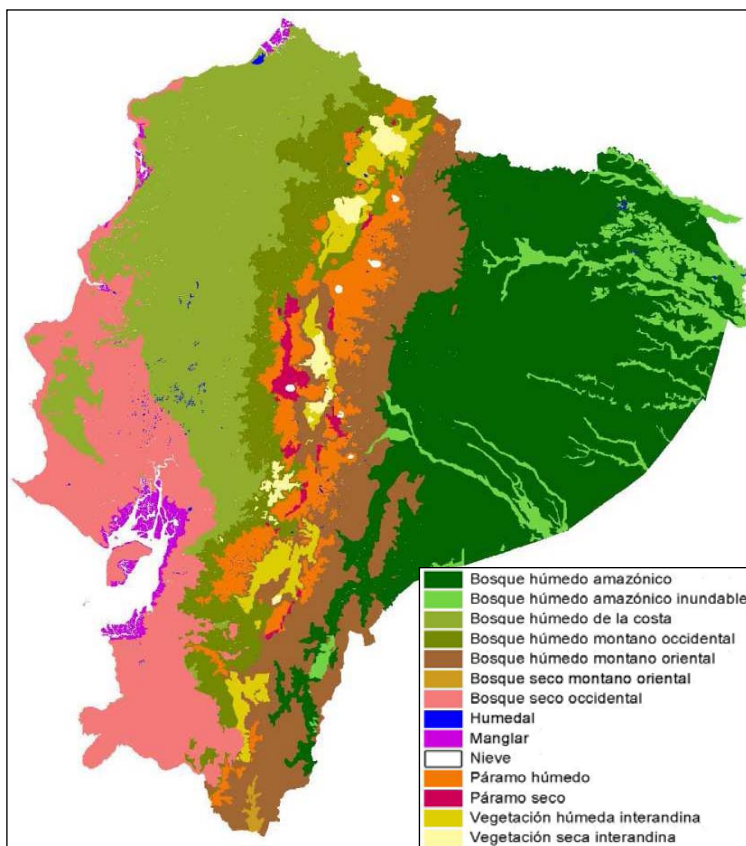
1.1.3. Características socioculturales y religiosas

La población ecuatoriana asciende a 14 114 413 habitantes, el 66 % reside en zonas urbanas y el 34 % en zonas rurales; está compuesta de un 74.4 % de mestizos, 13.6 % de blancos, 6.8 % de indígenas, 2.7 % de mulatos, 2.2 % de negros y 0.3 % de otros grupos étnicos (INEC, 2010). De acuerdo a estudios de la FAO (2008), el nivel de instrucción poblacional se configura con 5.5 % de analfabetismo, 54 % de instrucción primaria y básica, 26.8 % de secundaria y 12.6 % de instrucción superior.

En el Ecuador el 90 % de la población se confiesa católica, el 3 % protestante y el 7 % restante agnóstico o seguidor de otras religiones (Grafitat, 2010). La composición religiosa en Guayaquil muestra lo siguiente: el 81 % católico, 11 % evangélico (entre pentecostales y bautistas), 2.5 % testigos de Jehová, 2.2 % mormones, 0.4 % de la Iglesia del Reino de Dios, 0.3 % de la iglesia Adventista del Séptimo Día, 0.3 % de la Religión Divina y 0.1 % de la iglesia Pentecostal (Hoy, 2010).

1.1.4. Ecosistemas

En el Ecuador se han esbozado diversos sistemas de clasificación de ecosistemas, en función del espacio geográfico (Gordillo, 2010), clima (Cañadas, 1983), interrelaciones flora-fauna o formaciones vegetales (Sierra et al., 1999). De acuerdo a este último



investigador, el Ecuador tiene 25 formaciones naturales diferentes y de éstas, 17 se encuentran en la región Costa (Figura 1.6).

Figura 1.6. Distribución de los ecosistemas terrestres continentales del Ecuador (Sierra et al., 1999)

El término ecosistema reproduce una unidad del medio ambiente, de la misma forma que la molécula en la química o la célula en la biología. Se trata, por este término, de encerrar toda la complejidad de los elementos vivientes y minerales y sus interrelaciones en una noción simple pero integral.

En medio del extenso y variado inventario de ecosistemas naturales del Ecuador, destaca uno de especiales características, que conforma una amplia unidad geográfica, incluyendo una zona oceánica y una continental. Se trata del Ecosistema Guayas formado por el Golfo de Guayaquil y las cuencas hidrográficas relacionadas (Figura 1.7).

1.2. Ecosistema Guayas

1.2.1. Antecedentes

La idea de que Ecosistema Guayas sea un ambiente de referencia para el Ecuador y para el mundo tiene un extenso recorrido de conceptualización y de trabajo. En el Instituto de Ciencias Químicas y Ambientales (ICQA) de la Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL), desde 1980 se comenzaron a plantear iniciativas que, basadas en el conocimiento y en los recursos naturales nacionales, puedan traducirse en bienes y servicios útiles al sector productivo. En esa misma dirección la ESPOL creó en 1983 el Consejo de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CICYT), en el que se mantuvo activa y directa participación durante los primeros 9 años. Entre 1987 y 1993, con la ejecución del Proyecto de Manejo de Recursos Costeros en el país, se produjo un substancial avance de los conceptos acerca de recursos y medio ambiente, en exclusivas deliberaciones con expertos del Ecuador (ESPOL, Empresa Cantonal de Agua Potable de Guayaquil-ECAPAG, Instituto Oceanográfico de la Armada-INOCAR, Instituto Ecuatoriano de Obras Sanitarias-IEOS, Instituto Nacional de Pesca-INP) y de las universidades de Rhode Island (Coastal Resources Center, www.crc.uri.edu), Southwestern Louisiana (Department of Biology, <http://biology.louisiana.edu>, www.oceanography.lsu.edu/twilley.shtm) y Autónoma de Campeche (EPOMEX, <http://etzna.uacam.mx/epomex/paginas/index.htm>).

Otros acontecimientos vigorizantes de la misma idea se articularon con la preparación de los inventarios nacionales de Emisiones de Dioxinas y Furanos (Montaño, 2004), Plaguicidas COPs (Contaminantes Orgánico Persistentes) (Montaño, 2005) y de Emisiones de Mercurio y Productos que Contienen Mercurio (Resabala, 2008). Asimismo, desde el 2000 ha surgido un motivante tema relacionado con el ciclo del nitrógeno en el Ecosistema Guayas, materializado en trabajos de *Azolla Anabaena* en cultivos de arroz y aplicaciones en los sectores agrícola, pecuario y acuícola (Montaño, 2004a, 2008a, 2010).

1.2.2. Ubicación, representación y significado

Ecosistema Guayas (EG) es el representativo ámbito tropical situado entre los paralelos 0° 6' y 3° 59' sur y entre los meridianos 78° 42' y 81°00'30'' oeste (Figura 1.7), que abarca el Golfo de Guayaquil y 24 cuencas hidrográficas relacionadas, en una extensión de 87 347 km² que representa alrededor del 31 % del territorio del Ecuador. Las cuencas más importantes incluyen las de los ríos Guayas, Jubones, Puyango, Cañar, Taura y Naranjal. Además, destacan en este ambiente, el Golfo de Guayaquil (Figura 1.8), la Cuenca del Río Guayas, el Estuario del Río Guayas y la ciudad de Guayaquil, de la manera como han sido descritos por Montaño y Sanfeliu (2008).

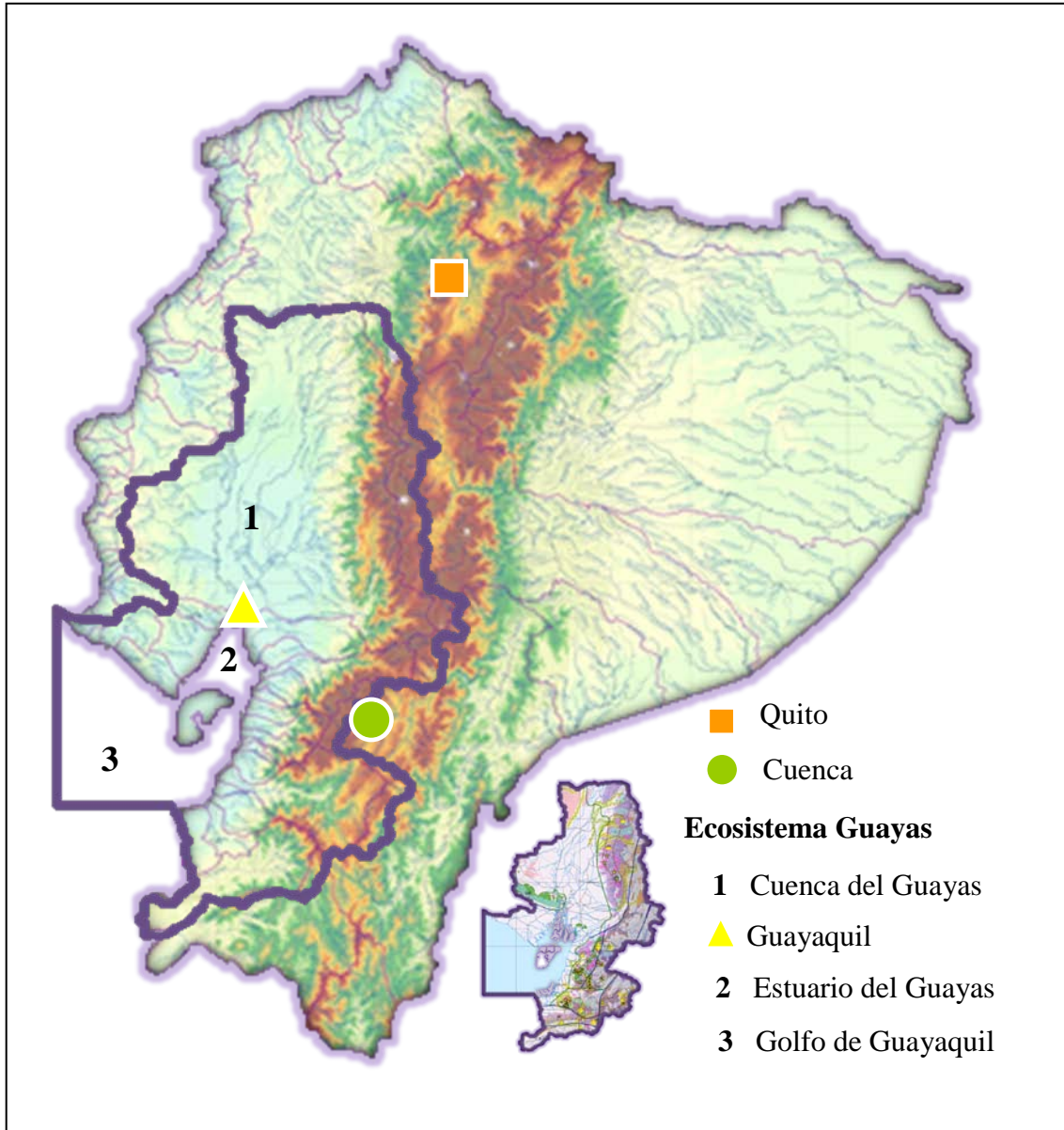


Figura 1.7. Ubicación del Ecosistema Guayas dentro del Ecuador

En el Ecosistema Guayas viven 6 001 141 personas representando el 42 % de la población nacional, se asientan 10 de las 26 ciudades del país con más de 50 000 hb (INEC, 2010) y se contienen, de forma total o parcial, 13 de 24 provincias y 107 de 226 municipios del Ecuador.

Otras características de este ecosistema a nivel nacional incluyen la generación de más del 90 % de los productos agropecuarios de exportación, el abastecimiento de la casi totalidad de la demanda del país de azúcar, alcohol, arroz, maíz, tabaco, soya, tomate, algodón y frutas tropicales. Gran parte del desarrollo del Ecuador se cimienta en el Ecosistema Guayas a través de la agricultura, ganadería, acuicultura, pesca, turismo, minería, navegación y asentos poblacionales.



Figura 1.8. Golfo de Guayaquil (IGM, 2004)

El Ecosistema Guayas exhibe particularidades únicas en el mundo, como son: su estratégica posición en los ejes longitudinal y latitudinal del planeta; una escala completa de alturas, desde el techo de la tierra, la cima del Chimborazo, hasta profundidades imponentes en el Océano Pacífico; una mega biodiversidad; el estuario del Río Guayas; y, producción representativa a escala mundial de banano, cacao de aroma, maracuyá, tagua y camarón.

Debido a las propiedades señaladas, el Ecosistema Guayas constituye una potencial zona de elevado interés para el país y para la comunidad internacional. En el plano nacional, abre insospechadas oportunidades al conocimiento inmediato y útil del medio ambiente y los recursos naturales, en el marco de los ciclos biogeoquímicos y hasta económicos y sociales, que permitirá además, generar propuestas propias y creativas en diversos temas, incluyendo la sostenibilidad, activando nuevos caminos y alternativas en los terrenos productivo, académico y político.

La variedad de recursos naturales y la productividad de este ecosistema constituyen elementos de base del desarrollo del sistema socio económico, aunque los procesos de extracción, transformación y utilización de productos generan inevitables residuos que retornan al ecosistema y lo deterioran. En este sentido, aquí se plantea el reto de la civilización actual, consistente en promover una fórmula armónica de desarrollo económico, equidad social y sostenibilidad ambiental.

Muchas especies endémicas se encuentran aquí en peligro de desaparecer por el deterioro del medio ambiente y la falta de inversión e incentivos para su estudio y manejo, lo que acarrearía incalculables pérdidas ecológicas, económicas y sociales a nivel global.

1.2.3. Descripción geológica

El Ecosistema Guayas se sitúa dentro de dos regiones naturales del Ecuador, la Costa y la Sierra, satisfaciendo condiciones geológicas específicas, bajo el punto de vista geomorfológico (Figura 1.9. Winckfl, 1997).



La Costa

Ubicada al occidente del Ecuador, conforma el arco frontal de un mecanismo de subducción, en el que se insertan algunas cuencas sedimentarias como las de Borbón en el norte de Manabí y del Guayas, en la zona central y la de Progreso y Jambelí, en la región sur, encontrándose esta última actualmente debajo del nivel del mar, en el Golfo de Guayaquil (Marocco y Winter, 1997). Este sector se caracteriza por las extensas llanuras: costera central y baja aluvial (Figura 1.9), cubiertas por sedimentos terciarios y cuaternarios, cruzadas por cordilleras de baja altura, de 200 a 600 m, como los cerros de Masvale, Taura y Boliche al sur, Chongón-Colonche, en el centro y Jama y Cuaque al norte.

Figura 1.9. Ecosistema Guayas y grandes conjuntos de relieve del Ecuador

La Sierra

Constituida por Los Andes, forma la columna vertebral del Ecuador que se emplaza a lo largo de todo el país, en sentido NNE-SSW, con un ancho aproximado de 100 km y alturas que sobrepasan los 6 000 m, en el sector norte y central y 4 500 m, al sur. Dos cadenas montañosas: la cordillera Occidental y la Central o Real, así como una región intermedia deprimida, El Valle o Callejón Interandino, dividido por umbrales montañosos transversales, caracteriza el emplazamiento geomorfológico de la Sierra. El callejón interandino así constituido, dio lugar a la formación de valles o cuencas intramontanas de alturas entre los 2 500 y 3 000 m sobre el nivel del mar, en donde se sitúan los centros poblados más importantes de la sierra ecuatoriana. Las cuencas

interandinas, se encuentran rellenas, en su mayor parte, de depósitos sedimentarios de origen continental, así como materiales volcánicos cenozoicos. Sedimentos marinos cretáceos tipo flysch, se presentan en algunas cuencas interandinas. Estas características geomorfológicas se observan tanto en la región norte como central de la sierra ecuatoriana, en donde un grueso paquete de materiales volcánicos cuaternarios, cubre extensas áreas. Al sur, este panorama se hace más evidente, presentándose cuencas sedimentarias como las antes citadas, en las regiones de Cuenca-Cañar, Nabón, Loja y Malacatos (Núñez del Arco, 2003).

1.2.4. Marco Tectónico

Los estudios científicos del marco geotectónico del Ecuador han puesto de manifiesto la extraordinaria riqueza geológica de la región, destacándose que aquí se encuentran ejemplos claros de la mayoría de elementos estructurales representativos de los procesos fundamentales que gobiernan la evolución geodinámica a escala planetaria. La tectónica principal incluye el proceso de subducción rápida, de 78 mm/año, de la Placa oceánica Nazca (Figura 1.10) bajo la litósfera continental, en sentido oeste-este (Marocco y Winter, 1997).

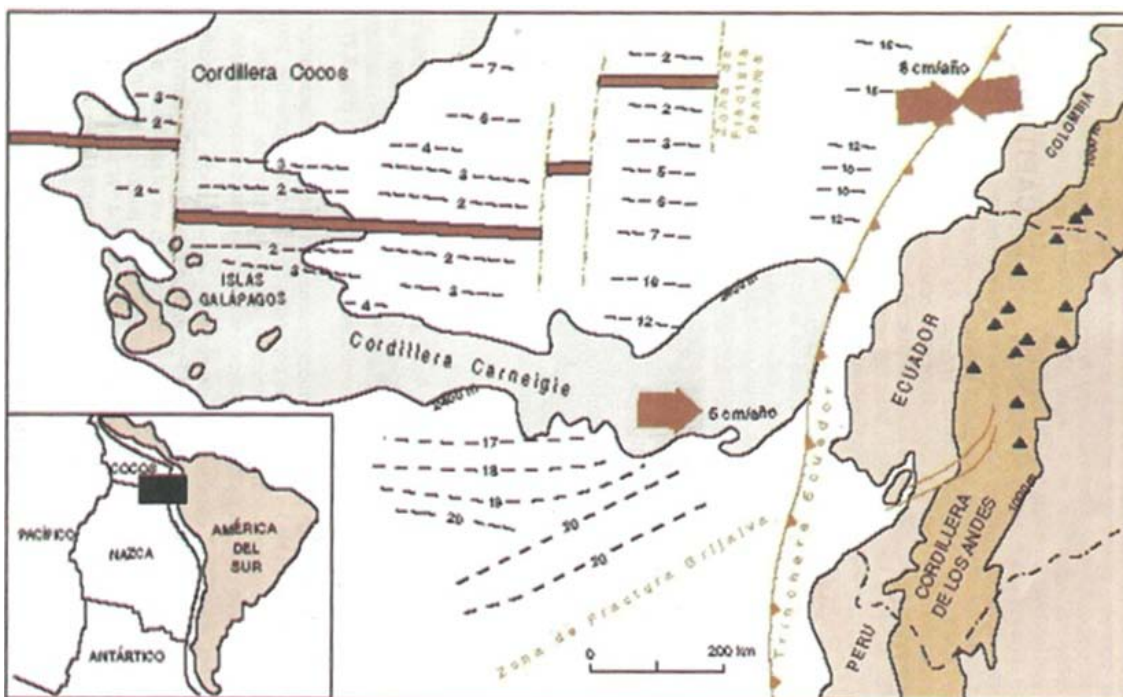


Figura 1.10. Mecanismo de subducción en el Ecuador (Núñez del Arco, 2003)

1.2.5. Sismicidad

En la Figura 1.11 se representan 3 secciones del Ecuador en las que se manifiestan puntos de proyección de sismicidad del Ecosistema Guayas a distintas profundidades, en base a análisis de terremotos registrados (Chunga, 2010).

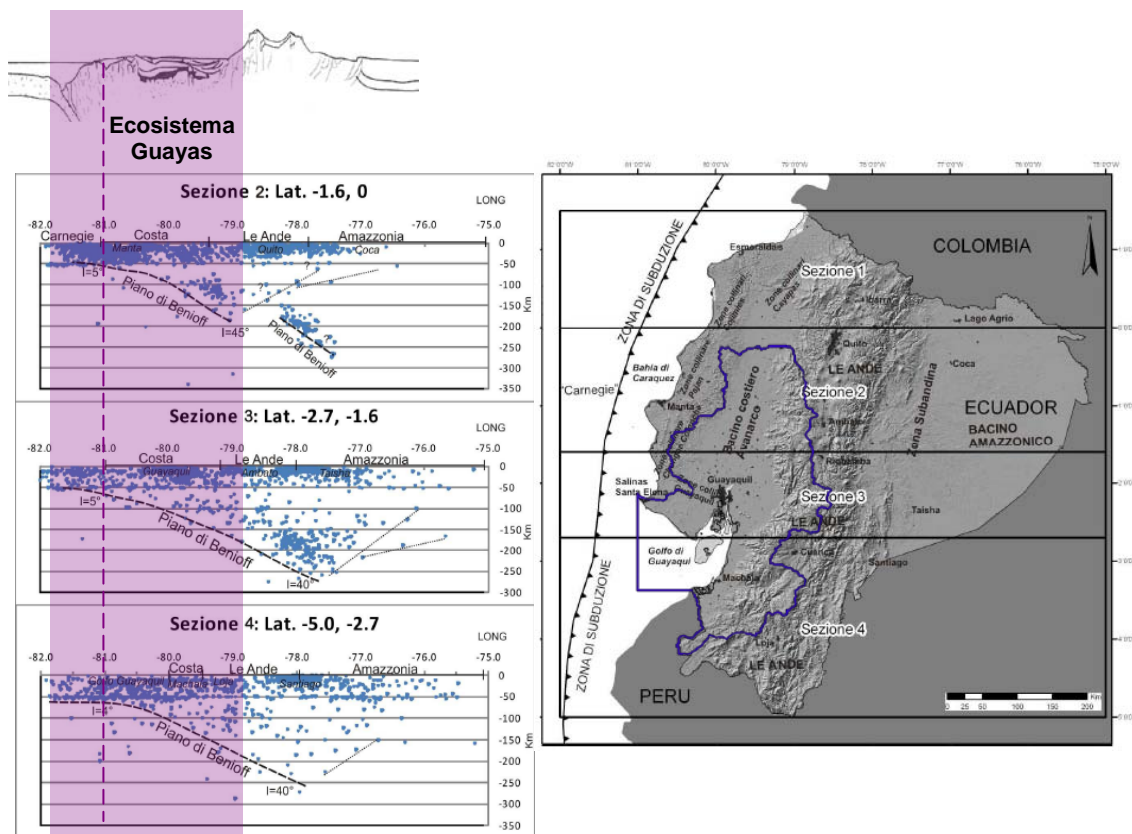


Figura 1.11. Secciones de la sismicidad a lo largo del margen activo del Ecuador (Chunga, 2010)

La actividad sísmica de esta región deriva de un contexto geodinámico donde interactúan tres placas tectónicas: la placa oceánica de Nazca, la Placa continental Sudamericana y el Bloque Norandino. En este ambiente, y debido a la colisión y subducción de la placa oceánica bajo las dos placas continentales, se identifican varias fuentes sísmicas: la primera relacionada con el fenómeno de subducción propiamente dicho, la segunda relacionada con la deformación y movimiento relativo de las dos placas continentales debido al choque con la placa oceánica, ambas de carácter superficial y la tercera, asociada a una deformación en la placa oceánica subducida y de carácter profundo (Segovia y Alvarado, 2010).

1.2.6. Marco Geofísico

La mayor parte de la zona costera del Ecosistema Guayas está atravesada longitudinalmente por una ringlera dominante de suelos sedimentarios, de rocas cuaternarias y terciarias, que cubren aproximadamente el 50 % de su territorio (Figura 1.12). Estos parches se constituyen principalmente en las provincias del Los Ríos, Guayas, Santa Elena, Manabí, Santo Domingo y El Oro. El sector correspondiente a las provincias montañosas de Cotopaxi, Tungurahua, Bolívar, Chimborazo, Cañar y Azuay, está constituido en su mayor parte por suelos ígneos y metamórficos, que son cretácico-terciario volcánico, mesozoico volcánico y mesozoico-cenozoico intrusivo.

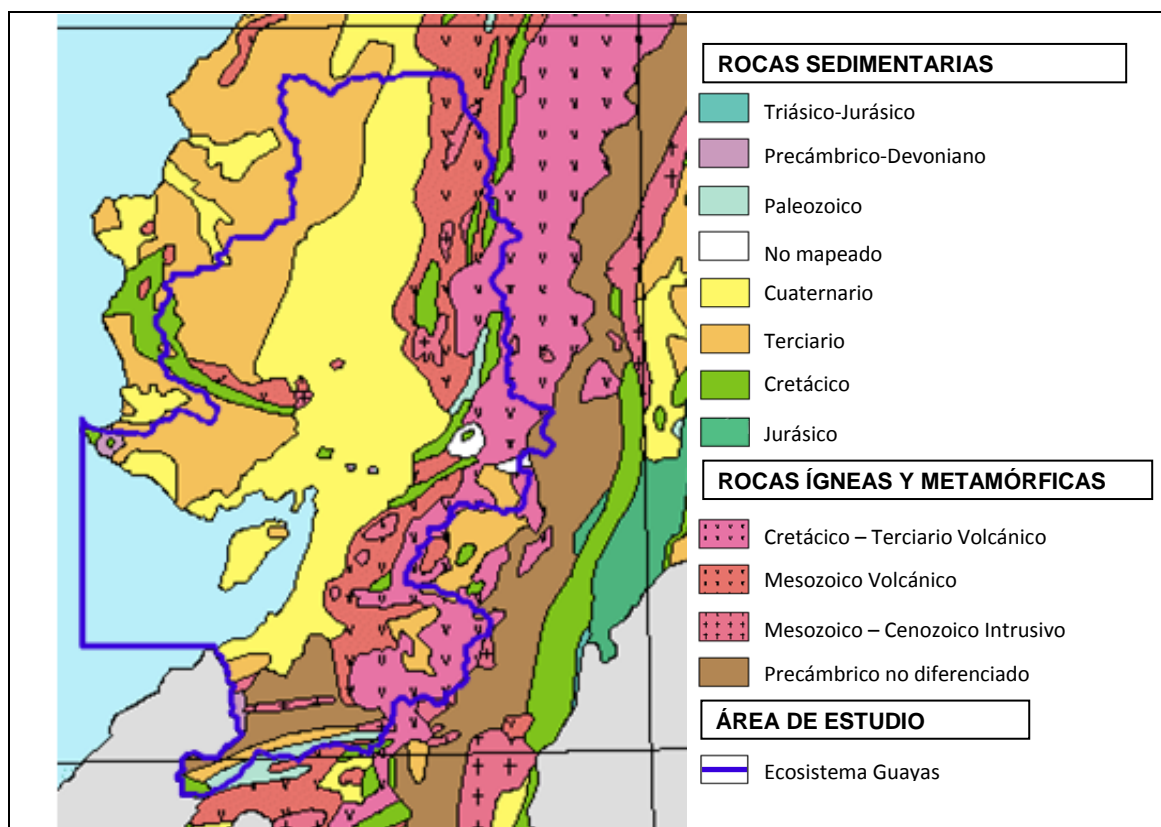


Figura 1.12. Geofísica del EG

<http://geology.about.com/library/bl/maps/blecuadormap.htm>

Al sur del Ecosistema Guayas, específicamente en las provincias de El Oro y Loja existe una formación muy marcada de rocas precámbricas.

En la intersección de las provincias de Manabí, Guayas y Santa Elena, debido a la cordillera de Chongón Colonche existen vestigios de rocas mesozoicas volcánicas, así como formaciones de suelos sedimentarios cretácicos en pequeña proporción.

Cerca de los bordes que limitan el Ecosistema Guayas hay manchas pequeñas de suelos paleozoicos y cretácicos. En su interior, especialmente en la región costera, destaca una llanura aluvial delimitada por dos cordilleras, la de Los Andes al este y la de Chongón Colonche al oeste. Esta formación ha pasado por los siguientes eventos sucesivos: el

intenso levantamiento de la cordillera Chongón Colonche y el hundimiento de la plataforma de la cuenca del río Guayas y Golfo de Guayaquil en el Oligoceno, luego los Andes ecuatorianos habían empezado a emerger en el Mioceno. Por esta misma era se inició la sedimentación de la Cuenca del río Guayas intervenida por permanentes ocurrencias de erosión pluvial, eólica, oceánica y gravitacional, que continúan hasta la actualidad. El suelo resultante, de carácter arcilloso, limoso y arenoso, ha desarrollado una serie de reacciones físicas, químicas y biológicas produciendo la fertilidad, exuberancia y diversidad que exhibe hoy en día. Una de las principales funciones de este suelo es brindar soporte a la agricultura, principalmente de arroz, banano, caña de azúcar, maíz, café y cacao (Sanfeliu, 2009).

1.2.7. Valor económico

El aporte del Ecosistema Guayas, considerando las principales categorías de actividad que se muestran en la Tabla 1.2, representa aproximadamente el 76 % de la producción nacional pese a que se asienta en el 31 % de la superficie del Ecuador.

Tabla 1.2. Producción del Ecosistema Guayas (EG)

Categoría (Unidad)	Ecuador	EG	EG (%)	Referencia
Superficie (km ²)	283 560	87 347	31	INEC, 2008
Población Rural (hb)	4 794 419	1 569 654	33	INEC, 2008
Población Urbana (hb)	9 410 481	4 431 487	47	INEC, 2008
Población Total (hb)	14 204 900	6 001 141	42	INEC, 2008
Sembrío de Banano (ha)	216 115	194 291	90	INEC, 2009
Superficie de Camarón (ha)	175 748	145 787	83	CLIRSEN, 2007
Sembrío de Arroz (ha)	394 813	378 125	96	INEC, 2009
Sembrío de Café (ha)	171 913	105 593	61	INEC, 2009
Sembrío de Cacao (ha)	398 104	292 768	74	INEC, 2009
Sembrío de Maíz (ha)	286 500	171 900	60	INEC, 2008
Sembrío de Caña (ha)	97 200	89 424	92	INEC, 2008
Superficie de Pastos (ha)	2 726 103	1 726 321	63	INEC, 2008
Producción de Pesca (t)	241 816	180 451	75	INEC, 2008
Superficie de Manglar (ha)	148 230	121 377	82	CLIRSEN, 2007

Los productos de exportación no petroleros de mayor importancia, que incluyen banano, camarón, cacao, café y pesca, exhiben elevados porcentajes en lo que corresponde al Ecosistema Guayas (Tabla 1.2). Asimismo las producciones para el consumo interno de arroz, caña de azúcar, maíz y pasto de ganadería arrojan cifras desde 60 % hasta 99 %.

El manglar, un bosque y humedal emblemático del medio ambiente, está representado en un 82 % en el Ecosistema Guayas.

El Ecuador, en la dirección de captar mercados internacionales, requiere ofrecer recursos de carácter exclusivo, por ejemplo que provengan de ecosistemas especiales.

Este es el caso del Ecosistema Guayas. En este aspecto destaca el recurso camarón, por desarrollarse en zonas estuarinas y que guardan estrecha dependencia con los manglares.

1.2.8. Conocimiento tropical

El asunto más relevante y extraordinario en el escenario del Ecosistema Guayas es el conocimiento. En la actualidad se reconoce, de modo cada vez más generalizado, que el conocimiento y el saber se han consolidado como las fuentes principales de creación de riqueza en la sociedad (Boruchowicz et al., 2005); que la prosperidad económica descansa desde hace tiempo en el conocimiento y su aplicación útil (Teece, 1998); o que el conocimiento es el principal factor de la producción, y los activos financieros y maquinarias son simplemente vehículos del conocimiento (Alama, 2009).

Existe además una particularidad exclusiva del Ecosistema Guayas. Se trata de conocimiento tropical. La mayoría de los productos y aplicaciones tecnológicas que utiliza actualmente la humanidad se deriva de conocimientos originados en zonas templadas. El conocimiento tropical se encuentra aún en incipiente desarrollo, brindando oportunidades únicas, en este campo, a los trópicos y a la humanidad.

Conocimiento tropical es el principal servicio que el Ecuador puede proveer a la tierra con ayuda de países amigos, en cuanto se establezca de modo estratégico el papel ineludible de los trópicos en la solución de algunos de los problemas que actualmente más inquietan a la humanidad y al mundo en desarrollo tropical, como los desafíos medioambientales globales prioritarios del siglo XXI del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA, 2010) referidos a Cambio Climático, Desastres y Conflictos, Manejo de Ecosistemas, Gestión Ambiental, Sustancias Dañinas y Eficiencia de Recursos.

En el tema Trópicos se ha añadido últimamente el asunto de la expansión del cinturón tropical asociada al cambio climático, lo que tendrá un efecto cascada en los sistemas de circulación de gran escala, afectando la productividad agrícola y los recursos hídricos (PNUMA, 2010). Esto va a añadir nuevos y necesarios desafíos al trabajo emprendido.

La visión enfocada al desarrollo de conocimiento tropical está surgiendo con rapidez en Australia, que contiene en el norte una zona tropical. Para ello han unido el Gobierno, la Universidad, el empresariado y las comunidades locales (Ellyard, 2003; The Governments of the Northern Territory, Queensland and Western Australia, 2004; Martin, 2004; AVCC, 2006).

Impulsar Ecosistema Guayas con la misión de convertir este ecosistema en el laboratorio natural de la humanidad, para desarrollar ciencia y tecnología tropicales, que con urgencia necesita la población de la tierra que habita actualmente en la franja tropical del planeta, activa insospechadas ventajas para toda la humanidad, el país y sus instituciones.

Ecosistema Guayas es un lugar, una oportunidad, una forma de trabajar, un modo de

pensar y un modo de vivir. Es el laboratorio natural que dispone la humanidad para crear conocimiento tropical, casi inexistente por un lado y crucialmente necesario por otro.

2. Justificación y objetivos

Ecosistema Guayas (Ecuador): Recursos, Medio Ambiente y Sostenibilidad en la perspectiva de Conocimiento Tropical

2.1. Justificación

El interés nacional y mundial por el Ecosistema Guayas surge de la diversidad y oportunidad de las áreas del conocimiento que abarca, toda vez que la mitad de población de la tierra habita actualmente en la franja tropical del planeta, necesitando de ciencia y de tecnología tropicales, que se encuentran aún en incipiente desarrollo.

Ecosistema Guayas constituye un ambiente típico tropical de elevada diversidad, de fácil acceso y que posee una infraestructura adecuada como para llevar a cabo cualquier prueba científica y de investigación y que los desarrollos tecnológicos que se deriven de estos trabajos van a tener aplicación en toda la franja tropical del planeta, donde actualmente vive la mayoría mitad de la población de la Tierra.

En una estrecha franja que bordea el Este del Golfo de Guayaquil se cultiva banano, convirtiendo al Ecuador en primer productor mundial de esta fruta. En las riveras del Golfo de Guayaquil y Estuario del Río Guayas se asienta más del 80 % de la acuicultura nacional de camarón, ubicando al país entre los primeros productores mundiales de camarón. El Golfo de Guayaquil es la zona de mayor producción de pesca artesanal e industrial del Ecuador. El arroz, alimento básico de los ecuatorianos, se produce casi por entero en este ecosistema; lo mismo ocurre con el azúcar, el maíz duro y las frutas tropicales.

Dos puertos navales, el de Guayaquil y Puerto Bolívar, mueven más del 92 % de la carga de exportación e importación nacional, excluyendo petróleo. Además, en este ecosistema se ubican los desarrollos mineros auríferos más importantes del Ecuador.

La protección de los recursos naturales representa una prioridad mundial. Establecer la importancia del Ecosistema Guayas así como su vulnerabilidad requiere de intenso trabajo para conocer su estructura y funcionamiento. A la luz de nuevas concepciones económicas, sociales y ecológicas, el criterio de sustentabilidad, o sea el grado o escala de explotación, que haga posible su duración a largo plazo, constituye una de las motivaciones básicas del trabajo científico.

El Ecosistema Guayas al incluir 13 de las 24 provincias y 107 de los 226 municipios del país abre el potencial de constituirse en el laboratorio natural de prueba de las mejores fórmulas de manejo ambiental y social del Ecuador.

Ecosistema Guayas es el camino propicio de búsqueda de conocimientos y de aprendizaje que permita tomar las mejores decisiones respecto a la explotación de los recursos, los sistemas de transformación y el manejo de los residuos.

2.2. Objetivos

General

Posicionar el Ecosistema Guayas en la conciencia del Ecuador y del Mundo, como un exclusivo lugar para el estudio de los recursos, el medio ambiente y la sostenibilidad en la perspectiva de conocimiento tropical.

Específicos

- Identificar fundamentos teóricos y aplicaciones de medio ambiente y sostenibilidad en el Ecosistema Guayas (Ecuador) para contar con los conocimientos más idóneos que permitan tomar las mejores decisiones en la preservación de la naturaleza y la protección de la ciudadanía.
- Establecer la calidad ambiental de los ecosistemas costeros del Ecosistema Guayas y sus implicaciones en el desarrollo del manejo integrado de manglares y camaroneras.
- Evaluar la presencia de ácidos grasos en larvas silvestres y cultivadas de *Litopenaeus vannamei* del Ecuador.
- Analizar la integración de las restricciones ecológicas y económicas de la calidad ambiental del Estuario del Río Guayas, Ecuador.
- Revisar la articulación del nitrógeno (N) como elemento de enlace, contabilidad y balance de los ciclos biogeoquímicos y sociales del Ecosistema Guayas.

3. Resumen, actualización y discusión de los trabajos presentados

Ecosistema Guayas (Ecuador): Recursos, Medio Ambiente y Sostenibilidad en la perspectiva de Conocimiento Tropical

3.1. Ecosistema Guayas (Ecuador). Medio ambiente y sostenibilidad

3.1.1. Ubicación

En la Figura 3.1.1 se presenta la delimitación actual del Ecosistema Guayas en el espacio del Ecuador y sus provincias. Allí se puede apreciar que se despliega debajo del paralelo 0° hasta 4° Sur y entre los meridianos Oeste 78.5° y 81° .

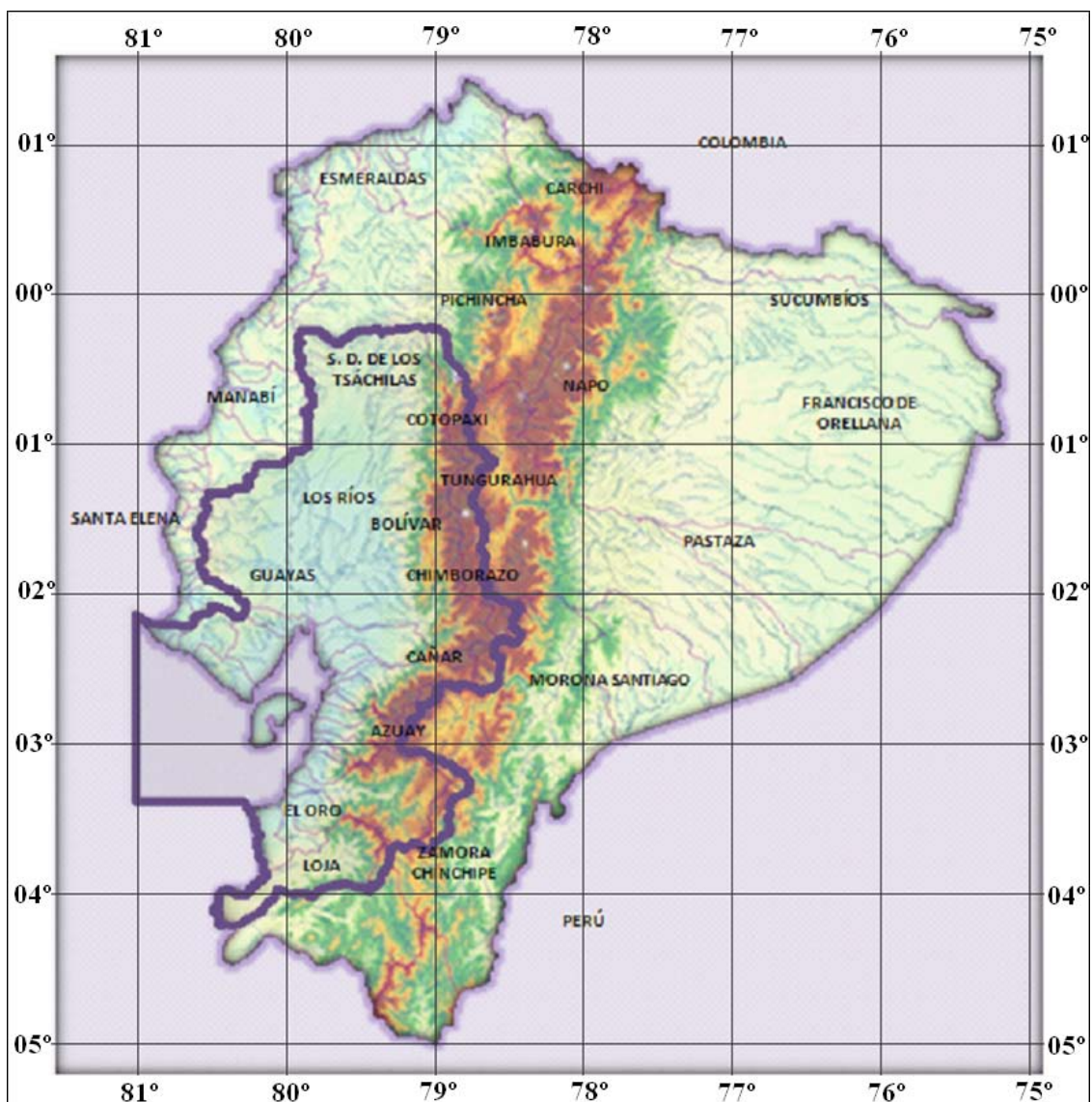


Figura 3.1.1 Ecosistema Guayas

3.1.2. Actualización

Desde la publicación del artículo de Ecosistema Guayas en la Revista Tecnológica ESPOL (Montaño y Sanfeliu, 2008), se han producido algunos cambios, producto de una pormenorizada revisión de la demarcación de las cuencas, lo mismo que se han escogido las fuentes más autorizadas y se ha actualizado la información lo más cerca del año 2010. Los resultados de esta actualización se muestran en la Tabla 3.1.1.

Tabla 3.1.1. Actualización de información del Ecosistema Guayas

Información	Actual	Anterior
Extensión (km ²)	87 347	67 000
Extensión (%)	31	35
Área continental (km ²)	83 540 (Calculado)	53 299
Población (hb)	6 001 141 (INEC, 2010)	6 233 716
Población (%)	42	45
Provincias	13	12
Municipios	107 (Tabla 3.1.2)	88
Arroz (%)	96	93
Caña de azúcar (%)	92	90
Maíz duro (%)	60	90
Camarón (%)	83	84
Banano (%)	90	75
Palma africana (%)	50	70
Cacao (%)	74	60
Café (%)	61	55
Ganado (%)	51	40
Pesca (%)	75	57

3.1.3. Aportación y potencial económico

En la Tabla 3.1.1 se han señalado las principales categorías de la producción y la economía del país, que se sustentan en la agricultura, ganadería y pesca. Otras categorías importantes, como la transportación marítima y la minería, especialmente aurífera, se detallan además en este literal.

Entre enero y julio del año 2010 la exportación del Ecuador de productos primarios excluyendo petróleo se cifró en 2 619.6 millones de dólares (BCE, 2010). En promedio la producción del Ecosistema Guayas constituye un 79 % de la producción nacional.

El sistema portuario del Ecosistema Guayas, representado por las autoridades portuarias de Guayaquil y de Puerto Bolívar y 17 Terminales Portuarios Privados, en el año 2009 tuvo un movimiento representativo de carga contenedorizada, alcanzando 952 630 TEU, lo que significa el 95 % de la carga de exportación por este generalizado sistema (CEPAL, 2009)

Tabla 3.1.2. Provincias y cantones del Ecosistema Guayas

#	Cantón	Provincia	#	#	Cantón	Provincia	#
1	Ponce Enríquez	Azuay	1	55	Isidro Ayora		
2	Cuenca			56	Jujan		
3	Girón			57	Lomas de Sargentillo		
4	Nabón			58	Marcelino Maridueña		
5	Oña			59	Milagro		
6	Pucará			60	Naranjal		
7	San Fernando			61	Naranjito		
8	Santa Isabel			62	Nobol		
9	Sigsig			63	Palestina		
10	Caluma	Bolívar	2	64	Pedro Carbo		
11	Chillanes			65	Playas		
12	Chimbo			66	Salitre		
13	Echeandía			67	Samborondón		
14	Guaranda			68	Santa Lucía		
15	Las Naves			69	Simón Bolívar		
16	San Miguel			70	Yaguachi		
17	Cañar	Cañar	3	71	Catamayo	Loja	8
18	El Tambo			72	Chaguarpamba		
19	La Troncal			73	Loja		
20	Suscal			74	Olmedo		
21	Alausí	Chimborazo	4	75	Paltas		
22	Chunchi			76	Pindal		
23	Colta			77	Puyango		
24	Cumandá			78	Saraguro		
25	Guamote			79	Zapotillo		
26	Pallatanga			80	Baba	Los Ríos	9
27	Riobamba			81	Babahoyo		
28	La Maná	Cotopaxi	5	82	Buena Fe		
29	Pangua			83	Mocache		
30	Pujilí			84	Montalvo		
31	Sigchos			85	Palenque		
32	Arenillas	El Oro	6	86	Puebloviejo		
33	Atahualpa			87	Quevedo		
34	Balsas			88	Quinsaloma		
35	Chilla			89	Urdaneta		
36	El Guabo			90	Valencia		
37	Huaquillas			91	Ventanas		
38	Machala			92	Vinces		
39	Marcabelí			93	24 de Mayo	Manabí	10
40	Pasaje			94	Bolívar		
41	Piñas			95	Chone		
42	Portovelo			96	El Carmen		
43	Santa Rosa			97	Flavio Alfaro		
44	Zaruma			98	Jipijapa		

45	Las Lajas			99	Olmedo-Puca		
46	Balao	Guayas	7	100	Paján		
47	Balzar			101	Pichincha		
48	Bucay			102	Santa Ana		
49	Colimes			103	La Libertad	Santa Elena	11
50	Daule			104	Salinas		
51	Durán			105	Santa Elena		
52	El Empalme			106	Sto. Domingo	Santo Domingo	12
53	El Triunfo			107	Ambato	Tungurahua	13
54	Guayaquil						

El potencial minero del Ecosistema Guayas es elevado, como se desprende del cinturón de suelos ígneos y metamórficos dispuestos longitudinalmente al este, donde se acentúan las ocurrencias de depósitos mineros, especialmente de oro, cobre y molibdeno (Figura 3.1.2).

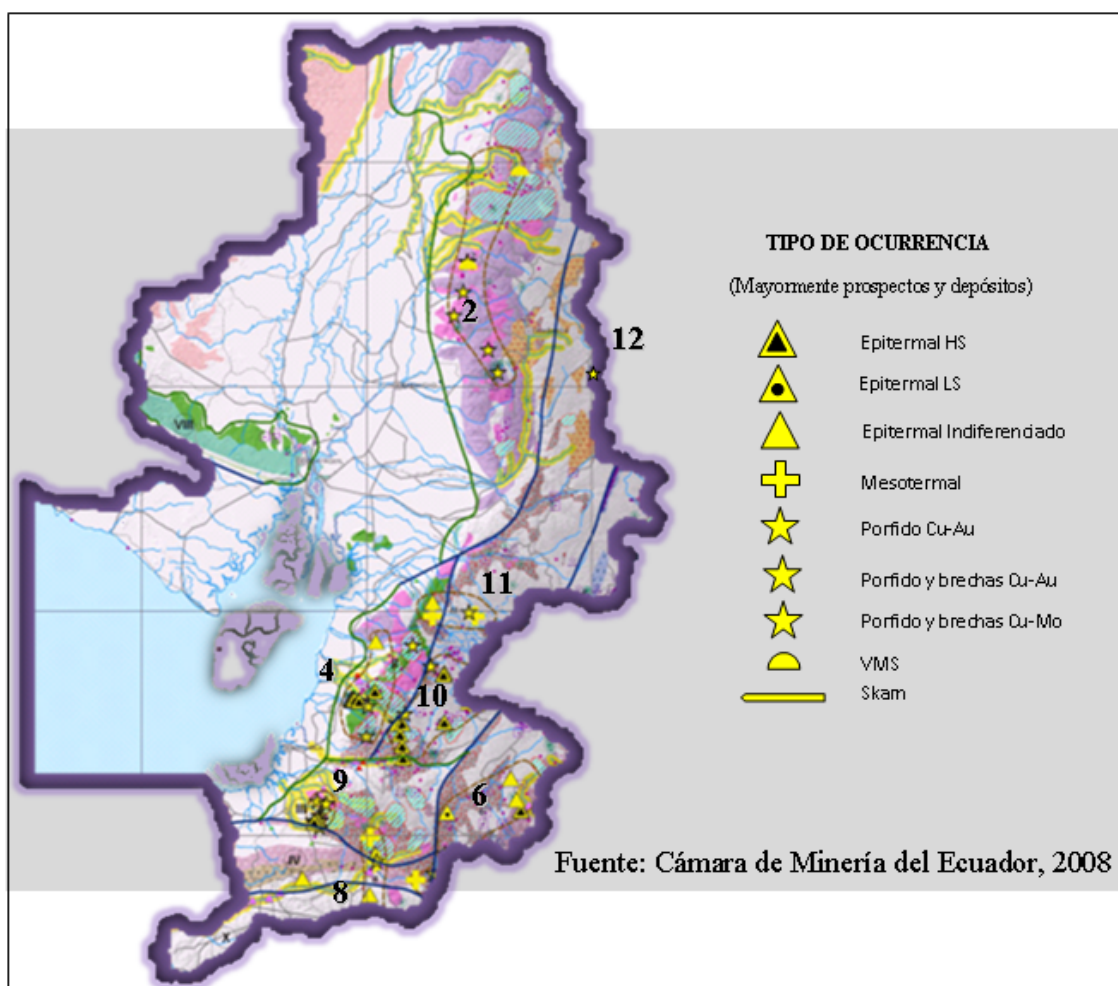


Figura 3.1.2. Tipos de Ocurrencia (Mayormente prospectos y depósitos)

La producción minera aurífera del Ecosistema Guayas representa aportes significativos a la economía del país, alcanzando unas cifras anuales de 16 t de oro, en los últimos

tiempos (Resabala, 2008). Además, el escenario del oro del Ecosistema Guayas abarca 8 de las 13 franjas metalogénicas precisadas en el Ecuador, lo que representa un 53 % del territorio minero explorado y un 37 % de las reservas de este metal (Tabla 3.1.3).

Tabla 3.1.3. Evaluación de recursos potenciales de oro por franja metalogénica (Cámara de Minería del Ecuador, 2008)

No.	Nombre	Superficie (ha)	Recurso Oro (oz)	Propuesta
0	Dispersos		1 892 706	
1	Pacto	248 369	9 205 793	Parq. Ind. Minero
2	Quevedo-Moraspungo	177 840	2 994 121	Polo de Desarrollo
3	La Plata Macuchi	15 528	433 464	Polo de Desarrollo
4	Ponce Enríquez-San Gerardo	72 781	6 830 204	Parq. Ind. Minero
5	Nambija	99 562	14 451 198	Parq. Ind. Minero
6	Fierro Urco	133 983	1 243 973	Polo de Desarrollo
7	Machinaza	136 340	29 312 702	Polo de Desarrollo
8	Zaruma Portovelo	43 527	7 769 295	Parq. Ind. Minero
9	Cerro Pelado	17 675	3 717 396	Parq. Ind. Minero
10	Quimsacocha	125 595	10 704 306	Polo de Desarrollo
11	Molleturo	45 714	1 034 212	Polo de Desarrollo
12	Peltetec	10 771	501 000	Polo de Desarrollo
13	Macará-Río Platas	64 418	3 796 970	Polo de Desarrollo

3.1.4. Medioambiente y sostenibilidad. Constitución y Plan Nacional de Desarrollo

La nueva Constitución del Ecuador (2008) que rige desde el vivir de los ecuatorianos incluye preceptos novedosos respecto a los planteamientos que se esbozan en este trabajo. Tales preceptos se contienen principalmente en los títulos: Derechos de la naturaleza; Derechos del buen vivir; Organización del territorio; Soberanía alimentaria; Ciencia, tecnología, innovación y saberes ancestrales; Biodiversidad y recursos naturales.

En este sentido, la naturaleza expresada mediante los recursos aire, agua, suelo, flora y fauna, cobra derecho bajo especial tutela del Estado. Para velar por estos derechos se demanda el concurso de las instituciones del Estado, Universidades y Escuelas Politécnicas, Institutos de Investigación públicos y particulares, empresas públicas y privadas, organismos no gubernamentales y personas naturales o jurídicas.

La investigación científica, la innovación tecnológica, la producción de conocimiento, los saberes ancestrales y la difusión componen algunos de los instrumentos más apropiados para garantizar la conservación del medio ambiente, la salud de la población, el trabajo y la producción.

El Ecuador, además, ha puesto en marcha el Plan Nacional para el Buen Vivir 2009-2013. En él se encuentran establecidas zonas, estrategias, objetivos (políticas y lineamientos) y organización, todo lo cual, activa aplicaciones particulares al Ecosistema Guayas.



De las zonas establecidas en el Plan Nacional para el Buen Vivir, el Ecosistema Guayas encierra la Zona 5 casi en su totalidad y en forma parcial las Zonas 3, 4, 6 y 7 (Figura 3.1.3).

Figura 3.1.3. Ecuador. Zonas de planificación (SENPLADES, 2009)

	Zona 1: Carchi. Esmeraldas. Imbabura. Sucumbíos
	Zona 2: Napo. Orellana. Pichincha
	Zona 3: Chimborazo. Cotopaxi. Pastaza. Tungurahua
	Zona 4: Manabí. Santo Domingo de los Tsáchilas
	Zona 5: Bolívar. Guayas. Los Ríos. Santa Elena
	Zona 6: Azuay. Cañar. Morona Santiago
	Zona 7: El Oro. Loja. Zamora Chinchipe
	Áreas no delimitadas
	Quito y Guayaquil

El Plan Nacional destaca el alto valor paisajístico y el consecuente potencial turístico de las zonas relacionadas con el Ecosistema Guayas. Se reconoce asimismo la elevada capacidad agrícola de los suelos de la cuenca baja del Río Guayas que presentan el mayor porcentaje nacional de suelos aptos para cultivos sin limitaciones.

La actividad productiva agrícola en el territorio del Ecosistema Guayas representa sin duda la base, el soporte y el futuro de la vida de los ecuatorianos, sin embargo, por otro

lado, presenta bajos rendimientos, escasa diversificación y mínima generación de valor agregado (SENPLADES, 2009). Un problema crítico derivado de la actividad agrícola es la sobreexplotación, como se denota en la Figura 3.1.4.

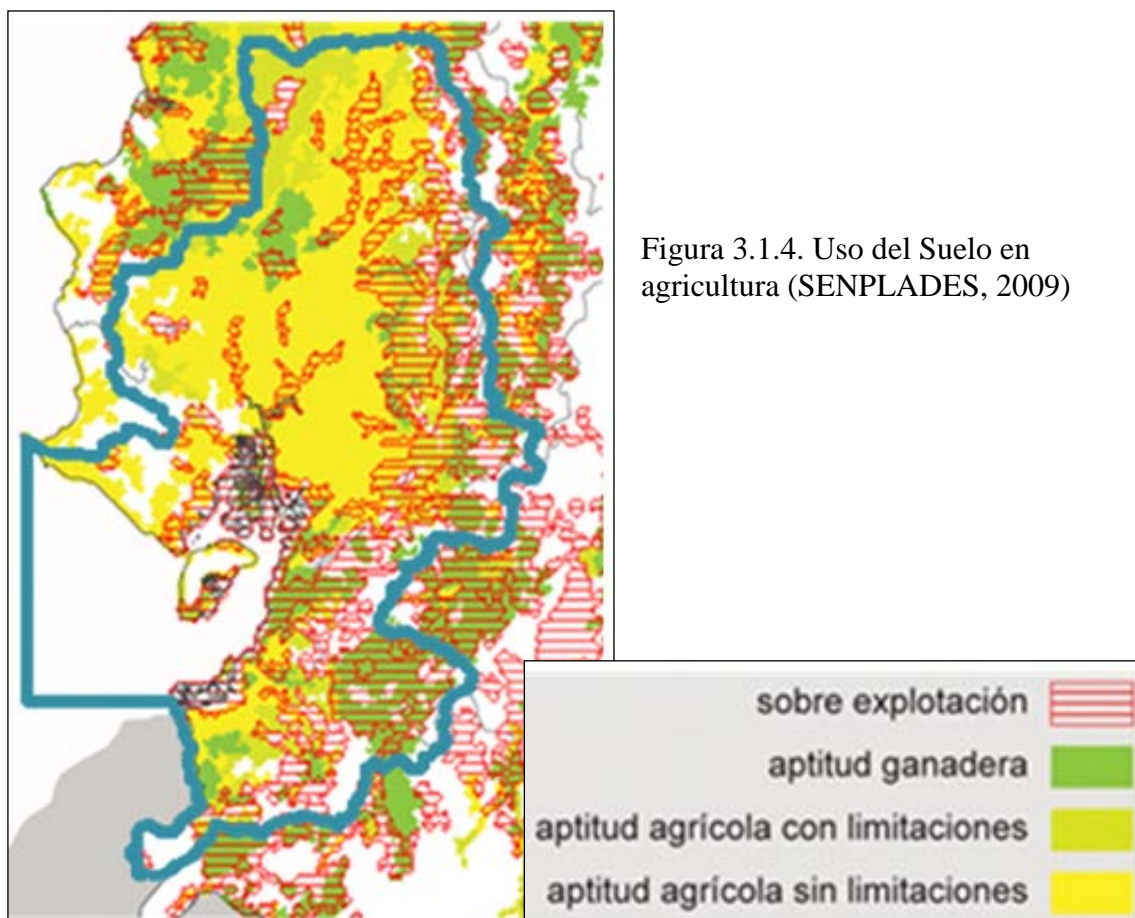


Figura 3.1.4. Uso del Suelo en agricultura (SENPLADES, 2009)

Las estrategias contenidas en el Plan Nacional para el Buen Vivir y que son aplicables a los quehaceres medioambientales y sostenibles en el Ecosistema Guayas incluyen:

- Garantizar la sustentabilidad del patrimonio natural mediante el uso racional y responsable de los recursos naturales renovables y no renovables.
- Sostenibilidad, conservación, conocimiento del patrimonio natural y fomento del turismo comunitario.
- Transformación de la educación superior y transferencia de conocimiento a través de ciencia, tecnología e innovación.
- Inversión para el Buen Vivir en el marco de una macroeconomía sostenible.
- Consolidar un modelo de gestión descentralizado y desconcentrado, con capacidad de planificación y gestión territorial

El Plan Nacional para el Buen Vivir (PNBV), que se encuentra en ejecución, establece 10 objetivos que se reparten en 89 políticas y 640 lineamientos, como se muestra en la Tabla 3.1.4. Tales objetivos se llevan a término en mayor que menor medida en el Ecosistema Guayas, y se podría decir que el objetivo 11 que se refiere a “Establecer un sistema económico social, solidario y sostenible”, es el más representativo.

Tabla 3.1.4. Objetivos del Plan Nacional para el Buen Vivir 2009-2013 (SENPLADES, 2009)

Objetivos	Políticas	Lineamientos
Objetivo 1: Auspiciar la igualdad, la cohesión y la integración social y territorial en la diversidad	10	89
Objetivo 2: Mejorar las capacidades y potencialidades de la población	8	57
Objetivo 3: Mejorar la calidad de vida de la población	7	57
Objetivo 4: Garantizar los derechos de la naturaleza y promover un ambiente sano y sustentable	4	49
Objetivo 5: Garantizar la soberanía y la paz, e impulsar la inserción estratégica en el mundo y la integración latinoamericana	7	61
Objetivo 6: Garantizar el trabajo estable, justo y digno, en su diversidad de formas	8	37
Objetivo 7: Construir y fortalecer espacios públicos interculturales y de encuentro común	8	54
Objetivo 8: Afirmar y fortalecer la identidad nacional, las identidades diversas, la plurinacionalidad y la interculturalidad	5	25
Objetivo 9: Garantizar la vigencia de los derechos y la justicia	6	38
Objetivo 10: Garantizar el acceso a la participación pública y política	6	42
Objetivo 11: Establecer un sistema económico social, solidario y sostenible	13	82
Objetivo 12: Construir un Estado Democrático para el Buen Vivir	7	49

Asimismo al revisar las políticas y lineamientos relacionados con los objetivos del PNBV se descubre que tienen plena aplicación, y más aún, que deberían ser motivo del accionar planificado y orgánico de la ciudadanía e instituciones del Ecosistema Guayas. Esto se evidencia claramente escogiendo al azar 3 lineamientos, el 4, 282 y 631 que se presentan a continuación.

- 4 Universalizar el acceso a agua segura para sus diversos usos como derecho humano, respetando las prelación establecidas en la Constitución.
- 282 Definir ámbitos de acción prioritarios para la intervención de la cooperación internacional en el Ecuador.
- 631 Planificar la inversión pública con enfoque territorial para optimizar los recursos del Estado, reducir los desequilibrios territoriales y satisfacer las necesidades básicas.

3.1.5. Vulnerabilidad

Otro tema que resalta en el Ecosistema Guayas es la vulnerabilidad de dos zonas de alto valor ambiental, económico y social: los páramos y los manglares, que se señalan en la Figura 3.1.5.

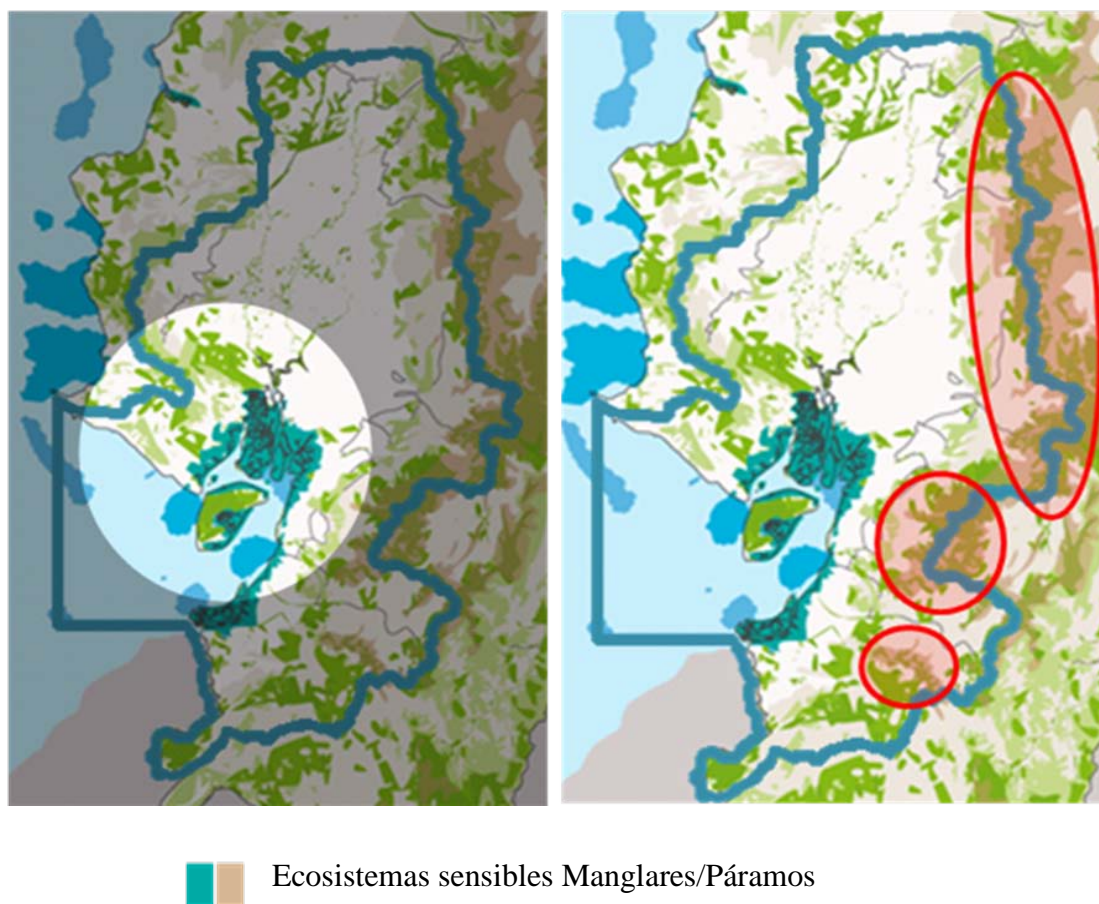
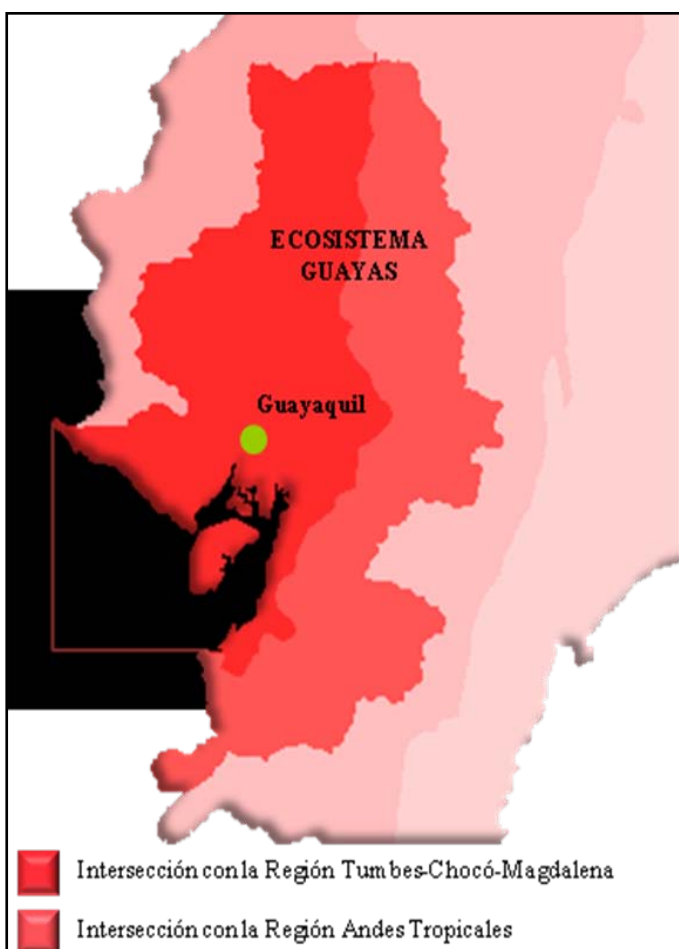


Figura 3.1.5. Zonas vulnerables del Ecosistema Guayas (SENPLADES, 2009)

Los páramos representan las fuentes exclusivas de recarga de agua de las cuencas hidrográficas y la garantía de provisión de agua potable, agua ecológica y agua para regadío. La ampliación de la frontera agrícola derivada del aumento de la población y el cambio climático están agravando la vulnerabilidad de este ambiente.

Los manglares se ubican geográfica y funcionalmente en el extremo opuesto de los páramos (Figura 3.1.5), son pantanos boscosos únicos, donde las mareas modulan el intercambio de agua, nutrientes, sedimentos y organismos entre ecosistemas costeros intermareales tropicales. También los ríos y sus cuencas bajas vinculan la descarga de sedimentos y nutrientes desde el continente, modulando la productividad y biogeoquímica del estuario del Río Guayas, acoplándose esta dinámica con ecosistemas vecinos. El mosaico de hábitats de manglares provee gran variedad de componentes de biodiversidad que son importantes para la función y calidad ambiental de los ecosistemas estuarinos tropicales. La función ecológica dominante de los manglares es el mantenimiento de hábitats costero-marinos y la provisión concomitante de alimento y

refugio para una gran variedad de organismos a diferentes niveles tróficos. Además los manglares juegan un papel principal en mantener la calidad del agua y la estabilidad de la línea de costa, controlando la distribución de nutrientes y sedimentos en aguas estuarinas. Las múltiples funciones de los manglares inducen una productividad primaria y producción secundaria extremadamente alta en costas tropicales. Actualmente se plantea la hipótesis de que los manglares tienen paradójicamente una gran capacidad de adaptación, permitiéndoles contrarrestar con éxito la variabilidad ambiental de corto período que está induciendo el cambio climático global, aunque al mismo tiempo, por su alta fragilidad como hábitat crítico, las acciones antrópicas acrecientan su vulnerabilidad a un nivel más catastrófico que el propio cambio climático global (Yáñez-Aracibia, Twilley y Lara-Domínguez, 1998).



Finalmente el Ecosistema Guayas contiene parte de dos eco-regiones terrestres reconocidas mundialmente como áreas calientes de biodiversidad (hotspots): el Tumbes-Chocó-Magdalena y el de los Andes Tropicales (Figuras 1.5, 3.1.6).

Los temas, por tanto, de vulnerabilidad, medioambiente, biodiversidad y sostenibilidad demandan en este lugar una serie de especiales exigencias, sobre todo en la perspectiva de conocimiento tropical, que está aún por crearse.

Figura 3.1.6. Hotspots de biodiversidad en el Ecosistema Guayas (Conservation International, 2005)

3.1.6. *Azolla anabaena* en el Ecosistema Guayas. Ciclo del nitrógeno

Desde el año 2000, en el contexto práctico del Ecosistema Guayas y Conocimiento Tropical, se han desarrollado trabajos e ideas sobre *Azolla Anabaena*. Se trata de un simbionte estrechamente relacionado con el elemento nitrógeno y su ciclo biogeoquímico. En este sentido, el nitrógeno se convierte en el material de vinculación entre la naturaleza y el sistema socioeconómico del Ecosistema Guayas y del mundo,

permitiendo además entender los procesos, la cuantificación y el sentido de la sostenibilidad.

La agricultura del mundo y del Ecuador enfrenta en la actualidad una serie de desafíos en las áreas de la economía, el medio ambiente, la salud y la tecnología. En cualquiera de ellas hay ilimitados campos que invitan a explorarlos. Una planta para crecer requiere de dos sustancias primordiales, agua y nitrógeno, lo que en otras palabras quiere decir que la agricultura descansa en dos diligencias, riego y fertilización. En este contexto y desde la orilla de la academia se ha venido trabajando por largo tiempo para encontrar novedades que apuntalen la agricultura, descubriendo la existencia de una bendición natural llamada *Azolla Anabaena*.

Azolla (Figura 3.1.7) es un diminuto helecho flotante de pequeñas hojas alternadas y raíces simples que cuelgan dentro del agua. *Anabaena* es una bacteria microscópica que en forma de rosario (Figura 3.1.8) se aloja permanentemente dentro de las hojas del *Azolla* y fija nitrógeno del aire. *Azolla* y *Anabaena* desarrollan una simbiosis por la cual el primero brinda soporte y la segunda abono.



Figura 3.1.7. *Azolla*: fertilizante de arroz

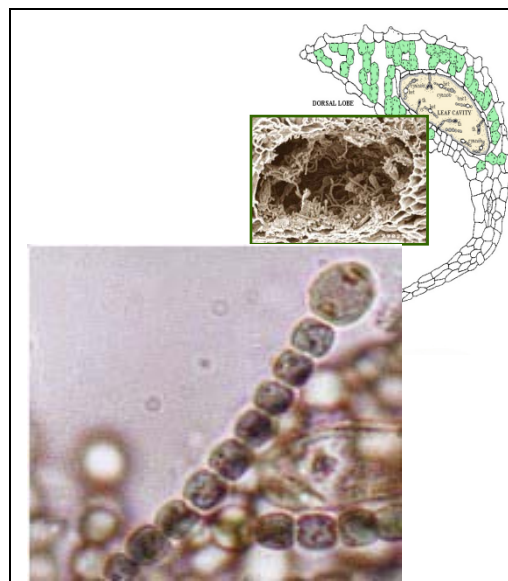


Figura 3.1.8. *Anabaena*. Esquema

El nitrógeno incorporado al *Anabaena* evoluciona luego, a través de reacciones bioquímicas, a amonio, a nitrito y finalmente a nitrato. Estas tres últimas especies químicas representan el exclusivo sustrato de fertilización de las plantas.

El *Azolla Anabaena* representa un recurso natural promisorio del Ecuador que se probó como fertilizante alternativo de arroz (Figura 3.1.9) con positivos resultados: la producción de arroz con *Azolla* alcanzó 7.2 t/ha mientras que con urea dio 4.5 t/ha (Montaño, 2005a).



Figura 3.1.9. *Azolla* creciendo en un arrozal y fertilizándolo

El uso masivo del bioabono *Azolla* en arrozales de inundación activa por primera vez esta tecnología a escala comercial en el Ecuador, al tiempo que desata una motivante expectativa en el agro ecuatoriano. El potencial de fijación biológica de nitrógeno del *Azolla* puede alcanzar 1 200 kgN/ha/año en condiciones óptimas; en esta situación, los excedentes de *Azolla* del arrozal pueden ser extraídos, secados, ensacados y comercializados para su aplicación como abono en otros cultivos.

Un experimento reciente diseñado para determinar comparativamente la eficiencia del abono *Azolla* como sustrato orgánico en plantas meristemáticas de banano William en invernadero se llevó a cabo en la ESPOL (Figura 3.1.10). En tal experimento se encontró que el tratamiento con *Azolla* produjo los mejores resultados en cuanto a altura de la plántula, diámetro del pseudotallo y número de hojas. El uso exclusivo de *Azolla* como abono demuestra que se activa una serie de ciclos biogeoquímicos que potencian el crecimiento del banano (Montaño et al., 2010).



Figura 3.1.10. Ensayo de fertilización de banano con *Azolla*

3.1.7. Nuevas funciones del ecosistema de arrozales. Medio ambiente, economía y salud

La elevada concentración natural de nitrógeno del *Azolla* a más de la configuración geográfica de los arrozales del Ecuador, le convierte a este bioabono en el camino obligado que tomará la agricultura orgánica del país. *Azolla* está destinado a convertir los arrozales ecuatorianos en proveedores de abono y forraje para todo el sistema agrícola y pecuario nacional, provocando el salto natural del Ecuador al nivel orgánico y constituyendo un suceso único en el mundo.

El ecosistema de arrozales del Ecuador está situado en la zona del drenaje final de los ríos Daule y Babahoyo (Figura 3.1.11). Extender el *Azolla* a todo este ecosistema, como política de estado, representa una extraordinaria ventaja, pues ese enorme humedal que constituyen los arrozales, actuará como un biofiltro natural que mejorará la calidad del agua y reactivará, en consecuencia, la producción de banano, caña de azúcar, camarón y la producción pesquera del Golfo de Guayaquil. De esta manera se activa naturalmente el desarrollo sostenible regional (Montaño, 2010a).

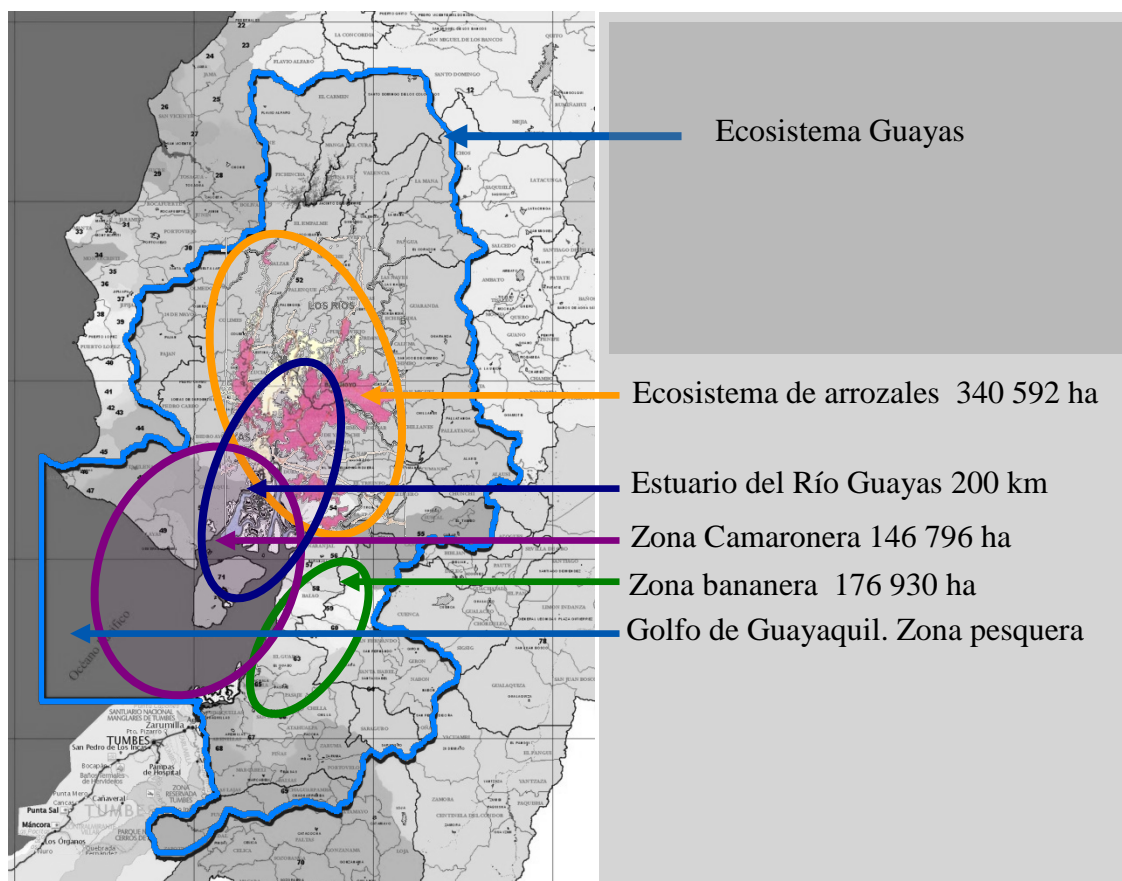


Figura 3.1.11. Ecosistema de arrozales y zonas relacionadas de producción

La agricultura es sostén de la alimentación humana y en los últimos 60 años la fertilización de los cultivos del mundo entero ha dependido de nitrógeno fijado artificialmente. Es posible que este tipo de nitrógeno esté erosionando la salud de la población y que sea la razón de la aparición cada vez más extendida y a más temprana edad de enfermedades. El *Azolla*, en cambio, fija de forma natural el nitrógeno de la atmósfera circundante, de tal manera que al aplicarse a los cultivos se obtienen productos agrícolas de características biogénicas, es decir, que generan vida.

El nitrógeno artificial aplicado a las plantas fuera de sincronía y en cantidades que muchas veces llegan hasta un 60 % superior a lo necesario, es la causa de diversos problemas (Sapiña, 2006), entre ellos:

- Aumento de la concentración de dióxido de nitrógeno, un gas de efecto invernadero, en la atmósfera.
- Cambios del ciclo del carbono.
- Disminución de nutrientes del suelo como calcio y potasio.
- Pérdida de la diversidad biológica.
- Lluvia ácida.
- Aparecimiento de mareas rojas.

Con el desarrollo del *Azolla* para proveerse de nitrógeno el Ecuador podría levantar un

monumento a la razón, a la ecología, a la salud y a la economía, digno de emulación mundial. La vida de cada ser humano depende del nitrógeno. Con este elemento se fabrican los aminoácidos, los péptidos, las proteínas, los genes y demás biomoléculas que constituyen la estructura, el motor y la información de la existencia.

El cuerpo humano se compone principalmente de oxígeno (65 %), carbono (18 %) hidrógeno (10 %), nitrógeno (3 %), calcio (1.4 %) y fósforo (1 %) (González, 2010). Todos estos elementos son naturales porque se generan de procesos naturales, con excepción de nitrógeno que es artificial, por la vía de los fertilizantes industriales artificiales que sustentan la agricultura que provee de alimentos a la población (Figura 3.1.12). El *Azolla* puede contribuir eficazmente a que los países hagan sostenible su agricultura, sin el riesgo de los problemas relacionados con los efectos adversos de los fertilizantes químicos que se traducen en la disminución de la fecundidad y productividad de la tierra a largo plazo, en la reducción de la biota del suelo y en la contaminación ambiental (eutrofización, efecto invernadero).

Paz y Miño (2010) sostiene que se conoce con certeza que el cáncer proviene de una mala expresión de al menos cuatro grupos de genes: los que se activan descontroladamente (oncogenes), los que inhiben el cáncer (genes supresores), los que controlan los daños producidos por agentes tóxicos (genes reparadores) y los genes del suicidio de las células que funcionan como una defensa de última línea y determinan la muerte de aquellas que se harán cancerígenas (proceso de apoptosis). El desequilibrio entre estos genes, inicia, promueve y propaga el cáncer. Tal “mala expresión”, en hipótesis de este trabajo, parte de la configuración del nitrógeno de la urea al sufrir el impacto del proceso Bosch-Haber. Por los descubrimientos del CERN (Ynduráin, 2001) se establece que el arreglo inseparable del electrón y fotón le comunica memoria a la materia, sugiriendo que el nitrógeno (de la urea) en nuestro cuerpo recuerda el estrés que pasó durante su fabricación.

La propuesta consecuente de estas consideraciones es que el *Azolla* se extienda a todos los arrozales del Ecosistema Guayas a fin de producir abono y forraje para los cultivos y el ganado del Ecuador. Cuando el *Azolla* cubra estos arrozales, el sistema bacteriano asociado a la *Anabaena* (Carrapiço, 2002) constituirá un inmenso y extraordinario filtro natural del agua de los ríos Daule y Babahoyo. Esta agua ennoblecida jugará un sustancial papel en la elevación del valor agregado del Estuario del Río Guayas, de la actividad camaronera, de la producción bananera y de la pesca (Figura 3.1.11).

Otra consecuencia de la incorporación del *Azolla* al ecosistema de arrozales es que se puede producir una contribución importante a la neutralización del cambio climático global, en la perspectiva de los descubrimientos derivados de la 2004 ACEX (Arctic Coring Expedition) de la Universidad de Utrecht (Bujak, 2007). Por estos estudios se está estableciendo que un florecimiento masivo de *Azolla* en el Ártico en la era del Paleoceno, hace 55 millones de años, contribuyó a contrarrestar el efecto invernadero del mundo de esa época.

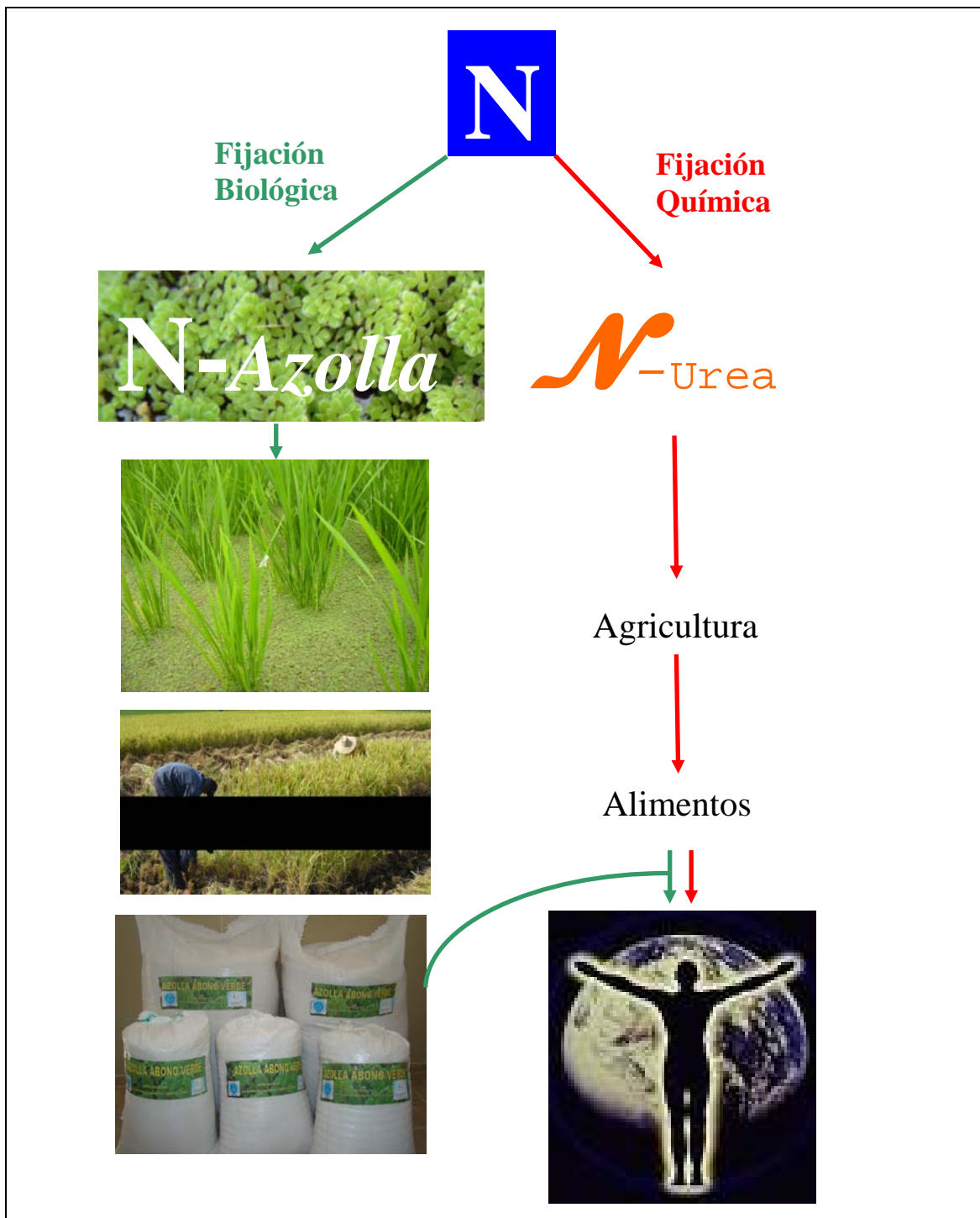


Figura 3.1.12. Azolla en el ciclo humano del nitrógeno

Finalmente, y entre otras varias secuelas de la perturbación del ciclo del nitrógeno, está la erosión del borde costero del Ecuador. Una muestra de este fenómeno, que viene preocupando a la ciudadanía de la Provincia de El Oro por varios años, es la erosión acelerada y permanente de las playas del archipiélago de Jambelí (Soledispa, 2003). Aunque este fenómeno no ha sido evaluado nacionalmente en la perspectiva del desbalance del ciclo del nitrógeno, internacionalmente, sin embargo, se reconoce que la

erosión costera obedece a la disminución de la fijación biológica de nitrógeno y al aumento de la desnitrificación (Downing et al., 1999).

Por las razones que se han planteado en este capítulo se advierte que el manejo del Ecosistema Guayas y el desarrollo del *Azolla* en los arrozales pueden cimentar de manera práctica el conocimiento de los recursos y el medio ambiente de cara a la aplicación de la sostenibilidad.

3.2. La calidad ambiental en los ecosistemas costeros del Ecuador: Implicaciones para el manejo integrado de manglares y camaronerías

3.2.1. Introducción

Desde el año 1991 en que se ha levantado información en el trabajo de Twilley et al. (1999) hasta la actualidad se han producido cambios de distinto tipo, comenzando por una nueva y reciente división política, con la creación de la provincia costera de Santa Elena en noviembre del 2007. Por otro la configuración actual de la industria camaronera, del ecosistema de manglares y de la actividad agropecuaria es distinta a la que existía en el año 1991. Asimismo, dos obras civiles de gran magnitud, relacionadas con la Represa Daule Peripa, han comenzado a operar en este período: el Trasvase Santa Elena en 1996 y la central hidroeléctrica Marcel Laniado en 1999.

Tomando como base la información presentada por Twilley et al. (1999) y la más reciente, como se indica en la Tabla 3.2.1, destacan los cambios producidos entre 1991

Tabla 3.2.1. La industria camaronera y el medio ambiente en dos horizontes de tiempo

Categoría \ Información	Twilley et al.		Reciente		Ref.	Cambio (%)
	Cantidad	Año	Cantidad	Año		
Producción camarón (t)	50 000	1991	136 061	2009	(a)	172
Exportación camarón (US M\$)	482	1991	626	2009	(a)	30
Tasa siembra (PL/ha)	65 000	1991	120000	2008	(b)	85
Tasa sobrevivencia (%)	50	1991	75	2009	(c)	50
Laboratorios (u)	100	1991	185	2008	(d)	85
Producción larvas (kM)	7.7	1991	89.79	2008	(d)	1066
Camaroneras área (ha)	150 000	1991	175 748	2006	(e)	17
Manglares área (ha)	161 326	1991	148 230	2006	(e)	-8
Salinas (ha)	6321	1991	3434	2006	(e)	-46
Manglares (ha)	202 201	1969	148 230	2006	(e)	-27
Salinas (ha)	52 938	1969	3 706	2006	(e)	-93

Referencias:

(a) Aquanotas, 2010; (b) CNA, 2008; (c) Vera, 2010; (d) (GLOBAL CONSULT, 2010); (e) CLIRSEN, 2007

y 2006-2009. Dichos cambios muestran que la actividad camaronera ha crecido y se ha fortalecido: se produce más camarón en 172 %; se genera 30 % más por exportación; se siembra con 85 % de mayor densidad; se ha perfeccionado la tecnología acuícola al conseguir 50 % más de sobrevivencia; para suplir las necesidades de larvas sin recurrir a las silvestres se han aumentado en 85 % los laboratorios de larvas y en 1066 % la cantidad de larvas; todo lo anterior se ha producido en un ligero aumento de 17 % de la superficie de las camaroneras.

La vereda del medioambiente por su lado, en esta evolución, se ha estrechado en 8 % y 27 % de manglares, respecto a los años 1991 y 1969. Desde estos mismos años hasta el 2006 la superficie de salinas se ha reducido 46 % y 93 %. El año 1969 se reconoce como el año de inicio de la actividad camaronera en el Ecuador.

3.2.2. Industria camaronera, naturaleza e impactos en el Ecosistema Guayas

La bioindustria del camarón se encuentra en la actualidad firmemente establecida en el quehacer económico, social y cultural del Ecuador, lo que se refleja en el dominio técnico y administrativo de las distintas fases de esta amplia actividad, que incluye principalmente laboratorios de maduración, laboratorios de larvas, piscinas de engorde, empacadoras, fábricas de balanceado y cadenas de comercialización.

En la Tabla 3.2.2 se muestran las superficies de las camaroneras, manglares y salinas del Ecuador en el horizonte de tiempo 1969-2006 (CLIRSEN, 2007), resaltando lo que corresponde al Ecosistema Guayas, lo mismo que la información de la provincia de Santa Elena, por su reciente creación, se incluye en Guayas.

Tabla 3.2.2. Composición de las áreas de camaroneras, salinas manglares del Ecuador

Territorio	Año	Camaroneras	Manglares	Salinas	Total
Esmeraldas (ha)	2006	12388	24270	0	36658
	1969	0	32343	0	32343
Manabí (ha)	2006	16564	2583	272	19419
	1969	0	12099	1608	13707
Santa Elena (ha)	2006	1009	¿?	¿?	1009
	1969	0	¿?	¿?	¿?
Guayas (ha)	2006	106474	105219	3345	215038
	1969	0	122615	41392	164007
El Oro (ha)	2006	39313	16158	89	55560
	1969	0	35144	9938	45082
Ecuador (ha)	2006	175748	148230	3706	327684
	1969	0	202201	52938	255139
Ecosistema Guayas (ha)	2006	145787	121377	3434	270598
	1969	0	157759	51330	209089
Ecosistema Guayas (%)	2006	83	82	93	83
	1969		78	97	82

Como se puede apreciar en la Tabla 3.2.2, las piscinas de cultivo o camaroneras se asientan principalmente (83 %) en el Ecosistema Guayas, lo mismo que el mayor remanente de manglares (82 %) y salinas (93 %).

Los demás eslabones operativos que abarca la cadena de la bioindustria camaronera incluyen (GLOBAL CONSULT, 2010):

- Laboratorios de maduración 25
- Laboratorios de larvas 185
- Fincas camaroneras 2500
- Empacadoras 61
- Fábricas de Balanceados 11
- Exportadoras 60

Sin embargo, el sector camaronero ha enfrentado graves reveses, principalmente con la aparición de varias enfermedades (Gómez-Gil et al., 2001). que abatieron la producción, como los síndromes virales “de las Gaviotas” (IHHNV, Infectious Haematopoietic and Hypodermal Necrosis Virus), “de Taura” (TSV, Taura Syndrome Virus) y “de la Mancha blanca” (WSSV, White Spot Syndrome Virus).

El Síndrome de las Gaviotas se extendió entre los años 1989 y 1990 y fue la primera enfermedad que atacó la industria camaronera causando brusca caída de los rendimientos de producción (Figura 3.2.1). El nombre de este síndrome se debió a la presencia de gaviotas engullendo los camarones moribundos que sobrenadaban en las piscinas. La aparición de esta enfermedad fue atribuida a actividades de dragado en el Estero Salado que resuspendieron grandes cantidades de sedimentos. Adicionalmente, cambios en las condiciones ambientales como altas temperaturas, salinidad y concentración de nitrógeno, pudieron desatar el problema.

En 1991, apareció otra enfermedad del camarón denominada Síndrome de Taura, por la zona donde se detectó por primera vez. Esta enfermedad agobió al sector durante algunos años, enfrentándolo al sector bananero al creerse que esta afección era debida al lavado de las fumigaciones de tilt y calixin de las bananeras.

Finalmente a mediados de 1999 comenzó a desatarse la Mancha Blanca que se extendió rápidamente a todas las provincias camaroneras, generando una abrupta caída del 67 % en la producción y una catástrofe en la industria camaronera ecuatoriana (GLOBAL CONSULT, 2010).

La industria camaronera y el manglar, en el contexto del Ecosistema Guayas, constituyen sujetos y objetos de complejos eventos de carácter social, económico y ecológico. Como lo han señalado Twilley et al. (1999), mucho de la calidad de los ecosistemas costeros es el resultado de eventos que suceden al interior de las cuencas hidrográficas continentales, y tienen relación principalmente con el avance de la agricultura, la tala de bosques, el crecimiento de los centros poblados y la operación de la represa Daule Peripa y del trasvase Santa Elena. Con todo, en estos últimos tiempos ha habido un despertar nacional de la conciencia ciudadana en el tema de la protección

de los recursos y el medio ambiente. Se ha llegado al punto de consagrar derechos a la naturaleza en la Constitución de la República.

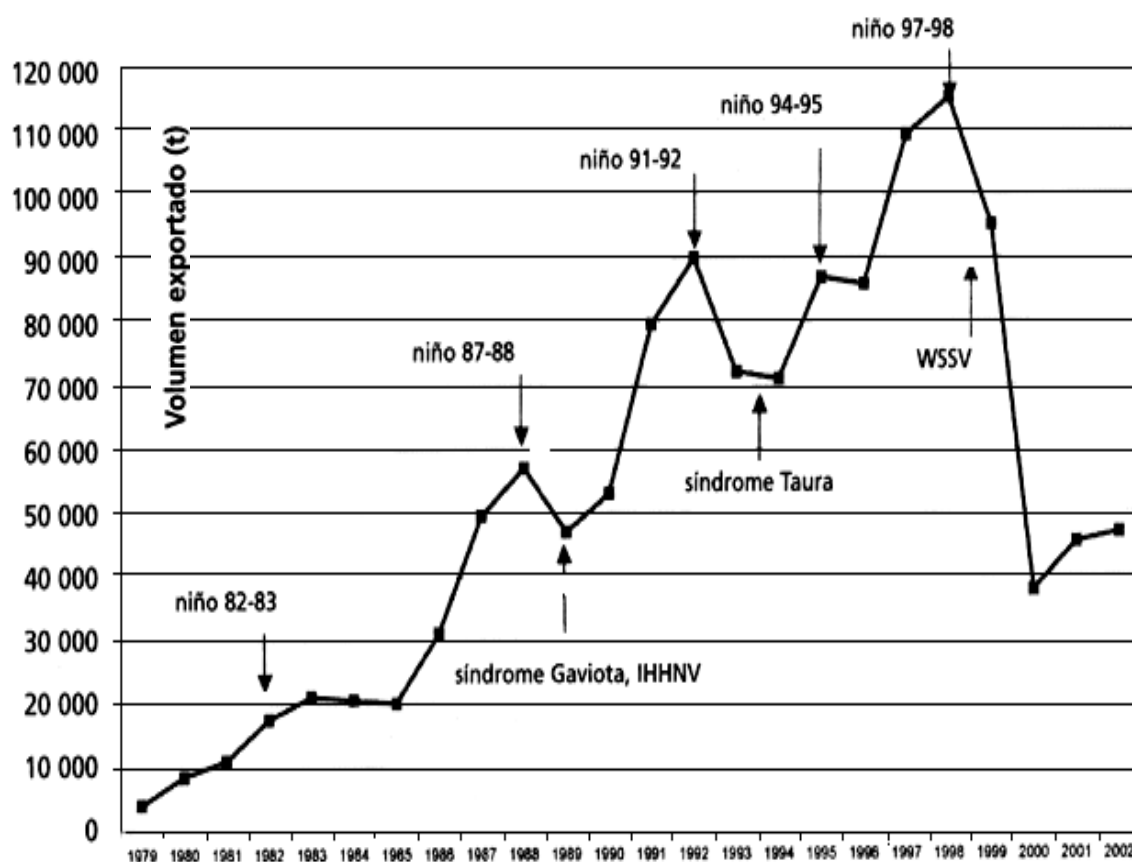


Figura 3.2.1. Exportaciones de camarón (1979–2000) y eventos de enfermedades

Impactos naturales y antropogénicos

El sistema natural incluye componentes reguladores de los procesos físicos, químicos y biológicos en la zona de transición entre los ecosistemas de agua salada y agua dulce. El ecosistema de manglar en el Ecosistema Guayas recibe presiones de dos entornos muy distintos: el primero, continental, incluye la corriente fluvial que va continuamente arrastrando todo lo que es depositado en ella, en su trayectoria desde las montañas; y el segundo, marítimo, con los flujos de marea que transfieren altos contenidos de sal y otros elementos.

Como se muestra en la Figura 3.2.2, los bosques de manglar y el del Río Guayas son el escenario donde concurren los efectos de las poblaciones, la agricultura, la minería y la acuicultura, entre otros. La propia naturaleza, desde la radiación solar que activa la fotosíntesis y el desarrollo de la biota, hasta el clima, los vientos y la lluvia, que activan fenómenos abióticos, finalmente se vierte por las cuencas hacia el Golfo de Guayaquil. El Golfo a su vez, representa un ingreso imponente del mar al continente, con toda la complejidad de este fenómeno.



Figura 3.2.2. Presiones de origen oceánico y continental recibidas por el ecosistema manglar del Ecosistema Guayas

La calidad ambiental del Ecosistema Guayas depende de la interacción de una extensa diversidad de factores producidos por la naturaleza y el hombre. El estudio de todos estos procesos en la perspectiva de conocimiento tropical es un fuerte acicate a la voluntad e intelecto del Ecuador y del mundo.

La tala del manglar (36 382 ha, 23 %) y la ocupación de las salinas costeras (47 896 ha, 93 %) debido a la industria camaronera representa uno de los principales impactos a los ecosistemas costeros, principalmente por la desaparición visible de innumerables especies de flora y fauna, la erosión genética, la salinización de territorios agrícolas (Pozo et al., 2008) y otras desfavorables repercusiones ecológicas.

Los desarrollos tierra adentro y los impactos

La obra civil más importante dentro del Ecosistema Guayas es la Represa Daule-Peripa o Proyecto de Propósito Múltiple Jaime Roldós Aguilera que comenzó a gestarse en 1957 con los estudios pertinentes para determinar las potencialidades del Régimen Hídrico de la Cuenca del Guayas. Finalmente, en 1980, se iniciaron las licitaciones y contrataciones para la construcción de la Represa Daule Peripa, la Central Hidroeléctrica Marcel Laniado, el Trasvase Santa Elena y la zona de Riego de Daule o Plan América (Figura 3.2.3).

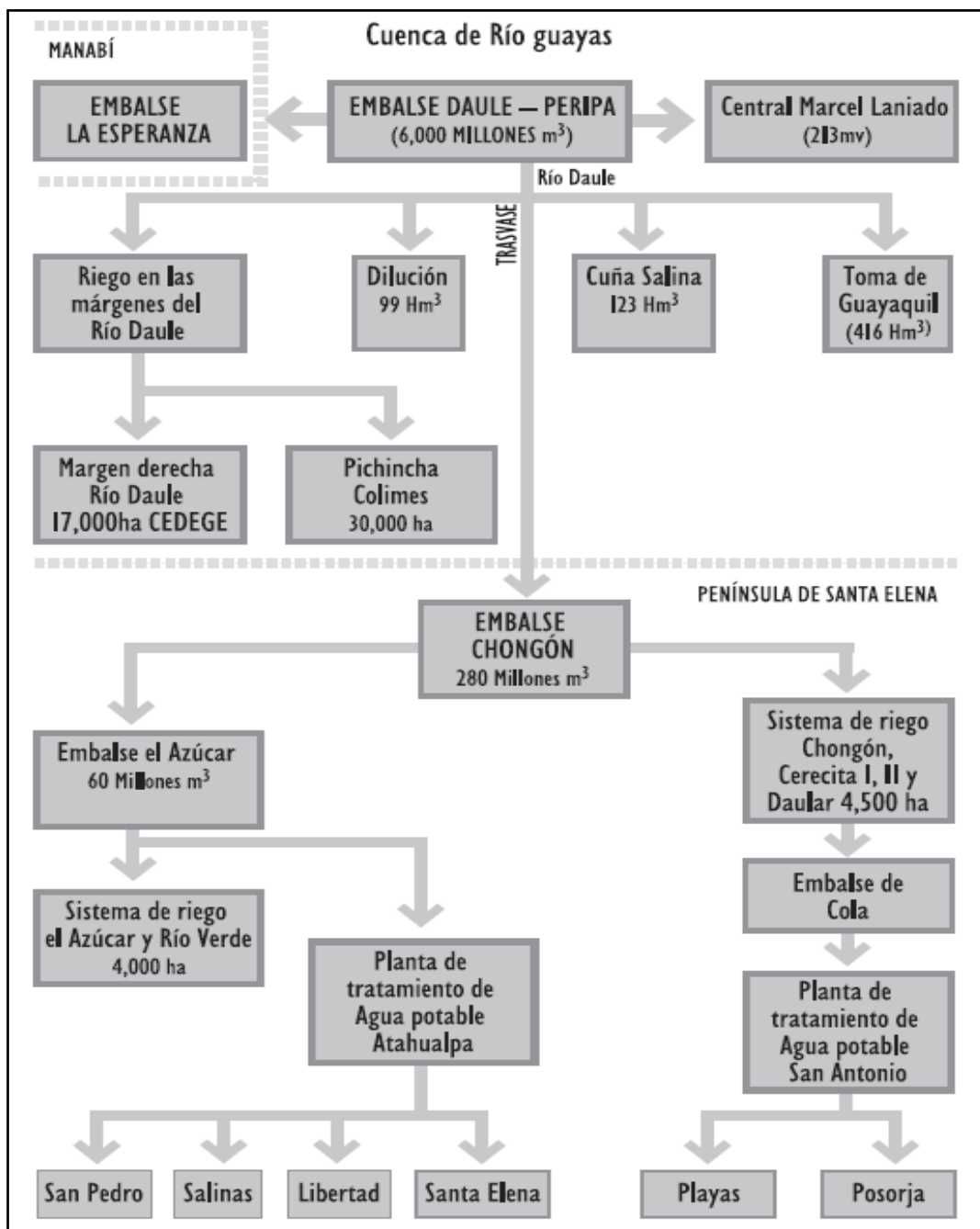


Figura 3.2.3. Esquema del Proyecto de Propósito Múltiple Jaime Roldós Aguilera en el escenario de la Cuenca del Río Guayas(Corral, 2006)

Este Proyecto ha sido profusamente evaluado por distintos analistas. Odum y Arden (1991) aplicando análisis de emergía concluyen que la represa Daule Peripa, al cortar los impulsos estacionales biogeoquímicos asociados a las corrientes fluviales, producirá pérdidas de valor que superen los beneficios esperados.

La disminución de la fuerza de arrastre fluvial inducida por la represa, sumada a la erosión de los suelos cercanos a los ríos, producto de la deforestación y prácticas agrícolas inadecuadas, evidencian ya grandes acumulaciones de sedimentos en el Estuario del Río Guayas, según el esquema de la Figura 3.2.4 y la Figura 3.2.5 del Islote El Palmar ubicado en la desembocadura del Río Daule en el Guayas.

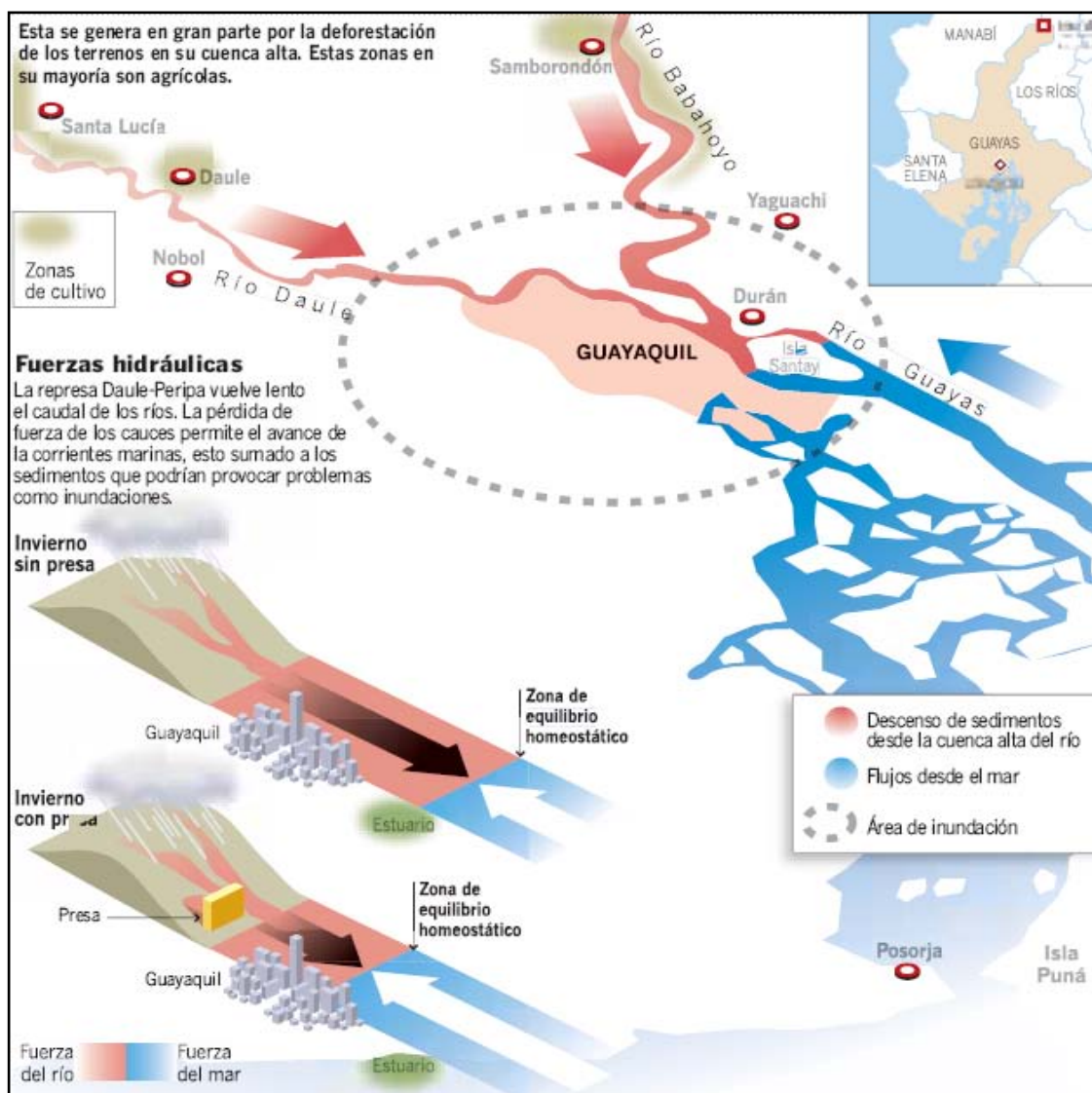


Figura 3.2.4. Sedimentación de la Cuenca del Guayas e inundaciones (El Universo, 2009)

La pérdida de fuerza hidráulica de los ríos, permite por otro lado el avance de las corrientes marinas al territorio continental. Este fenómeno produce la salinización de los suelos y como consecuencia, la desertificación de las zonas ribereñas.



Figura 3.2.5. Islote El Palmar (El Universo, 2009)

3.2.3. La industria camaronera en la actualidad

Algunos rasgos del desarrollo de la industria camaronera se exponen en este numeral. La actividad camaronera ecuatoriana, a través de 40 años de desarrollo, ha adquirido indiscutible importancia en la economía del país como fuente generadora de divisas y empleo. Después del petróleo, las exportaciones de camarón se han ubicado en segundo o en tercer lugar, como en la actualidad, compitiendo en estos puestos con las exportaciones de banano.

Los sistemas de cultivo utilizan tecnología de producción semi-intensiva en un 95 % (GLOBAL CONSULT, 2010). La producción de camarón en los últimos 3 años ha aumentado, llegando a 0.3 y 1.3 t/ha, debido básicamente al mejoramiento de la calidad de la larva y del balanceado.

Larva

La larva de camarón en el Ecuador ha mejorado su evolución; antes se obtenía 30 % de sobrevivencia y en la actualidad se obtienen cerca del 75 % de sobrevivencia. Esto ha hecho que las camaroneras puedan sembrar hasta 200 000 larvas/ha, mejorando igualmente la sobrevivencia y velocidad de crecimiento. Actualmente es posible obtener 80 % de sobrevivencia y 16 g de peso en 130 días con 130 000 larvas/ha. Esto representa cerca de 1.63 t/ha y pasada esta cantidad es necesario adicionar oxigenación mecánica.

Los laboratorios de larvas en el Ecuador han mejorado la técnica de maduración y de crecimiento. Esto es el uso de alimentos especializados a más de la clásica *Artemia*. Los alimentos con enzimas y bacterias produjeron un despunte en la sanidad de la larva y poslarva (PL). Una larva bien alimentada y probiotizada es más sana, su sistema inmunológico es más fuerte y crece más rápido. Los laboratorios que trabajan con una buena calidad de nauplio, buena cantidad de *Artemia*, enzimas, bacterias y alimentos especializados, con cuidado sanitario, buena temperatura y filtrado del agua de mar, con excelente oxigenación, tienen los mejores rendimientos (Vera, 2010).

Precriadero

Las técnicas de cultivos en las camaroneras varían. Unas usan raceways para aclimatar la larva y alimentarla bien. Otras usan directamente precriaderos a 1M PL/ha de densidad por 20 días. Aquí la alimentación es primordial. Uso principalmente de enzimas, probióticos, fertilización, algas, zooplancton, oxigenación, alimento balanceado de calidad, se requiere para una buena cosecha de camarones, de 0.2 a 0.6 g. Luego se transfieren, normalmente en la noche, cerca de 100 000 PL/ha a la piscina de engorde.

Otra técnica consiste en siembra directa. En este caso se siembra con un 25 % más de lo habitual para compensar la mortalidad que sucede en los primeros 15 días después de la siembra. Las larvas en una piscina grande son más vulnerables que en un precriadero.

Desparasitar, probiotizar, inmuno estimular, inmuno nutricional, proveer minerales y vitaminas, es esencial en los primeros 30 días de la larva para conseguir buena sobrevivencia y crecimiento en la piscina camaronera. Es ideal que cuando una larva de camarón salga del tanque de laboratorio, llegue a una piscina que tenga las mismas cualidades físicas, químicas y biológicas, de manera que no sufra estrés. Pero esto es casi imposible. Lo fundamental es disponer de una piscina o un precriadero preparado con algas y zooplancton (80 000 algas de diatomeas por mL) y un pH de 7.5.

El manglar adiciona tanino, de pH ácido, al estuario, desinfectándolo de forma natural. Al disminuir el mangle el ambiente se alcaliniza y aparecen enfermedades de todo género. El primer ataque es de hongos, luego, cuando el sistema inmunológico baja, siguen las bacterias y finalmente se implanta la virosis. Por este mecanismo el Ecuador y el Ecosistema Guayas están llenos de enfermedades, como la monilla en cacao, aftosa en ganado y sigatoka en banano (Vera, 2010).

Piscina de engorde

Una vez que el camarón se transfiere a las piscinas de engorde algunos usan el sistema de comederos, 10/ha de manera óptima. Esto permite buen manejo, al conocerse la población, las épocas de muda, el consumo del alimento y la salud de los animales.

Enzimas, ácidos grasos omega 3, aminoácidos, péptidos, oligosacáridos, vitaminas, minerales quelatados, minerales metalosados, prebióticos e inmuno estimulantes, forman parte de los productos utilizados para contrarrestar las enfermedades y aumentar el crecimiento y sobrevivencia de los camarones en las piscinas del Ecuador.

Otros elementos del buen manejo de las piscinas son el recambio de agua y la fertilización, sobre todo para conseguir diatomeas y zooplancton. Los grupos camaroneros que aplican tratamiento especializado a las piscinas con inoculaciones biológicas para fertilización, oxigenación y alimentación, optimizan la producción. Las empresas que no han accedido a esta biotecnología se quedan rezagadas.

En la actualidad, con la eficiencia alcanzada y la disminución radical de los antibióticos y otros sistemas químicos y fundamentalmente con el uso de bacterias benéficas, las camaroneras ya no contaminan como antes los ecosistemas costeros del Ecuador, y al contrario, se están recuperado estuarios de forma indirecta, con el desfogue del agua de estas camaroneras (Vera, 2010).

El resultado de la actividad camaronera bien llevada en los últimos tiempos se denota en el ascenso sostenido de la producción a partir del año 2000 (Figura 3.2.2). En la Tabla 3.2.3 se muestra el volumen de exportaciones, en toneladas (t) y la respectiva generación divisas (US\$) en el período 1994-2009 (Aquanotas, 2010; Salazar, 2009).

Tabla 3.2.3. Evolución de la producción y exportaciones de camarón del Ecuador

Año	Exportación (t)	Valor (US\$)
1994	71 000	514 300 355
1995	86 756	665 174 330
1996	85 701	615 307 842
1997	109 093	871 664 844
1998	114 994	875 050 894
1999	95 018	616 942 115
2000	37 707	297 408 403
2001	45 364	280 694 073
2002	46 834	263 859 174
2003	57 614	303 820 896
2004	72 028	350 147 733
2005	96 625	480 251 487
2006	120 164	597 670 743
2007	124 154	582 028 512
2008	133 970	673 469 147
2009	136 061	625 607 889

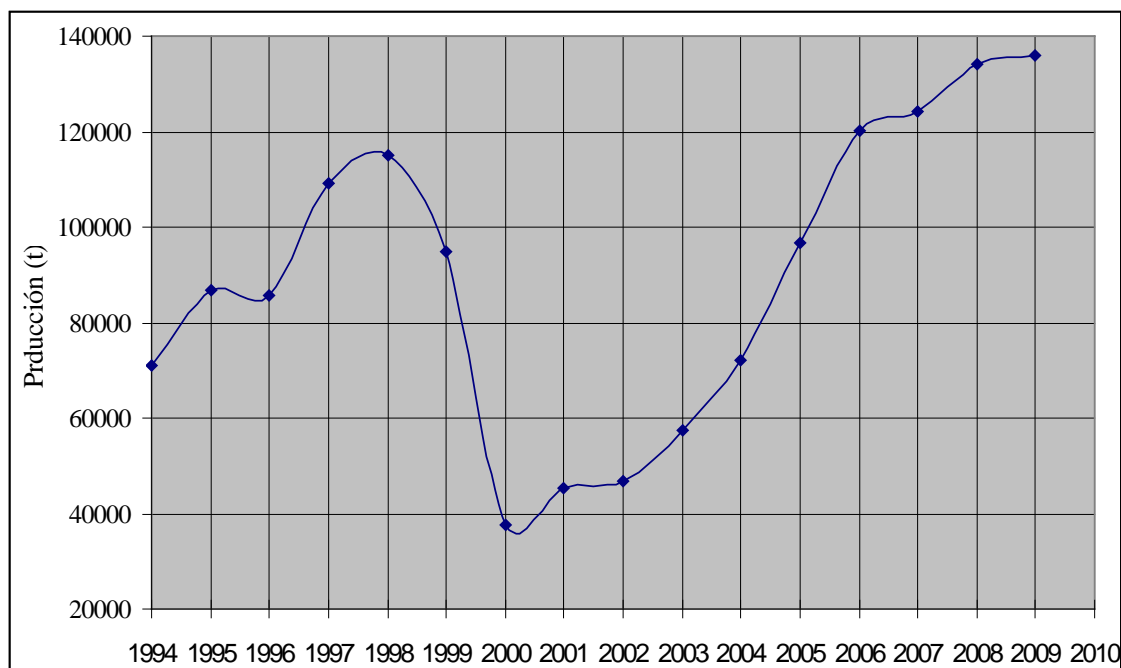


Figura 3.2.2. Producción de camarón 1994-2009

Críticas a la industria camaronera

No han faltado críticas a la industria camaronera por la gratuita utilización de los recursos y los impactos al medio ambiente a más de la escasa inclusión social en los beneficios de esta actividad. Se dice expresamente que esta bioindustria no puede abstraerse de las interrelaciones ambientales, sociales, económicas, pero principalmente éticas y de los derechos de las poblaciones locales. El desarrollo acelerado de la industria de producción y exportación de camarón ha obedecido a un modelo neoliberal-capitalista sustentado en la eliminación de la naturaleza, la exportación de bienes primarios, el impulso a la macroeconomía en detrimento de las economías locales y la acumulación de riqueza en pocas manos (Góngora y Torres, 2007).

3.2.4. Nuevas tecnologías de acuicultura. Industria camaronera del futuro

Por el año 2000, en pleno ataque de la mancha blanca, se produjeron algunas iniciativas en la dirección de contrarrestar esta enfermedad. Partiendo de la hipótesis de que la mancha blanca atacaba a animales con deficiente sistema inmunológico y que el remedio estaba en la alimentación del camarón. En este sentido se había acumulado considerable conocimiento (Montaño y Navarro, 1996) sobre el efecto alimenticio beneficioso de los lípidos omega 3 ($\omega 3$) poliinsaturados de cadena larga, especialmente los ácidos grasos eicosapentaenoico ($20:5\omega 3$) y docosahenoico ($22:6\omega 3$). Con estas razones se proyectó estudiar un Booster Alimenticio y Tratamiento Alternativo (BATA) (Montaño, 2001), que sin llegar a ejecutarse se incorporó, sin embargo, al Proyecto Pascuales (Azpiazu y Balarezo, 2001) de cultivo intensivo de camarones, cuyo resumen esencial y comentarios se incluyen en este numeral.

El Proyecto Pascuales (PP) se basó en el reconocimiento de que el cultivo del camarón en el Ecuador puede ser tecnificado mediante el sistema intensivo. Es posible en el Ecuador realizar este tipo de prácticas como lo hacen en el Asia o en Norteamérica. Para ello es necesario mantener un estricto control de todas las variables del cultivo. La mancha blanca es un gran problema para la canaricultura. No se pretende curar los camarones afectados, si no evitar el contagio con medidas que anulen una posible contaminación, tanto antes como durante el cultivo.

Si se observa la evolución de la agricultura y de otras actividades productivas todas evolucionan en el sentido de la intensificación. Se trata de una carrera por lograr mayor productividad y mejor eficiencia. Por estas razones es factible en el cultivo del camarón manejar de mejor forma todos los parámetros y conseguir lo que parece imposible en el sistema tradicional: evitar el contagio de virus como de la mancha blanca y otros.

Los cultivos de camarón obedecen a una clásica y teórica categorización de extensivos semi-intensivos e intensivos (Tabla 3.2.4), pero revisando algunos años de producción (Tabla 3.2.3) y áreas correspondientes de camaroneras, el cálculo de la productividad reproduce valores entre 0.25 y 0.74 t/ha/año, o también 250 y 740 kg/ha/año. Estos resultados indican que en promedio la producción camaronera es de tipo extensiva, lo que por otro lado representa una intensa carga ambiental.

Tabla 3.2.4. Definición de los tres sistemas de cultivo de camarón

	Extensivo	Semi-intensivo	Intensivo
Densidad (camarón /m ²)	baja (1-5)	moderada (5-15)	alta (25-100)
Intercambio de agua (%/día)	0-2	5-20	25-100
Tierra usada (ha)	mucha 500-200	moderada 10-50	poca 1-10
Labor requerida (pers/ha)	baja 0.1	moderada 0.1-0.5	alta 1-3
Tasa de producción (Kg/ha/cultivo)	baja 50-1000	moderada-alta 1000-5000	muy alta 5000 - 20000

El Proyecto Pascuales (PP) desarrolló un precriadero con densidad de 4 000 larvas/m², obteniendo luego de 42 días un peso promedio de 0.62 g y una supervivencia aproximada de 80 %. La alimentación consistió en dietas de 45 % de proteína en la etapa de precriadero y 20 % en la etapa de engorde. El recambio de agua fue de 5 %

cada día. El engorde duró 104 días. Los resultados de la cosecha del PP se muestran en la Tabla 3.2.5.

Tabla 3.2.5. Configuración de los camarones cosechados

Clase	Camarones (#)	Peso total (g)	Peso medio (g)	Porcentaje (%)
Grandes	97	1 382	14.25	12.23
Medianos	575	6 510	11.32	72.51
Chicos	121	957	7.91	15.26
Total	793	8 849	11.16	100.00

En la Tabla 3.2.6 se presentan datos importantes del PP. Resalta aquí la elevada producción obtenida (7.08 t/ha) que equivale a una producción anual de 17.58 t/ha. Esta producción, por otra parte, representa 23.75 veces más que la mejor de las producciones de los cultivos comerciales de camarón en el Ecuador.

Tabla 3.2.6. Características del PP

Superficie sembrada (m ²)	12.50
Producción (kg)	8.85
Alimento (kg)	22.27
Tasa de conversión de alimento (kg/kg)	2.52
Siembra (Camarones)	950
Cosecha (Camarones)	793
Supervivencia (%)	83.5
Producción (t/ha)	7.08
Densidad de siembra (Camarones/m ²)	76
Densidad de siembra (Camarones/ha)	760 000

Las recomendaciones que derivaron del Proyecto Pascuales se centraron en lo siguiente:

- Se debe utilizar larvas certificadas para el engorde.
- Se debe contar con un laboratorio para cultivar algas y zooplancton.
- La cría de camarones debe dividirse en dos etapas: precriadero y engorde.
- Para el precriadero se deben considerar piscinas de 10 m de diámetro, cuadradas con vértices redondeados, revestidas con geomembrana y aireadas con el sistema airlift.
- La densidad de siembra en el precriadero debe ser de 4 400 PL/m².
- El tiempo en precriadero será de 40 – 50 días.
- Para el engorde se consideran piscinas independientes de tierra, fondo cónico, drenaje central y aireadas con airlift.
- El tamaño de las piscinas de engorde debe ser no mayor a 0.25 ha.

- La densidad de siembra será aproximadamente 100 animales/m² o 1M animales/ha.
- El tiempo de engorde tentativo es de 105 días, pudiendo variar dependiendo del peso al que se quiere llegar, ya que a más días de engorde se consigue más peso.
- El alimento será balanceado pelletizado (40 % proteínas al inicio y 20 % proteínas en engorde) enriquecido con aceite de pescado, levadura, huevos y vitamina C.
- Se debe instalar un laboratorio bioquímico para control.

3.2.5. Acciones de protección del medio ambiente

Una de las acciones de protección del ambiente en el Ecuador ha sido el establecimiento de áreas protegidas. En este sentido se cuenta con nueve áreas de manglar de aproximadamente 138 684.46 ha, que forman parte del Patrimonio Nacional de Áreas Protegidas. De ellas cinco, con una superficie de unas 87 147.86 ha, se encuentran en el Ecosistema Guayas, lo que representa el 63 % (Tabla 3.2.7).

El concepto de humedades debe abrirse para abarcar la extensa área de esta categoría en el Ecosistema Guayas, incluyendo el ecosistema de arrozales de 400 000 ha (Sanfeliu, 2009). Adquirir conocimiento y conciencia de la existencia e importancia de los humedales y de su correspondiente manejo traerá como consecuencia la preservación y mejora del medio ambiente, además de que se mejorará la economía y el quehacer agrícola de la sociedad rural. Los municipios asentados en estos humedales deberían contar, entre otras, con una ordenanza que impida el relleno de estos sitios y que se utilicen técnicamente como lagunas de tratamiento de efluentes municipales, industriales y agrícolas. Resulta contraproducente que un municipio primero rellene un humedal y luego lo excave para construir sus sistemas sanitarios.

Considerando la excepcional ubicación y extensión de los arrozales (Figura 3.1.11) a más de la posibilidad de cubrirlos con *Azolla* y bacterias (Tecnología AB), se puede activar esta novedosa tecnología de cultivo de arroz para que además de ser proambiental brinde abundantes réditos sociales y económicos. Una propuesta de esta naturaleza ya se encuentra avanzando en Uruguay para la producción de arroz con valor agregado ambiental (Bayer Cropscience, 2010). Para avanzar en esta tarea han unido voluntades de la Asociación de Cultivadores de Arroz (ACA), la Gremial de Molinos Arroceros, la Universidad de la República con la participación de la Facultades de Agronomía y de Química, el Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA), el Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca y el Laboratorio Tecnológico del Uruguay (LATU).

Otras sugerencias de Odum y Arden (1991) parten de la premisa de que las contribuciones ambientales de los ecosistemas de la costa han disminuido debido a la carrera por desarrollar la acuicultura y la agricultura. En consecuencia, las medidas para ayudar a que el medio se genere y se enriquezca podrían incluir: disminución de diques y rellenos de los pantanos, retorno de parte de la semilla de camarón al estuario en el momento de la cosecha para asegurar la existencia de larvas, reforestación de las zonas

costeras de manglares, y cambio del desarrollo y operación de la presa Daule-Peripa volviendo a reinundar estacionalmente los tramos de río hasta el estuario.

Tabla 3.2.7. Áreas protegidas de manglar (C-CONDEM, 2010)

ÁREAS PROTEGIDAS	UBICACIÓN	INCORPORACIÓN AL PATRIMONIO NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS	SUPERFICIE (ha)		PAIS. ASPECTOS IMPORTANTES
			NORTE	EG	
Reserva Ecológica Manglares Cayapas Mataje	Esmeraldas	El 16 de enero de 1996, mediante Resolución Ejecutiva del Instituto Ecuatoriano Forestal y de Áreas Naturales (INEFAN)	47 321.02		En su interior se encontraron importantes restos arqueológicos y actualmente viven 24 comunidades afroecuatorianas
Refugio de Vida Silvestre de Manglares "Estuario del Río Esmeraldas"	Esmeraldas	El 13 de junio del 2008, mediante Acuerdo No.096 del Ministerio del Ambiente	242.58		Bosque de mangle, bajos, espejo de agua de esteros, canales naturales y piscinas camaroneras abandonadas con bosque de manglar en proceso de regeneración natural.
"Refugio de Vida Silvestre del Ecosistema Manglar Estuario Río Muisne, Sistema Bunche - Cojimíes"	Esmeraldas	El 13 de junio del 2003, mediante Acuerdo No.080 del Ministerio del Ambiente	3173		La destrucción de manglar, debida principalmente a la instalación de piscinas camaroneras en el Estuario, representa el 84,2% del manglar original.
Refugio de Vida Silvestre Isla Corazón (500 Ha) y Fragatas (300 Ha)	Manabí	Octubre de 2002, mediante Acuerdo Ministerial No. 133	800		
Refugio de Vida Silvestre Manglares El Morro	Guayas	Acuerdo Ministerial No. 266, inscrito en el R.O. 180 de 28/09/2007		10 130.16	Bosque de mangle, bajos, espejo de agua de esteros y canales naturales
Reserva de Producción Faunística Manglares El Salado (RPFMS)	Guayas	El 15 de Noviembre de 2002 mediante Acuerdo Ministerial No.142; En 2007 rectificación de límites con inclusión de manglares de Puerto Hondo		5309	Está formada por áreas de salitrales, remanentes de bosque seco tropical, bosques de manglar y tres esteros, cinco especies de manglar
Reserva Ecológica Manglares-Churute	Guayas	El 6 de julio de 1979 mediante Acuerdo Interministerial No A-322		55212	En 1990 (reMcH) incluida en sitios RAMSAR
Reserva Ecológica Arenillas	El Oro	El 16 de Mayo de 2001 mediante Acuerdo Ministerial No. 001		14 282.7	Aquí se encuentran los manglares más meridionales del Ecuador, de cinco especies diferentes de tipo litoral y ribereño
Área Nacional de Recreación a las islas Santay y Gallo	Guayas	Ministerial 021 /20 de febrero de 2010		2 214	Principal pulmón de generación de aire limpio para Guayaquil y Duran/ bellezas escénicas, recursos naturales y turísticos.
		Total (ha)	51 536.60	87 147.86	138 684.46
		Proporción (%)	37	63	100

Normativa reciente

Últimamente en el país está tomando fuerza la cuestión ambiental. Se ha comenzado por reconocer en la Constitución de la República (2008) los derechos de la naturaleza (Artículos 71 al 74).

El Gobierno del Ecuador ha promulgado varias normas con las que busca regularizar la industria camaronera y revertir las concesiones en el caso de que estén ocupando áreas protegidas. Estas restricciones han sido establecidas especialmente para quienes se establecieron después del año 1999.

El 27 de febrero del 2010 el Gobierno del Ecuador emitió el decreto No. 261 por el que se establece una restricción de 50 y 250 ha de superficie a manejar por parte de las personas naturales y jurídicas respectivamente.

Luego de los decretos anunciados, 44 000 ha de camaroneras eran irregulares, estaban ubicadas en áreas protegidas, incumplían normativas vigentes, estaban desinformadas, o eran entidades de gobierno trabajando sin coordinación.

Actualmente, 26 000 ha se encuentran en proceso de regularización y otras 4500 están en áreas protegidas, por lo cual estas áreas serán revertidas y reforestadas con manglar con lo que se producirá recuperación del ecosistema (Sánchez, 2010).

Finalmente cabe señalar que mediante acuerdo Ministerial No. 106 del 27 de septiembre del 2002 (RO 685), se prohibió de manera indefinida la captura de larvas de camarón en todo el territorio nacional (Agüero, 2006), por lo cual, el funcionamiento de la industria camaronera depende de la provisión exclusiva de los laboratorios de maduración y de larvas.

3.2.6. El reto de Conocimiento Tropical

Las actividades de todo género, como la agricultura, la acuicultura, el cuidado de la salud, la protección del medio ambiente y la explotación de recursos, perfeccionan su ejercicio cuando están basadas en el conocimiento y cumplen una tecnología específica. En la perspectiva de Ecosistema Guayas y de conocimiento tropical, estos pensamientos representan un reto y una oportunidad únicos.

El conocimiento y su derivado, la tecnología, constituyen la base del bienestar, con la particularidad de que en este sitio es urgente la necesidad generarlos en modo tropical.

La sostenibilidad de las actividades socio económicas en el Ecosistema Guayas tiene un campo de aplicación específico y real. En la medida en que los insumos y la tecnología de la agricultura y la acuicultura, por ejemplo, sean autóctonos y se destinen a los habitantes de la región habrá mayor sostenibilidad. Desde otro punto de vista, mayor sostenibilidad implica menor radio de los ciclos biogeoquímicos, económicos y sociales. Muchos de los criterios aquí expuestos se encuentran incorporados en la Ley Orgánica del Régimen de Soberanía Alimentaria del Ecuador.

En sentido amplio, la generación de conocimiento tropical representa una acción de partida de la sostenibilidad, así como el desarrollo de aplicaciones útiles al sistema productivo. Dicho conocimiento, de incipiente avance, debe comenzar por el levantamiento de amplios inventarios y caracterización sistemática y coherente de los recursos, como el suelo, el agua, la microbiota, la fauna, la flora y los minerales; siguiendo a continuación con técnicas para su mejor aprovechamiento.

Durante el tiempo que ha esperado el desarrollo de este trabajo ha habido ocasión de atestiguar y actuar en una serie de iniciativas que han estimulado, de manera práctica, el conocimiento tropical en el Ecosistema Guayas. Algunos ejemplos de esta temática y su explicación se detallan a continuación:

Azolla Anabaena

Actualmente, con apoyo de la SENACYT y el Banco Mundial, se trabaja extendiendo la tecnología de intercultivo *Azolla Anabaena*-arroz a agricultores del Ecosistema Guayas (Montaño 2010, 2008a) y se está produciendo “arroz biogénico”, es decir libre de químicos.

Con los resultados obtenidos ahora se ha propuesto al International Development Reseach Center (IDRC, <http://www.idrc.ca>) el proyecto Transferencia y escalamiento de la tecnología del arroz biogénico en el Recinto Porvenir, parroquia rural Pimocha (cantón Babahoyo), Ecuador. Esta alternativa tecnológica propone hacerle frente al cultivo convencional, de altos niveles de aplicación de fertilizantes sintéticos, casi siempre fuera del alcance del pequeño productor.

Azolla caroliniana en el nanoambiente

Con este título, Guerreo et al. (2009) exponen la idea de que el *Azolla* se vuelve roja cuando se supera determinada concentración de nitratos en el agua, en contraposición a la generalizada afirmación de la literatura técnica de que este fenómeno obedece al exceso de radiación solar.

Este conocimiento, a su vez, abre importantes expectativas a la ingeniería de riego para distintos cultivos con el uso de *Azolla*, toda vez que se podría utilizar en agricultura la agua nitrificada de las piscinas de *Azolla*.

Las bacterias

La revisión de la importancia de la química en la agricultura y el medio ambiente, sobre todo en lo que hace referencia a los ciclos de los elementos nitrógeno, fósforo, potasio, silicio, carbono, oxígeno, boro y zinc, no estaría acabada si no se complementa con la biología. Las reacciones químicas por último están mediadas por la actividad de los microbios.

BIOFERTI, una compañía que desarrolla productos a base de bacterias, se ha sumado al programa *Azolla* con el objetivo de aumentar la producción de *Azolla* y de arroz, y en general restablecer el Ecosistema Guayas, guiada por los siguientes argumentos:

Todo sistema vivo sobre el planeta tierra se basa en las bacterias. Durante los últimos 30 años, los sistemas de producción a base de fertilizantes químicos, dañaron los sistemas bacterianos del Ecosistema Guayas y desequilibraron el pH (base fundamental del crecimiento bacterial benéfico) dando lugar a la predominio de las bacterias patógenas, a la aparición de virus y a un sinnúmero de enfermedades. La roya en los cultivos de soya, la aftosa en el ganado, la mancha blanca en los camarones, la sigatoka en el banano, la monilla en el cacao y la disminución de la productividad en las pesquerías, son algunos ejemplo de esto.

Un programa destinado a revertir los problemas señalados podría estar basado en la aplicación de un biofertilizante completo multipropósito, que además, sea fácil de usar por los agricultores ecuatorianos. Este biofertilizante debe contener bacterias solubilizadoras del fósforo, desmineralizadoras del carbono, nitrificadoras, aminoácidos, factores de crecimiento, factores de transferencia inmunológica, fitohormonas naturales, minerales quelatados, antibióticos e insecticidas naturales.

Como resultado de las aplicaciones de estos bioproductos efectuadas hasta ahora, dentro de los proyectos *Azolla*, se han observado granos de arroz más llenos, uniformes y pesados.

Carbonización de la panca de arroz

Una gran preocupación de los agricultores de arroz reside en deshacerse de los desechos del cultivo, que incluye la biomasa compuesta por el tallo y hojas de la planta, conocida como panca y que representa alrededor del 12% del peso seco de la planta. Los agricultores suelen quemar esta panca produciendo impactos al medio ambiente por la producción de CO₂, así como la desaparición de la microbiota del suelo por efecto del calor.

En esta situación, asimismo dentro de los proyectos *Azolla*, se realizaron pruebas de carbonización de la panca de arroz utilizándose luego el biocarbón en los suelos de cultivo de arroz y *Azolla*, con buenos resultados.

Esta iniciativa, por otro lado, con el tema “Disminución de emisiones de CO₂ por medio de la Carbonización de la panca de arroz” obtuvo un premio en el concurso Bayer (www.beja.bayerandina.com/ganadores/ganadores.html) Encuentro Juvenil Ambiental 2010.

3.3. Ácidos grasos de larvas silvestres y cultivadas de *Litopenaeus vannamei* del Ecuador

3.3.1. Introducción

En la misma dirección del trabajo de Montaña y Navarro (1996), éste igualmente rinde memoria a Edgar Arellano, propulsor de los estudios del camarón ecuatoriano, y al entusiasmo que supo encender. A partir de ese tiempo se han producido muchos cambios, desde la literatura técnica hasta la configuración actual de la industria camaronera ecuatoriana (Tabla 3.3.1) y de los conceptos de alimentación. Algunos de esos cambios se van a presenta aquí.

Tabla 3.3.1. Cambios producidos en la industria camaronera

Categoría	Antes	Actualmente
Nombre de la especie	<i>Penaeus vannamei</i>	<i>Litopenaeus vannamei</i>
Laboratorios (u)	343	185 (b)
Granjas camaroneras (u)	1600	2500 (b)
Empacadoras (u)	78	61 (b)
Fábricas de balanceados (u)	26	11 (b)

(b) GLOBAL CONSULT, 2010

En este capítulo se hará una revisión del asunto larvas en dirección delo que acontece en la actual industria camaronera. Otro punto adicional será el que atañe al conocimiento del papel importante de los lípidos, más específicamente de los ácidos grasos omega-3, en la alimentación.

Al final se incluirá un trabajo, no publicado pero digno de darse a conocer por su valor científico e histórico, cuyo objetivo fue extender el conocimiento de la configuración de los lípidos en el sustrato alimenticio marino, eslabón precedente del estadio larvario. Tal investigación se denominó "Estudio preliminar de ácidos grasos en plancton asociado con el camarón *Litopenaeus vannamei*".

3.3.2. Las larvas en la actualidad

Algunas ideas sobre las larvas se vertieron ya en el punto 3.2.3 del capítulo anterior. Una diferencia fundamental entre 1995 y la actualidad es el extenso conocimiento del que se dispone hoy, favorecido principalmente por el internet. Ya no hay el problema que se mencionaba de falta de conocimiento de los requerimientos nutricionales del camarón especialmente de la fase larvaria. Con todo, en este numeral, se realiza un recuento de algunos hitos de la industria de camarón en el Ecuador.

La industria camaronera de Ecuador ha llegado a su madurez en todos los tramos. Esto se denota en el número óptimo de actores del negocio (Tabla 3.3.1). En la actualidad, a pesar de que toda la larva, inclusive por ley, proviene de laboratorios, estos se manejan con mejor tecnología y son más eficientes; de allí que ahora funcionen 185 laboratorios cuando en 1995 operaban 343.

El período de mayor producción y exportación coincide con los meses de la estación lluviosa o cálida (invierno), en que los camaroneros siembran a densidades que varían de 100 000 a 150000 postlarvas (PL) por hectárea, mientras que en la estación seca o fría (verano) siembran a densidades de 70 000 a 100 000 PL/ha.

Los camaroneros siembran más en la estación lluviosa porque se aprovecha mejor la alimentación ante una temperatura ambiental más alta y menor salinidad del agua. Por el contrario, en la estación fría de verano el crecimiento y rendimiento decaen porque los camarones son menos activos. Un problema común a nivel las granjas acuícolas es que las larvas de laboratorio no tienen suficiente vitalidad y son susceptibles al estresamiento durante la fase aclimatación, previo a la siembra en estanques.

Técnicas de producción

Cuando la actividad de la cría de camarón se inicio (1970) en el Ecuador, el sistema de cultivo fue extensivo, es decir se sembraba de 40 000 a 60 000 PL/ha, después, en la década de 1980 y con mayor tecnología se empieza a sembrar a densidades de 80 000 a 150 000 PL/ha, pero a partir del año 1990 la tecnología de cría del camarón ecuatoriano llega a la cima, empleándose densidades de 80 000 a 500 000 PL/ha. De esta forma nació el sistema semi-intensivo e intensivo respectivamente, todo bajo el sistema de monocultivo de *L. vannamei*.

Policultivo

También en el año 1990, en la granja acuícola Río Taura, perteneciente a la parroquia Taura, Cantón Naranjal, Provincia del Guayas nace otro sistema de cría, el policultivo Tilapia-Camarón (Tilapia roja-negra mas *L. vannamei*), correspondiendo el mérito de este sistema a la empresa Industrial Pesquera Santa Priscila (Zapata, 2010).

Captura y comercialización de postlarvas *L. vannamei*

Hasta el año 1999 era común la captura, comercialización y cría de postlarvas de procedencia silvestre, pero desde el año 2000 esta actividad está prohibida. A cambio, se permite emplear postlarvas criadas en laboratorios, que son obtenidas de reproductores especialmente criados y seleccionados en estanques, de donde se llevan a los laboratorios para continuar con el proceso de maduración y desove. Durante esta fase se aplica balanceado con alto contenido de proteínas, a más de fitoplancton y nauplios de *Artemia* (Hirono y Leslie, 1992). Antes del apareamiento de la mancha

blanca del camarón (1998) las postlarvas silvestres eran más resistentes al estrés, resultando en mayor supervivencia en los estanques de engorde (Laubier y Laubier, 1993; Horna, 2010).

Los ácidos grasos omega-3

El trabajo aquí expuesto (Montaño y Navarro, 1996) y otros relacionados abrieron el tema de lípidos y alimentación en el Ecuador. Actualmente es común la propaganda referida a huevos, galletas, pan y productos lácteos enriquecidos con omega-3(ω 3) (EROSKI CONSUMER, 2010).

El sistema alimenticio de los camarones y de los seres humanos se compone fundamentalmente de carbohidratos, proteínas y lípidos. Se reconoce que una clase de lípidos, los ácidos grasos esenciales ω 3, desempeñan funciones importantes en el cerebro, la vista, el sistema inmunológico, y se sugiere que tienen una influencia positiva en la artritis reumatoide, el asma, el lupus, los trastornos hepáticos y el cáncer. La incorporación de los lípidos ω 3 en la alimentación cotidiana asegura mínimos niveles de aterosclerosis y enfermedades cardiovasculares (Segura et al., 2007).

3.3.3. ESTUDIO PRELIMINAR DE ÁCIDOS GRASOS EN PLANCTON ASOCIADO CON EL CAMARÓN *LITOPENAEUS VANNAMEI*

3.3.3.1. Introducción

El presente mini proyecto fue ejecutado en el Laboratorio de Cromatografía del Instituto de Ciencias Químicas y Ambientales de la Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL), entre mayo-91 y septiembre-91, bajo el auspicio de la Comunidad Económica Europea (CEE) a través del Programa Regional de Cooperación Técnica para la Pesca/ CEE-PEC-ALA 87/21.

El trabajo tuvo como antecedente el proyecto "Investigaciones Bioquímicas y Nutricionales en la Reproducción y Crecimiento de Camarones (IBN)" asimismo efectuado en la ESPOL con auspicio de la CEE. En IBN se analizó, entre otros asuntos, el contenido de lípidos y ácidos grasos en larvas silvestres del camarón *Litopenaeus vannamei*, bajo el propósito de orientar el manejo de la nutrición de las larvas en los laboratorios. En el presente mini proyecto se estudió la composición de ácidos en plancton que vive en el mismo nicho ecológico que la larva durante los estadios de zoea hasta la metamorfosis. Algunos o varios microorganismos que constituyen el plancton forman posiblemente parte del sustrato alimenticio de la larva silvestre.

Se conoce muy poco acerca de la biología y la bioquímica del camarón, aún de las especies del sudeste asiático en donde existe una larga historia de cultivo (Bardach et al., 1982).

En la naturaleza el camarón se aparea y reproduce en el mar. Los huevos fertilizados se desarrollan en *nauplii* en 13 a 14 horas después de la fertilización. Los *nauplii* mudan 6 veces dentro de las 36 horas siguientes pasando a la etapa protozoaria o *zoea*. Los protozoarios mudan 3 veces hasta la etapa de *mysis* durante los siguientes 5 días. Los *mysis* mudan 3 veces durante los siguientes 5 días y luego realizan la metamorfosis hacia el primer camarón postlarvario (PL1). Con la metamorfosis termina su vida planctónica y comienza una vida en el fondo del agua, mudándose 20 a 22 veces hasta llegar a la etapa de adulto en un período de unos 40 días.

Respecto a la alimentación, los *nauplii* no se alimentan y los protozoarios se nutren principalmente de algas unicelulares y de crustáceos muy pequeños.

En el cultivo del camarón es clásica la dieta de Fuginaga a base de diatomeas *Skeletonema costatum* que se utiliza aún hoy, en las etapas protozoaria y de *mysis* (Bardach et al., 1982).

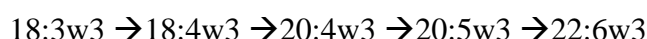
Una vez que alcanza la etapa de postlarva el camarón, asume una vida béntica en donde la alimentación está formada por pequeños trozos de anélidos, nemátodos, copépodos, bivalvos y peces, además de algas bénticas.

El desarrollo larvario constituye una etapa crítica en el ciclo de vida de crecimiento del

camarón en cautiverio y aunque se desconoce el hábito específico de alimentación de las larvas silvestres, cualquier dieta que reemplace la alimentación natural debe contener los requisitos que aseguren su desarrollo normal.

En cuanto a lípidos las larvas parecen requerir elevadas cantidades de los ácidos grasos palmítico (C16:0), esteárico (C18:0), oleico (C18:1w9), eicosapentaenoico (C20:5w3) y docosahexaenoico (C22:6w3). Este último debe encontrarse presente en las algas bénticas para asegurar la sobrevivencia de la larva (Ward et al., 1979).

De acuerdo a Gruger (1968) los ácidos grasos poliénoicos energéticos C20:5w3 y C22:6w3 se biosintetizan en cierto grado a partir de los ácidos grasos precursores C18:2w6 y C18:3w3 (ácido linoléico). La posible ruta de conversión del ácido linoléico es como sigue:



Estudios efectuados por Jeckel et al. (1989) sobre el camarón *Pleoticuamuelleri* señalan que su rico contenido de C20:5w3 puede ser el reflejo de su alimentación fitoplanctónica de diatomeas y de organismos fitoplanctófagos. Asimismo la presencia de C22:6w3 está relacionada con la composición lipídica de dinoflagelados y otros organismos que se alimentan de ellos, los que en conjunto sirven luego de alimento al *P. muelleri*.

Para Moreno et al. (1979) los crustáceos marinos son capaces de sintetizar *de novo* en forma eficiente el ácido palmítico (C16:0) que se incorpora a sus acil gliceroles y los convierte en C16:1w7, C18:0 y C18:1w9 mediante reacciones de elongación y desaturación.

Los criterios que anteceden motivaron fuertemente el estudio del plancton marino del perfil costero ecuatoriano, aunque de una manera preliminar dado la escasa disponibilidad de tiempo para su ejecución.

Estos trabajos de lípidos tanto de larvas silvestres (IBN, 1991) como de plancton constituyen, a decir de Navarro (1991), estudios originales del haber científico mundial, y van a permitir el conocimiento de la bioquímica del camarón *L. vannamei* y el manejo de su nutrición.

Cuando se consiga manipular el plancton autóctono para su utilización en la alimentación del camarón, se logrará optimizar la economía del sector camaronero del País.

3.3.3.2. Materiales y métodos

Muestreo

La recolección de muestras se realizó en los mismos sitios de muestreo del proyecto IBN, esto es en Puerto Bolívar (PBL), Playas (PLA), San Pablo (SPA), Bahía de Caráquez (BAC) y Tonchigüe (TON), según se indica en la Figura 3.3.1.

En cada sitio se midió la temperatura del agua y de la atmósfera. Utilizando una red de plancton de 50 μ de ojo de malla, se procedió a recolectar la muestra efectuando 100 inmersiones de la red por cada vez que se entró al mar. La recolección de la muestra requirió 12 entradas al mar, a la zona de entre mareas.

El producto atrapado en la red que contenía arena y plancton se colocó en un vaso de precipitación de 1 litro. Se lavó allí la red con unos 100 mL de agua de mar. Después de un reposo de 5 minutos se drenó el líquido sobrenadante a otro vaso de precipitación similar y de aquí a un embudo de separación de 200mL.



Del embudo de separación se eliminó la arena final mediante una delicada manipulación de la llave de decantación. El resto del contenido del embudo se vertió sobre un tamiz Tyler No. 40 (425 μ) a fin de separar basuras, larvas y otros organismos. Esta operación se repitió las veces necesarias hasta aparentar macroscópicamente ser una muestra homogénea.

La solución de plancton resultante de los procesos anteriores se filtró a través de una red de malla de 50 μ que permitió eliminar el agua. El plancton concentrado se recogió en un pequeño frasco plástico de boca ancha y tapa roscada, que se colocó inmediatamente en un recipiente térmico con hielo para su conservación durante el traslado al laboratorio.

En los distintos sitios de la costa las muestras presentaron diferentes características en cuanto a cantidad de larvas capturadas, tipo de agua y abundancia y color del plancton, lo que se reporta en el Tabla 3.3.3.

Figura 3.3.1. Localidades de muestreo en la costa ecuatoriana

Tabla 3.3.2. Resumen de datos de muestreo (* Abundancia)

Sitio	Fecha de muestreo	Hora	Estado de marea	T. amb. (°C)	T. agua (°C)	Larvas	Tipo de agua	Plancton	Color
PLA	31/08/91	13h	Subiendo	24	25	*****	semilimpia	normal	pardo/verde
PBL	6/09/91	14h	Subiendo	27	27	****	con basura	poco	pardo
SPA	7/89/91	12h45	Subiendo	27	27		semilimpia	normal	pardo
BAC	8/89/91	11h	Subiendo	38	27	*	semilimpia	normal	pardo
TON	9/89/91	9h38	Subiendo	25	27	**	limpia	abundante	pardo

Preparación de las muestras en el laboratorio

La muestra llevada al laboratorio fue resuspendida en 150 mL de agua de mar y colocada en un embudo de separación que se agitó fuertemente y se dejó en reposo durante 5 minutos. A continuación, una vez que se drenó la arena final, se separó la muestra en 3 fracciones de 50 mL, tomando de cada fracción 1 mL y reuniendo el resultado en 3 mL de volumen que se destinó a análisis taxonómico microbiológico.

Las tres fracciones antedichas se reunieron nuevamente en una sola que fue sometida a centrifugación consiguiéndose eliminar el agua y concentrar la muestra lo suficiente para determinar el peso de muestra húmeda.

Análisis de laboratorio

La determinación de los ácidos grasos objeto de esta investigación requirió el desarrollo de las siguientes etapas:

- Determinación de humedad
- Extracción de lípidos
- Saponificación
- Metilación, y
- Cromatografía

3.3.3.3. Resultados y discusión

Análisis taxonómico microbiológico

Las muestras fueron observadas en el microscopio clasificándose su contenido en cuatro grupos:

- Grupo A: Mixophyceae (Cianobacterias),
- Grupo B: Bacillariophyceae (Diatomeas),
- Grupo C: Dinophyceae, Clorophyceae (Algas verdes) y Phaeophyceae (Algas pardas), y
- Grupo D: Camarón, otros crustáceos e insectos marinos.

En la Tabla 3.3.3 se presenta el resultado del análisis microscópico de muestras de agua de mar recolectadas en la zona de entre mareas en cinco localidades representativas de la costa ecuatoriana

Tabla 3.3.3. Fitoplancton asociado al camarón

Identificación taxonómica	Abundancia relativa (%)				
	PBL	PLA	SPA	BAC	TON
MYXOPHYCEAE (CIANOBACTERIAS):					
<i>Gloeocapsasp.</i>	14			3	12
<i>Chlorogloeasp.</i>	7		17	10	5
<i>Nostocsp.</i>	20		6		
<i>Calothrixsp.</i>	20			3	5
<i>Coelosphaeriumsp.</i>			11		
<i>Pleurocapsasp.</i>			3	4	3
<i>Cynechocystissp.</i>					7
<i>Chroococussp.</i>				3	5
<i>Oscillatoriasp.</i>				3	
<i>Phormidiumsp.</i>				3	
BACILLARIOPHYCEAE (DIATÓMEAS):					
<i>Coscinodiscussp.</i>	14	46	17		7
<i>Planctoniellasp.</i>	7				
<i>Skeletonemasp.</i>			3		2
<i>Naviculasp.</i>			3		
<i>Eucampussp.</i>					5
DINOPHYCEAE:					
<i>Ceratiumsp.</i>	1		13	3	1
<i>Glenodiniumsp.</i>	1		9		
CLOROPHYCEAE (ALGAS VERDES):					
<i>Ulothrixsp.</i>				3	
PHAEOPHYCEAE (ALGAS PARDAS):					
<i>Ectocarpussp.</i>				13	5
<i>Stictiosifonsp.</i>	7			3	7
<i>Soranthersp.</i>				10	
CAMARÓN:					
<i>Nauplius</i>		3	6	6.5	2.5
<i>Zoea</i>		30	3	3	5
<i>Mysis</i>				3	
OTROS CRUSTÁCEOS:	11	15	3	20	14
INSECTOS:		6	6	6.5	2.5

Un resumen de la abundancia relativa de cada uno de los grupos arriba mencionados y su proyección en diagrama triangular se presenta en la Tabla 3.3.4 y Figura 3.3.2 respectivamente. Los grupos A, B y C forman el conjunto fitoplancton, y el grupo D constituye impureza, para efectos del análisis lipídico. Los valores de A, B y C de cada sitio completan 100 % y los valores de D representan índices relativos de impureza de las muestras de diferentes sitios. En el diagrama triangular (Figura 3.3.2) junto a cada muestra se encuentra el número de índice de impureza.

Tabla 3.3.4. Resumen de abundancia de fitoplancton marino asociado al camarón

Muestra	Localidades	Abundancia relativa (%)			
		Grupo A	Grupo B	Grupo C	Grupo D
PBL	Puerto Bolívar	68	24	8	1
PLA	Playas	0	100	0	5
SPA	San Pablo	45	28	27	1.6
BAC	Bahía de Caráquez	48	0	52	3.5
TON	Tonchigüe	49	18	33	2.2

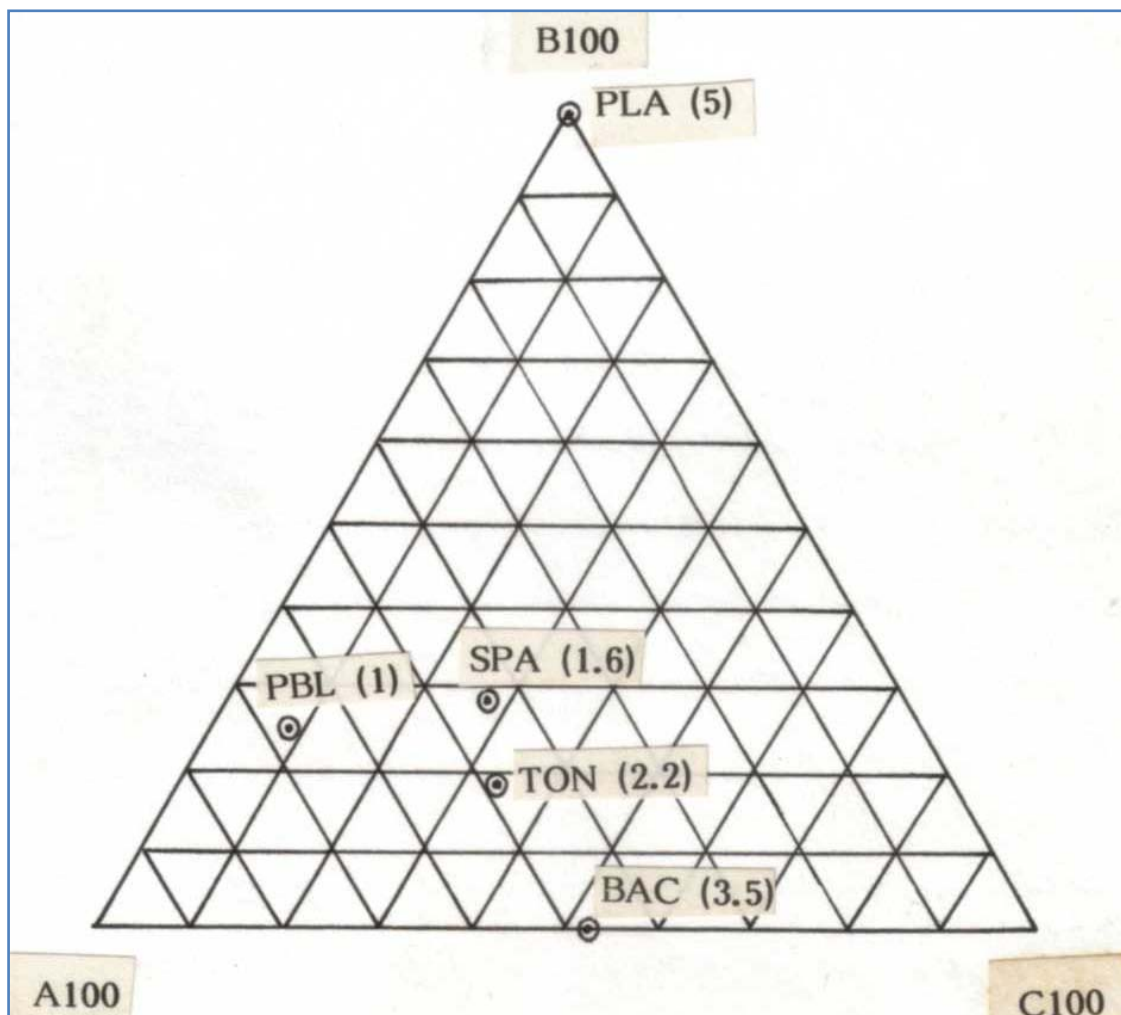


Figura 3.3.2. Abundancia de cianobacterias (A), diatomeas (B) y otras algas (C) expresada en diagrama triangular

Taxonómicamente las muestras más semejantes son las de San Pablo y Tonchigüe lo que coincide con la semejanza del relieve y estructura costero de las localidades. La circunstancia de que San Pablo es más rico en diatomeas y Tonchigüe en representantes del grupo C podría explicarse por la existencia de diferentes microclimas en los lugares en cuestión.

Las muestras de Puerto Bolívar, Playas y Bahía de Caráquez presentan entre ellas características muy diferentes, respecto a la abundancia de los grupos A, B y C.

De acuerdo a la Tabla 3.3.3 se encontraron representantes de 10 diferentes géneros de cianobacterias; 5, de diatomeas; 2, de dinophyceae; 1, de algas verdes; y 3, de algas pardas. Pero no todos los géneros se encontraron en todas las muestras. Por ejemplo en la muestra de Playas estuvieron ausentes las cianobacterias y en la de Bahía las diatomeas. Dinophyceae y algas verdes no se encontraron en las muestras de Puerto Bolívar y Playas. Las muestras de Playas y San Pablo no contuvieron algas verdes y pardas. En la muestra de Puerto Bolívar no se observaron insectos y larvas de camarón.

Entre las cianobacterias la mayor abundancia correspondió a los géneros *Nostoc* y *Calothrix* en la muestra de Puerto Bolívar. Las diatomeas más abundantes fueron las del género *Coscinodiscus*, en Playas. La más alta frecuencia de algas verdes correspondió al género *Ulothrix* de la muestra de Tonchigüe, y la de algas pardas al género *Ectocarpus* de la muestra de Bahía. El estadio de camarón más abundante fue el de *zoea* en Playas. Otros crustáceos e insectos marinos fueron más abundantes en Bahía.

Composición de ácidos grasos

Los análisis cromatográficos indicaron que los perfiles lipídicos de la muestras estuvieron comprendidos entre el ácido dodecanoico (C12:0) y el ácido docosatetraenoico (C22:4w6), como se indica en la Tabla 3.3.5.

Tabla 3.3.5. Resultados de los ésteres metílicos de los ácidos grasos (EMAG) de plancton y de larvas silvestres (LS) expresados en % de área

EMAG\Muestras	PBL	PLA	SPA	BAC	TON	LS
C12:0				1.76		0.05
C14:0	4.14	2.83	1.62	3.97	4.78	2.06
C15:0	0.75	1.38	0.19	0.61	0.47	0.69
C16:0	44.24	39.94	38.73	41.92	43.71	21.89
C16:1w7						7.56
C18:0	7.57	6.22	4.58	4.87	7.31	10.01
C18:1W9	24.58	22.00	25.70	24.27	22.13	15.31
C18:2W6	14.61	12.62	27.89	20.93	15.91	2.83
C18:3w3						1.22
C20:1W9		2.71				0.52
C22:1W11	4.11	5.18	1.76	1.68	3.69	3.49
C20:5W3		6.73			2.00	13.36
C22:4W6		0.39				0.18
C22:6w3						14.09

En general, los ácidos grasos en los porcentajes más elevados corresponden al palmítico (C16:0), oleico (C18:1w9), linoleico (18:2w6), esteárico (C18:0) y mirístico (C14:0). El número de ácidos grasos presentes en el plancton es 7, en las muestras de Puerto Bolívar y San Pablo, y 10 en la muestra de Playas. Casi todas las muestras exhiben el mismo patrón de reparto de los diferentes ácidos grasos.

En la Tabla 3.3.5 se incluye para comparación el promedio de ácidos grasos de un lote de larvas silvestres (LS) en el estadio de postlarva (PL10) del Proyecto IBN.

Las diferencias en los ácidos grasos de plancton y larvas Silvestres se resumen en lo siguiente, tal como se puede observar en la Figura 3.3.3. Las larvas tienen mayor contenido de ácido palmitoleico (C16:1w7), esteárico (C18:0), eicosapentaenoico (C20:5w3) y docosahexaenoico (C22:6w3), mientras que el plancton tiene mayor contenido de palmítico (C16:0), oleico (C18:1w9) y linoleico (C18:2w6). Los demás ácidos grasos de la tabla exhiben casi igual contenido tanto en el plancton como en las larvas. Cabe notarse que el plancton no contiene ácido docosahexaenoico (C22:6w3) cuando en las larvas existe en un alto porcentaje (14.09 %).

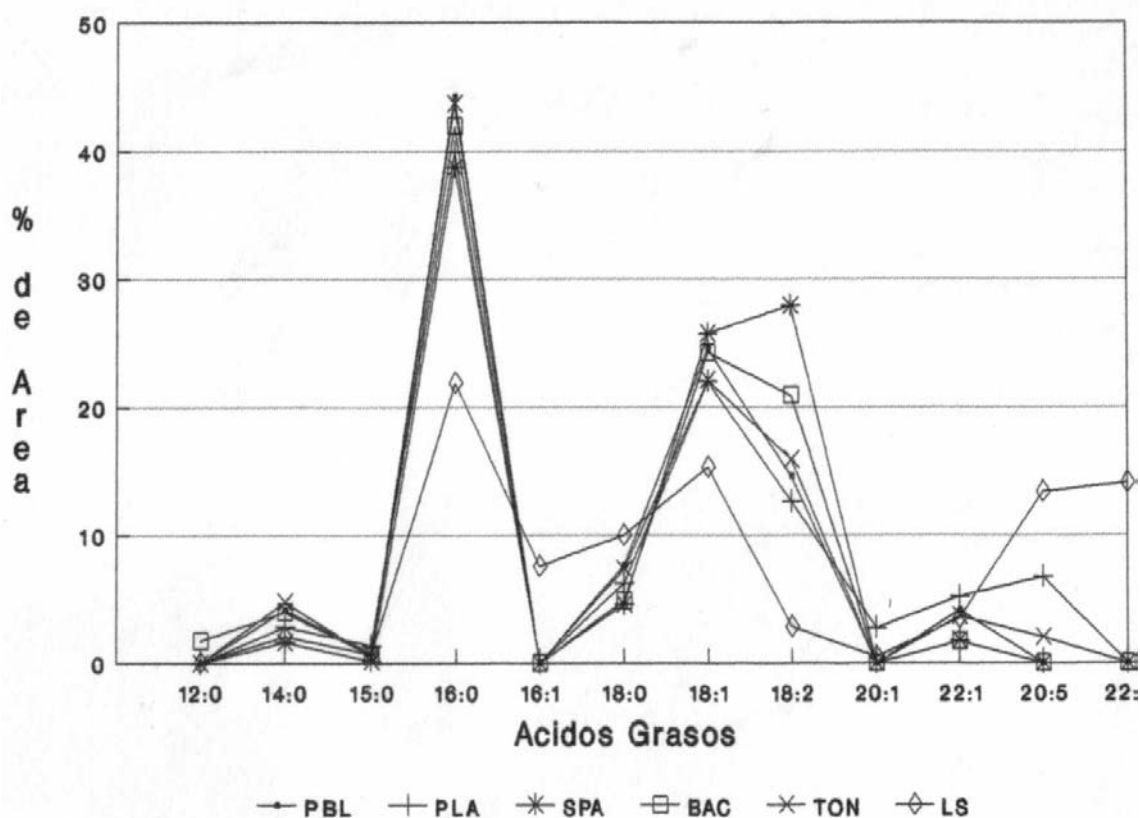


Fig. 3.3.3. Ácidos grasos en plancton y postlarvas de la costa ecuatoriana

3.3.3.4. Conclusiones y recomendaciones

Conclusiones

La investigación llevada a cabo aquí representa un intento muy preliminar de más búsqueda de conocimientos acerca de la ruta de los ácidos grasos a través de los distintos eslabones de la cadena alimenticia del camarón *L. vannamei* que se desarrolla en el Ecuador.

En el proyecto "Investigaciones bioquímicas y nutricionales del camarón" (IBN) ejecutado recientemente se encontró el modelo lipídológico que exhiben las larvas silvestres. Este antecedente suscitó el interés de analizar el contenido de ácidos grasos del fitoplancton marino en razón que constituye el sustrato alimenticio de las larvas silvestres en sus estadios de desarrollo entre *zoea* hasta la metamorfosis.

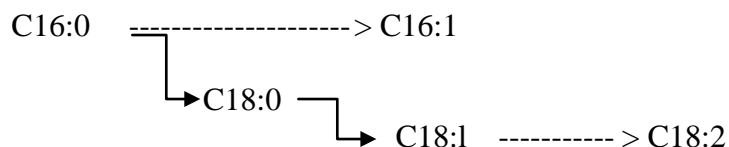
En las muestras de agua recolectadas en cinco sitios del perfil costero se encontró un espectro bastante amplio de géneros de cianobacterias, diatomeas, dinophyceae, algas verdes y algas pardas. Las muestras contuvieron además camarón, otros crustáceos e insectos marinos (Tabla 3.3.3). El análisis de ácidos grasos fue realizado en el total de cada muestra. En razón del corto tiempo en que debió ejecutarse el mini proyecto, no fue posible purificar las algas ni liberarlas completamente de fragmentos de larvas de camarón y de insectos marinos. Por tanto no es posible atribuir un determinado ácido graso a un alga determinada.

Los ácidos C12:0, C14:0, C15:0, C18:0, C20:1 y C22:1 se encuentran prácticamente en igual concentración tanto en larvas como en fitoplancton. Los ácidos C16:0, C16:1, C18:1 y C18:2 son más altos en fitoplancton que en larvas. Al contrario los ácidos grasos C16:1, C20:5w3 y C22:5w3 son más altos en larvas que en fitoplancton.

La muestra de Playas presenta los más altos niveles de C22:1w11 y C20:5w3 en comparación a las demás. Esta muestra contiene relativamente la más alta proporción de diatomeas y camarón en estado de *zoea*. Podría pensarse posiblemente que el C22:1w11 tenga relación con las diatomeas *Coscinodiscus* y el C20:5w3 con las *zoea*. Las larvas silvestres contienen altos niveles de C20:5w3, de acuerdo a los resultados del proyecto IBN. El C22:1w11 comúnmente se llama ácido cetoleico en referencia a que se encuentra en elevada proporción en la ballena (Gruger, 1968). De conocerse que el alimento principal de las ballenas son las diatomeas, estos organismos jugarían un gran papel en la alimentación del camarón.

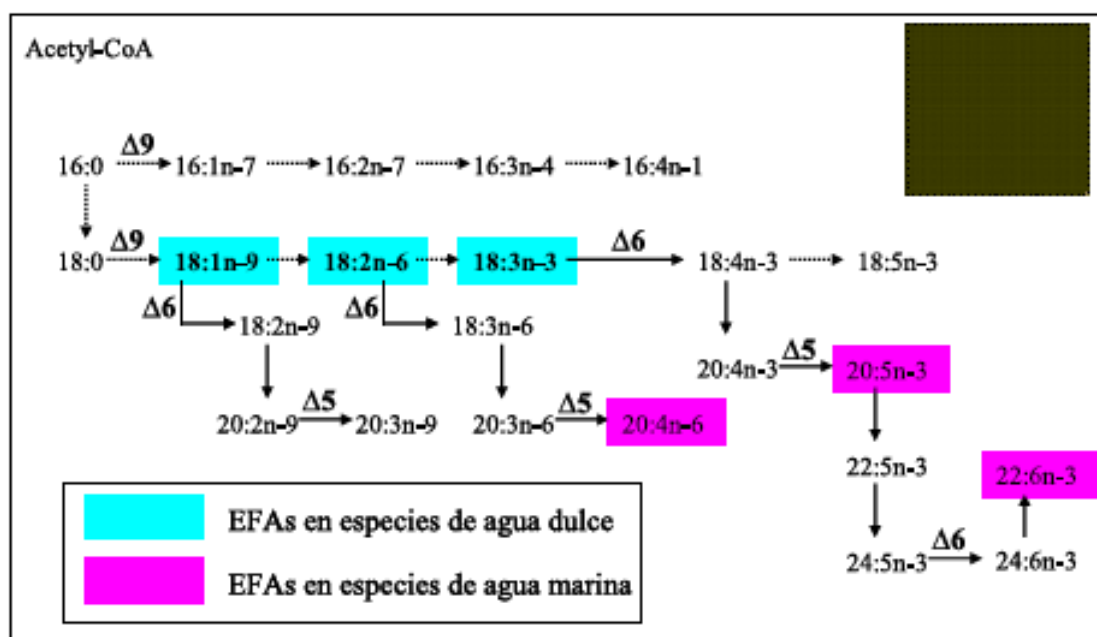
De acuerdo a la Figura 3.2 las larvas contienen alrededor de 22 % de ácido palmítico (C16:0) y el plancton sobre los 40 %. Este contenido de ácido palmítico da lugar a dos modos de interpretación. Por un primero se diría que tanto las larvas como el fitoplancton producen C16:0 *de novo* (Castell, 1983). Un segundo modo de interpretación permitiría indicar que las larvas se alimentan de fitoplancton con lo cual consiguen este ácido graso. Esta segunda interpretación podría parecer la más plausible desde el punto de vista energético.

En consideración a una posible actividad enzimática de desaturación y elongación del proceso



nuevamente cabrían dos interpretaciones. Primera, que tanto el fitoplancton como el camarón tendrían capacidad de efectuar las reacciones de biosíntesis anteriores, y segunda, que el camarón al alimentarse del fitoplancton consigue estos ácidos grasos con ahorro de energía.

En lo que se refiere al C20:5w3 y C22:6w3 se advierte con claridad que el fitoplancton no constituye fuente de estos ácidos y el camarón debe sintetizarlos.



(Dalsgaard y cols., 2003; Zheng y cols., 2004)

Recomendaciones

Las propiedades del fitoplancton marino que se han esbozado estarían desempeñando un papel fundamental en la nutrición de las larvas y por tanto los laboratorios deberían procurar la utilización del agua marina en estado natural. Se tendría en consecuencia que incorporar al trabajo de control en los laboratorios, análisis microbiológicos taxonómicos y lipídicos del fitoplancton.

Se debería en el futuro aislar organismos planctónicos a nivel de especie, de muestras de agua y sedimentos y efectuar análisis cromatográficos de ácidos grasos de modo específico. Cuando se purifica a nivel de especie el material genético es homogéneo, por tanto los ácidos grasos van a ser los mismos. Esto orientaría la factibilidad de

desarrollar especies de alta potencialidad nutritiva para el camarón en sus estadios larvarios.

Considerando los distintos estadios iniciales de crecimiento del camarón, como son: huevo, *nauplius*, *zoea*, *mysis* y postlarva, sería importante determinar el patrón de ácidos grasos de cada una de ellas. Estos análisis se deberían realizar además, tanto en la circunstancia en que los reproductores han sufrido o no ablación del pedúnculo ocular. Estos trabajos permitirían esclarecer la ruta metabólica de los ácidos grasos y por tanto el proceso alimenticio del camarón.

En investigaciones posteriores se debería comparar los patrones de ácidos grasos de: a) *zoea* y *mysis* con fitoplancton, y b) postlarva con fitoplancton y bento, a fin de determinar los índices de asimilación de plancton.

Deberían realizarse estudios tendientes a determinar los niveles de asimilación de los ácidos grasos tanto de plancton como de camarón, particularmente del C16:0, C18:0, C20:5w3 y C22:6w3. En tales trabajos se deberán utilizar dietas que contengan trazadores radiactivos y se deberá combinar técnicas de cromatografía y de radiometría. Esto podría ejecutarse con el concurso de los laboratorios de cromatografía del Instituto de Ciencias Químicas y Ambientales de la ESPOL y de la Facultad de Biología de la Universidad Católica de Quito.

Es importante finalmente conocer las características ecológicas relacionadas al plancton. Por lo tanto, en estudios del plantón se deben considerar otros factores como contaminación (pesticidas, metales pesados, hidrocarburos, contaminación micro-biológica patógena), salinidad, sólidos, turbiedad y temperatura. Cabe señalar que las cianobacterias son buenos indicadores de contaminación.

Bibliografía

BARDACH J. E., J. H. RYTHER y W. O. MCLARNEY (1982) Acuicultura. Crianza v Cultivo de Organismos Marinos v de Agua dulce.

BLIGH E. and J. DYER (1959) A rapid method of total lipid extraction and purification. Can. J. Biochem. Physiol. Vol 37.

CASTELL J. (1983) Fatty acid metabolism in crustaceans. Consise Encyclopedia of Biochemistry, Thomas Scott, Leeds Yorkshire, England.

GRUGER, Jr. E. H. (1963) Fatty Acid Composition, in Fish Oils

GRUYTER de W. (1983) Consise Encyclopedia of Biochemistry, Thomas Scott, Leeds Yorkshire, England.

JECKEL, W. H., J. E. AIZPUN y V. J. MORENO (1989) Biochemical Composition, Lipid Classes and Fatty Acids in the Ovary of the Shrimp *Pleoticus Muelleri* Bate. Comp. Biochem. Physiol. VOL 92B. No. 2, pp 271-276.

KATES M. (1986) Techniques of Lipidology Isolation, Analysis and Identification of Lipidos, American Elsevier Publishing Co., Inc. New York.

MASSON L. y M. MELLA (1985) Materias grasas de consumo habitual y potencial en Chile, Composición en ácidos grasos, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas, Universidad de Chile, Santiago.

MONTAÑO M. (1991) Investigaciones bioquímicas Y nutricionales en la reproducción y crecimiento del camarón *Litopenaeus vannamei*, Escuela Superior Politécnica del Litoral, Guayaquil, Ecuador.

MORENO V. J., J. E. A. de MORENO and R. R. BRENNER (1979) Fatty acid metabolism of the calanoid copepod *Paralacanus parvus*. *Lipids* 14 (4), 318-322.

NAVARRO J. (1990) Caracterización de las cepas españolas de *Artemia* desde el punto de vista de su valor nutritivo y de sus fenotipos electroforéticos. Implicaciones prácticas en acuicultura. Tesis de Grado Doctoral, Universidad de Valencia.

NAVARRO J. (1991). Comunicación personal, Informe de asesoría Proyecto IBN, IATS-CSIC, España.

WARD, D. G., B. S. MIDDLEDITCH, S. R. MISSLER and A. L. LAWRENCE (1979) Fatty acid changes during larval development of *Litopenaeus setiferus*. Sea Grant College Program, Texas A&M University.

3.4. Un enfoque y modelo preliminar de la integración de las restricciones ecológicas y económicas de la calidad ambiental del Estuario del Río Guayas, Ecuador

3.4.1. Introducción

Parafraseando la expresión de Twilley et al. (1998) de que “la sostenibilidad a largo plazo de la maricultura de camarón en Ecuador requiere enfoques integrales de manejo de los recursos de las zonas costeras”, cabe revelar que la sostenibilidad de los desarrollos socioeconómicos y de la vida de este lugar, y quizá de toda la franja tropical del planeta, se cimienta en el concepto de Ecosistema Guayas y Conocimiento Tropical.

El enfoque integral de manejo de los recursos requiere, por su lado, de un sinnúmero de acciones. Algunas de ellas se listan a continuación, constituyendo al mismo tiempo marcos de reflexión:

- (a) Inventariar los recursos naturales y los servicios ambientales de mayor valor del Ecosistema Guayas en el mercado global.

Una acción específica, en este campo, consistirá en el levantamiento geográfico de información de la calidad, uso y tenencia del suelo.

Otra acción de trascendente actualidad y de futuro es conocer el metagenoma humano y el microbioma del medio ambiente. El ser humano no podría vivir sin la simbiosis con los microorganismos, que están implicados en el metabolismo de los alimentos y en la maduración del sistema inmune. En el ambiente, los microorganismos coadyuvan para mantener el equilibrio y la dinámica ambiental (Paz y Miño, 2010a).

El Ecosistema Guayas tendrá un metagenoma y microbioma extraordinariamente rico y útil, tornándose prioritario su investigación con el objeto de sentar independencia científica así como procurar la defensa de los recursos biológicos.

- (b) Desarrollar mercados de servicios ambientales y líneas de conocimiento tropical, a través de propuestas tecnológicas creativas y de elevada competitividad. Algunas iniciativas en esta dirección se presentan a continuación.

Derechos fiduciarios de bosques (DFBs) de madera dura tropical. La madera del planeta y en especial la madera preciosa tropical, abundante hasta hace poco en el Ecuador, se encamina a muy corto plazo a una situación de mercado mundial de "oferta cero". Esta singularidad económica se agranda con las restricciones de tala y de transporte, siempre más severas a nivel mundial, para preservar los últimos bosques nativos tropicales; con demandas constantemente crecientes, ante el explosivo aumento demográfico en la faja tropical y el incremento del consumo de maderas preciosas en los países más industrializados. De acuerdo a estudios de la ITTO (The International

Tropical Timber Organization) la Costa del Ecuador exhibe un potencial de forestación de 2 millones de hectáreas. Cubrir esta área tomaría 25 años si el Ecuador emprendiera la faraónica tarea de forestar 80 000 ha cada año. Esta actividad se volvería sostenible puesto que al plantar el último tramo, estaría listo el primero para la tala. La reforestación ocuparía gran cantidad de mano de obra en todo tipo de labores, desde manuales hasta altamente especializadas. Estos bosques, cumpliendo con elevados estándares de calidad, certificados, con garantías de distinto género y con administración fiduciaria, podrían desatar inversiones por el valor de US\$ 800 millones anuales. La actividad forestal, además, estabilizaría la economía nacional ya que se sincronizaría con el extenso ciclo de los bosques de 25 años.

Paralelamente, la actividad forestal activaría el negocio de los Créditos de Carbono.

Desarrollo de agricultura ecológica, especialmente de arroz, maíz, café y cacao dirigida a mitigar el cambio climático, en las perspectivas de García et al. (2006) y FAO (2009).

Desarrollo de mercados de servicios ambientales por la agricultura. Esta sugerencia planteada por la FAO (2007) tiene pleno destino de cumplimiento, en el ecosistema de arrozales del Ecosistema Guayas, cuando sean fertilizados con *Azolla Anabaena*.

- (c) Realizar un levantamiento de la opinión social acerca de los recursos, su importancia y conciencia de utilización, basados de preferencia en la circunscripción de cada municipio. Esta acción se puede dirigir principalmente a promover un ordenamiento territorial conjugando las expectativas de la población con la aptitud y sostenibilidad de los ecosistemas.
- (d) Posicionar Ecosistema Guayas en la conciencia del Ecuador y del mundo como plataforma de conocimiento tropical. Se trata de promover y mercadear el potencial de conocimiento y servicios ambientales de elevada competitividad. Se trata asimismo de generar conocimiento y aplicaciones tecnológicas tropicales a escala mundial.
- (e) Promover el rol de la provincia del Guayas y de Guayaquil en el conjunto de los 107 municipios del Ecosistema Guayas, lo mismo que desarrollar acciones concertadas entre los municipios.
- (f) Constituir grupos transdisciplinarios de trabajo con elevada motivación.
- (g) Generar una cartera de propuestas para canalizar apoyo nacional e internacional, que tengan como objetivo integrar, ordenar y dirigir la información generada hacia la ágil toma de posición y decisiones de los políticos y de los gobiernos central y seccionales.

El modelo matemático propuesto para estudiar la respuesta del ambiente estuarino a los cambios de áreas de manglares y caudal del Río Guayas conserva su vigencia en la actualidad toda vez que los parámetros de análisis se mantienen.

Borbor (2005) desarrolló un modelo del efecto de la agricultura de la Cuenca del

Guayas en el balance del nitrógeno y fósforo y sus implicaciones ecológicas y económicas. Este trabajo complementa el de Twilley et al. (1998), al analizar los eventos que tienen lugar en las cuencas hidrográficas continentales.

Los ciclos biogeoquímicos representan mecanismos útiles para evaluar la calidad ambiental de un ecosistema y el grado de impacto de los desarrollos socio económicos. Al hacer un balance de masas, para tal efecto, el nitrógeno resulta adecuado, por ser un elemento básico, útil y fácilmente identificable en los distintos eslabones de la cadena.

3.4.2. El modelo de simulación del estuario del Río Guayas en la actualidad

Twilley et al. (1998) propusieron un modelo para evaluar la calidad del agua del estuario del Río Guayas (superior, medio e inferior) en base del flujo de descarga del Río Guayas y del porcentaje de conversión de manglares a camaroneras. El modelo fue corrido para tres condiciones de caudal de descarga (100, 50 y 10 % del flujo base de 1989) y tres coeficientes (manglares:piscinas) de uso del suelo intermareal (100:0, 50:50, 0:100).

En la actualidad la correlación porcentual de manglares a camaroneras es de 86:24 (Tabla 3.4.1). Por otro lado la operación de la Represa Daule Peripa produce un caudal de descarga de 75 % del flujo base de 1989 (Tabla 3.4.2).

Tabla 3.4.1. Camaroneras y manglares en la actualidad

Ambiente	Año	Camaroneras	Manglares	Total
Estuario del Río Guayas (ha)	1969	0	122615	122615
Estuario del Río Guayas (ha)	2006	106474	105219	211693
Estuario del Río Guayas (%)	2006	24	86	100

Tabla 3.4.2. Caudales de 1989 y 2010 del sistema del Río Guayas

Sistema	Caudal
Río Daule 1989 (m ³ /s)	365
Río Babahoyo 1989 (m ³ /s)	795
Río Guayas 1989 (m ³ /s)	1160
Represa Daule Peripa descarga 2010 (m ³ /s)	71
Río Guayas 2010 con operación Represa Daule Peripa (m ³ /s)	866
Río Guayas 2010 con operación Represa Daule Peripa (%)	75

Con las condiciones actuales del estuario del Río Guayas de 86 % de manglares (línea roja en la Figura 3.4.1) y 75 % del flujo del Río Guayas (línea azul en la Figura 3.4.1) se observan concentraciones de nitrógeno en los sectores superior, medio e inferior del estuario del Río Guayas de 10, 5 y 1 µM respectivamente.

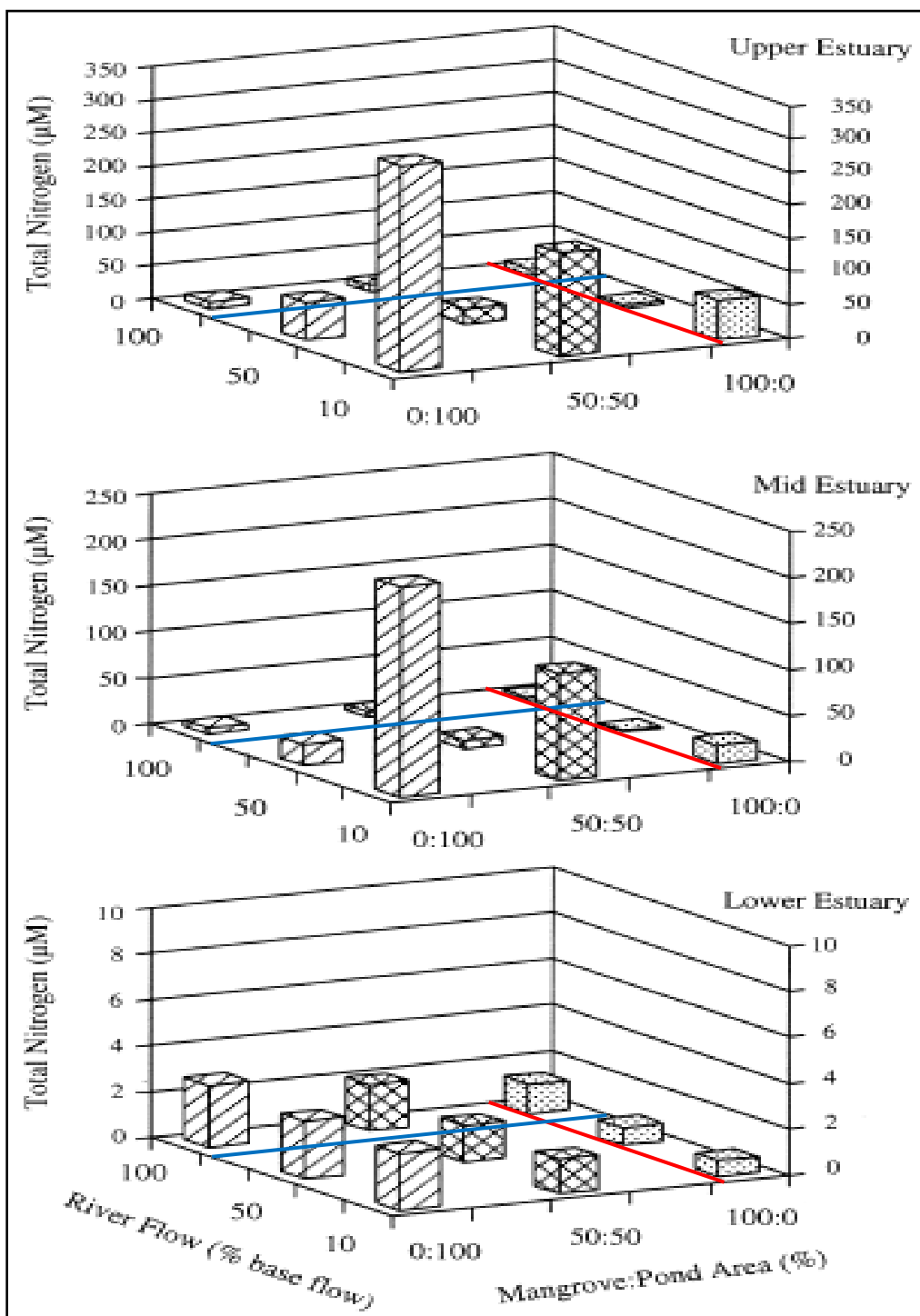


Figura 3.4.1. Concentración de nitrógeno a condiciones actuales

3.4.3. Balance del nitrógeno en la Cuenca del río Guayas

El balance del nitrógeno en la Cuenca del Río Guayas ha sido establecido de manera exclusiva en los trabajos de Borbor et al. (2006) y Borbor (2005). Aunque la Cuenca del

Río Guayas (Figura 3.4.2) representa solo una parte del Ecosistema Guayas, este modelo de balance de nitrógeno marca el camino a seguir en un análisis global.



Figura 3.4.2. Cuenca del Río Guayas

El balance de nitrógeno, como ya se ha argumentado, es un adecuado indicador de la sostenibilidad de las prácticas de uso de la tierra en un ecosistema; un saldo negativo de nitrógeno denota el agotamiento de nutrientes y la consiguiente pérdida de fertilidad del suelo, de rendimiento y de viabilidad económica.

El balance global del nitrógeno en la Cuenca del Río Guayas se establece relacionando las entradas o fuentes y las salidas o destino, lo mismo que los flujos internos de nitrógeno, de acuerdo a las categorías que se muestran en la Tabla 3.4.3. Los valores de este balance establecidos por Borbor (2005) muestran una cuenta global de 68 kgN/ha/año (Tabla 3.4.4).

Las entradas de nitrógeno en la Cuenca del Río Guayas se expresan principalmente por la aplicación del fertilizante urea en 38 kgN/ha/año. El ingreso o importación de piensos alimenticios de animales, en valores de 14.1 kgN/ha/año, se suma a la urea para reproducir unas entradas antropogénicas de nitrógeno de 77 %. Las fuentes naturales de nitrógeno representan el 23 % en incluyen la fijación biológica forestal y agrícola y la deposición atmosférica (Tabla 3.4.4).

Tabla 3.4.3. Criterios para el balance del nitrógeno

Entradas	Salidas	Flujos internos (Entradas - Salidas)
1. Fertilizantes nitrogenados Urea	1. Productos agrícolas (a) Para humanos (b) Para animales (c) Productos pecuarios	1. Neto de alimentos (importación o exportación) Consumo humano de productos agrícolas y pecuarios
2. Fijación de nitrógeno (a) De bosques (a) De suelos agrícolas	2. Otras salidas orgánicas (a) Residuos agrícolas	2. Neto de piensos (importación o exportación) Consumo animal de productos de cultivos para los animales
3. Deposición atmosférica	3. Exportación fluvial como aportación de lixiviación y erosión	

Tabla 3.4.4. Balance de nitrógeno en la Cuenca del Guayas

Fuentes y Destinos	Cantidad (kgN/ha/año)	Proporción (%)
<i>Fuentes</i>		
Fertilizante urea	38	56
Piensos alimenticios de animales	14.1	21
Fijación biológica forestal	6.2	9
Deposición atmosférica	5.2	8
Fijación biológica agrícola	4.3	6
Total	68	100
<i>Destinos</i>		
Drenaje fluvial	25	37
Exportación de alimentos	24.6	36
Desnitrificación	9.4	14
Volatilización	6.7	10
Almacenamiento en suelo y vegetales	2.3	3
Total	68	100

Los destinos principales representados por el drenaje fluvial (25 kgN/ha/año) y exportación de alimentos (24.6 kgN/ha/año) alcanzan el 73 % de las salidas de nitrógenos de la Cuenca del Río Guayas. La desnitrificación y volatilización representan un 24 % de egreso de nitrógeno. En el suelo y biomasa se almacena finalmente el 3 % de nitrógeno (Tabla 3.4.4).

3.4.4. Balance de nitrógeno en el Ecosistema Guayas: el rol del *Azolla Anabaena*

A lo largo de esta tesis se ha afirmado que el *Azolla Anabaena* está destinado a jugar un importante papel en la ecología, la economía y la sostenibilidad del Ecosistema Guayas y del Ecuador. Es la ocasión, por tanto, de presentar algunos números que, en complemento a las cifras por Borbor (2005), demuestren estas aseveraciones.

Tomando como base un trabajo de Balanzátegui y Rivera (2005) sobre las demandas de urea de los principales cultivos agrícolas destinados a la alimentación y a la exportación se han realizado los cálculos del consumo de urea y de nitrógeno que se muestran en la Tabla 3.4.5. Como se puede apreciar en dicha Tabla el índice promedio de aplicación de nitrógeno para estos cultivos, de 128 kgN/ha/año, está por encima del valor de Borbor (2005), de 38 kgN/ha/año, para la agricultura de la Cuenca del Río Guayas.

Tabla 3.4.5. Cultivos principales del Ecosistema Guayas y aplicación de nitrógeno de urea

Cultivo	Área Sembrada (ha)	Consumo de urea (t)	Consumo de nitrógeno (t/año)	Aplicación (kgN/ha/año)
Arroz	335 737	87 584	40 288	120
Maíz Duro y Suave	261 005	65 251	30 016	115
Cacao	321 469	128 588	59 150	184
Café (mantenimiento)	198 196	9 910	4 559	23
Caña de Azúcar	121 304	36 391	16 740	138
Palma Africana	81 101	12 165	5 596	69
Algodón	2 005	401	184	92
Banano	239 512	93 722	43 112	180
Total promedio	1 560 328	434 012	199 646	128

De otro lado, por los trabajos sobre *Azolla* que se encuentran en ejecución (Montaño, 2010 y 2008a) se dispone de variada información como la que se consigna en la Tabla 3.4.6, en la que también se incluyen otras referencias que sirven para el análisis sobre el potencial competitivo del *Azolla*.

La producción potencial anual calculada de nitrógeno generada por el cultivo de *Azolla* en el ecosistema de arrozales alcanza 421 632 t. Este valor abastecería con amplitud la demanda anual de nitrógeno (387 357 t) más exigente de los cultivos, el camarón, el ganado, la pesca y la población (Tabla 3.4.6). Para llegar a estos datos se ha partido de la información que consta en diversos puntos de este trabajo y una composición del 3 % de nitrógeno de estas categorías.

Finalmente, el balance de fuentes y destinos de nitrógeno en el Ecosistema Guayas, incorporando *Azolla* como fertilizante, se muestra en la Tabla 3.4.7.

Tabla 3.4.6. Miscelánea de información del Ecosistema Guayas (EG)

Información (unidad)	Cantidad	Referencia
<i>Azolla</i> Productividad (t/ha/d)	1.2	Montaño, 2010 y 2008a
Humedad (%)	90	
Nitrógeno base seca (%)	6	
Arrozal invierno (ha)	256 000	
Período cultivo <i>Azolla</i> /arrozal invierno (d)	185	
Arrozal seco (ha)	160 000	
Período cultivo <i>Azolla</i> /arrozal seco (d)	70	
Prod. anual <i>Azolla</i> /arrozal invierno N (t)	340 992	
Prod. anual <i>Azolla</i> /arrozal seco N (t)	80 640	
Prod. anual <i>Azolla</i> /arrozal total N (t)	421 632	
EG Demanda anual cultivos N (t)	199 646	Balanzátegui y Rivera, 2005
EG Demanda anual cultivos N (t)	317 452	Borbor, 2005
EG Demanda anual del camarón N (t)	4 082	
EG Demanda anual del ganado N (t)	23 828	
EG Demanda anual de la pesca N (t)	32 094	Fundación Stratega, 2009
EG Demanda anual de la población N (t)	9 902	

Tabla 3.4.7. Balance de nitrógeno en el Ecosistema Guayas

Fuentes y Destinos	Cantidad (kgN/ha/año)	Proporción (%)
<i>Fuentes</i>		
Fertilizante <i>Azolla</i>	50	63
Piensos alimenticios de animales	14.1	18
Fijación biológica forestal	6.2	8
Deposición atmosférica	5.2	6
Fijación biológica agrícola	4.3	5
Total	80	100
<i>Destinos</i>		
Drenaje fluvial	37	46
Exportación de alimentos	24.6	31
Desnitrificación	9.4	12
Volatilización	6.7	8
Almacenamiento en suelo y vegetales	2.3	3
Total	80	100

3.4.5. Puntos a resaltar. Índice de sostenibilidad

El balance de fuentes y destinos de nitrógeno en el Ecosistema Guayas, presentado en la Tabla 3.4.7, en lo fundamental sustituye en las fuentes el fertilizante artificial urea por el bioabono *Azolla*. Por el lado de las salidas, a su vez, se sustituye el drenaje del Río Guayas por el drenaje de todo el sistema hídrico del Ecosistema Guayas. Los demás índices mantienen los mismos valores de Borbor (2005), porque constituyen manifestaciones que se dan de igual manera en el Ecosistema Guayas que en la Cuenca del Río Guayas.

En todo caso, con la incorporación de la tecnología de *Azolla* y las consecuentes mejoras de la producción de maíz y soya debería disminuir y hasta desaparecer la incidencia de los piensos alimenticios de animales.

En esta revisión de números destaca la cuenta global de 80 kgN/ha/año (Tabla 3.4.7) fuertemente influenciada por el aporte del *Azolla* de 50 kgN/ha/año (63 %). Por el lado de las salidas, la más importante es la descarga del sistema fluvial de 37 kgN/ha/año (46 %).

Estableciendo el Índice de sostenibilidad (IS) como la unidad menos las fracciones de los ingresos del aporte antropogénico de nitrógeno (fertilizantes y piensos), se obtiene así 0.23 y 0.82 como los IS de la Cuenca del Río Guayas (CG) y del Ecosistema Guayas, respectivamente (Tabla 3.4.8).

Tabla 3.4.8. Índices de sostenibilidad de CG y EG

Categorías	CG	EG
Fertilizantes-Urea	0.56	0
Piensos	0.21	0.18
Aporte antropogénico	0.77	0.18
Índice de sostenibilidad	0.23	0.82

4. Conclusiones

Ecosistema Guayas (Ecuador): Recursos, Medio Ambiente y Sostenibilidad en la perspectiva de Conocimiento Tropical

Posicionamiento del Ecosistema Guayas en la conciencia del Ecuador y del Mundo

Ecosistema Guayas es el representativo territorio tropical que abarca el Golfo de Guayaquil y las cuencas hidrográficas continentales correspondientes, articulando 13 provincias y 107 municipios de la República del Ecuador (Figura 3.1.1).

Debido a su excepcional posición planetaria, a su incomparable riqueza de recursos naturales y a su amplia variedad étnica y cultural, el Ecosistema Guayas abriga una privilegiada aptitud para convertirse en líder mundial en generación de conocimiento tropical y líneas competitivas de servicios ambientales tropicales. Esto permitirá al Ecuador y países amigos aprovechar a plenitud las emergentes oportunidades de crecientes mercados tropicales que se están detectando en áreas de salud, gestión ambiental, agricultura, urbanismo y educación (Andrews, 2006).

Identificar fundamentos teóricos y aplicaciones de medio ambiente y sostenibilidad en el Ecosistema Guayas (Ecuador)

El Ecuador ha iniciado una época de cambios a través de la nueva Constitución del 2008, señalando que la investigación científica, la innovación tecnológica, la producción de conocimiento, los saberes ancestrales y la difusión componen algunos de los instrumentos más apropiados para garantizar la conservación del medio ambiente, la salud de la población, el trabajo y la producción.

Ecosistema Guayas, de este sentido, está llamado a establecerse y a cumplir con el Plan Nacional para el Buen Vivir, sobre todo en lo que atañe a la generación de conocimiento tropical.

Un avance teórico práctico significativo ha representado el desarrollo del recurso *Azolla-Anabaena* en el escenario del cultivo del arroz, con sorprendentes buenos resultados en el rendimiento y calidad del arroz, en la economía de los agricultores y en la mejora del medio ambiente. Con esto, además, se produce un cumplimiento práctico a los preceptos de la Soberanía Alimentaria.

Azolla es un diminuto helecho flotante de pequeñas hojas alternadas y raíces simples que cuelgan dentro del agua. *Anabaena* es una bacteria microscópica que se aloja permanentemente dentro de las hojas del *Azolla* y fija nitrógeno del aire.

Calidad ambiental de los ecosistemas costeros del Ecosistema Guayas y sus implicaciones en el desarrollo del manejo integrado de manglares y camarónicas

La bioindustria del camarón se encuentra en la actualidad firmemente establecida en el quehacer económico, social y cultural del Ecuador, lo que se refleja en el dominio técnico y administrativo de las distintas fases de esta amplia actividad, que incluye principalmente 25 laboratorios de maduración, 185 laboratorios de larvas, 2500 granjas camarónicas, 61 empacadoras, 11 fábricas de balanceado y 60 empresas de comercialización.

La calidad ambiental del Ecosistema Guayas depende de la interacción de una extensa diversidad de factores producidos por la naturaleza y el hombre. El estudio de todos estos procesos en la perspectiva de conocimiento tropical es un fuerte incentivo a la voluntad e intelecto del Ecuador y del mundo.

Larvas silvestres y cultivadas de *Litopenaeus vannamei* del Ecuador

Una característica de la actualidad es el extenso conocimiento del que se dispone sobre los requerimientos nutricionales del camarón especialmente de la fase larvaria. En la actualidad, debido a que toda la larva, inclusive por ley, proviene de laboratorios, estas instalaciones se manejan con elevada tecnología y eficiencia.

El estudio de ácidos grasos de larvas y el Estudio preliminar de ácidos grasos en plancton asociado con el camarón *Litopenaeus vannamei*, publicado en esta tesis, representan investigaciones útiles para orientar la nutrición larvaria y conocer la calidad referencial del medio ambiente.

Un enfoque y modelo preliminar de la calidad ambiental del Estuario del Río Guayas, Ecuador

La calidad ambiental del Estuario del Río Guayas se ha estudiado teniendo en consideración la presencia e interacción de las piscinas camaroneras y los bosques de manglar. Con todo, la sostenibilidad a largo plazo de la maricultura de camarón en Ecuador requiere enfoques integrales de manejo de los recursos de las zonas costeras y de las cuencas hidrográficas continentales. Cabe por tanto destacar que la sostenibilidad de los desarrollos socioeconómicos y de la vida de este territorio, y quizá de toda la franja tropical del planeta, se cimienta los conceptos que se extraen de Ecosistema Guayas y Conocimiento Tropical.

El nitrógeno representa un adecuado elemento para el balance de los ciclos biogeoquímicos de un territorio y un indicador potente de la sostenibilidad de las prácticas de uso de la tierra; un saldo negativo de nitrógeno denota el agotamiento de nutrientes y la consiguiente pérdida de fertilidad del suelo, de rendimiento y de viabilidad económica.

El nitrógeno generado en el cultivo del *Azolla Anabaena* en los arrozales del Ecosistema Guayas puede abastecer por entero de los fertilizantes que requiere la agricultura, además que mejora el valor del Índice de sostenibilidad (IS).

5. Referencias bibliográficas

Ecosistema Guayas (Ecuador): Recursos, Medio Ambiente y Sostenibilidad en la perspectiva de Conocimiento Tropical

Agüero Max, 2007. Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe, FAO Documento Técnico de Pesca 461, Roma.

Alama Salazar Elsa, 2008. CAPITAL INTELECTUAL Y RESULTADOS EMPRESARIALES EN LAS EMPRESAS DE SERVICIOS PROFESIONALES DE ESPAÑA, UNIVERSIDAD COMPLUTENSE DE MADRID, DEPARTAMENTO DE ORGANIZACIÓN DE EMPRESAS, Madrid.

Álvarez Pedro José, 2007. Flora y fauna, UNIVERSIDAD TÉCNICA PARTICULAR DE LOJA (UTPL), Loja. www.utpl.edu.ec/eva/descargas/material/98/HTUAAT81/G114203.pdf

Andrews Peter, 2006. Opportunities in Tropical Science, Knowledge, Research and Innovation for Queensland, Queensland Government, Australia. [Consultado 3 noviembre 2010]. Disponible en: <http://www.premiers.qld.gov.au/community-issues/smart-state-council/council-reports/assets/tropical-opportunities-report.pdf>

Aquanotas, 2010. Informativo #321. PUBLICACIÓN DE LA CÁMARA NACIONAL DE ACUACULTURA DEL ECUADOR, [Consultado 30 agosto 2010]. Disponible en: www.cna-ecuador.com/index.php?limitstart=56&lang=es

Arora Sujata and Vibha Ahuja, 2005. Perspectives on Biodiversity, Like Minded Megadiverse Countries, <http://lmmc.nic.in>

AVCC (Australian Vice-Chancellors' Committee), 2006. AVCC Submission to the Productivity Comisión Research Study on Public Support for Science and Innovation, The council of Australia's Univerity Presidents, CANBERRA.

Azpiazu Carlos y Marjorie Balarezo, 2000. Cultivo intensivo de camarones en Pascuales, Documento Interno ORENAS S.A., Guayaquil.

Balanzátegui Mario y Carlos Luis Rivera, 2005. Proyecto de Comercialización de urea por parte del BANCO NACIONAL DE FOMENTO, Zonal Guayaquil. No publicado.

Bayer Cropscience, 2010. Guía para que arroceros mejoren su productividad y competitividad. Uruguay. [Consultado 15 octubre 2010]. Disponible en: <http://www.bayercropscience.com.uy/pages/novedades2.php?id=2928>

BCE (Banco Central del Ecuador), 2010. ESTADÍSTICAS DEL SECTOR EXTERNO, Información Estadística Mensual No.1902 Agosto 2010, Comercio Exterior, Exportaciones por producto principal [Consultado 7 septiembre 2010]. Disponible en: <http://www.bce.fin.ec/docs.php?path=/home1/estadisticas/bolmensual/IEMensual.jsp>

BORBOR-CORDOVA MERCY J., ELIZABETH W. BOYER, WILLIAM H. MCDOWELL and CHARLES A. HALL, 2006. Nitrogen and phosphorus budgets for a tropical watershed impacted by agricultural land use: Guayas, Ecuador, Biogeochemistry (2006), Springer 2006.

Borbor Córdova Mercy J., 2005. MODELING HOW LAND USE AFFECTS NUTRIENT BUDGET IN THE GUAYAS BASIN-ECUADOR: ECOLOGICAL AND ECONOMIC IMPLICATIONS, College of Environmental Science and Forestry, State University of New York, Syracuse, New York.

Boruchowicz Cynthia, Natalia Cuneo, Alejandro Gruneisen y José Vullo, 2005. El rol del Estado en la creación y la distribución de la riqueza, Universidad del Cema.

Bujak Jonathan, 2007. The Azolla story. Climate change and Arctic hydrocarbons. GEO ExPro September 4 (4): 66–72. [Consultado 12 octubre 2010]. Disponible en: www.geoexpro.com/sfiles/2/97/7/file/Azolla_p66.pdf

Cámara de Minería del Ecuador, 2008. MAPA DEL POTENCIAL AURÍFERO PRIMARIO DE LA REPÚBLICA DEL ECUADOR, Quito, [Consultado 20 abril 2010] Disponible en: www.cme.org.ec/portal/index.php?option=com_remository&Itemid=2&func=fileinfo&id=33

Cañadas, L. 1983. El Mapa Bioclimático del Ecuador. MAG-Pronareg. Quito-Ecuador.

Francisco Carrapiço, 2010. AZOLLA AS A SUPERORGANISM. ITS IMPLICATION IN SYMBIOTIC STUDIES, en J. Seckbach and M. Grube (eds.), Symbioses and Stress: Joint Ventures in Biology, Cellular Origin, Life in Extreme Habitats and Astrobiology 17, 225–241, DOI 10.1007/978-90-481-9449-0_11, © Springer Science+Business Media B.V. 2010

Carrapiço Francisco, 2002. The Azolla-Anabaena-Bacteria system as a natural microcosm. Proc. SPIE 4495: 261–265.

C-CONDEM (Corporación Coordinadora Nacional para la Defensa del Ecosistema Manglar), 2010. INCORPORACIÓN AL PATRIMONIO NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS. [Consultado 20 octubre 2010] Disponible en: <http://www.ccondem.org.ec/cms.php?c=878&#>

CEPAL, 2009. Ranking 2009 de Actividad portuaria de contenedores en América Latina y el Caribe, Perfil Marítimo de ALCA, Santiago. [Consultado 30 junio 2010] Disponible en: <http://www.eclac.org/cgi-bin/getProd.asp?xml=/Transporte/noticias/noticias/8/38828/P38828.xml&xsl=/Transporte/tpl/p1f.xsl&base=/perfil/tpl/top-bottom.xsl>

CHALLENGER, A. 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas de México. Pasado, presente y futuro. CONABIO, Instituto de Biología y Sierra Madre, México.

Chunga Kervin, 2010. Terremoti crostali e zonazione sismica dell'Ecuador attraverso l'integrazione dei dati geologici, sismologici e morfostrutturali, Università degli Studi dell'Insubria, Dipartimento di Scienze Chimiche ed Ambientali, Como, Italia.

CLIRSEN, 2007. ACTUALIZACIÓN DEL ESTUDIO MULTITEMPORAL DE MANGLARES, CAMARONERAS Y ÁREAS SALINAS EN LA COSTA

CONTINENTAL ECUATORIANA AL AÑO 2006, PMRC-Ministerio del Ambiente, Quito. http://www.ambiente.gob.ec/userfiles/4402/resumen%20ejecutivo_Manglares%20febrero2008.pdf

CNA (Cámara Nacional de Acuacultura del Ecuador), 2008. Información puntual tilapia (en línea). [Consultado 1 mayo 2010] Disponible en:http://www.cnaecuador.com/index.php?option=com_content&task=section&id=20&Itemid=106

CONSTITUCION DE LA REPUBLICA DEL ECUADOR, 2008. Registro Oficial No. 449 - Lunes 20 de Octubre de 2008, Quito. [Consultado 9 octubre 2010] Disponible en: http://www.derechoecuador.com/index2.php?option=com_content&do_pdf=1&id=4742

Cornejo Martínez Mauricio y Carrión Mero Paúl, 2002. INDICADORES PRACTICOS DE SUSTENTABILIDAD EN LA EXTRACCIÓN MINERA: CASO ECUADOR http://200.20.105.7/cyted-iii/Downloads/IndicadoresSostenibilidad_Espanhol_Portugues/IndicadoresSostenibilidad_Capitulos/Capitulo_III/21_ECUADOR_Mauricio_Cornejo.pdf

Corral Luis, 2006. Sembrando Desiertos. La Deuda Social y Ecológica Generada por el Endeudamiento Externo en el Proyecto de Propósito Múltiple “Jaime Roldós Aguilera” www.deudaecologica.org

DHN (Dirección de Hidrografía y Navegación), 2010. FENOMENO EL NIÑO, Lima. [Consultado 10 marzo 2010] Disponible en: http://www.dhn.mil.pe/docs/elnino/fenomeno_el_nino.pdf

Downing J.A., M. McClain, R. Twilley, J.M. Melack, J. Elser, N.N. Rabalais, W.M. Lewis, Jr., R.E. Turner, J. Corredor, D. Soto, A. Yanez-Arancibia, J.A. KOPASKA, 1999. The impact of accelerating land-use change on the N-Cycle of tropical aquatic ecosystems: Current conditions and projected changes, *Biogeochemistry* 46: 109-148, Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands.

Ecuador Terra Incógnita, 2000. Diversidad del Ecuador, Revista 6, http://www.terraecuador.net/revista_6/contenido_6.htm.

Ellyard Meter, 2003. Atherton 2025: Creating Sustainable Prosperity on a Tropical Plateau, Atherton Sustainable Regions Program, Queensland.

El Universo, 2009. El sedimento aumenta en el río Guayas, pero la solución no llega, Gran Guayaquí, 20 julio 2009.

Eroski Consumer, 2010. Alimentos enriquecidos en Omega-3, FUNDACIÓN EROSKI, Vizcaya, España. [Consultado 1 noviembre 2010] Disponible en: <http://revista.consumer.es/web/es/20051101/actualidad/analisis1/69996.php>

Estrada Monge Raúl, 2007. CARACTERIZACION AGROECOLOGICA DEL PREDIO PALO SANTO, ESTUDIO DE LINEA BASE DEL AMBIENTE, LOS

RECURSOS Y EL POTENCIAL DE LA HACIENDA PALO SANTO. Trabajo no publicado. GOBUSINESS – SOLUCIONSA, Manta.

FAO, 2009. Perfil para el cambio climático, [Consultado 2 noviembre 2010] Disponible en: <http://www.fao.org/docrep/012/i1323s/i1323s00.htm>

FAO, 2008. Situación Educativa Cap VIII en Situación de las mujeres rurales Ecuador, Roma. [Consultado 10 marzo 2010] Disponible en: <http://www.rlc.fao.org/es/ desarrollo/mujer/docs/ecuador/cap08.pdf>

FAO, 2007. EL ESTADO MUNDIAL DE LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN. [Consultado 2 noviembre 2010] Disponible en: www.fao.org/docrep/010/a1200s/a1200s00.htm

Fernández Eduardo, 2004. ECOSISTEMA GUAYAS. UNA VISION DESDE LAS CIENCIAS BIOLÓGICAS, UAM, España, Disponible en: <http://www.dspace.espol.edu.ec/bitstream/123456789/13252/1/ECOSISTEMA%20GUAYAS.%20UNA%20VISION%20DESDE%20LAS%20CIENCIAS%20BIOLÓGICAS.pdf>

FUNDACIÓN STRATEGA, 2009. Diagnóstico del sector de pesca y acuicultura de la república de Ecuador, Guayaquil. [Consultado 1 noviembre 2010] Disponible en: <http://www.stratega.com.ec/es>

García Alberto, Mamen Laurín, M. José Llosá, Victor González, M^a José Sanz y José L. Porcuna, 2006. CONTRIBUCIÓN DE LA AGRICULTURA ECOLÓGICA A LA MITIGACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN COMPARACIÓN CON LA AGRICULTURA CONVENCIONAL, Agroecología Vol 1. 2006, 75-88. Universidad de Murcia, España.

GLOBAL CONSULT, 2010. Levantamiento de la estructura de costos y su evolución reciente para determinar el nivel de competitividad del sector camaronero ecuatoriano (2010). Ministerio de Coordinación de la Producción, Empleo y Competitividad, Quito. [Consultado 1 octubre 2010] Disponible en: http://www.cna-Ecuador.com/images/noticias/2010/estructura_de_costos_del_sector_camaronero_informe_final_%20_11agosto2010_.pdf

Gómez-Gil Bruno, Roque Ana y Guerra Flores Ana L., 2001. Enfermedades Infecciosas más Comunes en la Camaronicultura en México y el Impacto del Uso de Antimicrobianos, *en* CAMARONICULTURA Y MEDIO AMBIENTE, PAEZ OSUNA, FEDERICO, EDITOR. [Revisado 10 marzo 2010] Disponible en: <http://www.cesaibc.org/pdf/infointeres/crustaceos/enfermedadesmexico.pdf>

Góngora Farías Líder y Marianeli Torres Benavides, 2007. “CERTIFICANDO LA DESTRUCCIÓN” Análisis integral de la certificación orgánica a la acuicultura industrial de camarón en Ecuador, Guayaquil. C-CONDEM ECUADOR, www.ccondem.org.ec.

González Carlos, 2010. Composición Química de la Materia Viva. [Revisado 12 octubre 2010] Disponible en: <http://www.botanica.cnba.uba.ar/Pakete/3er/Laquimi/Quiming.html>

Gordillo Oscar, 2010. ECOLOGÍA DEL ECUADOR. [Revisado 30 agosto 2010] Disponible en: <http://ogordillo.blogspot.com/2008/09/ecologa-para-estudiantes-de-turismo.html>

Grafitat, 2010. Ecuador. [Consultado 30 agosto 2010] Disponible en: <http://www.grafitat.com/ecuador/>

GUERRERO Sofía (ESPE), MONTAÑO Mariano (ESPOL), FERNÁNDEZ Eduardo (UAM), CARRAPICO Francisco (UL), 2009. Azolla caroliniana en el nanoambiente, ESPOL, Guayaquil (No publicado).

Horna Zapata Rafael, 2010. Comunicación personal, Industrial Pesquera Santa Priscila, Guayaquil.

HOY, 2010. Diversidad de credo, otra faceta de Guayaquil. [Revisado 8 agosto 2010] Disponible en: <http://www.hoy.com.ec/noticias-ecuador/guayaquil-cuna-de-diversos-credos-420734.html>

IGM (Instituto Geográfico Militar), 2004. Mapa vial del Ecuador, Quito. http://www.worldmapfinder.com/Map_Detail.php?MAP=71559&FN=ecuador-big.jpg&MW=2400&MH=1800&FS=1234&FT=jpg&WO=0&CE=5&CO=45&CI=0&IT=0&LC=6&PG=1&CS=utf-8&FU=http://www.grafex.tv/images/ecuador-big.jpg&SU=http://www.grafex.tv/e-locations.htm

INAMHI (Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología), 2010. Estudios climatológicos, Características generales del clima en el Ecuador. [Consultado 20 abril 2010]. Disponible en: <http://www.inamhi.gov.ec/html/inicio.htm>

INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos), 2010. CENSOS DE POBLACIÓN Y VIVIENDA, Proyecciones de Población 2001-2010 (Excel), Disponible en: http://www.inec.gov.ec/web/guest/ecu_est/est_soc/cen_pob_viv

INEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos), 2009. Datos estadísticos agropecuarios, Eesumen ejecutivo, Sistema Estadístico Agropecuario Nacional (SEAN), encuesta de superficie y producción agropecuaria continua (ESPAC), Quito-Ecuador.

INEC, 2001. Análisis de los Resultados Definitivos del VI Censo de Población y V de Vivienda, Resumen Nacional, Quito.

MAG (Ministerio de Agricultura y Ganadería), 2009. COMUNIDAD ANDINA, Secretaría General. Proyecto Estadística

Marocco René y Thierry Winter, 1992. BOSQUEJO DE LA EVOLUCION GEODINÁMICA DEL ECUADOR, en LOS PAISAJES NATURALES DEL

ECUADOR, CEDIG, Quito. [Consultado 8 septiembre 2010] Disponible en: http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/doc34-07/010022380.pdf

Martin Clare, 2004. Signing of the Cooperative Framework on Tropical Science, Knowledge and Innovation, Northern Territory, Australia.

Montaño Armijos Mariano, 2010. Desarrollo del recurso Azolla Anabaena y aplicaciones en los sectores agrícola, pecuario, y acuícola, Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL)-Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología (SENACYT), Quito. <http://www.dspace.espol.edu.ec/handle/123456789/10061>

Montaño Armijos Mariano, 2010a. *Azolla*: Un compromiso con el medio ambiente y la vida, Ciencia en Acción, SENACYT, Quito.

Montaño Armijos Mariano, Cristóbal Mariscal, María del Carmen Figueroa, Mariuxi Espinoza, Galo Robles, Christian Saavedra, William Bonilla, Nancy Macías, 2010. Evaluación preliminar de la aplicación del Azolla como fertilizante en plantas meristemáticas de banano William en el invernadero de SEBIOCA-ESPOL, Revista Tecnológica ESPOL, En prensa, Guayaquil.

Montaño Armijos Mariano, 2008a. Converting Rice Fields into Green Fertilizer Factories, 2008 GLOBAL DEVELOPMENT MARKETPLACE SUSTAINABLE AGRICULTURE FOR DEVELOPMENT, Banco Mundial, Washington, Disponible en: <http://www.dspace.espol.edu.ec/bitstream/123456789/8394/1/5381%20DM2008%20Full%20Proposal.pdf>

Montaño Armijos Mariano, 2005. Inventario de Plaguicidas COPs en el Ecuador, Proyecto GEF/2732-02-4456, Global Environmental Facility (GEF)/Ministerio del Ambiente-Programa Nacional de Implementación para el manejo adecuado de contaminantes orgánicos persistentes en el Ecuador, Quito.

Montaño Armijos Mariano, 2005a. Estudio de la aplicación de Azolla Anabaena como bioabono en el cultivo de arroz en el Litoral ecuatoriano, Revista Tecnológica ESPOL, Vol. 18, N. 1, 147-151, (Octubre, 2005), Guayaquil.

Montaño Armijos Mariano, 2004. Inventario de Emisiones de Dioxinas y Furanos en el Ecuador, Proyecto GEF/2732-02-4456, Global Environmental Facility (GEF)/Ministerio del Ambiente del Ecuador- Programa Nacional Integrado para la Gestión Racional de las Sustancias Químicas, Quito.

Montaño Armijos Mariano, 2004a. APLICACIÓN DE LA SIMBIOSIS DIAZOTRÓFICA ENTRE AZOLLA Y ANABAENA COMO ABONO VERDE PARA EL CULTIVO DEL ARROZ EN EL LITORAL ECUATORIANO, Informe Técnico Final, Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL)/Instituto de Ciencias Químicas y Ambientales (ICQA), Ministerio de agricultura y ganadería/PROGRAMA DE MODERNIZACIÓN DE LOS SERVICIOS AGROPECUARIOS (MAG/PROMSA), Quito.

Montaño Armijos Mariano, 2001. Investigación de un Booster alimenticio y tratamiento alternativo (BATA) para camarones que contrarreste el desarrollo de la Mancha Blanca, No publicado, ESPOL, Guayaquil.

Montaño Armijos Mariano y Juan Carlos Navarro, 1996. Fatty acids of wild and cultured *Penaeus vannamei* larvae from Ecuador, *Aquaculture* 142 (1996) 259-268. ELSEVIER.

Montaño Armijos Mariano y Teófilo Sanfeliu Montolío, 2008. Ecosistema Guayas (Ecuador). Medio ambiente y Sostenibilidad. Introducción, *Revista Tecnológica ESPOL*, Vol. 21, N. 1, 1-6, Octubre, 2008. (http://www.erevistas.csic.es/ficha_articulo.php?url=oai_revista371:55&oai_iden=oai_revista371)

Montaño Armijos Mariano y Wilson Pozo, 2000. PROGRAMA DE EDUCACIÓN E INVESTIGACIÓN EN AGRICULTURA TROPICAL SOSTENIBLE APLICABLE A LAS CUENCAS RELACIONADAS CON EL RÍO GUAYAS Y EL GOLFO DE GUAYAQUIL, Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL), Universidad Estatal de Guayaquil (UG), Programa de Modernización de los Servicios Agropecuarios (PROMSA), Quito. Disponible en: <http://hdl.handle.net/123456789/13263>

Muñoz Heredia Edgar, 2006. NORMAS TECNICAS PARA EL ORDENAMIENTO DE LAS ACTIVIDADES TURISTICAS DE: BUCEO RECREATIVO, OBSERVACION DE BALLENAS Y DELFINES Y PESCA VIVENCIAL EN LA FAJA COSTERA CONTINENTALECUATORIANA, Ministerio del Ambiente del Ecuador, Quito. [Consultado 10 agosto 2010] Disponible en: <http://www.ambiente.gob.ec/userfiles/4402/Normas%20T%C3%A9cnicas%20Buceo%20Recreativo,%20Pesca%20Vivencial%20y%20Observ%20Ballenas%20y%20Delfines.pdf>

Navarro Juan Carlos, 1991. Comunicación personal, Informe de asesoría Proyecto IBN, IATS-CSIC, España.

Neill David A., Peter M. Jørgensen, 1999. Geografía, Pp. 8–13. En: P.M. Jørgensen & S. León-Yáñez (eds.). *Catalogue of the vascular plants of Ecuador*. Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard. 75. <http://www.mobot.org/mobot/research/ecuador/climatessp.shtml>

Núñez del Arco Eugenio, 2003. GEOLOGÍA DEL ECUADOR, Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL), Guayaquil.

Odum Howard T. and Jan E. Arding, 1991. EMERGENCY ANALYSIS OF SHRIMP MARICULTURE IN ECUADOR, Environmental Engineering Sciences And Center for Wetlands, University of Florida, USA.

Paz y Miño César, 2010. Luchando contra el cáncer, *El Telégrafo*, Guayaquil.

Paz y Miño César, 2010a. Metagenómica y microbioma, *El Telégrafo*, OPINIÓN, Guayaquil.

PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente), 2010. PNUMA ANUARIO 2010 AVANCES Y PROGRESOS CIENTÍFICOS EN NUESTRO CAMBIANTE MEDIO AMBIENTE, Panamá.

Pozo Wilson, Félix Hernández e Ignacio Morell, 2008. Delimitación de la Zona de Transición Costera en el Golfo de Guayaquil, Revista Tecnológica ESPOL, Vol. 21, N. 1, 7-15, Octubre, (Octubre, 2008).

Resabala Carola, 2008. Inventario Nacional de Mercurio y Productos que Contienen Mercurio Ecuador Ministerio del Ambiente-United Nations Institute for Training and Research (UNITAR), Quito, Disponible en: <http://hdl.handle.net/123456789/12231>.

Salazar Ledesma Mauricio, 2009. Planeación Estratégica. Sector Acuícola-Camaronero en el Ecuador 2009-2013. Global Consult, CORPEI, Guayaquil.

Sánchez Guerrero Manuel, 2010. El sector camaronero de Ecuador empieza a regularizarse [Consultado 1 septiembre 2010] Disponible en:http://www.elnuevoempresario.com/noticias_23167_el-sector-camaronero-de-ecuador-empieza-a-regularizarse.php, Consultado 01/09/2010

Sanfeliu Teófilo, 2009. INFORME DE ASESORÍA AL PROYECTO AZOLLA BANCO MUNDIAL DM 5381, Guayaquil. Disponible en: <http://hdl.handle.net/123456789/12232>

Sapiña Fernando, 2006. ¿Un futuro sostenible? El cambio global visto por un científico preocupado. PUV Publicaciones, Valencia-España.

Segovia Mónica y Alexandra Alvarado, 2010. Breve análisis de la sismicidad y del campo de esfuerzos en el Ecuador, GEOLOGÍA Y GEOFÍSICA MARINA Y TERRESTRE DEL ECUADOR, Guayaquil. [Consultado 20 agosto 2010] Disponible en: http://www.inocar.mil.ec/docs/libro_geologia/articulo9.pdf

Segura Ramón, Casimiro Javierre, Tomás de Flores, 2007. Los ácidos grasos omega-3 en la promoción de la salud y la prevención de las enfermedades crónicas (1ª parte: el sistema cardiovascular), Barcelona. Rev Esp Obes 2007; 5 (1): 39-59

SENPLADES, 2009. Plan nacional para el buen vivir 2009-2013, Quito, [Consultado 20/08/2010] Disponible en: <http://plan.senplades.gov.ec>

Sierra, R., F. Campos y J. Chamberlain. 1999. Áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad en el Ecuador continental: un estudio basado en la diversidad de ecosistemas y su ornitofauna. Ministerio de Medio Ambiente, Proyecto INEFAN/GEF-BIRF, EcoCiencia y Wildlife Conservation Society. Quito.

Soledispa Bolívar, 2003. La acelerada erosión de la playa del balneario Jambelí (Varios métodos para su regeneración), Acta Oceanográfica del Pacífico Vol. 12 2003 – 2004, Guayaquil. [Consultado 12 octubre 2010] Disponible en: http://www.inocar.mil.ec/ver_actas.php?ia=12&ta=O&a=1

Teece D., 1998. "Capturing Value from Knowledge Assets: the New Economy, Markets for Know-how, and Intangible Assets", *California Management Review*, vol. 40, pp. 55-79.

The Governments of the Northern Territory, Queensland and Western Australia, 2004. CO-OPERATIVE FRAMEWORK ON TROPICAL SCIENCE, KNOWLEDGE AND INNOVATION, www.tropicalfutures.nt.gov.au/index.cfm?contentid=11

Twilley Robert R., Robert R. Gottfried, Victor H. Rivera-Monroy, Wanqiao Zhang, Mariano Montaña Armijos and Alejandro Bodero, 1998. An approach and preliminary model of integrating ecological and economic constraints of environmental quality in the Guayas River Estuary, *Environmental Science & Policy Volume 1, Issue 4, November 1998*, Pages 271-288.

Twilley Robert R., Mariano Montaña Armijos, José M. Valdivieso, Alejandro Bodero, 1999. The Environmental Quality of Coastal Ecosystems en Ecuador: Implications for the Development of Integrated Mangrove and Shrimp Pond Management, *Mangrove Ecosystems in Tropical America* p. 199. EDITORES: Alejandro Yáñez-Arancibia y Ana Laura Lara-Domínguez. 1999 Coedición entre el Instituto de Ecología, A.C. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) del U.S. Department of Commerce y la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). ISBN 968-7863-57-9.

Vera Robert, 2010. Comunicación personal, BIOFERTI S.A., Guayaquil.

Winckfll Alain, 1997. Los grandes rasgos del relieve en el Ecuador en los paisajes naturales del Ecuador, CEDIG, Quito. [Consultado 8 septiembre 2010] Disponible en: http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/doc34-07/010022380.pdf

Yáñez-Arancibia Alejandro, Robert R. Twilley y Ana Laura Lara Domínguez, 1998. LOS ECOSISTEMAS DE MANGLAR FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO GLOBAL, *Madera y Bosques*, otoño, año/vol. 4, número 002, pp. 3-19, Instituto de Ecología A.C., Xalapa, México.

Ynduráin Francisco José, 2001. *Electrones, neutrinos y quarks. La física de partículas ante el nuevo milenio*, Editorial Crítica, Colección Drakontos. Barcelona.

6. Anexos

Ecosistema Guayas (Ecuador): Recursos, Medio Ambiente y Sostenibilidad en la perspectiva de Conocimiento Tropical

6.1. Ecosistema Guayas (Ecuador). Medio ambiente y Sostenibilidad. Introducción

Revista Tecnológica ESPOL, Vol. 21, N. 1, 1-6, (Octubre, 2008)

Mariano Montaña Armijos¹, Teófilo Sanfeliu Montolío²
Instituto de Ciencias Químicas y Ambientales (ICQA)¹
Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL)¹
Km 30.5 vía Perimetral, PO 09-01-5863, Guayaquil, Ecuador¹
Universitat Jaume I (UJI) Departament de Ciències Agràries i del Medi Natural²
Av. Vicent Sos Baynat, s/n, E-12071 Castelló de la Plana²
mmontano@espol.edu.ec¹, ecosistemaguayas@gmail.com¹, sanfeliu@camn.uji.es²

Resumen

ECOSISTEMA GUAYAS (EG) es el representativo ámbito tropical que abarca el Golfo de Guayaquil y las cuencas hidrográficas relacionadas, destacando en este ambiente, el Golfo de Guayaquil, la Cuenca del Río Guayas, el Estuario del Río Guayas y la ciudad de Guayaquil. Este ecosistema alberga al 45 % de la población nacional, articula 13 provincias y 107 municipios. El Golfo de Guayaquil (GG) es la zona de drenaje de las cuencas hidrográficas. Se comunica con el Estuario de Río Guayas a través de los canales de Jambelí y del Morro, al oriente y occidente de la Isla Puná. Su profundidad fluctúa entre 20 y 180 m y al pie del talud continental se localiza una fosa que alcanza unos 4 000 m. El Estuario del Río Guayas (ERG) comienza en la Isla Puná y se extiende hasta donde llega el influjo de la marea y la salinidad, es decir, hasta unos 200 km dentro del continente por los ríos Babahoyo y Daule. La Cuenca del Río Guayas (CRG) está constituida por una vasta zona geográfica de 34 000 km² que capta el sistema fluvial que conforman los ríos Daule, Vinces y Babahoyo. Guayaquil es la ciudad más populosa del Ecuador, a más de capital económica, industrial y comercial. Ubicada en el segmento común del ERG y de la CRG, incorpora una variedad de cuestiones referidas a recursos naturales, medio ambiente, ciencias, artes, ingeniería y tecnología, que le confieren una incomparable ventaja estructural y coyuntural de cara a revisar en este sitio los temas de medio ambiente y sostenibilidad.

Palabras Clave: ECOSISTEMA GUAYAS, Golfo, estuario, medio ambiente, sostenibilidad

Abstract

Guayas Ecosystem (GE) is the representative tropical area which covers the Gulf of Guayaquil and related watersheds, highlighting in this environment, the Gulf of Guayaquil, the Guayas River Basin, the Guayas River Estuary and the city of Guayaquil. This ecosystem is home to 42 % of the national population, articulates 12 provinces and 88 municipalities. The Gulf of Guayaquil (GG) is the area of drainage of the hydrographic basins. It communicates with the Guayas River estuary across Jambelí and del Morro channels, east and west of the Puná island. Its depth varies between 20 and 180 m, at the foot of the continental slope is located a mass grave which reaches about 4 000 m. The Guayas River Estuary (ERG) begins on the Puná Island and extends as far as the influence of the tide and salinity, which ends about 200 km within the continent, by rivers and Daule Babahoyo. The Guayas River Basin (GRB) comprises a vast geographical area 34 000 km² river system that captures the rivers that form Daule, Vinces and Babahoyo. Guayaquil is a populous city of Ecuador, more than economic, industrial and commercial capital. Located in the segment's common ERG and the CRG, incorporates a variety of issues relating to natural resources, environment, science, arts, engineering and technology, which gives it an unparalleled advantage of structural and cyclical side to revise this site environmental issues and sustainability.

Keywords: Guayas Ecosystem (GE), Gulf, Estuary, environment, sustainability.

1. Ubicación, representación y significado

ECOSISTEMA GUAYAS (EG) es el representativo ámbito tropical situado entre los paralelos 0° 6' y 3° 59' sur y entre los meridianos 78° 42' y 81°00'30'' oeste (Figura 1), que abarca el Golfo de Guayaquil (13 701 km² [1]) y 24 cuencas hidrográficas, en una extensión de 87 874 km² que representa alrededor del 34 % del territorio del Ecuador. Las cuencas hidrográficas abarcan un área total de 53 299 km² y drenan un caudal total de 1 654.50 m³/s (Tabla 1). En otra perspectiva, destacan en este ambiente, el Golfo de Guayaquil, la Cuenca del Río Guayas, el Estuario del Río Guayas y la ciudad de Guayaquil.

Tabla 1. Ecosistema Guayas. Hidrología [1]

Cuenca del río	Caudal (m ³ /s)	Área (km ²)
Salado	0.26	382
La Seca	0.12	67
Zapotal	5.07	1 091
Morro		765
Daular		1 005
Chongón		670
Guayas	1156.87	32 130
Taura	69.26	1890
Chrutute	2.13	402
Cañar	83.51	2486
Naranjal	8.13	599
San Pablo	5.97	293
Jagua	13.10	346
Balao	26.12	733
Gala	25.25	465
Tenguel	6.51	215
Siete	2.99	121
Pagua	9.12	218
Jubones	73.28	4 285
Motuche	1.82	106
Santa Rosa	18.61	724
Arenillas	13.97	458
Zarumilla	16.11	938
Puyango [2]	116.30	2 910
Total	1 654.50	53 299

En este ecosistema habitan 5 919 544 personas, representando el 42 % de la población nacional, y se asientan 16 ciudades de 29 que tienen más de 50 000 hb [3, 4]. EG articula 13 provincias del Ecuador incluyendo Azuay, Bolívar, Cañar, Chimborazo, Cotopaxi, El Oro, Guayas, Loja, Los Ríos, Manabí, Santa Elena, Santo Domingo de los Tsáchilas, Tungurahua, que comprenden 107 municipios: 24 de Mayo, Alausí, Alfredo

Baquerizo Moreno (Jujan), Ambato, Arenillas, Atahualpa, Baba, Babahoyo, Balao, Balsas, Balzar, Bolívar, Buena Fe, Caluma, Camilo Ponce Enríquez, Cañar, Catamayo, Chaguarpamba, Chilla, Chillanes, Chimbo, Chone, Chunchi, Colimes, Colta, Cuenca, Cumandá, Daule, Durán, Echeandía, El Carmen, El Empalme, El Guabo, El Tambo, El Triunfo, Flavio Alfaro, Girón, Gral. Elizalde (Bucay), Guamote, Guaranda, Guayaquil, Huaquillas, Isidro Ayora, Jipijapa, La Libertad, La Maná, La Troncal, Las Lajas, Las Naves, Loja, Lomas de Sargentillo, Machala, Marcabellí, Marcelino Maridueña, Milagro, Mocache, Montalvo, Nabón, Naranjal, Naranjito, Nobol, Olmedo, Olmedo-Puca, Oña, Paján, Palenque, Palestina, Pallatanga, Paltas, Pangua, Pasaje, Pedro Carbo, Pichincha, Pindal, Piñas, Playas, Portovelo, Pucará, Pueblo Viejo, Pujilí, Puyango, Quevedo, Quinsaloma, Riobamba, Salinas, Samborondón, San Fernando, San Miguel, Santa Ana, Santa Elena, Santa Isabel, Santa Lucía, Santa Rosa, Saraguro, Sigchos, Sigsig, Simón Bolívar, Sto. Domingo, Suscal, Urbina Jado (Salitre), Urdaneta, Valencia, Ventanas, Vinces, Yaguachi, Zapotillo y Zaruma



Figura 1. Ecosistema Guayas

Una gran parte del desarrollo del Ecuador se cimienta en el EG, a través de la agricultura, ganadería, acuicultura, pesca, turismo, minería, navegación y asentos poblacionales. En el primer semestre del año 2008 la exportación del Ecuador de productos primarios excluyendo

petróleo se cifró en 1 893.11 millones de dólares [5]. La contribución del EG a la producción primaria comprende arroz 93 %, caña de azúcar 90 %, maíz duro 90 %, camarón 84 %, banano 75 %, palma africana 70 %, cacao 60 %, pesca 57 %, café 55 % y ganado 40 % en el sector agropecuario [6] y oro 60 % en el sector minero [7].

El sistema portuario del Ecosistema Guayas, representado por las autoridades portuarias de Guayaquil y de Puerto Bolívar, y 16 Terminales Portuarios Privados, en el año 2006 movió 12 526 272 t significando el 89 % de la carga de exportación e importación nacional, fuera de petróleo [8].

Debido a su excepcional posición planetaria, extensión, producción, población, recursos naturales y megadiversidad, el EG constituye una zona potencial de elevado interés para el país y para la comunidad internacional. Los ecosistemas se consideran las unidades básicas de la ecología, como los átomos en química o las células en biología. En el plano nacional, la existencia del EG, abre insospechadas oportunidades al conocimiento inmediato y útil del medio ambiente, en el marco de los ciclos biogeoquímicos y hasta económicos y sociales, estableciendo además, propuestas propias y creativas en el tema de la sostenibilidad, lo que activará nuevos caminos y alternativas en los terrenos académico, productivo y político.

El Ecosistema Guayas exhibe particularidades únicas en el mundo, como son: su estratégica posición longitudinal, latitudinal y de eje magnético en el planeta; una escala completa de alturas que va desde el techo de la tierra, la cima del Chimborazo de 6 310 msnm, hasta profundidades imponentes en el Océano Pacífico; una mega biodiversidad; una zona estuarina, del Río Guayas, de gran valor; y, producción representativa a nivel mundial de banano, cacao de aroma, maracuyá, tagua y camarón.

La variedad de recursos naturales y la productividad de este ecosistema constituyen los elementos de base del desarrollo del sistema socio económico, aunque los procesos de extracción, transformación y utilización de productos generan inevitables residuos que retornan al ecosistema y lo deterioran. En este sentido, aquí se plantean los retos de la humanidad actual, consistentes en promover un modo armónico de desarrollo económico, equidad social y sostenibilidad ambiental.

Muchas frutas exóticas, así como especies vegetales medicinales y de todo tipo así como especies animales únicas de la tierra se encuentran aquí en peligro de desaparecer por

falta de inversión e incentivos para su estudio y por el deterioro del medio ambiente, lo que acarrearía incalculables pérdidas ecológicas, económicas y sociales a escala de toda la humanidad.

2. Ambientes destacados

2.1. Golfo de Guayaquil

El Golfo de Guayaquil (GG) es la zona de drenaje de las cuencas hidrogáficas indicadas (Tabla 1). Entre el continente, el meridiano 81°00'30'' oeste y el paralelo 03°23'33.96'' sur, abarca una extensión de 13 711 km². Los canales de Jambelí y del Morro, al oriente y occidente de la Isla Puná, comunican el Golfo de Guayaquil con el Estuario de Río Guayas. Otra isla pequeña, Santa Clara, es un excepcional Refugio de Vida Silvestre con un elevado valor natural, cultural y científico.

El Golfo de Guayaquil es zona de la mayor producción de pesca artesanal e industrial del Ecuador.

La profundidad de la masa acuática del GG en la plataforma continental va desde 180 m en el borde occidental hasta menos de 20 en la parte interior. Los canales de Jambelí y del Morro tienen una profundidad máxima de 22 y 56 m respectivamente. Frente al GG se produce una fosa al pie del talud continental que alcanza unos 4 000 m de profundidad y es continuación de la fosa Perú Chile [9].

En la actualidad la compañía Energy Developmet Company (EDC) explota el gas natural que se entrega a la operadora de termogeneración Machala Power de la ciudad de Machala.

2.2. Estuario del Río Guayas

El Estuario del Río Guayas (ERG) comienza en la Isla Puná y se extiende hasta donde llega el influjo de la marea y la salinidad, es decir, hasta unos 100 km dentro del continente por los ríos Babahoyo y Daule. Este enorme espectro medio ambiental, mezcla de agua, tierra, vegetación, fauna y paisaje, se encuentra a la espera del desarrollo y aplicaciones de todas las ramas del conocimiento y la ingeniería.

Los estuarios constituyen los ecosistemas de más alta productividad de la Tierra, lo que representa unas 20 000 kcal/m²/año, superando la productividad de monocultivos altamente tecnificados, como caña de azúcar o maíz [10]. Los estuarios tienen la desventaja de ser

elevadamente frágiles. El mismo mecanismo positivo de trampa de nutrientes, se convierte del lado contrario en trampa de contaminantes a causa de los vertidos residuales de los municipios, la industria, la agricultura, la minería y la acuicultura.

Alrededor del 15 % de las costas del mundo están constituidas por ambientes estuarinos en los que se produce una intensa y variada actividad humana. Su riqueza en peces, moluscos y crustáceos da cabida a la pesquería artesanal e industrial de un país [11].

La determinación de la importancia de estos ecosistemas así como la de su vulnerabilidad requiere de un intenso y multidisciplinario trabajo destinado a conocer la estructura y funcionamiento, que permita su prudente manejo. Aunque por alrededor de cuatro décadas se han realizado estudios sobre el Estuario del Río Guayas, la mayor parte de esta información resta por procesar, integrar y divulgar. De otro lado la necesidad de nuevos enfoques, en los terrenos de las ciencias básicas, la ingeniería y la economía, permitirá situar de mejor manera la cuestión del manejo de este ecosistema.

2.3. Cuenca del Río Guayas

La Cuenca del Río Guayas (CRG) está constituida por el área de captaciones del sistema fluvial que conforman los ríos Daule, Vines y Babahoyo con sus respectivos afluentes, los cuales conforman, al norte de la ciudad de Guayaquil, un colector único, el Río Guayas, que descarga anualmente unos 30 mil millones de metros cúbicos de agua, luego de drenar una vasta zona geográfica de 34 000 km². La abundante disponibilidad del recurso agua llega 8 847 m³/hb/año, siendo superior a la media mundial de 6 783 m³/hb/año [12].

Esta cuenca abriga extensos desarrollos socio económicos, que llevan aparejados una serie de problemas, como el vaciado de efluentes domésticos e industriales sin tratamiento a los ríos, la falta de recolección de residuos sólidos o su disposición no controlada, la aplicación indiscriminada de plaguicidas y fertilizantes a los cultivos, la quema de residuos agrícolas y forestales y la elevada vulnerabilidad a desastres.

El Río Guayas, arteria hidrográfica principal del EG, en una memorable conferencia, fue llamado Nilo del Pacífico, por la variedad de semejanzas a ese mítico cauce [13].

2.3. Ciudad de Guayaquil

Guayaquil es asiento de 2 213 030 ciudadanos [3], tanto nacidos en la ciudad como provenientes de todas las regiones del país. Es la ciudad más populosa del Ecuador, a más de capital económica, industrial y comercial (Figura 2). Ubicada en el centro geográfico del Ecosistema Guayas, en el segmento común del ERG y de la CRG, incorpora una variedad de cuestiones referidas a recursos naturales, medio ambiente, ciencias, artes, ingeniería y tecnología, que le confieren una incomparable ventaja estructural de ciudad. En esta perspectiva y ante un nuevo dimensionamiento de las ciencias, basado en los recursos naturales [14], Guayaquil está llamado a convertirse en centro especial de desarrollo.

Como ecosistema urbano incluye principalmente los subsistemas doméstico, industrial, portuario, comercial y de transporte. Cada uno de ellos se articula a los demás aunque mantiene su propia estructura y funcionamiento. Otros asuntos respecto al sistema poblacional, los desechos, la contaminación del agua, del suelo y del aire constituyen importantes temas a incluirse en un planteamiento global.



Figura 2. Guayaquil en la riberia del Río Guayas

3. Medio ambiente

Medio ambiente remite a esta fecha 28 700 000 citas en el buscador Google lo mismo que 593 millones de environment. Esto denota el nivel de importancia del medio ambiente, si se compara incluso con otras preocupaciones de la humanidad como peace (paz) o freedom (libertad) con 349 y 304 millones de citas respectivamente.

El concepto medio ambiente ha ido cambiando desde la idea relacionada de manera limitada al hogar o el sitio de trabajo, en 1950,

hasta abarcar en la actualidad preocupaciones ecológicas, económicas, estéticas y éticas [15].

El medio ambiente se define como el sistema global constituido por elementos naturales y artificiales, físicos, químicos o biológicos, en permanente modificación por la naturaleza o la acción humana, que rige el desarrollo y la vida en sus diversas manifestaciones; es decir, es todo para el ser humano, o todo aquello que influye o es influido por él [12].

A medida que la ciencia medio ambiental gana día a día rápido terreno, requiere al mismo tiempo de frecuentes replanteamientos. El medio ambiente se configura, resulta o se establece en la naturaleza de una incesante interrelación de los sistemas físico, químico, biológico y socioeconómico. La humanidad en su evolución fue desarrollando conocimientos o ciencia en el orden que los requería, comenzando con las matemáticas. Para el siglo XVIII la física había llegado a su mayoría de edad. La química le siguió a finales del XIX y principios del XX. La biología y la economía no concluyen aún su ascenso. En esta evolución aparece finalmente la ciencia del medio ambiente o ecología teniendo como bases las áreas precedentes del conocimiento y revistiendo natural amplitud, profundidad y exigencia. Los asuntos medio ambientales implican una fenomenología tan compleja que su explicación, resolución y manejo requiere aportes de matemáticas, física, química, termodinámica, geología, biología, geografía, ingeniería, antropología, sociología y economía, entre otras.

El medio ambiente en el EG reviste una especial connotación, por tratarse de un medio ambiente referencial. El grado de bienestar actual de la población humana establece las categorías de países desarrollados y países en desarrollo. Los 28 países clasificados como desarrollados se encuentran en las zonas templadas de la tierra. La franja tropical del planeta constituye territorio exclusivo de países en desarrollo. De 6 669 946 266 habitantes de la tierra, 3 009 019 000 viven en los trópicos, constituyendo el 49 % de la población mundial. Esto por su lado representa una motivación especial al trabajo por desarrollar.

4. Sostenibilidad

El término sostenibilidad fue acuñado por la comisión Brundtland en la siguiente definición: «El desarrollo sostenible es el desarrollo que satisface las necesidades de la generación presente, sin comprometer la capacidad de las

generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades” [16]. Este concepto a decir de Naredo [17] entraña una contradicción o al menos cierto halo de ambigüedad ya que no se precisa su contenido ni el modo de llevarlo a la práctica, sirviendo para mantener en los países industrializados la fe en el crecimiento y haciendo las veces de burladero para escapar a la problemática ecológica y a las connotaciones éticas que tal crecimiento conlleva.

En este sentido coincidiendo con los conceptos e Novo [18], tal vez lo único que sabemos es que no se trata de una meta a alcanzar, sino de una forma de viajar, enfatizando más los procesos que los productos. En este intento, para que nuestra tarea resulte verdaderamente innovadora y sostenible, cabe considerar que cada persona y cada comunidad ha de recorrer sus propios caminos, utilizar sus propios instrumentos, descubrir sus dificultades y hallazgos, y que ello requiere el imprescindible respeto a la diversidad como soporte de la sostenibilidad.

Por estas razones, ECOSISTEMA GUAYAS es de nuevo una propuesta que tiene plena justificación para un trabajo aquí y ahora, que permita encontrar pistas de acción desde los trópicos en muchos terrenos incluyendo la sostenibilidad.

Referencias

- [1] CAAM (Comisión Asesora Ambiental) 1996, *Desarrollo y problemática ambiental del área del Golfo de Guayaquil*, CREARIMAGEN, Quito.
- [2] Puño Lecarnaqué Napoleón, 2005, *ANÁLISIS SITUACIÓN DE LA CUENCA DEL RIO TUMBES*, [Consultado 7 de septiembre de 2008]. Disponible en www.lamolina.edu.pe/pruebas1/bibliofia/Te sis/2005/T0801.htm - 7k -
- [3] Helders Stefan 2008, mayo 01. *Ecuador: Las ciudades más grandes con estadísticas de población*. [Consultado 31 de mayo de 2008]. Disponible en <http://www.world-gazetteer.com>
- [4] AME (Asociación de Municipalidades Ecuatorianas) 2008, *Municipios del Ecuador*, Quito- Ecuador, [Consultado 1 junio 2008]. Disponible en www.ame.gov.ec
- [5] BCE (Banco Central del Ecuador) 2008. *Cifras económicas del Ecuador. Julio-*

- 2008, Quito- Ecuador, [Consultado 7 septiembre 2008]. Disponible en www.bce.fin.ec/docs.php?path=/documentos/Estadisticas
- [6] SICA-MAGAP (SERVICIO DE INFORMACIÓN Y CENSO AGROPECUARIO-MINISTERIO DE AGRICULTURA GANADERÍA, ACUACULTURA Y PESCA DEL ECUADOR) 2008, *Cadenas Agroindustriales* [Consultado 1 junio 2008]. Disponible en www.sica.gov.ec.
- [7] DINAMI (DIRECCION NACIONAL DE MINERIA) 2008, *Estadísticas: Producción nacional minera reportada*, Ministerio de Minas y Petróleos, Quito, [Consultado 10 marzo 2008] Disponible en: <http://www.menergia.gov.ec/secciones/mineria/DinamiEstadisticas.html>
- [8] APMANTA (Autoridad Portuaria de Manta) 2008, ESTADISTICAS DE CARGA DE PUERTOS PUBLICOS ECUATORIANOS - EN TONELADAS, [Consultado 14 septiembre 2008] Disponible en: <http://www.apmanta.gov.ec/descargas/20060115estadisticas%20Contenedores%20Puertos%20Ecuatorianos.pdf>
- [9] CAAM (Comisión Asesora Ambiental) 1996, *Sistemas biofísicos en el Golfo de Guayaquil*, CREARIMAGEN, Quito.
- [10] Odum Eugene P. 1963, *Ecology. Modern Biology Series*, Holt, Rinehart and Winston, New York.
- [11] Yáñez-Arancibia Alejandro 1986, *Ecología de la Zona Costera*, AGT Editor S.A., México, 1986.
- [12] ASOCIACION CAURA – FAGROMEN. LTDA 2001. *Plan Integral de Gestión Socio - Ambiental de la Cuenca del Río Guayas y la. Península de Santa Elena (PIGSA)*. CEDEGE, Guayaquil.
- [13] Hidalgo Juan 1994, *NILO DEL PACIFICO Y EL MEDIO AMBIENTE*. Seminario: EVALUACIÓN AMBIENTAL DE PROYECTOS DE CONTROL DE INUNDACIONES, CEDEGE, La Libertad.
- [14] Naredo José Manuel 1993, *Hacia una ciencia de los recursos naturales*, Siglo XXI de España Editores S.A., Madrid.
- [15] MacDonald Gordon J., 2008. Environment: Evolution of a Concept, INTERIM REPORT, IASA, IR-98-077/September
- [16] Brundtland, G.H. (1987) *Our common Future* Oxford, Oxford University Press. (Trad. en castellano, *Nuestro futuro común*, Madrid, Alianza Ed., 1988)
- [17] Naredo José Manuel 1996, *Sobre el origen, el uso y el contenido del término sostenible*, Disponible en: <http://habitat.aq.upm.es/select-sost/aa1.html>, Madrid (España).
- [18] Novo María, El desarrollo sostenible: sus implicaciones en los procesos de cambio [Consultado 14 septiembre 2008] Disponible en: www.revistapolis.cl/5/Novo5.pdf

Twilley, R. R., M. Montaña, J. M. Valdivieso and A. Boderó, 1999. The Environmental quality of coastal ecosystems in Ecuador: Implications for the development of integrated mangrove and shrimp pond management, p. 199-230. In: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (eds.). *Ecosistemas de Manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.

14

6.2. The Environmental Quality of Coastal Ecosystems in Ecuador: Implications for the Development of Integrated Mangrove and Shrimp Pond Management

*Robert R. Twilley*¹, *Mariano Montano Armijos*²,
*Jose Manuel Valdivieso*³, *Alejandro Boderó*⁴

¹ University of Southwestern Louisiana, Lafayette, LA 70503

² Escuela Superior Politecnica del Litoral, Guayaquil, Ecuador

³ Centro de Levantamientos Integrados de Recursos Naturales por Sensores Remotos, Ecuador

⁴ Proyecto de Manejo de Recursos Costeras, Guayaquil, Ecuador

Abstract

The shrimp farming industry in Ecuador, ranked second only to oil export revenue for the country, has suffered loss of production due to the lack of available post larvae ponds. The problems of the shrimp industry in Ecuador demonstrate the linkage of ecological processes of coastal ecosystems, with a variety of regional economic activities. In this chapter we described the ecological linkages between shrimp farming in Ecuador with the functions of mangroves to illustrate the importance of environmental quality to sustainable management of coastal resources. We present an integrated description of the diverse factors that contribute to environmental quality and how they influence the sustainability of the shrimp farm industry. In addition, we describe the potential negative feedbacks of shrimp ponds management on coastal resources, particularly mangroves and the potential deterioration of water and habitat quality of the coastal zone. Commercial shrimp operations have increased dramatically, rising to over 50,000 metric tons with value of 482 million dollars. By 1991, these were more than 150,000 ha of shrimp ponds.

One of the major limiting factors in the expansion and productivity of the shrimp farm industry is the availability of postlarvae, but data suggest that the optimum carrying capacity is about 60,000 ha of shrimp ponds. The influence of the shrimp farm industry on changes of land use patterns and utilization of estuarine waters had prompted concerns over possible negative impacts of this industry to habitat and water quality of coastal ecosystems. The most controversial issue related to the environmental quality of the coastal resources of Ecuador has been the exploitation of mangrove associated with the construction of shrimp ponds, most of which are located in the southern provinces of Guayas and El Oro. Initially most ponds were constructed in Salinas, but the construction moved the mangroves. The reduction of mangrove area from 1969 to 1991 was estimate at 42,285 ha or 20.8 % of the original 203,695 ha. While the national average of mangrove loss is about 21 %, the ranger for the four coastal provinces was from 12.8% for the Guayas province to 70.5% for Manabi.

The life cycle of shrimp involves use of the coasts, ocean, nearshore and estuarine areas. Shrimp farms operate by providing an artificial habitat to facilitate the post larvae shrimp development to adults, thus bypassing those stages of the life cycle that normally occur in the estuarine ecosystem. The natural system tends to recycle genetic stock between inshore and offshore waters, as dictated by the shrimp life cycle. Shrimp farming short circuits this process by serving as a sink of genetic resources of shrimp from the coastal zone. Environmental quality of coastal resources is influenced by inputs from upland watersheds, exchanges with the intertidal zone and oceanographic processes. Activities in the watershed include dams, urban expansion, agriculture and industrial discharge. These activities are leading to eutrophication and toxic release. The construction and operation of shrimp ponds leads to a number of environmental impacts because the habitat and water quality of estuaries is linked to a variety of ecological process in mangroves. These include functions that supply wild post larvae to grow out ponds, and water quality conditions that enhance the growth and survival of these juvenile shrimp. Habitat quality of mangroves in the estuary are lost when these forest are destroyed for the ponds constructions. Functions of mangroves such as nutrient sinks are also removed as a contribution to the water quality of the estuary. Mangroves also provide food for estuarine organisms and this function is lost when mangroves are destroyed. Water pumping in shrimp ponds utilizes significant amounts of estuarine water. For example, in the Guayas river estuary, the volume of pumping can be greater than the discharge of the river during low flow. The fishery of post larvae is non-selective and many others species are collected. The long term sustainability of the shrimp farming industry in Ecuador will require integrative approaches to the management of coastal zone resources. These management considerations not only include the interactions of the shrimp farming industry with estuarine and coastal ocean ecosystems, but also the land use activities in the upland watershed and urban centers. The ecosystem approach to the management of natural resources is essential since it integrates both the ecological processes of environmental systems together with the socioeconomic characteristics of regional development. Shrimp ponds management could minimize negative impacts on coastal ecosystems if mangroves are preserved to protect their contribution to the coastal zone environmental quality. The preservation and conservation of mangroves can be implemented either by delineating green belts or buffer strips surrounding waterways, or by establishment of large sanctuaries and conservation areas. The sustainable use of mangroves for production of timber products is also a form of mangrove conservation and utilization that acknowledges the importance of this resource to local economies. The contribution of excess nutrients from shrimp ponds to mangrove ecosystem would most likely enhance that contribution of these forested wetlands to habitat quality of estuaries.

Resumen

La industria del cultivo de camarón en el Ecuador, la segunda más importante del país sólo después del petróleo, ha sufrido de pérdida de producción debido a la carencia de postlarvas. En este capítulo se describen los enlaces ecológicos entre el cultivo del camarón y las funciones de los manglares para ilustrar la importancia de la calidad ambiental en el manejo sustentable de recursos costeros. Se presenta una descripción integrada de los factores que contribuyen a la calidad ambiental y cómo influyen en el mantenimiento de la industria. Además, se describen las retroalimentaciones negativas y potenciales del manejo de estanques de camarón sobre los recursos costeros particularmente manglares y el deterioro potencial de la calidad del agua y del hábitat en la zona costera. Las operaciones comerciales de camarón han aumentado dramáticamente, llegando a más de 50,000 ton con un valor de 482 millones de dólares. En 1991 había mas de 150,000 ha de estanques.

Uno de la mayores factores limitantes en la expansión y productividad de la industria camarónica es la disponibilidad de postlarvas, pero los datos sugieren que la capacidad óptima es alrededor de 60,000 ha de estanques de camarón. La influencia de la industria del camarón sobre cambios en el uso del suelo y utilización de aguas estuarinas ha despertado el interés sobre posibles impactos negativos a la calidad del hábitat y agua del ecosistema costero.

Inicialmente la mayoría de los estanques se construyeron en salinas, pero la construcción se extendió a manglares. La reducción del área de manglar de 1969 a 1991 se estimó en 42,285 ha (20.8%) de las originales 203,695 ha. Mientras el promedio nacional de pérdida de manglar es alrededor de 21%. El ciclo de vida del camarón involucra el uso del océano, costas y áreas estuarinas. Las granjas de camarón

proveen un hábitat artificial para facilitar el desarrollo de postlarvas de camarón a adultos, evitando las etapas del ciclo de vida que normalmente ocurren en el ecosistema estuarino, esto tiende a debilitar los recursos genéticos del camarón de la zona costera al limitar el intercambio genético entre comunidades. La calidad ambiental de los recursos costeros es influida por aportes desde tierras altas a la cuenca hidrológica, los intercambios con la zona intermareal y los procesos oceanográficos. Las actividades en la cuenca hidrológica incluyen diques, expansión urbana, agricultura y descargas industriales. Estas actividades producen eutroficación y liberación de tóxicos. La construcción y operación de estanques impacta al medioambiente porque la calidad del agua y del hábitat se vincula a una gran variedad de procesos ecológicos en los manglares. Estos incluyen funciones que abastecen postlarvas silvestres que crecen fuera de los estanques y condiciones de calidad de agua que mejoran el crecimiento y supervivencia de este camarón juvenil. La calidad del hábitat de los manglares en el estuario se pierde cuando estos bosques son destruidos para la construcción de estanques. La función de los manglares como trampas de nutrientes y la capacidad de proveer alimento a los organismos estuarinos es anulada provocando pérdida de la calidad de agua en el estuario. El bombeo de agua a los estanques puede llegar a utilizar cantidades importantes de agua estuarina, por ejemplo en el estuario fluvial de las Guayas el volumen de bombeo puede ser mayor que la descarga del río en temporada de poco flujo. La pesquería de postlarvas es no-selectiva y se capturan muchas otras especies. El mantenimiento a largo plazo del camarón que cultiva la industria en el Ecuador requerirá enfoques integradores a la gestión de recursos de la zona costera. Estas consideraciones no sólo incluirán las interacciones de la camaronicultura con el estuario, el océano y el ecosistema costero sino también las actividades terrestres en tierras altas, cuenca hidrológica y centros urbanos.

El enfoque del ecosistema para el manejo de recursos naturales es esencial ya que integra tanto los procesos ecológicos como las características socioeconómicas de desarrollo regional. La gestión de estanques para camaronicultura podría minimizar los impactos negativos sobre ecosistemas costeros; si los manglares se conservan para preservar su contribución a la calidad ambiental de la zona costera. La preservación y conservación de manglares puede implementarse tanto por cinturones verdes como por franjas de mitigación que circunden los canales como por el establecimiento de grandes santuarios y áreas de conservación. El uso sustentable de manglares para la explotación maderera es también un tipo de utilización y conservación del manglar que reconoce la importancia de este recurso en las economías locales. El aporte de exceso de nutrientes de los estanques al ecosistema de manglar probablemente mejoraría su productividad y potencialmente la contribución de estos bosques pantanosos a la calidad de hábitat de los estuarios.

Introduction

In August 1986, a workshop was organized in Guayaquil to evaluate the decline of the shrimp farming industry in Ecuador (Olsen and Arriaga 1989). The industry, ranked second only to oil in export revenue for the country, had recently suffered loss of production due to the lack of available post larvae for ponds. Total production and export of shrimp were down in 1984, and during 1985 only half of the 75,000 ha of shrimp ponds constructed in the coastal provinces were in operation. Several factors had been associated with the decline in post larvae in the estuaries along the coast of Ecuador including lower water temperatures (back to normal temperatures following an El Niño event), loss of mangrove habitat, decline in water quality (increased occurrence of red tide, pesticides, and heavy metals), and to indiscriminate over fishing of available wild stocks. From 1980 to 1987 nearly 15,000 ha of ponds were authorized for construction annually increasing the total to 150,000 ha by 1991; and most of these ponds had been constructed in the intertidal zone. There was immediate concern that the unregulated growth of this industry had destroyed the ecological processes of coastal ecosystems, which threatened the sustainability of shrimp farming in Ecuador. Most of the concern was centered around the loss of ecological functions of mangroves, which is attributed to maintaining habitat and water quality of coastal ecosystems. The lack of recruitment and survival of wild post larvae demonstrated the susceptibility of this industry to the environmental quality of the coastal zone of Ecuador.

The problems of the shrimp farm industry in Ecuador demonstrate the ecological linkages of coastal ecosystems with a variety of regional economic activities (Fig. 1). The economic uses and values of mangroves depend on the ecological functions of mangroves. These functions are constrained by the environmental setting or forcing functions of the coastal zone (see Twilley and Day, Chapter 10 this

volume). The multiproduct functions of mangrove ecosystems are attributed to the diverse ecological processes that they support in the estuary including primary productivity, detritus export, refugia, sedimentation, and nutrient cycling (Fig. 1). These ecological processes result in the functions of mangroves in providing habitat and water quality, and shoreline stabilization. The uses and values of mangroves in any coastal region depend on the nature of these functions, together with the cultural and economic conditions of the region.

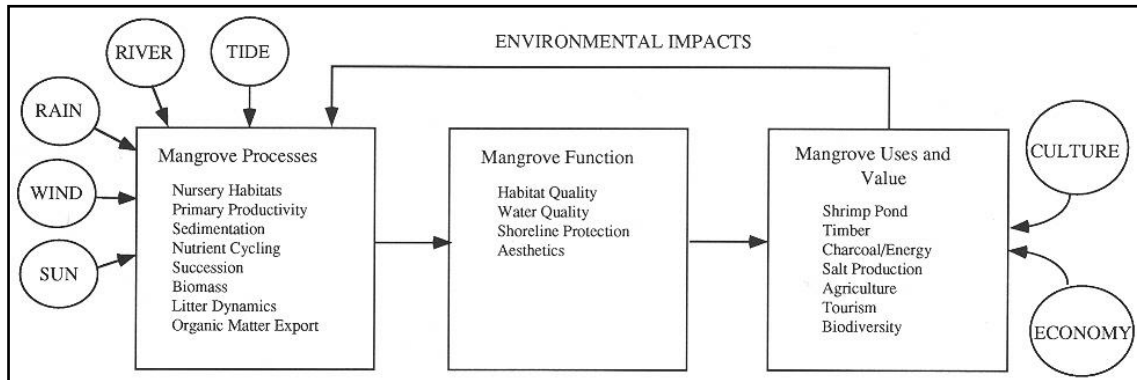


Figure 1. Diagram of the linkages among the environmental setting, ecological processes, functions, and uses of mangrove ecosystems

Economic activities either in the coastal zone or in upland watersheds that are linked by rivers to the coast can also have feedback effects on the ecological processes of coastal ecosystems (Fig. 1). This is an important concept whereby the use of ecosystems by humans can influence the capacity of natural resources to provide ecological functions. Analyses of the ecological and economic linkages of coastal resources must use a multiproduct function approach that requires a holistic perspective of the opportunity costs of different management scenarios (Gottfried, 1992). In this chapter we plan to describe the ecological linkages between shrimp farming industry in Ecuador with the functions of mangroves to illustrate the importance of environmental quality to sustainable management of coastal resources. The multiproduct approach to analysis of coastal ecosystems also must include the impacts of upland and offshore linkages to the coastal zone. The controversy in coastal resource management of Ecuador centers around the relative impacts of pond construction and management as negative feedback to the ecological processes of mangroves and estuarine ecosystems. The success of developing management plans for the coastal zone depends on the ability to identify the properties that determine the environmental quality of coastal ecosystems in Ecuador, and how shrimp pond management influence these linkages (Fig. 1).

The many complex interactions of human and natural resources in the coastal zone of Ecuador underscore the problems with interfacing the shrimp farm industry with coastal ecosystems. Environmental quality of the coastal zone of Ecuador is influenced by unique coastal processes along with a variety of intertidal and upland land uses (Fig. 2). The estuarine resources of Ecuador are strongly influenced by inland watersheds that control freshwater discharge, sediment input, and transport of chemicals from various land use practices in the river basin. The coupling of the estuary with the intertidal zone is enhanced by 3-5 m tides that link the exchange of sediments, nutrients, detritus and organisms with mangrove ecosystems (Fig. 2).

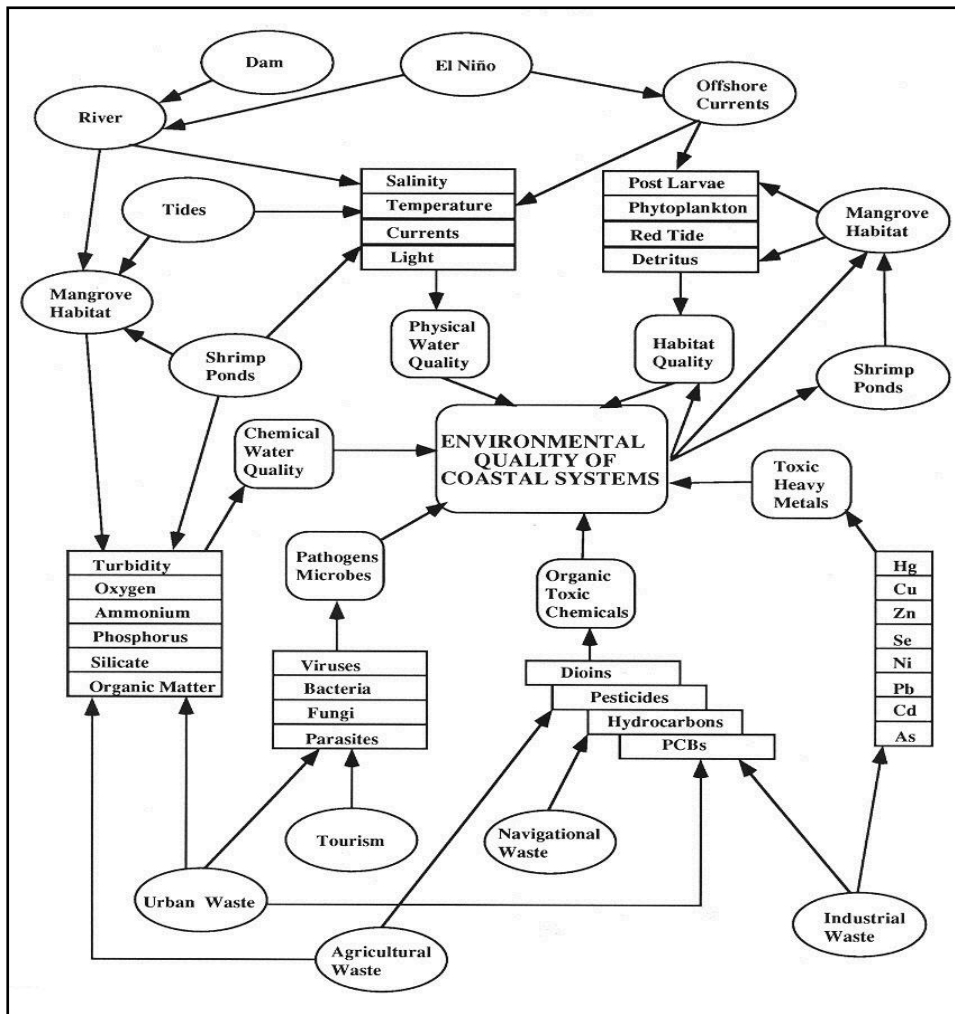


Figure 2. The complex interactions of coastal processes and upland land use that determine the environmental quality of coastal resources of Ecuador

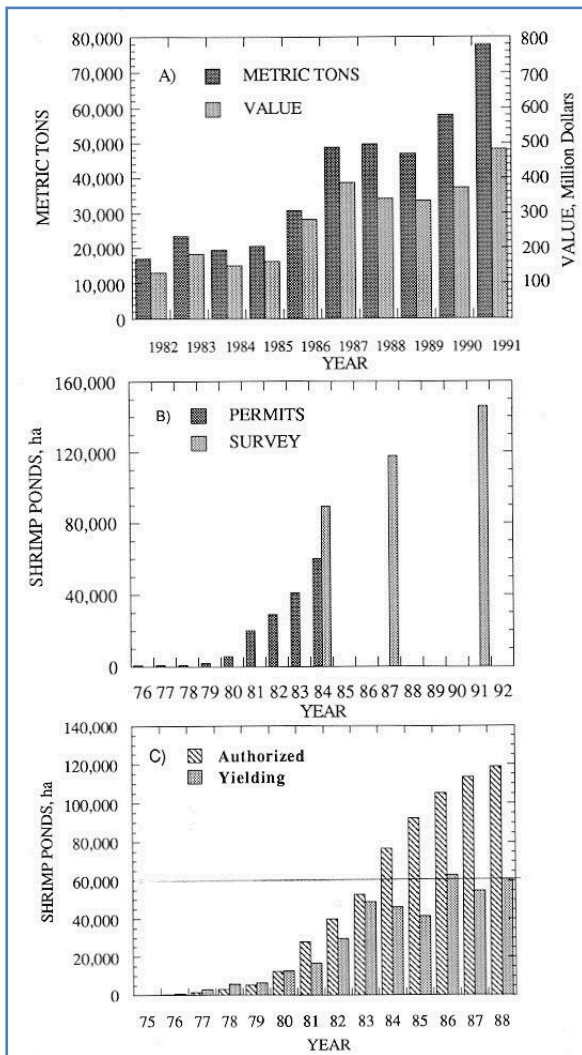
Offshore processes are strongly influenced by El Niño events that control offshore water temperatures and inland precipitation (and thus river discharge). Water temperatures and salinity of the coastal zone are important environmental signals that trigger the recruitment of various biological resources, such as shrimp. This chapter will include discussions of these resources and land uses, and the utilization of offshore and estuarine habitats, to describe the complex nature of environmental quality in the coastal ecosystems of Ecuador. Our objective is to present an integrated description of the diverse factors that contribute to the environmental quality, and how they influence the sustainability of the shrimp farm industry. In addition, we will describe the potential negative feedback of shrimp pond management on coastal resources, particularly mangroves, and the potential deterioration of water and habitat quality of the coastal zone.

Shrimp Farming Industry

The first commercial shrimp operations in Ecuador began in 1969 (Siddall *et al.*, 1985), nearly 400 years following the Incas practice of closing off lagoons which were temporarily flooded with seawater and penaeid shrimp larvae. Ecuadorian farmed shrimp production rose dramatically from 1979 to 1984 and by 1989, shrimp ponds produced over 50,000 metric tons while production from the trawl industry remained at 7,500 metric tons (Fig. 3A). The value of production from shrimp ponds increased from \$56.9 to \$287.9 million US dollars from 1980 to 1986 (Fig. 3A). The export value of the 1991 crop increased to \$482 million US dollars, ranked second only to petroleum as an export commodity for Ecuador (Olsen and Arriaga, 1989; Aiken, 1990). The cash generated by this mariculture activity is more

important to the economy of Ecuador than bananas and cacao combined, and twice as important as coffee (Aiken 1990). The tremendous growth of this industry has made Ecuador the second leading farm shrimp producer in the world providing nearly 16% of the world market (McPadden, 1985). Nearly all of this market is consumed in the United States.

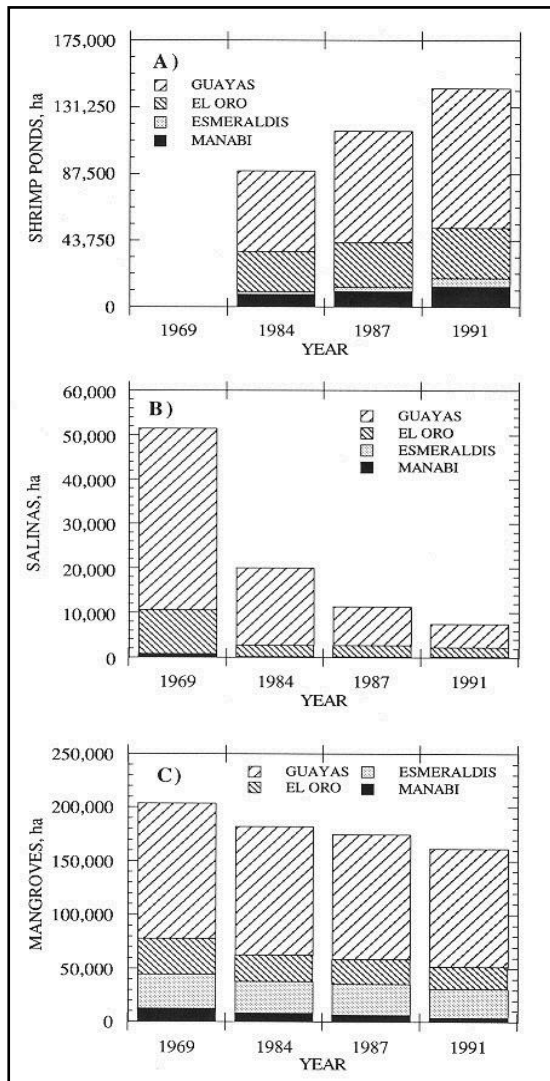
The expansion of the shrimp industry in Ecuador is best exhibited by the increase in the construction of shrimp ponds (Fig. 3B). The construction of shrimp ponds averaged nearly 14,000 ha annually from 1980 to 1991 resulting in a total area of over 150,000 ha by 1991 (Fig. 3B). Nearly all of these ponds were constructed in the intertidal zone, with most of the initial sites located in the upper zone or salinas. As these zones disappeared, more of the construction was located in the forested intertidal vegetation, or



mangroves. The expansion of the farmed shrimp industry has been largely confined to the two southern coastal provinces of Guayas and El Oro (Fig. 4). A survey from CLIRSEN (1992) cites that the southern provinces of El Oro and Guayas have 127,130 ha or 87% of the total area of shrimp ponds which are constructed in the intertidal zone (Fig. 4). This coastal zone region maintains an extensive area of intertidal communities including nearly 83% of all mangroves in Ecuador (Fig. 4). Thus the rate of pond construction and the impacts of this land use change on estuarine ecosystems in this region became the central focus of concern for the environmental quality of the coastal zone of Ecuador.

Figure 3.A). Productivity of the shrimp pond industry from 1982 to 1991 based on US dollars and mass of shrimp sold per year. **B)** Index of the rate of shrimp pond construction in Ecuador based on permits issued by the Ministry of Agriculture, compared with direct delineation of shrimp pond area using remote sensing (1983, 1987 and 1991). **C)** Areas of shrimp ponds authorized for operation and estimates of the actual areas of shrimp ponds in production from 1975 to 1988 according to Espinoza (1989)

ponds have been in operation (Fig. 3C). In the initial stages of the development of this industry, nearly all the ponds constructed were in operation up to 1983. From 1983 to 1985, the area of ponds increased from about 60,000 to 100,000 ha, but the area of ponds in operation actually decreased to about 50,000 ha. The abundant supply of post larvae during the El Niño event of 1983, along with available capital, created an excessive demand for construction of shrimp ponds from 1985 to 1987. However, the natural supply of post larvae during the more normal years of recruitment could not supply the existing ponds, resulting in decline in pond operation. The fluctuation in the available PL during other El Niño events suggests that the optimum carrying capacity of the natural system is about 60,000 ha of shrimp ponds (Fig. 3C). The difference between ponds constructed and those in operation has placed a major emphasis to find alternatives to natural post larvae, with major emphasis on production of additional post larvae with hatcheries.



The influence of the shrimp farm industry on changes in land use patterns and utilization of estuarine waters have prompted concerns over possible negative impacts of this industry to habitat and water quality of coastal ecosystems. Several factors have been associated with the decline in post larvae in the estuaries along the coast of Ecuador including lower water temperatures (back to normal temperatures following an El Niño event), loss of mangrove habitat, decline in water quality (including increased occurrence of red tide, pesticides and heavy metals), and/or to indiscriminate over fishing of available wild stocks. Changes in the environmental quality of coastal ecosystems may in turn reduce the sustainability of the shrimp farm industry.

Figure 4. Land use changes in the intertidal zone of the four coastal provinces of Ecuador from 1969 to 1991 including **A)** shrimp ponds, **B)** salinas (high salinity intertidal regions void of vegetation), and **C)** mangroves

Existing information suggests that the production in shrimp ponds has decreased from 1,600 to 250 kg of shrimp $ha^{-1} yr^{-1}$ over the last several years, though stocking rates have been maintained at about 65,000 PL ha^{-1} per harvest. Mortality rates in shrimp ponds are estimated at greater than 50 percent, and evidence suggests that maturation rates are also lower. Poorer water quality has contributed to increase occurrence of disease and poor maturation of postlarvae, lower growth rates and higher mortality of wild shrimp. These factors include impacts on both the recruitment or availability of wild post larvae and also the survival of larvae once they are transported to growout ponds. Decrease of wild PL has increased demand for PL from hatcheries. Currently, there are over 100 hatcheries that have been constructed that may produce about 7.7 billion postlarvae annually in 1991 (Montaño 1992). Good water quality is critical to the productivity of hatcheries because larvae are susceptible to disease. These factors demonstrate the susceptibility of this industry to the environmental quality of the coastal zone of Ecuador.

Coastal Resources of Ecuador

Oceanographic Resources

Coastal Ecuador is a transition zone, or equatorial front, between southerly flowing tropical water from the Panama Bight and northwardly flowing Humboldt Current from Peru (Fig. 5).



Figure 5. Map of Ecuador showing the four coastal provinces of Esmeraldas, Manabi and El Oro, and the coastal offshore currents dominated by the Panamanian from the north and Humboldt from the south

Tropical water flows southwards from the Panama Bight along the coast of Panama and Colombia to about 2°S supplying warm ($>25^{\circ}\text{C}$) and low salinity ($<34\text{‰}$) waters to the coast of Ecuador (Pesantes and Pérez, 1982). Colder ($<22^{\circ}\text{C}$) and more saline ($>35\text{‰}$) waters flow northward from Peru with the Humboldt current that is strongly influenced by coastal upwelling. The mixing of these two water masses occurs between Manta and Punta Santa Elena along the coast of Ecuador and gradually moves southwards into the Gulf of Guayaquil. The dominance of the Panamanian Current occurs during the summer causing an increase in sea water temperature and initiates the onset of the rainy season (Cucalón 1984, 1989). Years of abnormally warm water temperatures and high rainfall are associated with El Niño climate patterns due to the influx of unusually warm surface water in southeast Pacific Ocean. The warmer offshore waters have resulted in the explosive populations of white shrimp off the coast of Ecuador from enhanced spawning, maturation, and recruitment. In the last century, major El Niño events were recorded in 1925, 1929, 1939, 1941, 1953, 1957-58, 1965, 1972-73, 1976, and 1982-83 (Cucalón, 1989). The high availability of post larvae that supported the expansion of the shrimp industry in 1983 and 1984 has been associated with the latter El Niño event. The unpredictable nature of oceanographic events and their influence on the ecological processes of upland and coastal watersheds contributes to the complex nature of coastal resource management in Ecuador.

Estuarine Resources

The coastal zone of Ecuador (1° N to 3° S 20° S) consists of four coastal provinces (Esmeraldas, Manabí, Guayas, and El Oro) situated in 284,000 km² (of lowlands between the Pacific Ocean and the Andean highlands (Fig. 5). There are three climatic life zones along the coast: a moderately wet climate in the south with abundant fresh water from runoff around Guayaquil; an arid central province with very sparse vegetation; and in the north near Esmeraldas, a more humid, tropical zone with abundant rainfall and runoff. More than 95 percent of the annual precipitation falls during the wet season from January to May (Stevenson, 1981), and varies from less than 500 mm in the central provinces and the coast of the southern provinces, to over 3000 mm at Santo Domingo de los Colorados in the north (Engineer Journal 1972, Schaeffer-Novelli 1983). Annual mean temperatures (from 24.2 to 27 °C) vary little along the coast, thus potential evapotranspiration is about 1300 mm/yr. Thus the ET/R ratios in the northern provinces are about 0.43, compared to 2.60 in the arid central provinces.

Province	River	Annual Mean Discharge (m ³ /s)	Watershed Area (km ²)
Esmeraldas		1,932	40,527
	Esmeraldas	990	21,418
	Cayapas	490	5,919
	Mira-San Juan	230	6,329
	Verde	94	1,970
	Mataje	63	821
	Muisne	32	1,600
	Cojimíes	30	1,859
	Carchi	6	341
Manabí		79	9,413
	Chone	41	2,583
	Jama	17	2,205
	Portoviejo	16	2,110
	Jipijapa	5	2,515
Guayas		1,364	48,966
	Guayas	1,160	32,674
	Canar	72	2,110
	Balao	60	2,515
	Taura	57	2,630
	Zapotal	16	7,730
El Oro		80	6,666
	Jubones	58	4,326
	Arebukkas-Zarumilla	22	2,400
Peruvian Rivers	Catamayo-Chira	100	11,012
	Puyango-Túmbez	99	4,965
TOTAL		3,654	121,279

The two major river and estuarine ecosystems of the coast are Esmeraldas River estuary in the north and Guayas River estuary which flows into the Gulf of Guayaquil in the south (Table 1). The Gulf of Guayaquil receives runoff from some 20

Table 1. The principal river systems of coastal Ecuador

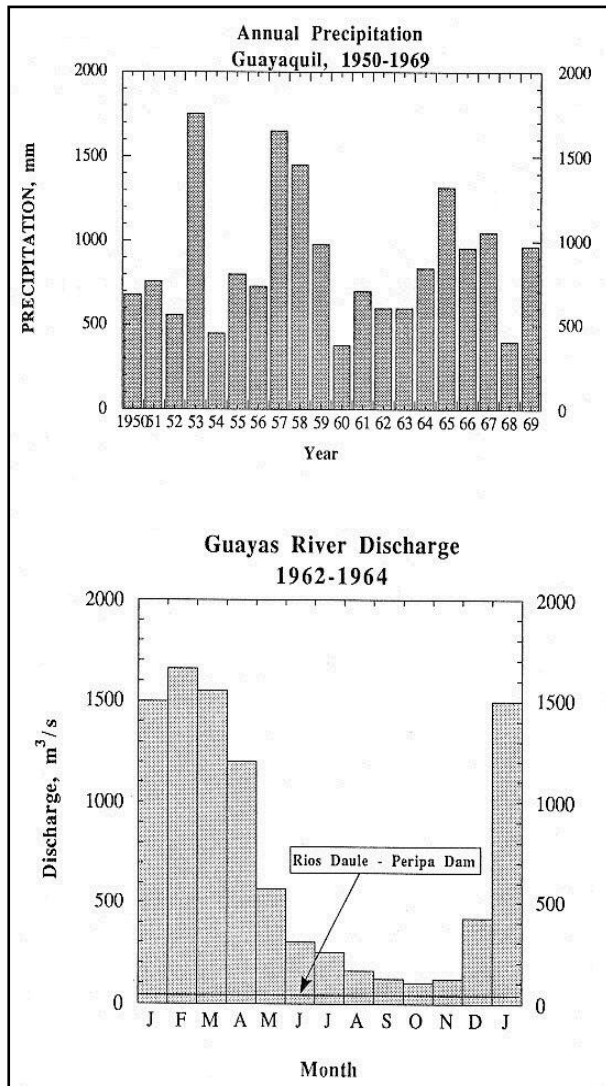


Figure 6. The iterannual variation of precipitation in the Guayas River estuary watershed (Guayaquil) from 1950 to 1969; and the seasonal nature of discharge of the Guayas River based on average monthly flow from 1962 to 1964 (Stevenson, 1981)

Mangrove Resources

The most controversial issue related to the environmental quality of the coastal resources of Ecuador has been the exploitation of mangroves associated with the construction of shrimp ponds. This controversy is indicative of the need to establish the spatial distribution of natural resources during the initial stages of resolving resource management problems. Along with the growth of the shrimp farming industry during the 1980s was the concern that most of the mangrove ecosystems along the coast of Ecuador were destroyed. This apparent loss was linked to the loss of post larvae due to the loss of habitat and detritus that support the juvenile stages of shrimp in the estuary. The particularly poor recruitment of post larvae in 1984 created concern that the environmental quality of the coastal zone of Ecuador as a nursery of shrimp larvae had been threatened due to the loss of mangroves wetlands.

The government of Ecuador commissioned the Military Geographic Institute, through the Centro de Levantamientos Integrados de Recursos Naturales por Sensores Remotos (CLIRSEN),

to determine the distribution of mangrove resources and changes in land use in the intertidal zone due to shrimp farming (Alvarez *et al.*, 1989). Information from a variety of remote sensors including radar images, infrared, black and white, and panchromatic aerial photographs were used to develop a series of thematic charts of land use in the intertidal zone of Ecuador. CLIRSEN performed surveys in 1984, 1987 and 1991 to document the change in mangrove resources due to shrimp farm construction along the coast. They used archived photos from 1969 as a reference point of mangrove resources prior to the expansion of the shrimp pond industry. Land use in the intertidal zone was identified as either mangroves, shrimp ponds, or salinas; in addition other land uses such as upland vegetation (including brush and natural forests), agricultural areas, and urban settlements were also identified along the coast. Mangrove areas were subdivided into three categories depending on tree height; M1 is trees >15m, M2 is trees between 5 and 15m, while M3 is trees <5m. Thematic charts of the scale 1:25,000 were developed from base scale maps of the coastal zone provided by the Military Geographic Institute; these base scale maps were used for transcription of the remotely sensed data (Figs. 7 and 8). Statistics were generated for each of the four coastal provinces from 1969 to 1991, and summed for the entire coastal region. This technical information on the mangrove resources of Ecuador was a very important cooperative effort of the Subsecretaria de Recursos Pesque-ros, Directora de la Marina Mercante, CLIRSEN, and Proyecto de Manejo de Recursos Costeras.

The remote sensing surveys of mangrove resources showed that most of the shrimp ponds were constructed in the southern provinces of Guayas (Fig. 7) and El Oro (Fig. 8). The 1991 survey from CLIRSEN (1991) cites that these two southern provinces have 127,130 ha or 87.1% of the total area of shrimp ponds constructed in the intertidal zone (Fig. 4). The intertidal zone is the preferred site because

the close proximity of ponds to the shore lowers costs associated with supplying water and larvae to the ponds. Initially shrimp ponds were constructed in more inland intertidal areas called salinas that are basically void of any vegetation. Some of the largest areas of salinas were found in the Guayas and El Oro provinces in 1969, prior to the construction of shrimp ponds (Fig. 4B). These inland intertidal areas were drastically reduced from a total of 51,495 ha in 1969 to only 7,490 ha in 1991, a loss of 85% of these areas. Nearly 61% of the salinas were converted to shrimp ponds from 1969 to 1984, the remainder converted to urban settlements. The shift in land use of shrimp farmers from salinas to mangroves as preferred sites for pond construction was particularly evident in El Oro. From 1966 to 1977 there were 834.2 ha of ponds constructed in the southern coast of El Oro at Piloto Machala and 73% of these were built in salinas (Fig. 8). However, 63% of the shrimp ponds constructed from 1977 to 1982, can be accounted for by the loss of 937 ha of mangroves in this region. The ratio of relative habitat loss of mangroves and salinas (mangrove loss:salina loss) was 0.8 from 1966 to 1977, compared to 3.0 from 1977 to 1982. As the inland areas became scarce, more of the shrimp ponds were constructed in mangrove habitats resulting in the increased loss of this natural resource from the coastal zone (Fig. 4).

These two southern coastal provinces, Guayas (Fig. 7) and El Oro (Fig. 8) also have the most extensive areas of mangroves along the coast of Ecuador (Fig. 4C). In 1969, the total mangrove area in Ecuador was 203,695.1 ha, of which nearly 78% were located in these two southern provinces. By 1991, the total mangrove area declined to 161,410.1 ha, and 81% of this resource remained in Guayas and El Oro provinces (Fig. 4C). The reduction of mangrove area from 1969 to 1991 was estimated at 42,285 ha or 20.8% of the original 203,695 ha (Fig. 9). By 1991 CLIRSEN estimated that 145,940 ha of ponds had been constructed in the coastal zone, suggesting that 29 % of shrimp ponds had reclaimed mangrove areas. During this same interval, nearly 44,005 ha of salinas had been lost, nearly all to shrimp pond construction. Together, reduction in the areas of shrimp ponds and mangroves from 1969 to 1991 can account for only 59% of the area of ponds constructed. Thus there are 86,290 ha of land that has been converted to shrimp ponds that is either not part of the intertidal zone, or some other category other than mangroves and salinas of the coastal zone.

The average annual loss of mangroves between 1969-1984 was 1,434 ha/yr, compared to 2,618 ha/yr from 1984-1987 and 3,362 ha/yr from 1987-1991 (Fig. 9B) (CLIRSEN, 1992). The greatest loss of mangroves has occurred in the Guayas Province at nearly 1,500 ha/yr for both the 1984-1987 and 1987-1991 periods of analysis. Because of the large area of mangroves associated with the Guayas River estuary, this high rate of loss is less than 15% of the existing mangrove resources. The loss of mangroves in the Guayas province represents 38% of the total reduction in mangrove resources from 1969 to 1991. While the national average of mangrove loss is about 21%, the range for the four coastal provinces was from 12.8 % for the Guayas province to 70.5 % for Manabí. In Manabí, the loss of mangroves was nearly 6 % per year from 1984 to 1991. By late 1988 the destruction of mangrove habitat in some estuaries in the province of Manabi was virtually complete, such as in Rio Chone estuary. From 1974 to 1988 mangrove area along this estuary declined from 3,973 to 600 ha, and nearly all of the mangrove loss was associated with construction of shrimp ponds. In the Atacames River estuary, there are only 50 ha of mangroves remaining of the 578 reported in 1970s, representing a loss of 90.1 % of the mangrove resources. In the southern province of El Oro, the Machala-Puerto Bolívar area lost over 50 % of a very productive mangrove system. The perspective of mangrove loss in Ecuador is site specific depending on the intensity of pond management relative to available mangrove resources. This has confused the issue of the national average of mangrove loss along the coast of Ecuador compared to the nearly total elimination in specific estuarine watersheds. Thus the impacts of mangrove loss on the environmental quality of estuarine resources depends on specific regional land use characteristics. However, the cumulative loss of mangroves along the entire coast is also an issue relative to sustaining habitat necessary for continued recruitment of shrimp to the coastal zone (Turner, 1989).

Mangrove exploitation for timber products is less documented, although in the northern coastal province of Esmeraldas mangrove timber is used for the production of charcoal. Mangrove wood produces 4,500 kcal/kg of wood, and is considered an economical supply of energy in the rural coastal areas of Ecuador. This is the only location in Ecuador that extensively uses mangrove wood for charcoal, although much of the woody debris from clear cutting mangrove forests for shrimp pond construction in the southern provinces was also converted to charcoal. Much of the cheap mangrove timber that supplied the charcoal industry in the northern provinces was from clearing the woody debris from initial stages of pond construction. Once pond construction declined, particularly following El Niño periods when post larvae were scarce, wood from pond construction was limited and the charcoal industry lost a cheap and adequate supply of mangrove timber. Now there is a strong demand for mangrove timber to supply an

industry that expanded along with the shrimp pond industry. In Esmeraldas, it is estimated that 2,000 m³/yr of mangrove wood is needed to supply the current demand, which would require 20 ha of mangrove forests per yr. However, mangrove silviculture is not commonly practiced as a form of mangrove management and even the minimum rotation of 20 ha of timber per yr to supply the charcoal industry is a problem.

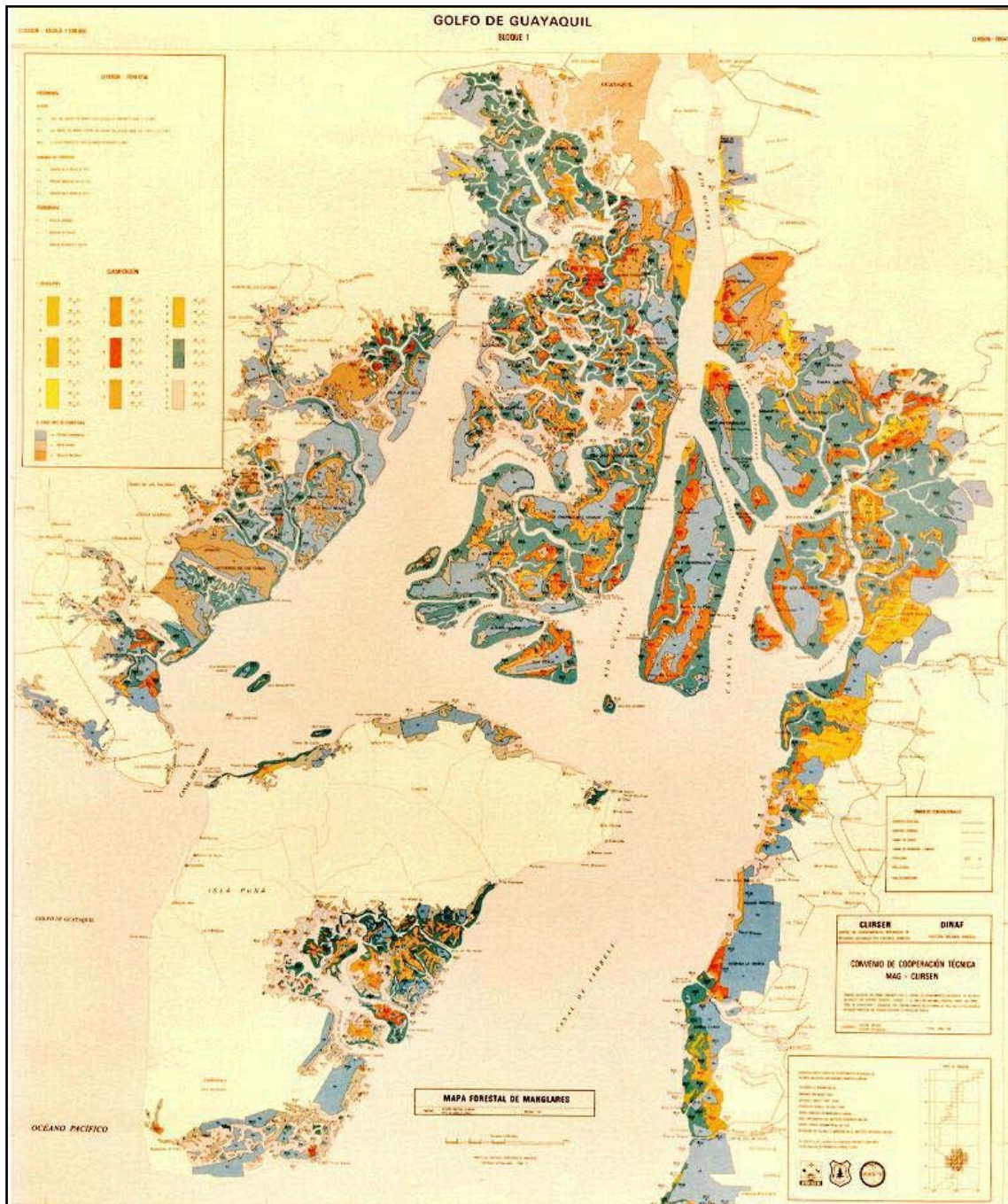


Figure 7. Map of land use in the coastal zone using remote sensing techniques developed by CLIRSEN. This map represents the Guayas River estuary and Gulf of Guayaquil

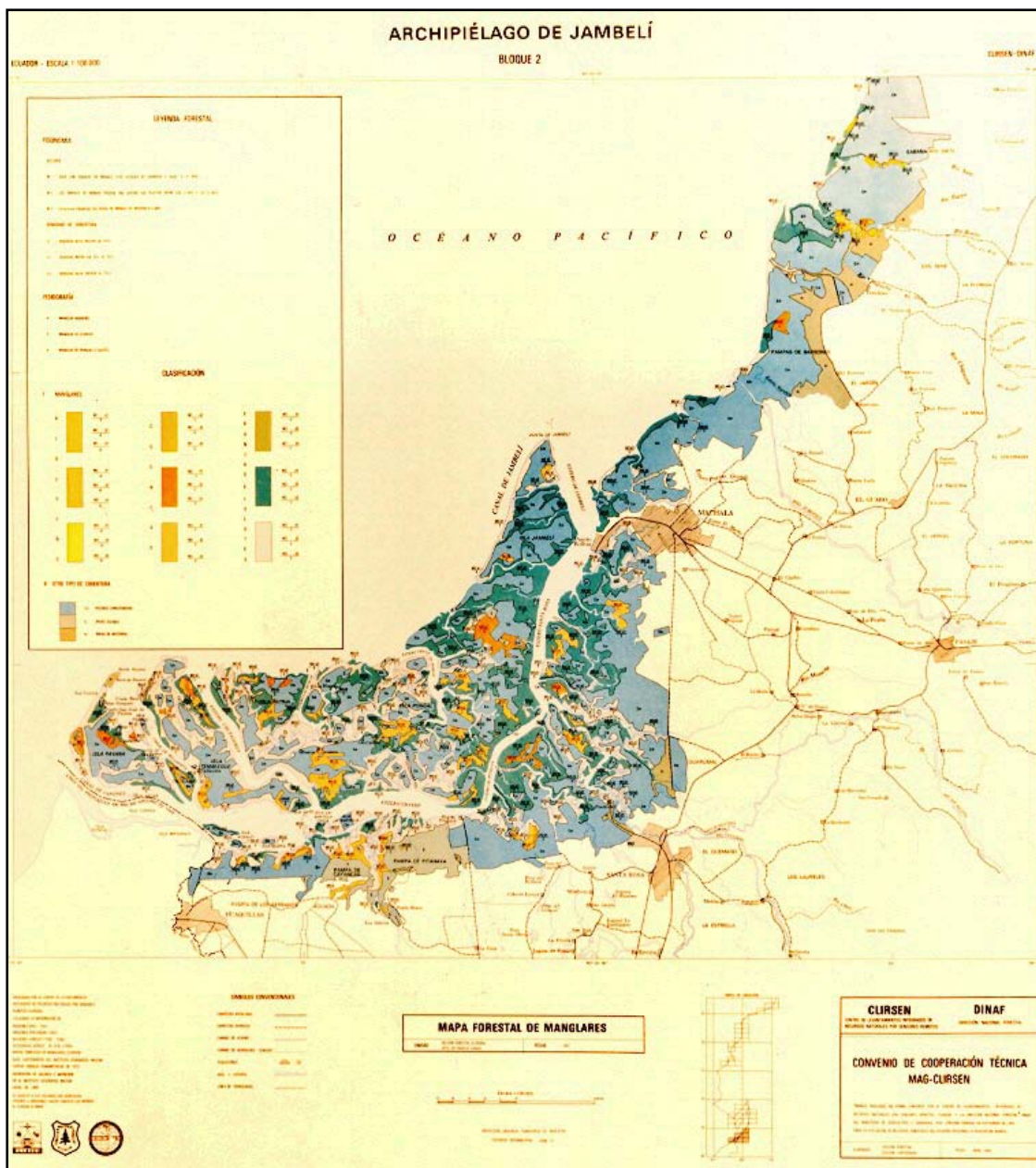


Figure 8. Map of land use in the coastal zone using remote sensing techniques developed by CLIRSEN. This map represents the Machala region of El Oro

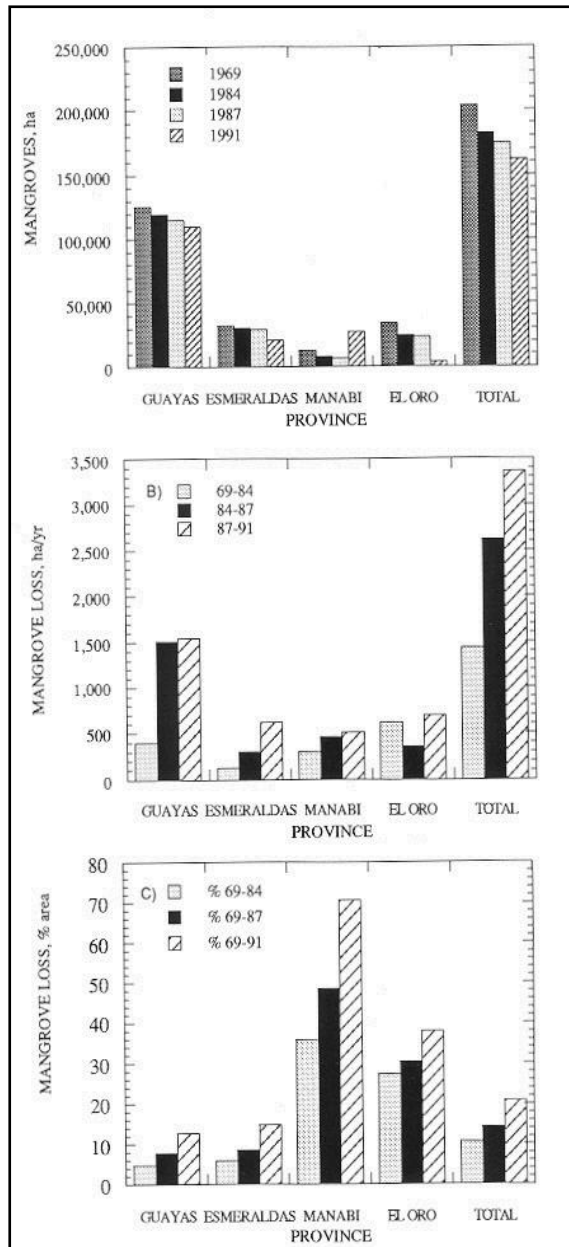


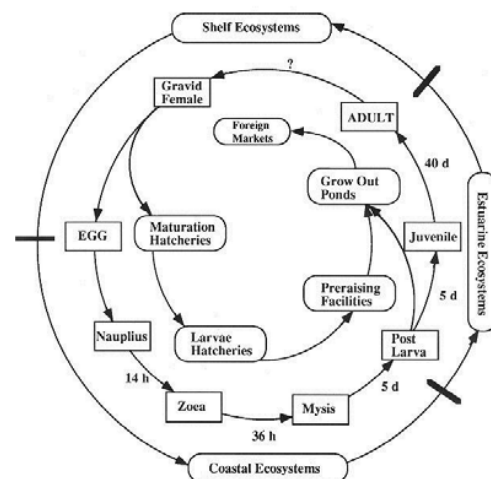
Figure 9. Loss of mangroves in Ecuador from each of the four coastal provinces and the analysis based on the following indices: **A)** area of mangrove, **B)** change per year, and **C)** percentage of the total mangrove area in each province (from CLIRSEN)

Coupling of Coastal Resources

The life cycle of shrimp demonstrates the important linkages of mangroves with other coastal ecosystems that are required to support the shrimp farm industry (Fig. 10). Adult shrimp reproduce in the coastal ocean and release eggs that develop into initial larval stages while floating in pelagic waters. The microscopic larvae are part of the plankton communities of the coastal ocean and utilize phytoplankton during their development into post larvae. Tides and currents together with their own locomotion provide the transport mechanisms necessary to recruit post larvae into nearshore and estuarine waters, where they receive protection and food in mangrove habitats. It is the combined processes of reproduction, maturation, and recruitment in shelf and coastal ecosystems that supply the estuarine waters with post larvae. Mangroves produce detritus that is utilized as food by shrimp, and prop roots provide refuge for protection from predators, creating a nursery for the critical stages of shrimp life cycle. Juvenile shrimp mature to adults and return to the coastal ocean, again aided by tidal currents. While offshore, adults reproduce and resupply the estuary with a new generation of shrimp. The life cycle of shrimp also represent the patterns of offshore and inshore migrations of other estuarine dependent marine organisms such as crabs and several species of fish. The linkage of post larvae supply to the environmental quality of coastal resources of Ecuador are complex (Fig. 10).

Figure 10. The life cycle of shrimp from eggs to adults with the approximate duration (in hours or days) of each stage, and the approximate location in the coastal zone where this stage of the life cycle occurs. In addition, the inner diagram describes the stages of the life cycle that are used in the operation of shrimp ponds

Both the oceanographic processes and mangrove habitat provide excellent conditions for post larvae through optimal spawning, maturation, and recruitment processes. The extreme temporal variation of offshore processes is stochastic, and this limits the ability to assess the relative contribution of oceanic, coastal and estuarine processes to the availability of post larvae



during any one year. Thus, the relative role of offshore temperature, rainfall, and mangrove habitat in sustaining post larvae is complicated by the continuous change of each with time. In addition, the coast of Ecuador provides a very diverse set of environmental settings from drowned river estuaries with abundant river discharge, to dry conditions dominated by beach processes.

Zimmerman and Minello (1986) have found that *P. vannamei* and *P. stylirostris* inhabit areas in the mangroves, but it is not known whether these habitats enhance the survival or growth of these and other marine organisms in the Estero Salado. During periods of warmer temperature of offshore waters, there is a significant increase in frequency of *Penaeus* sp. throughout the mangrove habitats. Zimmerman et al. (1991) found that recruits of three species, *P. californiensis*, *P. vannamei* and *P. stylirostris* were abundant and used the nursery habitats associated with mangroves, while juveniles of *P. occidentalis* and *P. brevis* occurred infrequently and were not associated with mangroves. *P. vannamei* was more abundant during years with higher rainfall, particularly during the 1987 El Niño event, while *P. californiensis* was more abundant during drier years. This multi-year study demonstrated that tropical estuaries vary annually in habitat suitability as shrimp nurseries, depending on the temporal pattern of oceanographic processes and available habitat.

The temporal and spatial characteristics of the coastal zone of Ecuador complicate the role of resource utilization, such as shrimp farming, on coastal natural resources. As demonstrated in Fig. 10, shrimp farms operate by providing an artificial habitat to facilitate the development of post larvae shrimp to adults, thus bypassing those stages of the life cycle that normally occur in the estuarine ecosystem. The substitution of natural resources with pond environments relies on the continued feedback of adult shrimp back to shelf ecosystems. Here in offshore waters a new generation of shrimp are produced that resupply the estuaries with new post larvae. Adult shrimp produced in ponds are shipped to foreign markets and thus loss from the ecosystem. Thus while the natural system tends to recycle genetic stock between inshore and offshore waters, as dictated by the shrimp life cycle, shrimp farming short circuits this process by serving as a sink of genetic resources of shrimp from the coastal zone.

The spawning and maturation stages of the shrimp life cycle may also be substituted with hatcheries, thus limiting the dependence of the industry on either the offshore or estuarine systems to produce post larvae. Hatcheries rely on offshore environments for gravid females to supply eggs from which post larvae are produced. Although artificial insemination of shrimp is a focus of many research areas, this process has yet to replace the natural environment. Even the production of post larvae from wild gravid females is limited in replacing estuarine environments. High rates of mortality of artificially produced post larvae in grow out ponds restrict the ability of the industry to provide post larvae through hatchery operations. Thus the industry presently remains linked to the sustained secondary productivity of coastal ecosystems.

Impacts of Land Use Changes on Environmental Quality

The coastal resources of Ecuador are impacted by diverse economic activities and land use patterns that may influence the environmental quality of coastal waters. Environmental quality of the Guayas River estuary is influenced by inputs from upland watersheds, exchanges with the intertidal zone, and oceanographic processes in the Gulf of Guayaquil (Fig. 2). Activities in the watershed include a dam project that will influence fresh water discharge, expanding agriculture with associated input of chemicals including nutrients and pesticides, sewage from increased urbanization, and toxic substances from industrial activities (Arriaga 1989, Solórzano 1989). In addition, red tides develop in coastal waters that may be pumped into hatcheries and shrimp ponds. These diverse anthropogenic influences on water quality in the estuary complicate environmental management in this coastal ecosystem. In Figure 2, the natural processes that influence the environmental quality of coastal systems are shown with links among river, tides, offshore processes, and mangroves habitat. In the lower section of Figure 2, more anthropogenic effects of industry, navigation, urban, agriculture, and tourist activities are linked to environmental quality.

Shrimp Farming

Shrimp ponds represent managed ecosystems that are linked to the ecological processes of several coastal ecosystems (Fig. 10). Methods of shrimp mariculture in the intertidal zone are grouped into three classifications based on the densities of juvenile shrimp stocked in the ponds. Extensive mariculture, using a stocking density of 10,000-20,000 juveniles per ha, relies little on further supplements from seawater

exchange via pumping or from water quality problems such as decreased levels of dissolved oxygen. Production rates more than double with this program. The most highly managed system is semi-intensive operations that stock ponds at 100,000 juveniles/ha. Feed is supplied or ponds are fertilized to increase sources of food. Water exchange with the estuary is higher and annual production rates increase to 1,000-1,800 kg/ha. The shrimp producers association estimates that 60,000 ha, or nearly 60%, of operational shrimp ponds use extensive management (estimate for 1989). Semi-extensive and semi-intensive operations include 25,000 and 15,000 ha, respectively. However, since the semi-intensive operations are much more productive, they produce nearly the same amount of shrimp as the extensive operations.

The impacts of these types of shrimp pond management on the environmental quality of coastal resources is related to the loss of mangroves associated with pond construction, the pumping of water to control pond water quality, and the harvesting of natural post larvae to stock ponds. The evaluation of these interactions of shrimp pond management depends on our understanding of the function of various ecosystems to the habitat and water quality of the coastal zone (Fig. 11). The habitat and water quality of estuaries is linked to a variety of ecological processes in mangroves, as well as other ecosystems in the coastal zone. These ecosystem functions support specific stages of shrimp pond management that is designed to provide a habitat to facilitate the growth of post larvae to adult shrimp. These include functions that supply wild post larvae to grow out ponds, and water quality conditions that enhance the growth and survival of these juvenile shrimp. Habitat quality of mangroves in the estuary is lost when these forests are destroyed for the construction of ponds. Functions of mangroves such as nutrient sinks are also removed as a contribution to the water quality of the estuary. Critical water quality parameters that affect shrimp pond management, and profits, are dissolved oxygen, turbidity, and toxic substance, including red tides. Many of these water quality conditions are managed by the controlled pumping of water from the estuary. Through the recirculation of this water from ponds back to the estuary, pond management also contributes to the water quality of the estuary. This represents a feedback effect of shrimp pond management on estuarine ecosystems. This section will describe the linkages of pond management to the habitat and water quality functions of estuarine ecosystems.

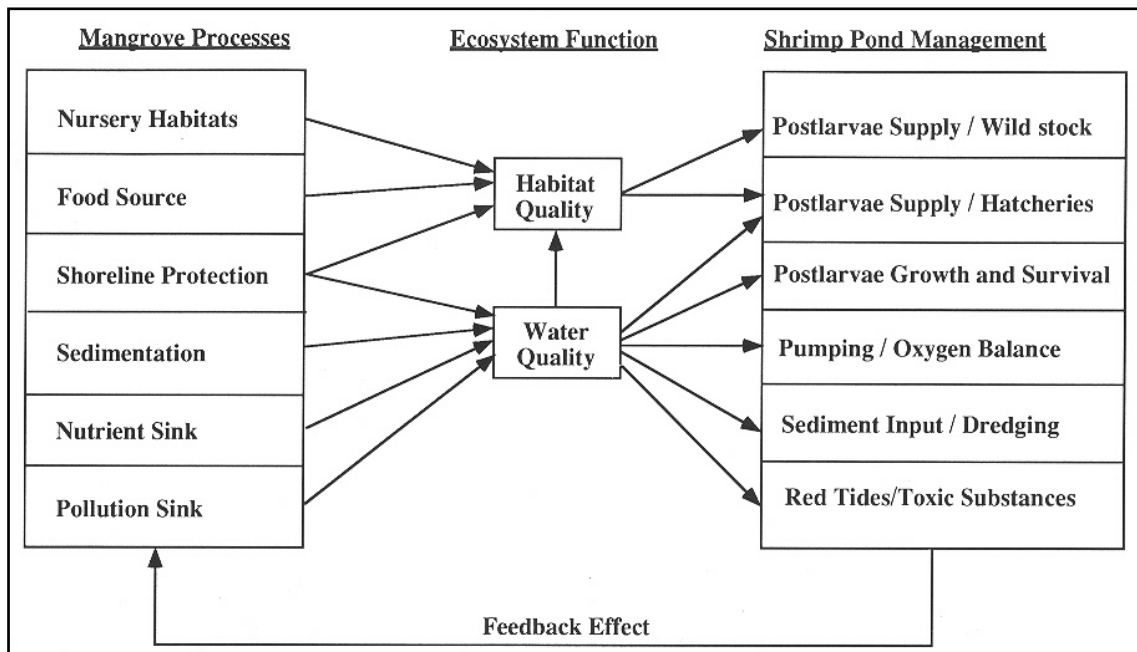


Figure 11. Diagram of the ecological processes of mangroves and their function in maintaining the habitat and water quality of the coastal zone; and how these functions support shrimp farm industry

Loss of Mangroves and Habitat Quality

The loss of mangroves from tropical estuaries may have direct consequence to a variety of food webs by representing a loss of habitat and organic matter. The contribution of mangroves to sustaining secondary productivity of coastal ecosystems is dependent on the fate of leaf litter including production in the

forest, transport to the estuary, and utilization by marine food webs (Fig. 11). Production and transport of litter are seasonal within a system, and variation among systems seems to be related to the environmental setting (see Twilley and Day, Chapter 10, this volume). Thus different types of mangroves, such as fringe and basin forests, may contribute different quantities of organic matter to adjacent estuaries. In Rookery Bay, Florida, fringe mangroves export twice as much organic matter per unit area as more inland basin forests. Yet, mass balance calculations of total organic matter contribution of each type of mangrove, taking into account the areal coverage of each habitat, resulted in equal loading rates of detritus to the estuary (Twilley, 1989; Twilley, 1982). In this case, the relative value of mangrove forests cannot be associated with distance from shoreline, but must also account for the relative distribution of each type of mangrove around the estuary.

Three approaches have been used to establish utilization of mangrove detritus in coastal ecosystems including: 1) correlations of fishery yields with habitat area; 2) habitat surveys of fauna density and diversity; and 3) food web analyses. Associations exist between the production rate of shrimp and the extent of mangrove area (Macnae, 1974; Turner, 1977, Jothy, 1984) such that one hectare of mangroves can yield without management more than 600 kg/yr of shrimp and 100 kg/yr of fish (Turner, 1977). Based on an approximate loss of 42,285 ha of mangrove, the reduction on shrimp production from the coastal zone in Ecuador would be 25,400 mt/yr (revised from Turner, 1989 based on 1991 estimate of mangrove loss). This is equivalent to about 33% of the 1991 yield from shrimp ponds. Although these statistics do not bear causal relationships, they do point out that wherever a productive post larvae fishery exists; there is the presence of a mangrove habitat, as has been observed in Malaysia.

Surveys of mangrove habitat utilization and gut content analyses of organisms can be used to determine the flow of organic matter through food chains. Although these flow diagrams are qualitative, because the relative quantity of food is unknown, they provide insight into the direct utilization of organic matter from mangrove forests. Such analyses of mangrove food webs have been made for south Florida, USA (Odum and Heald, 1972), and Laguna de Terminos, Mexico (Yáñez-Arancibia and Day, 1982, 1988). All of these studies have found a significant portion of the gut contents of detritivores to be material of mangrove origin. Thus in both lagoon and riverine type environmental settings mangroves may provide a significant contribution to detritus food webs.

The abundance of natural isotopes of carbon, nitrogen and sulfur can be used to determine the relative importance of different sources of organic matter to the diet of specific guilds in marine food webs (Peterson and Fry, 1987). One of the few studies using natural isotopes in mangroves food webs in Malaysia found that those shrimp nearshore had a carbon signature similar to decomposing mangrove litter (Rodelli *et al.*, 1984). Yet, organisms collected farther offshore were feeding on phytoplankton. In southwest Florida, Macko and Zieman (1983) found that the signal of mangrove detritus in the body tissue of shrimp depended on the relative productivity of mangroves compared to seagrasses and phytoplankton. In Rookery Bay, where mangroves are a dominant habitat, the carbon from mangroves was significant composition of the tissue of shrimp. These studies indicate that the ecological function of mangroves as a source of food may vary among different environmental settings depending on the relative contribution of primary producers to the pool of detritus in the estuary. Isotope analysis of organic matter in the Churute River estuary and Estero Salado indicate that the microbial activity of these tropical estuaries have a strong influence on enriching the nitrogen content of organic carbon in the water column (Cifuentes *et al.*, submitted). Yet, most of the original carbon structure of the suspended pool was of allochthonous origin, indicating the importance of mangroves to the food web of the Guayas River estuary.

Loss of Mangroves and Water Quality: Some preliminary evidence indicates that mangroves may be a sink of nutrients in coastal waters (Fig. 11). This may seem to contradict the outwelling concept of mangroves as a source of detritus to estuarine ecosystems (Odum and Heald, 1972; Twilley, 1985a; Twilley *et al.*, 1986). One explanation is that net nutrient uptake may be a balance between inorganic nutrient input and organic nutrient export. However, the net balance of nutrient exchange has seldom been investigated for mangroves although they are generally considered as a sink of nutrients from the estuary. Walsh (1967) noticed that inorganic nutrient concentrations decreased in waters moving through a mangrove in Hawaii. Nedwell (1975) used enclosures to measure nutrient uptake by mangrove sediments and noticed they had a great capacity to remove nitrate, particularly in areas of nutrient enrichment from sewage discharge. The use of mangroves for treatment of nutrient enriched effluent has received some preliminary investigation (Macnae, 1968), but this function is still poorly understood (Clough *et al.*, 1983).

Sediments suspended in the water column are deposited in mangroves during flooding, enriching mangrove soils. The extensive root system of mangroves enhances this trapping process and retards the forces of erosion along the shoreline (Scoffin, 1970). Although this function has been overstated to the extent of calling mangroves “walking trees”, they do contribute to the sedimentary processes that exist in estuarine ecosystems (Lynch et al., 1989). Nixon et al. (1984) observed that total suspended sediment load of an estuary in Malaysia, in which mangroves had been reclaimed for agriculture, was an order of magnitude higher than in an adjacent mangrove dominated system. The Guayas River estuary is also a very turbid estuary, and the extensive mangroves along the shoreline contribute to the sedimentary processes of this system (Twilley et al., 1992).

Pumping of Water in Shrimp Ponds

In the intertidal zone where ponds have been constructed the natural exchange of estuarine water via tides has been replaced with diesel pumps that link shrimp ponds with the estuary. More intense shrimp farming techniques require strict control of water quality that is maintained by increasing the exchange of water from the estuary. Stocking ponds at higher densities of juveniles necessitates additional fertilization and supplemental feeding to assure an adequate food supply for secondary productivity. This level of pond management requires strict control of water quality since phytoplankton blooms resulting from nutrient additions may deplete dissolved oxygen concentrations to levels that will cause shrimp mortality.

Diesel engines are used to pump water daily from the estuary during high tides to a central aqueduct system that gravity feeds water to individual ponds. This water enters ponds depending on stage of management. Exchange rates vary from 3 to 8% of the pond volume per day under semi-extensive mariculture, and may increase to 10-15% under more intense farming practices. The total volume of water pumped from the Guayas River estuary to shrimp ponds depends on exchange rates (% of ponds volume/day) and area of ponds in operation (using a mean pond depth of 1.5 m) (Fig. 12). At a present operation of 92,000 ha of ponds under semi-extensive management (5% pumping rate), the volume of water exchanged daily with the estuary is approximately $65 \times 10^6 \text{ m}^3$ (Fig. 12). This volume is greater than freshwater discharge from the Guayas River during low flow period. At intensive pond management (10% pumping rate), the same area of ponds would exchange more volume than river discharge during high flow periods (Fig. 12). These types of scenarios underscore the importance of the utilization of water by shrimp ponds on the pattern of water quality in this estuary.

A majority of the water that is pumped into ponds is to replace losses associated with seepage and evaporation. Given the potential evaporation rates of this region and the shallow nature of shrimp ponds, this flow of water will increase loss of fresh water from the estuary. The magnitude of this water loss is reflected in elevated salinities of effluent water from ponds compared to influent waters. Snedaker *et al.* (1986) found that water in 22 of 30 ponds surveyed had higher salinities than source water.

Supplemental feeding and fertilization methods are required to meet the demand for food at higher

stocking densities of PL in ponds. A main source of nutrition for shrimp in growout ponds are phytoplankton blooms that result from urea and superphosphates added prior to stocking. Supplemental feeding is carried out towards the end of the growth cycle, usually the last four weeks. Much of the nitrogen and phosphate applied to ponds are absorbed by phytoplankton and are thus returned to the estuary in organic form.

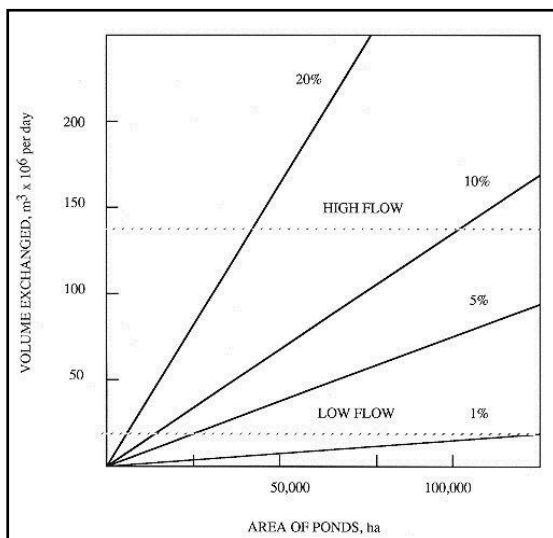


Figure 12. Volumes of water exchanged with shrimp ponds per day at different pumping rates (percentage of the volume of a shrimp pond per day) based on the area of ponds (ha) with a mean depth of 1.5 m

These organic nutrients represent biological oxygen demand when this plankton biomass decomposes in the estuary. The relative change in nutrients and salinity of inflow and outflow waters of shrimp ponds has not been documented. Thus the impact of changes in the use and quality of water associated with shrimp farming is poorly understood.

Indiscriminate Harvest of Fisheries

The dramatic expansion of the farmed shrimp industry and increased levels of pond management simulated the development of a new fishery to provide post larvae and seed shrimp for stocking mariculture ponds. Industry sources estimated that up to 90,000 artisanal fishermen were involved in the 1983 harvest and in 1984 numbers of fishermen working along the coast were even higher (McPadden, 1985). Seed fishing is concentrated in areas of significant fresh water discharge along the coastline, such as El Oro and Esmeraldas, with the highest effort occurring in the Guayas province. The catches of these fishermen are non-selective, with small fish, penaeid post larvae and juvenile shrimp including a mixture of *P. vannamei*, *P. stylirostris*, *P. occidentalis* and *P. californiensis*, as well as some fresh water Carid species. Since only the former two species survive best in mariculture ponds, owners pay according to the proportion of the stock that is *P. vannamei* and *P. stylirostris* (McPadden, 1985). Selection is a post-harvest process and therefore less-valued species are lost from the estuary. The peak of the seed fishing season is from December to March when fisherman may take up to 40,000 post larvae a day at a size ranging from 7-10 mm. The annual demand for post larvae is estimated at 16.5 billion based on 120,000 ha shrimp ponds using mostly extensive pond management (1989 estimates). Only about half of the post larvae collected along the beaches is *P. vannamei*, requiring a total harvest of 33 billion post larvae. This demand for *P. vannamei* represents a potential impact on the genetic stability of non-targeted organisms that use the coastal environments during their life cycle.

Daule-Peripa River Dam Project

A dam has been constructed at the confluence of the Daule and Peripa rivers for diversion of water supply, control of river flow, and hydroelectric power. Water will be diverted with an aqueduct from the Daule River to the Santa Elena peninsula for potable water, irrigation for agriculture, and industrial use. The dam will also increase the flow of fresh water to the Guayas River estuary during the dry season to prevent salt water intrusion in the lower Daule River and enhance agriculture in this area. The Daule River joins the Babahoyo near Guayaquil to form the Guayas River, and drains one-third of the Guayas River basin. The mean capacity flow of the Daule River is $365 \text{ m}^3/\text{s}$, or about 30% of the mean flow of the Guayas River, and supplies most of the potable water for Guayaquil. The total river basin of both the Daule and Peripa Rivers is $13,800 \text{ km}^2$ and a mean precipitation of 1800 mm/yr. A thorough description of the soil characteristics and land use of this watershed are provided in a report by the Guayas River Basin Commission (CEDEGE, 1970)

The dam will create an impoundment with a storage capacity of 6.0 km^3 of water with a surface area of 270 km^2 , mean depth of 21m, and volume of 5.4 km^3 . The impoundment will supply potable water for 300,000 people at 400 liters per person per day, irrigation water for 42,000 ha of land, and 20 million m^3/yr for industry. Projected industrial use includes a petroleum refinery, nitrogen fertilizer complex, petrochemical complex, and a petrochemical port facility at Monteverde.

The area which drains water into the reservoir comprises $4,025 \text{ km}^2$ (Mendoza 1983). The area of deforestation and removal of vegetation matter will comprise 33,750 ha, and the area to be flooded will cover 27,000 ha (Arriaga, 1989). The annual draw down will be approximately 10 m, and the flooded area will remain at 18,000 ha. The dam will influence the amount of water from the Daule and Peripa Rivers that normally discharge into the Guayas River (Fig. 2). Presently the proposed operation of the dam calls for an average annual flow of from 100 to $175 \text{ m}^3/\text{s}$ (Jenkins, 1979; Arriaga, 1989). This flow will vary from a high of $321 \text{ m}^3/\text{s}$ during the wet seasons in April, to a low of $124 \text{ m}^3/\text{s}$ in August. Compared to the normal flow of the Daule and Peripa Rivers (Fig. 6), this modified flow is such lower than the fresh water discharge of up to $1,000 \text{ m}^3/\text{s}$ that usually occurs during the wet season. During the dry season, to control salt water intrusion, the dam will provide water above the average discharge of about $50 \text{ m}^3/\text{s}$ from supplies stored in the impoundment. Based on average monthly flows, the normal discharge of $343 \text{ m}^3/\text{s}$ for these two rivers will be restricted to $174 \text{ m}^3/\text{s}$, a reduction of about 49 % (Fig.

6). This reduction represents a 15% loss of the fresh water to the Guayas River and 13 % from the Guayas River estuary. The loss of fresh water from an estuary in a semiarid zone such as the Guayas province may influence the patterns of salinity in this coastal ecosystem.

The Daule-Peripa dam may influence the distribution and increase the concentration of salinity in the Guayas River estuary (Fig. 2). Mangroves that exist in arid environments such as the coast of Ecuador where evapo-transpiration is greater than precipitation are very susceptible to slight changes in hydrology, particularly the input of fresh water. For mangrove forests in arid life zones, small shifts in precipitation result in increased soil salinity followed by an increase in tree mortality and a shift in vegetation from forests to tannes or salinas (Davis and Hilsenbeck, 1974; Cintron et al., 1978; Twilley, 1985a). In Ecuador the diversion of fresh water from the Guayas River estuary must be managed with awareness of possible negative effects on mangroves since they exist in a relatively arid environment. Margalef and Crespo (1979) suggested that the loss of fresh water from the dam will probably not affect mangroves, though the researchers did not take into account the climatic influence of mangrove distribution in the southern provinces.

Increases of salinity due to changes in fresh waters supply to the Guayas River estuary may also impact economically important fisheries in this estuarine ecosystem. The Estero Salado, which harbors most of the fishery resources of the inner Gulf of Guayaquil, does not receive fresh water discharges directly from the Guayas River. Therefore, the flushing rate of this section of the inner gulf is less than the more southern sections that are linked directly to the river. As a consequence of the reduced freshwater input, the Estero Salado may be more susceptible to increases in the concentration of materials dissolved in the water column. Precipitation during 1985 was relatively low, and Estero Salado was hypersaline with values up to 30 (Zimmerman and Minello, 1989). This increase in salinity suggests that other materials, such as toxic chemicals and nutrients may also be concentrated (assuming that their behavior is conservative). Organisms, such as shrimp, that inhabit the Estero Salado are very susceptible to changes in water quality, especially salinity and toxicity which may increase their mortality and retard growth rates.

Changes on fresh water supply may also influence seasonal movement or recruitment of organisms into the Guayas River estuary. The recruitment of shrimp into an estuary is important to their life cycle because the estuary provides optimal conditions, such a low predation, during critical stages of maturation. Seasonal timing of recruitment is thought to be dependent on fluctuations in salinity along with influx of offshore water masses. Since the Daule-Peripa dam is designed for a near constant flow of water to Guayas River estuary, the potential impact of this project should be evaluated relative to disturbing seasonal fluctuations of salinity in the estuary. Since the mariculture industry relies on shrimp postlarvae that seasonally utilize the estuary, management plans should strongly consider those factors that influence recruitment of fisheries in the estuarine ecosystem.

Eutrophication

The introduction of chemicals to the coastal zone will be grouped into two categories: those that contribute to nutrient enrichment and water quality parameters such as dissolved oxygen; and those that contribute to the concentration of toxic compounds of the estuary (Fig. 2). The chemicals contributing to the environmental quality of the coastal zone of Ecuador include waste from industry, navigation, agriculture and urban settlements. In this first section, we will describe the contributions of nutrients and chemical water quality of the coastal zone, followed by a section on the ecotoxicology of coastal waters.

Diffuse nutrient inputs include runoff from natural vegetation and from managed landscapes such as agriculture or forestry (Fig. 2). Much research has gone into developing nutrient loading rates for different types of native vegetation and for specific types of crops in watershed in various geographic areas. Most of these loading rates have been developed for watersheds located in temperate climates. Less is known about the loss of nutrients from dif-ferent types of land use in tropical watersheds.

The five principle crops raised along the coast of Ecuador are bananas, rice, sugar cane, cacao, and coffee (Fig. 13). These agriculture products come primarily from the Guayas lowlands, situated north and east of the city of Guayaquil, and along the eastern shore of the Gulf of Guayaquil. Statistics for the Guayas and Los R!os provinces have been combined to represent agricultural activity in the Guayas River basin. Over 50 percent of the agriculture activity for the coastal zone of Ecuador occurs in the Guayas River basin (Fig. 13).

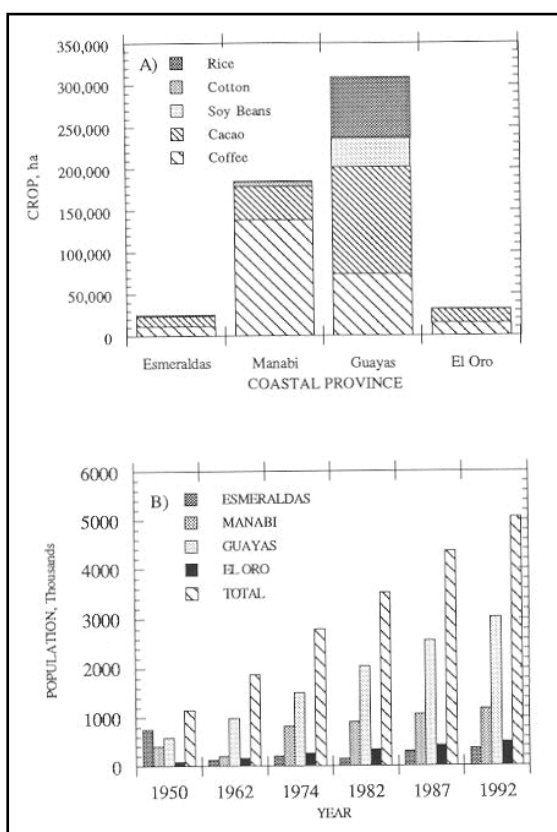


Figure 13. A). Distribution of lands under different types of agriculture in the four coastal provinces of Ecuador. The Guayas province includes agriculture activity in Los Ríos province. **B).** Historical records of population changes in the four provinces of Ecuador

The Guayas River basin is a major producer of rice, with nearly 95 % of the total rice production along the coast occurring in the Guayas and Los Ríos provinces. Rice in the Guayas River basin is of particular significance to the nutrient economy of the Guayas River estuary because of the large area of production (Fig. 13A), the potential expansion of this crop in the watershed once the Daule-Peripa dam is completed (projected at 17,000 ha during the initial phase of the project), and its proximity to waterways. Point source inputs of chemicals to the coastal zone are associated with urban areas and industry (Fig. 2). Loading rates of nutrients from cities are dependent on population density and degree of waste treatment prior to discharge into aquatic system. The population in the coastal provinces of Ecuador has increased over the past 35 years, most dramatically in the Guayas province (Fig. 13B).

From 1962 to 1982 the population of this province more than double to over 2,000,000 persons. In the last several years, the annual growth rates has been dramatic resulting in a present population of over 2,568,452 (Fig. 3B). Together with the population of Los Ríos, there are 3.14 million people in the Guayas River basin, of which 84 percent is considered urban, with 53 percent of the basin population located in the vicinity of Guayaquil. Currently, only 18 percent, or 6,100 ha, of the 34,700 ha city is serviced by an adequate sewer system (Solórzano 1989). In 1979, 450,000 people in Guayaquil did not have sewers and this value has increased annually by 21,000 people. The contaminated waters of the city are emptied, untreated, into the Guayas River (El Guasmo pumping station), Daule River (El Progreso pumping station), and Estero Salado.

From the available statistics, waste from 62 percent of the population is pumped to septic ponds (untreated), however, 86 percent of the 54.83 106 m³ of waste generated annually is discharged to aquatic ecosystems. Based on these population statistics and per capita rates for each treatment, the loading rates for oxygen demand (biological and chemical), solids (total and dissolved), and nutrients total nitrogen and phosphorus) have been calculated. This preliminary analysis indicates that the city of Guayaquil discharges over 90 percent of all domestic wastes that enter the river, and an even greater percentage of the nutrients that enter the Guayas River estuary. Solórzano (1989) claims that domestic and industrial waste has lowered water quality in the Daule and Guayas Rivers by contributing to a high level of bacterial contamination, decreasing dissolved oxygen content, and increasing concentration of nutrients.

Nutrient enrichment of coastal regions has contributed to the continued eutrophication of estuarine ecosystems that has led to the deterioration of many water quality parameters (Fig. 2). Dissolved oxygen concentrations below 4 mg/L are considered stressful to many estuarine organisms and the negative effects of low dissolved oxygen to environmental quality can also occur by altering basic food chains that support economically important fisheries. The discharge of biological oxygen demand (BOD) and chemical oxygen demand (COD) can cause a decrease in concentrations of dissolved oxygen in the estuary. A balance of processes that contribute (photosynthesis and diffusion) and remove (BOD and COD) dissolved oxygen is necessary for a healthy environment for economically important fisheries. While low dissolved oxygen conditions may be a natural condition in most stratified estuaries

(Newcombe and Horne, 1938; Officer et al., 1984), a legitimate concern is the recent temporal and spatial increase in anoxia in many coastal ecosystems.

Anoxic waters are apparently uncommon in the Guayas River estuary, occurring only in areas near sewage outfalls (Arriaga, 1989). A survey of five stations in Estero Salado found that dissolved oxygen concentrations at 1 m depth ranged from 2.7 to 4.7 mg/L in the Guayas River, yet concentrations near Guayaquil are usually less than 2.7 mg/L (Solórzano, 1989). Concentrations are normally lower near the bottom; for instance, Solórzano and Viteri (1981) measured concentrations of 3.5 mg/L at 1 m depth compared to 2.0-2.5 mg/L near bottom at two stations adjacent to Guayaquil. Biochemical oxygen demand (BOD) fluctuated from 0.65 to 2.88 mg/L in the Guayas River estuary. Dissolved oxygen concentrations in Estero Salado range from 3.0 to 4.7 mg/L.

Estero Salado receives effluent from 400,000 persons representing BOD of 10,000 mt/yr. Although there are cases of low dissolved oxygen adjacent to sewage outfalls, there is not the stress of anoxia as expected from the loading to this estuarine ecosystem. The strong tides with amplitudes from 3 to 5 m in the Guayas River estuary and Estero Salado are responsible for the well-mixed aerated water column. However, when this high BOD is pumped into shrimp ponds, together with the in situ biochemical processes in pond waters, there are potential water quality problems. During presence of red tides in the estuary, anoxic problems in ponds are not caused by pumping anoxic water from the estuary; rather anoxia in pond water develops when waters with high BOD potential are pumped into the less well mixed shrimp ponds.

Red tides, phytoplankton blooms that discolor the water, are a common occurrence in the Gulf of Guayaquil and in the inland waters of the Guayas River estuary (DeArcos, 1982; Jiménez, 1980; Jiménez, 1990). There have been 28 reportings of red tides in the coastal zone of Ecuador, and these blooms vary in species composition, density of cells, and duration. The most direct influence of the estuary is fish kills caused by the presence of toxic organisms such as *Gonyaulax catenella* and *Gymnodium breve*. *Gonyaulax monilata* occurred in the upper portion of the Gulf of Guayaquil in April 1980 and in March 1986 along the coast of Manglaralto. The 1980 bloom resulted in high fish mortality (Jiménez, 1980), while the 1986 bloom caused significant mortality of shrimp postlarvae in eight hatcheries, interrupting operations for 30-45 days (Jiménez, 1986). Other red tides in the Guayas River include *Gyrodinium stratum* in September 1982, *Mesodinium rubrum* in August 1984, *Prorocentrum maximum* from February 1985 to February 1986, and a recent bloom of *Nietzche* sp (Jiménez, 1989).

These blooms caused high mortality in shrimp ponds when phytoplankton contaminated waters were pumped from the estuary. A red tide of *Gyrodinium stratum* (non toxic) in the Guayas River in September 1982 reached concentrations of 93,000,000 cells/L over 50 km of the estuary for over one month. The pumping of this red tide caused anoxia and subsequent shrimp mortality in ponds, representing one of the first occurrence of the negative impacts of red tide on shrimp pond operations. Another incident in Estero Salado in August 1984 resulted in anoxia in shrimp ponds at night associated with the addition BOD of *Mesodinium rubrum* cells. During these events, negative effects of red tides are compensated by increasing the pumping rate and water exchange of ponds. It has also been noted that some of the species associated with red tides, such as filaments of the blue-green algae cause a reduction in the quality of shrimp by changing the flavor and causing a musty odor.

Ecotoxicology

The environmental quality of coastal ecosystem is also influenced by the toxic chemicals introduced by agriculture and industry. Agriculture may contribute toxic substances such as pesticides to rivers and estuaries of the Guayas basin (Fig. 2). Solórzano has expressed concern about the concentrations of pesticides in the estuary, but only traces of pesticides have been detected at the beginning of the rainy season in the Daule River (Solórzano, 1989). A CEDEGE river basin study showed that DDT levels in the rivers flowing into the estuary were low, but little documentation of this problem is available.

The Daule-Peripa Rivers dam project described above will also increase areas of agriculture in the Guayas River watershed. The proposed irrigated area for agriculture is 125,000 ha located in the Daule River basin, the Santa Elena peninsula, and the province of Manabí (Arriaga, 1989). In the lower Daule section, the irrigated area of 50,000 ha is located on both shores of the Daule River between Palesina and

Petrillo. The first phase of irrigation is planned for 17,000 ha to be used for plantations of rice, corn, soybeans, beans, onions, tomatoes and castor beans (Herman, 1986). Projected use of pesticides in the irrigated areas includes propanol (herbicide), endrin, and furadan (insecticides). Most of the proposed pesticides are organochlorine and organophosphorus compounds, in addition to carbamates and other urea-based herbicides (Arriaga, 1989). Organochlorine compounds are water insoluble, but are transported in aquatic ecosystems adsorbed to particulate matter.

These compounds are resistant to decomposition and can accumulate in the sediments of estuarine ecosystems. Organophosphorus compounds are water soluble, but susceptible to decomposition and do not accumulate in sediments. However, these compounds are very toxic to aquatic organisms. Crustaceans, especially larvae, are usually more sensitive to low concentrations of pesticide than are other marine organisms (Costlow, 1982). The extensive use of these chemicals in the estuarine watershed creates a potential hazard to the shrimp mariculture industry in Ecuador. Endrin, which is applied at an approximate rate of 145 mt/yr in the rice fields of the Guayas River basin significantly reduced growth rates of rapidly growing juvenile *Mysidopsis bahia* (McKenney, 1986) at concentrations of 60 µg/L. In addition, physiological measurements of metabolic dysfunction in mysids exposed sublethally to pesticides in laboratory and field conditions showed lower growth and reproductive capacity in these organisms during later stages of their life cycle (McKenney, 1986). Daugherty (1975) noted that decreased shrimp yields in El Salvador probably resulted from the heavy use of pesticides in cotton farming during the 1960's and early 1970's. Pesticides have a tendency to become more concentrated along the food chain and thus may stress predators and higher trophic levels such as fish. Before this problem can be solved, more information is needed on the ambient concentration of these chemicals that are toxic to certain fisheries, and on their fate in the aquatic environment.

There is some mining activity in the Guayas River basin, and several metals have been found concentrated in riverine and estuarine sediments. Solórzano (1989) gives recent measurements of copper, iron, cadmium in the water columns of the Babahoyo, Daule, and Guayas Rivers, and mercury in the sediment of the Guayas. She described the water masses as eutrophic and the concentrations of copper and cadmium over the limit considered as innocuous for aquatic organisms. The concentrations of these two metals ranged from 36.92-94.52 µg/L and 0.1-14.5 µg/L, respectively, in the Guayas River. These high concentrations of heavy metals in certain areas of the estuarine ecosystem demonstrate the effects of urban development and industry. Solórzano (1986) expressed particular concern for the concentration of copper, cadmium and mercury in the water column and sediments of the Guayas River estuary. Copper concentrations are higher than 10 µg/L which is considered innocuous to aquatic species (Ketchum, 1975), although these concentrations could be due to natural processes. Cadmium is also present in concentrations that could impact aquatic organisms (Ketchum, 1975), and sediments showed significant mercury contamination (Solórzano 1986, 1989).

Environmental Quality and Shrimp Mariculture

The long term sustainability of the shrimp farming industry in Ecuador will require integrative approaches to the management of coastal zone resources. These management considerations not only include the interactions of the shrimp farming industry with estuarine and coastal ocean ecosystems, but also the land use activities in the upland watershed and urban centers. For example, the interactions of shrimp farming activities with the Guayas River estuarine ecosystem indicate the complex nature of how environmental impacts influence the sustainability of this industry (Figs. 2 and 14). The upper panel of Figure 14 describes the present strategy in utilization of coastal resources in Ecuador by the shrimp mariculture industry, including the feedback effect of this enterprise on estuarine environmental quality. Decreases in the environmental quality of estuarine resources affect the productivity of shrimp ponds by influencing the ability of natural resources to supply of PL, and controlling the survival and growth of shrimp in growout ponds. Thus, the secondary productivity of pond ecosystems is constrained by the variety of factors that are linked to water and habitat quality in coastal ecosystems (Figs. 2 and 14).

Changes in the environmental quality of coastal river basins, or ecoregions such as the Guayas River basin, are also associated with land use changes both in upland watersheds and the intertidal zone. For example, it has been shown that the quality of water in the estuary may be influenced by introduction of chemicals such as nutrients and pesticides from agriculture, sewage from large urban areas, and heavy metals from industry (Fig. 2). Rivers provide the conduit that links the ecological processes of the estuary with the land use practices of upland watersheds. Deforestation of natural vegetation followed by replacement with agroecosystems, in addition to urban and industrial activities, can change the chemical

composition of riverine inputs to coastal ecosystems. In addition, the distribution and turnover rate of these pollutants in the estuary are influenced by alterations in the quantity and seasonal nature of fresh water discharge from the watershed. Thus the quantity and quality of riverine inputs together are important linkages of the environmental quality of estuaries to the productivity of shrimp pond mariculture.

Tides connect the estuary with intertidal land use practices and with coastal ocean processes, and therefore they also contribute to the environmental quality of estuarine ecosystems. Most of the changes in land use practices of the intertidal zone are associated with the shrimp farming industry itself, caused by the destruction of mangrove ecosystems (Fig. 14). The loss of these ecosystems has a negative feedback on the normal function of tides that couple the function of mangroves with the estuary (Twilley, 1988). As described above, this coupling of mangroves with the estuary influences both the habitat and water quality of estuarine resources (Fig. 14).

The specific ecological processes of mangroves that are lost due to pond construction are illustrated in Fig. 11, along with how they support the productivity of the shrimp ponds. Thus the loss mangroves is linked to the growth and survival of post larvae and chemical ecology of shrimp ponds by decoupling the effect of these forested wetlands on habitat and water quality.

Mangroves have been replaced with shrimp pond ecosystems that have very different ecological functions in the coastal zone. While ponds are designed to enhance the secondary productivity of the estuary, by specifically increasing the yield of adult shrimp, they alter the habitat and water quality of estuarine ecosystems. In pond ecosystems, the use of tidal energy to exchange estuarine waters with the intertidal zone has been replaced with fossil fuel energy that pumps water periodically during a tide. The ecological processes in pond ecosystems largely determined by the introduction of nutrients and feeds to enhance shrimp production result in the fertilization of estuarine waters. Thus, the functions of pond ecosystems relative to water quality are different compared to the coupling of mangrove ecosystems that may reduce excess nutrients in estuaries. Changes in land use in the intertidal zone by construction of shrimp farms not only is important to the loss of ecological functions, such as mangroves, that may influence environmental quality of the estuary; but also the replacement of natural ecosystems with those that have different ecological functions in the intertidal zone. Therefore, negative feedback of pond construction is not only related to mangrove loss, but also by the negative influence of pond ecosystems on the water quality of estuarine ecosystems (Fig. 14).

The influence of the environmental quality of the coastal zone on the shrimp farming industry is complicated in Ecuador because of the unique oceanographic processes in this region (Fig. 14). For example, elevated water temperatures in the Gulf of Guayaquil may be a dominating factor in the tremendous recruitment of shrimp into the inner estuaries during pacific climatic disturbances know as El Niño. There remains confusion over the relative role of offshore processes and inshore destruction of mangroves to the decline in abundance of post larvae in the last decade. Nationally there has been a loss of about 22% of mangrove resources from the coast. However, in some coastal watersheds such as the Rio Chone estuary the loss of mangroves is greater than 90%. The cumulative impacts of mangrove loss may be site specific, particularly in regions where mangrove loss is high, and other estuaries must provide habitat to sustain the natural genetic stock. During periods of high recruitment, the impacts of habitat loss may not be significant. Yet, during the more normal oceanographic conditions, the negative impacts of habitat loss may be more pronounced along the coast. The life cycle of penaid crustaceans links the physical processes of the coastal oceans with the ecological process-ses of mangrove estuaries. It is the combination of both that sustain this coastal resource.

The abundant supply of post larvae during El Niño events created an excessive demand for intertidal area for the construction of shrimp ponds from 1985 to 1987. The natural supply of post larvae during the more normal years of recruitment could not stock the existing ponds, such that by 1985 nearly 50 % of the shrimp ponds were not in operation. During this period, there was a major emphasis to produce post larvae with hatcheries, and acclimate these shrimp to growout ponds. In 1986 there were only 12 hatcheries in operation. By 1989 there were 106 laboratories in operation, and another 60 planned for construction. Nearly half of these hatcheries were located in Guayas province and 25 were constructed along the beaches of Manabí. The anticipated production of these hatcheries is nearly 10 billion larvae, yet only less than 25% of these will survive under pond conditions. Most hatcheries produce larvae from wild gravid female, because they have better survival in growout ponds. Thus, the hatchery industry, while quickly responding to the demand for larvae, are presently not replacing the habitat quality of estuarine ecosystems that is needed to sustain the shrimp pond industry.

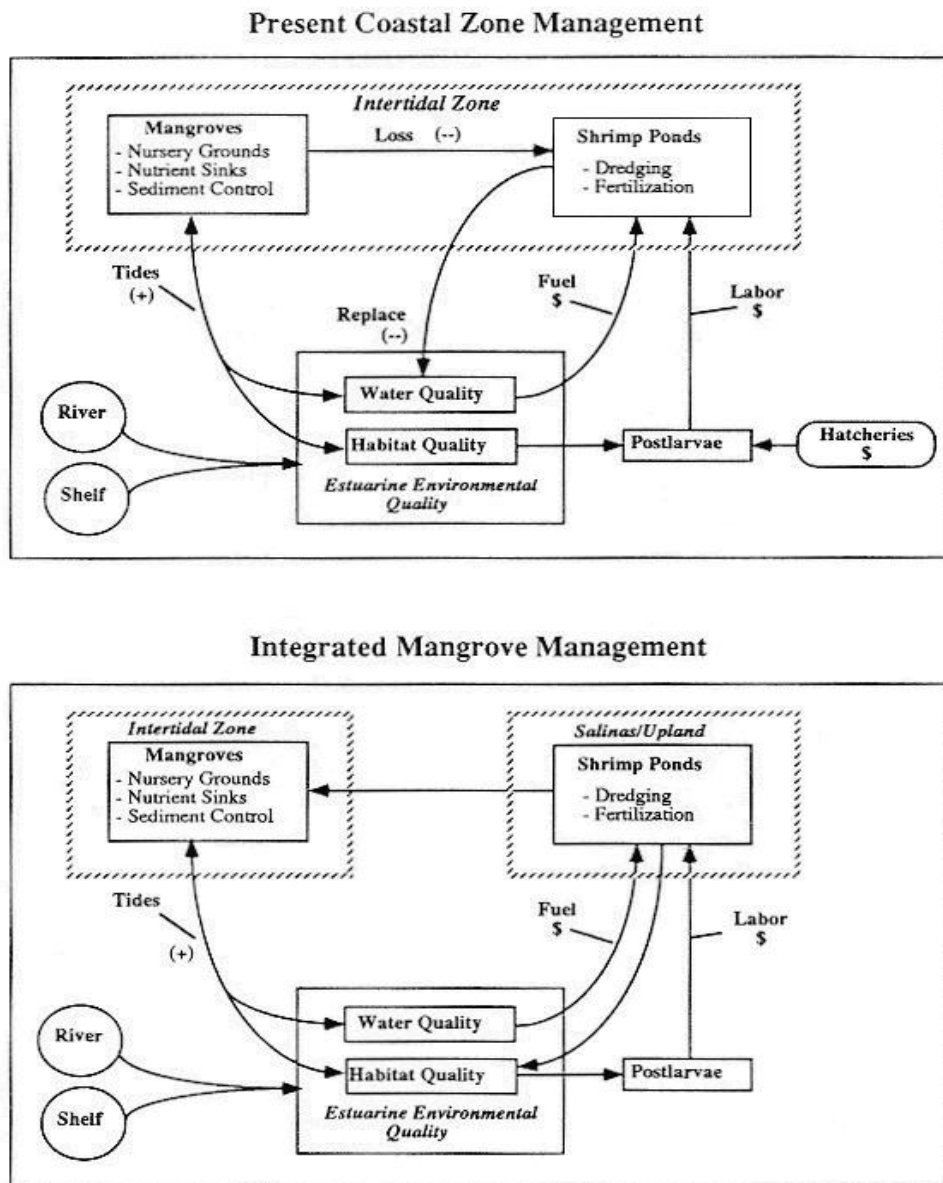


Figure 14. Comparison of present practices in coastal zone management (upper panel) with recommended strategies for integrated mangrove management based on the ecological function of mangroves in the coastal zone (lower panel)

Although shrimp pond construction has been nearly continuous from 1979 to 1988, there has been a limitation on the acreage of ponds in operation (Fig. 3C). This may be largely due to the availability of post larvae which indicates the importance of habitat and water quality of coastal ecosystems as a constraint on the shrimp pond industry. Thus a carrying capacity of the coastal ecosystems of Ecuador to sustain shrimp pond industry is about 60,000 ha. Without the subsidy of post larvae to the industry from hatcheries, or the periodic supplement from El Niño events, there seems to be a limitation on the amount of ponds that can be supported for operation. According to the linkages described in the upper panel in Fig. 14, the negative feedback of pond construction on mangrove loss and pond effluent on water quality may deteriorate the environmental quality of coastal ecosystems and decrease the carrying capacity of pond operation in Ecuador.

The level of pond management to enhance shrimp production in ponds that are actually under operation will have to be intensified to sustain or increase shrimp yield (Siddall et al. 1985). Thus the supply of postlarvae in the estuary has a strong influence on both the number of ponds in operation and the type of pond management practiced in these ponds. The intense utilization of existing ponds would create

increased pumping and fertilization of estuarine water which would, in turn, lead to increased loading of nutrients to the estuary. This management alternative may adversely affect water quality of the estuary. The negative impacts of pond construction on the ecosystem are replaced by increased pumping and fertilization associated with more intensive shrimp pond management. These issues demonstrate the importance of considering shrimp pond management in the context of the ecosystem and, particularly, paying close attention to those factors associated with water quality control.

Integrative Mangrove and

Shrimp Pond Management

The ecosystem approach to the management of natural resources is essential since it integrates both the ecological processes of environmental systems together with the socioeconomic characteristics of regional development. New techniques that can simultaneously value the interactions of environmental and human systems are being developed (Farber and Costanza, 1987; Bell, 1989; Costanza *et al.*, 1989; Dixon, 1989; Gottfried, 1992), but many of these models presently lack quantitative relationships. Thus in many cases, a few site specific analyses for particular conflicts in environmental and economic development have to be applied to a variety of systems and issues. Twilley and Day (this volume) suggest that the forcing functions in a coastal region can be used to assess the ecological functions of mangrove ecosystems (Fig. 1). And quantitative ecosystem models for these relationships are being developed (Twilley, 1993). Yet there are fewer quantitative relationships between these ecological processes with the exact nature of ecological functions such as habitat and water quality that these ecosystems provide. Thus, the quantitative links between ecological functions and ecosystem value are still being determined (see discussion below). However, what this description of the shrimp pond industry in Ecuador does provide, is an example of the qualitative linkages of an enterprise that depends on the environmental quality of coastal resources. We can use these linkages to provide a conceptual framework to assess the impacts of human resource management on natural resources. Natural resource management of the coastal zone is accomplished through policy established by human systems. Thus policy actually manages people, rather than the natural resources themselves. But the constraint of ecological processes on the sustainability of human utilization of natural resources requires an awareness of the linkages (both qualitative and quantitative) of ecosystems. We are not describing policy options or specific management plans in this chapter, but are proposing a conceptual model to understand how the ecological linkages of the system are coupled, and how these linkages influence the environmental quality of the coastal zone.

The economics of shrimp farming are linked to the ecological functions of natural resources in the coastal zone. Profit in shrimp farming is the difference between income generated from pond production and costs associated with pond operation. The level of shrimp production and operation costs, such as dredging, construction, pumping, fertilization, and land (authorizations), depend on the quality of water that is pumped from the estuary into the ponds. Mangroves and tides provide the shrimp industry with clean water and important habitat that enhance wild post larvae supply and shrimp production in ponds (Figs. 11 and 14). With the loss of these free services the cost of shrimp production increases such as in the cost of providing post larvae by operating hatcheries, increased dredging to remove sediment, and fuel for pumps to control dissolved oxygen. Thus negative feedbacks of the shrimp industry due to the loss of natural resources will influence profits of the industry since shrimp pond management is so tightly coupled to the natural resources of estuarine ecosystem (Fig. 9a).

Valuation techniques are needed to determine the multiproduct functions of mangroves in order to integrate economics and ecology (Gottfried, 1992). The opportunity costs of different pond management strategies including pond construction and operation must be based on their negative effects on habitat and water quality of coastal ecosystems. In addition, opportunity costs of environmental quality have to be placed on a larger watershed scale to include many complex interactions of the shrimp farming industry with estuarine and river basin ecosystems (Gottfried, 1992). Valuation techniques must use ecological and economic information to identify the negative and positive feedbacks of human systems with the function of natural resources. We are presently developing ecological models of these processes to more specifically predict the response of mangrove ecosystems to both natural and human alterations of coastal environments. The combination of these ecological models together with economic analyses of multiproduct functions of mangroves may provide better techniques that identify the role of ecological information in the valuation and management of mangrove resources.

Shrimp pond management could minimize negative impacts on coastal ecosystems if mangroves are preserved to protect their contribution to the environmental quality of the coastal zone (Fig. 14b). The preservation and conservation of mangroves can be implemented either by delineating greenbelts or buffer strips surrounding waterways, or by establishment of larger scale refuges and sanctuaries. The Australian Marine Science Association (1977) suggests that a terrestrial buffer zone should be at least 200 m wide landward of mangroves. Yet there are many problems in establishing such buffer zones in the intertidal area. In the Philippines, where 60% of the mangroves have been lost since 1960, a presidential decree (705 of the Forestry Reform Code) stipulates a 100 m wide strip along bay and sea (Velasco, 1980); yet, these greenbelts have not been implemented very well due to corruption (Bailey, 1986). In Indonesia there exist a controversy between the Departments of Forestry and Fishery between the width of greenbelts at 50 and 400 m, respectfully (Bailey, 1986). These institutional conflicts are unique to mangroves since they provide a product to both the forestry and fishery industries.

Another form of preservation is the formation of refuges or national parks. In Malaysia, presidential proclamation 2151 and 2152 declared certain mangrove forests as preserved areas, known as Mangrove Forest Conservation Areas, that exist in Sabah (Malaysia); Indian Sundarbans, Sarawak (Malaysia), Perak (Malaysia), Indonesia. There are also national parks that protect mangrove and marine resources throughout Latin America, particularly in Mexico, Costa Rica, Colombia, and Brazil. In the United States, there are mangrove resources that are protected in estuarine sanctuaries. Preservation of mangroves must not only consider the structure of forests but also the function of these ecosystems in the coastal zone. In some instances mangrove forests have been managed to maintain their presence in the landscape, but alterations in hydrology have uncoupled these ecosystems from estuarine waters. An example of this situation is impoundments in the United States that are used for mosquito control in mangroves. Dikes with water control structures prevent the exchanges of organic and genetic material between mangroves and coastal waters. Thus even though these forests remain in the landscape, they do not contribute to the habitat and water quality of the coastal zone.

The sustainable use of mangroves for production of timber products is also a form of mangrove conservation and utilization that acknowledges the importance of this resource to local economies. The most common description of mangrove management is associated with silviculture of forests based on rates of forest regeneration according to volume of wood produced annually per hectare of forest. Such forest management practices for mangroves has a long and successful history in Asia (Walsh, 1977; Snedaker, 1986) but has not been developed in South America. There have been some recent efforts in Brazil, Panama and Venezuela (Snedaker, 1986), but not of the magnitude as in Malaysia. The sustainable use approach to mangrove management is common in underdeveloped countries where economic activity associated with timber products is important (Snedaker, 1986). There is little management of mangroves in Ecuador for sustainable use for forestry, except in the northern provinces of Esmeraldas for charcoal production.

A similar approach to the sustainable utilization of mangroves as a fishery resource is less common, particularly in Latin America. This is due to the fact that the utility of mangroves as forestry products is directly linked to the harvesting of wood products or production of charcoal. Fishery products of mangroves are less direct, since they are linked to detritus food chains and habitat utilization that are less commonly appreciated, except for by artisanal fisherman. The lower panel in Figure 14 suggests some obvious ways that mangrove processes could be designed and engineered to sustain fishery enterprises such as shrimp farming. There are some indications that mangroves can be used as a nutrient sink and managed to remove excessive nutrients in coastal environments (Nedwell, 1975). This is a particularly important research agenda given the increased eutrophication of coastal waters in the tropics. Mangroves may represent sinks of several primary nutrients used in the fertilization of ponds, particularly phosphates and nitrogen. Mangrove sediments may also have the capacity to absorb some of the BOD associated with pond effluent high in chlorophyll biomass that may shift the balance of dissolved oxygen in the estuary. Effluent from shrimp ponds could be distributed in nearby mangrove forests for nutrient removal prior to the return of water back to the estuary. The use of mangroves as a nutrient filter of pond effluent would limit the negative feedback of shrimp ponds on the water quality of coastal ecosystems (Fig. 14).

The contribution of excess nutrients from shrimp ponds to mangrove ecosystems would most likely enhance mangrove productivity and potentially enhance the contribution of these forested wetlands to habitat quality of estuaries. This scheme to integrative the natural function of mangroves with the

management of shrimp ponds would serve as a means of altering what is presently a negative impact of intensive aquaculture to estuarine ecosystems into a positive feedback (Fig. 14). The shift from extensive to intensive mariculture may not necessarily impact the estuarine ecosystem if mangroves could be utilized in the operation of these types of ponds.

Another more direct way that shrimp pond management could be utilized to enhance the habitat quality of the coastal zone is by releasing adult shrimp back into the estuary. As described in Fig. 10, the yield of adult shrimp in ponds is transported to foreign markets and thus lost from the coastal ecosystem. This represents a sink of genetic resources from post larvae in the estuary, which are not allowed to recycle as adults to the offshore environments. Shrimp ponds are managed to increase the yield of adult shrimp above the capability of natural resources, and some of this enhanced production should be returned to the coastal zone. If managers returned 5% of the annual shrimp pond yield in adults back into the estuary, it would couple shrimp pond management to the natural life cycle of shrimp (Fig. 10). That linkage would represent a positive feedback from ponds to the habitat quality of estuarine resources (Fig. 14). This would essentially serve to replace some of the loss function of mangroves due to pond construction. This could be accomplished by returning some of the pond volume back to the estuary during harvesting without passing the effluent through screens that are used to harvest the adult shrimp.

These recommendations are based principally upon the ecological function of coastal resources and their linkage to shrimp farming in Ecuador. There are many other economic and political considerations important in the development of management alternatives. The point of this chapter is to establish the ecological constraints of human decisions that are associated with the utilization of natural resources. Environmental quality is essential to the long term sustainability of shrimp farming in Ecuador, and it is important to consider the ecological linkages of this type of economic enterprise.

Acknowledgements

Funding for the mangrove research in Ecuador was from U.S. Agency for International Development Program in Science and Technology Cooperation (grant No. DPE-5542-G-SS-8011-00) and the University of Rhode Island/AID Coastal Resource Management Program. Support from University of Southwestern University includes LEQSF (1988-94-GF-15) from Board of Regents, Faculty Research Awards, Graduate Student Organization, and Department of Biology.

Literature Cited

- Aiken, D., 1990.** Shrimp farming in Ecuador, and aquaculture success story. *World Aquaculture* 21: 7-16
- Alvarez, A., B. Vasconez, and L. Guerrero, 1989.** Multi-temporal study of mangrove, shrimp farm and salt flat areas in the coastal zone of Ecuador, through information provided by remote sensors, p: 141-146. *In: Stephen Olsen and Luis Arriaga (Eds.), Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador.* University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.
- Arriaga, L., 1989.** The Daule-Peripa dam project, urban development of Guayaquil and their impact on shrimp mariculture, p: 147-162. *In: Stephen Olsen and Luis Arriaga (Eds.), Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador.* University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.
- Bell, Frederick W., 1989.** Application of Wetland Valuation Theory to Florida Fisheries. Report Number 95, Florida Sea Grant College, June.
- CEDEGE, 1970.** Investigación de las oportunidades de Desarrollo económico de la cuenca del Río Guayas, Ecuador. Comisión de estudios para el desarrollo de la cuenca del Río Guayas.
- Cifuentes, L. A., R. B. Coffin, L. Solórzano, W. Cardenas, J. Espinoza and R. R. Twilley, 1996.** Isotopic and elemental variations of carbon and nitrogen in a mangrove estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43: 781-800.
- Cintrón, G., 1981.** El manglar en la costa Ecuatoriana. Hoja de Documentación. Departamento de Recursos Naturales. 37 p.
- Cintrón, G., A.E. Lugo, D.J. Pool, and G. Morris, 1978.** Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, 10: 110-121.
- Cintrón, G. and Y. Schaeffer-Novelli, 1984.** Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur America. *Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico*, 25: 4-15.
- CLIRSEN, 1984.** Aplicación de sensores remotos en el estudio de levantamientos integrados de recursos naturales por sensores remotos.

- CLIRSEN, 1985.** Estudio multitemporal de manglares, camarónicas y reas salinas, mediante información de sensores remotos. Centro de levantamientos integrados de recursos naturales por sensores remotos.
- CLIRSEN, 1992.** Estudio multitemporal de manglares, camarónicas y áreas salinas, mediante información de sensores remotos. Centro de levantamientos integrados de recursos naturales por sensores remotos. Memoria Técnica. Quito, Ecuador.
- Clough, B.F., K.G. Boto, and P.M. Attiwill, 1983.** Mangroves and sewage: a re-evaluation. *In:* H.J. Teas (Ed.), *Biology and ecology of mangroves*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.
- Costanza, R., S. Farber, C. Stephen and J. Maxwell, 1989.** The Valuation and Management of Wetland Ecosystems. *Ecological Economics*, 1(4): 335-61.
- Costlow, J. D., Jr., 1982.** Impact of toxic organics on the coastal environment, p. 86-95. *In:* T.W. Duke (Ed), *Impact of man on the coastal environment*. EPA/600/8/021, Washington, D.C.
- Cucalón, E., 1984.** Temperature, salinity and water mass distribution off Ecuador during an El Niño event in 1976. *Rev. Cien. Mar. Limn.*, 2: 1-25.
- Cucalón, E., 1989.** Oceanographic characteristics off the coast of Ecuador, p. 185 -194. *In:* Stephen Olsen and Luis Arriaga (Eds.), *Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.
- Daugherty, H. E., 1975.** Human impacts on the mangrove forests of El Salvador, p. 816-824. *In:* G.E. Walsh, S.C. Snedaker and H.J. Teas (Eds.), *Proceedings of the International Symposium on the Biology and Management of Mangroves*. Institute of Food and Agriculture Sciences, University of Florida. Gainesville, Florida.
- Davis, G. E. and C. E. Hilsenbeck, 1974.** The effects of watershed management on the Shark River Slough-Whitewater Bay estuary of Everglades National Park, Florida. Draft Report, Everglades National Park. Homestead, Florida. 16 p.
- De Arcos, T. V., 1982.** Mareas rojas en aguas ecuatorianas. *Revista de Ciencias del Mar y Limnología*, 1: 115-125.
- Dixon, J. A., 1989.** Valuation of Mangroves. *Tropical Coastal Area Management*, 4(3): 1-6.
- Farber, S. and R. Costanza, 1987.** The Economic Value of Wetlands Systems. *Journal of Environmental Management*, 24: 41-51.
- Gottfried, Robert R., 1992.** The Value of a Watershed as a Series of Linked Multiproduct Assets. *Ecological Economics*.
- Herman, R. M., 1986.** Plan maestro de alcantarillado sanitario y pluvial del área metropolitana de Guayaquil. Convenio BID/EMAG, Subprograma B.
- Jenkins, D. W., 1979.** Estudio del impacto ambiental del proyecto de propósito múltiple Daule-Peripa del Ecuador. Comisión de Estudios para el Desarrollo de la cuenca del Río Guayas. Banco Interamericano de Desarrollo. Washington, D.C. 63 pp
- Jothy, A. A., 1984.** Capture fisheries and the mangrove ecosystem, p: 129-141. *In:* J.E. Ong and W..K. Gong (Eds), *Productivity of the mangrove ecosystem: Management implications*. Unit Pencetakan Pusat, University Sains Malaysia, Penang, Malaysia.
- Jimnez, R., 1980.** Marea roja en el Golfo de Guayaquil en abril de 1980. *Bol. Informativo Inst. Nac. Pesca*: 11-13.
- Jiménez, R. and J. Martínez, 1982.** Presencia masiva de *Euphlax doyii* Stimpson (Decapoda, Brachyura, Portunidae) en aguas ecuatorinas. *Revista de Ciencias del Mar y Limnología*, 1: 137-146.
- Jiménez, R., 1989.** Red tide and shrimp activity in Ecuador, p: 179-184. *In:* Stephen Olsen and Luis Arriaga (Eds.), *Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.
- Ketchum, B.H., 1975.** Problems in aquatic ecosystems with special reference to heavy metal pollution of the marine environment, p: 76-81. *In:* A.D. McIntyre and C.F. Mills (Ed.), *Ecological Toxicology Research*. Plenum Press, New York.
- Lynch, J.C., J.R. Meriwether, B.A. McKee, F. Vera-Herrera and R.R. Twilley, 1989.** Recent accretion in mangrove ecosystems based on ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb. *Estuaries*, 12: 284-299.
- Macko, S. A. and J. Zieman, 1983.** Stable isotope composition and amino acid analysis of estuarine plant litter undergoing decomposition. *Estuarine Research Federation Meeting*, Virginia Beach, Va.
- Macnae, W., 1968.** A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forests in the Indo-West-Pacific region. *Advances Marine Biology*, 6: 73-270.
- Macnae, W., 1974.** Mangrove forests and fisheries. *FAO/UNDP Indian Ocean Programme*. IOFC/DEV/7434.

- Mc Kenney, C. L., Jr., 1986.** Critical responses of populations of Crustacea to toxicants. EPA/600/M-86/004, Washington, D.C.
- McPadden, C. A., 1985.** A Brief Review of the Ecuadorian shrimp industry. Instituto Nacional de Pesca/Overseas Development Administration, UK.
- Margalef, R. and M. Crespo, 1979.** Informe preliminar sobre posibles consecuencias de la construcción de la presa proyectada de Daule-Peripa.
- Mendoza *et al.*, 1983.** Plan de conservación ambiental del proyecto de propósito múltiple Jaime Roldos Aguilera. Unid. de Est. Agronómicos; Dpto Tecn. CEDEGE.
- Montaño Armijos, Mariano, 1992.** Estudio de la calidad del agua costera Ecuatoriana. Programa de Manejo de Recursos Costeros (PMRC).
- Murray, S., D. Conlon, A. Siripong and J. Santoro, 1975.** Circulation and salinity distribution in the Rio Guayas estuary, Ecuador, p: 345-363. *In:* L. Cronin (Ed.), Estuarine Research. Academic Press NY.
- Nedwell, D.B., 1975.** Inorganic nitrogen metabolism in a eutrophicated tropical mangrove estuary. *Water Res.*, 9: 221-231.
- Newcombe, C.L. and W.A. Horne, 1938.** Oxygen-poor waters of the Chesapeake Bay. *Science*, 88: 80-81.
- Nixon, S. W., B. N. Furnas, V. Lee, N. Marshall, O. Jin-Eong, W. Chee-Hoong, G. Wooi-Khoon and A. Sasekumar, 1984.** The role of mangroves in the carbon and nutrient dynamics of Malaysia estuaries, p. 534-544. *Proceedings Symposium on Mangrove Environments - Research and Management.*
- Odum, W.E. and E.J. Heald, 1972.** Trophic analysis of an estuarine mangrove community. *Bulletin Marine Science*, 22: 671-738.
- Officer, C. B., R. B. Biggs, J. L. Taft, L. E. Cronin, M. A. Tyler and W. R. Boynton, 1984.** Chesapeake Bay anoxia: Origin, development, and significance. *Science*, 223: 22-27.
- Olsen, S. and L. Arriaga, 1989.** Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.
- Pesantes, F. and E. Pérez, 1982.** Condiciones hidrográficas, físicas y químicas en el estuario del Golfo de Guayaquil. *Revista de Ciencias del Mar y Limnología*, 1: 87-113.
- Peterson, B. J. and B. Fry, 1987.** Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 18: 293-320.
- Rodelli, M. R. J. N. Gearing, P. J. Gearing, N. Marshall and A. Sasekumar, 1984.** Stable isotope ratio as a tracer of mangrove carbon in Malaysian ecosystems. *Oecologia*, 61: 326
- Scoffin, T. P., 1970.** The trapping and binding of subtidal carbonate sediments by marine vegetation in Bimini Lagoon, Bahamas. *Journal of Sedimentary Petrology*, 40: 249-273.
- Siddall, S.E., J.A. Atchue, III and R.L. Murray, Jr., 1985.** Mariculture development in Mangroves: A case study of the Philippines, Ecuador and Panama. *In:* J.R. Clark (Ed.), Coastal Resources Management: Development Case Studies. Renewable Resources Information Series, Coastal Management Publication No. 3. Prepared for the National Park Service, U.S. Department of the Interior, and the U.S. Agency for International Development. Research Planning Institute, Inc., Columbia, South Carolina.
- Snedaker, S. C., J. C. Dickinson, III, M. S. Brown and E. J. Lahmann, 1986.** Shrimp pond siting and management alternatives in mangrove ecosystem in Ecuador. US Agency for International Report, Miami, Florida.
- Solórzano, L. 1989.** Status of coastal water quality in Ecuador, p: 163-178. *In:* Stephen O. and L. Arriaga (Eds.), Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.
- Solórzano L. and G. Viteri, 1981.** Investigación química de una sección del Estero Salado. *Revista de Ciencias del Mar y Limnología del Instituto Nacional de Pesca.*
- Stevenson, M.R., 1981.** Seasonal variations in the Gulf of Guayaquil, a tropical estuary. *Bol. Cient. Tec., Inst. Nacional de Pesca*, 4:1-133.
- Turner, R. E., 1977.** Intertidal vegetation and commercial yields of penaeid shrimp. *Transactions of the American Fisheries Society*, 106:411-416.
- Turner, R. E., 1986.** Factors affecting the relative abundance of shrimp in Ecuador, p: 121-140. *In:* S. Olsen and L. Arriaga (Eds.), Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.
- Twilley, R. R., 1985a.** The exchange of organic carbon in basin mangrove forests in a southwest Florida estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 20:543-557.
- Twilley, R. R., 1985b.** An analysis of mangrove forests along the Gambia River estuary: Implications for the management of estuarine resources. *International Programs Report No. 6, Great Lakes and Marine Waters Center, The University of Michigan.*

- Twilley, R. R., A. E. Lugo and C. Patterson-Zucca, 1986.** Production, standing crop, and decomposition of litter in basin mangrove forests in southwest Florida. *Ecology*, 67: 670-683.
- Twilley, R. R., 1988. Coupling of mangroves to the productivity of estuarine and coastal waters, p: 155-180. In: B.O. Jansson (Ed.), *Coastal-Offshore Ecosystem Interactions*. Springer-Verlag, Germany.
- Twilley, R. R., 1989.** Impacts of Shrimp Mariculture Practices on the Ecology of Coastal Ecosystems in Ecuador, p: 91-120. In: S. Olsen and L. Arriaga (Eds.). *Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.
- Twilley, R. R., R. Zimmerman, L. Solórzano, V. Rivera Monroy, A. Boderó, R. Zambrano, M. Pozo, V. García, K. Lóor, R. García, W. Cardenas, N. Gaibor, J. Espinoza and J. Lynch, 1992.** The importance of mangroves in sustaining fisheries and controlling water quality in coastal ecosystems. Final Report, US Agency for International Development, Program in Science and Technology Cooperation, Washington, D.C.
- Yáñez-Arancibia, A. and J.W. Day, Jr., 1982.** Ecological characterization of Terminos Lagoon, a tropical lagoon-estuarine system in the Southern Gulf of Mexico. *Oceanologica Acta SP*: 431-440.
- Yáñez-Arancibia, A. and J. W. Day, Jr., 1988.** Ecology of Coastal Ecosystems in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon Region. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, México.
- Walsh, G.E., 1967.** An ecological study of a Hawaiian mangrove swamp, p: 420-431. In: G.H. Lauff (Ed.), *Estuaries*. American Association for the Advancement of Science, 83. Washington, D.C.
- Zimmerman, R. and T. J. Minello, 1986.** Recruitment and distribution of postlarval and early juvenile penaeid shrimp in a large mangrove estuary in the Gulf of Guayaquil during 1985, p: 233-245. In: S. Olsen and L. Arriaga (Eds.), *Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.
- Zimmerman, R. J., R. García, T. J. Minello and T. J. Baumer, 1991.** Variability in juvenile shrimp abundances related to location and rainfall in the Gulf of Guayaquil estuary, Ecuador. Abstract, Estuarine Research Federation Conference, San Francisco.

6.2.a. La calidad ambiental de los ecosistemas costeros del Ecuador: Implicaciones para el desarrollo del manejo integrado de manglares y camaroneras

Traducción de:

Robert R. Twilley¹, Mariano Montaña Armijos², José M. Valdivieso³, Alejandro Boderó⁴, 1999. The Environmental Quality of Coastal Ecosystems in Ecuador: Implication for the Development of Integrated Mangrove and Shrimp Pond Management, p 199-230. In Alejandro Yáñez-Arancibia y Ana Laura Lara-Domínguez (eds.) Ecosistemas de Manglar in América Tropical. Instituto de Ecología, A.C. México, UICN/ORMA Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.

¹ University of Southwestern Louisiana, Lafayette LA

² Escuela Superior Politécnica del Littoral. Guayaquil. Ecuador

Resumen

La industria del camarón en Ecuador, que ocupó el segundo lugar después del petróleo en ingresos de exportaciones, ha sufrido pérdida de producción debido a la falta de post larvas disponibles para las piscinas. Los problemas de la industria del camarón en Ecuador demuestran la vinculación de los procesos ecológicos de los ecosistemas costeros, con una variedad de actividades económicas regionales. En este capítulo se describen los vínculos ecológicos entre el cultivo de camarón en Ecuador con las funciones de los manglares para ilustrar la importancia de la calidad ambiental en el manejo sostenible de los recursos costeros. Se presenta una descripción integrada de los diversos factores que contribuyen a la calidad del medio ambiente y cómo influyen en la sostenibilidad de la industria camaronera. Además, se describe el potencial de retroalimentación negativa del manejo de las camaroneras en los recursos costeros, en particular, los manglares, y el deterioro potencial del agua y la calidad del hábitat de la zona costera. Las operaciones de camaroneras comerciales han aumentado de manera espectacular, llegando a más de 50 000 toneladas métricas con un valor de 482 millones de dólares. En 1991, las camaroneras abarcaron más de 150 000 ha.

Uno de los principales factores que limita la expansión y la productividad de la industria camaronera es la disponibilidad de post larvas, pero los datos sugieren que la capacidad de carga óptima es de aproximadamente 60 000 ha de piscinas camaroneras. La influencia de la industria camaronera con los cambios en los patrones de uso del suelo y la utilización de aguas de los estuarios ha llevado a la preocupación por los posibles efectos negativos de esta industria en el hábitat y la calidad del agua de los ecosistemas costeros. El tema más controvertido en relación con la calidad ambiental de los recursos costeros del Ecuador ha sido la explotación de los manglares asociados con la construcción de piscinas camaroneras, la mayoría de las cuales están localizadas en las provincias sureñas de Guayas y El Oro. Inicialmente, gran cantidad de las piscinas fueron construidas en salinas, pero la construcción se trasladó a los manglares. La

reducción de la superficie de manglares desde 1969 hasta 1991 se estimó en 42 285 ha, o el 20.8 % de la superficie original de 203 695 ha. Mientras que el promedio nacional de pérdida de manglares es de aproximadamente 21 %, el rango de las cuatro provincias costeras fue del 12.8 % para la provincia del Guayas a 70.5 % en el caso de Manabí.

El ciclo de vida de los camarones implica el uso de los mares costeros, cerca de la costa y las zonas de estuario. Los criaderos de camarón operan proporcionando un hábitat artificial que facilita el desarrollo de post larvas de camarón a adultos, evitando así las etapas del ciclo de vida que normalmente se producen en el ecosistema del estuario. El sistema natural tiende a reciclar material genético entre las aguas costeras y alta mar, según lo dictado por el ciclo de vida del camarón. El cultivo de camarón cortocircuita este proceso sirviendo como un sumidero de recursos genéticos a las camaronerías de la zona costera.

La calidad ambiental de los recursos costeros está influenciada por los aportes de las cuencas altas, los intercambios con la zona intermareal, y los procesos oceanográficos. Las actividades en la cuenca incluyen represas, expansión urbana, agricultura y vertidos industriales. Estas actividades están llevando a la eutrofización y emisiones tóxicas.

La construcción y operación de piscinas camaronerías conduce a una serie de impactos ambientales, ya que el hábitat y la calidad del agua de los estuarios están vinculados a una variedad de procesos ecológicos en los manglares. Estos incluyen funciones de suministro de post larvas silvestres que crecen fuera de las piscinas, y las mejoras de condiciones de calidad del agua y el crecimiento y supervivencia de estos camarones juveniles. La calidad del hábitat de los manglares en el estuario se pierde cuando estos bosques son destruidos para la construcción de las camaronerías. Las funciones de los manglares como sumideros de nutrientes también se eliminan, así como su contribución a la calidad del agua del estuario. Los manglares también surten de alimento a los organismos estuarinos y esta función se pierde cuando se destruyen los manglares. El bombeo de agua a las piscinas camaronerías puede utilizar cantidades importantes de agua de los estuarios. Por ejemplo, en el estuario del río Guayas, el volumen de bombeo puede ser mayor que la descarga del río durante el flujo de verano. La pesca de post larvas no es selectiva y muchas otras especies son atrapadas. La sostenibilidad de la industria del camarón en el Ecuador a largo plazo requiere planteamientos integrales de manejo de recursos de las zonas costeras. Estas consideraciones de manejo no sólo incluyen las interacciones de la industria de cría camaronerías con los estuarios y los ecosistemas marinos costeros, sino también las actividades de uso del suelo en la cuenca alta y los centros urbanos.

Un enfoque ecosistémico en el manejo de los recursos naturales es esencial, ya que integra tanto los procesos ecológicos de los sistemas ambientales, como los socioeconómicos del desarrollo regional. El manejo de camarón en piscinas podría minimizar los impactos negativos sobre los ecosistemas costeros, si se conservan los manglares para proteger su contribución a la calidad del medio ambiente de la zona costera. La preservación y conservación de los manglares puede implementarse estableciendo cinturones verdes o franjas de protección en las vías navegables y extendiendo las áreas de conservación existentes. El uso sostenible de los manglares para la generación de productos de madera es también una forma de conservación de los manglares y su utilización reconoce la importancia de este recurso para las economías locales. La contribución de excedentes de nutrientes de la mayoría de las camaronerías a los ecosistemas de manglar probablemente mejora la productividad de los manglares y, potencialmente, mejora la contribución de estos bosques de pantano a la calidad del hábitat de los estuarios.

Introducción

En agosto de 1986, se organizó un taller en Guayaquil para evaluar el declive de la industria de cultivo de camarón en Ecuador (Olsen y Arriaga, 1989). La industria, ubicada después del petróleo en ingresos de exportación para el país, había soportado una baja considerable de producción debido a la falta de post larvas disponibles para las piscinas. La producción total y exportación de camarón se redujeron en 1984, y durante 1985, sólo la mitad de las 75 000 ha de piscinas camaroneras construidas en las provincias costeras estuvieron en operación. Diversos factores se han asociado a la disminución de post larvas en los estuarios de la costa de Ecuador, entre ellos, las bajas temperaturas del agua (regreso a temperaturas normales después de un evento El Niño), la pérdida de hábitat del manglar, la disminución de la calidad del agua (aumentada ocurrencia de mareas rojas, pesticidas y metales pesados), y la indiscriminada sobrepesca de los stocks naturales disponibles. De 1980 a 1987 cerca de 15 000 ha de piscinas fueron autorizadas para construcción, incrementándose para 1991 a un total de 150 000 ha; la mayoría de estas piscinas se habían construido en la zona intermareal. Hubo preocupación inmediata de que el crecimiento incontrolado de esta industria destruya los procesos ecológicos de los ecosistemas costeros, lo que amenazaba la sostenibilidad del cultivo de camarón en el Ecuador. La mayor parte de la preocupación se centró alrededor de la pérdida de las funciones ecológicas de los manglares, que se atribuyen al hábitat y al mantenimiento de la calidad del agua de los ecosistemas costeros. La escasa recolección y supervivencia de post larvas salvajes demostraron la susceptibilidad de esta industria a la calidad ambiental de la zona costera del Ecuador.

Los problemas de la industria camaronera del Ecuador demuestran la vinculación ecológica de los procesos de los ecosistemas costeros, incluyendo la productividad primaria, la exportación de detritus, los refugios, la sedimentación, y el ciclo de nutrientes, con una variedad de las actividades económicas regionales (Figura 1). Los usos y valores económicos de los manglares dependen de las funciones ecológicas de éstos. Estas funciones están restringidas por el escenario medioambiental o las funciones de fuerza de la zona costera (véase Twilley y Day, este volumen). Las funciones multiproducto de los ecosistemas de manglar se atribuyen a los diversos procesos ecológicos que los apoyan en el estuario (Figura 1). Estos procesos ecológicos dan cabida a las funciones de los manglares, a la provisión de hábitat y calidad del agua, y a la estabilización de la costa. Los usos y valores de los manglares en cualquier región costera dependen de la naturaleza de estas funciones, como de las condiciones culturales y económicas de la región.

Las actividades económicas, ya sea en la zona costera o en las cuencas altas que están unidos por los ríos de la costa también pueden tener efectos de retroalimentación sobre los procesos ecológicos de los ecosistemas costeros (Figura 1). Es un concepto importante que la utilización humana de los ecosistemas puede influir en la capacidad de los recursos naturales para garantizar las funciones. El análisis de los vínculos ecológicos y económicos de los recursos costeros debe utilizar un enfoque la función multiproducto que requiere una perspectiva global de los costos de oportunidad de diferentes escenarios de manejo (Gottfried, 1992). En este capítulo nos proponemos describir los vínculos ecológicos entre la industria de cultivo de camarón en Ecuador con las funciones de los manglares para ilustrar la importancia de la calidad ambiental

en el manejo sostenible de los recursos costeros. El enfoque multiproducto para el análisis de los ecosistemas costeros también debe incluir el impacto de las tierras altas y los vínculos de alta mar a la zona costera. La controversia en el manejo de los recursos costeros del Ecuador gira en torno a los impactos relativos de construcción y al manejo de piscinas como retroalimentación negativa a los procesos ecológicos de los manglares y los ecosistemas estuarinos. El éxito del desarrollo de planes de manejo para la zona costera depende de la capacidad para identificar las propiedades que determinan la calidad ambiental de los ecosistemas costeros en el Ecuador, y cómo el manejo de piscinas camaroneras influye en la estos vínculos (Figura 1).

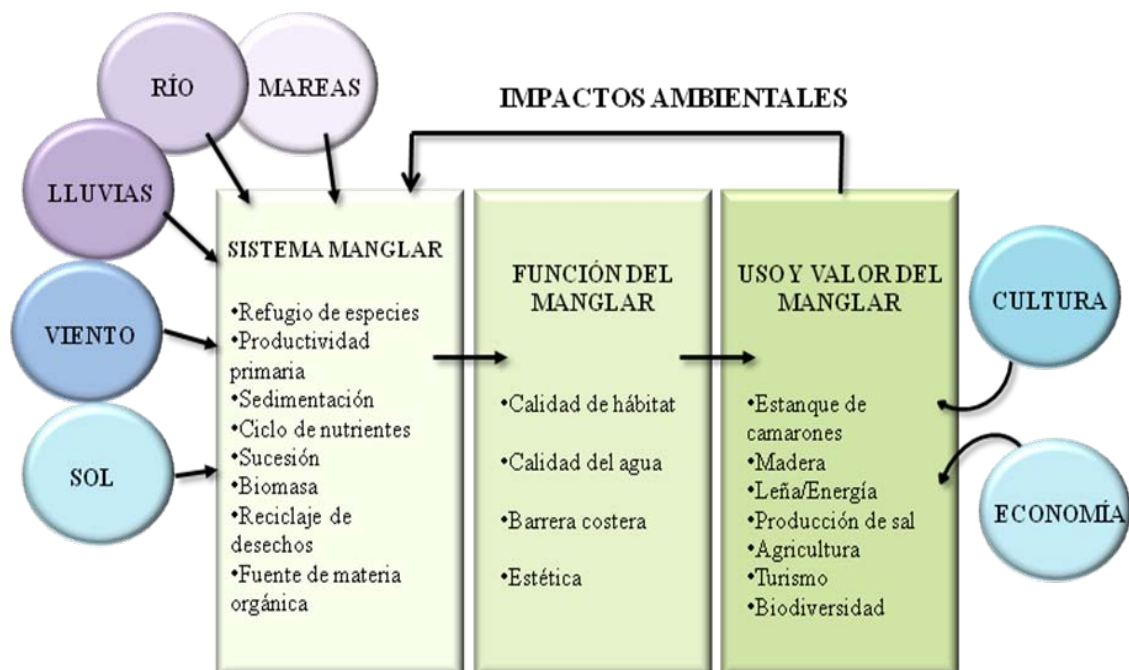


Figura.1. Diagrama de los vínculos entre el entorno del medio ambiente, los procesos ecológicos, funciones y usos de los ecosistemas de manglar (Twilley, 1995)

La mayoría de las complejas interacciones de los recursos humanos y naturales en la zona costera de Ecuador subraya los problemas de la interfase de la industria camaronera con los ecosistemas costeros. La calidad ambiental de la zona costera del Ecuador se ve influenciada por procesos costeros únicos junto con una variedad de usos del suelo intermareal y tierras altas (Figura 2). Los recursos del estuario del Ecuador están fuertemente influenciados por las vertientes interiores que controlan la descarga de agua dulce, la entrada de sedimentos y el transporte de productos químicos de diferentes prácticas de uso del suelo en la cuenca del río. El acoplamiento del estuario con la zona intermareal se ve reforzada por olas de 3 - 5 m que articulan el intercambio de sedimentos, nutrientes, detritus y organismos a los ecosistemas de manglar (Figura 2). Los procesos oceánicos están fuertemente influenciados por los eventos El Niño que controlan las temperaturas de alta mar y las vías de precipitación de agua (y por lo tanto la descarga del río). Las temperaturas del agua y la salinidad de las zonas costeras son importantes señales ambientales que desencadenan el reclutamiento de diversos recursos biológicos, como el camarón. En este capítulo se incluyen las discusiones de estos recursos y los usos del suelo, la utilización de los hábitats de alta mar y del estuario, para describir la compleja naturaleza de la calidad ambiental en los

ecosistemas costeros del Ecuador. Nuestro objetivo es presentar una descripción integrada de los diversos factores que contribuyen a la calidad del medio ambiente, y cómo influyen en la sostenibilidad de la industria camaronera. Además, se describirán los comentarios negativos potenciales del manejo de las camaroneras en los recursos costeros, particularmente los manglares, y el deterioro potencial del agua y la calidad del hábitat de la zona costera.

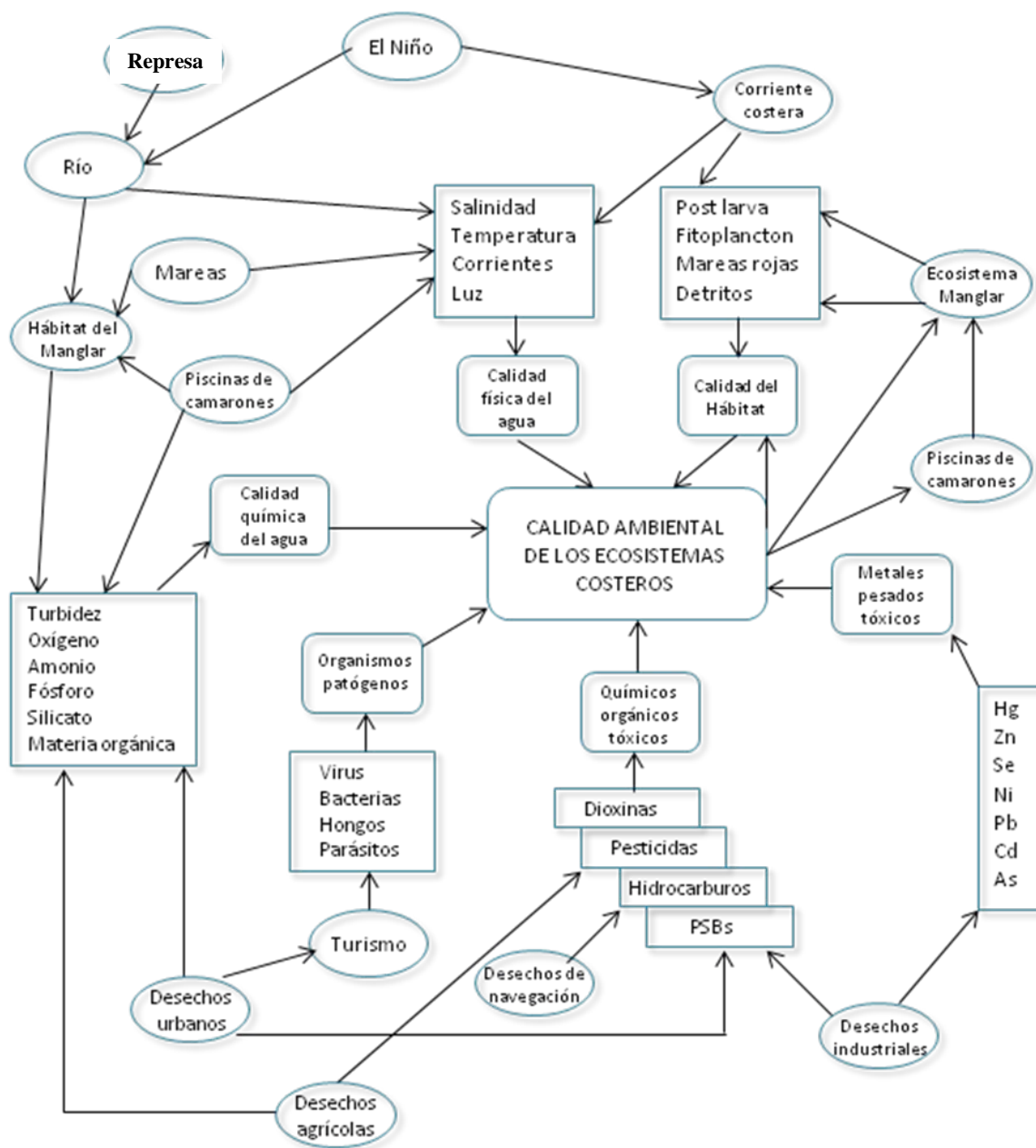


Figura. 2. El complejo de interacciones de los procesos costeros y uso del suelo continental que determinan la calidad ambiental de los recursos costeros del Ecuador

La mayoría de las complejas interacciones de los recursos humanos y naturales en la zona costera de Ecuador subraya los problemas de la interfase de la industria camaronera con los ecosistemas costeros. La calidad ambiental de la zona costera del

Ecuador se ve influenciada por procesos costeros únicos junto con una variedad de usos del suelo intermareal y tierras altas (Figura 2). Los recursos del estuario del Ecuador están fuertemente influenciados por las vertientes interiores que controlan la descarga de agua dulce, la entrada de sedimentos y el transporte de productos químicos de diferentes prácticas de uso del suelo en la cuenca del río. El acoplamiento del estuario con la zona intermareal se ve reforzada por olas de 3 - 5 m que articulan el intercambio de sedimentos, nutrientes, detritus y organismos a los ecosistemas de manglar (Figura 2). Los procesos oceánicos están fuertemente influenciados por los eventos El Niño que controlan las temperaturas de alta mar y las vías de precipitación de agua (y por lo tanto la descarga del río). Las temperaturas del agua y la salinidad de las zonas costeras son importantes señales ambientales que desencadenan el reclutamiento de diversos recursos biológicos, como el camarón. En este capítulo se incluyen las discusiones de estos recursos y los usos del suelo, la utilización de los hábitats de alta mar y del estuario, para describir la compleja naturaleza de la calidad ambiental en los ecosistemas costeros del Ecuador. Nuestro objetivo es presentar una descripción integrada de los diversos factores que contribuyen a la calidad del medio ambiente, y cómo influyen en la sostenibilidad de la industria camaronera. Además, se describirán los comentarios negativos potenciales del manejo de las camaroneras en los recursos costeros, particularmente los manglares, y el deterioro potencial del agua y la calidad del hábitat de la zona costera.

Industria de Cultivo de Camarón

Las primeras operaciones comerciales del camarón en Ecuador se iniciaron en 1969 (Siddall et al., 1985), casi 400 años después de la práctica de los incas de cierre de las lagunas que se encontraban temporalmente inundadas con agua de mar y larvas camaroneras peneidas. La producción de camarón de piscinas del Ecuador aumentó espectacularmente desde 1979 hasta 1984 y para 1989, las camaroneras producían más de 50 000 toneladas, mientras que la producción de la industria de redes de arrastre se mantuvo en 7 500 toneladas métricas (Figura 3A). El valor de la producción de las camaroneras aumentó de 56.9 a 287.9 millones de dólares de los EE.UU. desde 1980 hasta 1986 (Figura 3A). El valor de exportación de la cosecha de 1991 ascendió a 482 millones de dólares EE.UU., ocupando el segundo lugar después del petróleo como producto de exportación del Ecuador (Olsen y Arriaga, 1989; Aiken, 1990). El dinero generado por esta actividad de maricultura es más importante para la economía del Ecuador que el banano y cacao juntos, y dos veces tan importante como el café (Aiken, 1990). El enorme crecimiento de esta industria ha hecho del Ecuador el segundo productor del cultivo de camarón en el mundo, alcanzando casi el 16 % del mercado mundial (McPadden, 1985). Casi toda esta producción se consume en el mercado de Estados Unidos.

La expansión de la industria del camarón en Ecuador se exhibe mejor por el aumento en la construcción de camaroneras (Figura 3B). La construcción de piscinas camaroneras en promedio fue de cerca de 14 000 ha por año entre 1980 y 1991 resultando en una superficie total de más de 150 000 ha en 1991 (Figura 3B). Casi todas estas piscinas fueron construidas en la zona intermareal, y la mayoría de ellas inicialmente se ubicaron en zonas altas o salinas. Una vez desaparecidas estas zonas, más construcciones se

localizaron en la zona intermareal de vegetación boscosa, o manglares. La expansión de la industria de cultivo del camarón se ha limitado a dos provincias costeras del sur, Guayas y El Oro (Figura 4). Un censo de CLIRSEN (1992) cita que las provincias del sur, El Oro y Guayas tienen 127 130 ha, o el 87 % de la superficie total de piscinas camaroneras que se construyen en la zona intermareal (Figura 4). Esta zona de la región costera mantiene un área extensiva de comunidades intermareales, incluyendo casi 83 % de los manglares del Ecuador (Figura 4). Así, el ritmo de construcción de piscinas y las repercusiones de este cambio de uso del suelo en los ecosistemas estuarinos de esta región se convirtió en el foco central de preocupación por la calidad ambiental de la zona costera del Ecuador.

Uno de los principales factores que limitan la expansión y la productividad de la industria camaronera es la disponibilidad de post larvas (PL). Aunque ha habido un aumento constante en la construcción de piscinas de camarón, no todas las piscinas han estado en operación (Figura 3C). En las etapas iniciales del desarrollo de esta industria, casi todas las piscinas construidas estaban en funcionamiento hasta 1983. De 1983 a 1985, el área de piscinas aumentó de alrededor de 60 000 ha a 100 000 ha, pero el área de piscinas en operación disminuyó a cerca de 50 000 ha. La abundante oferta de post larvas durante el evento El Niño de 1983, junto con el capital disponible, creó una demanda excesiva para la construcción de camaroneras, desde 1985 hasta 1987. Sin embargo, el suministro natural de post larvas durante los años más normales, la captura de PL no podía abastecer a las piscinas existentes, resultando en disminución del funcionamiento de piscinas. La fluctuación de PL disponibles durante otros eventos de El Niño indican que la capacidad de carga óptima del sistema natural es de aproximadamente 60 000 ha de camaroneras (Figura 3C). La diferencia entre las piscinas construidas y en funcionamiento ha puesto un mayor énfasis en encontrar alternativas a las post larvas naturales, por ejemplo en producción de post larvas adicionales mediante criaderos.

La influencia de la industria camaronera en los cambios de los patrones de uso del suelo y la utilización de aguas de los estuarios ha llevado a la preocupación por los posibles efectos negativos de esta industria en el hábitat y la calidad del agua de los ecosistemas costeros. Varios factores se han asociados con la disminución de post larvas en los esteros a lo largo de la costa del Ecuador, incluyendo las bajas temperaturas del agua (regreso a temperaturas normales después de un evento El Niño), la pérdida de hábitat del manglar, la disminución de la calidad del agua (incluyendo mayor incidencia de mareas rojas, pesticidas y metales pesados) y/o indiscriminada sobre pesca de las poblaciones naturales disponibles. Los cambios en la calidad ambiental de los ecosistemas costeros a su vez pueden reducir la sostenibilidad de la industria camaronera. La información existente sugiere que la producción en las camaroneras ha descendido desde 1 600 hasta 250 kg/ha/año de camarón en los últimos años, aunque las tasas de siembra se han mantenido en alrededor de 65 000 PL/ha.

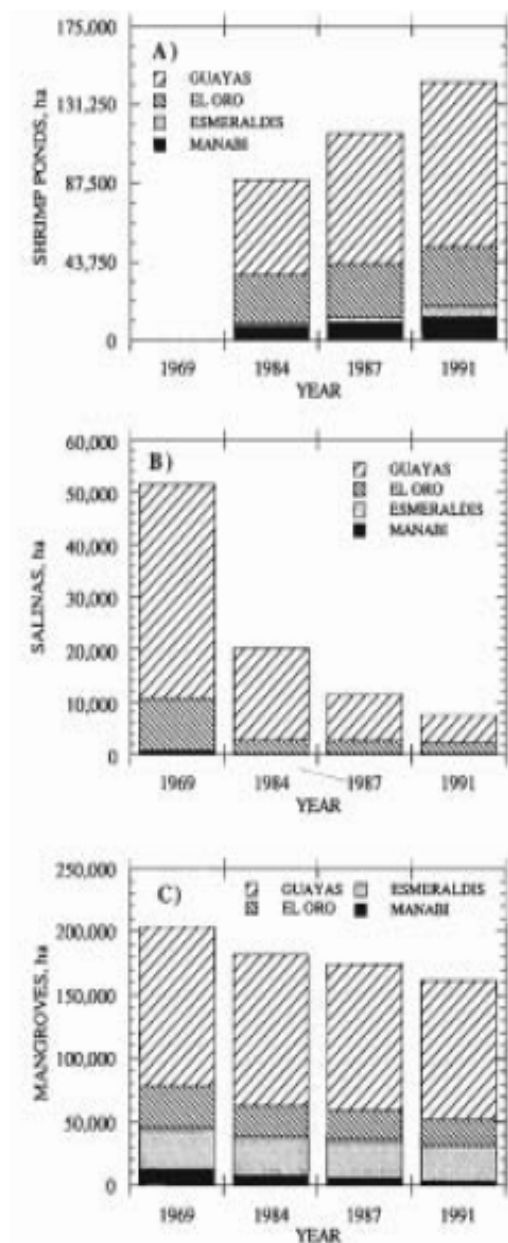


Figura 3. A) Productividad de la industria de camarón desde 1962 hasta 1991 sobre la base de dólares de los EE.UU. y masa camaroneras vendidos por año. B) Tasa de construcción de camaroneras en el Ecuador sobre la base de permisos expedidos por el Ministerio de Agricultura, en comparación con el trazado directo de la zona de piscinas camaroneras usando sensores remotos (1983, 1987 y 1991). C) Zonas de piscinas camaroneras autorizadas para la operación y estimaciones de la superficie real de las piscinas camaroneras en producción de 1975 a 1988 de acuerdo a Espinoza (1989)

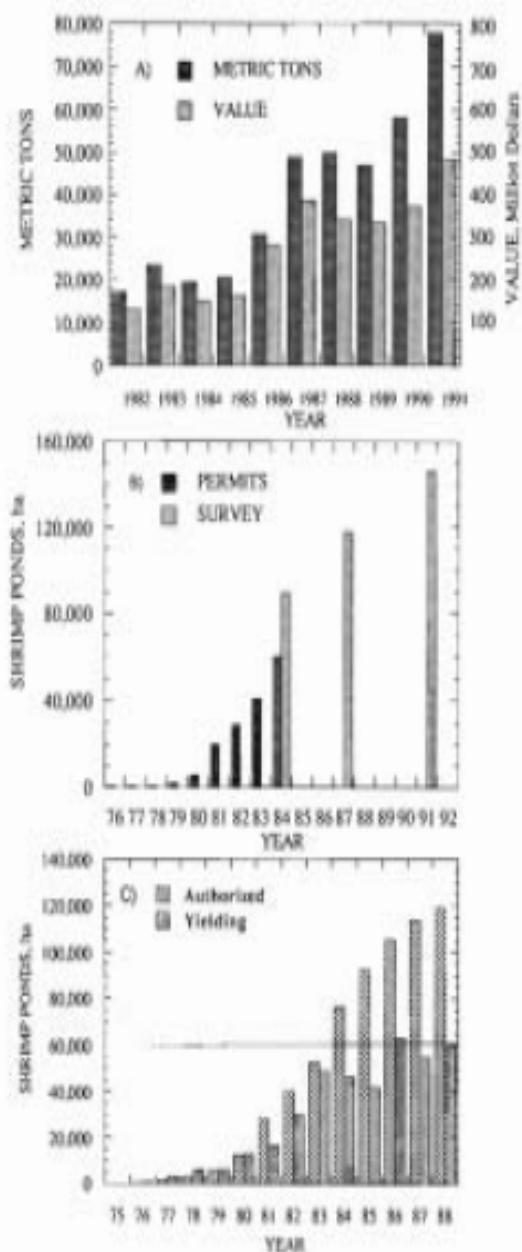


Figura 4. Cambios en el uso del suelo en la zona intermareal de las cuatro provincias costeras del Ecuador desde 1969 hasta 1991 incluyendo A) las piscinas camaroneras, B) Salinas (regiones intermareales de alta salinidad desprovistas de vegetación), y C) manglares

Las tasas de mortalidad en las camaronerías se estiman en más del 50 por ciento, y la evidencia sugiere que las tasas de maduración son también menores. La desmejorada calidad del agua ha contribuido a aumentar la incidencia de enfermedades, disminuir la maduración de post larvas, rebajar las tasas de crecimiento y aumentar la mortalidad del camarón silvestre. Estos factores incluyen impactos tanto en la recolección o disponibilidad de post larvas silvestres, como en la supervivencia de las larvas una vez que son transferidos a piscinas de crecimiento. La disminución de PL silvestre ha aumentado la demanda de PL de laboratorio. Actualmente hay más de 100 laboratorios de larvas que pueden producir cerca de 7.7 mil millones post larvas al año en 1991 (Montaño, 1992). La buena calidad del agua es fundamental para la productividad de los laboratorios de larvas, porque son susceptibles a enfermedades. Estos factores demuestran la susceptibilidad de esta industria a la calidad ambiental de la zona costera del Ecuador.

Recursos Costeros del Ecuador

Recursos Oceanográficos

La Costa del Ecuador es una zona de transición, o frente ecuatorial, que se extiende entre las aguas tropicales del sur de la Bahía de Panamá y la Corriente de Humboldt que fluye hacia el norte de Perú (Figura 5). El agua tropical fluye hacia el sur, desde la Bahía de Panamá, a lo largo de la costa de Panamá y Colombia hasta alrededor de 2 °S suministrando calor (> 25 °C) y baja salinidad (< 34 ppt) al agua de la costa del Ecuador (Pesantes y Pérez, 1982). Aguas más frías (< 22 °C) y más salinas (> 35 ppt) fluyen hacia el norte de Perú con la corriente de Humboldt que está fuertemente influenciada por surgencia costera. La mezcla de estas dos masas de agua se produce entre Manta y Punta Santa Elena a lo largo de la costa de Ecuador y se mueve gradualmente hacia el sur al Golfo de Guayaquil. El predominio de la corriente panameña ocurre durante el verano provocando aumento de la temperatura del agua de mar e iniciando el comienzo de la temporada de lluvias (Cucalón 1984, 1989). Años de aguas anormalmente cálidas y altas precipitaciones están asociados con los patrones del clima de El Niño debido a la llegada de agua inusualmente caliente a la superficie en el sudeste del Océano Pacífico. Las aguas más cálidas en alta mar han resultado en explosivas poblaciones de camarón blanco frente a las costas del Ecuador desde el desove mejorado, maduración, y reclutamiento. En el siglo pasado, los principales eventos de El Niño se registraron en 1925, 1929, 1939, 1941, 1953, 1957-58, 1965, 1972-73, 1976, y 1982-83 (Cucalón, 1989). La alta disponibilidad de post larvas que propició la expansión de la industria del camarón en 1983 y 1984 estuvo asociada con el último evento El Niño. La naturaleza imprevisible de los eventos oceanográficos y su influencia en los procesos ecológicos de las tierras altas y las cuencas costeras contribuye a la naturaleza compleja del manejo de los recursos costeros en el Ecuador.

Recursos Estuarinos

La zona costera de Ecuador (1° N a 3° 20'S) se compone de cuatro provincias de la costa (Esmeraldas, Manabí, Guayas y El Oro), situado en 284 000 km² de tierras bajas



Figura. 5. Mapa del Ecuador que muestra las cuatro provincias costeras de Esmeraldas, Manabí, Guayas y El Oro, y las corrientes costeras de alta mar dominadas por la Panameña del norte y de Humboldt por el sur

entre el Océano Pacífico y las montañas andinas (Figura 5). Hay tres zonas de vida climáticas a lo largo de la costa: un moderado clima húmedo en el sur con abundante agua dulce de la escorrentía alrededor de Guayaquil; una provincia central árida con vegetación muy escasa, y en el norte, cerca de Esmeraldas, una zona tropical, la más húmeda, con abundantes precipitaciones y escorrentía. Más del 95 por ciento de la precipitación anual cae durante la estación lluviosa de enero a mayo (Stevenson, 1981), y varía desde menos de 500 mm en las provincias centrales y la provincia de la costa meridional, a más de 3 000 mm en Santo Domingo de los Colorados en el norte (Engineer Journal 1972, Cintron y Schaeffer-Novelli, 1984). La temperatura media anual (24.2 a 27 °C) apenas varía a lo largo de la costa, por lo que la evapotranspiración potencial es de unos 1300 mm/año. Así, las relaciones de ET/P (evapotranspiración/precipitación) de las provincias del norte son de alrededor de 0.43, en comparación con 2.60 en las provincias áridas del centro. Los dos ríos principales y ecosistemas estuarinos de la costa son el estuario del río Esmeraldas en el norte y el estuario del río Guayas, que desemboca en el Golfo de Guayaquil, en el sur (Tabla 1). El Golfo de Guayaquil recibe el escurrimiento de unos 20 los ríos con una cuenca de 51 230 km² siendo el mayor ecosistema estuarino en la costa del Pacífico occidental de América del Sur (Cucalón, 1984). La principal fuente de agua dulce es el río Guayas, que se forma 60 kilómetros río arriba en la confluencia de los ríos Daule y Babahoyo. La

Tabla 1. Principales sistemas hídricos de la costa del Ecuador

PROVINCIA	RÍO	DESCARGA ANUAL (m ³ /s)	ÁREA DE LA CUECA (km ²)
ESMERALDAS		1925	40257
	Esmeraldas	990	21418
	Cayapas	490	5919
	Mira-San Juan	230	6329
	Verde	94	1970
	Mataje	53	821
	Muisne	32	1600
	Cojimíes	30	1859
	Carchi	6	341
MANABÍ		78	9413
	Chone	41	2583
	Jama	17	2205
	Portoviejo	15	2110
	Jipijapa	5	2515
GUAYAS		1365	47659
	Guayas	1160	32674
	Cañar	72	2110
	Balao	60	2515
	Taura	57	2630
	Zapotal	16	7730
EL ORO		80	6728
	Jubones	58	4328
	Arebukkas- Zatumilla	22	2400
Ríos Peruanos	Catamayo-Chira	100	11012
	Puyango-Tumbes	99	4965
	TOTAL	3647	120034

descarga media de 1 143.7 m³/s para el río Guayas es la más alta entre los 30 ríos de la zona costera de Ecuador y representa el 39 % del flujo total de esta región de tierras bajas. La precipitación media en el sistema de drenaje al norte del río Guayas, Guayaquil es de 885 mm/año, que puede variar desde menos de 400 a más de 1 800 mm durante cualquier año (Figura 6). La descarga es altamente estacional y va desde 200 m³/s durante la estación seca a 1 600 m³/s durante la estación lluviosa, con una cantidad de precipitación media (Figura 6). Las mareas son semi diurnas y de igual amplitud de 1.8 m en el Golfo de Guayaquil, pero que se amplían a 3-5 m en el estuario del río Guayas, cerca de la ciudad de Guayaquil (Murray et al., 1975).

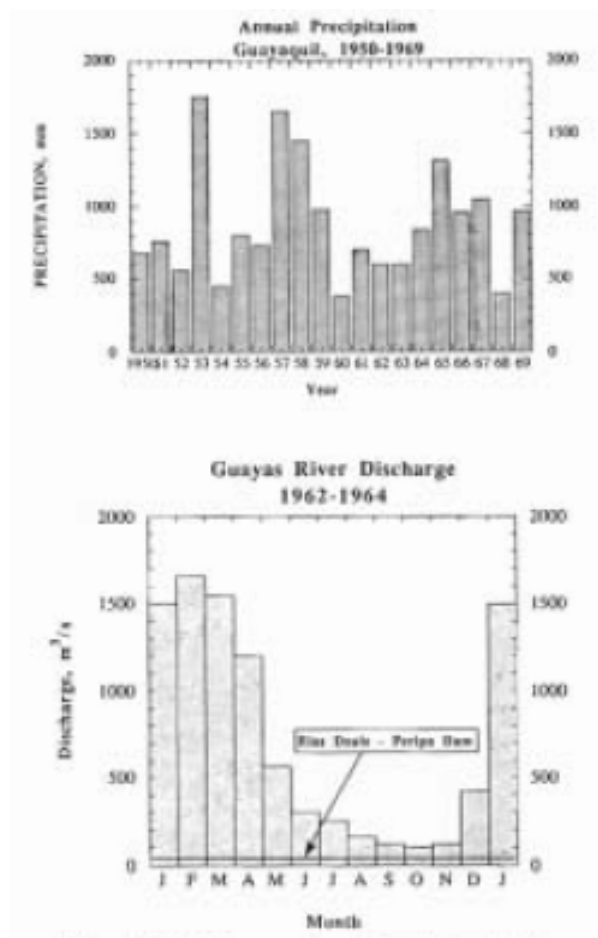


Figura 6. Variación interanual de las precipitaciones en la cuenca del estuario del río Guayas (Guayaquil) de 1950 a 1969, y el carácter estacional de la descarga del río Guayas, basado en el flujo promedio mensual de 1962 a 1964 (Stevenson, 1961)

Recursos de Manglar

El tema más controvertido en relación con la calidad ambiental de los recursos costeros del Ecuador ha sido la explotación de los manglares asociados con la construcción de piscinas camaroneras. Esta controversia es indicativa de la necesidad de establecer una distribución espacial de los recursos naturales durante las fases iniciales de solución de los problemas de manejo de los recursos. Junto con el crecimiento de la industria de la cría camaroneras durante los 1980s hubo la preocupación de que la mayoría de los ecosistemas de manglares a lo largo de la Costa de Ecuador se destruyeron. Esta aparente pérdida está vinculada a la pérdida de post larvas debido a la pérdida de hábitat y el detritus que dan soporte a las fases juveniles de camarón en el estuario. La recolección particularmente pobre de post larvas en 1984 creó conciencia de que la calidad ambiental de la zona costera de Ecuador como criadero de larvas de camarón estaba amenazada debido a la pérdida de los humedales de manglar.

El gobierno de Ecuador encargó al Instituto Geográfico Militar, a través del Centro de Levantamientos Integrados de Recursos Naturales por Sensores Remotos (CLIRSEN), determinar la distribución de los recursos de manglar y los cambios en el uso del suelo en la zona intermareal, debido al cultivo del camarón (Álvarez et al., 1989). Información de una variedad de sensores remotos incluyendo imágenes de radar, infrarrojo, blanco y negro, fotografía aérea y pancromática se utilizó para desarrollar

una serie de mapas temáticos de uso del suelo en la zona intermareal de Ecuador. CLIRSEN ha realizado monitoreos en 1984, 1987 y 1991 para documentar el cambio en los recursos de manglares debido a la construcción de las piscinas camaroneras a lo largo de la costa. Usaron archivos fotográficos de 1969 como punto de referencia de los recursos de manglares antes de la expansión de la industria de piscinas camaroneras. El uso del suelo en la zona intermareal fue identificado ya sea como manglares, piscinas camaroneras o salinas, además de otros usos del suelo como la vegetación de tierras altas (incluyendo maleza y bosques naturales), zonas agrícolas y asentamientos urbanos a lo largo de la costa. Las zonas de manglares se subdividieron en tres categorías dependiendo de la altura de los árboles; M1 árboles > 15 m, M2 árboles de entre 5 y 15 m, mientras que M3 árboles < 5 m. Mapas temáticos de escala 1:25 000 se desarrollaron a partir de mapas de escala básica de la zona costera proporcionados por el Instituto Geográfico Militar; estos mapas de escala base se utilizaron para la transcripción de los datos obtenidos por teledetección (Figuras 7 y 8). Se generaron estadísticas para cada una de las cuatro provincias de la costa desde 1969 hasta 1991, y se sumaron para toda la región costera. Esta información técnica sobre los recursos de los manglares del Ecuador fue un esfuerzo de cooperación muy importante de la Subsecretaría de Recursos Pesqueros, Dirección de la Marina Mercante, CLIRSEN y el Proyecto de Manejo de Recursos Costeros.

Los trabajos de teledetección de los recursos de manglar mostraron que la mayoría de las camaroneras se construyeron en las provincias del sur, del Guayas (Figura 7) y El Oro (Figura 8). El estudio de 1991 de CLIRSEN (1991) cita que estas dos provincias del sur tienen 127 130 ha, o el 87.1 % de la superficie total construida de piscinas camaroneras en la zona intermareal (Figura 4). La zona intermareal es el sitio preferido por la proximidad de las piscinas a la costa lo que disminuye costos asociados con el suministro de agua y larvas para las piscinas. Inicialmente las piscinas se construyeron en zonas intermareales más interiores llamadas salinas que básicamente no tienen vegetación. Algunas de las mayores áreas salinas se encontraron en las provincias del Guayas y El Oro en 1969, antes de la construcción de camaroneras (Figura 4B). Estas zonas intermareales del interior se redujeron drásticamente de un total de 51 495 ha en 1969 a sólo 7 490 ha en 1991, representando una pérdida de 85 % de estas áreas. Cerca del 61 % de las salinas se convirtieron en camaroneras desde 1969 hasta 1984, y el resto en asentamientos urbanos. El cambio de utilización del suelo de las salinas a los manglares como lugares preferidos para la construcción de piscinas fue particularmente evidente en El Oro. De 1966 a 1977 hubo 834.2 ha de piscinas construidas en la costa sur de El Oro en Machala y el 73 % de estas fueron construidas en salinas (Figura 8). Sin embargo, el 63 % de las camaroneras construidas a partir de 1977 a 1982, puede explicarse por la pérdida de 937 ha de manglares en la región. La proporción relativa de la pérdida de hábitat de manglares y salinas (pérdida de manglares: pérdida de salinas) fue de 0.8 desde 1966 hasta 1977, frente a 3.0 desde 1977 hasta 1982. En tanto las zonas del interior comenzaron a escasear, más camaroneras se construyeron en los hábitats de manglares, produciendo la pérdida creciente de este recurso natural de la zona costera (Figura 4).

Las provincias costeras del sur, Guayas (Figura 7) y El Oro (Figura 8), también tienen las áreas más extensas de manglares a lo largo de la costa de Ecuador (Figura 4C). En 1969, el área total de manglar en el Ecuador era 203 695 ha, de las cuales casi el 78 %

estaban ubicadas en estas dos provincias del sur. En 1991, el área total de manglar disminuyó a 161 410 ha, y el 81 % de este recurso se mantuvo en las provincias del Guayas y El Oro (Figura 4C). La reducción de la superficie de manglares desde 1969 hasta 1991 se estimó en 42.285 ha, o el 20.8 % del original de 203 695 ha (Figura 9). En 1991 CLIRSEN calcula que 145 940 ha de piscinas se habían construido en la zona costera, lo que sugiere que el 29 % de las camaronerías ha utilizado zonas de manglares. Durante este mismo intervalo, cerca de 44 005 ha de salinas se habían perdido, debido casi todo a la construcción de camaronerías. Juntas, la reducción de salinas y manglares desde 1969 hasta 1991 pueden contabilizar solo el 59 % de la superficie de las piscinas construidas. Así, hay 86 290 ha del suelo que se han convertido en camaronerías fuera de la zona intermareal, o alguna otra categoría que no sean los manglares y las salinas de la zona costera.

La pérdida media anual de los manglares entre 1969-1984 fue 1 434 ha/año, frente al 2 618 ha/año de 1984-1987 y 3 362 ha/año de 1987-1991 (Figura 9B) (CLIRSEN, 1992). La mayor pérdida de manglares se ha producido en la provincia de Guayas, en cerca de 1 500 ha/año, tanto para los períodos de análisis de 1984-1987 y 1987-1991. Debido a la gran área de manglares asociada con el estuario del río Guayas, esta elevada pérdida es inferior al 15 % de los recursos de manglar existentes. La pérdida de manglares en la provincia de Guayas representa el 38 % de la reducción total de los recursos de manglares desde 1969 hasta 1991. Mientras que el promedio nacional de pérdida de manglares es de aproximadamente 21 %, el rango de las cuatro provincias costeras estuvo entre el 12.8 % de la provincia del Guayas y el 70.5 % de Manabí. En Manabí, la pérdida de los manglares fue de casi 6 % anual desde 1984 hasta 1991. A finales de 1988, la destrucción del hábitat de los manglares en algunos estuarios de la provincia de Manabí fue prácticamente total, como en el estuario del Río Chone. De 1974 a 1988 la superficie de manglares a lo largo de este cuerpo de agua se redujo de 3 973 ha a 600, y casi la totalidad de la pérdida de manglares se asoció con la construcción de piscinas camaronerías. En el estuario del río Atacames, sólo restan 50 ha de manglares de las 578 reportadas en 1970, lo que representa una pérdida del 90.1 % de los recursos del manglar. En la sureña provincia de El Oro, la zona de Machala-Puerto Bolívar ha perdido más del 50 % de un sistema de manglar muy productivo. La perspectiva de la pérdida de manglares en el Ecuador es específica de cada sitio, en función de la intensidad de manejo de las piscinas en relación a la disponibilidad de recursos del manglar. Esto ha confundido la cuestión de la pérdida media nacional de manglares a lo largo de la costa de Ecuador frente a la eliminación casi total en cuencas hidrográficas de estuarios específicos. Así, los impactos de la pérdida de manglar en la calidad ambiental de los recursos estuarinos dependen de las características específicas regionales de uso del suelo. Sin embargo, la pérdida acumulada de manglar a lo largo de toda la costa es también una cuestión relacionada con el mantenimiento de hábitat necesario para la continuación del reclutamiento de camarones en la zona costera (Turner, 1989).

La explotación de manglares para productos madereros está menos documentada, aunque en la provincia costera del norte de Esmeraldas, la madera de mangle se utiliza para la producción de carbón vegetal. La madera de manglares produce 4 500 kcal/kg de madera, y se considera una fuente de ahorro de energía en las zonas rurales costeras de Ecuador. Este es el único lugar en Ecuador, que utiliza ampliamente la madera de



Figura 7. Mapa de uso del suelo en la zona costera, utilizando técnicas de teledetección desarrolladas por CLIRSEN. Este mapa representa el estuario del Río Guayas y el Golfo de Guayaquil

mangle en la producción de carbón, aunque gran parte de los residuos leñosos de la tala de los bosques de manglares de construcción de camaroneras en las provincias del sur también se convirtió en carbón. Gran parte de la madera barata de mangle que ha suministrado la industria del carbón vegetal en las provincias del norte provenían de la retirada de escombros de madera de las etapas iniciales de construcción de piscinas. Una vez que la construcción de piscinas ha disminuido, sobre todo después de El Niño, en períodos de escasa post larva, la madera de construcción de piscinas era limitada y la industria del carbón perdió un suministro barato y adecuado de la madera de mangle. Ahora hay una fuerte demanda de madera de mangle para abastecer una industria que se expandió junto con la industria de piscinas camaroneras. En Esmeraldas, se estima que se necesitan para satisfacer la demanda actual 2 000 m³/año de madera de mangle, lo que requeriría 20 ha de bosques de manglar por año. Sin embargo, la silvicultura de manglares no se practica comúnmente como una forma de manejo de los manglares, e incluso la rotación mínima de 20 ha de madera por año para abastecer la industria de carbón de leña es un problema.

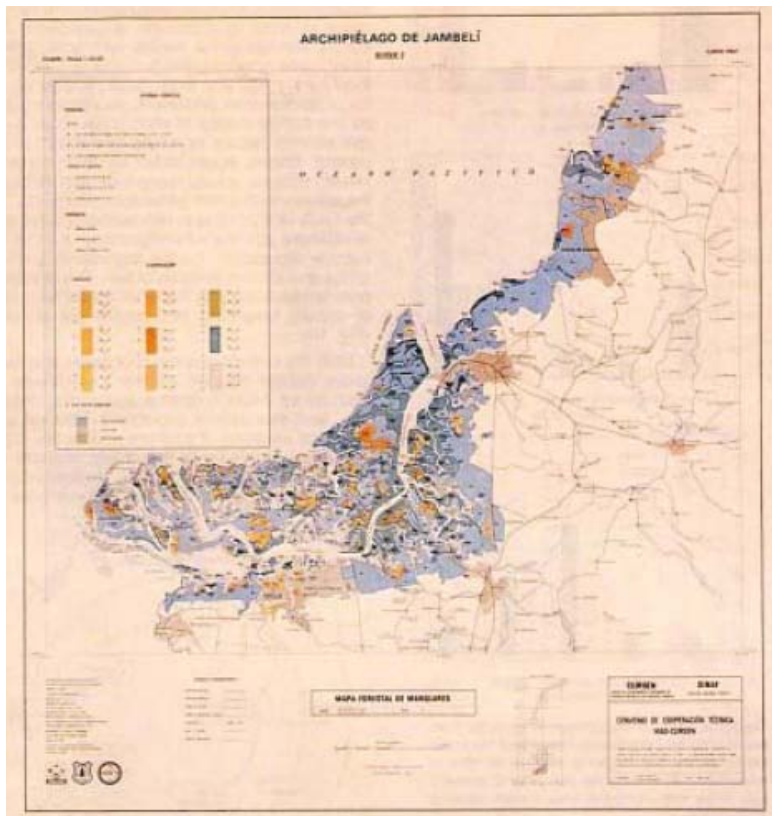


Figura 8. Mapa de uso del suelo en la zona costera, utilizando técnicas de teledetección desarrollado por CLIRSEN. Este mapa representa la región de El Oro-Machala

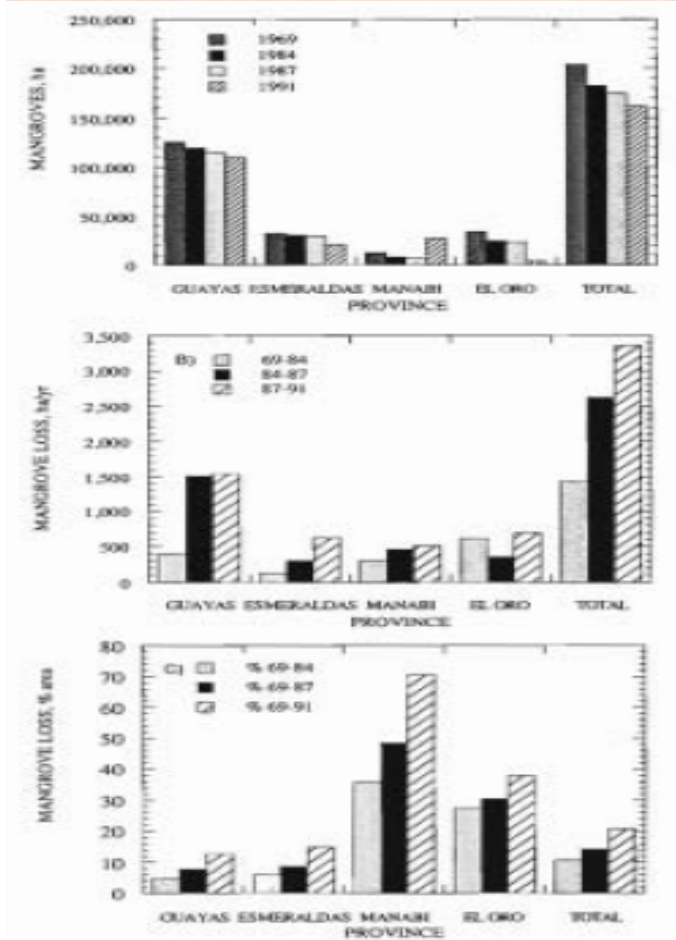


Figura. 9. Pérdida de manglares en el Ecuador de cada una de las cuatro provincias costeras y análisis basado en los siguientes índices:
 A) superficie de manglares,
 B) cambio al año, y
 C) porcentaje del área total de manglar en cada provincia (CLIRSEN)

Acoplamiento de los Recursos Costeros

El ciclo de vida del camarón demuestra los importantes vínculos de los manglares con otros ecosistemas costeros que son necesarios para sostener la industria camaronera (Figura 10). Los camarones adultos se reproducen en el océano costero y ponen huevos que desarrollan las etapas iniciales de larvas mientras flotan en aguas pelágicas. Las larvas microscópicas forman parte de las comunidades planctónicas de los mares costeros y utilizan fitoplancton durante su desarrollo a post larvas. Las mareas y corrientes, junto con su locomoción propia establecen los mecanismos necesarios de transporte del reclutamiento de post larvas en aguas estuarinas y costeras, donde reciben protección y alimentos en los hábitats de manglares. Es el conjunto de procesos de reproducción, maduración y reclutamiento en la plataforma y ecosistemas costeros que suministran post larvas a las aguas estuarinas. Los manglares producen detritos que se utilizan como alimento para el camarón, y las raíces aéreas proveen refugio para la protección de los depredadores, creando un vivero para las etapas críticas del ciclo de vida del camarón. Los camarones jóvenes maduran a adultos y regresan a los mares costeros, de nuevo con ayuda de las corrientes de marea. Mientras tanto en alta mar, los adultos se reproducen y reabastecen el estuario con nuevas generaciones de camarón. El ciclo de vida de camarón también representa los patrones de migración en alta mar y en bahías de otros organismos dependientes de los estuarios marinos como los cangrejos y varias especies de peces. La vinculación del suministro de post larvas y la calidad ambiental de los recursos costeros del Ecuador es compleja (Figura 10).

Tanto los procesos oceanográficos y hábitat del manglar ofrecen excelentes condiciones para las post larvas a través del óptimo desove, maduración y procesos de reclutamiento. La variación temporal extrema de los procesos de alta mar es estocástica, lo que limita la capacidad para evaluar la contribución relativa de los procesos oceánicos, costeros y de estuario, a la disponibilidad de post larvas durante el año. Así, el papel relativo de la temperatura del mar, la lluvia, y el hábitat de manglares en el mantenimiento de post larvas se ve complicado por el cambio continuo de cada uno con el tiempo. Además, la costa de Ecuador ofrece un conjunto muy diverso de configuraciones del medio ambiente desde los estuarios con descarga abundante de agua hasta condiciones secas dominadas por procesos de playa. Zimmerman y Minello (1989) han encontrado que el *L. vannamei* y el *L. stylirostris* habitan en las zonas de manglar, pero no se sabe si estos hábitats mejoran la supervivencia o el crecimiento de estos y otros organismos marinos en el Estero Salado. Durante los períodos de temperaturas más cálidas de las aguas mar adentro, hay un aumento significativo en la frecuencia de *Litopenaeus* sp. en todo el hábitat de manglares. Zimmerman et al. (1991) encontraron que el reclutamiento de las tres especies, *L. californiensis*, *L. vannamei* y *L. stylirostris* son abundantes y los hábitats de cría están relacionados con los manglares, mientras que los juveniles de *L. occidimalis* y *L. brevirostris* ocurrieron con poca frecuencia y no se asociaron con los manglares. *L. vannamei* fue más abundante durante los años con mayor precipitación, en particular, durante el evento El Niño 1987, mientras que *L. californiensis* fue más abundante durante los años más secos. Este estudio de varios años demostró que los estuarios tropicales varían cada año de idoneidad del hábitat como viveros de camarón, según el patrón temporal de los procesos oceanográficos y del hábitat disponible.

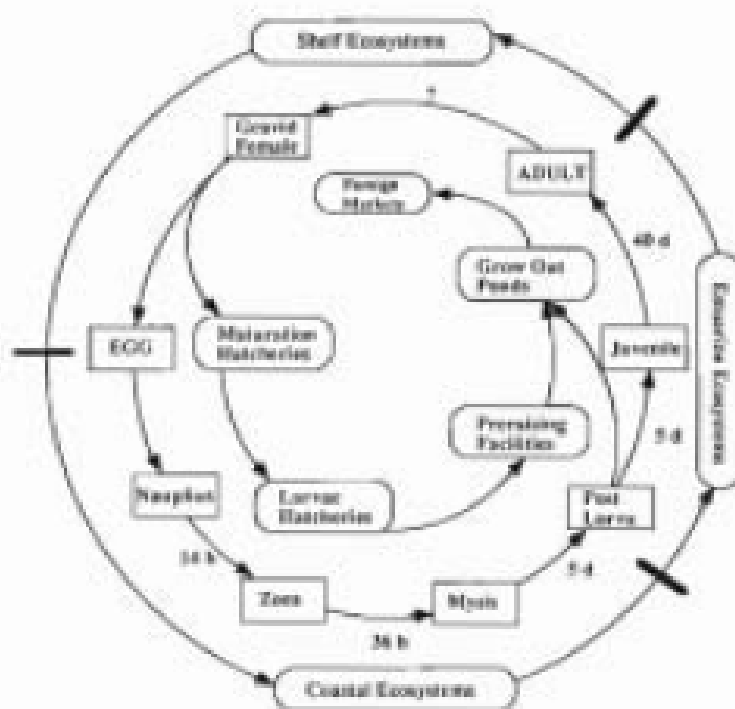


Figura. 10. Ciclo de vida del camarón de huevo a adulto con duración aproximada (en horas o días) de cada etapa, y la ubicación aproximada en la zona costera donde esta etapa del ciclo de vida se produce. Además, el diagrama interno describe las etapas del ciclo de vida que se utilizan en la operación de piscinas camaroneras

Las características espaciales y temporales de la zona costera del Ecuador complican la función de utilización de recursos, como es el caso del cultivo de camarón con los recursos naturales costeros. Como se demuestra en la Figura 10, las piscinas camaroneras operan proporcionando un hábitat artificial para facilitar el desarrollo de post larvas de camarón a adultos, saltando así las etapas del ciclo vital que normalmente ocurre en el ecosistema del estuario. La sustitución de los recursos naturales con los ambientes de piscinas depende de la retroalimentación continuada del camarón adulto que regresa a los ecosistemas de la plataforma. Aquí, en las aguas de alta mar se produce una nueva generación de camarones que reabastece los estuarios con nuevas post larvas. Camarones adultos producidos en piscinas son enviados a los mercados extranjeros y por tanto son pérdida de los ecosistemas. Así, mientras el sistema natural tiende a reciclar material genético entre las aguas costeras y alta mar, según lo dictado por el ciclo de vida del camarón, el camarón de cultivo cortocircuita este proceso sirviendo como un sumidero de recursos genéticos de camarón de la zona costera.

El desove y las fases de maduración del ciclo de vida del camarón también pueden ser sustituidos por criaderos, limitando así la dependencia de la industria de cualquiera de los sistemas de alta mar o de estuario para producir post larvas. Los criaderos se basan en entornos costa afuera con hembras grávidas que suministran huevos de donde nacen las post larvas. Si bien la inseminación artificial de camarón es un foco de mucha investigación, este proceso aún no ha sustituido el medio natural. Incluso la producción de post larvas silvestres de hembras grávidas se limita a la sustitución de los ambientes estuarinos. Las altas tasas de mortalidad de post larvas producidas artificialmente en piscinas restringen la capacidad de la industria de ofrecer post larvas a través de operaciones de incubación. Así, la industria en la actualidad sigue vinculada a la sostenida productividad secundaria de los ecosistemas costeros.

Impactos de los Cambios Uso del Suelo en la Calidad Ambiental

Los recursos costeros del Ecuador son afectados por diversas actividades económicas y los patrones de uso del suelo que pueden influir en la calidad ambiental de las aguas costeras. La calidad ambiental del estuario del río Guayas está influenciada por los aportes de las cuencas altas, los intercambios con la zona intermareal, y los procesos oceanográficos en el Golfo de Guayaquil (Figura 2). Las actividades en la cuenca incluyen un proyecto represa que influirá en la descarga de agua dulce, la expansión de la agricultura con la participación asociada de productos químicos, incluidos los fertilizantes y pesticidas, aguas residuales de urbanizaciones en crecimiento, y sustancias tóxicas procedentes de actividades industriales (Arriaga 1989, Solórzano, 1989). Además, las mareas rojas que se desarrollan en las aguas costeras pueden ser bombeadas a los viveros y camaronerías. Estas diversas influencias antropogénicas sobre la calidad del agua del estuario complican el manejo ambiental en este ecosistema costero. En la Figura 2, los procesos naturales que influyen en la calidad ambiental de los sistemas costeros se muestran con vínculos entre ríos, mareas, procesos de la costa, manglares y hábitat. En la sección inferior de la Figura 2, más efectos antropogénicos de la industria, la navegación, el urbanismo, la agricultura, y las actividades turísticas están vinculados a la calidad del medio ambiente.

Cultivo de Camarón

Las camaronerías representan ecosistemas manejados que están vinculadas a los procesos ecológicos de varios ecosistemas costeros (Figura 10). Los métodos de la maricultura de camarón en la zona intermareal se agrupan en tres clasificaciones basadas en la densidad de juveniles de camarón en las piscinas. La maricultura extensiva, con densidades de población de 10 000 – 20 000 larvas por hectárea, utiliza pocos suplementos adicionales vía bombeo de agua de mar o fertilización artificial. Los depredadores están presentes y el rendimiento anual de 100 - 400 kg/ha es relativamente bajo. Un aumento de las siembras de 50 000 – 60 000 juveniles/ha es un sistema semi-extensivo que requiere un poco de alimentación suplementaria para una oferta enriquecida de alimentos, e intercambio de agua de mar para controlar los problemas de calidad de agua, tales como niveles bajos de oxígeno disuelto. Las tasas de producción con este programa suben a más del doble. El sistema más dominado es el semi-intensivo, con operaciones de 100 000 larvas/ha en las piscinas. El alimento es suministrado o se fertilizan las piscinas para aumentar las fuentes de alimento. El intercambio de agua con el estuario es mayor y los rangos anuales de aumento de la producción son de 1 000 – 1 800 kg/ha. Los productores de camarón estiman que 60 000 ha, o casi el 60 %, de las camaronerías operativas usan manejo extensivo (estimación para 1989). Operaciones semi-extensivas y semi-intensivas incluyen 25 000 y 15 000 ha respectivamente. Sin embargo, ya que las operaciones semi-intensivas son mucho más productivas, se produce casi la misma cantidad de camarón como en las operaciones extensivas.

Los impactos de estos tipos de manejo de camaronerías en la calidad ambiental de los recursos costeros está relacionada con la pérdida de los manglares asociada con la construcción de piscinas, el bombeo de agua para controlar la calidad del agua de

piscinas, y la recolección de post larvas naturales a las piscinas de almacenamiento. La evaluación de estas interacciones del manejo de las camaroneras depende de nuestra comprensión de la función de los diferentes ecosistemas al hábitat y calidad del agua de la zona costera (Figura 11). El hábitat y la calidad del agua de los estuarios están vinculados a una variedad de procesos ecológicos de los manglares, así como otros ecosistemas en la zona costera. Estas funciones de los ecosistemas soportan los estadios específicos del manejo de las camaroneras que están diseñadas para proporcionar un hábitat para facilitar el crecimiento de las post larvas a camarón adulto. Estas incluyen las funciones que suministran larvas silvestres para crecer fuera de las piscinas, y las condiciones de calidad del agua que mejoran el crecimiento y la supervivencia de estos camarones juveniles. La calidad del hábitat de los manglares en el estuario se pierde cuando estos bosques son destruidos para la construcción de las piscinas. Funciones del manglar tales como sumideros de nutrientes también se pierden así como la contribución a la calidad del agua del estuario. Parámetros críticos de calidad del agua que afectan el manejo de las piscinas camaroneras y los beneficios, son el oxígeno disuelto, turbidez y sustancias tóxicas, incluyendo las mareas rojas. Muchas de estas condiciones de calidad del agua son administradas por el control de bombeo de agua del estuario. A través de la recirculación del agua desde las piscinas de nuevo al estuario, el manejo de las piscinas contribuye también a la calidad del agua del estuario. Esto representa un efecto de retroalimentación del manejo de las camaroneras en los ecosistemas estuarinos. Esta sección describirá los vínculos del manejo de las piscinas a las funciones del hábitat y de la calidad del agua de los ecosistemas estuarinos.

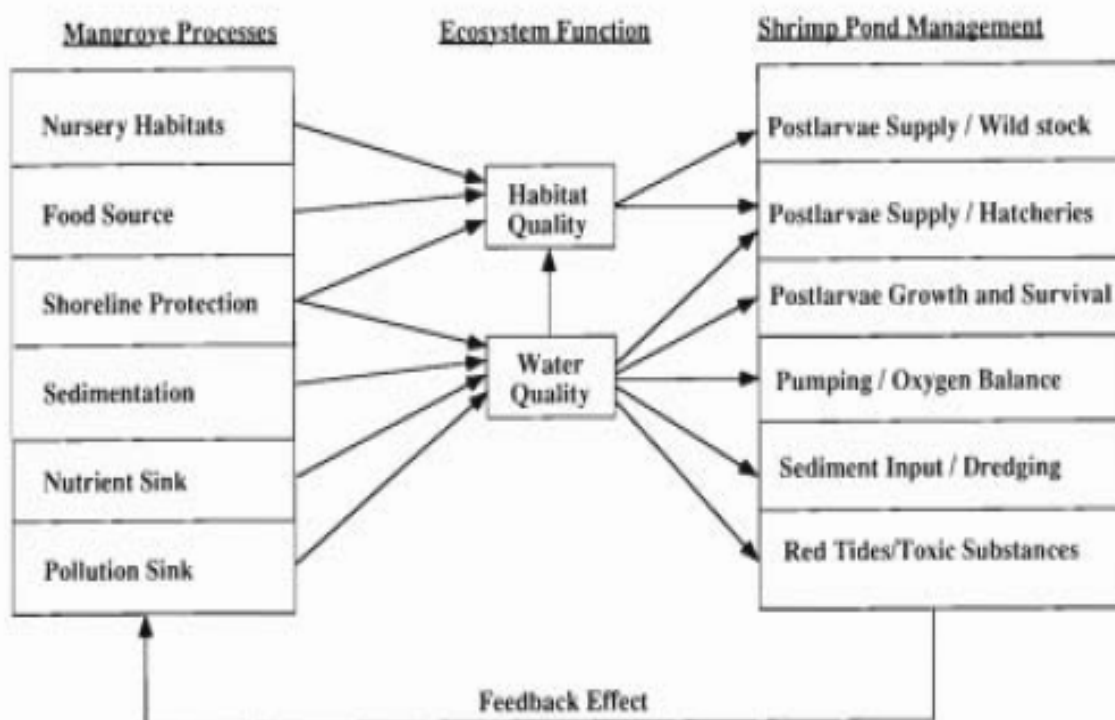


Figura. 11. Diagrama de los procesos ecológicos de los manglares y su función en el mantenimiento del hábitat y la calidad del agua de la zona costera; y cómo estas funciones soportan la industria de camarón en piscinas

Pérdida de Manglares y Calidad de Hábitat

La pérdida de los manglares de los estuarios tropicales puede tener directa consecuencia a una variedad de redes alimentarias representando una pérdida de hábitat y materia orgánica. La contribución de los manglares para mantener la productividad secundaria de los ecosistemas costeros depende del destino de hojarasca incluyendo la producción del bosque, el transporte hasta el estuario y la utilización de las redes alimentarias marinas (Figura 11). La producción y transporte de hojarasca dentro de un sistema es estacional y las diferencias entre sistemas parecen estar relacionados con los escenarios ambientales (véase Twilley y Day, este volumen). Así, los diferentes tipos de manglares, como la de franja y los bosques de cuenca, pueden contribuir diferentes cantidades de materia orgánica a los estuarios adyacentes. En Rookery Bay, Florida, el manglar de rivera produce como el doble de materia orgánica por unidad de área que los bosques interiores de la cuenca. Sin embargo, los cálculos de balance de masa de contribución total de materia orgánica de cada tipo de manglar, teniendo en cuenta la cobertura de superficie de cada hábitat, resulta en igual tasa de carga de detritus al estuario (Twilley, 1988, 1989). En este caso, el valor relativo de los bosques de mangle no puede ser asociado con la distancia a la costa, aunque debe tener en cuenta la distribución relativa de cada tipo de manglar en todo el estuario.

Tres enfoques se han utilizado para establecer la utilización del detritus de manglares en los ecosistemas costeros, que son: 1) correlación de rendimientos de pesca con área de hábitat, 2) estudios del hábitat de densidad de fauna y diversidad, y 3) análisis de la cadena alimentaria. Existen asociaciones entre tasas de producción de camarón y extensión del área de manglar (Macnae, 1974, Turner, 1977; Jothy, 1984), tal que una hectárea de manglar puede producir sin manejo más de 600 kg/año de camarón y 100 kg/año de pescado (Turner, 1977). Basado en una pérdida aproximada de 42 285 ha de manglares, la reducción en la producción de camarón de la zona costera del Ecuador ascendería a 25 400 t/año (revisado de Turner, 1989 en base de la estimación de pérdida de manglares de 1991). Esto es equivalente aproximadamente al 33 % del rendimiento de las piscinas de camarón de 1991. Aunque estas estadísticas no tienen relaciones causales, sí hacen ver que siempre que existe una pesca productiva de post larvas, hay presencia de un hábitat de manglar, como se ha observado en Malasia.

Estudios de la utilización de hábitat de manglar y análisis del contenido intestinal de los organismos se pueden utilizar para determinar el flujo de materia orgánica a través de las cadenas alimentarias. Aunque estos diagramas de flujo son de orden cualitativo, ya que la cantidad relativa de alimento es desconocida, ellos proveen visión de la utilización directa de la materia orgánica de los bosques de manglar. Estos análisis de las cadenas alimentarias de los manglares se han hecho para el Sur Florida, EE.UU. (Odum y Heald, 1972) y Laguna de Términos, México (Yáñez-Arancibia y Day, 1982, 1988). Todos estos estudios han encontrado una porción significativa del contenido intestinal de detritívoros como materia originada en los manglares. Así, tanto en ambientes lagunares como ribereños los manglares pueden proporcionar una contribución significativa de los detritus a las cadenas alimenticias.

La abundancia de isótopos naturales de carbono, nitrógeno y azufre se puede utilizar para determine la importancia relativa de las diferentes fuentes de materia orgánica a la

dieta de grupos específicos de las cadenas alimentarias marinas (Peterson y Fry, 1987). Uno de los pocos estudios con isótopos naturales en las redes alimentarias de manglares en Malasia encontró que aquellos camarones cercanos a la costa tenían una huella de carbono similar a la hojarasca en descomposición del manglar (Rodelli al., 1984). Sin embargo, los organismos recogidos mar adentro estaban alimentándose de fitoplancton. En el suroeste de la Florida, Macko y Zieman (1983) encontraron que la señal del detritus del manglar en el tejido del cuerpo de camarón dependía de la productividad relativa de los manglares en comparación con las algas marinas y fitoplancton. En Rookery Bay, donde los manglares son un hábitat dominante, el carbono de los manglares tuvo composición parecida al tejido del camarón. Estos estudios indican que la función ecológica de los manglares como fuente de alimento puede variar entre los diferentes ámbitos del medio ambiente en función de la contribución relativa de los productores primarios al pozo de detritus del estuario. Análisis de isótopos de materia orgánica en los estuarios del río Churute y Estero Salado indican que la actividad microbiana de los estuarios tropicales tiene una fuerte influencia en el enriquecimiento del contenido de nitrógeno del carbono orgánico en la columna de agua (Cifuentes et al., enviado). Sin embargo, la mayor parte del carbono original del sedimento suspendido era de origen alóctono, indicando la importancia de los manglares para la cadena alimenticia del estuario del río Guayas.

Pérdida de Manglares y Calidad de Agua: Algunas pruebas preliminares indican que los manglares pueden ser un sumidero de nutrientes en las aguas costeras (Figura 11). Esto puede parecer contradictorio con el concepto "outwelling" de los manglares como fuente de detritus de los ecosistemas estuarinos (Odum y Heald, 1972; Twilley, 1985a; Twilley et al., 1986). Una explicación es que la absorción neta de nutrientes puede representar un balance entre el aporte de nutrientes inorgánicos y la exportación de nutrientes orgánicos. Sin embargo, el saldo neto del intercambio de nutrientes rara vez ha sido investigado para manglares a pesar de que generalmente se consideran como un sumidero de nutrientes en el estuario. Walsh (1967) observó que las concentraciones de nutrientes inorgánicos disminuyeron en las aguas en movimiento a través de un manglar en Hawaii. Nedwell (1975) utilizó encierros para medir la absorción de nutrientes por los sedimentos de manglar y se dio cuenta que tenían una gran capacidad para remover nitrato, especialmente en las zonas de enriquecimiento de nutrientes por la descarga de aguas residuales. El uso de los manglares para el tratamiento de efluentes enriquecidos de nutrientes ha recibido cierta investigación preliminar (Macnae, 1968), pero esta función aún es poco conocida (Clough et al., 1983).

Los sedimentos en suspensión en la columna de agua se depositan en los manglares durante las inundaciones, enriqueciendo los suelos de los manglares. El extenso sistema de raíces de los manglares aumenta este proceso de captura y retarda las fuerzas de la erosión a lo largo de la costa (Scoffin, 1970). Aunque esta función ha sido exagerada al punto de llamar a los manglares "árboles caminantes", ellos sí contribuyen a los procesos sedimentarios que existen en los ecosistemas estuarinos (Lynch, al., 1989). Nixon et al. (1984) observaron que la carga total de sedimentos en suspensión de un estuario en Malasia, en la que los manglares habían sido recuperados para la agricultura, fue de un orden de magnitud más alto que en un sistema dominado por manglares adyacentes. El estuario del Río Guayas es muy turbio y los manglares a lo largo de la costa contribuyen a los procesos sedimentarios de este sistema (Twilley, 1995).

Bombeo de Agua a las Piscinas de Camarón

En la zona intermareal donde las piscinas se han construido el intercambio natural de las aguas del estuario a través de las mareas ha sido reemplazado por bombas de diesel que unen las camaroneras con el estuario. Las técnicas de acuicultura intensiva requieren un estricto control de calidad del agua que se mantiene aumentando el intercambio de agua del estuario. Camaroneras a densidades más altas de juveniles requieren fertilización adicional y alimentación suplementaria para asegurar un suministro adecuado de alimentos para la productividad secundaria. Este nivel de manejo de piscinas requiere un estricto control de calidad del agua ya que las floraciones de fitoplancton como consecuencia de las adiciones de nutrientes pueden agotar las concentraciones de oxígeno disuelto a niveles que causen mortalidad del camarón.

Motores diesel se utilizan para bombear agua todos los días del estuario durante la marea alta a un sistema de acueducto central que por gravedad alimenta de agua a las distintas piscinas. Esta agua entra en las piscinas dependiendo de la etapa de manejo. Los tipos de cambio varían de 3 a 8 % del volumen de las piscinas por día en condiciones maricultura semi-extensiva, y puede aumentar al 10-15 % a prácticas de acuicultura más intensa. El volumen total de agua bombeada desde el estuario del río Guayas a las camaroneras depende de los tipos de cambio (% volumen de las piscinas/día) y el área de piscinas en funcionamiento (con una profundidad media de piscinas de 1.5 m) (Figura 12). A la presente operación de 92 000 ha de piscinas en condiciones de manejo semi-extensivas (5 % de tasa de bombeo), el volumen de agua intercambiada diariamente con el estuario es de aproximadamente $65 \cdot 10^6$ m (Figura 12). Este volumen es mayor que descarga de agua dulce desde el río Guayas, durante el período de bajo caudal. A manejo intensivo de piscinas (10 % de tasa de bombeo), la misma área de piscinas podría intercambiar más volumen que la descarga del río durante los períodos de flujo alto (Figura 12). Estos tipos de escenarios subrayan la importancia de la utilización del agua de camaroneras en el patrón de calidad del agua en este estuario.

La mayoría del agua que se bombea a las piscinas es para reemplazar las pérdidas asociadas con la filtración y la evaporación. Teniendo en cuenta las tasas de evaporación potencial de esta región y el carácter superficial de las piscinas de camarón, este flujo de agua incrementará la pérdida de agua dulce del estuario. Alimentación suplementaria y métodos de fertilización son necesarios para satisfacer la demanda de alimentos a densidades mayores de población de PL en las piscinas. La principal fuente de nutrición para los camarones en piscinas de crecimiento son las floraciones de fitoplancton que se derivan de la urea y superfosfatos añadidos antes de la siembra. La alimentación suplementaria se lleva a cabo hacia el final del ciclo de crecimiento, por lo general las últimas cuatro semanas. Gran parte del nitrógeno y fósforo que se aplica a las piscinas es absorbido por el fitoplancton y por tanto son devueltos al estuario en forma orgánica. Estos nutrientes orgánicos representan demanda biológica de oxígeno cuando la biomasa del plancton se descompone en el estuario. El cambio relativo de nutrientes y salinidad de las aguas de entrada y salida de las camaroneras no se ha documentado. Así, el impacto de los cambios en el uso y la calidad del agua asociados con el cultivo de camarón es difícil de entender.

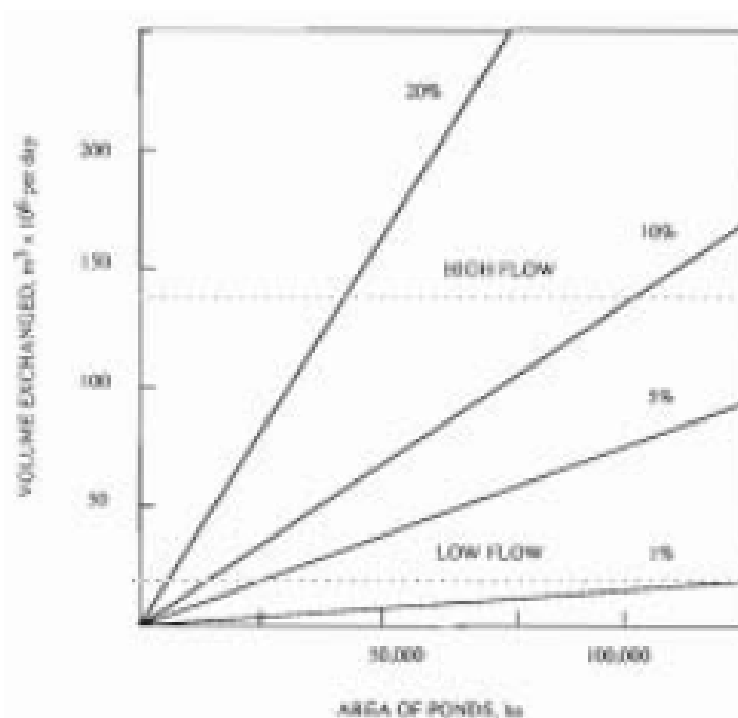


Figura. 12. Volúmenes de agua intercambiados por día con camaroneras, a diferentes tasas de bombeo (porcentaje del volumen de una piscina por día) sobre la base del área de las piscinas (ha) con una profundidad media de 1.5 m.

La magnitud de esta pérdida de agua se refleja en la elevada salinidad del agua efluente de las piscinas frente a las aguas del afluente. Snedaker et al. (1986) encontraron que el agua en 22 de 30 piscinas estudiadas tenía una mayor salinidad que el agua fuente.

Pesca Indiscriminada

La espectacular expansión de la industria de cultivo del camarón y los niveles crecientes de piscinas de manejo estimularon el desarrollo de una nueva pesquería para proveer de post larvas de camarón y de semilla para abastecer las piscinas de la maricultura. Fuentes de la industria estiman que hasta 90 000 pescadores artesanales participaron en la cosecha de 1983 y en 1984 el número de pescadores que trabajan a lo largo de la costa era incluso más alto (McPadden, 1985). La pesca de semilla se concentra en las zonas de importante descarga de agua dulce a lo largo de la costa, tales como El Oro y Esmeraldas, ocurriendo con mayor intensidad en la provincia de Guayas. Las capturas no son selectivas, e incluyen peces pequeños, post larvas y juveniles de camarones peneidos, lo mismo que una mezcla de *P. vannamei*, *P. stylirostris*, *P. occidentalis* y *P. californiensis*, así como algunas especies carideos de agua dulce. Puesto que sólo las dos primeras especies sobreviven mejor en las piscinas de camarón, los propietarios pagan de acuerdo a la proporción de la población de *P. vannamei* y *P. stylirostris* (McPadden, 1985). La selección es un proceso después de cosecha y por lo tanto las especies de menos valor del estuario se desperdician. El pico de la temporada de pesca de la semilla es de diciembre a marzo, cuando los pescadores pueden capturar hasta 40 000 post larvas al día de tamaños entre 7 a 10 mm. La demanda anual de post larvas se estima en 16.5 mil millones sobre la base de 120 000 ha de camaroneras utilizando en su mayoría el manejo extensivo de piscinas (estimaciones de 1989). Sólo la mitad de las post larvas recogidas a lo largo de las playas es *P. vannamei*, requiriendo una cosecha

total de 33 mil millones de post larvas. Esta demanda de *P. vannamei* representa un impacto potencial sobre la estabilidad genética de organismos no requeridos que usan el ambiente costero durante su ciclo de vida.

Proyecto Represa Daule-Peripa

Una represa ha sido construida en la confluencia de los ríos Daule y Peripa para desvío del suministro de agua, control del flujo del río y energía hidroeléctrica. El agua será desviada a través de un acueducto desde el río Daule a la península de Santa Elena para agua potable, riego para la agricultura y uso industrial. La presa también aumentará el flujo de agua dulce al estuario del río Guayas durante la estación seca, evitando la intrusión de agua salada en la parte baja del río Daule y potenciando la agricultura en esta área. El río Daule se une al Babahoyo cerca de Guayaquil, para formar el río Guayas y drena una tercera parte de la cuenca del río Guayas. La capacidad de caudal medio del río Daule es de 365 m³/s, o aproximadamente el 30 % del caudal medio del río Guayas, y suministra la mayor parte del agua potable para Guayaquil. La cuenca total de los ríos Daule y Peripa es 13 800 km² y recibe una precipitación media de 1 800 mm/año. Una descripción completa de las características del suelo y uso del suelo de esta cuenca se presentan en un informe de la Comisión de Cuenca del Río Guayas (CEDEGE, 1970).

La presa creará un embalse con una capacidad de almacenamiento de 6.0 km³ de agua con una superficie de 270 km², la profundidad media de 21 m, y el volumen de 5.4 km³. El embalse suministrará agua potable a 300 000 personas a 400 litros por persona por día, agua de riego para 42 000 ha de tierra y 20 millones de m³/año para la industria. El uso industrial proyectado incluye una refinería de petróleo, un complejo de fertilizantes de nitrógeno, un complejo petroquímico y una planta petroquímica en el puerto de Monteverde.

El área que drena el agua al embalse cuenta con 4 025 km² (Mendoza, 1983). El área de deforestación y eliminación de material vegetal comprende 33 750 ha, y el área a ser inundada cubre 27 000 ha (Arriaga, 1989). El vertido anual será de aproximadamente 10 m y el área inundada se mantendrá en 18 000 ha. La presa influirá en la cantidad de agua de los ríos Daule y Peripa que normalmente se descargan en el río Guayas (Figura 2). En la actualidad, la operación propuesta de la presa se estima en un flujo promedio anual de 100 a 175 m³/s (Jenkins, 1979; Arriaga, 1989). Este flujo puede variar de un máximo de 321 m³/s durante la estación lluviosa, en abril, a un mínimo de 124 m³/s en agosto. En comparación con el flujo normal de los ríos Daule y Peripa (Figura 6), este flujo modificado es mucho menor que la descarga de agua dulce de 1 000 m³/s que se produce durante la estación lluviosa. Durante la estación seca, para controlar la intrusión de agua salada, la presa proporcionará agua por encima de la descarga promedio de alrededor de 50 m³/s de los suministros almacenados en el embalse. Basado en el promedio mensual de flujos, la descarga normal de 343 m³/s de estos dos ríos se limitará a 174 m³/s, una reducción de alrededor de 49 % (Figura 6). Esta reducción representa una pérdida de 15 % del agua dulce del río Guayas y el 13 % del estuario del río Guayas. La pérdida de agua dulce de un estuario en una zona semiárida como la provincia del Guayas puede influir en los patrones de salinidad en este ecosistema costero.

La represa Daule-Peripa puede influir en la distribución y aumentar la concentración de la salinidad en el estuario del río Guayas (Figura 2). Los manglares que existen en ambientes áridos, como la costa de Ecuador, donde la evapotranspiración es mayor que la precipitación, son muy sensibles a pequeños cambios en la hidrología, en particular al aporte de agua dulce. Para los bosques de manglar en zonas de vida árida, pequeños cambios de precipitación resultan en creciente salinidad del suelo seguido de aumento de mortalidad de los árboles y un cambio en la vegetación de los bosques a bronceado o salinas (Davis y Hilsenbeck, 1974; Cintrón et al., 1978; Twilley, 1985b). En Ecuador, la desviación de agua dulce del estuario del río Guayas se debe gestionar con la conciencia de los posibles efectos negativos en los manglares ya que se desarrollan en un entorno relativamente árido. Margalef y Crespo (1979) sugieren que la pérdida de agua dulce de la presa, probablemente no afectará a los manglares, aunque los investigadores no tienen en cuenta la influencia climática de la distribución de los manglares en las provincias del sur.

El aumento de la salinidad debido a los cambios en el suministro de agua dulce al estuario del río Guayas, también puede afectar económicamente a la importante pesca de este ecosistema estuarino. El Estero Salado, que alberga la mayor parte de los recursos pesqueros del Golfo interior de Guayaquil, no recibe los vertidos de agua dulce, directamente del río Guayas. Por lo tanto, la tasa de lavado de esta sección interna del golfo es inferior que las secciones más del sur que están vinculadas directamente al río. Como consecuencia de la entrada reducida de agua dulce, el Estero Salado puede ser más susceptible a aumentos en la concentración de materiales disueltos en la columna de agua. La precipitación durante el año 1985 fue relativamente baja, y Estero Salado se volvió hipersalino con valores superiores a 30 mg/L (Zimmerman y Minello, 1989). Este aumento de la salinidad sugiere que otros materiales, tales como productos químicos tóxicos y nutrientes también pueden estar concentrados (suponiendo que su comportamiento es conservativo). Organismos, como el camarón, que habitan en el Estero Salado son muy susceptibles a los cambios en la calidad del agua, especialmente de salinidad y toxicidad que pueden aumentar sus tasas de mortalidad y retardar el crecimiento.

Los cambios en el suministro de agua dulce también pueden influir en el movimiento estacional y el reclutamiento de los organismos en el estuario del río Guayas. El reclutamiento de los camarones en un estuario es importante para su ciclo de vida, porque el estuario proporciona condiciones óptimas, como baja depredación, durante las etapas críticas de la maduración. El tiempo estacional de reclutamiento se cree que depende de las fluctuaciones de salinidad junto con la llegada de masas de agua de alta mar. Desde que se diseñó la represa Daule-Peripa para proveer de un flujo casi constante de agua al estuario del río Guayas, el impacto potencial de este proyecto debe ser evaluado en relación a perturbar las fluctuaciones estacionales de la salinidad en el estuario. Dado que la industria de la maricultura depende de postlarvas de camarón que utilizan el estuario estacionalmente, los planes de manejo deberían considerar seriamente los factores que influyen en el reclutamiento de la pesca en el ecosistema del estuario.

Eutrofización

Los productos químicos que se introducen a la zona costera se pueden agrupar en dos categorías: aquellos que contribuyen al enriquecimiento de nutrientes y parámetros de calidad de agua, como el oxígeno disuelto, y los que contribuyen a la concentración de compuestos tóxicos del estuario (Figura 2). Los productos químicos que contribuyen a la calidad ambiental de la zona costera del Ecuador incluyen los residuos de la industria, la navegación, la agricultura y los asentamientos urbanos. En esta primera sección, vamos a describir las contribuciones de nutrientes y la calidad química del agua de la zona costera, seguido por una sección sobre la ecotoxicología de las aguas costeras.

Entradas difusas de nutrientes incluyen la escorrentía de la vegetación natural y de paisajes manejados como la agricultura o la silvicultura (Figura 2). Muchas investigaciones se han realizado sobre el desarrollo de las tasas de carga de nutrientes para diferentes tipos de vegetación nativa y para tipos específicos de cultivos en cuencas hidrográficas de diversas áreas geográficas. La mayoría de estos tipos de carga han sido desarrollados para cuencas hidrográficas situadas en climas templados. Poco se conoce sobre la pérdida de nutrientes de los diferentes tipos de uso de suelos en cuencas tropicales.

Los cinco cultivos principales que crecen a lo largo de la costa de Ecuador son banano, arroz, caña de azúcar, cacao y café (Figura 13). Estos productos provienen principalmente de la agricultura en las tierras bajas del Guayas, situado al norte y al este de la ciudad de Guayaquil y a lo largo de la costa este del Golfo de Guayaquil. Estadísticas de las provincias de Guayas y Los Ríos se han combinado para representar la actividad agrícola en la cuenca del río Guayas. Más del 50 por ciento de la actividad agrícola de la zona costera del Ecuador se produce en la cuenca del río Guayas (Figura 13).

La cuenca del río Guayas es un importante productor de arroz, casi el 95 % de la producción total de arroz, a lo largo de la costa se produce en las provincias de Guayas y Los Ríos. El arroz en la cuenca del río Guayas es de particular importancia para la economía de alimentos del estuario del río Guayas, debido a la gran área de producción (Figura 13A), el potencial de expansión de este cultivo en la cuenca una vez que la represa Daule-Peripa se complete se proyecta en 17 000 ha durante la fase inicial del proyecto en la proximidad de los ríos navegables. Las fuentes puntuales de ingreso de productos químicos a las zonas costeras están relacionadas con las zonas urbanas y la industria (Figura 2). Las tasas de carga de nutrientes de las ciudades dependen de la densidad de población y el grado de tratamiento de residuos antes de su descarga en el sistema acuático. La población en las provincias costeras de Ecuador ha aumentado en los últimos 35 años, de manera más dramática en la provincia de Guayas (Figura 13B). De 1962 a 1982 la población de esta provincia se ha duplicado a más de 2,0 millones de personas. En los últimos años, la tasa de crecimiento anual ha sido dramática resultando en una población actual de más de 2.57 millones de personas (Figura 13B). Junto con la población de Los Ríos, hay 3.14 millones de personas en la cuenca del río Guayas, de los cuales el 84 por ciento se considera urbano, con el 53 por ciento de la población de la cuenca ubicada en las cercanías de Guayaquil. Actualmente, sólo el 18 por ciento, o 6 100 ha, de 34 700 ha de la ciudad, es atendida por un sistema adecuado de drenaje (Solórzano, 1989). En 1979, 450 000 personas en Guayaquil no tenían alcantarillado, y

este valor ha aumentado anualmente en un 21 000 personas. Las aguas contaminadas de la ciudad se drenan sin tratamiento al río Guayas (Estación de bombeo El Guasmo), al río Daule (Estación de bombeo El Progreso) y al Estero Salado.

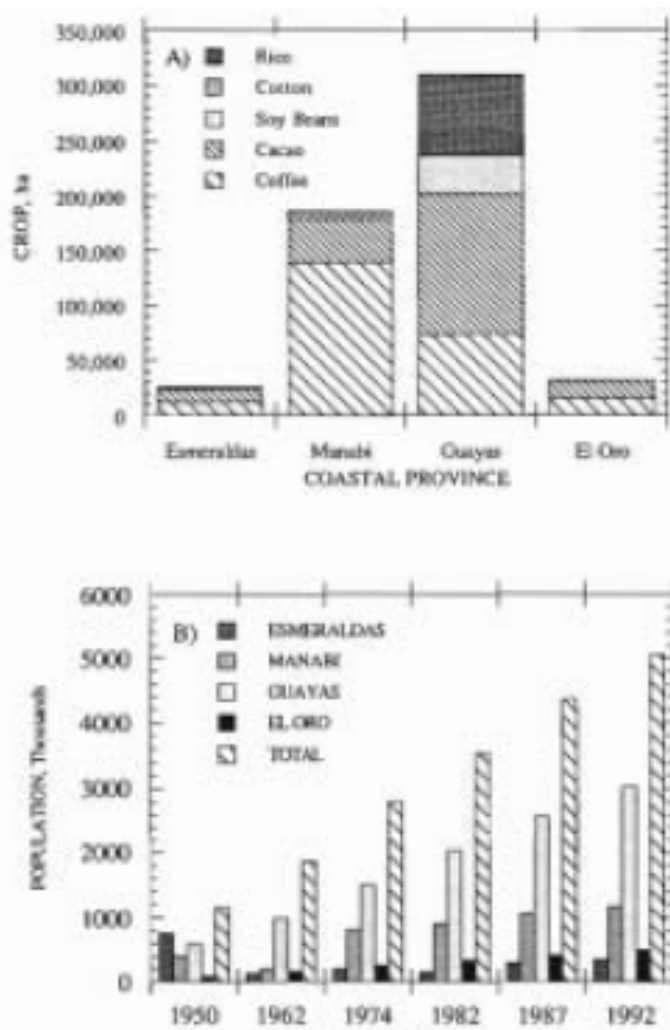


Figura 13. A) Distribución de tierras con distintos tipos de agricultura en las cuatro provincias costeras del Ecuador. La provincia de Guayas incluye la actividad agrícola de la provincia de Los Ríos. B) Registros históricos de los cambios de población en las cuatro provincias del Ecuador

De las estadísticas disponibles, los residuos de un 62 % de la población se bombea a pozos sépticos (sin tratamiento), sin embargo, el 86 % de $54.83 \times 10^6 \text{ m}^3$ de los residuos generados cada año se vierten a los ecosistemas acuáticos. Basado en estas estadísticas de población y tasas per cápita de cada tratamiento, se han calculado las tasas de carga de demanda de oxígeno (biológica y química), sólidos (totales y disueltos), y nutrientes (nitrógeno y fósforo total). Este análisis preliminar indica que la ciudad de Guayaquil vierte más del 90 % de todos los vertidos domésticos que entran al río, y un porcentaje aún mayor de los nutrientes que entran en el estuario del río Guayas. Solórzano (1989) señala que los residuos domésticos e industriales ha disminuido la calidad del agua en los ríos Daule y Guayas, contribuyendo a un alto nivel de contaminación bacteriana, disminuyendo el contenido de oxígeno disuelto, y produciendo la creciente concentración de nutrientes.

El enriquecimiento de nutrientes de las regiones costeras ha contribuido a la eutrofización continuada de los ecosistemas estuarinos llevando al deterioro de muchos

parámetros de calidad del agua (Figura 2). Concentraciones de oxígeno disuelto por debajo de 4 mg/L se considera estresante para muchos organismos estuarinos y los efectos negativos del bajo oxígeno disuelto a la calidad del medio ambiente pueden también producirse por la alteración de las cadenas alimentarias básicas que soportan pesquerías de gran importancia económica. Las descargas de demanda biológica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno (COD) pueden causar disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto en el estuario. Un balance de los procesos que aportan oxígeno disuelto (fotosíntesis y difusión) y eliminan DBO y DQO, es necesario para un ambiente saludable para las pesquerías de importancia económica. Si bien bajas condiciones de oxígeno disuelto pueden constituir una condición natural de estuarios más estratificados (Newcombe y Horne, 1938; Officer et al., 1984), una legítima preocupación es el aumento temporal y espacial de eventos de anoxia en muchos ecosistemas costeros.

Aguas anóxicas son aparentemente poco comunes en el estuario del río Guayas, lo que ocurre sólo en zonas próximas a desagües de residuos cloacales (Arriaga, 1989). Un estudio de cinco estaciones en el Estero Salado, encontró que las concentraciones de oxígeno disuelto a 1 m de profundidad varió desde 2.7 hasta 4.7 mg/L en el río Guayas, sin embargo, las concentraciones cerca de Guayaquil son generalmente menos de 2.7 mg/L (Solórzano, 1989). Las concentraciones suelen ser más bajas en la parte inferior, por ejemplo, Solórzano y Viteri (1981) midieron concentraciones de 3.5 mg/L a 1 m de profundidad frente a 2.0 - 2.5 mg/L de fondo, cerca de dos estaciones adyacentes a Guayaquil. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) osciló de 0.65 hasta 2.88 mg/L en el estuario del río Guayas. Concentraciones de oxígeno disuelto en el Estero Salado estuvieron en el rango 3.0 a 4.7 mg/L.

El Estero Salado recibe los efluentes de 400 000 personas que representan una DBO de 10 000 t/año. Aunque hay casos de oxígeno disuelto bajo adyacentes a las descargas de aguas residuales, no existe estrés de anoxia como se espera de la carga a este ecosistema estuarino. Las mareas fuertes con amplitudes de 3 a 5 m en el estuario del río Guayas y Estero Salado son responsables de la buena aireación de la columna de agua. Sin embargo, cuando esta elevada DBO se bombea a las piscinas de camarón, junto con los procesos bioquímicos in situ en las aguas de piscinas, hay problemas potenciales de calidad del agua. Durante la presencia de mareas rojas en el estuario, los problemas de anoxia en las piscinas son causados por el bombeo de agua anóxica del estuario; de otro lado la anoxia en el agua de piscinas se desarrolla cuando aguas con alto potencial de DBO se bombean dentro de las piscinas de camarón.

Las mareas rojas, floraciones de fitoplancton que decoloran el agua, son una ocurrencia común en el Golfo de Guayaquil y en las aguas interiores del estuario del río Guayas (De Arcos, 1982; Jiménez, 1980; Jiménez, 1989). Han habido 28 reportes de mareas rojas en la zona costera de Ecuador, y estas floraciones varían en composición de especies, densidad de células, y duración. La influencia más directa en el estuario es la muerte de peces provocada por la presencia de organismos tóxicos como *Gonyaulax catenella* y *Gymnodium breve*. *Gonyaulax monilata* ocurrió en la parte superior del Golfo de Guayaquil en abril de 1980 y en marzo de 1986 junto a la costa de Manglaralto. El florecimiento de 1980 produjo alta mortalidad de peces (Jiménez, 1989), mientras que una marea roja en 1986 causó significativa mortalidad de postlarvas

de camarón en ocho camaroneras, debiéndose interrumpir las operaciones de 30 a 45 días (Jiménez, 1986). Otras mareas rojas en el río Guayas incluyen *Gyrodinium stratum* en septiembre de 1982, *Mesodinium rubrum* en agosto de 1984, *Prorocentrum maximum* de febrero 1985 a febrero 1986, y una floración reciente de *Nietzche* sp (Jiménez, 1989). Estas floraciones de algas causan alta mortalidad en las piscinas de camarón, cuando el fitoplancton de aguas contaminadas se bombea del estuario. Una marea roja de estrato *Gyrodinium* (no tóxico) en el río Guayas, en septiembre de 1982 llegó a concentraciones de 93 000 000 células/L superior a 50 km del estuario de más de un mes. El bombeo de la marea roja causó anoxia y mortalidad posterior en las piscinas de camarón, representando una primera aparición de efectos negativos de la marea roja en las operaciones de piscinas de camarón. Otro incidente en el Estero Salado, en agosto de 1984 dio lugar a anoxia en la noche en camaroneras asociado con BOD adicional de células *Mesodinium rubrum*. Durante estos acontecimientos, los efectos negativos de las mareas rojas son compensados por el aumento de la tasa de bombeo e intercambio de agua de las piscinas. También se ha observado que algunas de las especies asociadas a las mareas rojas, como filamentos de algas verde-azules causan reducción en la calidad de los camarones al cambiar el sabor y causar un olor a humedad.

Ecotoxicología

La calidad ambiental de los ecosistemas costeros también se ve influenciada por los productos químicos tóxicos introducidos por la agricultura y la industria. La agricultura puede contribuir con sustancias tóxicas como los plaguicidas a los ríos y estuarios de la cuenca del Guayas (Figura 2). Solórzano ha expresado su preocupación acerca de las concentraciones de plaguicidas en el estuario, pero sólo trazas de pesticidas han sido detectados en el comienzo de la temporada de lluvias en el río Daule (Solórzano, 1989). Un estudio de la cuenca hidrográfica de CEDEGE mostró que los niveles de DDT en los ríos que desembocan en el estuario eran bajos, pero hay poca documentación disponible de este problema.

El proyecto de represa de los ríos Daule-Peripa descrito anteriormente también aumentará las áreas de agricultura en la cuenca del río Guayas. El área propuesta para la agricultura de regadío es de 125 000 ha ubicadas en la cuenca del río Daule, la península de Santa Elena y la provincia de Manabí (Arriaga, 1989). En la sección inferior del Daule, el área de riego de 50 000 ha se encuentra en ambas orillas del río Daule, entre Palestina y Petrillo. La primera fase de riego se ha previsto para 17 000 ha que se utilizarán para las plantaciones de arroz, maíz, soja, frijoles, cebollas, tomates y semillas de ricino (Herman, 1986). La utilización prevista de los plaguicidas en las zonas de regadío son propanil (herbicida), endrina y furadán (insecticidas). La mayoría de los plaguicidas propuestos son compuestos organoclorados y organofosforados, carbamatos, además otros herbicidas a base de urea (Arriaga, 1989). Los compuestos organoclorados son insolubles en agua, pero son transportados en los ecosistemas acuáticos absorbidos por materia particulada. Estos compuestos son resistentes a la descomposición y pueden acumularse en los sedimentos de los ecosistemas estuarinos. Los compuestos organofosforados son solubles en agua, pero susceptibles a la descomposición y no se acumulan en los sedimentos. Sin embargo, estos compuestos

son muy tóxicos para los organismos acuáticos. Los crustáceos, especialmente larvas, son más sensibles a bajas concentraciones de pesticidas que otros organismos marinos (Costlow, 1982). El uso extensivo de estas sustancias químicas en la cuenca del estuario crea un peligro potencial para la industria de la maricultura de camarón en el Ecuador. Endrina, que se aplica a una concentración aproximada de 145 t/año en los campos de arroz de la cuenca del río Guayas, redujo significativamente las tasas de crecimiento de juveniles de *Mysidopsis bahia* (McKenney, 1986), en concentraciones de 60 µg/L. Además, las medidas fisiológicas de la disfunción metabólica en mίσidos expuestos subletalmente a plaguicidas en condiciones de laboratorio y de campo mostraron un menor crecimiento y menor capacidad reproductiva de estos organismos en las etapas posteriores de su ciclo de vida (McKenney, 1986). Daugherty (1975) observó que los rendimientos de camarón disminuyeron en El Salvador, probablemente como resultado del uso intensivo de plaguicidas en el cultivo de algodón durante los años 1960s y principios de 1970. Los plaguicidas tienen la tendencia a concentrarse más a medida que se asciende en la cadena alimentaria y por lo tanto pueden estresar depredadores y los niveles tróficos superiores como los peces. Antes de que este problema se pueda resolver, se necesita más información sobre la concentración ambiental de estas sustancias químicas que son tóxicas para determinadas pesquerías, y su destino en el medio ambiente del estuario.

Hay algo de la actividad minera en la cuenca del río Guayas, y se han encontrado varios metales concentrados en los sedimentos fluviales y estuarinos. Solórzano (1989) reporta mediciones recientes de cobre, hierro, cadmio en la columna de agua de los ríos Babahoyo, Daule, Guayas, y mercurio en los sedimentos del Guayas. Ella describió las masas de agua como eutróficas y las concentraciones de cobre y cadmio por encima del límite considerado como inocuo para los organismos acuáticos. Las concentraciones de los esos dos metales oscilaron entre 36.9 - 94.5 µg/L y 0.1 - 14.5 µg/L, respectivamente, en el río Guayas. Estas altas concentraciones de metales pesados en ciertas áreas del ecosistema estuarino demuestran los efectos del desarrollo urbano y la industria. Solórzano (1989) expresó su particular preocupación por la concentración de cobre, cadmio y mercurio en la columna de agua y sedimentos del estuario del río Guayas. Las concentraciones de cobre son superiores a 10 µg/L, que se considera inocuo para las especies acuáticas (Ketchum, 1975), aunque estas concentraciones pueden deberse a procesos naturales. El cadmio también está presente en concentraciones que podrían afectar los organismos acuáticos (Ketchum, 1915), y en los sedimentos mostraron contaminación significativa por mercurio (Solórzano, 1989).

Calidad Ambiental y Maricultura de Camarón

La sostenibilidad a largo plazo de la industria de cultivo de camarón en Ecuador requiere la integración de enfoques para el manejo de los recursos de las zonas costeras. Estas consideraciones incluyen no sólo el manejo de las interacciones de la industria de la cría de camarón con los estuarios y los ecosistemas marinos costeros, sino también las actividades de uso del suelo en la cuenca alta y centros urbanos. Por ejemplo, las interacciones de las actividades de cultivo de camarón, con el ecosistema del estuario del río Guayas, indicarán la naturaleza compleja de los impactos ambientales y cómo influir en la sostenibilidad de esta industria (Figuras 2 y 14). El panel superior de la

Figura 14 describe la estrategia actual en la utilización de los recursos costeros en el Ecuador por la industria de maricultura de camarón, incluyendo el efecto de retroalimentación de esta actividad en la calidad ambiental del estuario. La disminución de la calidad ambiental de los recursos estuarinos afecta la productividad de las piscinas de camarón, influyendo en la capacidad de los recursos naturales para abastecer PL, y el control de la supervivencia y crecimiento del camarón en piscinas de crecimiento. Por lo tanto, la productividad secundaria de los ecosistemas de piscinas se ve limitada por la variedad de factores que están relacionados con el agua y la calidad del hábitat en los ecosistemas costeros (Figuras 2 y 14).

Los cambios en la calidad ambiental de las cuencas costeras, o eco-regiones como la cuenca del río Guayas, también están asociados con los cambios de uso del suelo tanto en las cuencas altas y la zona intermareal. Por ejemplo, se ha demostrado que la calidad del agua en el estuario puede estar influida por la introducción de productos químicos como los fertilizantes y pesticidas de la agricultura, las aguas residuales de las grandes zonas urbanas, y los metales pesados de la industria (Figura 2). Los ríos proporcionan el conducto que une los procesos ecológicos del estuario con el uso de las tierras de las cuencas hidrográficas de las cuencas altas. La deforestación de la vegetación natural, seguida de una sustitución de agroecosistemas, además de las actividades urbanas e industriales, puede cambiar la composición química de las aportaciones fluviales en los ecosistemas costeros. Además, la distribución y recirculación de estos contaminantes en el estuario se ven influidos por las alteraciones en la cantidad y naturaleza estacional de la descarga de agua dulce de la cuenca. Así, la cantidad y la calidad de las aportaciones fluviales juntas son importantes vínculos con la calidad ambiental de los estuarios que controlan la productividad de la maricultura en piscinas camaroneras.

Las mareas conectan el estero con los procesos oceánicos y costeros intermareales, y por lo tanto, también contribuyen a la calidad ambiental de los ecosistemas estuarinos. La mayoría de los cambios en las prácticas de uso del suelo de la zona intermareal se asocia con la industria camaronera en sí, causada por la destrucción de los ecosistemas de manglar (Figura 14). La pérdida de estos ecosistemas tiene un impacto negativo sobre la función normal de las mareas que acoplan la función de los manglares con el estuario (Twilley, 1988). Como se describió anteriormente, este acoplamiento de los manglares con el estuario influye tanto en el hábitat y la calidad del agua de los recursos estuarinos (Figura 14). Los procesos ecológicos de los manglares que se pierden debido a la construcción de piscinas se ilustran en la Figura 11, junto con la forma en que soportan la productividad de las piscinas de camarón. Así, la pérdida de los manglares está relacionado con el crecimiento y supervivencia de post larvas y ecología química de las camaroneras por desacople del efecto de estos humedales boscosos del hábitat y la calidad del agua.

Los manglares han sido reemplazados por los ecosistemas de piscinas de camarón que tienen funciones ecológicas muy diferentes en la zona costera. Mientras que las piscinas están diseñadas para mejorar la productividad secundaria en el estuario, en particular por el aumento de la producción de camarón, que altera el hábitat y la calidad del agua de los ecosistemas estuarinos. En los ecosistemas de laguna, el uso de la energía de las mareas para el intercambio de aguas de los estuarios de la zona de intermareal ha sido

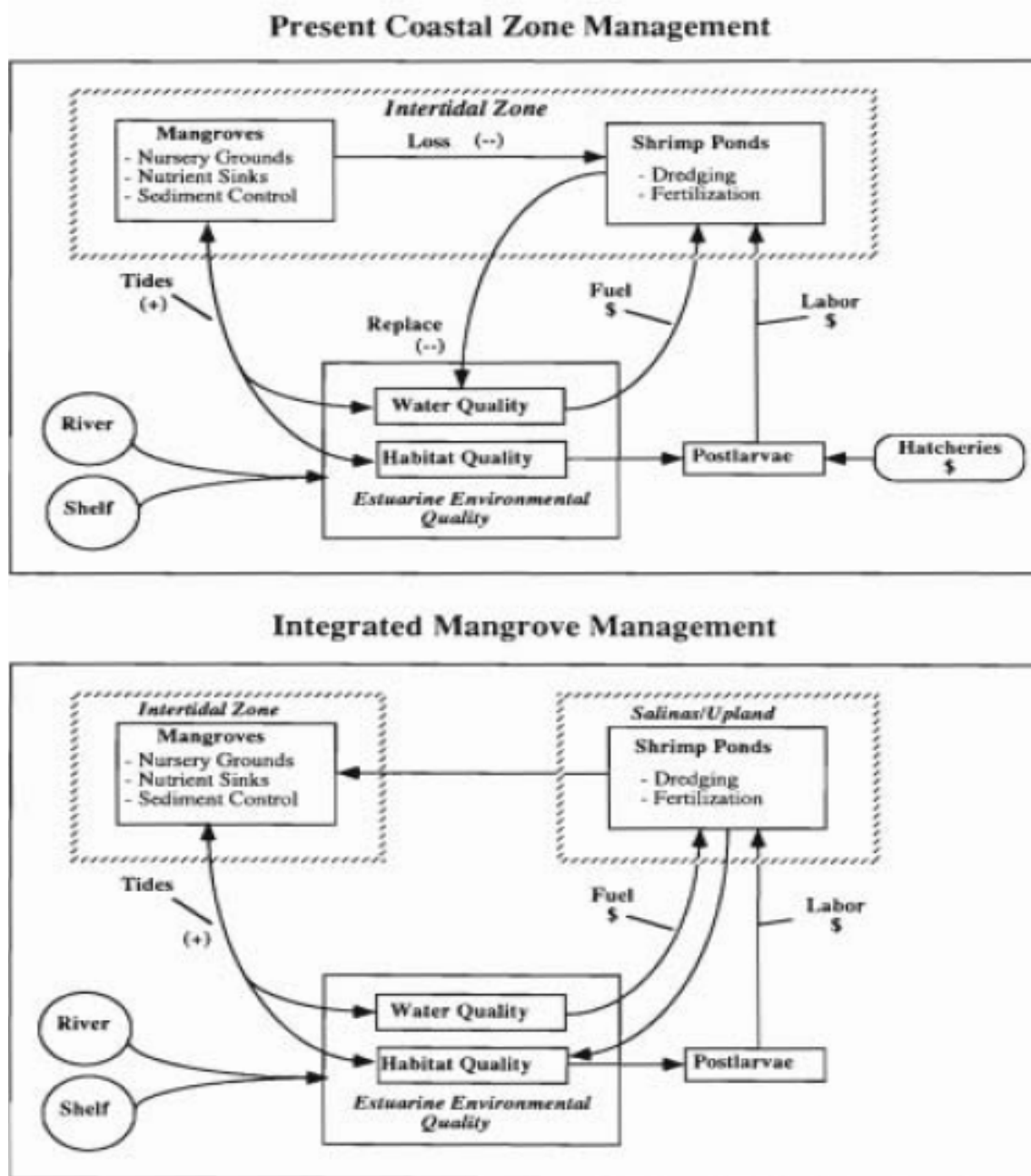


Figura. 14. Comparación de las prácticas actuales en el manejo de zonas costeras (panel superior) con las estrategias recomendadas para el manejo de los manglares integrado basado en la función ecológica de los manglares en la zona costera (panel inferior)

sustituido por la energía de combustibles fósiles que las bombas de agua periódicamente durante una marea. De los procesos ecológicos en los ecosistemas de piscinas en gran medida determinada por la introducción de nutrientes y alimentos para mejorar la producción de camarón en el resultado de la fertilización de las aguas de los estuarios. Así, la calidad, las funciones de los ecosistemas en relación con piscinas de agua son diferentes en comparación con el acoplamiento de los ecosistemas de manglar que puede reducir el exceso de nutrientes en los estuarios. Cambios en uso del suelo en la zona intermareal por la construcción de piscinas camaroneras, no sólo es importante la

pérdida de las funciones ecológicas, como los manglares, que pueden influir en la calidad ambiental del estuario; pero también la sustitución de ecosistemas naturales con aquellos que tienen las diferentes funciones ecológicas en la zona intermareal. Por lo tanto, la retroalimentación negativa de la construcción de camarónicas no sólo relacionada con la pérdida de manglares, sino también por la influencia negativa de los ecosistemas de piscinas en la calidad del agua de los ecosistemas estuarinos (Figura 14).

La influencia de la calidad ambiental de la zona costera en la industria de cultivo de camarón en el Ecuador es complicado debido a los procesos oceanográficos únicos en esta región (Figura 14). Por ejemplo, las elevadas temperaturas del agua en el Golfo de Guayaquil, puede ser un factor que dominan en el reclutamiento de camarones adultos en los esteros del Pacífico interior durante los eventos climáticos conocidos como El Niño. Sigue habiendo confusión sobre el papel relativo de los procesos costeros en alta mar y la destrucción de los manglares y la disminución de la abundancia de post larvas en la última década. A nivel nacional se ha producido una pérdida de alrededor de 22 % de los recursos de los manglares de la costa. Sin embargo, en algunas cuencas costeras como el estuario del Río Chone, la pérdida de manglares es superior a 90 %. Los impactos acumulativos de la pérdida de manglares pueden ser específicos del sitio, en particular en las regiones donde la pérdida de manglares es alta, y otros que sirven de hábitat para mantener el patrimonio genético natural. Durante los períodos de alto reclutamiento, el efecto de pérdida de hábitat no puede ser significativo. Sin embargo, en las condiciones oceanográficas normales, los efectos negativos de la pérdida de hábitat pueden ser más pronunciados a lo largo de la costa. El ciclo de vida de los crustáceos penidos vincula los procesos físicos de los océanos costeros con los procesos ecológicos de los manglares estuarinos. Es la combinación de los dos lo que sostiene este recurso costero.

La abundante oferta de post larvas durante los eventos El Niño creó una demanda excesiva de construcción de camarónicas de la zona intermareal desde 1985 hasta 1987. La fuente natural de post larvas durante los años más normales de reclutamiento no pudo poblar las piscinas existentes, de tal manera que en 1985 casi el 50 % de las camarónicas no estaban en funcionamiento. Durante este período, hubo un mayor énfasis a la producción de post larvas en criaderos, y aclimatar estos camarones a piscinas de engorde. En 1986 sólo existían 12 laboratorios de larvas en operación. En 1989 había 106 laboratorios en funcionamiento, y otros 60 previstos para la construcción. Casi la mitad de estos laboratorios se encontraban en la provincia de Guayas y 25 se construyeron a lo largo de las playas de Manabí. La producción prevista de estos criaderos es de casi 10 mil millones larvas, sin embargo, sólo menos del 25% de estas sobrevivirán en condiciones de piscinas. La mayoría de los criaderos de larvas producen de hembras silvestres grávidas, ya que presentan una mejor supervivencia en las piscinas de engorde. Así, la industria de incubación, mientras responde rápido a la demanda de larvas, no logra en la actualidad sustituir a la calidad del hábitat de los ecosistemas estuarinos que se necesita para sostener la industria de piscinas de camarón.

Aunque la construcción de camarónicas ha sido casi continua desde 1979 hasta 1988, ha habido una limitación de la superficie de piscinas en funcionamiento (Figura 3C). Esto

puede deberse en gran parte a la disponibilidad de post larvas, lo que indica la importancia del hábitat y la calidad del agua de los ecosistemas costeros como una restricción sobre la industria camaronera. Así, una capacidad de carga de los ecosistemas costeros del Ecuador para mantener la industria del camarón es de aproximadamente 60 000 ha. Sin el subsidio de post larvas de la industria de los criaderos, o del suplemento periódico de los eventos El Niño, no parece existir limitación sobre la cantidad de piscinas que pueden construirse y funcionar. De acuerdo con los vínculos descritos en el panel superior de la Figura 14, la retroalimentación negativa de la construcción de piscinas en la pérdida de manglares y efluentes de las piscinas en la calidad del agua puede deteriorar la calidad ambiental de los ecosistemas costeros y disminuir la capacidad de carga de funcionamiento de piscinas en el Ecuador.

El nivel de manejo de piscinas para aumentar la producción camaroneras en piscinas que están en realidad bajo operación tendrá que ser intensificado para mantener o aumentar la producción de camarón (Siddall et al., 1985). Así, el suministro de post larvas en el estuario tiene una fuerte influencia tanto en el número de piscinas en operación y como en el tipo de manejo practicado en estas piscinas. La utilización intensa de las piscinas existentes crearía mayor bombeo y fertilización de las aguas estuarinas que, a su vez, conduce al aumento de carga de nutrientes al estuario. Este manejo alternativo puede afectar negativamente a la calidad del agua del estuario. Los impactos negativos de la construcción de piscinas en el ecosistema se remplazan por aumentos de bombeo y fertilización asociados a un manejo más intensivo de las piscinas de camarón. Estas cuestiones demuestran la importancia de considerar el manejo de las camaroneras en el contexto del ecosistema y, en particular, prestando especial atención a los factores asociados con el control de la calidad del agua.

Manejo Integral de Manglares y Camaroneras

El enfoque ecosistémico en la manejo de los recursos naturales es esencial, ya que integra tanto los procesos ecológicos de los sistemas ambientales, junto con las características socioeconómicas del desarrollo regional. Las nuevas técnicas que, simultáneamente, pueden valorar las interacciones de los sistemas ambientales y humanos se están desarrollando (Farber y Costanza, 1987; Bell, 1989; Costanza et al., 1989; Dixon, 1989; Gottfried, 1992), pero muchos de estos modelos actualmente carecen de relaciones cuantitativas. Así, en muchos casos, un sitio de pocos análisis específicos para determinados conflictos en el desarrollo ambiental y económico tienen que ser aplicados a una variedad de sistemas y asuntos. Twilley y Day (Capítulo 10, este volumen) indican que las funciones de fuerza en una región costera se pueden utilizar para evaluar las funciones ecológicas de los ecosistemas de manglar (Figura 1). Y los modelos cuantitativos de los ecosistemas de estas relaciones se están desarrollando (Twilley, 1995). Sin embargo, hay menos relaciones cuantitativas entre estos procesos ecológicos con la naturaleza exacta de las funciones ecológicas, tales como el hábitat y la calidad del agua que estos ecosistemas proporcionan. Así, las relaciones cuantitativas entre las funciones ecológicas y el valor de los ecosistemas están aún por determinarse (véase más adelante). Sin embargo, esta descripción de la industria camaronera en el Ecuador sí provee un ejemplo de la relación cualitativa de una empresa que depende de

la calidad ambiental de los recursos costeros. Podemos utilizar estos vínculos para proporcionar un marco conceptual para evaluar los impactos del manejo de recursos humanos sobre los recursos naturales. El manejo de los recursos naturales de la zona costera se logra a través de políticas establecidas por los sistemas humanos. Así, la política maneja la gente, en lugar de los recursos naturales en sí mismos. Pero las restricciones de los procesos ecológicos en la sostenibilidad de la utilización humana de los recursos naturales requiere de una toma de conciencia de los vínculos (cualitativos y cuantitativos) de los ecosistemas. No estamos describiendo las opciones políticas o planes de manejo específicos en este capítulo, pero se propone un modelo conceptual para entender cómo se acoplan los vínculos ecológicos del sistema, y cómo estas relaciones influyen en la calidad ambiental de la zona costera.

La economía de la cría camaroneras está vinculada a las funciones ecológicas de los recursos naturales en la zona costera. La ganancia en el cultivo de camarón es la diferencia entre los ingresos generados por la producción de piscinas y los costos asociados con su funcionamiento. El nivel de los costos de operación de producción del camarón, tales como el dragado, la construcción, el bombeo, la fertilización y el suelo (autorizaciones), depende de la calidad del agua que se bombea del estuario a las piscinas. Los manglares y las mareas proporcionan a la industria camaronera agua limpia y hábitats importantes que mejoran la oferta de post larvas silvestres y la producción camaronera en piscinas (Figuras 11 y 14). Con la pérdida de estos servicios gratuitos el costo de la producción de camarón aumenta, como el coste de provisión de post larvas de laboratorio, el dragado para extraer sedimento y el combustible para las bombas a fin de controlar el oxígeno disuelto. Así, la retroalimentación negativa de la industria del camarón debido a la pérdida de los recursos naturales influye en los beneficios de la industria ya que el manejo de las camaroneras está muy estrechamente unido a los recursos naturales de los ecosistemas estuarinos (Figura 9a).

Las técnicas de valoración son necesarias para determinar las funciones multiproducto de los manglares a fin de integrar la economía y la ecología (Gottfried, 1992). Los costos de oportunidad de diferentes estrategias de manejo de las piscinas como la construcción de piscinas y la operación deben basarse en sus efectos negativos sobre el hábitat y la calidad del agua de los ecosistemas costeros. Además, los costos de oportunidad de la calidad ambiental tienen que ser colocados en una escala de cuencas hidrográficas para incluir muchas interacciones complejas de la industria de la cría camarón con los estuarios y los ecosistemas de cuencas hidrográficas (Gottfried, 1992). Las técnicas de valoración deben utilizar la información ecológica y económica para identificar las reacciones negativas y positivas de los sistemas humanos con la función de los recursos naturales. En la actualidad estamos desarrollando modelos ecológicos de estos procesos, para predecir más concretamente la respuesta de los manglares a las alteraciones tanto naturales como humanas de los ambientes costeros. La combinación de estos modelos ecológicos, junto con los análisis económicos de las funciones multiproducto de los manglares pueden servir para mejorar las técnicas que identifican el papel de la información ecológica en la valoración y manejo de los recursos del manglar.

La manejo del camarón de piscinas podría minimizar los impactos negativos sobre los ecosistemas costeros, si se conservan los manglares para proteger su contribución a la

calidad ambiental de la zona costera (Figura 14b). La preservación y conservación de los manglares pueden ser ejecutadas bien para delimitar zonas verdes o franjas de protección que rodean las vías navegables, o para establecimiento de santuarios más grandes y áreas de conservación. La Asociación Australiana de Ciencias Marinas (1977) sugiere que una zona de seguridad terrestre debe ser de al menos 200 m de ancho hacia la tierra de los manglares. Sin embargo, hay muchos problemas en el establecimiento de zonas de amortiguamiento como en la zona intermareal. En Filipinas, donde el 60 % de los manglares se ha perdido desde 1960, un decreto presidencial (705 del Código de Reforma Forestal) estipula una franja de 100 m de ancho a lo largo de la bahía y el mar (Velasco, 1980), sin embargo, estas zonas verdes no se han implementado muy bien debido a la corrupción (Bailey, 1986). En Indonesia existe una controversia entre los Departamentos de Silvicultura y Pesca sobre la anchura de zonas verdes de 50 o 400 m, respectivamente (Bailey, 1986). Estos conflictos institucionales son exclusivos de los manglares, ya que proporcionan un producto tanto para la silvicultura como para la industria pesquera.

Otra forma de conservación es la formación de áreas de conservación o parques nacionales. En Malasia, la proclama presidencial 2151 y 2152 declaró ciertos bosques de manglar como áreas preservadas, conocidas como Áreas de Conservación del Bosque de Manglar, que existen en Sabah (Malasia), Sundarbans (India), Sarawak (Malasia), Perak (Malasia) e Indonesia. También hay parques nacionales que protegen los recursos marinos y los manglares en toda América Latina, particularmente en México, Costa Rica, Colombia y Brasil. En los Estados Unidos, hay recursos de manglar que están protegidos en santuarios de estuarios. La conservación de los manglares no sólo debe considerar la estructura de los bosques sino también la función de estos ecosistemas en la zona costera. En algunos casos, los bosques de manglar han logrado mantener su presencia en el paisaje, pero las alteraciones en la hidrología de estos ecosistemas se han desenganchado de las aguas de los estuarios. Un ejemplo de esta situación es el embalse en Estados Unidos que se utiliza para el control de mosquitos en los manglares. Diques con estructuras de control de agua impiden los intercambios de material orgánico y genético entre los manglares y aguas costeras. Así, aunque estos bosques permanecen en el paisaje, no contribuyen al hábitat y la calidad del agua de la zona costera.

El uso sostenible de los manglares para la producción de productos de madera es también una forma de conservación de los manglares y la utilización que reconoce la importancia de este recurso para las economías locales. La descripción más común del manejo de los manglares se asocia con la silvicultura de los bosques basados en las tasas de regeneración de los bosques en función del volumen de madera producida anualmente por cada hectárea de bosque. Estas prácticas de manejo forestal de los manglares tienen una larga y exitosa historia en Asia (Walsh, 1977; Snedaker, 1986), pero no se ha desarrollado en América del Sur. Han habido algunos esfuerzos recientes en Brasil, Panamá y Venezuela (Snedaker, 1986), pero no de la magnitud como en Malasia. El enfoque de manejo de uso sostenible de los manglares es común en los países subdesarrollados, donde la actividad económica asociada a los productos de la madera es importante (Snedaker, 1986). Hay poco manejo de manglares en el Ecuador para el uso sostenible de la silvicultura, excepto en las provincias de Esmeraldas al norte para la producción de carbón vegetal.

Un enfoque similar a la utilización sostenible de los manglares como un recurso pesquero es menos común, especialmente en América Latina. Esto se debe al hecho de que la utilidad de los productos de los manglares está directamente relacionada con la recolección de productos de madera o la producción de carbón vegetal. Productos de pesca de los manglares son menos directos, ya que están vinculados a la cadena alimenticia del detritus y la utilización del hábitat que se aprecia con menos frecuencia, excepto por el pescador artesanal. En el panel inferior de la Figura 14 se sugiere de alguna manera evidente que los procesos de manglar pueden ser diseñados y fabricados para mantener las empresas pesqueras, como la cría camaroneras. Hay algunos indicios de que los manglares pueden ser utilizados como un sumidero de nutrientes y lograr eliminar el exceso de nutrientes en los ambientes costeros (Nedwell, 1975). Se trata de un programa de investigación de especial importancia dado el aumento de la eutrofización de las aguas costeras en los trópicos. Los manglares pueden constituir sumideros de varios nutrientes primarios utilizados en la fertilización de piscinas, especialmente los fosfatos y nitrógeno. Los sedimentos de los manglares también pueden tener la capacidad de absorber parte de la DBO asociada a los efluentes de piscinas altos en biomasa de clorofila que puede modificar el equilibrio de oxígeno disuelto en el estuario. El efluente de las camaroneras puede ser distribuido en las inmediaciones de los bosques de manglar para la eliminación de nutrientes antes del retorno de agua al estuario. El uso de los manglares como un filtro de nutrientes de los efluentes de piscinas limitaría la retroalimentación negativa de las camaroneras en la calidad del agua de los ecosistemas costeros (Figura 14).

La contribución del exceso de nutrientes de las camaroneras a los ecosistemas de manglar es probable que mejore la productividad de los manglares y, potencialmente, incremente la contribución de estos humedales y bosques a la calidad del hábitat de los estuarios. Este plan para integrar la función natural de los manglares con la manejo de las piscinas camaroneras serviría como un medio de contrarrestar lo que es actualmente un impacto negativo de la acuicultura intensiva en los ecosistemas de estuario a una retroalimentación positiva (Figura 14). El cambio de la maricultura extensiva a la intensiva no necesariamente puede afectar el ecosistema estuarino si se podrían utilizar los manglares en la operación de ese tipo de piscinas.

Otra forma más directa que el manejo de las camaroneras podría utilizarse para mejorar la calidad del hábitat de la zona costera es mediante la liberación de adultos de camarón de nuevo en el estuario. Como se describe en la Figura 10, la producción de camarones adultos en piscinas es transportada a los mercados extranjeros y, por consiguiente es una pérdida de los ecosistemas costeros. Esto representa un sumidero de recursos genéticos de post larvas en el estuario, que no permite reciclar adultos a los ambientes de la costa. Las piscinas de camarón lograron aumentar la producción de adultos de camarón por encima de la capacidad de los recursos naturales, y parte de esta mayor producción debe ser devuelto a la zona costera. Si los dueños de las camaroneras devuelven al estuario el 5% del rendimiento anual de camarones adultos, se acoplaría el manejo de las camaroneras al ciclo de vida natural de camarón (Figura 10). Este vínculo representaría una retroalimentación positiva de las piscinas a la calidad del hábitat de los recursos estuarinos (Figura 14). Esto esencialmente sirve para reemplazar alguna de las funciones de pérdida de manglares debido a la construcción de piscinas. Esto podría

lograrse mediante la devolución de una parte del volumen de piscinas de nuevo al estuario durante la cosecha, sin pasar el efluente a través de pantallas que se utilizan para la cosecha camarones adultos.

Estas recomendaciones se basan principalmente en la función ecológica de los recursos costeros y su vinculación con el cultivo de camarón en el Ecuador. Hay muchas otras consideraciones económicas y políticas importantes en el desarrollo de alternativas de manejo. El punto de este capítulo es establecer los límites ecológicos de las decisiones humanas que se asocian con la utilización de los recursos naturales. La calidad del medio ambiente es esencial para la sostenibilidad a largo plazo del cultivo de camarón en Ecuador, y es importante considerar los vínculos ecológicos de este tipo de empresa económica.

Agradecimientos

La financiación para la investigación de manglares en el Ecuador fue de la Agencia de EE.UU. para el Desarrollo Internacional Programa de Cooperación Científica y Tecnológica (DPE N ° de subvención-5542-G-SS-8011-00) y la Universidad de Rhode Island / AID Programa de Manejo de Recursos Costeros. El apoyo de la Universidad de Southwestern incluye LEQSF (1988-94-GF-15) de la Junta de Regentes de la Facultad Premios de Investigación, la Organización de Estudiantes de Posgrado y el Departamento de Biología.

Literatura Citada

Aiken, D., 1990. Shrimp farming in Ecuador, an aquaculture success story. *World Aquaculture*, 21: 7-16

Álvarez, A., B. Vásconez. and L. Guerrero, 1989. Multi-temporal study of mangrove, shrimp farm and sat flat areas in the coastal zone of Ecuador, through information provided by remote sensors, p: 141-146. *In*: Stephen Olsen and Luis Arriaga (Eds.), *Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.

Arriaga, L., 1989. The Daule-Peripa dam project, urban development of Guayaquil and their impact on shrimp mariculture, p: 147-162. *In* Stephen Olsen and Luis Arriaga (Eds.), *Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.

Bell, Frederick W., 1989. Application of Wetland Valuation Theory to Florida Fisheries. Report, 95, Florida Sea Grant College, June.

CEDEGE. 1970. Investigación de las oportunidades de Desarrollo económico de la cuenca del Río Guayas, Ecuador. Comisión de estudios para el desarrollo de la cuenca del Río Guayas.

Cifuentes, L. A., R. B. Coffin, R. R. Twilley and L. Solórzano. Isotopic and elemental variations of carbon and nitrogen in a mangrove estuary. Manuscript in review. 226

Cintrón, G., A.E. Lugo, D.J. Pool, and G. Morris, 1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica*, 10: 110-121.

Cintrón, G. and Y. Schaeffer-Novelli, 1984. Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur America. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico 25: 4-15.

CLIRSEN, 1984. Aplicacion de sensores remotos en el estudio de levantamientos integrados de recursos naturales por sensores remotos. Memoria Técnica, Quito, Ecuador.

CLIRSEN. 1985. Estudio multitemporal de manglares, camaroneras y áreas salinas, mediante información de sensores remotos. Centro de levantamientos integrados de recursos naturales por sensores remotos. Memoria Técnica. Quito, Ecuador.

CLIRSEN, 1992. Estudio multitemporal de manglares, camaroneras y areas salinas, mediante informaci"n de sensores remotos. Centro de levantamientos integrados de recursos naturales por sensores remotos. Memoria Técnica. Quito, Ecuador.

Clough, B.F., K.G. Boto, and P. M. Attiwill, 1983. Mangroves and sewage: a re-evaluation. *In*: H.J. Teas (Ed.), *Biology and ecology of mangroves*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.

Costanza, R., S. Farber, C. Stephen and J. Maxwell, 1989. The Valuation and Management of Wetland Ecosystems. *Ecological Economics*,

Costlow, J. D., Jr., 1982. Impact of toxic organics on the coastal environment, p. 86-95. *In*: T.W. Duke (Ed), *Impact of man on the coastal environment*. EPA/600/8/021, Washington, D.C.

Cucalón, E., 1984. Temperature, salinity and water mass distribution off Ecuador during an El Niño event in 1976. *Rev. Cien. Mar. Umn.*, 2:1-25.

Cucalón, E., 1989. Oceanographic characteristics off the coast of Ecuador, p. 185 -194. *In*: Stephen Olsen and Luis Arriaga (Eds.), *Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.

Daugherty, H.E., 1975. Human impacts on the mangrove forests of El Salvador, p. 816-824. *In*: G.E. Walsh, S.C. Snedaker and H.J. Teas (Eds.), *Proceedings of the International Symposium on the Biology and Management of Mangroves*. Institute of Food and Agriculture Sciences, University of Florida. Gainesville, Florida.

Davis, G.E. and C.E. Hilsenbek, 1974. The effects of watershed management on the Shark River Slough Whitewater Bay estuary of Everglades National Park, Florida. Draft

Report, Everglades National Park. Homestead, Florida. 16 pp.

De Arcos, T.V., 1982. Mareas rojas en aguas ecuatorianas. *Revista de Ciencias del Mar y Limnología*, 1: 115-125.

Dixon, J. A., 1989. Valuation of Mangroves. *Tropical Coastal Area Management*, 4(3): 1-6.

Farber, S. and R. Costanza, 1987. The Economic Value of Wetlands Systems. *Journal of Environmental Management*, 24: 41-51.

Gottfried, Robert R., 1992. The Value of a Watershed as a Series of Linked Multiproduct Assets. *Ecological Economics*.

Herman, R.M., 1986. Plan maestro de alcantarillado sanitario y pluvial del rea metropolitana de Guayaquil. Convenio BID/EMAG, Subprograma B. Jenkins, D.W., 1979. Estudio del impacto ambiental del proyecto de propósito múltiple Daule Peripa del Ecuador. Comisión de Estudios para el Desarrollo de la cuenca del Río Guayas. Banco Interamericano de Desarrollo. Washington, D.C. 63 p.

Jiménez, R., 1980. Marea roja en el Golfo de Guayaquil en abril de 1980. *Bol. Informativo Inst. Nac. Pesca*. 11-13.

Jiménez, R., 1989. Red tide and shrimp activity in Ecuador, p: 179-184. *In: Stephen Olsen and Luis Arriaga (Eds.), Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.*

Jothy, A.A., 1984. Capture fisheries and the mangrove ecosystem, p: 129-141. *In: J.E. Ong and W.K. Gong (Eds), Productivity of the mangrove ecosystem: Management implications. Unit Pencetakan Pusat, University Sains Malaysia, Penang, Malaysia*

Ketchum, B.H., 1975. Problems in aquatic ecosystems with special reference to heavy metal pollution of the marine environment, p: 76-81. *In: A.D. McIntyre and C.F. Mills (Ed.), Ecological Toxicology Research. Plenum Press, New York.*

Lynch, J.C., J.R. Meriwether, B.A. McKee, F. Vera-Herrera and R.R. Twilley, R.R., 1989. Recent accretion in mangrove ecosystems based on ¹³⁷es and ²¹⁰Pb. *Estuaries*, 12: 284- 299.

Macko, S.A., and J. Zieman, 1983. Stable isotope composition and amino acid analysis of estuarine plant litter undergoing decomposition. *Estuarine Research Federation Meeting, Virginia Beach, Va.*

Macnae, W., 1968. A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forests in the Indo-Wast-Pacific region. *Advances Marine Biology*, 6: 73-270.

Macnae, W., 1974. Mangrove forests and fisheries. *FAO/UNDP Indian Ocean Programme. IOFC/DEV/7434.*

- McKenney, C.L., Jr., 1986. Critical responses of populations of Crustacea to toxicants. EPA/OC'JO/M-8(1/004, Washington, D.C.
- McPadden, C.A., 1985. A Brief Review of the Ecuadorian shrimp industry. Instituto Nacional de Pesca/Overseas Development Administration, UK.
- Margalef, R. and M. Crespo, 1979. Informe preliminar sobre posibles consecuencias de la construcción de la presa proyectada de Daule-Peripa.
- Mendoza et al., 1983. Plan de conservación ambiental del proyecto de propósito múltiple Jaime Roldós Aguilera. Unid. de Est. Agrológicos; Dpto. Técn. CEDEGE.
- Montaño Mariano, 1992. Estudio de la Calidad del Agua Costera Ecuatoriana. Programa de Manejo de Recursos Costeros (PMRC).
- Murray et al., 1975. Circulation and salinity distribution in the Río Guayas Estuary, Ecuador, p: 345-363. *In*: L. Cronin (Ed.), Estuarine Research
- Nedwell, O.B., 1975. Inorganic nitrogen metabolism in a eutrophicated tropical mangrove estuary. *Water Res.*, 9: 221-231.
- Newcombe, C.L and W.A. Horne, 1938. Oxygen poor waters of the Chesapeake Bay. *Science*, 88:80-81
- S. W. Nixon, B. N. Furnas, V. Lee, N. Marshall, J. E. Ong, C. H. Wong, W. K. Gong and A. Sasekumar, 1984. The role of mangroves in the carbon and nutrient dynamics of Malaysia estuaries, p. 534-544. *Proceedings Symposium on Mangrove Environments – Research and Management.*
- Odum, W.E. and E.J. Heald, 1972. Trophic analysis of an estuarine mangrove community. *Bulletin Marine Science*, 22: 671-738.
- Officer, C.B., R.B. Biggs, J.L Taft, LE. Cronin, M.A. Tyler and W.R. Boynton, 1984. Chesapeake Bay anoxia: Origin, development, and significance. *Science*, 223: 22-27.
- Olsen, S. and L. Arriaga, 1989. Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.
- Pesantes, F. and E. Perez, 1982. Condiciones hidrográficas, físicas y químicas en el estuario del Golfo de Guayaquil. *Revista de Ciencias del Mar y Limnología*, 1: 87-113.
- Peterson, B.J. and B. Fry, 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 18: 293-320.
- Rodelli, M.R. J.N. Gearing, P.J. Gearing, N. Marshall and A. Sasekumar, 1984. Stable isotope ratio as a tracer of mangrove carbon in Malaysian ecosystems. *Oecologia*, 61: 326.

- Scoffin, T.P., 1970. The trapping and binding of subtidal carbonate sediments by marine vegetation in Bimini Lagoon, Bahamas. *Journal of Sedimentary Petrology*, 40:249-273.
- Siddall, S.E., J.A. Atchue, III and R.L Murray, Jr., 1985. Mariculture development in Mangroves: A case study of the Philippines, Ecuador and Panama *In: J.R. Clark (Ed.), Coastal Resources Management: Development Case Studies. Renewable Resources Information Series, Coastal Management Publication No. 3. Prepared for the National Park Service, U.S. Department of the Interior, and the U.S. Agency for International Development. Research Planning Institute, Inc., Columbia, South Carolina.*
- Snedaker, S.C., J.C. Dickinson, III, M.S. Brown and E.J. Lahmann, 1986. Shrimp pond siting and management alternatives in mangrove ecosystem in Ecuador. US Agency for International Development. Report, Miami, Fla.
- Solórzano, L 1989. Status of coastal water quality in Ecuador, p: 163-178. *In: Stephen O. and L. Arriaga (Eds.), Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.*
- Solórzano L: and G. Viteri, 1981. Investigación química de una sección del Estero Salado. *Revista de Ciencias del Mar y Limnología del Instituto Nacional de Pesca.*
- Stevenson, M.R., 1981. Seasonal variations in the Gulf of Guayaquil, a tropical estuary. *Bol. Cient. Tec., Inst. Nacional de Pesca*, 4:1-133.
- Turner, R.E., 1977. Intertidal vegetation and commercial yields of penaeid shrimp. *Transactions of the American Fisheries Society*, 106: 411-416.
- Turner, R.E., 1989. Factors affecting the relative abundance of shrimp in Ecuador, p: 121-140. *In: S. Olsen and L. Arriaga (Eds.), Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.*
- Twilley, R.R., 1985a. The exchange of organic carbon in basin mangrove forests in a southwest Florida estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 20:543-557.
- Twilley, R.R., 1985b. An analysis of mangrove forests along the Gambia river estuary: Implications for the management of estuarine resources. *International Programs Report No.6, Great Lakes and Marine Waters Center, The University of Michigan.*
- Twilley, R.R., A.E. Lugo and C. Patterson-Zucca, 1986. Production, standing crop, and decomposition of litter in basin mangrove forests in southwest Florida. *Ecology*, 67: 670-683.
- Twilley, R.R., 1988. Coupling of mangroves to the productivity of estuarine and coastal waters, p: 155-180. *In: B.D. Jansson (Ed.), Coastal Offshore Ecosystem Interactions. Springer-Verlag, Germany.*

Twilley, R. R., 1989. Impacts of Shrimp Mariculture Practices on the Ecology of Coastal Ecosystems in Ecuador, p: 91-120. *In*: S. Olsen and L. Arriaga (Eds.). Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador. University of Rhode Island, Technical Report Series-

Twilley, R.R., R. Zimmerman, L. Sol6rzano, V. Rivera Monroy, A. Bodero, R. zambrano, M. Pozo, V. Garcia, K. Loor, R. Garcia, W. Cardenas, N. Galbor, J. Espinoza and J. Lynch, 1992. The importance of mangroves in sustaining fisheries and controlling water quality in coastal ecosystems. Final Report, US Agency for International Development, Program in Science and Technology Cooperation, Washington, D.C.

Twilley, R. R., 1995. Properties of mangrove ecosystem in relation to the energy signature of coastal environments, p. 43-62. *In*: CAS. Hall (Ed.). Maximum Power. University Press of Colorado, Niwot.

Walsh, G.E., 1967. An ecological study of a Hawaiian mangrove swamp, p: 420-431 *In*: G.H. Lauff (Ed.), Estuaries. American Association for the Advancement of Science, 83. Washington, D.C.

Yáñez -Arancibia, A. and J.W. Day, Jr., 1982. Ecological characterization of Terminos lagoon, a tropical lagoon-estuarine system in the Yáñez-Arancibia, A. and J.W. Day, Jr., 1988. Ecology of Coastal Ecosystems in the Southern Gulf of Mexico: The Terminos Lagoon Region. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Mexico.

Zimmerman, R. and T.J. Minello, 1989. Recruitment and distribution of postlarval and early juvenile penaeid shrimp in a large mangrove estuary in the Gulf of Guayaquil during 1985, p: 233-245. *In*: S. Olsen and L. Arriaga (Eds.), Establishing a Sustainable Shrimp Mariculture Industry in Ecuador. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.

Zimmerman, R. J., R. Garcia, T. J. Minello and T. J. Baumer, 1991. Variability in juvenile shrimp abundances related to location and rainfall in the Gulf of Guayaquil estuary, Ecuador. Abstract, Estuarine Research Federation Conference, San Francisco.

6.3. Fatty acids of wild and cultured *Litopenaeus vannamei* larvae from Ecuador



ELSEVIER

Aquaculture 142 (1996) 259–268

Aquaculture

M. Montaña^a, J.C. Navarro^{b,*}^a *Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL), Campus Prosperina km 30.5, Vía Perimetral, Ap. 09-01-5863, Guayaquil, Ecuador*^b *Instituto de Acuicultura de Torre de la Sal (CSIC), 12595 Ribera de Cabanes, Spain*

Accepted 5 December 1995

Abstract

The main fatty acids of total lipid from wild and cultured postlarvae (PL-10) of *Litopenaeus vannamei* obtained throughout 1 year from five different sampling sites along the Ecuadorian shore and four shrimp hatcheries were analyzed by gas-liquid chromatography. Cultured larvae showed higher levels of 18:3n-3 but lower levels of 20:5n-3 and 22:6n-3 than the wild ones. The fatty acid profile of wild postlarvae had a higher degree of unsaturation during the dry colder season than during the wet and hotter winter months. Wild and cultured postlarvae were clearly separated when the total lipid fatty acid results were introduced in a multivariate discriminant analysis model.

Keywords: *Litopenaeus vannamei*; Larvae; Fatty acids; Wild-cultured

1. Introduction

Ecuador is one of the main shrimp producers in the world. This activity is centered around the culture of *Litopenaeus vannamei* and involves 1600 farms, 343 hatcheries, 78 packing plants, 26 balanced food plants and 114 export traders (CPC, 1993). One of the most important problems of this industry is the lack of knowledge of the nutritional requirements of the species throughout its life span and especially during the larval stages.

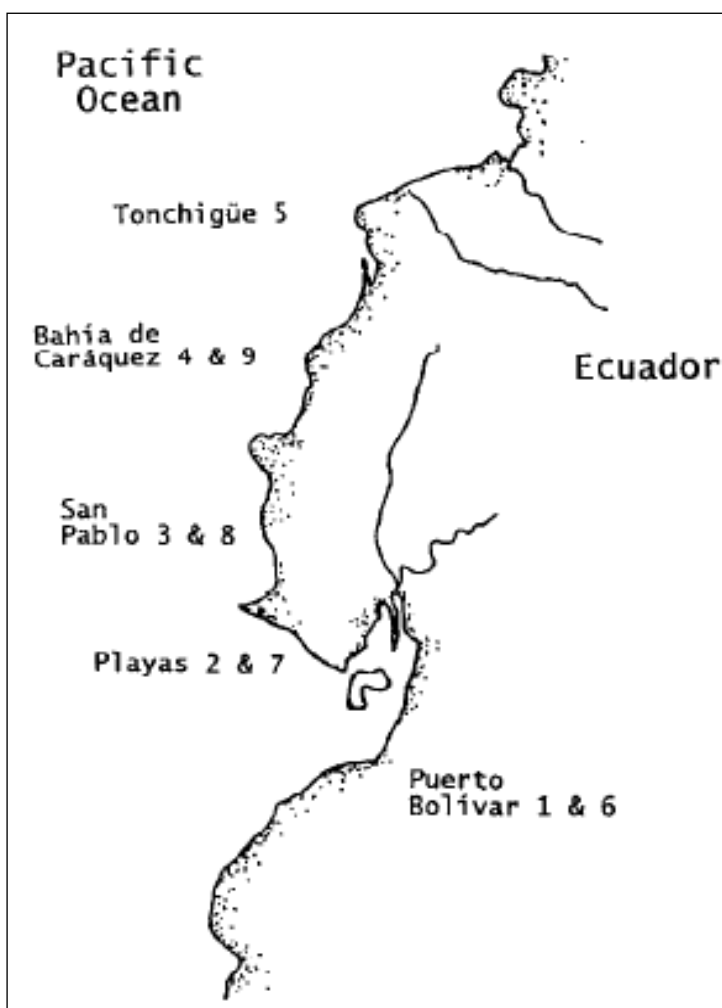
The on-growing starts either from postlarvae obtained from the wild, or from hatcheries where wild gravid females are matured and the spawns cultured with live food, mainly phytoplankton and *Artemia* nauplii (Hirono and Leslie, 1992). There is empirical evidence that wild postlarvae are more resistant to handling stress, resulting in higher survival when introduced to the on-growing ponds (Laubier and Laubier, 1993).

As noted by Mourente et al. (1995), there are very few examples of fatty acid analyses of penaeid larvae in culture, and even fewer for wild larvae. It has been pointed out that resistance to stress is related to the presence of adequate levels of n-3 long chain polyunsaturated fatty acids (PUFA), mainly eicosapentaenoic acid (EPA, 20:5n-3) and docosahexaenoic acid (DHA, 22:6n-3) in fish (Dhert et al., 1990; Ako et al., 1994) and crustacean larvae (Dhert et al., 1992). The aim of this study was to compare the main fatty acid profile of wild and cultured postlarvae of *L. vannamei* sampled throughout the year.

2. Materials and Methods

2.1. Sampling

Five sampling sites were established along the Ecuadorian coast, corresponding to the five most representative coastal areas (Fig. 1):



1. Puerto Bolívar: near the Archipiélago de Jambelí;
2. Playas: close to the estuary of the River Guayas;
3. San Pablo: far from the estuarine areas, in an arid coastal strip with clear seasonal influence of the cold Humboldt current;
4. Bahía de Caráquez: in the center of the coastal profile near the mouth of the River Chone.
5. Tonchigüe: in the north, with a wet, tropical climate and hotter waters than the other sites owing to the influence of the El Niño current.

Fig. 1. Profile of the Ecuadorian coast showing the sampling areas

About 3000 *Litopenaeus vannamei* larvae at the postlarvae (PL-10) stage were sampled during 1 year from March 1990 to April 1991. Wild larvae were collected every 15 days during high tide. Cultured larvae were collected monthly from local hatcheries of areas

1, 2, 3 and 4 following the production cycles, this made a total of nine sampling places, five for wild larvae (1-5) and four for cultured ones (6-9) (Fig. 1).

2.2. Lipid analysis

Lipid extraction was carried out using the method of Bligh and Dyer (1959) as modified by Kates (1972). After saponification (KOH/methanol, 0.5 N), fatty acids were methylated using boron trifluoride-methanol 14 % (v:v) (Morrison and Smith, 1964).

Fatty acid methyl esters were analyzed with a Hewlett-Packard 5830A gas chromatograph equipped with a flame ionization detector and an SP2330 packed column. The samples were injected at 160°C. After 5 min the temperature was raised at 4°C/min to 220°C where it was kept for 10 extra min. The temperatures of the injector and the detector were set at 240°C and 250 °C, respectively. Nitrogen (30 ml/min) was used as the carrier gas. Peaks were identified by comparison with known standards (PUFA1 and GLC10, Supelco, USA), and reported as percentage of total fatty acids.

2.3. Statistics

Univariate statistical comparisons of the means were carried out using one-way analysis of variance (ANOVA) and subsequent Tukey tests (Zar, 1984) after arcsine transformation of the data (Zar, 1984). Fatty acid data were compared with respect to the nine sampling sites and the two main origins, i.e. cultured versus wild. The fatty acids from the wild larvae were grouped into two main blocks, one corresponded to the samples collected during the dry colder summer months (June-November) and the second comprised the samples obtained during the wet and hotter winter months (December-May). As expected, a preliminary analysis showed no significant seasonal differences between the levels of the different fatty acids of the cultured postlarvae and thus these results are not reported here.

The proportions of total saturates (SAT), total monounsaturates (MONO), DHA (22:6n-3), EPA (20:5n-3), arachidonic acid (20:4n-6), linolenic acid (18:3n-3), and linoleic acid (18:2 n-6) were introduced in a discriminant analysis (DA) model (Klecka, 1980). The discrimination was based on the nine sampling stations. The pooled within-group correlations between the discriminating variable and the canonical discriminant functions (structure coefficients) was used to study the loading of the functions, i.e.

Table 1

Main fatty acids detected in wild postlarvae of *L. vannamei* during the summer and winter seasons. Data are expressed as a percentage of total fatty acids (except for DHA/EPA) in samples ($n > 46$) collected from five areas of the Ecuadorian coast. Values in parentheses represent one standard deviation. Within each row, means followed by different letters are significantly different ($P < 0.05$, ANOVA)

Fatty acid	Winter	Summer
16:0	23.0(2.5)a	21.7(1.6)b
16:1	7.7(0.9)a	8.1(0.7)b
18:0	10.2(1.3)a	9.7(0.9)b
18:1	14.6(2.2)	14.6(1.7)
18:2 n -6	2.9(1.1)a	2.4(0.7)b
18:3 n -3	1.2(0.9)	1.0(0.6)
20:4 n -6	3.5(1.2)	3.2(0.7)
20:5 n -3	12.9(2.0)a	14.0(1.5)b
22:6 n -3	13.9(2.3)a	15.2(1.9)b
DHA/EPA	1.1(0.1)	1.1(0.2)
MONO	27.2(2.2)	27.5(2.0)
SAT	38.5(3.3)a	36.7(2.4)b

MONO, monounsaturated fatty acids; SAT, saturated fatty acids. For the other abbreviations see the text.

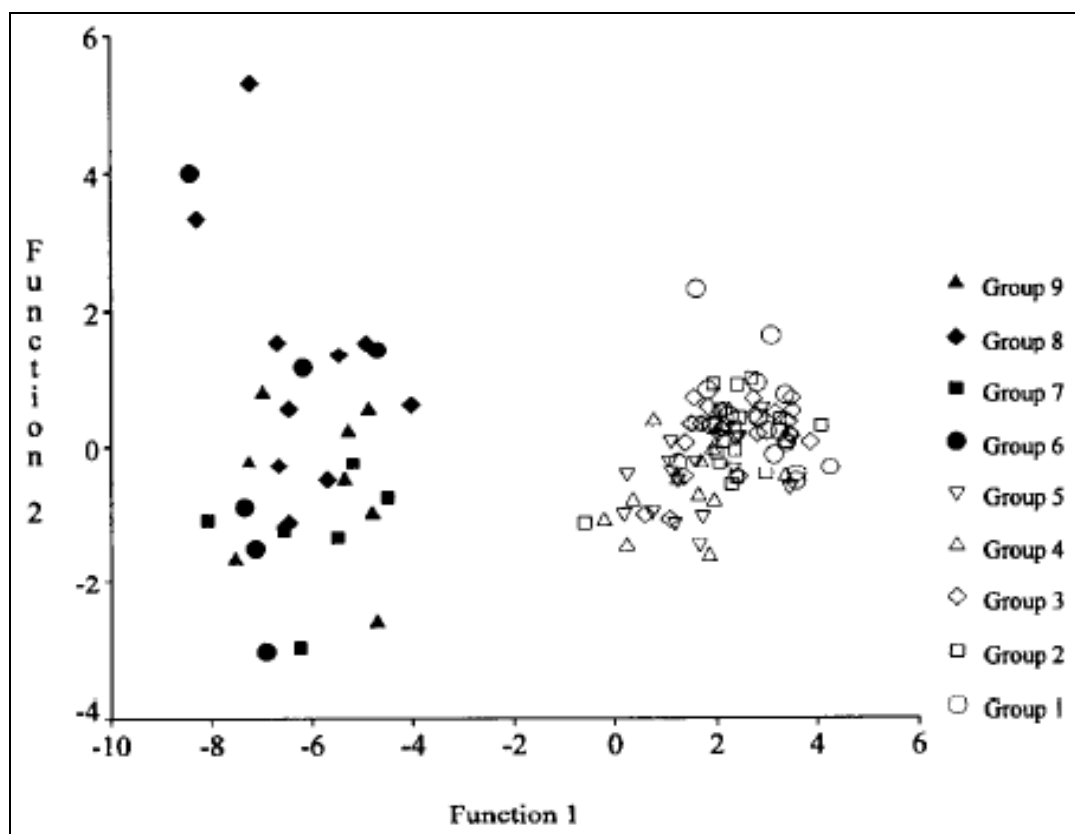


Fig. 2. Scores for the two first discriminant functions of the fatty acid data of wild and cultured *L. vannamei* postlarvae from Ecuador. Groups 1-5 correspond to wild postlarvae, groups 6-9 are cultured

Table 2
Amounts of main fatty acids detected in wild (I-5) and cultured (6-9) postlarvae of *L. vannamei* from different areas of the Ecuadorian coast. Data are expressed as a percentage of the total fatty acids (except for DHA/EPA) in samples collected throughout the year. Values in parentheses represent one standard deviation. Data are means of at least seven cultured) and 14 (wild) replicates. Within each row, means followed by different letters are significantly different ($P < 0.05$, ANOVA, Tukey test)

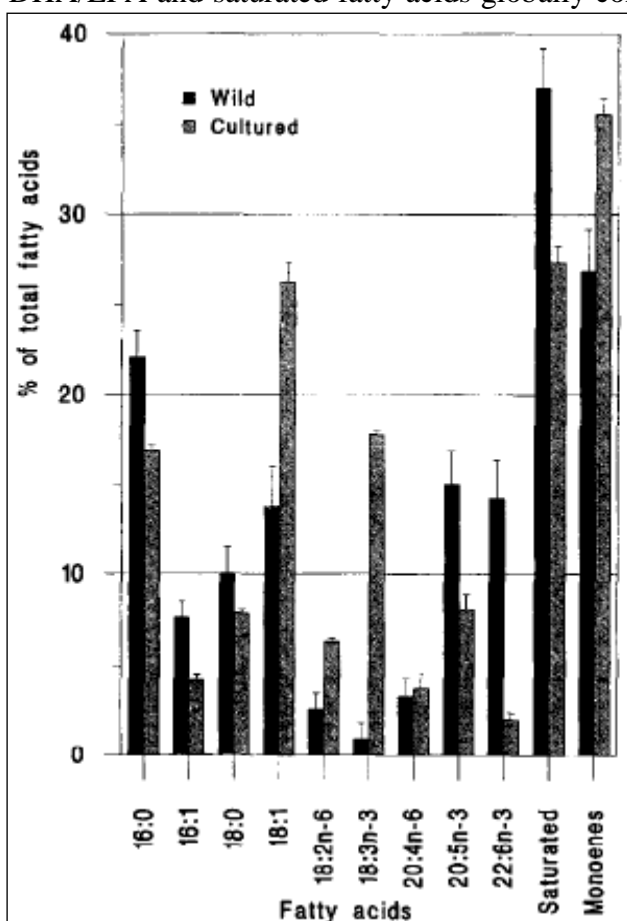
Fatty acid	Sampling area								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
16:0	22.0(1.6)a	22.9(2.0)a	23.3(2.0)a	21.3(2.2)a	22.3(2.8)a	17.0(1.8)b	18.3(2.5)b	16.6(1.4)b	17.6(2.0)b
16:1	7.6(0.9)a	8.0(0.8)a	7.9(0.8)a	7.7(0.8)a	8.2(0.9)a	5.1(1.8)b	4.4(0.9)b	4.3(0.5)b	4.2(1.0)b
18:0	10.0(1.6)a	9.8(1.0)a	9.9(1.1)a	10.1(1.3)a	10.2(0.9)a	7.6(0.7)b	7.7(1.3)b	8.3(1.1)b	8.2(1.4)b
18:1	13.8(2.2)a	13.9(2.1)a	14.8(1.2)a	15.2(1.9)a	15.2(2.1)a	27.4(3.0)c	23.8(2.5)b	27.3(2.9)c	27.0(1.8)c
18:2n-6	2.6(0.9)a	2.5(0.8)a	2.7(0.9)a	3.3(1.0)a	2.3(1.1)a	7.2(1.9)b	6.2(0.8)b	6.2(0.4)b	6.4(1.0)b
18:3n-3	1.0(0.9)a	1.1(0.6)a	1.2(0.8)a	1.3(0.8)a	1.1(0.9)a	18.1(2.7)b	16.9(4.0)b	17.6(2.5)b	17.3(2.4)b
20:4n-6	3.5(1.0)b	3.2(0.8)a	3.2(0.8)a	3.3(1.1)b	3.7(1.1)b	3.3(0.5)b	4.4(0.9)b	3.8(0.9)b	3.8(0.6)b
20:5n-3	15.1(1.9)a	13.4(1.4)a	13.3(1.5)a	12.0(2.1)b	13.0(1.5)b	6.8(3.5)cd	6.5(2.7)cd	9.6(2.8)c	8.1(1.7)c
22:6n-3	14.3(2.1)a	14.9(2.0)a	15.0(2.0)a	13.8(2.6)a	14.1(2.2)a	1.2(0.9)b	1.6(1.2)b	1.6(1.3)b	2.2(1.2)b
DHA/EPA	0.8(0.1)a	1.1(0.1)ab	1.1(0.2)b	1.2(0.2)b	1.1(0.2)ab	0.2(0.2)c	0.2(0.1)c	0.2(0.1)c	0.3(0.1)c
MONO	26.8(2.4)a	26.9(2.2)a	26.9(1.6)a	27.6(2.0)a	28.5(2.0)a	36.9(2.1)b	35.1(2.2)b	35.7(2.1)b	35.3(1.4)b
SAT	37.0(2.2)a	38.1(3.0)a	38.8(2.8)a	36.8(3.0)a	37.5(3.7)a	26.6(3.0)b	28.0(3.1)b	26.8(1.8)b	27.8(3.7)b

3. Results

Significantly higher ($P < 0.05$) levels of DHA, EPA and 16: 1 were found in the wild animals during the dry colder months of the year, compared with the higher content of saturates and 18:2n-6 found during the wet, hotter winter months (Table 1). Arachidonic acid, monoenes, 18:3n-3 and DHA/EPA remained essentially unchanged during both seasons ($P > 0.05$).

The wild larvae showed a distinct fatty acid profile with respect to the cultured ones. This is clearly apparent from the data of Table 2. Results of Tukey tests applied to the percentages of the individual fatty acids separate the cultured postlarvae group from the group of wild postlarvae. When the individual fatty acid data were introduced in a multivariate discriminant model, these results were further graphically confirmed. There was a clear separation of the scores obtained for the wild postlarvae from those obtained for the cultured postlarvae on the first discriminant function (Fig. 2). This function was highly significant ($\alpha = 0.00001 >$ and accounted for more than 94 % of the variance and its discrimination was mainly based on the proportions of 18:3n-3 and 22:6n-3 according to the structure coefficients of the DA. Both first and second discriminant functions accounted for more than 97 % of the total variance.

When the mean fatty acid data from the different sampling sites were pooled in two main groups according to the origin, the following results were obtained (Fig. 3): the wild postlarvae showed higher levels ($P < 0.05$) of EPA, DHA, 16:0, 16: 1, 18:0, DHA/EPA and saturated fatty acids globally considered, whereas the cultured ones had



much higher proportions of 18:3n-3, 20:4n-6, 18:2n-6, 18:1 and monoenes ($P < 0.05$).

Fig. 3. Means of the main fatty acids detected in wild and cultured *L. vannamei* postlarvae from Ecuador. Error bars represent one standard deviation. For each fatty acid, the means between the wild and cultured groups are significantly different ($P < 0.05$).

4. Discussion

The sampling sites in the present study were selected on the basis of their representativeness of the coastal ecosystems. The wild larvae did not show any drastic differences in the fatty acid profile with respect to their origin. However, seasonal differences were apparent. During the colder summer months there was a generally higher degree of unsaturation in the fatty acid profile, whereas the percentage of total saturates increased in the hotter winter months. This is in agreement with the results presented by Martin and Ceccaldi (1977), who found higher levels of short-chain PUFA in *Palaemon serratus* reared at higher environmental temperatures. More recently, Craig et al. (1995) reported that it is possible to increase the cold tolerance of red drum (*Sciaenops ocellatus*) through the inclusion of high levels of dietary lipid rich in n-3 highly unsaturated fatty acids. These authors found an increase in the n-3/n-6 ratio in polar lipid after chronic cold exposure due to increases in the total n-3 levels accompanied by decreases in the levels of n-6 fatty acids, primarily 18:2n-6. Likewise, in our results linoleic acid was also present in lower proportions during the colder months together with an increase in EPA and DHA. This is in contradiction with the findings of Gallagher et al. (1989) who reported lower levels of polyunsaturated fatty acids in striped bass, *Morone saxatilis*, during the colder season. These authors, however, only sampled during a restricted period of the year.

From the results obtained in the present study it is clear that wild *L. vannamei* postlarvae contained higher levels of PUFAs than their cultured counterparts. Similar results have been reported for *Penaeus monodon* postlarvae by O'Leary and Matthews (1990), who found lower levels of 18:1 n-9, 18:2n-6 and 18:3n-3 but higher 16:1 and 22:6n-3 in wild postlarvae. These authors, however, observed little difference in the content of 20:5n-3 between wild and cultured postlarvae. This could be due to the fact that they analysed the fatty acids of the phospholipids, and not the fatty acids of the total lipids. Other explanations could be due to differences in feeding habits, qualities of the food, or just dissimilarities between the fatty acid composition of both species (Araujo and Lawrence, 1993) or postlarval stages (*P. monodon* were at PL-20 stage). It is very difficult to draw any clear conclusion since the above mentioned authors only compared a single sample of wild postlarvae against 3 samples of cultured ones. In the present study, samples were obtained throughout the year and in different seasons, thus providing a more reliable reference of the fatty acid profile of the species under study.

Although it has been postulated that penaeids have a certain capacity of bioconversion of 18 carbon fatty acids to long chain (20 and 22 carbon) PUFA (Teshima et al., 1992), it also seems to be true that this biosynthetic capacity is not sufficient on its own to provide adequate levels of 20:5n-3 and 22:6n-3 (Kanazawa and Teshima, 1977; Kanazawa et al., 1979). From this point of view, the differences in the essential fatty acid composition between wild and cultured postlarvae are of a dietary nature. The influence of diet is further confirmed by the fact that although the differences in the levels of 20:5n-3 and 22:6n-3 are very notable, the largest difference was observed in the proportion of 18:3n-3. The level of linolenic acid was around 15-fold higher in the cultured larvae (1.1% for the wild and 17.45% for the cultured), and this accumulation of linolenic acid is a clear influence of the *Artemia* diet provided to the cultured animals.

Freshwater-type *Artemia* nauplii are characterized by having a high proportion of 18:3n-3 and lower 20:5n-3 (Watanabe et al., 1978; Watanabe, 1987; Léger et al., 1986; Navarro et al., 1993). The dietary influence of high levels of linolenic acid on marine fish and crustacean larvae has been reported for fish such as herring, *Clupea harengus* (Navarro et al., 1993), turbot (Witt et al., 1984), striped bass (Webster and Lovell, 1990), and shrimp, *P. monodon* (O'Leary and Matthews, 1990).

Mourente et al. (1995) studied the variations in fatty acid composition of cultured *Penaeus kerathurus* larvae. These authors reported lower levels of 18:3n-3, and attributed this to the fact that the *Artemia* used for larval rearing was of the marine type, i.e. rich in 20:5n-3 and poor in linolenic acid (Watanabe et al., 1978). The accumulation of 18:3n-3 together with the lower levels of 20:5n-3 and 22:6n-3 found in the cultured larvae are further evidence of the inefficiency of the biochemical pathway leading to the formation of C20 and 22 PUFAs from C18 PUFAs.

Watanabe (1993) reported that poor results were observed in fish larvae when fed excessive amounts of EPA, which promote an imbalance in phospholipids of biomembranes, altering the DHA/EPA ratio. High levels of dietary 18:3n-3 raise questions about similar consequences. A breakdown of the enzymatic equilibrium of the larvae due to competitive inhibition mechanisms of the different substrates for the desaturases in an unbalanced diet should be considered.

Freshwater-type *Artemia* nauplii are preferred for essential fatty acid enrichment because of their lower price. The enrichment process, although increasing the levels of essential fatty acids, results in a diet also containing a high level of 18:3n-3. Little attention has been paid to this fact and its consequences since enrichment avoids the problems of high mortality associated with the use of non-enriched freshwater-type *Artemia*.

In light of the results observed in the present study, the higher resistance traditionally reported for postlarvae captured from the wild (Laubier and Laubier, 1993) can be correlated with their higher content of long chain n-3 PUFA. Dhert et al. (1990) reported higher resistance of Asian sea bass when n-3 highly unsaturated fatty acid (HUFA, i.e. PUFA with 20 or more carbon atoms) enriched food was used. Tuncer et al. (1993) found that n-3 HUFA enriched *Artemia* helped to avoid handling stress in larval palmetto bass (*Morone saxatilis* X *Morone chrysops*). Ako et al. (1994) found that *Mugil cephalus* fed enriched *Artemia* nauplii had higher tolerance to physical handling.

Nonetheless, not all authors reach the same conclusions. Rees et al. (1994) pointed out that an excess of n-3 HULA may not be beneficial for *P. monodon*, and a similar statement was made by Dhert et al. (1992) for fish and crustacean larvae in general. On the other hand, Ashraf et al. (1993) found no beneficial effects of n-3 HUFA on the ability of inland silversides to tolerate a salinity stress test. At least one thing is clear, freshwater-type *Artemia* and live food lacking polyunsaturated essential fatty acids are very harmful for marine fish and crustacean larvae under culture (Navarro, 1990; Rimmer et al., 1994). The enrichment helps substantially to overcome the problems

associated with the use of this kind of food, but the question still remains about the influence of high levels of fatty acids such as 18:3n-3 in enriched live diets.

Acknowledgements

This work was supported by the European Community through the project: CEE-PEC ALA/87/21 “Investigaciones bioquímicas y nutricionales (IBN) del crecimiento y reproducción del camarón”, and by a grant from the Generalitat Valenciana to Mariano Montaña. The authors would like to dedicate this work to the memory of M.Sc. Edgar Arellano, former director of the project, who died in a car accident. This work and the whole project are the consequence of his enthusiasm. The authors are also grateful to all other participants in the project, especially to the members of the IBN research group.

References

- Kanawaza, A., Theshima, S.I. and Tokiwa, S., 1979. Biosynthesis of fatty acids from palmitic acid in the prawn *Penaeus japonicus*. Mem. Fac. Fish., Kagoshima Univ., 28: 17-20.
- Kates, M., 1972. Techniques of Lipidology: Isolation, Analysis and Identification of Lipids. Elsevier, New York, 341 pp.
- Klecka, W.R., 1980. Discriminant Analysis. Sage University Paper Series on Quantitative Applications in the Social Sciences, 07-019. Sage Publications, London, 71 pp.
- Laubier, A. and Laubier, L., 1993. Marine crustacean farming: present status and perspectives. Aquat. Living Resour., 6: 297-364.
- Léger, P., Bengtson, D.A., Simpson, K.L. and Sorgeloos, P., 1986. The use and nutritional value of *Artemia* as a food source. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev., 24: 521-623.
- Martin, B.J. and Ceccaldi, H.J., 1977. Influence de la température sur la composition en acides gras du muscle abdominal de *Palaemon serratus*. Biochem. Syst. Ecol., 5: 151-154.
- Morrison, W.R. and Smith, L.M., 1964. Preparation of fatty acid methyl esters and dimethyl acetals from lipids with boron trifluoride methanol. J. Lipid Res., 5: 600-608.
- Mourente, G., Medina, A., González, S. and Rodríguez, A., 1995. Variations in lipid content and nutritional status during larval development of the marine shrimp *Penaeus kerathurus*. Aquaculture, 130: 187-199.
- Navarro, J.C., 1990. Caracterización de las cepas españolas de *Artemia* desde el punto de vista de su valor nutritivo y de sus fenotipos electroforéticos. Implicaciones prácticas en Acuicultura. Tesis Doctoral, Universidad de Valencia, 350 pp.
- Navarro, J.C., Amat, F. and Sargent, J.R., 1993. The lipids of the cysts of freshwater- and marine-type *Artemia*. Aquaculture, 109: 327-336.
- O'Leary, C.D. and Matthews, A.D., 1990. Lipid class distribution and fatty acid composition of wild and farmed prawn *Penaeus monodon* (Fabricius). Aquaculture, 89: 65-81.
- Rees, J.F., Curé, K., Piyatiratitivorakul, S., Sorgeloos, P. and Menasveta, P., 1994. Highly unsaturated fatty acid requirements of *Penaeus monodon* postlarvae: an experimental approach based on *Artemia* enrich-

6.3.a. Ácidos grasos de larvas silvestres y cultivadas de *Litopenaeus vannamei* del Ecuador



Aquaculture 142 (1996) 259–268

Aquaculture

Mariano Montaña^a, Juan Carlos Navarro^b

^a *Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL), Campus Prosperina km 30.5, Vía Perimetral, Ap. 09-01-5863, Guayaquil, Ecuador*

^b *Instituto de Acuicultura de Torre de la Sal (CSIC), 12595 Ribera de Cabanes, Spain*

Aceptado 5 diciembre 1995

Resumen

Los principales ácidos grasos de los lípidos totales de postlarvas silvestres y cultivadas-(PL-10) de *Litopenaeus vannamei* obtenidos a lo largo de un año de cinco sitios diferentes de muestreo a lo largo de la costa ecuatoriana y cuatro criaderos de camarón, se analizaron por cromatografía de gases. Las larvas cultivadas mostraron mayores niveles de 18:3 n-3, pero los niveles más bajos de 20:05n-3 y 22:06 n-3 que los salvajes. El perfil de ácidos grasos de postlarvas silvestres mostró un mayor grado de insaturación durante la temporada fría seca que durante los meses de invierno húmedo y más caliente. Las postlarvas silvestres y cultivadas se separaron claramente cuando los resultados del total de ácidos grasos se introdujeron en un modelo de análisis discriminante multivariado.

Palabras claves: *Litopenaeus vannamei*; larvas; Ácidos grasos; Silvestres-cultivadas

1. Introducción

Ecuador es uno de los principales productores de camarón en el mundo. Esta actividad se centra en la cultura de *Penaeus vannamei* e involucra 1600 granjas, 343 criaderos, 78 plantas de empaque, 26 fábricas de alimentos balanceados y 114 comerciantes de exportación (CPC, 1993). Uno de los problemas más importantes de esta industria es la falta de conocimiento de los requerimientos nutricionales de la especie en toda su vida y especialmente durante la fase larvaria.

Se inicia el crecimiento tanto de las postlarvas obtenidas en el medio silvestre, o de los criaderos en donde las hembras preñadas salvajes son maduradas y los desoves cultivados con alimento vivo, sobre todo de fitoplancton y nauplios de *Artemia* (Hirono y Leslie, 1992). Hay evidencia empírica de que las postlarvas silvestres son más resistentes a manejar el estrés, resultando en una mayor supervivencia, cuando se llevan a los estanques de engorde (Laubier y Laubier, 1993).

Como ha señalado Mourente et al. (1995), hay muy pocos ejemplos de análisis de ácidos grasos de larvas de peneidos en cultivo, y menos aún para las larvas silvestres. Se ha señalado que la resistencia al estrés está relacionado con la presencia de niveles adecuados de ácidos grasos poliinsaturados de cadena larga n-3 (PUFA), principalmente ácido eicosapentaenoico (EPA, 20:5 n-3) y ácido docosahexaenoico (DHA, 22:6 n-3) en el pescado (Dhert et al., 1990; Ako et al., 1994) y larvas de crustáceos (Dhert et al., 1992). El objetivo de este estudio fue comparar el perfil de ácidos grasos principales de postlarvas silvestres y cultivadas de *P. vannamei* incluidos en la muestra durante todo el año.

2. Materiales y métodos

2.1. Muestreo

Se establecieron cinco sitios de muestreo a lo largo de la costa ecuatoriana, correspondientes a las cinco áreas costeras más representativas (Fig. 1):

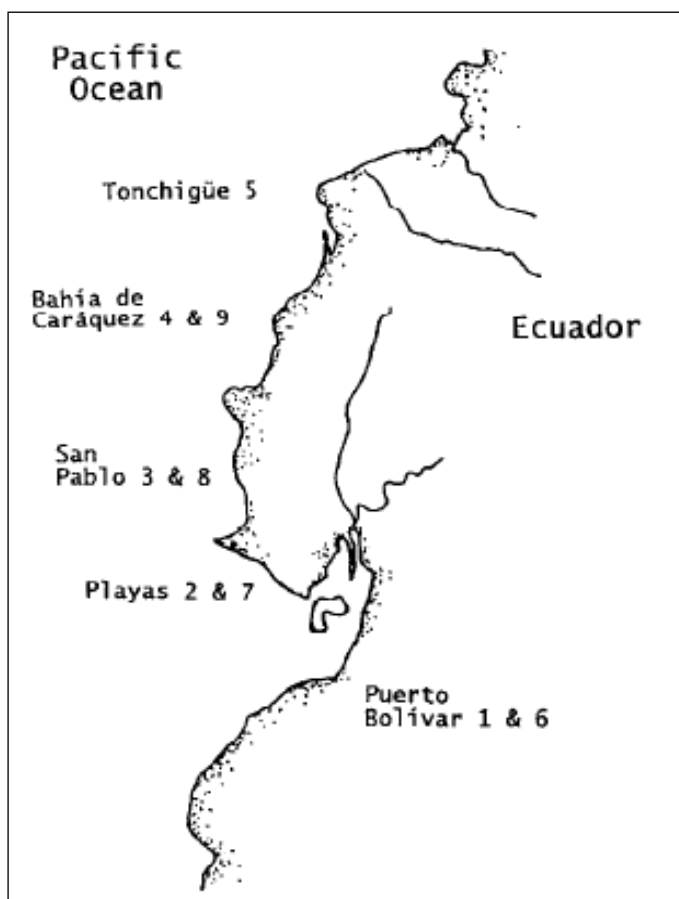


Fig. 1. Perfil de la costa ecuatoriana que muestran las áreas de muestreo

1. Puerto Bolívar: cerca del Archipiélago de Jambelí;
2. Playas: cerca de la desembocadura del río Guayas;
3. San Pablo: lejos de las zonas de estuario, en una franja árida costera con una clara influencia estacional de la corriente fría de Humboldt;
4. Bahía de Caráquez: en el centro del perfil costero cerca de la desembocadura del río Chone.
5. Tonchigüe: en el norte, con un clima húmedo, tropical y aguas más calientes que otros sitios debido a la influencia de la corriente El Niño. Se tomaron muestras de cerca de 3 000 postlarvas (PL etapa-10) de *Litopenaeus vannamei* durante un año, desde marzo 1990 hasta abril de 1991. Larvas silvestres se recogieron cada 15 días durante marea alta. Larvas cultivadas fueron colectadas mensualmente, en criaderos locales de las zonas 1, 2,

3 y 4, siguiendo los ciclos de producción, esto hizo un total de nueve sitios de muestreo, cinco de larvas silvestres (sitios 1-5) y cuatro de las cultivadas (sitios 6-9) (Fig. 1).

2.2. Análisis de lípidos

La extracción de lípidos se llevó a cabo utilizando el método de Bligh y Dyer (1959), modificada por la Kates (1972). Después de saponificación (KOH/metanol, 0.5 N), los ácidos grasos fueron metilados con trifluoruro de boro-metanol 14% (v:v) (Morrison y Smith, 1964).

Los ésteres metílicos de ácidos grasos se analizaron con un cromatógrafo de gases Hewlett-Packard 5830A con detector de ionización de llama y una columna empacada SP2330. Las muestras se inyectaron a 160 °C. Después de 5 minutos la temperatura se elevó a 4 °C/min hasta 220 °C donde se mantuvo durante 10 minutos adicionales. Las temperaturas del inyector y el detector se fijaron en 240 °C y 250 °C, respectivamente. Nitrógeno (30 ml/min) fue utilizado como el gas portador. Los picos fueron identificados por comparación con patrones conocidos (PUFA1 y GLC10, Supelco, EE.UU.), y reportados como porcentaje de ácidos grasos totales.

2.3. Estadística

Comparaciones estadísticas univariadas de las medias se realizaron utilizando un análisis de varianza (ANOVA) y pruebas posteriores de Tukey (Zar, 1984) después de la transformación arcoseno de los datos (Zar, 1984). Los datos de ácidos grasos fueron comparados con respecto a los nueve sitios de muestreo y los dos principales orígenes, es decir, cultivadas frente silvestres. Los ácidos grasos de las larvas silvestres fueron agrupados en dos bloques principales, uno correspondió a las muestras recogidas durante los meses secos del verano más frío (junio-noviembre) y la segunda comprende las muestras obtenidas durante los meses de invierno húmedo y más cálido (diciembre-mayo). Como se esperaba, un análisis preliminar no mostró diferencias significativas entre los niveles estacionales de los diferentes ácidos grasos de las postlarvas cultivadas y por lo tanto estos resultados no se reportan aquí.

Las proporciones de los ácidos grasos saturados totales (SAT), monoinsaturados totales (MONO), DHA (22:6 n-3), EPA (20:5 n-3), ácido araquidónico (20:4 n-6), ácido linoléico (18:2 n-6) y ácido linoleico (18:2 n-6) se introdujeron en un modelo de análisis discriminante (DA) (Klecka, 1980). La discriminación se basó en las nueve estaciones de muestreo. Las correlaciones agrupadas dentro del grupo entre la variable discriminante y las funciones discriminantes canónicas (coeficientes de estructura) fueron utilizadas para estudiar la carga de las funciones, es decir, para analizar la contribución de una variable dada en la función discriminante (Klecka, 1980).

Los cálculos se realizaron con los paquetes estadísticos Statgraphics 6.0 (Corp. Gráficos Estadísticos, Rockville, MD) y SPSS (SPSS Inc.).

3. Resultados

Los niveles de DHA, EPA y 16:1 se encontraron significativamente más altos ($P < 0,05$) en los animales salvajes durante los meses más fríos secos del año, en comparación con el mayor contenido de ácidos grasos saturados y 18:2 n-6 encontrados durante los meses de invierno más calientes y húmedos (Tabla 1). El ácido araquidónico, monoeno, 18:3 n-3 y DHA/EPA se mantuvieron esencialmente sin cambios en ambas épocas ($P > 0,05$).

Las larvas silvestres mostraron un perfil de ácidos grasos particular con respecto a las cultivadas. Esto es claramente visible en los datos de la Tabla 2. Los resultados de las pruebas de Tukey aplicadas a los porcentajes de los ácidos grasos individuales separan el grupo de post-larvas cultivadas del grupo de post-larvas silvestres. Cuando los datos de los ácidos grasos se introdujeron en un modelo multivariado discriminante, los resultados fueron confirmados posteriormente de manera gráfica. Había una clara separación de las puntuaciones obtenidas para las postlarvas silvestres de las obtenidas para las postlarvas cultivadas en la primera función discriminante (Fig. 2). Esta función fue altamente significativa ($\alpha = 0.00001$) y representó más del 94 % de la varianza y su discriminación se basó principalmente en las proporciones de 18:3 n-3 y 22:6 n-3 de acuerdo a los coeficientes de estructura del DA. Las dos funciones discriminantes primera y segunda representaron más del 97 % de la varianza total.

Tabla 1. Ácidos grasos principales detectados en las postlarvas silvestres de *Litopenaeus vannamei* durante verano e invierno. Los datos se expresan como porcentaje del total de ácidos grasos (a excepción de DHA/EPA) en las muestras ($n > 46$) recogidas en cinco áreas de la Costa ecuatoriana. Los valores entre paréntesis representan una desviación estándar. Dentro de cada fila, los promedios seguidos por letras diferentes son significativamente diferentes ($P < 0,05$, ANOVA)

Fatty acid	Winter	Summer
16:0	23.0(2.5)a	21.7(1.6)b
16:1	7.7(0.9)a	8.1(0.7)b
18:0	10.2(1.3)a	9.7(0.9)b
18:1	14.6(2.2)	14.6(1.7)
18:2 n -6	2.9(1.1)a	2.4(0.7)b
18:3 n -3	1.2(0.9)	1.0(0.6)
20:4 n -6	3.5(1.2)	3.2(0.7)
20:5 n -3	12.9(2.0)a	14.0(1.5)b
22:6 n -3	13.9(2.3)a	15.2(1.9)b
DHA/EPA	1.1(0.1)	1.1(0.2)
MONO	27.2(2.2)	27.5(2.0)
SAT	38.5(3.3)a	36.7(2.4)b

MONO, ácidos grasos monoinsaturados; SAT, ácidos grasos saturados. Para las otras abreviaturas ver el texto.

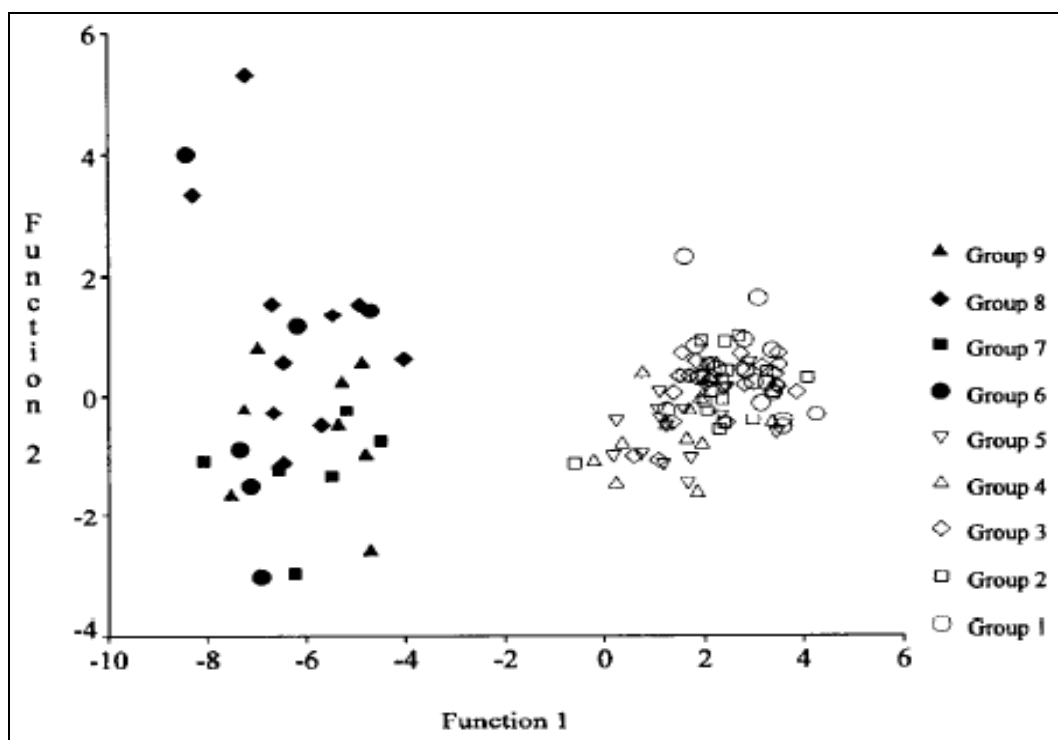


Figura. 2. Puntuaciones de las dos primeras funciones discriminantes de los datos de ácidos grasos de postlarvas silvestres y cultivadas de *Litopenaeus vannamei* de Ecuador. Los grupos 1-5 corresponden postlarvas silvestres, los grupos 6-9 a cultivadas.

Tabla 2. Cantidades de los principales ácidos grasos detectadas en postlarvas silvestre (1-5) y cultivadas (6-9) de *L. vannamei* en diferentes áreas de la Costa ecuatoriana. Los datos se expresan como porcentaje del total de ácidos grasos (a excepción de DHA/EPA) en las muestras recolectadas durante todo el año. Los valores entre paréntesis representan la desviación estándar. Los datos son las medias de al menos siete repeticiones (cultivadas) y 14 (salvajes). Dentro de cada fila, los promedios seguidos por letras diferentes son significativamente diferentes ($P < 0,05$, ANOVA, prueba de Tukey)

Fatty acid	Sampling area								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
16:0	22.0(1.6)a	22.9(2.0)a	23.3(2.0)a	21.3(2.2)a	22.3(2.8)a	17.0(1.8)b	18.3(2.5)b	16.6(1.4)b	17.6(2.0)b
16:1	7.6(0.9)a	8.0(0.8)a	7.9(0.8)a	7.7(0.8)a	8.2(0.9)a	5.1(1.8)b	4.4(0.9)b	4.3(0.3)b	4.2(1.0)b
18:0	10.0(1.6)a	9.8(1.0)a	9.9(1.1)a	10.1(1.3)a	10.2(0.9)a	7.6(0.7)b	7.7(1.3)b	8.3(1.1)b	8.2(1.4)b
18:1	13.8(2.2)a	13.9(2.1)a	14.8(1.2)a	15.2(1.9)a	15.2(2.1)a	27.4(3.0)c	23.8(2.5)b	27.3(2.9)c	27.0(1.8)c
18:2n-6	2.6(0.9)a	2.5(0.8)a	2.7(0.9)a	3.3(1.0)a	2.3(1.1)a	7.2(1.9)b	6.2(0.8)b	6.2(0.4)b	6.4(1.0)b
18:3n-3	1.0(0.9)a	1.1(0.6)a	1.2(0.8)a	1.3(0.8)a	1.1(0.9)a	18.1(2.7)b	16.9(4.0)b	17.6(2.5)b	17.3(2.4)b
20:4n-6	3.5(1.0)b	3.2(0.8)a	3.2(0.8)a	3.3(1.1)b	3.7(1.1)b	3.3(0.5)b	4.4(0.9)b	3.8(0.9)b	3.8(0.6)b
20:5n-3	15.1(1.9)a	13.4(1.4)a	13.3(1.5)a	12.0(2.1)b	13.0(1.5)b	6.8(3.5)cd	6.5(2.7)cd	9.6(2.8)c	8.1(1.7)c
22:6n-3	14.3(2.1)a	14.9(2.0)a	15.0(2.0)a	13.8(2.6)a	14.1(2.2)a	1.2(0.9)b	1.6(1.2)b	1.6(1.3)b	2.2(1.2)b
DHA/EPA	0.8(0.1)a	1.1(0.1)ab	1.1(0.2)b	1.2(0.2)b	1.1(0.2)ab	0.2(0.2)c	0.2(0.1)c	0.2(0.1)c	0.3(0.1)c
MONO	26.8(2.4)a	26.9(2.2)a	26.9(1.6)a	27.6(2.0)a	28.5(2.0)a	36.9(2.1)b	35.1(2.2)b	35.7(2.1)b	35.3(1.4)b
SAT	37.0(2.2)a	38.1(3.0)a	38.8(2.8)a	36.8(3.0)a	37.5(3.7)a	26.6(3.0)b	28.0(3.1)b	26.8(1.8)b	27.8(3.7)b

Cuando los datos promedio de ácidos grasos de los diferentes lugares de muestreo fueron agrupadas en dos grandes grupos según el origen, los resultados obtenidos fueron los siguientes (Fig. 3): las postlarvas silvestres mostraron niveles más altos ($P < 0,05$) de los EPA, DHA, 16 : 0, 16: 1, 18:0, DHA/EPA y ácidos grasos saturados globalmente considerados, mientras que los cultivados tenían una proporción mucho mayor de 18:3 n-3, 20:4 n-6, 18:2 n-6, 18: 1 y monoenes ($P < 0,05$).

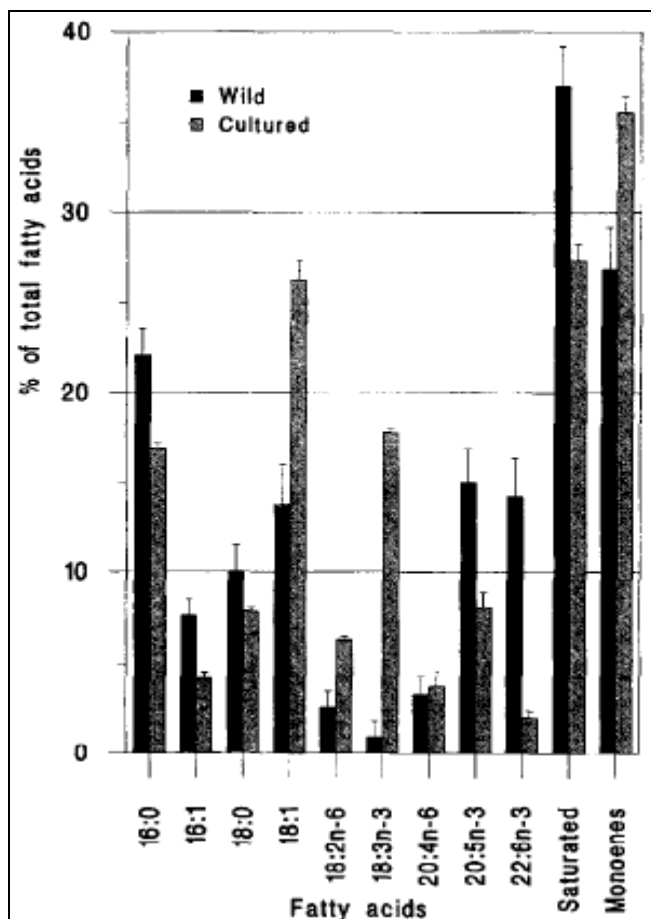


Figura. 3. Medias de los principales ácidos grasos detectado en poblaciones de postlarvas silvestres y cultivadas de *Litopenaeus vannamei* de Ecuador. Las barras de error representan una desviación estándar. Para cada uno de los ácidos grasos, las medias entre los grupos de silvestres y cultivadas son significativamente diferentes ($P < 0,05$).

4. Discusión

Los lugares de muestreo en el presente estudio se seleccionaron sobre la base de su representatividad de los ecosistemas costeros. Las larvas silvestres no mostraron diferencias drásticas en el perfil de ácidos grasos con respecto a su origen. Sin embargo, las diferencias estacionales fueron aparentes. Durante los meses más fríos del verano hubo un alto grado de insaturación generalmente más altas en el perfil de ácidos grasos, mientras que el porcentaje de ácidos grasos saturados totales aumentó en los meses más cálidos del invierno. Esto está de acuerdo con los resultados presentados por Martin y Ceccaldi (1977), quienes encontraron mayores niveles de AGPI de cadena corta en *Palaemon serratus* criados a altas temperaturas ambientales. Más recientemente, Craig et al. (1995) informó de que es posible aumentar la tolerancia al frío de la corvina roja (*Sciaenops ocellatus*) a través de la inclusión de altos niveles de lípidos en la dieta rica en ácidos grasos n-3 altamente insaturados. Estos autores encontraron un aumento de la relación n-3/n-6 en lípidos polares después de crónica

exposición a frío debido a aumentos en los niveles totales de n-3, acompañados por disminuciones en los niveles de ácidos grasos n-6, principalmente 18:2 n-6. Del mismo modo, en nuestros resultados de ácido linoleico, también estuvo presente en menor proporción durante los meses más fríos, junto con un aumento de EPA y DHA. Esto está en contradicción con los hallazgos de Gallagher et al. (1989) que reportaron niveles más bajos de ácidos grasos poliinsaturados en la lubina estriada, *Morone saxatilis*, durante la temporada de frío. Estos autores, sin embargo, sólo muestrearon durante un período restringido del año.

De los resultados obtenidos en el presente estudio, es evidente que las postlarvas silvestres de *L. vannamei* contenían altos niveles de AGPI que sus contrapartes cultivadas. Resultados similares se han reportado para postlarvas de *Penaeus monodon* por O'Leary y Matthews (1990), quienes encontraron niveles más bajos de 18:1n-9, 18:2n-6 y 18:3n-3, pero superiores 16:1 y 22:6n-3 en postlarvas silvestres. Estos autores, sin embargo, observaron poca diferencia en el contenido de 20:5n-3 entre postlarvas silvestres y cultivadas. Esto podría deberse al hecho de que ellos analizaron los ácidos grasos de los fosfolípidos, y no ácidos grasos de los lípidos totales. Otras explicaciones podrían deberse a diferencias en los hábitos alimentarios, calidad de los alimentos, o simplemente diferencias entre la composición de ácidos grasos de ambas especies (Araujo y Lawrence, 1993) o etapas postlarvales (*P. monodon* se encontraba en estadio PL-20). Es muy difícil llegar a ninguna conclusión clara ya que los autores mencionados compararon sólo con una muestra de postlarvas silvestres frente a 3 muestras de cultivadas. En el presente estudio, las muestras se obtuvieron durante todo el año y en diferentes estaciones, proporcionando así una referencia más fiable del perfil de ácidos grasos de las especies en estudio.

Aunque se ha postulado que los peneidos tienen una cierta capacidad de bioconversión de ácidos grasos de 18 carbonos a AGPI (Ácidos Grasos Poli Insaturados) de cadena larga (20 y 22 carbonos) (Teshima et al., 1992), también parece ser cierto que esta capacidad biosintética no es suficiente por sí sola para ofrecer un nivel adecuado de 20:05n-3 y 22:6n-3 (Kanazawa y Teshima, 1977; Kanazawa et al., 1979). Desde este punto de vista, las diferencias en la composición de ácidos grasos esenciales entre postlarvas salvajes y cultivadas son de naturaleza alimentaria. La influencia de la dieta se ve confirmada por el hecho de que aunque las diferencias en los niveles de 20:5n-3 y 22:6n-3 son muy notables, la mayor diferencia se observó en la proporción de 18:3n-3. El nivel de ácido linolénico fue de alrededor de 15 veces mayor en las larvas cultivadas (1.1% para larvas salvajes y 17.45% para cultivadas), y esta acumulación de ácido linolénico es una clara influencia de la dieta de *Artemia* de los animales en cultivo.

Nauplios de *Artemia* tipo agua dulce se caracterizan por tener una alta proporción de 18:3n-3 y baja de 20:5n-3 (Watanabe et al., 1978; Watanabe, 1987; Leger et al., 1986; Navarro et al., 1993). La influencia de la dieta de alto contenido de ácido linolénico en peces marinos y larvas de crustáceos se ha reportado para peces como el arenque, *Clupea harengus* (Navarro et al., 1993), rodaballo (Witt et al., 1984), róbalo rayado (Webster y Lovell, 1990), y camarón, *P. monodon* (O'Leary y Matthews, 1990).

Mourente et al. (1995) estudiaron las variaciones en la composición de ácidos grasos de larvas cultivadas de *Penaeus kerathurus*. Estos autores reportaron bajos niveles de 18:3n-3, y atribuyeron esto al hecho de que el *Artemia* utilizada para la cría de larvas fue del tipo marino, es decir, rica en 20:5n-3 y pobres en ácido linolénico (Watanabe et al., 1978). La acumulación de 18:3n-3, junto con niveles más bajos de 20:05n-3 y 22:6n-3 encontrado en larvas cultivadas son una prueba más de la ineficacia de la vía bioquímica que conduce a la formación de PUFAs C20 y 22 de PUFAs C18.

Watanabe (1993) informó que se observaron pobres resultados en las larvas de peces cuando se alimentaban con cantidades excesivas de EPA, que promueve un desequilibrio en los fosfolípidos de las biomembranas, alterando la relación DHA/EPA. Altos niveles en la dieta de 18:3n-3 plantearon cuestiones de similares consecuencias. Una ruptura del equilibrio

enzimático de las larvas debido a los mecanismos de inhibición competitiva de los diferentes sustratos para la desaturasa en una dieta desequilibrada debería ser considerada.

Nauplios de *Artemia* tipo agua dulce son preferidos para el enriquecimiento de ácidos grasos esenciales debido a su bajo precio. El proceso de enriquecimiento, a pesar de aumentar los niveles de ácidos grasos esenciales, resulta en una dieta que contiene asimismo un elevado nivel de 18:3n-3. Se ha prestado poca atención a este hecho y sus consecuencias, ya que el enriquecimiento evita los problemas de la elevada mortalidad asociada con el uso de *Artemia* tipo agua dulce no enriquecida.

A la luz de los resultados observados en el presente estudio, la mayor resistencia tradicionalmente reportada de postlarvas capturadas en el medio silvestre (Laubier y Laubier, 1993) puede estar relacionada con su alto contenido de cadena larga PUFA n-3. Dhert et al. (1990) reportaron aumento en la resistencia de lubina de Asia cuando utilizaron alimentos enriquecidos con ácidos grasos altamente insaturados n-3 (HUFA, es decir, PUFA con 20 o más átomos de carbono). Tuncer et al. (1993) encontraron que el *Artemia* enriquecida de HUFA n-3 ayudaron a evitar el estrés del manejo de larvas de lubina híbrida (*Morone saxatilis* X *Morone chrysops*). Ako et al. (1994) encontraron que *Mugil cephalus* alimentados de nauplios de *Artemia* enriquecidos tuvieron una mayor tolerancia a la manipulación física.

Sin embargo, no todos los autores llegan a las mismas conclusiones. Rees et al. (1994) señalan que un exceso de HUFA n-3 no puede ser beneficioso para *P. monodon*, y una declaración similar fue hecha por Dhert et al. (1992) para los peces y larvas de crustáceos en general. Por otra parte, Ashraf et al. (1993) no encontraron efectos beneficiosos de los HUFA n-3 en la capacidad de los pejerreyes continentales de tolerar una prueba de estrés salino. Al menos una cosa está clara, el alimento vivo de *Artemia* tipo agua dulce carece de ácidos grasos esenciales poliinsaturados y es muy perjudicial para los peces marinos y larvas de crustáceos en cultivo (Navarro, 1990; Rimmer et al., 1994). El enriquecimiento ayuda considerablemente a resolver los problemas asociados con el uso de este tipo de alimentos, pero la pregunta sigue permaneciendo sobre la influencia de altos niveles de ácidos grasos como el 18:3 n-3 en las dietas in vivo enriquecidas.

Agradecimientos

Este trabajo fue apoyado por la Comunidad Europea a través del proyecto: CEE-PEC ALA/87/21 "Investigaciones bioquímicas y nutricionales (IBN) del crecimiento y reproducción del Camarón", y por una beca de la "Generalitat Valenciana" a Mariano Montaña. Los autores desean dedicar este trabajo a la memoria de Edgar Arellano, ex director del proyecto, que murió en un accidente de su vehículo. Este trabajo y la totalidad del proyecto son la consecuencia de su entusiasmo. Los autores también agradecen a todos los demás participantes en el proyecto, especialmente a los miembros del grupo de investigación IBN.

Referencias

- Ako, H., Tamaru, C.S., Bass, P. and Lee, C., 1994. Enhancing the resistance to physical stress in larvae of *Mugil cephalus* by the feeding of enriched *Artemia* nauplii. *Aquaculture*, 122: 81-90.
- Araujo, M.A. and Lawrence, A.L., 1993. Fatty acid profiles of muscle and midgut gland from wild *Penaeus californiensis*, *P. occidentalis*, *P. setiferus*, *P. stylirostris*, and *P. vannamei*. *J. World Aquacult. Soc.*, 24:425-428.
- Ashraf, M., Bengtson, D.A. and Simpson, K.L., 1993. Effects of dietary fatty acid enrichment on survival, growth, and salinity-stress-test performance of inland silversides. *Prog. Fish-Cult.*, 55: 280-283.
- Bligh, E.G. and Dyer, W.J., 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can. J. Biochem. Physiol.*, 37: 911-917.

- CPC, 1993. El Libro Blanco del Camarón, 2nd ed. CODEMET, Guayaquil, 69 pp.
- Craig, S.R., Neil, W.H. and Gatlin III, D.M., 1995. Effects of dietary lipid and environmental salinity on growth, body composition, and cold tolerance of juvenile red drum (*Sciaenops ocellatus*). *Fish Physiol. Biochem.*, 14: 49-61.
- Dhert, P., Lavens, P., Duray, M. and Sorgeloos, P., 1990. Improved larval survival at metamorphosis of Asian sea bass (*Lates calkarifer*) using w3-HUFA-enriched live food. *Aquaculture*, 90: 63-74.
- Dhert, P., Lavens, P. and Sorgeloos, P., 1992. Stress evaluation: a tool for quality control of hatchery-produced shrimp and fish fry. *Aquacult. Sci.*, 17: 6-10.
- Gallagher, M.L., McLeod, S.H. and Rulifson, R., 1989. Seasonal variations in fatty acids of striped bass *Morone saxatilis*. *J. World Aquacult. Sci.*, 20: 38-45.
- Hirono, Y. and Leslie, M., 1992. Shrimp culture industry in Ecuador. In: A.W. Fast and L.J. Lester (Editors), *Marine Shrimp Culture: Principles and Practices*. Elsevier, Amsterdam, pp. 783-815.
- Kanazawa, A. and Teshima, S., 1977. Biosynthesis of fatty acids from acetate in the prawn *Penaeus japonicus*. *Mem. Fat. Agric., Kagoshima Univ.*, 26: 49-53.
- Kanawaza, A., Theshima, S.1. and Tokiwa, S., 1979. Biosynthesis of fatty acids from palmitic acid in the prawn *Penaeus japonicus*. *Mem. Fat. Fish., Kagoshima Univ.*, 28: 17-20.
- Kates, M., 1972. *Techniques of Lipidology: Isolation, Analysis and Identification of Lipids*. Elsevier, New York, 341 pp.
- Klecka, W.R., 1980. *Discriminant Analysis*. Sage University Paper Series on Quantitative Applications in the Social Sciences, 07-019. Sage Publications, London, 71 pp.
- Laubier, A. and Laubier, L., 1993. Marine crustacean farming: present status and perspectives. *Aquat. Living Resour.*, 6: 297-364.
- Leger, P., Bengtson, D.A., Simpson, K.L. and Sorgeloos, P., 1986. The use and nutritional value of *Artemia* as a food source. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 24: 521-623.
- Martin, B.J. and Ceccaldi, H.J., 1977. Influence de la temperature sur la composition en acides gras du muscle abdominal de *Palaemon Serratus*. *Biochem. Syst. Ecol.*, 5: 15 I - 154.
- Morrison, W.R. and Smith, L.M., 1964. Preparation of fatty acid methyl esters and dimethyl acetals from lipids with boron trifluoride methanol. *J. Lipid Res.*, 5: 600-608.
- Mourente, G., Medina, A., Gonzalez, S. and Rodriguez, A., 1995. Variations in lipid content and nutritional status during larval development of the marine shrimp *Penaeus kerathurus*. *Aquaculture*. 130: 187- 199.
- Navarro, J.C., 1990. Caracterización de las cepas españolas de *Artemia* desde el punto de vista de su valor nutritivo y de sus fenotipos electroforéticos. Implicaciones prácticas en Acuicultura. Tesis Doctoral, Universidad de Valencia, 350 pp.
- Navarro, J.C., Amat, F. and Sargent, J.R., 1993. The lipids of the cysts of freshwater- and marine-type *Artemia*. *Aquaculture*, 109: 327-336.
- O'Leary, C.D. and Matthews, A.D., 1990. Lipid class distribution and fatty acid composition of wild and farmed prawn *Penaeus monodon* (Fabricius). *Aquaculture*, 89: 65-8 1.

- Rees, J.F., Cure, K., Piyatiratitivorakul, S., Sorgeloos, P. and Menasveta, P., 1994. Highly unsaturated fatty acid requirements of *Penaeus monodon* postlarvae: an experimental approach based on *Artemia* enrichment. *Aquaculture*, 122: 193-207.
- Rimmer, M.A., Reed, A.W., Levitt, M.S. and Lisle, A.T., 1994. Effects of nutritional enhancement of live food organisms on growth and survival of barramundi, *Lates culcarifer* (Bloch), larvae. *Aquacult. Fish. Manage.*, 25: 143- 156.
- Teshima, S., Kanazawa, A. and Koshio, S., 1992. Ability for bioconversion of n-3 fatty acids in fish and crustaceans. *Océanis*, 18: 67-75.
- Tuncer, H., Harrell, R.M. and Chai, T., 1993. Beneficial effects of n-3 HUFA enriched Artemia as food for larval palmetto bass (*Morone saxatilis* X *M. chrysops*). *Aquaculture*, 110: 341-359.
- Watanabe, T., 1987. The use of *Artemia* in fish and crustacean farming in Japan. In: P. Sorgeloos, D.A. Bengtson, W. Declerck and E. Jaspers (Editors), *Artemia* Research and its Applications. Ecology, Culturing, Use in Aquaculture. Universa Press, Wetteren, pp. 373-393.
- Watanabe, T., 1993. Importance of docosahexaenoic acid in marine larval fish. *J. World Aquacult. Soc.*, 24:152-161.
- Watanabe, T., Oowa, F., Kitajima, C. and Fujita, S., 1978. Nutritional quality of brine shrimp, *Artemia salina*, as a living feed from the viewpoint of essential fatty acids for fish. *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish.*, 44:1115-1121.
- Webster, C.D. and Lovell, R.T., 1990. Response of striped bass larvae fed brine shrimp from different sources containing different fatty acid compositions. *Aquaculture*, 90: 49-61.
- Witt, U., Quantz, G., Kuhlmann, D. and Kattner, Cl., 1984. Survival and growth of turbot larvae *Scophthalmus maximus* L. reared on different food organisms with special regard to long-chain polyunsaturated fatty acids. *Aquacult. Eng.*, 3: 177- 190.
- Zar, J.H., 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 718 pp.

6.4. An approach and preliminary model of integrating ecological and economic constraints of environmental quality in the Guayas River estuary, Ecuador



Environmental Science & Policy 1 (1998) 271±288

Environmental
Science & Policy

Robert R. Twilley^{a*}, Robert R. Gottfried^b, Victor H. Rivera-Monroy^a, Wanqiao Zhang^a,
Mariano Montaña Armijos^c, Alejandro Boderó^d

^aUniversity of Southwestern Louisiana, Department of Biology, Lafayette LA 70504, USA

^bThe University of the South, Department of Economics, Sewanee TN 37383-1000, USA

^cEscuela Superior Politécnica del Littoral, Instituto de Química, Guayaquil, Ecuador

^dProyecto de Manejo de Recursos Costeros, Edificio MAB, Piso 20, Guayaquil, Ecuador

Abstract

We describe conceptual and simulation models of land use within the intertidal zone of the Guayas River estuary to quantify the contribution of mangrove wetlands to maintaining environmental quality of a tropical estuary. The goal of this exercise is to demonstrate the important consideration of ecological constraints in determining economic and management decisions; and how modeling can be used to quantify impacts of land use such as loss of mangrove wetlands on environmental quality. Our conceptual model treats solar energy, river flow, and tides as forcing functions that control the properties of estuarine ecosystems, but also describes market forces and cultural policies as constraints on properties of socioeconomic systems. The controversy of coastal resource management in Ecuador centers around the relative impacts of shrimp pond construction and management as negative feedbacks to the environmental quality of the Guayas River estuary. Unique oceanographic processes and land use changes contribute to complex issues of water and habitat quality in this tropical estuary, the largest estuarine complex on the Pacific coast of South America. A dynamic box model was developed for the estuary and calibrated with data collected from a 14 month survey of water quality parameters throughout the estuary. Scenarios included conversion of mangroves to shrimp ponds in three regions of the estuary, and the construction of a dam by varying three different rates of river discharge at 100, 50 and 10 % of 1989 base flow. Good water quality is maintained by the low residence time of water in the estuary (11 d) because of seasonally high river flow and tidal exchange. With a 90 % reduction of mangrove forests in the estuary caused by shrimp pond construction, total nitrogen concentrations increased 5 fold. However, as river discharge

decreased to 10 %, the same construction caused a 60 fold increase in nitrogen concentrations to 250 μM . Increases in nitrogen concentrations were higher in the upper estuary region, with much less change in the lower estuary. Thus the sensitivity of environmental quality to changes in land use in the intertidal and upland zone are linked to the hydrography of the estuary and is site specific. In the future, the combinations of these ecological models together with economic analyses of the goods and services of mangroves may provide better techniques to evaluate the economic impacts of specific coastal zone management decisions.

1. Introduction

Estuaries have diverse ecological functions that provide goods and services to regional and global economies including commercial (both mariculture and trawl operations) and sport fisheries (Costanza et al., 1997). Conflicts of sustaining these economic fisheries demonstrate how land use decisions need to include the direct and indirect values of natural resources such as wetlands (Farber and Costanza, 1987; Costanza et al., 1989; Dixon, 1989). In many coastal regions throughout the tropics, land use decisions in estuaries are favoring the expansion of shrimp mariculture, usually at the expense of natural resources, such as mangroves. Yet, these decisions fail to include the opportunity costs of their potential impacts on the habitat and water quality functions of estuarine eco- systems by improper land use of the intertidal and adjacent landscape. In addition, opportunity costs associated with the environmental quality of estuaries have to include the river basin to include many complex interactions of land use activities in the watershed (Gottfried et al., 1996). The goods and services of tropical estuaries depend on diverse habitats such as seagrasses, mangroves, benthos, and planktonic communities, which are located within the immediate boundary of the coastal zone. The environmental quality of these communities is also influenced by upland watersheds and offshore coastal processes that are coupled by rivers and tides, respectively, to the estuary. Specific types of land use practices over large spatial scales can have significant impacts on the environmental quality of an estuary. And the response of estuaries to these landscape scale changes in the tropics can vary depending on climate, geomorphology and oceanographic conditions of a region. Valuation methods must be able to account for the relative constraints of ecological and economic processes on sustainable management at different configurations of land use across diverse coastal landforms (Repetto, 1992). These methods must be able to identify the negative and positive feedbacks of land use decisions across appropriately defined regional scales that encompass the unique value of estuarine ecosystems. The properties of estuarine ecosystems are determined by geomorphology and geophysical characteristics of the coastal zone, including river discharge from upland watersheds (with nutrients and suspended sediments) and processes of the coastal ocean (Fig. 1; see Day et al., 1989). Groups of specific types of estuarine ecosystems can be classified into environmental settings depending on the balance of river discharge, tides, winds, and regional geomorphology (Odum and Copeland, 1972; Mann, 1975; Welsh et al., 1982; Thom, 1982, 1984; Kjerfve, 1989). Ecosystem properties include the structure, function, and relative spatial distribution of pelagic, benthic, and intertidal communities (including mangroves) of an estuary. The diversity and coupling of processes among these habitats determines the patterns of productivity, trophic food webs, and nutrient cycles that are characteristic of estuaries in a specific type of environmental setting. For

instance, the structure and function of mangroves have been associated with specific types of environmental settings ranging from deltas to carbonate platforms (see reviews by Twilley et al., 1996; Twilley, 1997a). Significance of ecological processes such as

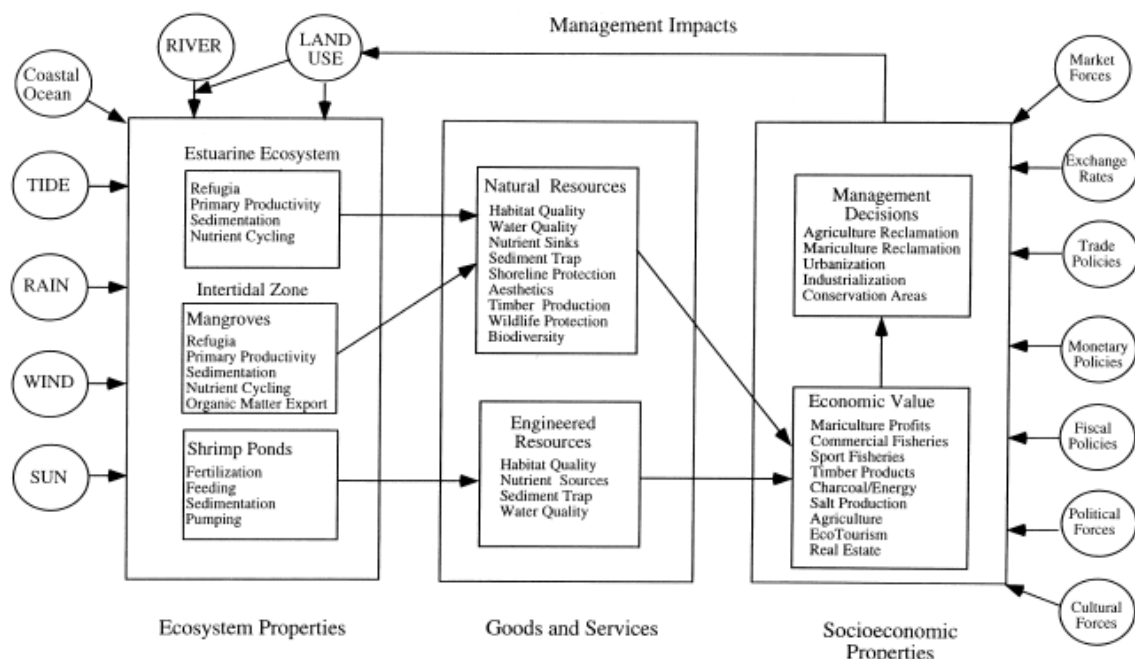


Fig. 1. Conceptual framework for the forcing functions of ecological and economic processes that determine management decisions in coastal environments

primary productivity, refugia, nutrient cycling, sedimentation, and detritus export can be associated with a particular type of environmental setting, which allows generic evaluations of specific site conditions. Tides couple the ecological processes of the intertidal zone such as mangroves with structure and function of pelagic and benthic communities within tropical estuaries. As a result of these environmental constraints and ecological processes, mangroves provide goods and services (functions) of interest to humans including habitat quality, water quality, shoreline protection, aesthetics and biodiversity (Twilley, 1997a, b; Ewel et al., 1998). These functions can contribute either directly or indirectly to the economic value of the estuary and surrounding landscape. Shrimp ponds are artificial ecosystems located in the estuarine drainage area, either within the intertidal zone, thereby replacing mangroves, or just inland of intertidal vegetation. The ecosystem properties of shrimp ponds are controlled in part by the environmental quality of the estuary, since water is pumped from the estuary to the ponds, and also by subsidies in nutrients and feed provided by management operations. Good water quality improves the yield of shrimp and influences the intensity of pond operations. Also, since waters of shrimp ponds are returned back to the estuary, ecological processes of ponds (as influenced by pond management) will influence the environmental quality of the estuary. Ponds are managed by decisions such as rates and types of fertilization, feed inputs and water exchange that cause these ecosystems to acquire attributes different from those of the estuary. These attributes of ponds provide goods and services of more specific value to humans such as elevated yields of monoculture shrimp communities. These goods and services are referred to as engineered resources in comparison to those services of natural resources (Fig. 1).

Although the services of shrimp ponds are heavily controlled by the socioeconomic system rather than the ecological processes of an estuary; the productivity of shrimp ponds is inextricably linked to the environmental quality of the estuary (including the intertidal and upland watersheds, and offshore processes), which is constrained by the environmental setting (Fig. 1). Our conceptual model (Fig. 1) treats solar energy, river flow, and tides as forcing functions that control the properties of estuarine ecosystems; but also includes socioeconomic constraints, such as international markets, political processes, exchange rates, and monetary and trade policies. The conceptual model argues that ecological and socioeconomic forcing functions determine the value of mangroves and shrimp ponds thereby controlling coastal zone management decisions (Fig. 1). The goods and services of mangroves, such as habitat and water quality, receive no explicit value in the conceptual model (the same as occurs in society). Mangroves are valued indirectly in terms of their contribution to shrimp pond profits by providing goods and services at no costs to the industry. Profits associated with shrimp farming are generated by the difference between income from shrimp yields, and costs associated with pond operation. The level of shrimp production and operation costs, such as dredging, construction, pumping, fertilization, and land (authorizations), depend somewhat on the environmental quality of the estuary (Twilley, 1989). Mangroves and tides provide the shrimp industry with clean water and productive habitats that enhance wild post larvae supply and shrimp yields in ponds. With the loss of free services provided by natural resources, the costs of shrimp production increases, such as providing post larvae from hatcheries, dredging to remove sediment, and pumping to control eutrophication. This conceptual model emphasizes the potential impacts of negative feedbacks from management decisions on the natural resources that can decrease potential profits of the shrimp industry. Impacts of shrimp pond operations are linked to the dependence of this industry on sustaining the environmental quality of estuarine ecosystems (Fig. 1).

This review describes the ecological linkages between shrimp ponds and mangroves associated with the mariculture industry in Ecuador to illustrate the importance of environmental quality to sustainable coastal zone management. The value of shrimp production from ponds increased from \$56.9 million US dollars in 1980 to \$482 million US dollars in 1991, ranked second only to petroleum as an export commodity for Ecuador (Olsen and Arriaga, 1989; Aiken, 1990). During early 1990's, cash generated by mariculture activity was more important to the economy of Ecuador than bananas and cacao combined, and twice as important as coffee (Aiken, 1990; Arguero and Gonzalez, 1991, cited in Gonzalez, 1993, p. 2). Ecuador produced less than 5,000 MT of shrimp from ponds in 1979, rising quickly to a production of more than 100,000 MT by 1991, during which time the area of ponds increased to over 100,000 ha (McPadden, 1985; Twilley et al., 1993). The controversy of coastal resource management in Ecuador centers around the relative impacts of pond construction and management as negative feedbacks to the ecological processes of mangroves and estuaries. The success of developing management plans for the coastal zone depends on the ability to identify properties that determine the environmental quality of coastal ecosystems in Ecuador, and how shrimp pond management influences the contribution of services from natural resources such as mangroves with incremental changes in land use of the intertidal zone (Fig. 1).

2. Environmental quality of Guayas River estuary

The coastal resources of Ecuador are impacted by diverse economic activities and land use patterns that may influence the environmental quality of coastal waters (Fig. 2).

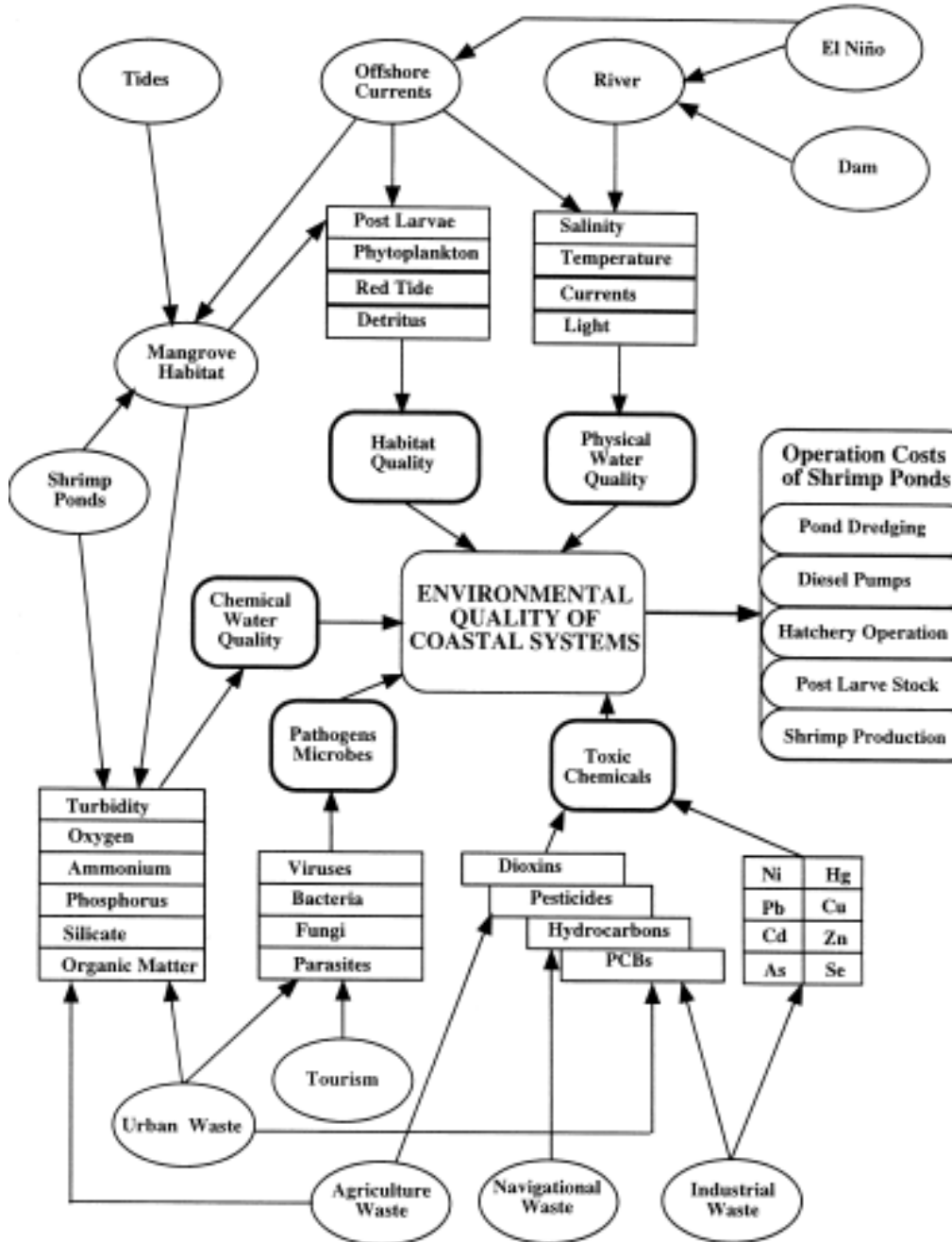


Fig. 2. The complex interactions of coastal processes (upper panels) and upland land use (lower panels) that determine the environmental quality of coastal resources in Ecuador

Environmental quality of the Guayas River estuary is influenced by inputs from upland watersheds, exchanges with the intertidal zone, and oceanographic processes in the Gulf of Guayaquil. Activities in the watershed include a dam project that will influence fresh water discharge, expanding agriculture with associated input of chemicals including nutrients and pesticides, sewage from increased urbanization, and toxic substances from

industrial activities (Arriaga, 1989; Solórzano, 1989). In addition, red tides develop in coastal waters that may be pumped into hatcheries and shrimp ponds. These diverse anthropogenic influences on water quality in the estuary complicate environmental management of this coastal ecosystem. In the upper panel of Fig. 2, the environmental setting that influences the environmental quality of coastal systems is shown to include river discharge, tides, and coastal ocean currents. In the lower section of Fig. 2, more anthropogenic effects of industry, navigation, urban, agriculture, and tourist activities are linked to environmental quality.

2.1. Environmental setting

The Gulf of Guayaquil receives runoff from some 20 rivers in a watershed of 51,230 km² forming the largest estuarine ecosystem on the western Pacific coast of South America (Cucalón, 1984). The major source of fresh water is the Guayas River, which forms 60 km upstream at the confluence of the Daule and Babahoyo Rivers. The mean discharge of 1143.7 m³/s for the Guayas River is the highest among the 30 rivers in the coastal zone of Ecuador representing 39 % of the total discharge from this lowland region. Mean precipitation in the Guayas River drainage system north of Guayaquil is 885 mm/yr, which may range from less than 400 to more than 1800 mm during any one year (Stevenson, 1981). Discharge is strongly seasonal ranging from 200 m³/s during the dry season to 1600 m³/s in the wet season with an average amount of precipitation (about 900 mm/yr). Tides are semi-diurnal with an equal amplitude of 1.8 m in the Gulf of Guayaquil, amplified to 3±5 m in the Guayas River estuary near the city of Guayaquil. Coastal Ecuador is a transition zone, or equatorial front, between southerly flowing tropical water from the Panama Bight and northwardly flowing Humboldt Current from Peru (Fig. 3). Tropical water flows southward from the Panama Bight along the coast of Panama and Colombia to about 28° S supplying warm (>25°C) and low salinity (<34 g/kg) waters to the coast of Ecuador (Pesantes and Perez, 1982). Colder (<22°C) and more saline (>35 g/kg) waters flow northward from Peru with the Humboldt current that is strongly influenced by coastal upwelling. The mixing of these two water masses occurs between Manta and Punta Santa Elena along the coast of Ecuador and gradually moves southward into the Gulf of Guayaquil. The dominance of the Panamanian Current occurs during the summer causing an increase in sea water temperature and initiates the onset of the rainy season (Cucalón, 1984, 1989). Years of abnormally warm water temperatures and high rainfall are associated with El Niño climate patterns due to the influx of unusually warm surface water in southeast Pacific Ocean. The warmer offshore waters have resulted in the explosive populations of white shrimp off the coast of Ecuador from enhanced spawning, maturation, and recruitment (Zimmerman and Minello, 1986). In the last century, 10 major El Niño events were recorded (Cucalón, 1989) and one of the strongest is presently occurring along the coast of Ecuador. The high availability of post larvae that supported the expansion of the shrimp industry in 1983 and 1984 was associated with an unusually strong El Niño event. The unpredictable nature of oceanographic events and their influence on river discharge and near shore recruitment result in complex issues of what factors contribute to reduced availability of post larvae along the coast of Ecuador (Fig. 2).

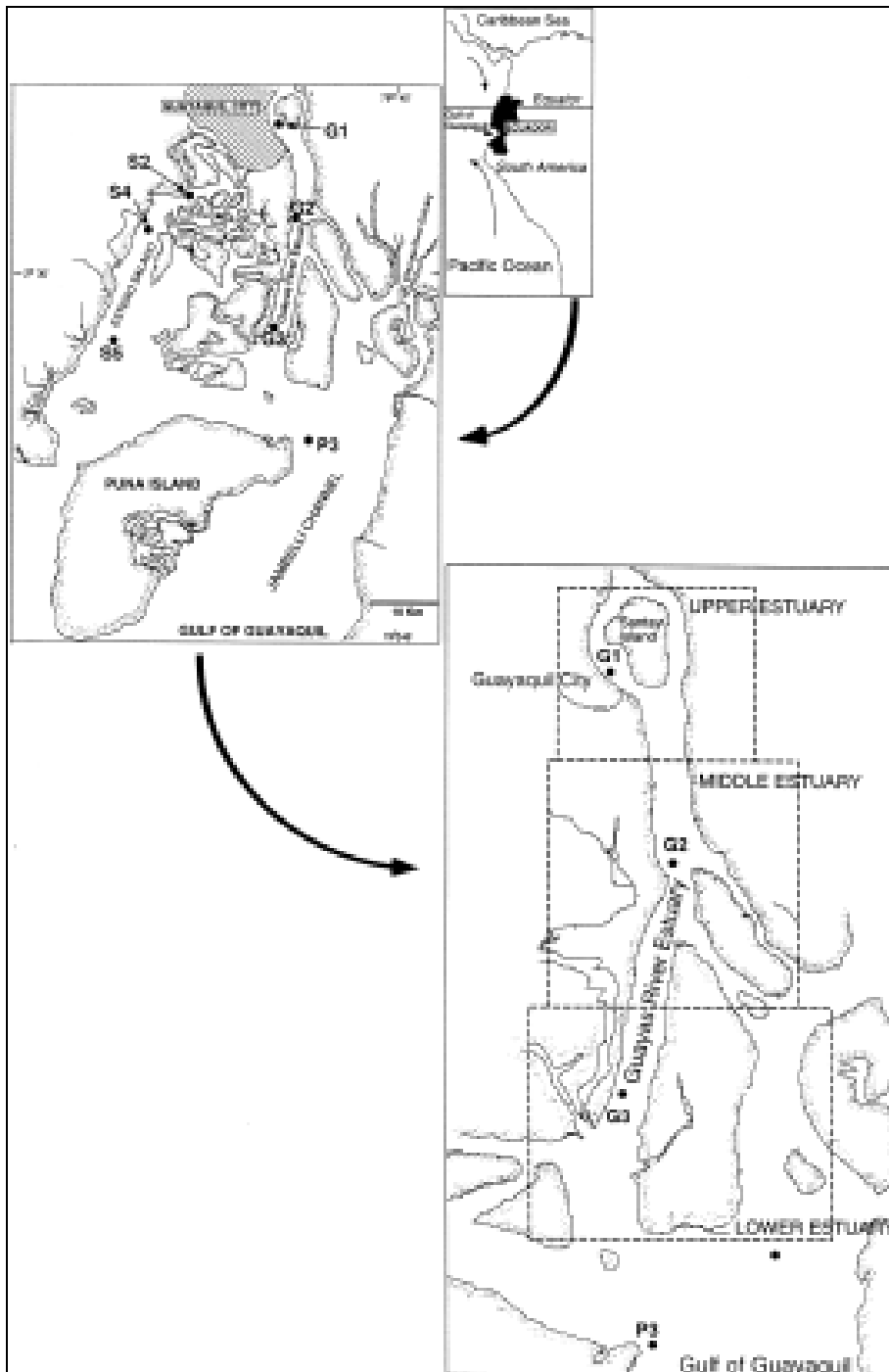


Fig. 3. Map of the coastal zone of Ecuador with details of the Guayas River estuary showing sampling stations of the 1989 water quality surveys and the boundaries of the three boxes used to simulate environmental quality of the estuary

2.2. Land use impacts

Changes in the environmental quality of the Guayas River basin and estuary are associated with land use changes both in upland and intertidal watersheds (Solórzano, 1989; Twilley, 1989). For example, it has been shown that the quality of water in the estuary may be influenced by introduction of chemicals such as nutrients and pesticides

from agriculture, sewage from large urban areas, and heavy metals from industry (Fig. 2). Rivers provide the conduit that links ecological processes of an estuary with land use practices of upland watersheds (Fig. 1). Deforestation of natural vegetation followed by replacement with agroecosystems, in addition to urban and industrial activities, can change the chemical composition of riverain inputs to the Guayas River estuary. In addition, the distribution and turnover rate of these pollutants in the estuary are influenced by alterations in the quantity and seasonal nature of fresh water discharge from the watershed. Thus the quantity and quality of riverain inputs together are important linkages of the environmental quality of Guayas River estuary to the productivity of shrimp pond mariculture (Fig. 2). A dam has been constructed at the confluence of the Daule and Peripa rivers for diversion of water supply, control of river flow, and hydroelectric power. Water is diverted with an aqueduct from the Daule River to the Santa Elena peninsula for potable water, irrigation for agriculture, and industrial use. The dam will influence the amount of water from the Daule and Peripa Rivers that normally discharges into the Guayas River. Presently the proposed operation of the dam calls for an average annual flow of from 100 to 175 m³/s (Jenkins, 1979; Arriaga, 1989). This flow will vary from a high of 321 m³/s during the wet seasons in April, to a low of 124 m³/s in August. Compared to the normal flow of the Daule and Peripa Rivers, this modified flow is much lower than the fresh water discharge of up to 1,000 m³/s that usually occurs during the wet season. During the dry season, to control salt water intrusion, the dam will provide water above the average discharge of about 50 m³/s from supplies stored in the impoundment. Based on average monthly flows, the normal discharge of 343 m³/s for these two rivers will be restricted to 174 m³/s, a reduction of about 49 %. This reduction represents a 15% loss of the fresh water to the Guayas River and 13 % from the Guayas River estuary. The loss of fresh water from an estuary in a semiarid zone such as the Guayas province may influence the patterns of salinity in this coastal ecosystem.

2.2.1. Water quality

The chemical and physical characteristics of the Guayas River estuary, in the upper reaches of the Gulf of Guayaquil, were surveyed for 14 months during 1989 and 1990 (Cárdenas, 1995). The Guayas River estuary consists of three sub-estuaries: the Guayas, Churute, and Salado (Fig. 3). Salinity regimes in the Guayas and Churute sub-estuaries reflect the strong seasonal influence of fresh water with mean salinities of 18 and 16 g/kg, respectively; while fresh water input is restricted in the Salado with mean salinities of 28 g/kg (Table 1). Nitrate was the major form of fixed nitrogen present in the estuary accounting for 70% of the DIN. NO₃⁻ plus DON (dissolved organic nitrogen) and PN (particulate nitrogen) formed about 30% each of the total nitrogen (TN) pool. Total phosphorus concentrations in all sub-estuaries were similar with mean values ranging from 3 to 5 mM (Table 1). TN:TP ratios <9 is a distinct feature of this tropical estuary compared to a normal balance of about 16 for phytoplankton. A ratio below 16 indicates that nitrogen may be limiting productivity. However, the high turbidity of this estuary with suspended sediment concentrations averaging from 115 to 494 mg/L in the main channel may be the key limiting factor to chlorophyll production (Table 1).

Table 1. Mean concentration of water quality parameters in the lower and upper zones of three regions in the Guayas River estuary during the wet and dry seasons (Cárdenas, 1995)

Parameter	Units	Season	Churute		Guayas		Salado	
			lower	upper	lower	upper	lower	upper
Temperature	°C	dry	25.4	25	25.8	25.2	25.1	25.6
		wet	28.6	28.5	28.7	28.4	28.6	28.8
Salinity	g/kg	dry	23	18	29.7	10.5	30.3	27.2
		wet	13.2	8	25.4	1.6	27.6	26
Dissolved oxygen	mg/L	dry	3.7	3.1	4.1	4.1	4.2	3.5
		wet	3.3	2.3	5	3.4	4	2.6
Suspended sedimen	mg/L	dry	332	95.6	315.2	455.7	207.3	93.6
		wet	242.9	58.3	114.6	494	121	48.2
Total nitrogen	mM	dry	31.7	31.8	23.2	45.6	22.8	25.3
		wet	34.7	36.8	19.2	42.7	21.2	29.7
Total phosphorus	mM	dry	4.2	4.2	5.2	5.2	4	5.7
		wet	3.9	4.7	3.1	5	3.1	3.9
PO ₄ [≡]	mM	dry	2.6	2.8	2	3.3	1.8	2.4
		wet	1.8	2.8	1.5	2.3	1.9	3
NH ₄ ⁺	mM	dry	1.8	2.8	2.1	3.8	2.6	4.8
		wet	1.8	2.3	1.5	3.8	2	3.2
NO ₃ ⁻	mM	dry	10.4	9.2	6.3	19.4	5.9	7.2
		wet	12.6	11.7	4.2	15.8	4.4	10.6
DIN	mM	dry	12.9	14.4	9.3	23.6	9.2	13.6
		wet	15.6	17.4	6.3	19.9	7.7	17.5
TN:TP		dry	7.6	7.6	4.5	8.9	5.7	4.4
		wet	8.9	7.8	6.2	8.5	6.8	7.6

DIN = dissolved inorganic nitrogen

2.2.2. Mangrove resources

The most controversial issue related to the environmental quality of the coastal resources of Ecuador has been the exploitation of mangroves associated with the construction of shrimp ponds. In 1969, the total mangrove area in Ecuador was 203,695 ha, of which nearly 78 % were located in the two southern provinces of Guayas and El Oro (Alvarez et al., 1989; Fig. 4C). By 1991, the total mangrove area declined to 161,410 ha, and 81% of this resource remained in Guayas and El Oro provinces (Fig. 4C). The reduction of mangrove area from 1969 to 1991 was estimated at 42,285 ha or 20.8 % of the original 203,695 ha. By 1991 CLIRSEN, estimated that 145,940 ha of ponds had been constructed in the coastal zone, suggesting that 29 % of shrimp ponds had eliminated mangrove areas. During this same interval, nearly 44,005 ha of salines had been loss, nearly all to shrimp pond construction. The greatest loss of mangroves has occurred in the Guayas Province at nearly 1,500 ha/yr for both the 1984 and 1987 and 1987±1991 periods of analysis. Because of the large area of mangroves found in the Guayas River estuary, this high rate of loss is less than 15% of the existing mangrove resources. By late 1988 the destruction of mangrove habitat in some estuaries in the province of Manabi was virtually complete, such as in Rio Chone estuary. From 1974 to 1988 mangrove area along this estuary declined from 3,973 to 600 ha, and nearly all of the mangrove loss was associated with construction of shrimp ponds. In the Atacames River estuary, there are only 50 ha of mangroves remaining of the 578 reported in

1970s, representing a loss of 90.1 % of the mangrove resources. In the southern province of El Oro, the Machala-Puerto Bolivar area lost over 50 % of a very productive mangrove system. The impacts of mangrove loss on the environmental quality of estuarine resources depends on specific regional land use characteristics. However, the cumulative loss of mangroves along the entire coast is also an issue relative to sustaining habitat necessary for continued recruitment of shrimp to the coastal zone (Turner, 1989).

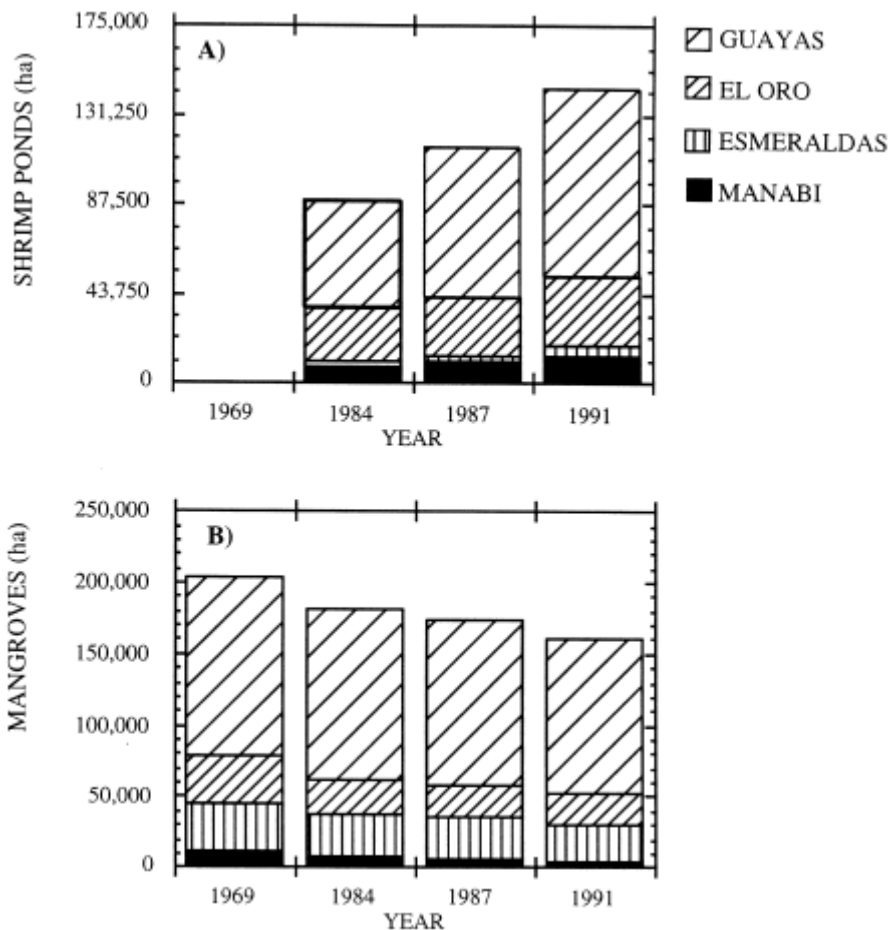


Fig. 4. Land use changes in the intertidal zone of the four coastal provinces of Ecuador from 1969 to 1991 including (A) shrimp ponds and (B) mangroves

2.2.3. Shrimp mariculture

Shrimp ponds represent managed ecosystems that are linked to the ecological processes of several coastal ecosystems (Fig. 2). The impacts of shrimp pond management on the environmental quality of estuaries is related to the loss of mangroves associated with pond construction, pond operations such as pumping, fertilization, feed supply and dredging, along with the harvesting of post larvae to stock ponds. Evaluating the interactions of shrimp pond management depends on our understanding the habitat and water quality functions of coastal ecosystems (Fig. 2). These estuarine functions are linked to a variety of ecological processes in mangroves, as well as other ecosystems in the coastal zone (Twilley et al., 1997). Specific stages of shrimp pond management depend on these free services of the estuarine ecosystem by providing a habitat to

facilitate the growth of post larvae to adult shrimp. These include functions that supply wild post larvae to grow out ponds, and water quality conditions that enhance the growth and survival of juvenile shrimp.

Habitat quality of mangroves in the estuary is lost when these wetlands are destroyed during the construction of ponds. Mangrove functions such as nutrient sinks that contribute to the environmental quality of the estuary are also removed. Critical water quality parameters that affect shrimp pond management, and profits, include dissolved oxygen, turbidity, and toxic substances, including red tides (Fig. 2). Many water quality conditions in ponds, such as hypoxia, can be managed by increasing the exchange of water from the estuary that supplies more dissolved oxygen to the water column. But increased pumping also effects the environmental quality of the estuary by recirculating estuarine water that can contain elevated concentrations of nutrients. This represents a feedback effect of shrimp pond management on estuarine ecosystems referred to as 'selfpollution' (Csavas, 1994).

3. Simulation model

3.1. Model description

We constructed a simple dynamic box model of the Guayas River estuary to quantitatively test how to manage mangrove conservation with shrimp pond operations. Our model is a 'strategic simulation' model (Ross and Gurney, 1993) that focusses on realism and simplicity by selecting the ecologically relevant components and processes within the context of specific management issues described above (Ross and Gurney, 1993; Jürgensen, 1994; Hopkinson and Vallino, 1995). There exist few attempts to model aquaculture pond systems and to link them to larger ecosystems in such a way as to permit analysis of landscape management (Hagiwara and Mitsch, 1994). In shrimp mariculture most environmental studies are directed to maintaining optimal conditions in ponds for growth and development of shrimp post-larvae, and for maximizing profits (Robertson and Phillips, 1995; Dierberg and Kiattisimkul, 1996). There are few ecologically based regional models to assess shrimp pond land use within an estuary relative to both spatial and temporal issues of sustainability (Wang, 1990).

Similarly, existing models can rarely examine feedbacks of pond operations that may influence long term economic gains of this industry by reducing water quality (e.g. self pollution). Most concerns have centered around the loss of free ecological functions provided by mangroves (Twilley et al., 1993; Twilley, 1995) and a decline in environmental quality of the estuary. We describe a model to address issues of mangrove deforestation resulting from the rapid growth of the shrimp pond industry and its potential impacts on water quality in the Guayas River estuary. The computer model was developed using the dynamic simulation software STELLA II, version 3.0.5 (Hannon and Ruth, 1994), a user friendly object-oriented application for solution of complex differential equations. The main objective of our ecological model is to evaluate the effects of shrimp mariculture on the transport of salt, suspended sediments, and total nitrogen in the Guayas River estuary. These three parameters are representative of the conservative and nonconservative behavior of substances that are exchanged with water between shrimp ponds and the estuary and can modify water quality. Salt is conservative and represents changes that are associated with dilution of river discharge with sea water from the Gulf of Guayaquil. We assumed in these

simulations that shrimp ponds do not alter salinity of water exchanged with the estuary, although this may not be accurate (Snedaker et al., 1986; Twilley, 1989) and needs further analyses. The behavior of salt is necessary to test our assumptions concerning the hydrography and mixing characteristics of our box model. Total suspended sediments are also strongly influenced by estuarine hydrography rather than biochemistry in the estuary, but fluxes are sensitive to land use changes in the intertidal zone between mangroves and shrimp ponds. Suspended sediment concentrations determine the quantity and quality of light in the estuary, that will influence levels of primary productivity (Cloern, 1987).

Total nitrogen is influenced by estuarine hydrography, land use, along with the biochemistry of ecological processes in the Guayas River estuary, representing a more complex indicator of water quality. The model explores how the loss of mangrove wetlands along specific regions of the estuary may affect nitrogen content in the estuary, using nitrogen concentrations as an index of change in environmental quality. We consider our simulations of different management scenarios as a preliminary approach to focus future efforts to calibrate and verify other attributes of water quality, such as dissolved oxygen. Also, this 'unit' model approach can be used to build more sophisticated dynamic and landscape models in the future, whose simulations can be used to develop management plans for river basins coupled to the Guayas River estuary. This last objective is fundamental because the success of developing management plans for this region depends on the ability to integrate ecological functions of mangroves with the management of shrimp ponds (Fig. 1).

3.1.1. Hydrography

The Guayas river estuary is a partially mixed estuary with tidal current speeds up to 100 cm/s (Murray et al., 1975). The dominant upstream flux of mass and salt are apparently associated with the tidal prism (Murray et al., 1975). We divided the Guayas River estuary in three regions (upper, middle and lower, Fig. 5) to facilitate modeling the hydrology using a box model approach (Officer, 1980; Miller and McPherson, 1991). Boundaries of the system are the river in the upper region and the passage formed by the Jambeli channel (Fig. 3) in the lower region. We included water exchange between the estuary with shrimp ponds and surrounding mangroves in each of the three regions. Salinity values in the upper and lower regions of the estuary of 8 and 20 g/kg, respectively, reflect the influence of river and water exchange with coastal waters. Due to the strong influence of semidiurnal tides, with a tidal amplitude of 3 m and a strong seasonality in river discharge, the Guayas River estuary is not stratified (Murray et al., 1975; Cardenas, 1995; Cifuentes et al., 1996). Average depth in the upper and lower regions are 8 and 10 m, respectively.

The partition of the estuary in three regions sacrificed some realism and precision but allowed us to maintain a certain level of simplicity. This approach is necessary given the complexity of physical and biological interactions in this tropical estuary. Water flux and salinity in the Guayas River estuary were simulated using the method proposed by Miller and McPherson (1991). This method incorporates effects of fresh water inflows (advection) and tidal flushing (dispersion) on the transport of water and waterborne constituents through a series of sequential, one-dimensional volume elements (boxes) (Fig. 5). The method uses the approach that over many tidal cycles the tidally averaged 'flow' (Q_g , m³/s) of water from the coast with a salinity of 35 g/kg (in our case the Gulf of Guayaquil) can be treated as a constant at any point in the estuary.

Q_g then can be used in a simple mixing equation to predict salinity in the estuary at different river flows and to calculate tidally averaged exchange flows (QE) between boxes. This method is better applied in long, narrow estuaries in which most of the fresh water inflow is near the head of the estuary as is the case of the Guayas River estuary.

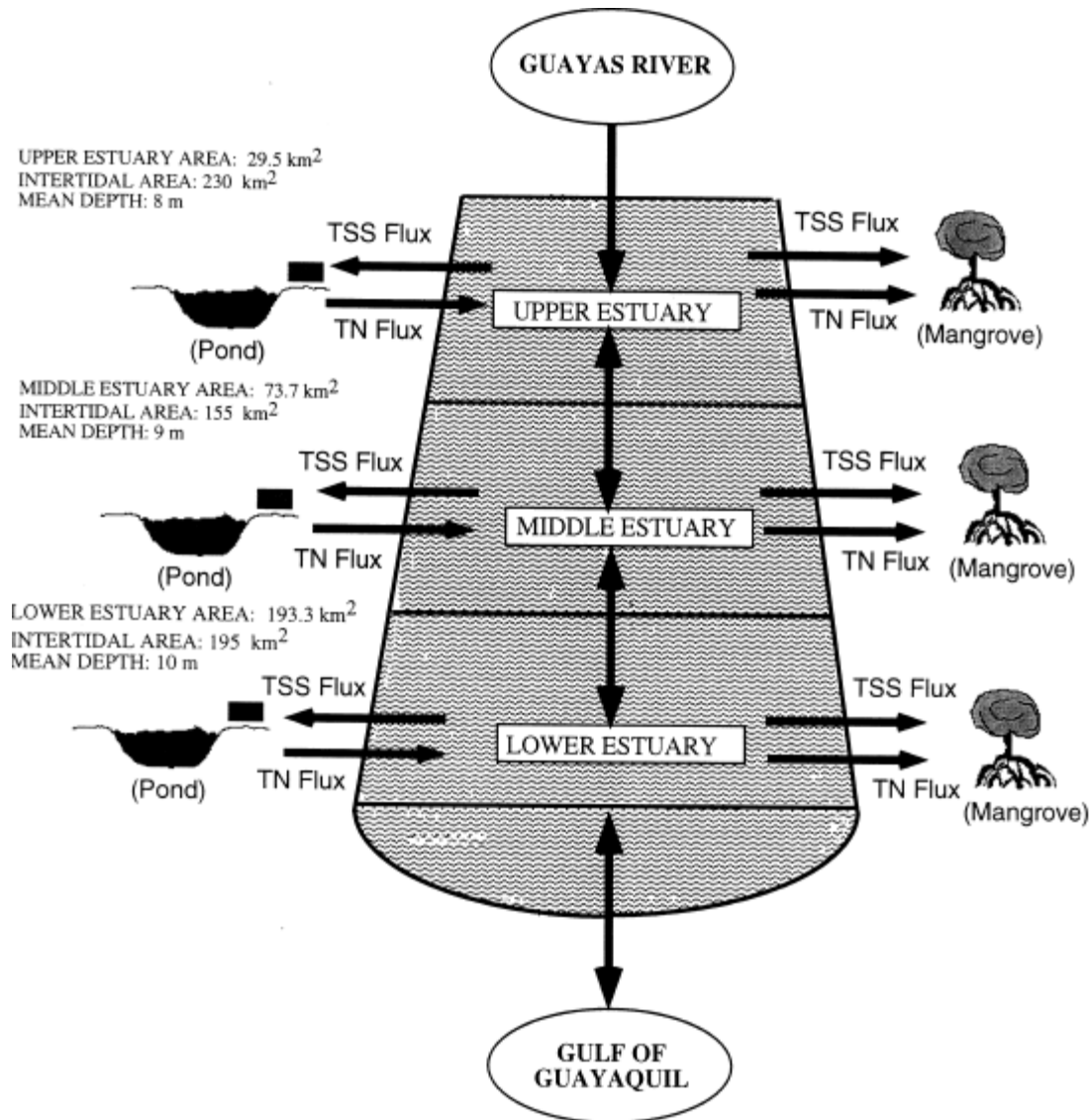


Fig. 5. Diagram describing the model used to simulate the fate of salt, sediments and total nitrogen in the Guayas River estuary based on exchanges among three boxes in the estuary, and lateral exchange of each box with corresponding region of intertidal zone

Salinity data used in the model were collected in a series of cruises along the Guayas river estuary at near monthly intervals from 1989 to 1990 under different regimes of river discharge (Cárdenas, 1995). River discharge data used to calculate Q_g was an average among values obtained in the same period (Navarrete, CEDEGE, personal communication). QE, the average exchange flow, was calculated by assuming that fresh water inflow with a salinity of 0.1 g/kg, mixes with the necessary transport of net water (Q_g) from the Gulf of Guayaquil, with an average salinity of 29.2 g/kg (at Jambelí passage, Station P3, Fig. 3). The observed salinity is then calculated using:

$$S_i = \frac{(S_g * Q_g) + (S_r * Q_{ri})}{Q_g + Q_{ri}} \quad (1)$$

where S_i is the observed salinity at a given site during sampling period i , S_g the salinity of the Jambelli passage end member (29.2 g/kg), Q_g the tidally average flow of new Gulf water needed at a given site to produce the observed salinity when mixed with a fresh water of flow Q_{ri} , S_r the salinity of river-end member (0.1 g/kg), and Q_{ri} the average antecedent inflow of fresh water for sampling period i . Q_g is relatively independent of river inflow and was treated as a constant at each sampling site (Miller and McPherson, 1991).

We used the same least-square normal equation derived from Eq. (1) as presented in Miller and McPherson (1991) (the numerator in the last term of their Eq. (2) should be Q_{ri}^2 instead of Q_{ri}) to calculate values of Q_g . Exchange flow (Q_E , m³/s) between boxes was calculated as follows:

$$Q_{Ei} = \frac{(S_i - S_{i-1})(Q_r + Q_{Ei-1})}{(S_{i+1} + S_i)} \quad (2)$$

where Q_{Ei} is the tidally averaged flow of water due to tidal action needed to maintain a salt balance between box i and $i + 1$. The upstream region of the Guayas river estuary ($i = 1$) $S_i - 1$ was set to the salinity calculated for the upstream boundary of box 1, and $Q_{Ei} - 1$ was set to 0 in the most downstream box ($i = 3$), S_{i+1} was set to the salinity of the downstream boundary of box 3 (Station P3, Fig. 3).

The exchange flows were used to calculate salinity in each box at each DT:

$$C_{Ei} = C_{Si} + \frac{dt}{V_i} [Q_r(C_{Si-1} - C_{Si}) + Q_{Ei-1}(C_{Si-1} - C_{Si}) + Q_E(C_{Si+1} - C_{Si})] \quad (3)$$

where C_{Ei} is the concentration of a conservative constituent (i.e. salt) in the longitudinal center of box i at the end of the current time step, and C_{Si} the concentration of the constituent in the longitudinal center of box i at the start of the current time step (Miller and McPherson, 1991). The terms included in the brackets calculate the effects due to river inflow of advection on concentration, as well as the effects of tidal circulation and dispersion from the adjacent upstream and down-stream boxes (Fig. 3).

Water turnover time is only 11 d as a consequence of high tide amplitude leading to large fluxes of water and nutrients across the boundaries that determine system behavior. Although we did not use hourly time steps to specifically model diurnal inequalities of water levels during tides (Murray et al., 1975), a time step of 1 day allowed us to correctly simulate water fluxes and salinity oscillations. Given the high turnover rate of water in this estuary, hydrological features such as a vertical layers and structure in the water column do not completely develop and therefore are not included in the model.

3.1.2. Exchange of sediment and nitrogen

Equations representing transport of total suspended sediments and total nitrogen through the estuary are similar to those that describe the transport of salt. Seasonal

concentrations of suspended sediment and total nitrogen in Guayas River and in offshore waters were based on water quality surveys in the area (Table 1). The model determines the exchange, or net flux, of total nitrogen, and suspended sediments among the upper, middle and lower zones of the estuary. Sediments and nitrogen in the model flows not only among the three estuarine zones, but also between bay waters, shrimp ponds, and the surrounding mangroves within each zone (Fig. 5). Each ha of ponds or mangroves contributes a fixed amount of nitrogen or captures a fixed amount of sediments. Thus, the model simplifies their interaction with the estuary by using exchange coefficients for sediment and nitrogen between either mangroves or shrimp ponds and the estuary. Mangroves remove nitrogen but ponds are a source of this nutrient because of fertilization. However, both mangroves and shrimp ponds remove sediment, thus they have no distinct function in the model (but different magnitude). Sediment accumulates in mangroves contributing to the expansion of this wetland in the estuary; whereas sediment accumulated in shrimp ponds is dredged periodically and accumulates on land (Twilley, 1989). In addition, both nitrogen and sediment are lost in each segment of the estuary. Sedimentation of suspended sediment is estimated at 1%/d of the total amount of sediment in each respective estuarine zone. Loss of nitrogen is linked to both sedimentation and denitrification and we estimated this was 10%/d of nitrogen content in each respective zone of the Guayas River estuary.

Mangroves may be a sink of sediments and nutrients in coastal waters (Lynch et al., 1989; Twilley, 1997a) and they have been recommended for the treatment of nutrient enriched effluent (Macnae, 1968; Corredor and Morell, 1994), although this function is still poorly understood (Clough et al., 1983). The Guayas River estuary is turbid and extensive mangroves along the shore line trap sediments suspended in the water column during flooding, enriching mangrove soils (Twilley, 1995). Sediment accumulation in the mangroves of the Guayas River estuary averages about $3660 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, or about $10 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, and this rate was used in the model. Nitrogen accumulation in the model is based on a rate of $11.3 \text{ g m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, or about $0.03 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Twilley, 1995). Much of this nitrogen accumulation in mangrove sediments is supported by inorganic nutrients carried by tides from the estuary into the wetland (Rivera-Monroy et al., 1995a) and little of this inorganic nitrogen is apparently loss by denitrification at unenriched concentrations (Rivera-Monroy et al., 1995b; Rivera-Monroy and Twilley, 1996). However, mangroves have a very high potential to process excess nitrogen either by sediment accumulation or denitrification (Corredor and Morell, 1994; Rivera-Monroy et al., in press).

During shrimp pond management, the natural exchange of estuarine water via tides with the intertidal zone has been replaced with diesel pumps that link shrimp ponds to the estuary. Diesel engines are used to pump water daily from the estuary during high tides to a central aqueduct system where water then flows to individual ponds. Exchange rates vary from 3 to 8 % of the pond volume per day under semi-extensive mariculture, and may increase to 10 ± 15 % under more intense farming practices (Boyd and Fast, 1992). The total volume of water pumped from the Guayas River estuary to shrimp ponds depends on exchange rates (% of pond volume/d) and area of ponds in operation (Twilley, 1989). At a present operation of 92,000 ha of ponds under semi-extensive management (5%/d pumping rate), the volume of water exchanged daily with the estuary is approximately $65 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (using a mean pond depth of 1.5 m; Twilley, 1989; Twilley et al., 1993). This volume exceeds the discharge of the Guayas River during low flow period. At intensive pond management (10 % pumping

rate), the same area of ponds would exchange more volume than river discharge during high flow. These types of scenarios underscore the potential significance of water use by shrimp ponds on the pattern of water quality in this estuary.

Supplemental feeding and fertilization methods are required to meet the demand for food at higher stocking densities of post larvae in ponds. A main source of nutrition for shrimp in growout ponds are phytoplankton blooms that result from urea and superphosphates added prior to stocking. Supplemental feeding is carried out towards the end of the growth cycle, usually the last four weeks. Much of the nitrogen and phosphate applied to ponds are absorbed by phytoplankton and are thus returned to the estuary in organic form (Rivera-Monroy et al., in press). We used a loading rate of $0.1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($365 \text{ kg ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) of total nitrogen from shrimp ponds operations to the estuary. This value varies among types of operation and includes assumptions that most of the organic nitrogen is exported (Boyd and Fast, 1992). This value needs better calibration.

3.1.3. Scenarios

The incremental impact of replacing mangroves with shrimp ponds was investigated by running different scenarios of land use in the intertidal zone. The model allows ponds to replace mangrove wetlands in the intertidal zone. In run S1, the entire intertidal area is considered mangroves with no ponds (100:0); in run S2 the intertidal area is equally distributed between mangroves and shrimp ponds (50:50); and in run S3, all of the intertidal area is converted to shrimp ponds (0:100). The intertidal area (km^2) for each zone of the estuary used in each simulation run was computed directly from maps of the area (Fig. 5). When 100 % of the intertidal zone is in mangroves, the area (km^2) of mangroves in each specific zone is equal to total intertidal area as noted in Fig. 5. If mangroves and ponds are 50% each of the intertidal area, each occupies half the specific intertidal area of each respective zone (run S2). The simulations are compared to the base run where all land is in mangroves and river flow is at 100% of 1989 levels. Each of the intertidal land use ratios (100:0, 50:50, 0:100, % of mangrove:pond) were run at 100, 50 and 10% of base line river flow.

3.2. Simulation results and discussions

Seasonal patterns of salinity were under conditions of 1989 river flow were similar in simulations compared to field measurements. Comparisons of salinity in Estero Salado based on simulation output compared to field measures were used to validate the hydrographic design of the model (data not shown). In simulations for this experiment of intertidal land use, we varied river flow to test the effect of hydrography on environmental quality. Changes in salinity were most sensitive to river flow in the upper estuary, but as expected salinities in all three zones increased with decreased river flow (Fig. 6). Even at only 10 % river flow, the highest salinities were 25 g/kg at the mouth of the estuary. The sharpest gradient in salinity was between mid and lower zones during full river discharge, with salinities of 7 and 20 g/kg, respectively. At low river flow (10 %), there was less difference in average salinities among the zones.

Mangroves remove suspended sediments in the model, as do shrimp ponds; thus even though one of these ecosystems replaces the other, the function of the intertidal zone remains as a sediment sink. Thus, as mangroves are converted to shrimp ponds, the sediment sink function of the intertidal zone actually increases, because ponds are more efficient at accumulating sediment than are mangroves. Accordingly, the suspended

sediment concentrations in the base runoff normal river flow and tides with all mangroves in the intertidal zone (100:0) yield suspended concentrations of 375 mg/L

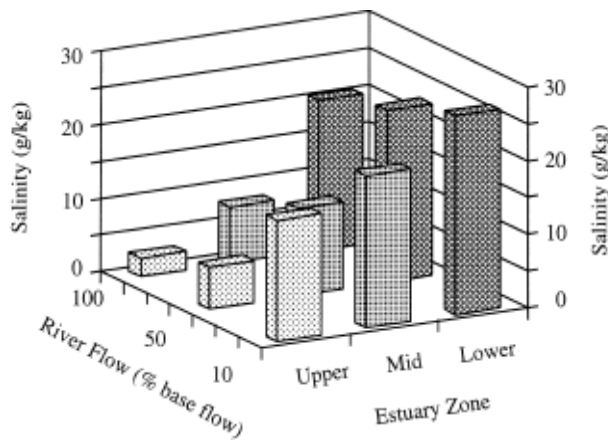


Fig. 6. Simulation results of salinity in three zones of the Guayas River estuary showing the three reductions of river flow

in the upper estuary compared to about 300 mg/L when the intertidal zone is all ponds (0:100) (Fig. 7). The other factor that decreases sediment concentrations is the amount of river flow. At 90 % reduction in river flow, suspended concentrations are only 5±20 % of base run concentrations because sediments have more time to settle out. Again, changes in suspended sediment are most apparent in the upper and middle regions of the estuary with little change in the lower estuary (Fig. 7). Concentrations are most sensitive to magnitude of river flow rather than land use.

Total nitrogen concentrations change with land use depending on the amount of river flow in the estuary (Fig. 8). With all mangroves and no shrimp ponds in each sector of the estuary (100:0), as river flow decreases there is an increase in total nitrogen in the estuary in the upper and middle zones, but concentrations remain low in the lower estuary with all land use patterns. At 90 % reduction in river flow, total nitrogen concentrations increase by 5 fold in the upper and middle estuary. In addition, with a reduction in mangroves and increased construction of shrimp ponds to a 50:50 distribution in each region of the estuary, concentrations of total nitrogen increase 30 fold in the upper estuary compared to 10 fold in the middle estuary (50:50 compared to 100, 50 and 10% river flow). Again, there is very little change in the total nitrogen in the lower estuary associated with land use change at reduced river flow. Extreme nitrogen concentrations are observed in the upper and middle estuary when all the mangroves are removed and replaced with shrimp ponds (0:100), three reductions of river flow with 60 and 30 fold increases, respectively. Peak concentrations, at nearly 275 mM of total nitrogen are extreme eutrophic concentrations. Note that the middle bay shows about one-third of the increase in the upper bay (Fig. 5). In summary, decreased river flow combined with the conversion of mangroves to shrimp ponds tends to increase nitrogen concentration markedly in the upper and middle bays, with less change in the lower estuary.

There exists an important potential interaction between mangroves and shrimp ponds with respect to total nitrogen and suspended sediment concentrations in response to land use in the intertidal zone. A decrease in suspended sediment concentration due to pond construction allows more light to penetrate the water column. This light is an important resource for the growth of phytoplankton in normally turbid river-dominated

estuaries. Therefore, the reduction of suspended sediment alone will probably promote phytoplankton growth and the productivity of this pond/estuary ecosystem. But those

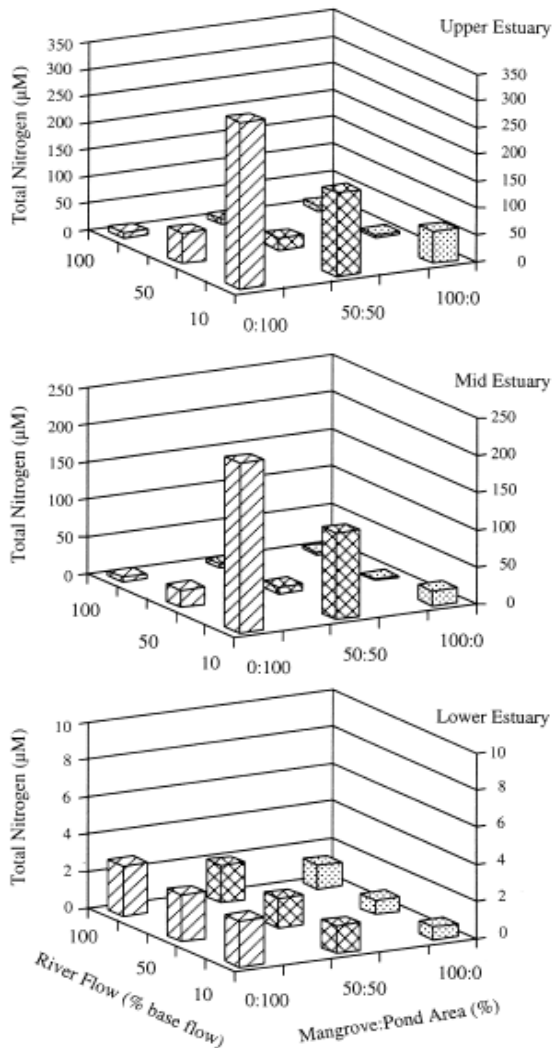


Fig. 7. Simulation results of suspended sediments in three zones of the Guayas River estuary showing the three land use scenarios at

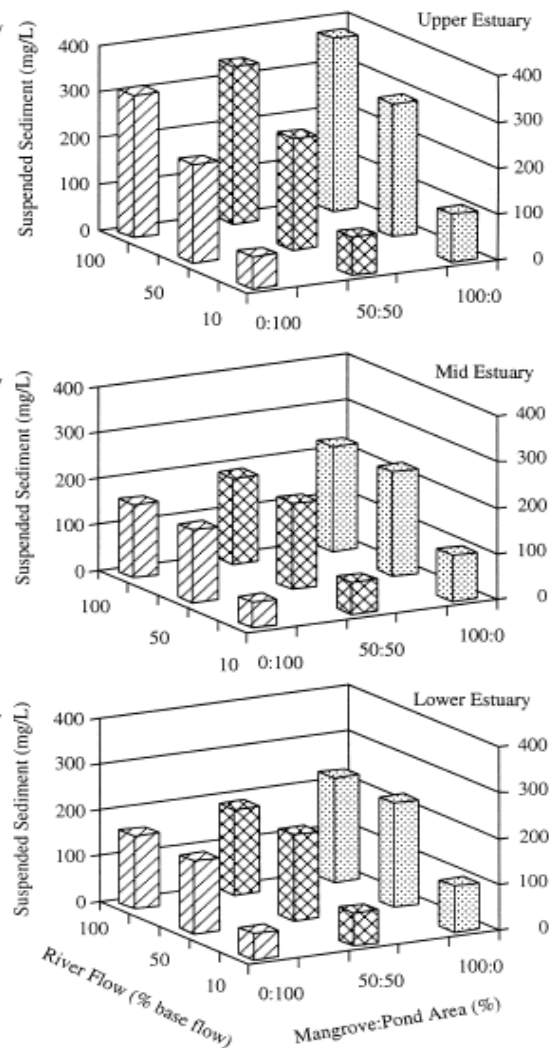


Fig. 8. Simulation results of total nitrogen in three zones of the Guayas River estuary showing the three land use scenarios at three reductions of river flow

scenarios that caused a reduction in suspended sediment concentrations also resulted in increased total nitrogen concentrations as ponds enrich estuarine waters and mangroves no longer remove nutrients. Thus, these two land use changes will increase two resources: light and nutrients. The combination of these two factors should markedly change the productivity and water quality leading to increased potential for the eutrophication of the Guayas River estuary.

Model simulations indicate that shrimp pond industries in the Guayas River estuary have managed to sustain high productivities and profits largely as a consequence of substantial river discharge to this tropical estuary. Seasonally high water input reduces the residence time of nutrients in the estuary, preventing significant eutrophication problems. The government's construction of the Daule-Peripa Dam upstream, however, threatens local economic industries by substantially reducing river

flow, perhaps by about one-half. The model indicates that nitrogen concentrations will increase in the upper and middle regions of the estuary to levels that threaten the environmental quality of the Guayas River estuary. However, there will be much less effect on the estuarine resources in the lower zone, where concentrations remain low because of the high exchange with mesotrophic waters in the Gulf of Guayaquil. Suspended sediment concentrations will decrease similarly to various levels across the three estuarine zones when the dam is under full operation. These simulations and preliminary analyses suggest that changes threatening the eutrophication of this estuary will vary according to location along the shore line. Water quality problems leading to reduced profitability of the shrimp industry will also be spatially selective. Impacts of land use changes in the upland watershed will not be evenly distributed along the Guayas River estuary. In addition, these changes, particularly the reduction of fresh water discharge can potentially reduce the environmental quality of the estuary.

4. Integrated mangrove management

The long term sustainability of shrimp mariculture in Ecuador will require integrative approaches to the management of coastal zone resources. These management considerations not only include the interactions of the shrimp farming industry with estuarine and coastal ocean ecosystems, but also land use activities in the upland watershed and urban centers. For example, the interactions of shrimp farming activities with the Guayas River estuarine ecosystem demonstrate the complex nature of how environmental impacts influence the sustainability of this industry (Figs. 2 and 9). The upper panel of Fig. 9 describes the present strategy in utilizing the coastal resources of Ecuador by the shrimp mariculture industry, including the feedback effect of this enterprise on estuarine environmental quality. Decreases in the environmental quality of estuarine resources affect the productivity of shrimp ponds by influencing the ability of natural resources to supply post larvae, and by controlling the survival and growth of shrimp in growout ponds. Thus, the secondary productivity of pond ecosystems is constrained by the variety of factors that are linked to water and habitat quality in coastal ecosystems (Figs. 2 and 9).

There are some indications that mangroves can be managed and engineered to remove excessive nutrients pond nutrients in coastal environments (Nedwell, 1975; Corredor and Morell, 1994; Robertson and Phillips, 1995; Rivera-Monroy et al., in press). This is a particularly important research agenda given the increased eutrophication of coastal waters in the tropics. Mangroves may represent sinks of several primary nutrients used in the fertilization of ponds, particularly phosphates and nitrogen. Mangrove sediments may also have the capacity to absorb some of the BOD associated with pond effluent high in chlorophyll biomass that may shift the balance of dissolved oxygen in the estuary. Effluent from shrimp ponds could be distributed in nearby mangrove forests for nutrient removal prior to the return of water back to the estuary. The use of mangroves as a nutrient filter of pond effluent would limit the negative feedback of shrimp ponds on the water quality of coastal ecosystems (Fig. 9B). The contribution of excess nutrients from shrimp ponds to mangrove ecosystems would most likely enhance mangrove productivity and potentially enhance the contribution of these forested wetlands to habitat quality of estuaries. This scheme to integrate the natural function of mangroves with the management of shrimp ponds would serve as a means of altering what is presently a negative impact of intensive aquaculture to estuarine ecosystems

into a positive feedback (Fig. 9B). The shift from extensive to intensive mariculture may not necessarily impact the estuarine ecosystem if mangroves could be utilized in the operation of these types of ponds.

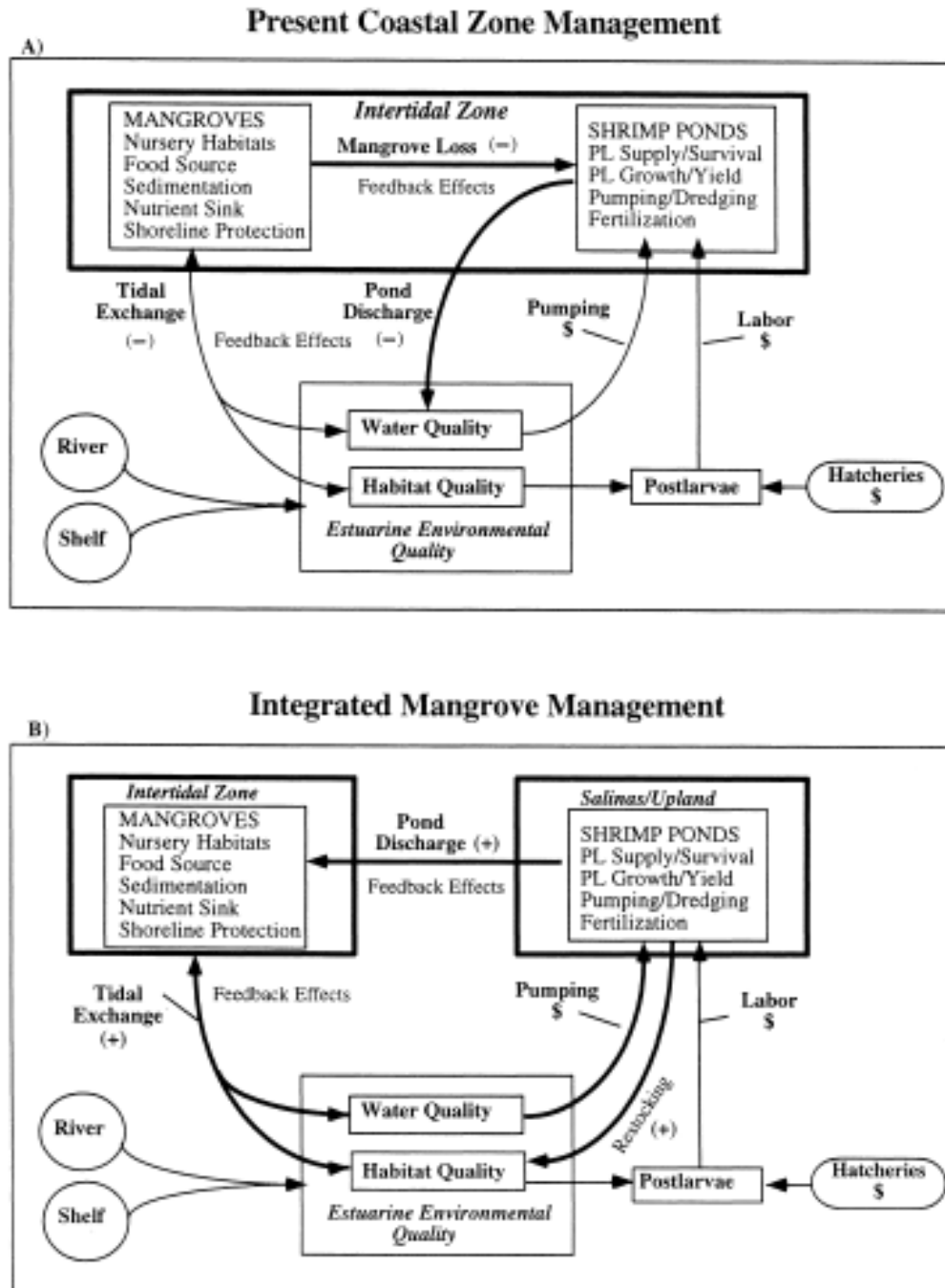


Fig. 9. Comparison of present practices in coastal zone management (A) with recommended strategies for integrated mangrove management (B) based on the ecological processes of mangroves and their function in maintaining the habitat and water quality of the coastal zone; and how these functions support shrimp farm industry

Integrating mangroves into shrimp pond operations will require more substantial evidence of its cost effectiveness, rather than using recommendations based solely on ecological function. Quantitative estimates of mangrove loss with corresponding

increase in pond operations need to be linked to changes in environmental quality of the estuary. In addition, incremental impacts will most likely vary spatially along the longitudinal axis of the estuary, due to variation of water residence time and rates of ecological processes. Thus, site selection of ponds may be a key management option to sustaining both environmental quality of the estuary and minimizing costs of pond operations (Snedaker et al., 1986). Finally, the functional ecology of mangroves, both natural and restored wetlands, need to be compared and integrated with the engineered services of shrimp ponds (Fig. 1).

These simulations have demonstrated the sensitivity of key hydrologic and land use parameters to water quality issues in the Guayas River estuary. Differences in river flow influence the sensitivity of water quality in the estuary to land use of intertidal zone between mangrove conservation and shrimp pond construction. These parameters, in turn, will affect the role that mangroves play in determining industry profits at different zones along the estuary. Accordingly, the model may enable planners and conservationists to determine those estuaries, and particular locations within estuaries, where industry profits may be particularly vulnerable to the loss of mangroves due to the unique physical characteristics of estuaries. One of the initial results of these simulations is that mangroves do not always play an important role in maintaining water quality. Using self-interest as a motivation for maintaining mangroves will work best when self-interest can be demonstrated reasonably to pond owners. The model suggests that self-interest can only be so demonstrated under certain hydrographic conditions of the estuary. Pond management strategies represent behavioral forcing functions that affect the ecology of the entire estuary. And these pond operations are linked to the comprehensive land use alternatives in the entire river basin that influence the environmental quality of the estuary.

Acknowledgements

Funding for the mangrove research in Ecuador was from US Agency for International Development Program in Science and Technology Cooperation (grant No. DPE-5542-G-SS-8011-00) and the University of Rhode Island/AID Coastal Resource Management Program. Support from University of Southwestern University includes LEQSF (1988-94-GF-15) from Board of Regents, Faculty Research Awards, Graduate Student Organization, and Department of Biology. Support from the University of the South includes a Faculty Research Grant.

References

- Aiken, D., 1990. Shrimp farming in Ecuador, an aquaculture success story. *World Aquaculture* 21, 7 - 16.
- Alvarez, A., Vásconez, B. Guerrero, L., 1989. Multi-temporal study of mangrove, shrimp farm and salt at areas in the coastal zone of Ecuador, through information provided by remote sensors. In: Olsen, S. Arriaga, L. (Eds.), *Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 141 - 146.

Agüero, M., González, E., 1991. Una empresa millonaria. Ecuador: El boom camaronero de América Latina. Cultivo, divisas y empleo. *Aquanoticias Internacional* 10, 31 - 43.

Arriaga, L., 1989. The Daule-Peripa dam project, urban development of Guayaquil and their impact on shrimp mariculture. In: Olsen, S. and Arriaga, L. (Eds.), *Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 147 - 162.

Boyd, C.E., Fast, A.W., 1992. Pond monitoring and management In: Fast, A.W. and Lester, L.J. (Eds.), *Marine shrimp culture: Principles and practices*. Elsevier, New York, pp. 497 - 514.

Cárdenas, W.B., 1995. Patterns of phytoplankton distribution related to physical and chemical characteristics of the Guayas river estuary, Ecuador. Unpublished master's thesis, The University of Southwestern Louisiana, Lafayette, LA.

Cifuentes, L.A., Coffin, R.B., Solórzano, L., Cárdenas, W., Espinoza, J., Twilley, R.R., 1996. Isotopic and elemental variations of carbon and nitrogen in a mangrove estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43, 781 - 800.

CLIRSEN 1991. Estudio multitemporal de manglares, camaroneras y areas salinas, mediante información de sensores remotos. Centro de levantamientos integrados de recursos naturales por sensores remotos. Memoria Técnica. Quito, Ecuador.

Cloern, J.E., 1987. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Continental Shelf Research* 7, 1367 - 1381.

Clough, B.F., Boto, K.G., Attiwill, P.M., 1983. Mangroves and sewage: a re-evaluation. In: Teas, H.J. (Ed.), *Biology and ecology of mangroves*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.

Corredor, J.E., Morell, J.M., 1994. Nitrate depuration of secondary sewage effluents in mangrove sediments. *Estuaries* 17, 295 - 300.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neil, 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.

Costanza, R., Farber, S.C., Maxwell, J., 1989. The valuation and management of wetland ecosystems. *Ecological Economics* 1, 335 - 361.

Csavas, I., 1994. Important factors in the success of shrimp farming. *World Aquaculture* 25, 34 - 56.

Cucalón, E., 1984. Temperature, salinity, and water mass distribution of Ecuador during an El Niño event in 1976. *Revista de Ciencias del Mar y Limnología* 2, 1 - 25.

- Cucalón, E. 1989. Oceanographic characteristics of the coast of Ecuador. In: Olsen, S. and Arriaga, L. (Eds.), Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 185 - 194.
- Day, J.W., Jr., Hall, C.A.S., Kemp, W.M., Yanez-Arancibia, A., 1989. Estuarine Ecology. John Wiley and Sons, New York.
- Dierberg, F.E., Kiattisimkul, W., 1996. Issues, impacts, and implications of shrimp aquaculture in Thailand. *Environmental Management* 20, 649 - 666.
- Dixon, J.A., 1989. Valuation of mangroves. *Tropical Coastal Area Management* 4, 1 - 6.
- Ewel, K., Twilley, R.R., Ong, J.E., 1998. Goods and services of mangrove ecosystems. *Global Ecology and Biology Letters*, 7.
- Farber, S., Costanza, R., 1987. The economic value of wetlands systems. *Journal of Environmental Management* 24, 41 - 51.
- Gottfried, R., Wear, D., Lee, R., 1996. Institutional solutions to market failure on the landscape scale. *Ecological Economics* 18, 133 - 140.
- González, E., 1993. Determining the best uses of mangrove areas: an application of dynamic optimization to the case of shrimp mariculture in Ecuador. Unpublished master's thesis in Resource Economics. University of Rhode Island.
- Hagiwara, H., Mitsch, W.J., 1994. Ecosystem modelling of multispecies integrated aquaculture pond in South China. *Ecological Modeling* 72, 41 - 73.
- Hannon, B., Ruth, M., 1994. *Dynamic Modeling*. Springer-Verlag, New York.
- Hopkinson, C.S., Vallino, J.J., 1995. The relationship among man's activities in watersheds and estuaries: A model of runoff effects on patterns of estuarine community metabolism. *Estuaries* 18, 598 - 621.
- Jenkins, D.W., 1979. Estudio del impacto ambiental del proyecto de proposito multiple Daule-Peripa del Ecuador. Comision de Estudios para el Desarrollo de la cuenca del Río Guayas. Banco Interamericano de Desarrollo. Washington, DC.
- Jørgensen, S.E., 1994. Models as instruments for combination of ecological theory and environmental practice. *Ecological Modelling* 75 - 76, 5 - 20.
- Kjerfve, B.J., 1989. Estuarine geomorphology and physical oceanography. In: Day, Jr., J.W. Hall, C.A.S. Kemp, W.M., Yáñez-Arancibia, A. (Eds.), *Estuarine Ecology*. John Wiley and Sons, New York, pp. 47 - 78.
- Lynch, J.C., Meriwether, J.R., McKee, B.A., Vera-Herrera, F., Twilley, R.R., 1989. Recent accretion in mangrove ecosystems based on ^{137}Cs and ^{210}Pb . *Estuaries* 12, 284 - 299.

Macnae, W., 1968. A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forests in the Indo-West-Pacific region. *Advances in Marine Biology* 6, 73 – 270.

Mann, K.H., 1975. Relationship between morphometry and biological functioning in three coastal inlets of Nova Scotia. In: Cronin L.E. (Ed.), *Estuarine Research*, Vol. 1. Academic Press, New York, pp. 634 - 644.

McPadden, C.A., 1985. A brief review of the Ecuadorian shrimp industry. Instituto Nacional de Pesca/Overseas Development Administration, UK.

Miller, R.L., McPherson, B.F., 1991. Estimating estuarine flushing and residence times in Charlotte Harbor, Florida, via salt balance and a box model. *Limnology and Oceanography* 36, 602 - 612.

Murray, S.D., Conlon, Siripong, A., Santoro, J., 1975. Circulation and salinity distribution in the Río Guayas estuary, Ecuador. In: Cronin, G.G. (Ed.), *Estuarine Research*. Academic Press, New York, pp. 345 - 363.

Nedwell, D.B., 1975. Inorganic nitrogen metabolism in a eutrophicated tropical mangrove estuary. *Water Res.* 9, 221 - 231.

Odum, H.T., Copeland, B.J., 1972. Functional classification of coastal ecological systems of the United States. The Geological Society of America, Inc. *Memoir* 133, 9 - 28.

Officer, C.B., 1980. Box models revisited. In: Hamilton, P. and MacDonald, K.E. (Eds.), *Estuarine and wetland processes with emphasis on modelling*. Plenum, pp. 65- 114.

Olsen, S., Arriaga, L., 1989. Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.

Pesantes, F., Perez, E., 1982. Condiciones hidrograficas, fisicas y quimicas en el estuario del Golfo de Guayaquil. *Revista de Ciencias del Mar y Limnología* a 1, 87 - 113.

Repetto, R., 1992. Accounting for environmental assets. *Scientific American*, 266, 94 - 100.

Rivera-Monroy, V.H., Day, J.W., Twilley, R.R., Vera-Herrera, F., Coronado-Molina, C., 1995a. Flux of nitrogen and sediment in a fringe mangrove forest in Terminos Lagoon, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40, 139 - 160.

Rivera-Monroy, V.H., Twilley, R.R., Boustany, R., Day, J.W., Vera-Herrera, F., Ramírez, M., 1995b. Direct denitrification in mangrove sediments in Terminos Lagoon, Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 126, 97 - 109.

Rivera-Monroy, V.H., Twilley, R.R., 1996. The relative role of denitrification and immobilization on the fate of inorganic nitrogen in mangrove sediments of Terminos Lagoon, Mexico. *Limnology and Oceanography* 41, 284 - 296.

- Rivera-Monroy, V.H., Torres, L.A., Bahamon, N., Newmark, F., Twilley, R. The potential use of mangrove forests as nitrogen sinks of shrimp aquaculture pond effluents: The role of denitrification. *Journal of the World Aquaculture Society*. in press.
- Robertson, A.I., Phillips, M.J., 1995. Mangroves as fillters of shrimp pond effluent: Predictions and biogeochemical research needs. *Hydrobiologia* 295, 311 - 321.
- Ross, A.H., Gurney, W.S.C., 1993. strategic simulation model of a fjord ecosystem. *Limnology and Oceanography* 38, 128 - 153.
- Snedaker, S.C., Dickinson, J.C., III, Brown, M.S., Lahmann, E.J., 1986. Shrimp pond siting and management alternatives in mangrove ecosystem in Ecuador. US Agency for International Report, Miami, FL.
- Solórzano, L., 1989. Status of coastal water quality in Ecuador. In: Olsen, S. and Arriaga, L. (Eds.), *Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 163 - 178.
- Stevenson, M.R., 1981. Seasonal variations in the Gulf of Guayaquil, a tropical estuary. *Boletín Científico y Técnico, INP* 4, 1 – 133.
- Thom, B.G., 1982. Mangrove ecology ± a geomorphological perspective. In: Clough, B.F. (Ed.), *Mangrove ecosystems in Australia* Australian National University Press, Canberra, pp. 3 - 17.
- Thom, B.G., 1984. Coastal landforms and geomorphic processes. In: Snedaker, S.C. and Snedaker, J.G. (Eds.), *The Mangrove Ecosystem: Research Methods*. Unesco, United Kingdom, pp. 3 - 17.
- Turner, R.E., 1989. Factors affecting the relative abundance of shrimp in Ecuador. In: Olsen, S., Arriaga, L. (Eds.), *Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 121 - 140.
- Twilley, R.R., 1989. Impacts of shrimp mariculture practices on the ecology of coastal ecosystems in Ecuador. In: Stephen, O., Arriaga, L. (Eds.), *Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 91 - 120.
- Twilley, R.R., 1997a. Mangrove wetlands. In: Messina, M., Connor, W. (Eds.), *Southern forested wetlands: Ecology and management*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 445 - 473.
- Twilley, R.R., 1995. Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments. In: Hall, C.A.S. (Ed.), *Maximum power: the ideas and applications of H.T. Odum*. University Press of Colorado, Niwot, CO, pp. 43 - 62.
- Twilley, R.R., 1997b. The diversity of mangrove wetlands and ecosystem management. In: Wells, S., Young, C. (special editors), *Intracoast Network*. University of Rhode Island, Coastal Resources Center, Narragansett, pp. 31 - 32.

Twilley, R.R., Boderó, A., Robadue, D., 1993. Mangrove ecosystem biodiversity and conservation in Ecuador. In: Potter, C.S., Cohen, J.I., Janczewski, D. (Eds.), *Perspectives on biodiversity: case studies of genetic resource conservation and development*. AAAS Press, Washington, DC, pp. 105 - 127.

Twilley, RR, Snedaker, Yáñez-Arancibia, A., Medina, E., 1996. Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: perspectives from mangrove ecosystems. In: Mooney, H., Cushman, H., Medina, E. (Eds.), *Biodiversity and ecosystem functions: a global perspective*. John Wiley and Sons, New York, pp. 327 - 370.

Twilley, RR, Pozo, M., GARCÍA A, VH, Rivera-Monroy, VH, Zambrano, R., Boderó, A., 1997. Litter dynamics in riverine man-grove forests in the Guayas River estuary, Ecuador. *Oecologia* 111, 109 - 122.

Wang, J.K., 1990. Managing shrimp pond water to reduce discharge problems. *Aquaculture Engineering* 9, 61 - 73.

Welsh, B.L., Whitlatch, R.B., Bohlen, W.F., 1982. Relationship between physical characteristics and organic carbon sources as a basis for comparing estuaries in southern New England. In: Kennedy, V.S. (Ed.), *Estuarine comparisons*. Academic Press, NY, pp. 53 - 67.

Zimmerman, R., Minello, T.J. 1986. Recruitment and distribution of postlarval and early juvenile penaeid shrimp in a large mangrove estuary in the Gulf of Guayaquil during 1985. In: Olsen, S., Arriaga, L. (Eds.), *Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 233 - 245.

6.4.a. Un enfoque y modelo preliminar de la integración de las restricciones ecológicas y económicas de la calidad ambiental del estuario del Río Guayas, Ecuador



ELSEVIER

Environmental Science & Policy 1 (1998) 271±288

Environmental
Science & Policy

Robert R. Twilley, Robert R. Gottfried, Victor H. Rivera-Monroy, Wanqiao Zhang, Mariano Montaña Armijos, Alejandro Boderó. Environmental Science & Policy Volume 1, Issue 4, November 1998, Pages 271-288.

Resumen

Describimos modelos conceptuales y de simulación del uso del suelo en la zona intermareal del estuario del río Guayas para cuantificar la contribución de las zonas de manglares para mantener la calidad ambiental de un estuario tropical. El objetivo de este ejercicio es demostrar lo importante de las limitaciones ecológicas en la determinación de las decisiones económicas y de gestión, y cómo el modelado se puede utilizar para cuantificar los efectos del uso del suelo como la pérdida de manglares en la calidad del medio ambiente. Nuestro modelo conceptual trata energía solar, caudal del río y mareas como funciones limitantes que controlan las propiedades de los ecosistemas estuarinos, lo mismo que también describe las fuerzas del mercado y las políticas culturales como restricciones de las propiedades de los sistemas socioeconómicos. La controversia del manejo de los recursos costeros en el Ecuador se centra en torno a los impactos relativos de la construcción y manejo de las piscinas de camarón como retroalimentación negativa a la calidad ambiental del estuario del río Guayas. Procesos oceanográficos únicos y cambios de uso del suelo contribuyen a los complejos problemas de la calidad del agua y del hábitat en este estuario tropical, el mayor complejo estuarino de la costa del Pacífico de América del Sur. Un modelo de caja dinámica se desarrolló para el estuario y se calibró con datos recogidos de un monitoreo de 14 meses de parámetros de calidad del agua del estuario. Los escenarios incluyeron la conversión de manglares a piscinas de camarón en tres zonas del estuario, y la construcción de una presa mediante la variación de tres diferentes velocidades de descarga del río a 100, 50 y 10 % del flujo base de 1989. Una buena calidad del agua se produce por el corto tiempo de residencia de agua en el estuario (11 días) debido al elevado flujo estacional del río y al intercambio de marea. Con una reducción del 90 % de los bosques de manglar en el estuario causado por la construcción de piscinas camaroneras, la concentración de nitrógeno total aumentó 5 veces. Sin embargo, con una disminución del 10 % de la descarga del río y manteniendo la misma área de camaroneras se produjo un aumento de concentración de nitrógeno de 60 veces llegando a $250\mu\text{M}$. Los aumentos de concentración de nitrógeno fueron mayores en la zona superior del estuario, con mucho menos cambio en la zona inferior del estuario. Así, la sensibilidad de la calidad ambiental a los cambios de uso del suelo en la zona intermareal y de tierras altas está vinculada a la hidrografía del estuario y es específico del sitio. En el futuro, las combinaciones de estos modelos ecológicos junto con el análisis económico de los bienes y servicios de los manglares pueden proporcionar mejores técnicas para evaluar los impactos económicos de las decisiones de manejo de zonas específicas costeras.

Palabras clave: manglares, acuicultura de camarón; estuario tropical, calidad del agua, modelos ecológicos, economía ecológica, hombre en el ecosistema, gestión.

1.

Introducción

Los estuarios tienen diversas funciones ecológicas que proporcionan bienes y servicios a las economías regionales y mundiales incluyendo las comerciales (tanto de la maricultura y las operaciones de arrastre) y la pesca deportiva (Costanza et al., 1997). Conflictos de mantener estas pesquerías económicas demuestran cómo las decisiones de uso del suelo necesitan incluir los valores directos e indirectos de los recursos naturales como los humedales (Farber y Costanza, 1987; Costanza et al., 1989; Dixon, 1989). En muchas regiones costeras tropicales, las decisiones de uso del suelo en los estuarios están favoreciendo la expansión de la industria camaronera, por lo general a expensas de los recursos naturales, tales como los manglares. Sin embargo, estas decisiones no incluyen los costos de oportunidad de sus impactos potenciales sobre el hábitat y las funciones de la calidad del agua de los ecosistemas estuarinos por el uso indebido del suelo intermareal y del paisaje adyacente. Además, los costos de oportunidad asociados con la calidad ambiental de los estuarios, tienen que incluir la cuenca del río a fin de incorporar muchas interacciones complejas de las actividades de uso del suelo en la cuenca (Gottfried et al., 1996). Los productos y servicios de los estuarios tropicales dependen de diversos hábitats como los pastos marinos, manglares, bentos y las comunidades planctónicas, que se encuentran dentro del ámbito inmediato de la zona costera. La calidad ambiental de estas comunidades también se ve influenciada por las cuencas altas y los procesos costeros mar afuera que se acoplan por los ríos y las mareas, respectivamente, al estuario. Los tipos específicos de prácticas de uso del suelo en grandes escalas espaciales pueden tener repercusiones significativas sobre la calidad ambiental de un estuario. Y la respuesta de los estuarios de estos cambios de escala en el paisaje en los trópicos puede variar dependiendo del clima, la geomorfología y las condiciones oceanográficas de la región. Los métodos de valoración deben ser capaces de tener en cuenta las restricciones de los procesos ecológicos y económicos sobre el manejo sustentable a diferentes configuraciones de uso del suelo a través de las diversas formaciones costeras (Repetto, 1992). Estos métodos deben ser capaces de identificar las retroalimentaciones positivas y negativas de las decisiones de uso del suelo a través de escalas regionales adecuadamente definidas que incorporen el valor exclusivo de los ecosistemas estuarinos. Las propiedades de los ecosistemas estuarinos se determinan por la geomorfología y las características geofísicas de la zona costera, incluyendo la descarga de los ríos de las cuencas altas (con nutrientes y sedimentos en suspensión) y los procesos del océano costero (Fig. 1; Day et al., 1989).

Grupos de tipos específicos de ecosistemas estuarinos se pueden clasificar en la configuración medioambiental dependiendo del balance de la descarga de los ríos, las mareas, los vientos y la geomorfología regional (Odum y Copeland, 1972; Mann, 1975; Welsh et al., 1982; Thom, 1982, 1984; Kjerfve, 1989). Las propiedades de los ecosistemas incluyen la estructura, función y distribución espacial relativa de las comunidades pelágicas, bénticas e intermareales (incluyendo manglares) de un estuario. La diversidad y el acoplamiento de los procesos entre estos hábitats determinan los patrones de la productividad, redes tróficas y los ciclos de nutrientes que son característicos de los estuarios en un específico tipo de marco medioambiental. Por ejemplo, la estructura y función de los manglares han sido asociados con configuraciones específicas medioambientales que van desde deltas a plataformas de

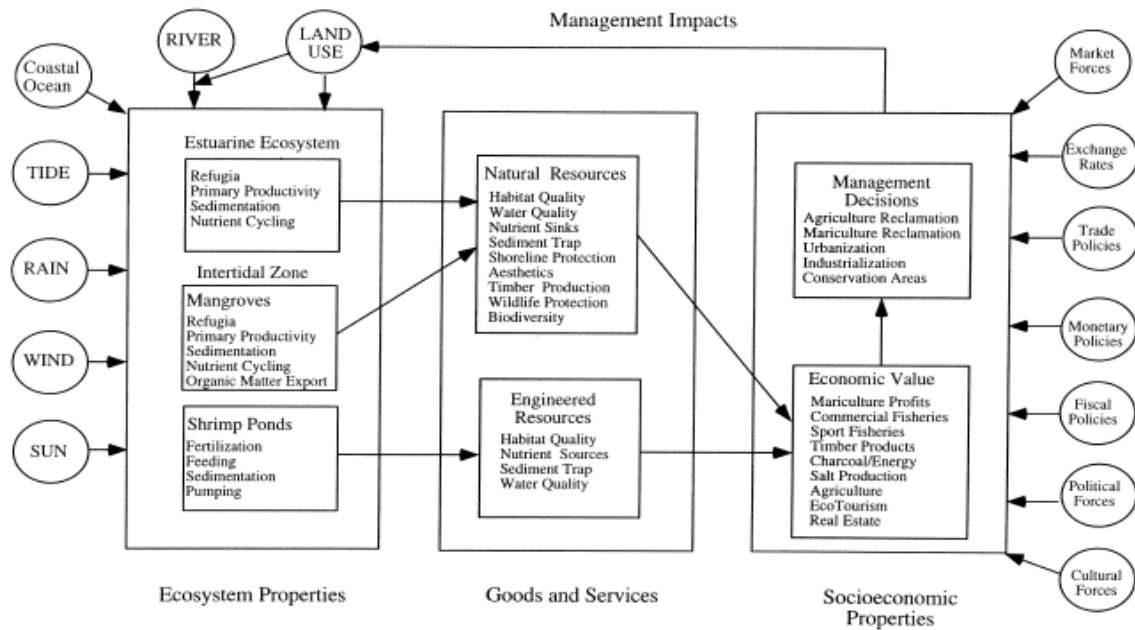


Fig. 1. Marco conceptual para las funciones de obligar a los procesos ecológicos y económicos que determinan las decisiones de gestión en los entornos costeros

calizas (véanse las revisiones de Twilley et al., 1996; Twilley, 1997a). La importancia de los procesos ecológicos tales como la productividad primaria, refugios, ciclo de nutrientes, sedimentación, y la exportación de detritus puede estar asociada con un determinado tipo de entorno ambiental, que permite la evaluación genérica de las condiciones específicas del lugar. Las mareas acoplan los procesos ecológicos de la zona intermareal, como los manglares con la estructura y funcionamiento de las comunidades pelágicas y bentónicas en los estuarios tropicales. Como resultado de estas restricciones ambientales y los procesos ecológicos, los manglares proporcionan bienes y servicios (funciones) de interés para los seres humanos, incluyendo la calidad del hábitat, la calidad del agua, la protección del litoral, la estética y la diversidad biológica (Twilley, 1997a, b; Ewel et al., 1998). Estas funciones pueden contribuir directa o indirectamente al valor económico del estuario y el paisaje circundante.

Las piscinas camaroneras son ecosistemas artificiales ubicados en el área de drenaje de los estuarios, ya sea dentro de la zona intermareal, y por tanto suplantando a los manglares, o a la vegetación intermareal. Las propiedades de los ecosistemas de las piscinas de camarón están controladas en parte por la calidad ambiental del estuario, ya que el agua se bombea desde el estuario a las piscinas, y también por los subsidios de nutrientes y alimentos provenientes de las operaciones de manejo. Una buena calidad de agua mejora el rendimiento de camarón e influye en la intensidad de las operaciones de la piscina. Además, puesto que las aguas de las camaroneras son devueltas de nuevo al estuario, los procesos ecológicos de las piscinas (al ser influenciados por el manejo de las piscinas) influirán en la calidad ambiental del estuario. Las piscinas son manejadas mediante decisiones tales como las tasas y tipos de fertilización, insumos alimenticios y el intercambio de agua que causan que estos ecosistemas adquieran características diferentes de las del estuario. Estos atributos de las piscinas de proporcionar bienes y servicios de valor más específico para los seres humanos, tales como los elevados rendimientos del monocultivo de camarón. Estos bienes y servicios se conocen como recursos de ingeniería en comparación con los servicios de los recursos naturales (Fig.

1). A pesar de que los servicios de las camaroneras están fuertemente controlados por el sistema socio-económico en lugar de los procesos ecológicos de un estuario, la productividad de las camaroneras está estrictamente ligada a la calidad ambiental del estuario (incluyendo las playas, las cuencas hidrográficas continentales y los procesos de alta mar), que está restringido por la configuración del medio ambiente (Fig. 1).

Nuestro modelo conceptual (Figura 1) integra energía solar, flujo del río y mareas, como funciones de fuerza que controlan las propiedades de los ecosistemas estuarinos, pero también incluye limitaciones socioeconómicas, como los mercados internacionales, los procesos políticos, los tipos de cambio y las políticas monetaria y comerciales. El modelo conceptual sostiene que las funciones de fuerza ecológicas y socioeconómicas determinan el valor de los manglares y las piscinas de camarón, controlando de ese modo las decisiones de manejo de zonas costeras (Fig. 1). Los productos y servicios de los manglares, como el hábitat y la calidad del agua, no reciben ningún valor explícito en el modelo conceptual (al igual que ocurre en la sociedad). Los manglares se valoran indirectamente en términos de su contribución a los beneficios de las camaroneras, al proporcionar bienes y servicios gratuitos para la industria camaronera. Los beneficios asociados con la cría de camarones se generan por la diferencia entre los ingresos de los rendimientos de camarón, y los costos asociados con el funcionamiento de las piscinas. El nivel de producción de camarón y los costos de operación, tales como dragado, construcción, bombeo, fertilización, y tierra (autorizaciones) dependen en parte de la calidad ambiental del estuario (Twilley, 1989). Los manglares y las mareas proveen a la industria del camarón de agua limpia y hábitats productivos que mejoran la oferta de post larvas silvestres y los rendimientos de camarones en las piscinas. Con la pérdida de servicios gratuitos proporcionados por los recursos naturales, los costos de producción de camarón aumentan, como el suministro de post larvas de los criaderos, el dragado para extraer el sedimento y el bombeo para el control de la eutrofización. Este modelo conceptual hace hincapié en el impacto potencial de reacciones negativas de las decisiones de manejo de los recursos naturales que pueden disminuir las ganancias potenciales de la industria del camarón. Impactos de la operación de las camaroneras están relacionados a la dependencia de esta industria con la sostenibilidad de la calidad ambiental de los ecosistemas estuarinos (Figura 1).

Esta revisión describe los vínculos ecológicos entre las camaroneras y los manglares asociados con la industria de la maricultura en el Ecuador para ilustrar la importancia de la calidad ambiental en el manejo sostenible de las zonas costeras. El valor de la producción de camarones en piscinas aumentó de 56,9 millones de dólares de EE.UU. en 1980 a US \$ 482 millones de dólares EE.UU. en 1991, ocupó el segundo lugar después del petróleo como producto de exportación para el Ecuador (Olsen y Arriaga, 1989; Aiken, 1990). Durante los primeros años 1990, el ingreso generado por la actividad de maricultura fue más importante para la economía del Ecuador que la exportación conjunta de banano y cacao y dos veces tan importantes como el café (Aiken, 1990; Agüero y González, 1991, citado en González, 1993, p. 2). Ecuador produjo un poco menos de 5.000 toneladas de camarones en piscinas, en 1979, pasando rápidamente a una producción de más de 100.000 toneladas en 1991, tiempo durante el cual el área de piscinas aumentó a más de 100 000 ha (McPadden, 1985; Twilley et al., 1993). La controversia del manejo de los recursos costeros en el Ecuador se centra en torno a los impactos relativos de la construcción de piscinas y el manejo como retroalimentación negativa de los procesos ecológicos de los manglares y estuarios. El éxito del desarrollo de planes de manejo para la zona costera depende de la capacidad

para identificar las propiedades que determinan la calidad ambiental de los ecosistemas costeros en el Ecuador y el manejo de las camaroneras, y de cómo influye en la contribución de los servicios de los recursos naturales, como los manglares, con cambios graduales en el uso del suelo de la zona intermareal (Fig. 1).

2. Calidad del medio ambiente de estuario del río Guayas

Los recursos costeros del Ecuador son afectados por diversas actividades económicas y los patrones de uso del suelo que pueden influir en la calidad ambiental de las aguas costeras (Fig. 2). La calidad ambiental del estuario del río Guayas está influenciada por los aportes de las cuencas altas, los intercambios con la zona

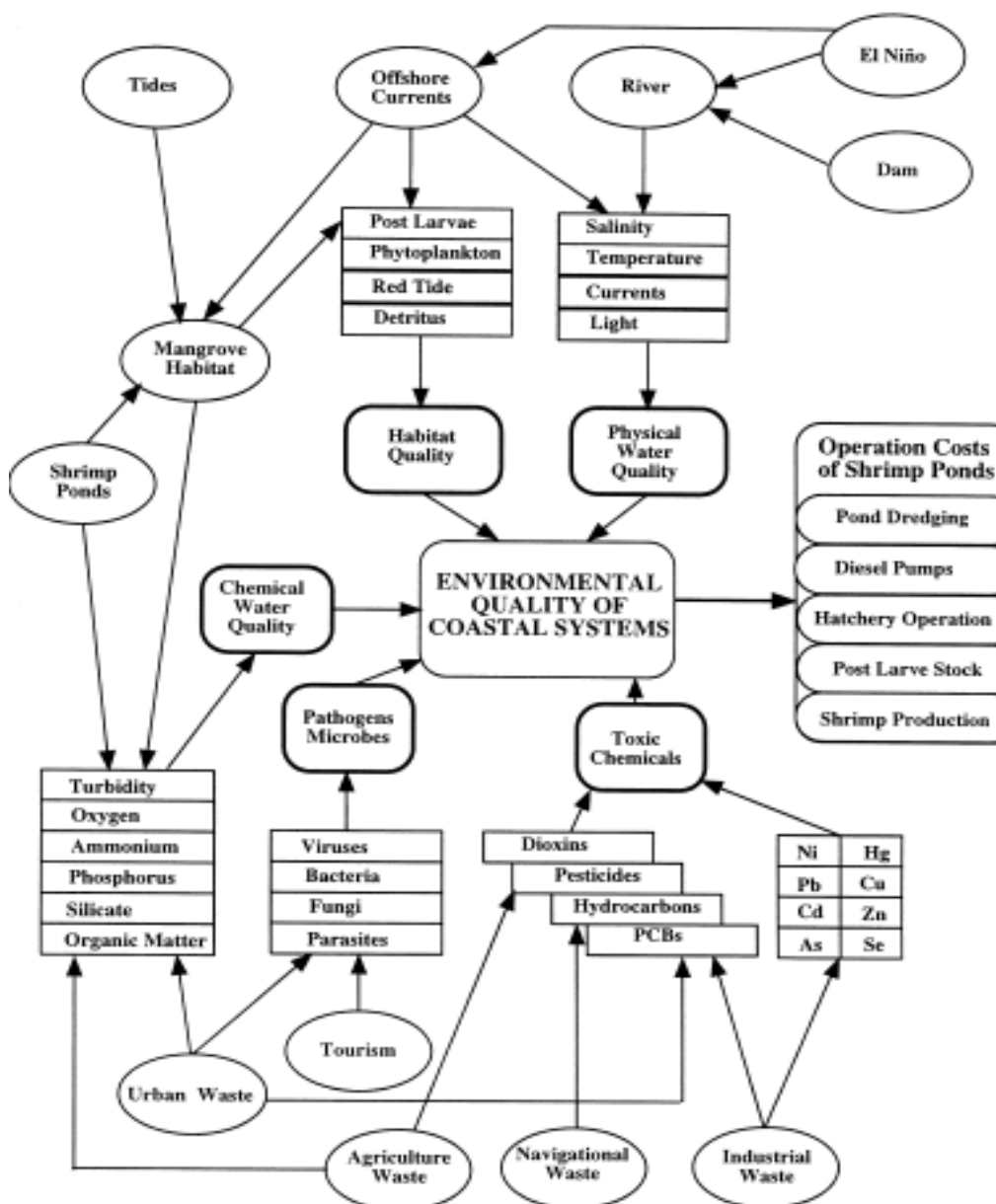


Fig. 2. Las complejas interacciones de los procesos costeros (gráficos superiores) y el uso de las tierras altas (paneles inferiores) que determinan la calidad ambiental de los recursos costeros en el Ecuador

intermareal, y los procesos oceanográficos en el Golfo de Guayaquil. Actividades en la cuenca incluyen un proyecto de presa que influirá en la descarga de agua dulce, la expansión de la agricultura con la participación asociada de los productos químicos, incluidos los fertilizantes y pesticidas, aguas residuales de la creciente urbanización, y las sustancias tóxicas procedentes de actividades industriales (Arriaga, 1989; Solórzano, 1989). Además, las mareas rojas generadas en las aguas costeras pueden ser bombeadas a los criaderos y viveros de camarones. Estas diversas influencias antropogénicas en la calidad del agua en el estuario complican el manejo ambiental de este ecosistema costero. En el panel superior de la Figura 2, se muestra el surgido ambiental que influye en la calidad ambiental de los sistemas costeros, incluyendo la descarga de los ríos, las mareas y las corrientes oceánicas y costeras. En la parte inferior de la figura 2, se muestran diferentes efectos antropogénicos de la industria, la navegación, las zonas urbanas, la agricultura, y las actividades turísticas que están vinculadas a la calidad del medio ambiente.

2.1. Escenario ambiental

El Golfo de Guayaquil recibe el escurrimiento de unos 20 ríos en una cuenca de 51.230 km² que forman el mayor ecosistema estuarino en la costa del Pacífico occidental de América del Sur (Cucalon, 1984). La principal fuente de agua dulce es el río Guayas, que se forma 60 kilómetros río arriba en la confluencia de los ríos Daule y Babahoyo. La descarga media de 1 143.7 m³/s del río Guayas es la más alta entre los 30 ríos de la zona costera de Ecuador, representa el 39 % del flujo total de esta región de tierras bajas. La precipitación media en el sistema de drenaje del río Guayas, al norte Guayaquil es de 885 mm/año, que puede variar desde menos de 400 a más de 1 800 mm durante todo un año (Stevenson, 1981). Las descargas de temporada van desde 200 m³/s durante la estación seca a 1 600 m³/s durante la estación lluviosa, con un importe medio de las precipitaciones (alrededor de 900 mm/año). Las mareas son semidiurnas con una amplitud igual a 1.8 m en el Golfo de Guayaquil, y se amplían a 3 ± 5 m en el estuario del río Guayas, cerca de la ciudad de Guayaquil.

La Costa del Ecuador es una zona de transición, o frente ecuatorial, que fluye entre las aguas tropicales del sur de la Bahía de Panamá y la Corriente de Humboldt que fluye hacia el norte de Perú (Fig. 3). El agua tropical fluye hacia el sur de la ensenada de Panamá a lo largo de la costa de Panamá y Colombia, a 28 °S suministrando calor (> 25.8 °C) y baja salinidad (< 34 g/kg) a las aguas de la costa del Ecuador (Pesantes y Pérez, 1982). Más frías (< 22.8 °C) y más salinas (> 35 g/kg) las aguas fluyen hacia el norte de Perú con la corriente de Humboldt que está fuertemente influenciada por surgencia costera. La mezcla de estas dos masas de agua se produce entre Manta y Punta Santa Elena a lo largo de la costa de Ecuador y se mueve gradualmente hacia el sur en el Golfo de Guayaquil. El predominio de la Corriente de Panamá se produce durante el verano y provoca un aumento en la temperatura del agua de mar e inicia el comienzo de la temporada de lluvias (Cucalón, 1984, 1989). Años de temperaturas anormalmente cálidas del agua y altas precipitaciones están asociados con los patrones climáticos de El Niño, debido a la afluencia de agua inusualmente caliente de la superficie en el sudeste del Océano Pacífico. Las aguas más cálidas en alta mar producen explosivas poblaciones de camarón blanco en la costa de Ecuador, mejores

desoves, maduración y capturas (Zimmerman y Minello, 1986). En el siglo pasado, se registraron 10 de los principales eventos de El Niño (Cucalón, 1989) y uno de los más fuertes actualmente se registra a lo largo de la costa de Ecuador. La alta disponibilidad de post larvas que fortaleció la expansión de la industria del camarón en 1983 y 1984 estuvo asociada con un evento inusualmente fuerte de El Niño. La naturaleza impredecible de los eventos oceanográficos y su influencia en la descarga del río y las capturas de pesca resultan cuestiones complejas de qué factores contribuyen a una menor disponibilidad de post larvas a lo largo de la costa de Ecuador (Fig. 2).

2.2. Impactos del uso del suelo

Los cambios en la calidad ambiental de la cuenca del río Guayas y estuario están asociados con los cambios de uso del suelo tanto en las cuencas altas como intermareales (Solórzano, 1989; Twilley, 1989). Por ejemplo, se ha demostrado que la calidad del agua en el estuario puede estar influida por la introducción de productos químicos como los fertilizantes y pesticidas de la agricultura, las aguas residuales de las grandes zonas urbanas, y los metales pesados de la industria (Fig. 2). Los ríos proporcionan el conducto que une los procesos ecológicos de un estuario, con las prácticas de uso del suelo de las cuencas altas (Fig. 1). La deforestación de la vegetación natural, seguida de una sustitución de los agroecosistemas, además de las actividades urbanas e industriales, pueden cambiar la composición química de las entradas ribereñas del estuario del río Guayas. Además, la distribución, frecuencia y volumen de estos contaminantes en el estuario se ven influidos por las alteraciones en la cantidad y la naturaleza estacional de la descarga de agua dulce de la cuenca. Así juntos, la cantidad y la calidad de los ingresos ribereños son importantes vínculos de la calidad ambiental del estuario del río Guayas, a la productividad de la maricultura de camarones (Fig. 2).

En la confluencia de los ríos Daule y Peripa se ha construido una presa para desvío de suministro de agua, control del flujo del río, y energía hidroeléctrica. El agua es desviada a través de un acueducto desde el río Daule a la península de Santa Elena para agua potable, riego para la agricultura y uso industrial. La presa influirá en la cantidad de agua de los ríos Daule y Peripa que normalmente se descarga en el río Guayas. En la actualidad, la propuesta operación de la presa señala un flujo promedio anual de 100 a 175 m³/s (Jenkins, 1979; Arriaga, 1989). Este flujo puede variar de un máximo de 321 m³/s durante la estación lluviosa, en abril, a un mínimo de 124 m³/s en agosto. En comparación con el flujo normal de los ríos Daule y Peripa, este flujo modificado es mucho menor que la descarga de agua dulce de hasta 1 000 m³/s que se produce durante la estación lluviosa. Durante la estación seca, para controlar la intrusión de agua salada, la presa proporcionará agua por encima de la descarga promedio de alrededor de 50 m³/s de los suministros almacenados en el embalse. Basado en el promedio mensual de los flujos, la descarga normal de 343 m³/s de estos dos ríos se limitará a 174 m³/s, una reducción de alrededor del 49 %. Esta reducción representa una pérdida de 15 % del agua dulce del río Guayas y el 13 % del estuario del río Guayas. La pérdida de agua dulce de un estuario en una zona semiárida como la provincia del Guayas puede influir en los patrones de salinidad en este ecosistema costero.

2.2.1. Calidad del agua

Las características químicas y físicas del estuario del río Guayas, en la parte alta del Golfo de Guayaquil, fueron encuestados durante 14 meses durante 1989 y 1990 (Cárdenas, 1995). El estuario del río Guayas se compone de tres subestuarios: Guayas, Churute, y Salado (Fig. 3). Los regímenes de salinidad en los subestuarios de Guayas y Churute reflejan la fuerte influencia estacional de agua dulce con salinidades promedio de 18 y 16 g/kg, respectivamente, mientras que la entrada de agua dulce en el Salado es limitada con salinidades promedio de 28 g/kg (Tabla 1). El nitrato fue la principal forma de nitrógeno presente fijado en el estuario que contabiliza el 70 % del DIN. NO_3^- más DON (nitrógeno orgánico disuelto) y PN (nitrógeno particulado) formaron alrededor del 30 % cada uno del nitrógeno total (NT) de la piscina. Las concentraciones de fósforo total (TP) en todos los sub-estuarios fueron similares, con valores medios que

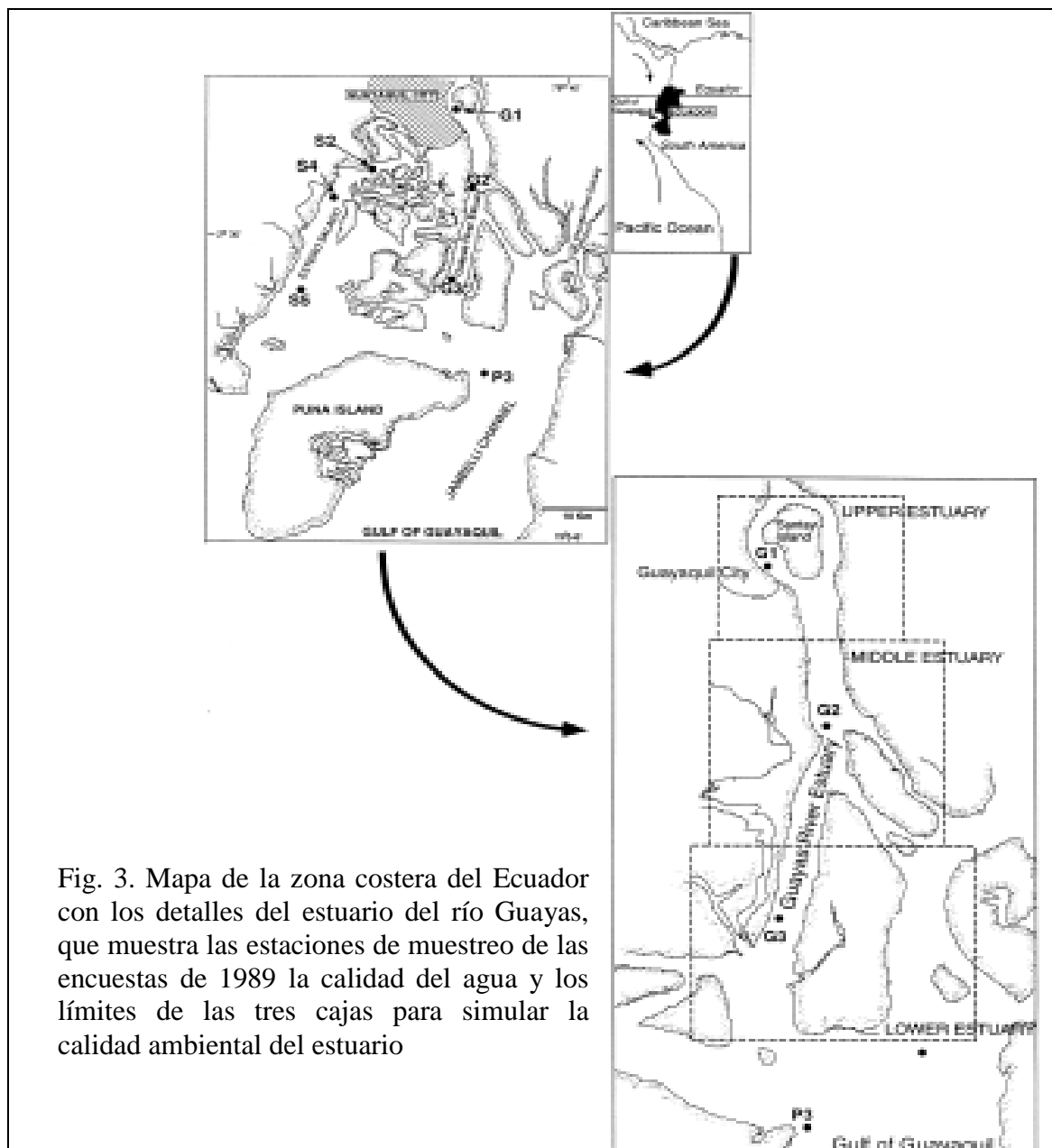


Fig. 3. Mapa de la zona costera del Ecuador con los detalles del estuario del río Guayas, que muestra las estaciones de muestreo de las encuestas de 1989 la calidad del agua y los límites de las tres cajas para simular la calidad ambiental del estuario

van de 3 a 5 mM (Tabla 1). La relación TN:TP <9 es una característica distintiva de este estuario tropical comparado con un balance normal de alrededor de 16 para el fitoplancton. Un índice inferior a 16 indica que el nitrógeno puede ser limitante de la productividad. Sin embargo, la alta turbidez del estuario, con concentraciones de sedimentos suspendidos promedio de 115 a 494 mg/L en el canal principal puede ser el factor limitante clave para la producción de clorofila (Tabla 1).

Tabla 1. La concentración promedio de los parámetros de calidad del agua en la parte inferior y superior de las zonas de las tres regiones en el estuario del río Guayas, durante las estaciones húmedas y secas (Cárdenas, 1995)

Parameter	Units	Season	Churute		Guayas		Salado	
			lower	upper	lower	upper	lower	upper
Temperature	8C	dry	25.4	25	25.8	25.2	25.1	25.6
		wet	28.6	28.5	28.7	28.4	28.6	28.8
Salinity	g/kg	dry	23	18	29.7	10.5	30.3	27.2
		wet	13.2	8	25.4	1.6	27.6	26
Dissolved oxygen	mg/L	dry	3.7	3.1	4.1	4.1	4.2	3.5
		wet	3.3	2.3	5	3.4	4	2.6
Suspended sedimen	mg/L	dry	332	95.6	315.2	455.7	207.3	93.6
		wet	242.9	58.3	114.6	494	121	48.2
Total nitrogen	mM	dry	31.7	31.8	23.2	45.6	22.8	25.3
		wet	34.7	36.8	19.2	42.7	21.2	29.7
Total phosphorus	mM	dry	4.2	4.2	5.2	5.2	4	5.7
		wet	3.9	4.7	3.1	5	3.1	3.9
PO4	mM	dry	2.6	2.8	2	3.3	1.8	2.4
		wet	1.8	2.8	1.5	2.3	1.9	3
NH4	mM	dry	1.8	2.8	2.1	3.8	2.6	4.8
		wet	1.8	2.3	1.5	3.8	2	3.2
NO3	mM	dry	10.4	9.2	6.3	19.4	5.9	7.2
		wet	12.6	11.7	4.2	15.8	4.4	10.6
DINa	mM	dry	12.9	14.4	9.3	23.6	9.2	13.6
		wet	15.6	17.4	6.3	19.9	7.7	17.5
TN:TP		dry	7.6	7.6	4.5	8.9	5.7	4.4
		wet	8.9	7.8	6.2	8.5	6.8	7.6

Nitrógeno inorgánico disuelto = DIN

2.2.2. Los recursos de manglar

El tema más controvertido en relación con la calidad ambiental de los recursos costeros del Ecuador ha sido la explotación de los manglares asociados con la construcción de piscinas de camarón. En 1969, el área total de manglar en el Ecuador fue 203 695 hectáreas, de las cuales casi el 78 % estaban ubicadas en las dos provincias del Guayas y El Oro (Alvarez et al., 1989; Figura 4C). En 1991, el área total de manglar disminuyó de 161 410 hectáreas, y el 81 % de este recurso se mantuvo en las provincias de Guayas y El Oro (Fig. 4C). La reducción de la superficie de manglares desde 1969

hasta 1991 se estimó en 42.285 hectáreas o el 20,8% de la superficie original. En 1991, CLIRSEN estimó que 145 940 hectáreas de piscinas se había

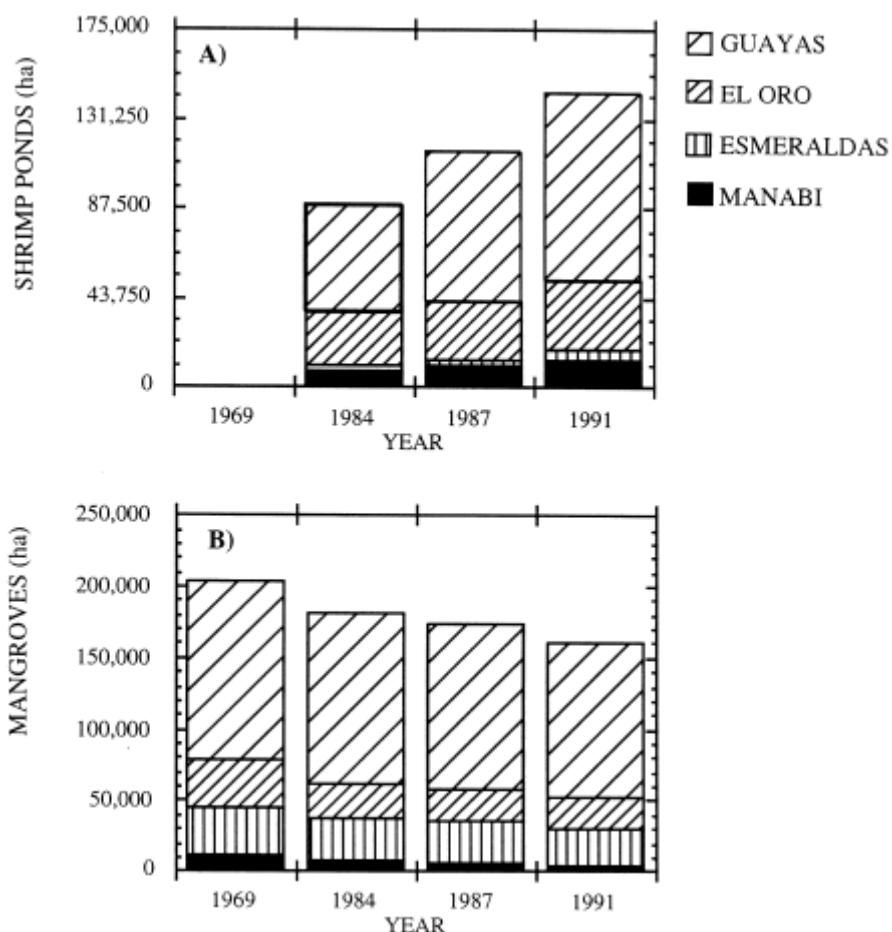


Fig. 4. Cambios en el uso del suelo en la zona intermareal de las cuatro provincias costeras del Ecuador desde 1969 hasta 1991 incluido (A) piscinas de camarones y (B) manglares

construido en la zona costera, lo que sugiere que el 29 % de las camaroneras han eliminado las zonas de manglares. Durante este mismo intervalo, se han perdido cerca de 44 005 hectáreas de salinas, casi todas por la construcción de piscinas de camarón. La mayor pérdida de manglares se ha producido en la provincia de Guayas, en cerca de 1 500 ha/año, tanto para los períodos de análisis 1984-1987 y 1987-1991. Debido a la gran área de manglares en el estuario del río Guayas, esta alta tasa de pérdida es inferior al 15 % de los recursos de los manglares existentes. A finales de 1988, la destrucción del hábitat de los manglares en algunos estuarios de la provincia de Manabí fue prácticamente total, como en el estuario del Río Chone. De 1974 a 1988 la superficie de manglares a lo largo de este cuerpo de agua se redujo de 3 973 a 600 hectáreas, y casi la totalidad de la pérdida de manglares se asoció con la construcción de piscinas de camarón. En el estuario del río Atacames, sólo resta 50 hectáreas de manglar de las 578 reportados en 1970, lo que representa una pérdida del 90.1 % de los recursos del manglar. En la sureña provincia de El Oro, de Machala-Puerto Bolívar, la zona ha perdido más del 50 % de su muy productivo sistema de manglares. Los impactos de la pérdida de manglares en la calidad ambiental de los recursos estuarinos dependen de las

características específicas regionales del uso del suelo. Sin embargo, la pérdida acumulada de los manglares a lo largo de toda la costa es también una cuestión relativa al mantenimiento de hábitat necesario para la continuación del reclutamiento de camarones a la zona costera (Turner, 1989).

2.2.3. Maricultura del camarón

Las camaroneras representan ecosistemas gestionados que están vinculadas a los procesos ecológicos de varios ecosistemas costeros (Fig. 2). Los impactos del manejo de las camaroneras en la calidad ambiental de los estuarios se relaciona con la pérdida de los manglares asociados con la construcción de piscinas, las operaciones de bombeo, la fertilización, el suministro de piensos y el dragado, junto con la recolección de post larvas. La evaluación de las interacciones del manejo de las camaroneras depende de nuestra comprensión del hábitat y las funciones de la calidad del agua de los ecosistemas costeros (Fig. 2). Estas funciones de los estuarios están vinculadas a una variedad de procesos ecológicos en los manglares, así como otros ecosistemas en la zona costera (Twilley et al., 1997). Las etapas específicas de manejo de las camaroneras dependen de estos servicios gratuitos de los ecosistemas estuarinos, proporcionando un hábitat para facilitar el crecimiento de las post larvas de camarón adulto. Esto incluye funciones de suministro de larvas silvestres que crecen fuera de las camaroneras y las condiciones de calidad del agua que mejoran el crecimiento y la supervivencia de los camarones juveniles.

La calidad del hábitat de los manglares en el estuario se pierde cuando estos humedales son destruidos por la construcción de las piscinas. Las funciones de los manglares tales como sumideros de nutrientes que contribuyen a la calidad ambiental del estuario también se pierden. Parámetros críticos de calidad que afectan el manejo del agua de las piscinas de camarón y los beneficios, incluyendo el oxígeno disuelto, turbidez, y sustancias tóxicas, incluyendo las mareas rojas (Fig. 2). Muchos de las condiciones de calidad del agua en piscinas, como la hipoxia, pueden ser manejados aumentando el intercambio de agua del estuario que suministra más oxígeno disuelto a la columna de agua. Pero mayor bombeo también afecta la calidad ambiental del estuario por la recirculación de agua de los estuarios que pueden contener altas concentraciones de nutrientes. Esto representa un efecto de retroalimentación del manejo de las camaroneras en los ecosistemas estuarinos denominado 'autocontaminación' (Csavas, 1994).

3. Modelo de simulación

3.1. Descripción del modelo

Hemos construido un simple modelo de caja dinámica del estuario del río Guayas para probar cuantitativamente cómo manejar la conservación de manglares con las operaciones de las camaroneras. Nuestro modelo es un modelo de simulación «estratégica» (Ross y Gurney, 1993) que se centra en realismo y simplicidad mediante la selección de los componentes ecológicos y los procesos pertinentes en el contexto de las cuestiones de gestión específicas descritas anteriormente (Ross y Gurney, 1993; Jørgensen, 1994; Hopkinson y Vallino, 1995). Existen pocos intentos de modelar los

sistemas de piscinas de acuicultura y vincularlas a los grandes ecosistemas de forma tal que permita un análisis del manejo del paisaje (Hagiwara y Mitsch, 1994). En la maricultura de camarón la mayoría de los estudios ambientales están dirigidos a mantener las condiciones óptimas en las piscinas de crecimiento y desarrollo de post-larvas de camarón, y para maximizar los beneficios (Robertson y Phillips, 1995; Dierberg y Kiattisimkul, 1996). Hay pocos modelos regionales de base ecológica para evaluar el uso del suelo de la piscina de camarones en un estuario en relación tanto espacial como temporal de las cuestiones de sostenibilidad (Wang, 1990). Del mismo modo, los modelos existentes rara vez pueden examinar la retroalimentación de las operaciones de piscinas que pueden influenciar a largo plazo las ganancias económicas de esta industria por la reducción de la calidad del agua (autocontaminación, por ejemplo). La mayoría de las preocupaciones se han centrado en la pérdida de las funciones ecológicas gratuitas proporcionadas por los manglares (Twilley et al., 1993; Twilley, 1995) y una disminución en la calidad ambiental del estuario. Se describe un modelo para abordar los problemas de deforestación de los manglares como resultado del rápido crecimiento de la industria de camarones y sus posibles efectos sobre la calidad del agua en el estuario del río Guayas. El modelo de computadora fue desarrollado utilizando el software de simulación dinámica STELLA II, versión 3.0.5 (Hannon y Ruth, 1994), un usuario amigable de aplicaciones orientado a objetos para la solución de ecuaciones diferenciales complejas.

El objetivo principal de nuestro modelo ecológico es evaluar los efectos de la maricultura de camarón en el transporte de sal, sedimentos en suspensión y nitrógeno total en el estuario del río Guayas. Estos tres parámetros son representativos del comportamiento conservativo y no conservativo de las sustancias que se intercambian con el agua entre las camaroneras y el estuario y pueden modificar la calidad del agua. La sal es conservativa y representa los cambios que están asociados con la dilución de la descarga de los ríos con el agua de mar en el Golfo de Guayaquil. Nosotros asumimos en estas simulaciones que las camaroneras no alteran la salinidad del agua intercambiada con el estuario, aunque esto puede no ser preciso (Snedaker et al., 1986; Twilley, 1989) y análisis de necesidades adicionales. El comportamiento de la sal es necesario para poner a prueba nuestra hipótesis sobre la hidrografía y características de la mezcla de nuestro modelo de caja. Los sedimentos totales y en suspensión también están fuertemente influenciados por la hidrografía del estuario más que por la bioquímica en el estuario, pero los flujos son sensibles a cambios en el uso del suelo en la zona intermareal entre los manglares y las piscinas de camarones. Las concentraciones de sedimentos en suspensión determinan la cantidad y la calidad de la luz en el estuario, que influenciarán en los niveles de productividad primaria (Cloern, 1987). El nitrógeno total es influenciado por la hidrografía del estuario, uso del suelo, junto con la bioquímica de los procesos ecológicos en el estuario del río Guayas, representando un indicador más complejo de la calidad del agua. El modelo explora cómo la pérdida de manglares a lo largo de regiones específicas del estuario puede afectar el contenido de nitrógeno en el estuario, con concentraciones de nitrógeno como un índice de cambio en la calidad del medio ambiente. Consideramos que nuestras simulaciones de diferentes escenarios de gestión como una primera aproximación a centrar los futuros esfuerzos para calibrar y verificar otros atributos de la calidad del agua, tales como el oxígeno disuelto. Además, este modelo de enfoque de «unidad» se puede utilizar para construir modelos más sofisticados y dinámicos del paisaje en el futuro, que las simulaciones puedan ser utilizadas para desarrollar planes de manejo de

cuencas hidrográficas, junto al estuario del río Guayas. Este último objetivo es fundamental, porque el éxito de la elaboración de planes de manejo de esta región depende de la capacidad de integrar las funciones ecológicas de los manglares con el manejo de las camaroneras (Fig. 1).

3.1.1. Hidrografía

El estuario del río Guayas es un estuario parcialmente mezclado con velocidades de corriente de marea de hasta 100 cm/s (Murray et al., 1975). El flujo ascendente dominante de la masa y la sal son aparentemente asociados con el prisma de mareas (Murray et al., 1975). Hemos dividido el estuario del Río Guayas en tres regiones (superior, media e inferior, Fig. 5) para facilitar el modelado de la hidrología con un enfoque modelo de caja (Oficial, 1980, Miller y McPherson, 1991). Los límites del sistema son el río en la región superior y el pasaje formado por el canal de Jambelí (Fig. 3) en la región inferior. Se incluyó el intercambio de agua entre el estuario con las piscinas de camarones y los manglares que rodean en cada una de las tres regiones. Los valores de salinidad en las zonas inferior y superior del estuario, de 8 y 20 g/kg, respectivamente, reflejan la influencia del río y el intercambio de agua con las aguas costeras. Debido a la fuerte influencia de las mareas semidiurnas, con una amplitud de marea de 3 m y una fuerte estacionalidad en la descarga del río, el estuario del Río Guayas no está estratificado (Murray et al., 1975; Cárdenas, 1995; Cifuentes et al., 1996). La profundidad media en las partes superior e inferior es de 8 y 10 m respectivamente.

La partición del estuario en tres regiones sacrificando algo de realismo y precisión, nos permitió sin embargo mantener un cierto nivel de simplicidad. Este enfoque es necesario dada la complejidad de las interacciones físicas y biológicas, en este estuario tropical. El flujo de agua y la salinidad en el estuario del río Guayas se simularon utilizando el método propuesto por Miller y McPherson (1991). Este método incorpora los efectos de las corrientes de agua dulce (advección) y la dispersión de las mareas (dispersión) en el transporte de agua y componentes del agua a través de una serie de secuencial, de un volumen de elementos tridimensionales (cajas) (Fig. 5). El método utiliza el criterio de que durante muchos ciclos de marea, el “flujo” medio de la marea (Q_g , m³/s) del agua de la costa, con una salinidad de 35 g/kg (en nuestro caso el Golfo de Guayaquil) se puede tratar como un constante en cualquier punto del estuario. Q_g puede ser utilizado en una simple ecuación de mezcla para predecir la salinidad en el estuario a diferentes flujos del río y para calcular el intercambio promedio de las mareas (Q_E) entre las cajas. Este método es mejor si se aplica en estuarios largos y estrecho en donde la mayoría de la entrada de agua dulce está cerca de la cabecera del estuario, como es el caso del estuario del río Guayas.

Los datos de salinidad utilizados en el modelo fueron recogidos en una serie de cruceros por el estuario del río Guayas, en intervalos mensuales, entre 1989 y 1990 bajo diferentes regímenes de caudal de los ríos (Cárdenas, 1995). Los datos de la descarga del río utilizados para calcular Q_g fueron un promedio entre valores obtenidos en el mismo período (Navarrete, CEDEGE, comunicación personal). Q_E , el flujo de cambio promedio, se calculó asumiendo que la entrada de agua dulce con una salinidad de 0.1 g/kg, se mezcla con el necesario transporte neto de agua (Q_g) desde el Golfo de Guayaquil, con una salinidad media de 29.2 g/kg (Canal de Jambelí, estación P3, Fig. 3). La salinidad observada se calcula entonces usando:

$$S_i = \frac{(S_g * Q_g) + (S_r * Q_{ri})}{Q_g + Q_{ri}} \quad (1)$$

Donde S_i es la salinidad observada en un lugar determinado durante el período de muestreo i , S_g la salinidad del miembro final del canal de Jambelí (29.2 g/kg), Q_g el flujo medio de mareas de la nueva agua del Golfo requerida en un sitio determinado para producir la salinidad observada cuando se mezcla con agua dulce de flujo Q_{ri} , S_r la salinidad del río-miembro final (0.1g /kg), y Q_{ri} la entrada antecedente promedio de agua dulce para el período de muestreo i . Q_g es relativamente independiente de la afluencia del río y fue tratado como una constante en cada sitio de muestreo (Miller y McPherson, 1991).

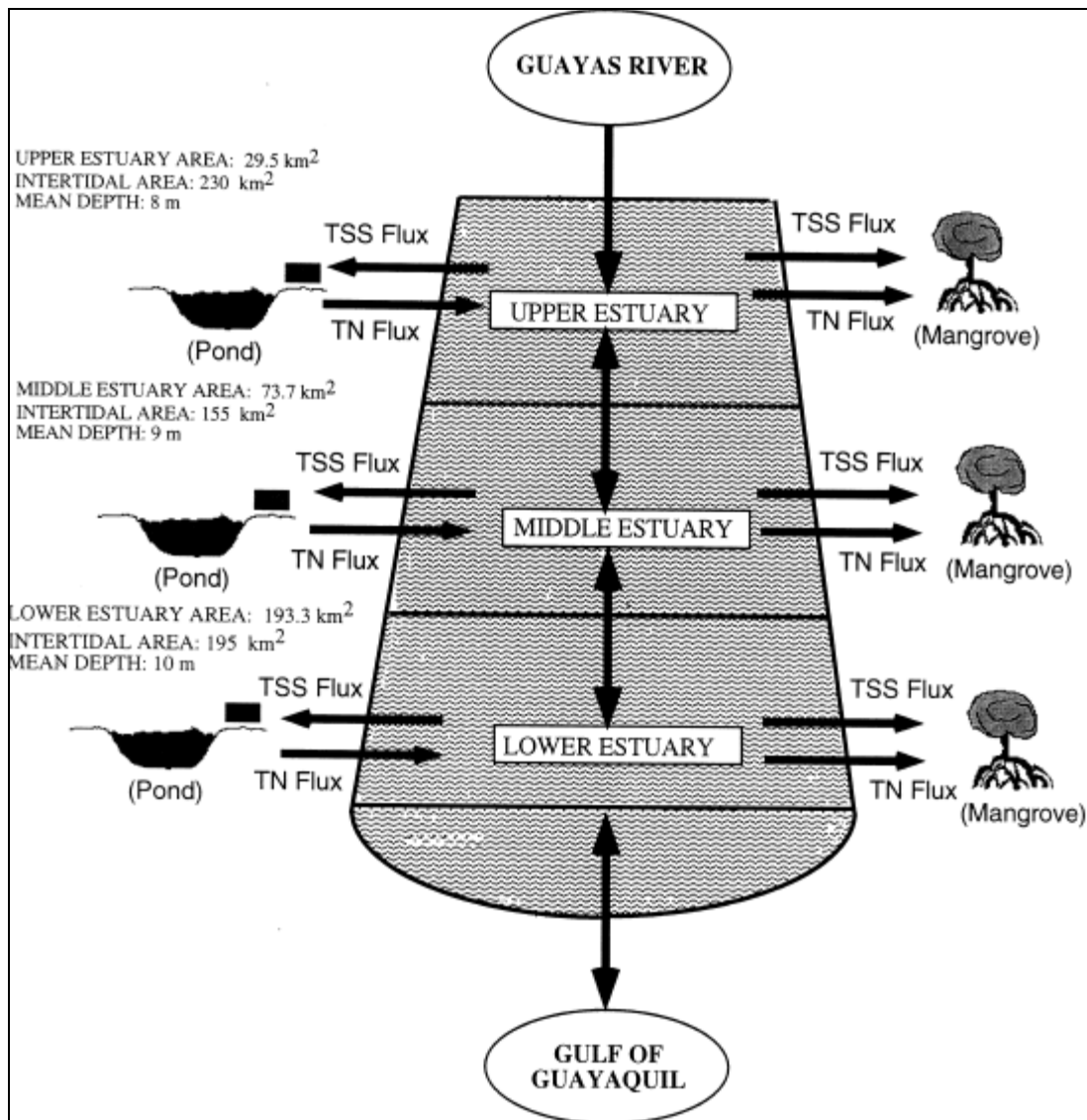


Fig. 5. Diagrama que describe el modelo utilizado para simular el destino de la sal, los sedimentos y nitrógeno total en el estuario del río Guayas, sobre la base de los intercambios entre las tres cajas en el estuario, y el intercambio lateral de cada caja con la región correspondiente de la zona intermareal

Utilizamos la misma ecuación normal de mínimos cuadrados derivada de la ecuación (1) como se presenta en Miller y McPherson (1991) (el numerador en la expresión última de su ecuación (2) debería ser Q_{r2} en lugar de Q_{ri}) para calcular los valores de G_g .

El flujo de intercambio (Q_E , en m^3/s) entre las cajas se calculó como sigue:

$$Q_{Ei} = \frac{(S_i - S_{i-1})(Q_r + Q_{Ei-1})}{(S_{i+1} + S_i)} \quad (2)$$

donde Q_{Ei} es el flujo de mareas promedio de agua debido a la acción de las mareas necesario para mantener el balance de sal entre la caja i e $i + 1$. La región aguas arriba de la desembocadura del río Guayas ($i = 1$) S_{i-1} se estableció como la salinidad calculada para el límite aguas arriba de la caja 1, y Q_{Ei-1} se fijó al valor 0 en la caja inferior ($i = 3$), S_{i+1} define la salinidad de la frontera aguas abajo de la caja 3 (Estación de P3, Fig. 3).

Los flujos de intercambio se utilizaron para calcular la salinidad en cada caja en cada DT:

$$C_{Ei} = C_{Si} + \frac{dt}{V_i} [Q_r(C_{Si-1} - C_{Si}) + Q_{Ei-1}(C_{Si-1} - C_{Si}) + Q_E(C_{Si+1} - C_{Si})] \quad (3)$$

Donde C_{Ei} es la concentración de un constituyente conservativo (es decir, sal) en el centro longitudinal de la caja i al final del paso del tiempo actual, y C_{Si} la concentración del componente en el centro longitudinal de la caja i al comienzo del paso del tiempo actual (Miller y McPherson, 1991). Los términos incluidos entre los corchetes calculan los efectos debido a la concentración de advección de la entrada del río, así como los efectos de la circulación de las mareas y la dispersión de las cajas adyacentes corriente arriba y abajo (Fig. 3).

El tiempo de renovación del agua es sólo el 11 d, como consecuencia de la elevada amplitud de la marea que conduce grandes flujos de agua y nutrientes a través de los límites que determinan el comportamiento del sistema. Aunque no hicimos uso de intervalos de tiempo cada hora específicamente para modelar desigualdades diurnas de los niveles de agua durante las mareas (Murray et al., 1975), un intervalo de tiempo de 1 día nos permitió simular correctamente los flujos de agua y las oscilaciones de la salinidad. Dada la alta tasa de renovación del agua en el estuario, las características hidrológicas tales como capas y la estructura vertical de la columna de agua no se desarrollan completamente y por lo tanto no están incluidos en el modelo.

3.1.2. Intercambio de sedimentos y nitrógeno

Las ecuaciones que representan el transporte de sedimentos en suspensión total y nitrógeno total a través del estuario son similares a las que describen el transporte de sal. Estacional de las concentraciones de sedimentos en suspensión y nitrógeno total en el Río Guayas y en aguas de alta mar se basaron en encuestas de calidad del agua en la zona (Tabla 1). El modelo determina el intercambio o flujo neto de nitrógeno total y los sedimentos en suspensión entre la parte superior, media e inferior de las zonas del estuario. Los sedimentos y el nitrógeno en el modelo fluyen no sólo entre las tres zonas de estuario sino también entre las aguas de la bahía, piscinas de camarón y manglares que rodean cada zona (Fig. 5). Cada hectárea de piscinas o de manglares contribuye con

una cantidad fija de nitrógeno o captura una cantidad fija de sedimentos. Así, el modelo simplifica su interacción con el estuario utilizando los coeficientes de intercambio para sedimentos y nitrógeno entre ya sea manglares o piscinas de camarones y el estuario. Los manglares remueven el nitrógeno, pero las piscinas son una fuente de este nutriente, debido a la fertilización. Sin embargo, tanto los manglares y las camaronerías remueven sedimento, lo que no le comunica ninguna función específica en el modelo (pero diferente magnitud). El sedimento se acumula en los manglares contribuyendo a la expansión de este humedal en el estuario, mientras que los sedimentos acumulados en las camaronerías son dragados periódicamente y acumulados en tierra (Twilley, 1989). Además, tanto nitrógeno como sedimento se pierden en cada segmento del estuario. La sedimentación de los sedimentos en suspensión se estima en 1 %/d de la cantidad total de los sedimentos en cada zona del estuario. La pérdida de nitrógeno está relacionada con sedimentación y desnitrificación y se estima que es de 10 %/d de contenido de nitrógeno en cada zona respectiva del estuario del río Guayas.

Los manglares pueden ser un sumidero de sedimentos y nutrientes en aguas costeras (Lynch et al., 1989; Twilley, 1997a) y han sido recomendados para el tratamiento de los efluentes enriquecidos de nutrientes (Macnae, 1968; Corredor y Morell, 1994), aunque esta función aún es poco conocida (Clough et al., 1983). El estuario del Río Guayas es turbio y extensos manglares a lo largo de la línea de la costa atrapan de sedimentos en suspensión en la columna de agua durante las inundaciones, enriqueciendo los suelos de los manglares (Twilley, 1995). La acumulación de sedimentos en los manglares del estuario del Río Guayas alcanza promedios sobre 3 660 g/m²/año, o aproximadamente 10 g/m²/día, y esta relación fue utilizado en el modelo. La acumulación de nitrógeno en el modelo se basa en una tasa de 11.3 g/m²/año, o alrededor de 0.03 g/m²/día (Twilley, 1995). Gran parte de esta acumulación de nitrógeno en los sedimentos de manglar es provista por nutrientes inorgánicos transportados por las mareas del estuario al humedal (Rivera-Monroy et al., 1995a) y poco de este nitrógeno inorgánico al parecer se pierde por desnitrificación en concentraciones sin enriquecer (Rivera-Monroy, et al., 1995b; Rivera-Monroy y Twilley, 1996). Sin embargo, los manglares tienen un potencial muy alto para procesar el exceso de nitrógeno, ya sea por la acumulación de sedimentos o la desnitrificación (Corredor y Morell, 1994; Rivera-Monroy et al., En prensa).

Durante el manejo de las piscinas de camarón, el intercambio natural de agua del estuario a través de las mareas con la zona intermareal se ha sustituido por las bombas de diesel que las granjas camaronerías toman del estuario. Los motores diesel se utilizan para bombear el agua todos los días del estuario durante la marea alta a un sistema de acueducto central, donde el agua fluye a las distintas piscinas. Los tipos de cambio varían de 3 a 8 % del volumen del estanque por día, bajo maricultura semiextensiva y puede aumentar a 10 – 15 % en prácticas acuícolas más intensas (Boyd y Fast, 1992). El volumen total de agua bombeada desde el estuario del río Guayas, a las camaronerías depende de los tipos de cambio (% del volumen del estanque/d) y el área de piscinas en operación (Twilley, 1989). En una operación actual de 92 000 hectáreas de piscinas en condiciones de manejo semiextensivo (5 %/d de tasa de bombeo), el volumen de agua intercambiada diariamente con el estuario es de aproximadamente 65*10⁶ m³ (con un estanque de profundidad media de 1.5 m; Twilley, 1989; Twilley et al., 1993). Este volumen supera la descarga del río Guayas durante el período de bajo caudal. En manejo intensivo de las piscinas (10 % tasa de bombeo), la misma área de piscinas podrían extraer más volumen que la descarga de los ríos durante el flujo de invierno.

Estos tipos de escenarios subrayan la potencial significación de uso del agua por las camaroneras en el patrón de calidad del agua de este estuario.

Alimentación suplementaria y métodos de fertilización son necesarios para satisfacer la demanda de alimento en densidades de población altas de post larvas en las piscinas. La principal fuente de nutrición para los camarones en piscinas de crecimiento son las floraciones de fitoplancton que se derivan de la urea y superfosfato añadido antes de la siembra. La alimentación suplementaria se lleva a cabo al final del ciclo de crecimiento, por lo general las últimas cuatro semanas. Gran parte del nitrógeno y fosfato aplicados a las piscinas son absorbidos por el fitoplancton y por tanto son devueltos al estuario en forma orgánica (Rivera-Monroy et al., En prensa). Se utilizó una tasa de carga de $0.1 \text{ g/m}^2/\text{día}$ (365 kg/ha/año) del nitrógeno total de las operaciones de las camaroneras del estuario. Este valor varía entre con los tipos de operación e incluye el supuesto de que la mayoría del nitrógeno orgánico se exporta (Boyd y Fast, 1992). Este valor necesita una mejor calibración.

2.1.3. Escenarios

El impacto incremental de la sustitución de los manglares con las camaroneras se investigó mediante la ejecución de diferentes escenarios de uso del suelo en la zona intermareal. El modelo permite sustituir piscinas a los humedales de manglar en la zona intermareal. En la corrida S1, toda la zona intermareal es considerada manglares sin camaroneras (100:0); en la corrida S2 la zona intermareal se distribuye por igual entre manglares y camaroneras (50:50); y en la corrida S3, todos de la zona intermareal se convierte en piscinas de camarón (0:100). La zona intermareal (km^2) para cada zona del estuario utilizada en cada simulación se calculó directamente de los mapas de la zona (Fig. 5). Cuando el 100 % de la zona intermareal es manglares, el área (km^2) de manglares en cada zona específica es igual al total de zona intermareal, como se indica en la Figura 5. Si los manglares y las camaroneras son un 50 % de la zona intermareal cada uno, cada uno ocupa la mitad de la zona intermareal específica de cada zona respectiva (corrida S2). Las simulaciones se comparan con la corrida base donde todo el suelo corresponde a manglares y el caudal del río está a 100 % de los niveles de 1989. Cada uno de los coeficientes de uso del suelo intermareal (100:0, 50:50, 0:100, % de manglares: piscinas) se corrieron a 100, 50 y 10 % de la línea base del flujo del río.

3.2. Resultados de la simulación y discusión

Los patrones estacionales de salinidad se establecieron a condiciones de 1989, el caudal del río fue similar en las simulaciones en comparación con mediciones de campo. Las comparaciones de la salinidad en el Estero Salado, basado a simulación de salida comparadas con las medidas de campo se utilizaron para validar el diseño hidrográfico del modelo (datos no mostrados). En las simulaciones para el experimento del uso del suelo intermareal, variamos el flujo del río para comprobar el efecto de la hidrografía en la calidad del medio ambiente. Los cambios en la salinidad fueron más sensibles al flujo del río en el estuario superior, pero como era de esperarse la salinidad en las tres zonas aumentó con la disminución del caudal del río (Fig. 6). Incluso a sólo 10 % del flujo del río, la más alta salinidad fue de 25 g/kg en la desembocadura del estuario. La gradiente más pronunciada de salinidad estuvieron entre las zonas media y baja durante la descarga completa del río, con salinidades de 7 y 20 g/kg ,

respectivamente. A caudal bajo del río (10 %), hubo menos diferencia en salinidades promedio entre las zonas.

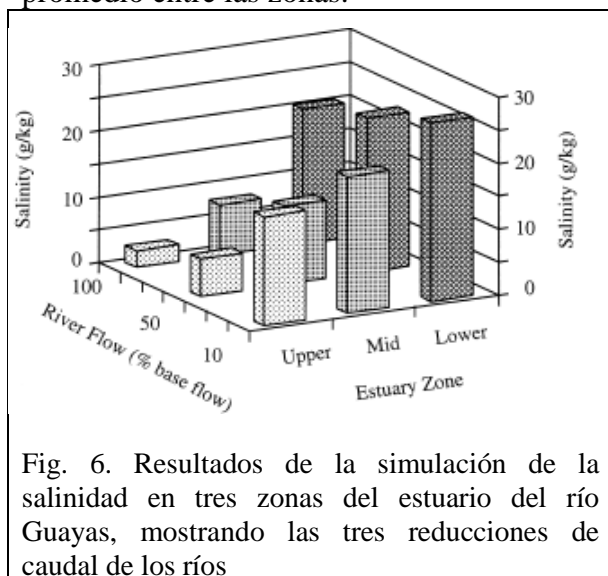


Fig. 6. Resultados de la simulación de la salinidad en tres zonas del estuario del río Guayas, mostrando las tres reducciones de caudal de los ríos

Los manglares remueven sedimentos en suspensión en el modelo, al igual que las piscinas de camarón, por lo tanto, aunque uno de estos ecosistemas reemplaza al otro, la función de la zona intermareal sigue siendo un sumidero de sedimentos. Así, al convertirse los manglares en piscinas de camarón, la función de sumidero de sedimentos de la zona intermareal en realidad aumenta, porque las piscinas son más eficientes en la acumulación de sedimentos que son los manglares. En consecuencia, las concentraciones de sedimentos suspendidos en la corrida base del flujo normal de los ríos y las mareas con

manglares en toda la zona intermareal (100:0) arrojan valores de 375 mg/L en el estuario superior en comparación con alrededor de 300 mg/L cuando la zona intermareal es todo piscinas (0:100) (Fig. 7). Otro factor que disminuye las concentraciones de sedimentos es la cantidad de flujo del río. A reducción del 90 % del caudal de los ríos, las concentraciones en suspensión son sólo 5 – 20 % de las concentraciones de la corrida base porque los sedimentos tienen más tiempo para depositarse. Una vez más, los cambios en los sedimentos en suspensión son más evidentes en la zona alta y media del estuario, con pocos cambios en la parte inferior del estuario (Fig. 7). Las concentraciones son más sensibles a la magnitud del caudal del río que al uso del suelo.

Las concentraciones totales de nitrógeno cambian con el uso del suelo en función de la cantidad de flujo del río en el estuario (Fig. 8). Con todo manglares y sin piscinas de camarones en cada sector de el estuario (100:0), conforme el caudal del río disminuye se aumenta el nitrógeno total del estuario en las zonas altas y medias, pero las concentraciones siguen siendo bajas en la parte inferior del estuario, con todos los patrones de uso del suelo. A 90 % de reducción del flujo del río, las concentraciones de nitrógeno total aumentan unas 5 veces en el estuario alto y medio. Además, con una reducción de manglares y aumento de construcción de piscinas de camarones a 50:50 en cada región del estuario, las concentraciones de nitrógeno total aumentaron 30 veces en el estuario superior en comparación con 10 veces en el estuario medio (50:50 frente a 100, 50 y 10% de caudal del río). Una vez más hay muy poco cambio de nitrógeno total en la parte inferior del estuario asociados con el cambio del uso del suelo a caudal reducido del río. Concentraciones extremas de nitrógeno se observan en el estuario alto y medio, cuando todos los manglares se sustituyen con piscinas de camarón (0:100), con 60 y 30 veces de aumento, respectivamente. Concentraciones pico, cercanas a 275 mM de nitrógeno total representan concentraciones eutróficas extremas. Nótese que el tramo central de la bahía muestra alrededor de un tercio del aumento que la bahía superior (Fig. 5). En resumen, la disminución del flujo del río junto con la conversión de manglares a piscinas de camarones tiende a aumentar notablemente la concentración de nitrógeno en las bahías media y alta, con menos cambios en la parte baja del estuario.

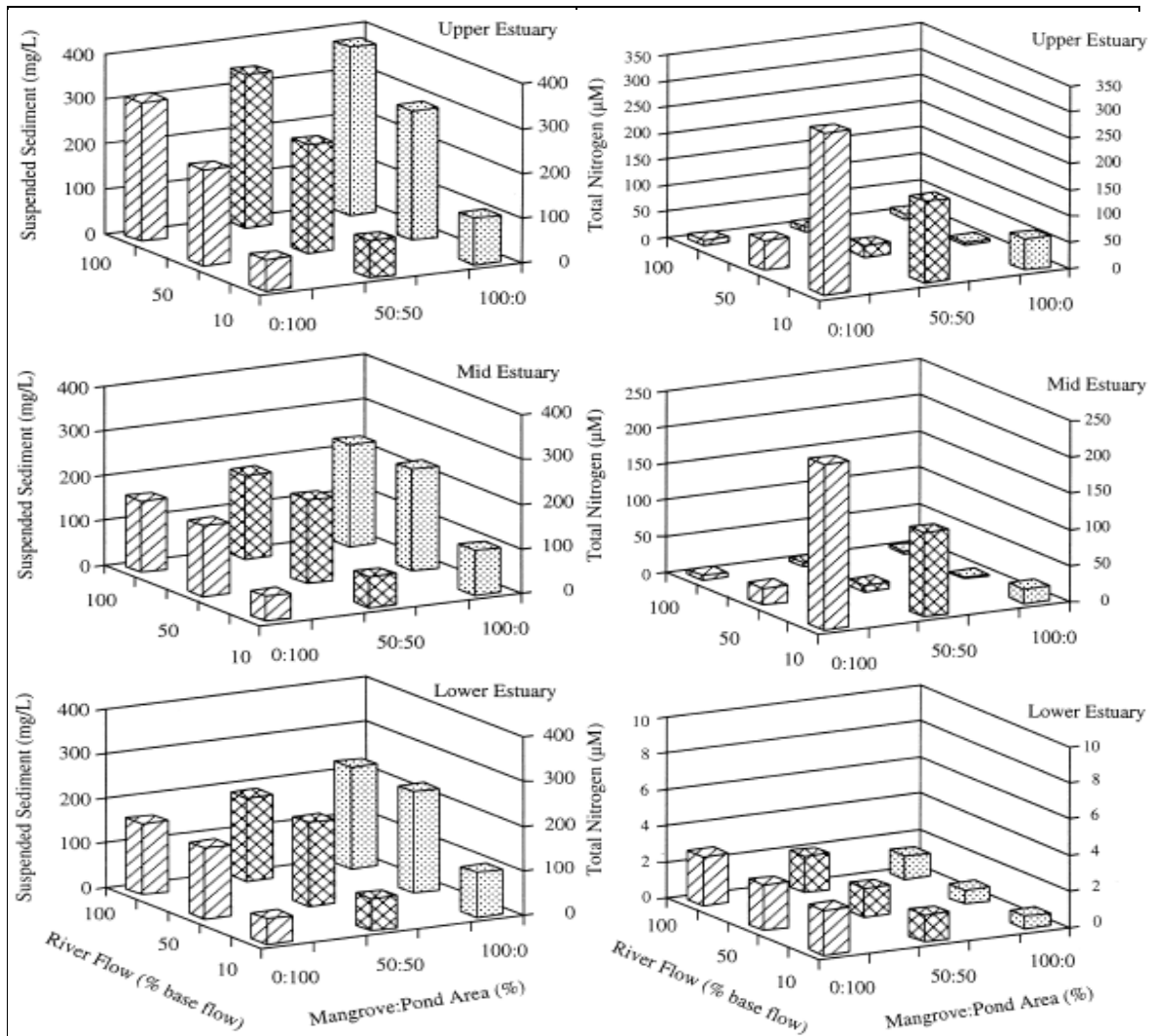


Fig. 7. Resultados de la simulación de los sedimentos en suspensión en tres zonas del estuario del río Guayas, que muestra los tres escenarios de uso del suelo en tres reducciones de caudal de los ríos

Fig. 8. Resultados de la simulación del nitrógeno total en tres zonas del estuario del río Guayas, que muestra los tres escenarios de uso del suelo en tres reducciones de caudal de los ríos

Existe un importante potencial de interacción entre los manglares y las camaroneras con respecto al nitrógeno total y las concentraciones de sedimentos suspendidos en respuesta al uso del suelo en la zona intermareal. Una disminución en la concentración de sedimentos suspendidos debido a la construcción de camaroneras permite penetrar más luz en la columna de agua. Esta luz es un recurso importante para el crecimiento de fitoplancton en normalmente estuarios turbios dominado por ríos. Por lo tanto, la sola reducción de sedimentos en suspensión, probablemente promoverá el crecimiento del fitoplancton y la productividad de este ecosistema camaroneras/estuario. Pero tales escenarios que causan una reducción en las concentraciones de sedimentos en suspensión también resultan en aumento de las concentraciones de nitrógeno total en vista de que las camaroneras enriquecen las aguas del estuario y los manglares ya no eliminan los nutrientes. Así, estos dos cambios de uso del suelo aumentarán dos recursos: luz y nutrientes. La combinación de estos dos factores debe cambiar

notablemente la productividad y la calidad del agua conduciendo a una mayor potencial eutrofización del estuario del río Guayas.

Las simulaciones con modelos indican que la industria de camarón en el estuario del río Guayas ha conseguido mantener una productividad alta y beneficios en gran medida debido a la descarga de los ríos importantes de este estuario tropical. Estacionalmente la elevada entrada de agua reduce el tiempo de residencia de los nutrientes en el estuario, previniendo importantes problemas de eutrofización. La construcción del gobierno de la represa Daule-Peripa, aguas arriba, sin embargo, amenaza la economía de las industrias locales por la reducción sustancial del caudal del río, tal vez a cerca de la mitad. El modelo indica que la concentración de nitrógeno aumentará en las regiones alta y media del estuario a niveles que amenazan la calidad ambiental del estuario del río Guayas. Sin embargo, habrá un efecto mucho menor sobre los recursos del estuario en la zona inferior, donde las concentraciones permanecen bajas a causa del alto intercambio de aguas mesotróficas del Golfo de Guayaquil. Las concentraciones de sedimentos en suspensión se reducirán de manera similar a los varios niveles a lo largo de las tres zonas de estuarinas, cuando la presa esté en pleno funcionamiento. Estas simulaciones y análisis preliminares sugieren que los cambios que amenazan la eutrofización de este estuario variarán de acuerdo a la ubicación a lo largo de la línea de costa. Problemas de calidad del agua que conduzcan a la reducción de la rentabilidad de la industria del camarón también serán espacialmente selectivos. Los impactos de los cambios de uso del suelo en la cuenca de las tierras altas no se distribuyen uniformemente a lo largo del estuario del río Guayas. Además, estos cambios, especialmente la reducción de la descarga de agua dulce potencialmente puede reducir la calidad ambiental del estuario.

4. El manejo integrado de los manglares

La sostenibilidad a largo plazo de la maricultura de camarón en Ecuador requiere enfoques integrales del manejo de los recursos de las zonas costeras. Estas consideraciones no sólo incluyen el manejo de las interacciones de la industria de la cría de camarones con los estuarios y los ecosistemas marinos costeros, sino también las actividades de uso del suelo en la cuenca alta y los centros urbanos. Por ejemplo, las interacciones de las actividades de cultivo de camarón, con el ecosistema del estuario del río Guayas demuestra la naturaleza compleja de los impactos ambientales y cómo influir en la sostenibilidad de esta industria (Figuras 2 y 9). El panel superior de la Figura 9 describe la estrategia actual en la utilización de los recursos costeros de Ecuador por la industria de la maricultura de camarón, incluyendo el efecto de retroalimentación de esta empresa en la calidad ambiental del estuario. La disminución en la calidad ambiental de los recursos estuarinos afecta la productividad de las piscinas de camarón, influyendo en la capacidad de los recursos naturales para el suministro de post larvas, y por el control de la supervivencia y el crecimiento de camarones en piscinas de crecimiento. Así, la productividad secundaria de los ecosistemas de las piscinas se ve limitada por la variedad de factores que están relacionados con el agua y la calidad del hábitat en los ecosistemas costeros (Figuras 2 y 9).

Hay algunos indicios de que los manglares pueden ser manejados con ingeniería para eliminar el exceso de nutrientes en los ambientes costeros (Nedwell, 1975; Corredor y Morell, 1994, Robertson y Phillips, 1995; Rivera-Monroy et al., En prensa). Se trata de un programa de investigación de especial importancia dado el aumento de la

eutrofización de las aguas costeras en los trópicos. Los manglares pueden representar los sumideros de varios nutrientes primarios utilizados en la fertilización de piscinas, especialmente los fosfatos y nitrógeno. Los sedimentos de los manglares también pueden tener la capacidad de absorber parte de la DBO asociado a las descargas de las camaroneras alta en biomasa de clorofila, que pueden modificar el equilibrio de oxígeno disuelto en el estuario. El efluente de las camaroneras puedan ser distribuidos en los bosques de manglares cercanos para la eliminación de nutrientes antes de volver el agua al estuario. El uso de los manglares como un filtro de nutrientes de los efluentes de las camaroneras limitaría la retroalimentación negativa de las camaroneras en la calidad del agua de los ecosistemas costeros (Fig. 9B). La contribución del exceso de nutrientes de las camaroneras a los ecosistemas de manglar mejoraría la productividad de los manglares y, potencialmente, incrementaría la contribución de estos humedales y bosques a la calidad del hábitat de los estuarios. Este plan para integrar la función natural de los manglares con el manejo de las piscinas de camarones serviría como un medio de alterar lo que es actualmente un impacto negativo de la acuicultura intensiva en los ecosistemas de estuario en una retroalimentación positiva (Fig. 9B). El cambio de la maricultura extensiva a intensiva no necesariamente puede afectar el ecosistema estuarino si los manglares podrían utilizarse en la operación de estos tipos de piscinas.

La integración de los manglares en las operaciones de las camaroneras va a requerir más pruebas de evidencia de su rentabilidad, en lugar de utilizar las recomendaciones basadas únicamente en la función ecológica. Las estimaciones cuantitativas de la pérdida de manglares, con el correspondiente aumento en las operaciones de piscinas deben estar vinculadas a los cambios en la calidad ambiental del estuario. Además, los impactos incrementales más probablemente variarían espacialmente a lo largo del eje longitudinal del estuario, debido a la variación del tiempo de residencia del agua y las velocidades de los procesos ecológicos. Así, la selección del sitio de las piscinas puede ser una opción de gestión clave para mantener tanto la calidad ambiental de el estuario y minimizar los costos de las operaciones de la camaronera (Snedaker et al., 1986). Por último, la ecología funcional de los manglares, naturales y restaurados, deben ser comparados e integrados a los servicios de ingeniería de las camaroneras (Fig. 1).

Estas simulaciones han demostrado la sensibilidad de los parámetros hidrológicos esenciales y de uso del suelo a los problemas de calidad de agua en el estuario del río Guayas. Las diferencias en el caudal del río influyen en la sensibilidad de la calidad del agua del estuario al uso del suelo de la zona intermareal entre la conservación de los manglares y la construcción de piscinas de camarón. Estos parámetros, a su vez, afectarán el papel que juegan los manglares en la determinación de los beneficios de la industria en las diferentes zonas a lo largo del estuario. En consecuencia, el modelo puede permitir que los planificadores y conservacionistas para determinar los estuarios, y determinados lugares dentro de los estuarios, donde los beneficios de la industria pueden ser particularmente vulnerables a la pérdida de los manglares debido a las características físicas únicas de los estuarios. Uno de los primeros resultados de estas simulaciones es que los manglares no siempre juegan un papel importante en el mantenimiento de la calidad del agua. Usando su propio interés como motivación para el mantenimiento de los manglares funciona mejor, cuando el interés propio puede ser demostrado razonablemente a los dueños de las camaroneras. El modelo sugiere que el interés sólo puede ser demostrado bajo ciertas condiciones hidrográficas del estuario. Las estrategias de manejo de las piscinas representan

funciones de fuerza de comportamiento que afectan a la ecología de todo el estuario. Y estas operaciones de piscinas están vinculadas a las alternativas de uso integral del suelo en toda la cuenca que influyen en la calidad ambiental del estuario.

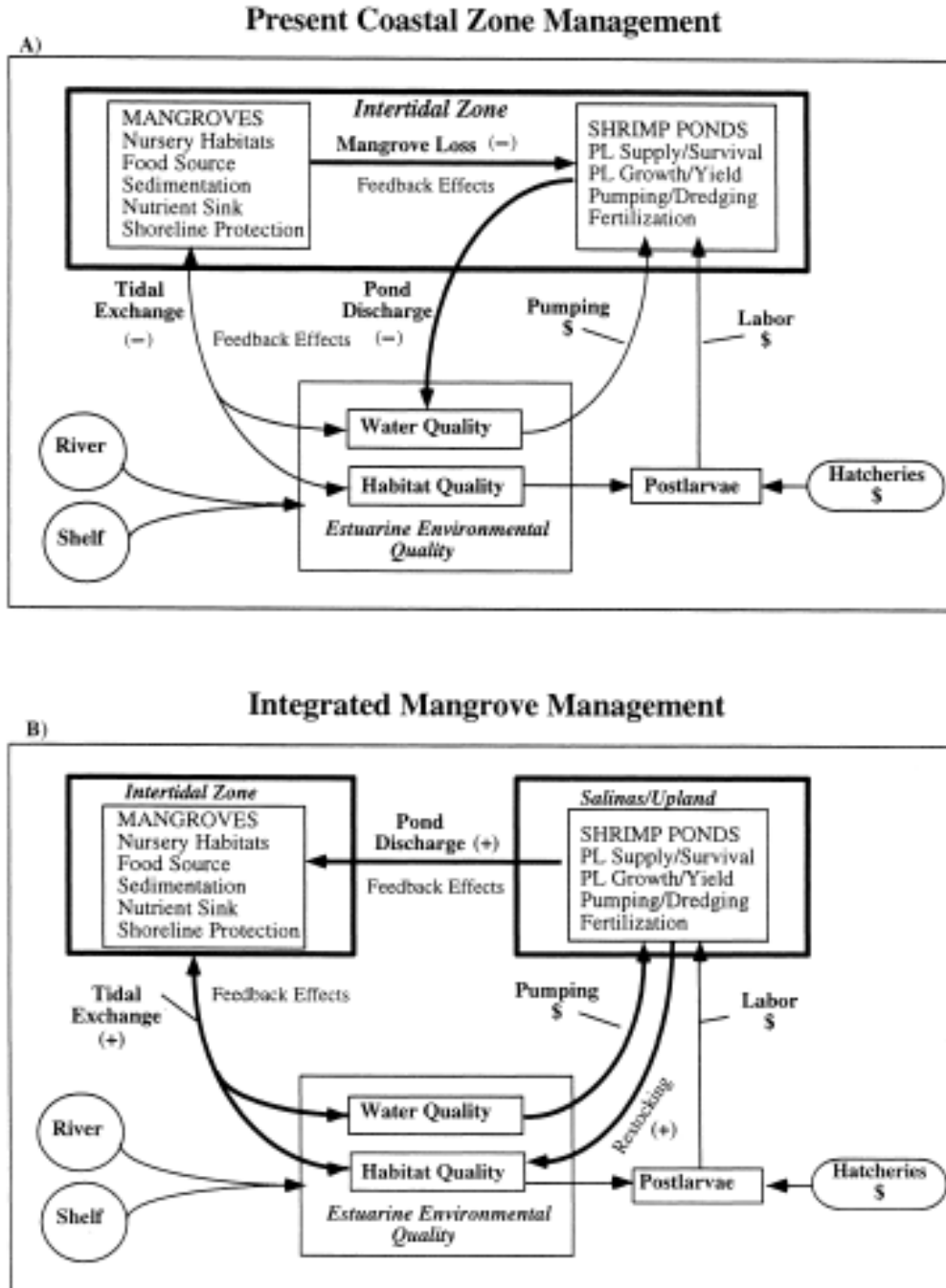


Fig. 9. Comparación de las prácticas actuales en el manejo de zonas costeras (A) con las estrategias recomendadas para el manejo integrada de los manglares (B) sobre la base de los procesos ecológicos de los manglares y su función de mantener el hábitat y la calidad del agua de la zona costera, y cómo estas funciones de apoyo a la granja de camarón industria

Agradecimientos

La financiación para la investigación de manglares en el Ecuador fue de la Agencia de EE.UU. para el Desarrollo Internacional, Programa de Cooperación Científica y Tecnológica (DPE N° de subvención-5542-G-SS-8011-00) y la Universidad de Rhode Island / AID Programa de Manejo de Recursos Costeros. El apoyo de la Universidad de la Universidad Southwestern incluye LEQSF (1988-94-GF-15) de la Junta de Regentes de la Facultad, Premios de Investigación, la Organización de Estudiantes de Posgrado y el Departamento de Biología. El apoyo de la Universidad del Sur incluye un Faculty Research Grant.

Referencias

- Aiken, D., 1990. Shrimp farming in Ecuador, an aquaculture success story. *World Aquaculture* 21, 7 - 16.
- Álvarez, A., Vásconez, B. Guerrero, L., 1989. Multi-temporal study of mangrove, shrimp farm and salt at areas in the coastal zone of Ecuador, through information provided by remote sensors. In: Olsen, S. Arriaga, L. (Eds.), *Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 141 - 146.
- Agüero, M., González, E., 1991. Una empresa millonaria. Ecuador: El boom camaronero de América Latina. *Cultivo, divisas y empleo*. *Aquanoticias Internacional* 10, 31 - 43.
- Arriaga, L., 1989. The Daule-Peripa dam project, urban development of Guayaquil and their impact on shrimp mariculture. In: Olsen, S. and Arriaga, L. (Eds.), *Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 147 - 162.
- Boyd, C.E., Fast, A.W., 1992. Pond monitoring and management In: Fast, A.W. and Lester, L.J. (Eds.), *Marine shrimp culture: Principles and practices*. Elsevier, New York, pp. 497 - 514.
- Cárdenas, W.B., 1995. Patterns of phytoplankton distribution related to physical and chemical characteristics of the Guayas river estuary, Ecuador. Unpublished master's thesis, The University of Southwestern Louisiana, Lafayette, LA.
- Cifuentes, L.A., Coffin, R.B., Solórzano, L., Cárdenas, W., Espinoza, J., Twilley, R.R., 1996. Isotopic and elemental variations of carbon and nitrogen in a mangrove estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43, 781 - 800.
- CLIRSEN 1991. Estudio multitemporal de manglares, camaroneras y areas salinas, mediante información de sensores remotos. Centro de levantamientos integrados de recursos naturales por sensores remotos. Memoria Técnica. Quito, Ecuador.
- Cloern, J.E., 1987. Turbidity as a control on phytoplankton biomass and productivity in estuaries. *Continental Shelf Research* 7, 1367 - 1381.

- Clough, B.F., Boto, K.G., Attiwill, P.M., 1983. Mangroves and sewage: a re-evaluation. In: Teas, H.J. (Ed.), *Biology and ecology of mangroves*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.
- Corredor, J.E., Morell, J.M., 1994. Nitrate depuration of secondary sewage effluents in mangrove sediments. *Estuaries* 17, 295 - 300.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neil, 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.
- Costanza, R., Farber, S.C., Maxwell, J., 1989. The valuation and management of wetland ecosystems. *Ecological Economics* 1, 335 - 361.
- Csavas, I., 1994. Important factors in the success of shrimp farming. *World Aquaculture* 25, 34 - 56.
- Cucalón, E., 1984. Temperature, salinity, and water mass distribution of Ecuador during an El Niño event in 1976. *Revista de Ciencias del Mar y Limnología* 2, 1 - 25.
- Cucalón, E. 1989. Oceanographic characteristics of the coast of Ecuador. In: Olsen, S. and Arriaga, L. (Eds.), *Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 185 - 194.
- Day, J.W., Jr., Hall, C.A.S., Kemp, W.M., Yanez-Arancibia, A., 1989. *Estuarine Ecology*. John Wiley and Sons, New York.
- Dierberg, F.E., Kiattisimkul, W., 1996. Issues, impacts, and implications of shrimp aquaculture in Thailand. *Environmental Management* 20, 649 - 666.
- Dixon, J.A., 1989. Valuation of mangroves. *Tropical Coastal Area Management* 4, 1 - 6.
- Ewel, K., Twilley, R.R., Ong, J.E., 1998. Goods and services of mangrove ecosystems. *Global Ecology and Biology Letters*, 7.
- Farber, S., Costanza, R., 1987. The economic value of wetlands systems. *Journal of Environmental Management* 24, 41 - 51.
- Gottfried, R., Wear, D., Lee, R., 1996. Institutional solutions to market failure on the landscape scale. *Ecological Economics* 18, 133 - 140.
- González, E., 1993. Determining the best uses of mangrove areas: an application of dynamic optimization to the case of shrimp mariculture in Ecuador. Unpublished master's thesis in Resource Economics. University of Rhode Island.
- Hagiwara, H., Mitsch, W.J., 1994. Ecosystem modelling of multispecies integrated aquaculture pond in South China. *Ecological Modeling* 72, 41 - 73.
- Hannon, B., Ruth, M., 1994. *Dynamic Modeling*. Springer-Verlag, New York.
- Hopkinson, C.S., Vallino, J.J., 1995. The relationship among man's activities in watersheds and estuaries: A model of runoff effects on patterns of estuarine community metabolism. *Estuaries* 18, 598 - 621.
- Jenkins, D.W., 1979. Estudio del impacto ambiental del proyecto de proposito multiple Daule-Peripa del Ecuador. Comision de Estudios para el Desarrollo de la cuenca del Río Guayas. Banco Interamericano de Desarrollo. Washington, DC.

- Jørgensen, S.E., 1994. Models as instruments for combination of ecological theory and environmental practice. *Ecological Modelling* 75 - 76, 5 - 20.
- Kjerfve, B.J., 1989. Estuarine geomorphology and physical oceanography. In: Day, Jr., J.W. Hall, C.A.S. Kemp, W.M., Yáñez-Arancibia, A. (Eds.), *Estuarine Ecology*. John Wiley and Sons, New York, pp. 47 - 78.
- Lynch, J.C., Meriwether, J.R., McKee, B.A., Vera-Herrera, F., Twilley, R.R., 1989. Recent accretion in mangrove ecosystems based on ^{137}Cs and ^{210}Pb . *Estuaries* 12, 284 - 299.
- Macnae, W., 1968. A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forests in the Indo-West-Pacific region. *Advances in Marine Biology* 6, 73 - 270.
- Mann, K.H., 1975. Relationship between morphometry and biological functioning in three coastal inlets of Nova Scotia. In: Cronin L.E. (Ed.), *Estuarine Research*, Vol. 1. Academic Press, New York, pp. 634 - 644.
- McPadden, C.A., 1985. A brief review of the Ecuadorian shrimp industry. Instituto Nacional de Pesca/Overseas Development Administration, UK.
- Miller, R.L., McPherson, B.F., 1991. Estimating estuarine flushing and residence times in Charlotte Harbor, Florida, via salt balance and a box model. *Limnology and Oceanography* 36, 602 - 612.
- Murray, S.D., Conlon, Siripong, A., Santoro, J., 1975. Circulation and salinity distribution in the Río Guayas estuary, Ecuador. In: Cronin, G.G. (Ed.), *Estuarine Research*. Academic Press, New York, pp. 345 - 363.
- Nedwell, D.B., 1975. Inorganic nitrogen metabolism in a eutrophicated tropical mangrove estuary. *Water Res.* 9, 221 - 231.
- Odum, H.T., Copeland, B.J., 1972. Functional classification of coastal ecological systems of the United States. The Geological Society of America, Inc. *Memoir* 133, 9 - 28.
- Officer, C.B., 1980. Box models revisited. In: Hamilton, P. and MacDonald, K.E. (Eds.), *Estuarine and wetland processes with emphasis on modelling*. Plenum, pp. 65- 114.
- Olsen, S., Arriaga, L., 1989. Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6.
- Pesantes, F., Perez, E., 1982. Condiciones hidrográficas, físicas y químicas en el estuario del Golfo de Guayaquil. *Revista de Ciencias del Mar y Limnología* a 1, 87 - 113.
- Repetto, R., 1992. Accounting for environmental assets. *Scientific American*, 266, 94 - 100.
- Rivera-Monroy, V.H., Day, J.W., Twilley, R.R., Vera-Herrera, F., Coronado-Molina, C., 1995a. Flux of nitrogen and sediment in a fringe mangrove forest in Terminos Lagoon, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40, 139 - 160.
- Rivera-Monroy, V.H., Twilley, R.R., Boustany, R., Day, J.W., Vera-Herrera, F., Ramírez, M., 1995b. Direct denitrification in mangrove sediments in Terminos Lagoon, Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 126, 97 - 109.

- Rivera-Monroy, V.H., Twilley, R.R., 1996. The relative role of denitrification and immobilization on the fate of inorganic nitrogen in mangrove sediments of Terminos Lagoon, Mexico. *Limnology and Oceanography* 41, 284 - 296.
- Rivera-Monroy, V.H., Torres, L.A., Bahamon, N., Newmark, F., Twilley, R. The potential use of mangrove forests as nitrogen sinks of shrimp aquaculture pond effluents: The role of denitrification. *Journal of the World Aquaculture Society*. in press.
- Robertson, A.I., Phillips, M.J., 1995. Mangroves as fillters of shrimp pond effluent: Predictions and biogeochemical research needs. *Hydrobiologia* 295, 311 - 321.
- Ross, A.H., Gurney, W.S.C., 1993. strategic simulation model of a fjord ecosystem. *Limnology and Oceanography* 38, 128 - 153.
- Snedaker, S.C., Dickinson, J.C., III, Brown, M.S., Lahmann, E.J., 1986. Shrimp pond siting and management alternatives in mangrove ecosystem in Ecuador. US Agency for International Report, Miami, FL.
- Solórzano, L., 1989. Status of coastal water quality in Ecuador. In: Olsen, S. and Arriaga, L. (Eds.), *Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 163 - 178.
- Stevenson, M.R., 1981. Seasonal variations in the Gulf of Guayaquil, a tropical estuary. *Boletín Científico y Técnico, INP* 4, 1 - 133.
- Thom, B.G., 1982. Mangrove ecology ± a geomorphological perspective. In: Clough, B.F. (Ed.), *Mangrove ecosystems in Australia* Australian National University Press, Canberra, pp. 3 - 17.
- Thom, B.G., 1984. Coastal landforms and geomorphic processes. In: Snedaker, S.C. and Snedaker, J.G. (Eds.), *The Mangrove Ecosystem: Research Methods*. Unesco, United Kingdom, pp. 3 - 17.
- Turner, R.E., 1989. Factors affecting the relative abundance of shrimp in Ecuador. In: Olsen, S., Arriaga, L. (Eds.), *Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 121 - 140.
- Twilley, R.R., 1989. Impacts of shrimp mariculture practices on the ecology of coastal ecosystems in Ecuador. In: Stephen, O., Arriaga, L. (Eds.), *Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 91 - 120.
- Twilley, R.R., 1997a. Mangrove wetlands. In: Messina, M., Connor, W. (Eds.), *Southern forested wetlands: Ecology and management*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 445 - 473.
- Twilley, R.R., 1995. Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments. In: Hall, C.A.S. (Ed.), *Maximum power: the ideas and applications of H.T. Odum*. University Press of Colorado, Niwot, CO, pp. 43 - 62.
- Twilley, R.R., 1997b. The diversity of mangrove wetlands and ecosystem management. In: Wells, S., Young, C. (special editors), *Intracoast Network*. University of Rhode Island, Coastal Resources Center, Narragansett, pp. 31 - 32.

Twilley, R.R., Boderó, A., Robadue, D., 1993. Mangrove ecosystem biodiversity and conservation in Ecuador. In: Potter, C.S., Cohen, J.I., Janczewski, D. (Eds.), Perspectives on biodiversity: case studies of genetic resource conservation and development. AAAS Press, Washington, DC, pp. 105 - 127.

Twilley, RR, Snedaker, Yáñez-Arancibia, A., Medina, E., 1996. Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: perspectives from mangrove ecosystems. In: Mooney, H., Cushman, H., Medina, E. (Eds.), Biodiversity and ecosystem functions: a global perspective. John Wiley and Sons, New York, pp. 327 - 370..

Twilley, RR, Pozo, M., GARCÍA A, VH, Rivera-Monroy, VH, Zambrano, R., Boderó, A., 1997. Litter dynamics in riverine man-grove forests in the Guayas River estuary, Ecuador. *Oecologia* 111, 109 - 122.

Wang, J.K., 1990. Managing shrimp pond water to reduce discharge problems. *Aquaculture Engineering* 9, 61 - 73.

Welsh, B.L., Whitlatch, R.B., Bohlen, W.F., 1982. Relationship between physical characteristics and organic carbon sources as a basis for comparing estuaries in southern New England. In: Kennedy, V.S. (Ed.), *Estuarine comparisons*. Academic Press, NY, pp. 53 - 67.

Zimmerman, R., Minello, T.J. 1986. Recruitment and distribution of postlarval and early juvenile penaeid shrimp in a large mangrove estuary in the Gulf of Guayaquil during 1985. In: Olsen, S., Arriaga, L. (Eds.), *Establishing a sustainable shrimp mariculture industry in Ecuador*. University of Rhode Island, Technical Report Series TR-E-6, pp. 233 - 245.

UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ
Comisión de Doctorado

La presente Tesis de Don/Doña Mariano de Jesús
Montaño Armijos ha sido
registrada al Folio 00066 con el n.º 788 del
Registro de Entrada correspondiente.

El día, a 10 de diciembre de 2010
El Encargado del Registro,

Cristina...


Miguel Hernandez
VICERRECTORADO DE ORDENACIÓN
ACADÉMICA Y ESTUDIOS
COMISIÓN DE DOCTORADO