



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

CONTAMINACION E IMPACTO AMBIENTAL
EN BAHIA DE NIPE, CUBA:
RECOMENDACIONES PARA SU MANEJO.

TESIS

Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Uso, manejo y preservación de los recursos naturales
(Orientación en Ecología)

P r e s e n t a

Gustavo Arencibia Carballo.

La Paz, B.C.S., Diciembre del 2005

COMITÉ TUTORIAL.

Dr. Alfredo Ortega Rubio, Director de tesis

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dra. Susan Camille Marie Gardner

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dr. Luis Felipe Beltrán Morales

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

COMITÉ REVISOR DE TESIS

Dr. Alfredo Ortega Rubio, Director de tesis

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dra. Susan Camille Marie Gardner

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dr. Luis Felipe Beltrán Morales

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

JURADO DE EXAMEN DE GRADO

Dr. Alfredo Ortega Rubio

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dra. Lía Celina Méndez Rodríguez

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dra. Susan Camille Marie Gardner

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dr. Luis Felipe Beltrán Morales

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dr. Daniel Bernardo Lluch Cota

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Dr. Renato Arturo Mendoza Salgado, Suplente

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Agradecimientos

Se agradece al director de tesis Dr. Alfredo Ortega Rubio la discusión y aportes realizados al presente documento, así como su consideración demostrada durante todo el tiempo.

De igual forma a la Dra. Susan C. Marie Gardner y Dra. Lía C. Rodríguez Méndez, quienes supieron conducirme con aceptados señalamientos hacia el conocimiento en el tratamiento de las materias.

Nuestro agradecimiento a los doctores Daniel B. Lluch Cota y Luis Felipe Beltrán Morales por la comprensión en las consultas realizadas y enfoques sugeridos.

Al Dr. Mario Martínez y al Dr. Sergio Hernández por el apoyo incondicional que siempre han demostrado con palabras y hechos por cada uno de los becarios cubanos.

A esta prestigiosa institución que es el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), al CONACYT y al Centro de Investigaciones Pesqueras de Cuba por su incondicionales voluntades para la realización de este doctorado.

Agradezco de manera especial el apoyo de la Dirección de Postgrado y todo su personal por la colaboración otorgada en todo instante de nuestros estudios doctorales.

También a mis amigos M. C. Norberto Capetillo Pinar y M. C. Iván Ernesto Pérez Santos la confianza y fuerza.

A los doctores Carlos Lechuga y Renato Arturo Mendoza Salgado por sus apoyos y recomendaciones.

A la Doctora Minerva Maldonado, por su amistad probada y sus colaboraciones para con el desarrollo de mis publicaciones.

Agradecemos asimismo a la Lic. Ana María Talamantes y al Ing. Gil Ezequiel Ceseña Beltrán que me ayudaron en problemas técnicos de la tesis.

A los habitantes del poblado de Preston junto a la Bahía de Nipe por su importante y desinteresada contribución en cada paso de los estudios de campo y suministro de información.

A todos mis amigos y seres queridos, por que este resultado no sea solo el mío, sino un resultado compartido.

TABLA DE CONTENIDO

Resumen

Capítulo I

I .1 Introducción.....	1
I .2 Antecedentes.....	2
I .3 Justificación.....	3
I .4 Hipótesis.....	3
I .5 Objetivo general.....	4
I .6 Objetivos específicos.....	4

Capítulo II

II .1 Área de estudio.....	5
II .2 .1 Clima de la región.....	6
II .2 .2 Ecosistemas de la cuenca.....	9
II .3 Métodos de muestreo.....	11
II .4 Análisis químicos.....	14
II .5 Información pesqueras	17

Capítulos III

III .1 Resultados.....	18
III .2 Inventario de fuentes contaminantes	18
III .3 Metales pesados	19
III .4 Plaguicidas.....	28
III .5 Optimización de estaciones	31
III .6 Pesquerías	32

Capítulos IV

IV .1 Discusión.....	33
IV .2 Inventario.....	33
IV .3 Metales pesados.....	38
IV .4 Plaguicidas.....	43
IV .5 Optimización de estaciones	46
IV .6 Efectos sobre las pesquerías	50

Capítulos V

V .1 Conclusiones.....	60
V .2 Recomendaciones	62

Capítulos V

VI .1 Referencias.....	63
Anexos	74

Anexos

Anexo I Localizaciones de red de estaciones general.

Anexo II Localización de las nuevas estaciones propuestas.

Anexo III Artículo: **(publicado)**

Organochlorine insecticide residues in Nipe Bay, Cuba. G. Arencibia, L. Orta-Arrazcaeta, N. Capetillo-Pinar, I. Pérez, R. Hernández, S. C. Gardner & A. Ortega-Rubio. *Revista Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*. 75, 304-307.

Anexo IV Artículo: **(sometido)**

Structure of meiofaunal communities in relation to heavy metal pollution in Nipe Bay, Cuba", to *Hydrobiologia*. Gustavo Arencibia; Norberto Capetillo; Maickel Armenteros; Iván Pérez; Gaspar Gonzalez. *HYDROBIOLOGIA*.

Anexo VI Artículo:

Fuentes Contaminantes de la Bahía de Nipe, Cuba. Gustavo Arencibia Carballo, M. Isla, N. Capetillo Piñar, I. Almira & D. Castillo. *fopcana* 1(2): 42 – 50. 2002.

Anexo VII Artículo:

Catálogo de los Bryozoos (ECTOPROCTA) marinos recientes de Cuba. N. Capetillo Piñar, E. Gómez Aguilera, I. Pérez Santos, M. Isla Molleda & G. Arencibia Carballo. *fopcana* 1(2): 12 – 22. 2002.

Anexo VIII Artículo:

Aplicación de la Fusión de imágenes de satélites y aéreas en la delimitación espacial del ecosistema de manglares de Bahía de Nipe. I. Alfonso Santiesteban, G. Arencibia Carballo y A. Ortega-Rubio. Sometido en la revista de *Biología Marina y Oceanografía*. Chile.

LISTA DE TABLAS Y FIGURAS.

Figura 1. Ubicación geográfica de la Bahía de Nipe.....	5
Figura 2. Temperatura media del aire.....	6
Figura 3. Precipitación media de la región por meses (mm).....	7
Figura 4. Humedad relativa.....	8
Figura 5. Frecuencia y probabilidades (%), de entradas de eventos ciclónicos.....	9
Figura 6. Red general de estaciones empleadas en la bahía.....	11
Figura 7. Red de muestreo para las muestras de metales pesados en sedimentos.....	12
Figura 8. Ubicación de los poblados y las fuentes de contaminación a la bahía.....	13
Figura 9. Red de muestreo para las muestras de plaguicidas en sedimentos.....	15
Figura 10. Mapa de distribución de Ba en los sedimentos superficiales de la Bahía de Nipe.....	23
Figura 11. Mapa de distribución de Cr en los sedimentos superficiales.....	24
Figura 12. Mapa de distribución de Co en los sedimentos superficiales.....	24
Figura 13. Mapa de distribución de Cu en los sedimentos superficiales.....	25
Figura 14. Mapa de distribución de Mn en los sedimentos superficiales.....	25
Figura 15. Mapa de distribución de Ni en los sedimentos superficiales.....	26
Figura 16. Mapa de distribución de Zn en los sedimentos superficiales.....	26
Figura 17. Mapa de distribución de Al en los sedimentos superficiales.....	27
Figura 18. Mapa de distribución de Fe en los sedimentos superficiales.....	27
Figura 19. Mapa de las estaciones donde se encontró DDT.....	29

Figura 20. Resultados del análisis de cluster.....	48
Figura 21. Grupo de estaciones según el análisis de cluster.....	49
Figura 22. Nueva red de estaciones propuestas.	49
Figura 23. Anomalías de las capturas totales para la Bahía de Nipe.....	51

Tablas

Tabla 1. Resultados del análisis de recobrado obtenido en la determinación de insecticidas.....	16
Tabla 2. Comparación de los valores de DQO de la Bahía de Nipe y Bahía de Cárdenas.....	18
Tabla 3. Concentración de metales pesados en sedimentos superficial de la Bahía de Nipe.....	19
Tabla 4. Valores medios, desviación estándar y rangos para los elementos muestreados. Valores mínimos y máximo según estación. Todos los valores en $\mu\text{g/g}$, excepto Al y Fe que se expresan en %.....	20
Tabla 5. Valores de metales en sedimento superficial por estación, normalizados con relación al Al.....	21
Tabla 6. Resultados de la aplicación del Índice de Geoacumulación (Igeo).....	22
Tabla 7. Residuos de insecticidas organoclorados en muestras de sedimento provenientes de la Bahía de Nipe.....	28
Tabla 8. Comparación de los resultados de Cu, Mn y Ni en sedimentos, con las muestras de 1993, para la estación 20.....	39

Tabla 9. Comparación de resultados con algunas bahías contaminadas. Todos los valores en $\mu\text{g/g}$, excepto Al y Fe que se expresan en %.....	40
Tabla 10. Clasificación del grado de intensidad de la contaminación según el Igeo (Muller, 1979).....	42
Tabla 11. Rendimientos del recurso escama para el período de 1984 al 1993.....	52
Tabla 12. Resultados de la aplicación de la matriz de DAFO.....	53

Resumen

Con sus 220 km² la región geográfica de Bahía de Nipe es el mayor acuatorio en su tipo en Cuba, donde se encuentran representaciones de diversos ecosistemas a lo largo de sus costas. Los asentamientos humanos y sus múltiples actividades productivas de importancia y magnitud, le dan a esta bahía relevancia como recurso natural que sustenta usos estratégicos para el país.

En la Bahía de Nipe, se desarrollan intensas actividades productivas tales como la pesquera, el acarreo de petróleo en su desembocadura, actividades industriales pequeñas, un central azucarero y una central termoeléctrica en sus costas. Además, la región es una zona de explotación minera que se ha visto influida por esta actividad económica en mayor o menor grado.

Los estudios realizados en este trabajo a partir de 1999 hasta el 2005 sobre metales pesados, pesticidas, calidad de agua y fauna bentónica, describen y analizan las interacciones que existen entre la contaminación y la calidad de agua de la bahía con el complejo conjunto de usos de la misma, por los asentamientos humanos y sus recursos naturales.

Se presentan los resultados de metales pesados en sedimentos superficiales de la Bahía. Los elementos determinados fueron Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Al y Fe. La secuencia de concentración encontrada de los elementos estudiados es Cd < Pb < Ba < Cu < Co < Cr < Zn < Ni < Mn < Al < Fe. Se emplea el Índice de Geoacumulación (Igeo) en los análisis de los resultados. La discusión de los resultados permite concluir que la Bahía de Nipe es una bahía impactada antrópicamente por metales pesados, destacándose el Ba con un alto Igeo que denota un enriquecimiento por un factor antropogénico.

En cuanto a la estructura comunitaria del meiobentos de la bahía, se encuentra determinada muy fuertemente por la distribución de los biotopos y por el nivel de contaminación que esta presenta, ya que esta comunidad está influida por la contaminación, lo cual permitió definir otros puntos de referencias para la optimización de la red de muestreo.

Se presenta asimismo resultados alcanzados de la determinación en sedimento superficial de la bahía de las sustancias Hexaclorobenceno (HCB), Lindano, Aldrin, DDE, α -endosulfan, dieldrin, DDD, DDT, α -endosulfan y endosulfan sulfato, cuyos resultados dieron negativo para todos los compuestos excepto para DDE. Se encontró presencia de DDE con un valor promedio de 0.016 mg/kg en 4 de las 10 estaciones estudiadas. Se emplean una serie de criterios que dan sustento para la recomendación de una nueva red de estaciones. Los análisis de los estudios de metales pesados, pesticidas y del bentos realizado en la bahía, permiten proponer acciones de manejo para evitar el incremento de la contaminación en la bahía y sus efectos sobre las pesquerías; la mitigación de los impactos ya efectuados y la restauración ecológica de las zonas más contaminadas.

Palabras claves: contaminación, metales pesados, plaguicidas, fuentes contaminantes, pesquerías.

Abstract

With its 220 km² the geographic region of Nipe Bay is greater the aquatory one in its type in Cuba, where there are representations of diverse ecosystems throughout its coasts. The populations and their multiple productive activities of importance and magnitude, give to this bay relevance as a natural resource that sustains strategic uses for the country. In the Nipe Bay, intense productive activities they are developed such as the petroleum fisheries, petroleum transport, some industries, a sugar production facility and a thermoelectrical power station song its coasts. In addition, the region is a zone of mining operation that has been influenced by this economic activity in greater or smaller degree. The studies made in this work as of 1999 until the 2005 on heavy, pesticides, heavy metals, water quality and meiofaunal communities, demonstrate the interactions that exist between contamination and water quality of the bay with the complex set of uses of the same, by the populations and their natural resources. The heavy metal results in superficial sediment of the Bay are presented. The elements determined were Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, To and Fe. The sequence of concentration found of the studied elements was $Pb < Cd < Ba < Cu < Co < Zn < Ni < Cr < Mn < Al < Fe$. The Index of Geoacumulación (Igeo) in the analyses of the results was used. The discussion of the results concludes that the Nipe Bay is a bay impacted hit anthropogenically by heavy metals, standing out the Ba with a high Igeo that denotes an enrichment by an anthropogenic factor. As far as the community structure of the meiobenthos of the bay, is strongly determined by the distribution of the biotopes, but that by the contamination level that this presents, although this community this influenced by this contamination, which allowed to define other a points for the optimization of the sampling network. One also appears results reached of the superficial

sediment determination of the bay of the Hexachlorobenceno substances (HCB), Lindan, Aldrin, DDE, α -endosulphan, dieldrin, DDD, DDT, β -endosulphan and endosulphan sulphate, whose results below detection limits gave negative for all compounds except for DDE.

DDE was present with a value average of 0.016 mg/kg in 4 of the 10 studied stations. A series of criteria was used that give sustenance for the recommendation of a new network of stations. The analyses of the heavy metals, pesticides metal studies and of the benthos made in the bay, allow to propose a management program to avoid the increase of the contamination in the bay and its effects on fisheries; the mitigation of the impacts already occurred and the ecological restoration of the contaminated zones.

Keywords: pollution, heavy metals, plaguicides, sources pollution, fisheries.

CAPÍTULO I

I. 1. Introducción

Los sedimentos superficiales marinos constituyen una magnífica matriz para poder conocer el estado ambiental de los ecosistemas acuáticos y la literatura desde hace años refleja una tendencia hacia este tipo de estudio (Forstner and Wittman, 1981; García *et al.*, 1992; González *et al.*, 1997).

En la región del Caribe y Centro América son varios los autores que reportan estudios de metales pesados (Gallo y Campos, 1997; Espinosa *et al.*, 1999; Méndez *et al.*, 2002) y en particular en Cuba en las últimas décadas se encuentran también los autores dedicados a estos estudios en sedimentos marinos (González, 1991; Martínez y García, 1998; Arencibia *et al.*, 1988).

De igual manera los contaminantes orgánicos persistentes (COP) revisten particular interés por el daño que ocasionan a los recursos naturales (Olea y Fernández, 2001).

Entre los COP se encuentran los plaguicidas como el DDT, el dieldrin y otros (Ritter *et al.*, 1995), los cuales han sido compuestos de amplio uso en la agricultura y que pueden presentar una persistencia notable debido a su fácil fijación en el ambiente.

En Cuba al igual que otros países del Caribe se han realizado numerosos estudios de plaguicidas en el medio natural tanto en estudios terrestres (Dierksmeier, 2001) como marinos, todo lo cual ha permitido una adecuada valoración y control para la protección adecuada de los recursos.

En la Bahía de Nipe se han realizado estudios sobre otros aspectos de su estado ambiental (Arencibia *et al.*, 2002; Martín *et al.*, 2002, Vega 2000, Romero y Suárez, 1993,

Romero y Suárez, 1985, Suárez *et al.*, 1985, UNICON, 1977), pero no se conocen estudios anteriores en la determinación de plaguicidas en sus aguas o sedimentos.

En cuanto a la pesca es sabido que son muchos los factores que inciden en su éxito como los ambientales y incluso aspectos sociales se deben de tener muy en cuenta desde un enfoque eco sistémico para lograr integraciones validas para un desarrollo sustentable de la región (Arellano, 2002; Ochoa *et al.*, 2001, Hondares y Giménez, 1993-1994; Hondares y Giménez, 1993-1994a; Muñoz *et al.*, 1993), no obstante se estima que lo ambiental y lo económico pueden ofrecer lógicas interpretaciones.

I. 2. Antecedentes

Los estudios de manejo integrado de cuencas y zonas costeras, son abundantes en la literatura, sobre todo los referidos a los problemas que se originan en la zona costera, que son en su mayoría aportes de los ríos que llegan a sus costas y se ha valorado para América Latina que esta causa es el 80 % del responsabilidad del fenómeno de la contaminación costera (CEPAL, 2002).

En cuba la preocupación del estado sobre el medio ambiente queda plasmada en su ley 81 (GACETA OFICIAL DE LA REPUBLICA DE CUBA, 1997), donde se dan la base jurídica para la estrategia y gestión ambiental para todos los ambientes naturales incluida los marinos. Considerando que la demanda de agua es cada vez un problema más acuciante para las poblaciones, o cual puede traer graves efectos económicos, sociales, culturales y ambientales sobre las zonas desde las cuales el recurso se transfiere (CEPAL, 2002), se convierte en un desafío el evaluar las fuentes de uso de agua desde el hogar hasta las industrias, forma de poder recomendar manejos de uso.

I. 3. Justificación

El manejo integrado de la zona costera es una disciplina de relativamente poco desarrollo en Cuba, pero su necesidad constituye una prioridad de nuestro gobierno, por cuanto el manejo científico, por la comunidad y gubernamental de las regiones costeras, es vital para lograr los procesos sustentables tan necesarios. Partiendo de la base de información ambiental, se da una base para recomendar los manejos costeros indispensables en busca del manejo integral, que es solo concebible desde una orbita gubernamental, a niveles locales, provinciales o de estados, por lo cual delimitar los niveles de contaminación de compuestos como metales pesados y plaguicidas así como la calidad de las aguas y los bentos, establecerá un paso imprescindible. Partiendo de un proyecto comunitario y de investigación en la Bahía de Nipe, zona oriental de Cuba se estableció un programa para el estudio de la línea base ambiental del acuatorio y de su relación con las pesquerías por el colapso de mismas en las últimas dos décadas.

Por otra parte es necesario un enfoque ecosistémico para poder recomendar acciones de manejo que en definitiva tendrían por objetivo lograr el desarrollo sustentable de la cuenca hidrográfica que es Bahía de Nipe y los aspectos de contaminación son un eslabón básico en esta triada.

I. 4. Hipótesis

Considerando la extensión e importancia de la Bahía de Nipe, se propone que la misma se encuentra impactada tanto por metales pesados y por plaguicidas por lo que, se estima que se pueden identificar los aspectos de contaminación y factores ambientales, que

propicien los procesos para un mejor manejo de la región y conocer si son los contaminantes los que han propiciado la disminución de la pesquerías como recurso.

I. 5. Objetivo General

- Establecer las líneas bases del conocimiento ambiental de importancia específica, con énfasis en lo referente a distribución y niveles de contaminación, como bases para un manejo del ecosistema Bahía de Nipe.

I. 6. Objetivos específicos

- Establecer el inventario de fuentes contaminantes en la Bahía de Nipe.
- Determinar la distribución y nivel de contaminación por metales pesados en los sedimentos de la bahía.
- Determinar la distribución y nivel de contaminación por plaguicidas en los sedimentos de la bahía.
- Determinar el efecto de los contaminantes en la distribución y abundancia del meiobentos en la bahía.
- Calcular el área de manglares como fuente de materia orgánica sobre el ecosistema de la bahía.
- Establecer las tendencias de las pesquerías en la Bahía de Nipe, por efecto del esfuerzo de captura y del nivel de contaminación.
- Dar recomendaciones para monitorear y mitigar la contaminación de la Bahía.

CAPÍTULO II

II. 1. Área de estudio.

La Bahía de Nipe está ubicada en la costa Nororiental del Archipiélago Cubano (Figura 1), provincia de Holguín, con 20°50' de latitud norte y 75°40' de longitud oeste. Es considerada una importante bahía de bolsa por sus dimensiones (220 Km²) y profundidades que oscilan entre 9 y 25 metros, en su canal de entrada presenta profundidades de hasta 70 m, (Beltrán y Palacios, 1993). Se ha calculado para este acuatorio un volumen de agua de 1700 millones m³ que se recambia en un tiempo estimado de 12.5 días promedio, para una tasa media diaria de recambio del 10% (UNICON, 1977).

Los ríos que descargan a la bahía no son caudalosos y entre los principales tenemos: Mayarí, Juan Vicente, Cajimaya, Tacajó y Nipe. La línea de costa es muy accidentada y da lugar a múltiples ensenadas.



Figura 1. Ubicación geográfica de la Bahía de Nipe.

II.1.1 Clima de la región.

La región presenta una temperatura media mensual del aire con una amplitud de 4.3° C, fluctuando entre los 23.1° C y los 28° C, con una temperatura media anual de 26° C. A partir del mes de abril comienza la elevación de la temperatura debido al incremento de la radiación solar en la zona, a partir del mes de marzo, teniendo su máximo entre junio y septiembre (Figura 2).

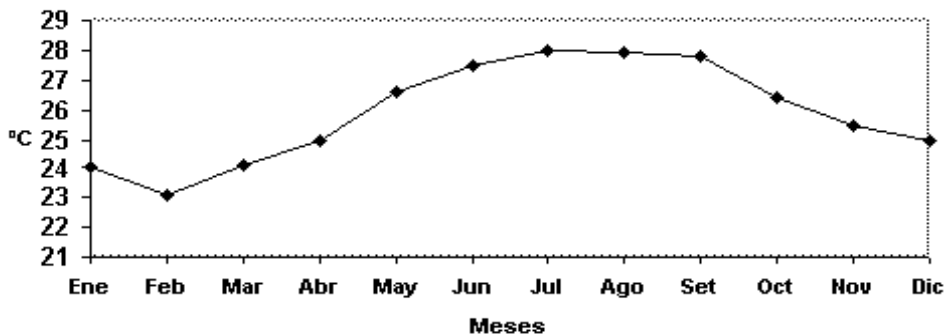


Figura 2. Temperatura media del aire.

Este máximo presenta alta variabilidad en cuanto al mes, señalado, pues se encuentra condicionado por la nubosidad que a su vez esta relacionada con las precipitaciones, por lo que la temperatura máxima media, llega a alcanzar los 32°C (García *et al.*, 1990).

La temperatura mínima media presenta sus menores valores entre los meses de diciembre y febrero con 18.6° C en este último mes. Este comportamiento térmico esta asociado con la disminución de la radiación solar y con la presencia de la masa de aire frío

que precede a los Frentes Fríos usuales en esta región de Cuba (García, Piñeiro y Hondares, 1992).

Las precipitaciones medias mensuales de la región presentan un máximo lluvioso bien definido en los meses de octubre y noviembre. En el resto del año con excepción del mes de mayo la lluvia total no alcanza los 100 mm. Este patrón de lluvias es el usual de las regiones llanas y próximas a la costa de la parte oriental del país (Figura 3).

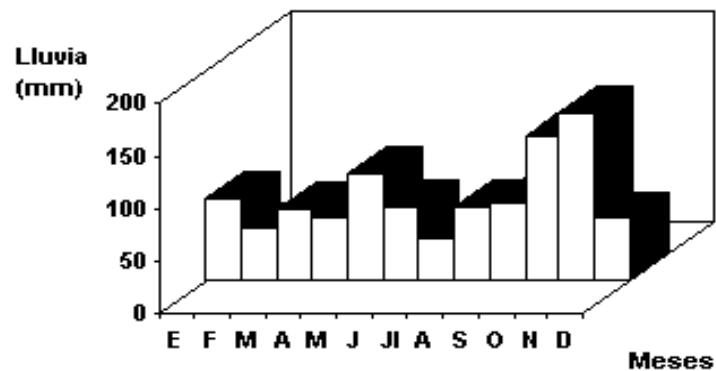


Fig. 3 Precipitación media de la región por meses (mm).

La lluvia total media mensual es de 81.5 mm lo que indica un clima relativamente seco (Moreno y González, 1977).

La humedad relativa presenta valores elevados durante todo el año que fluctúan entre el 78 y el 85%, directamente relacionada con la influencia marina (Figura 4).

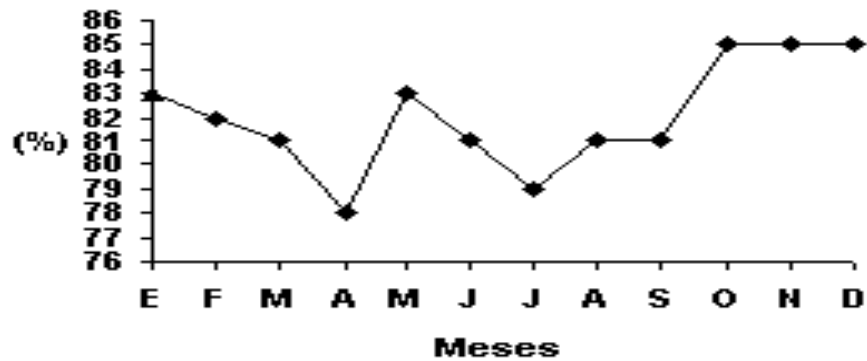


Figura 4. Humedad relativa promedio.

Los valores de humedad relativa se mantienen sobre el 80%, salvo en los meses de abril y julio en que son menores, con el promedio anual de 82% (Piñeiro y Betanzos, 1995).

En cuanto a los Eventos Meteorológicos Extremos: Frentes Fríos. El número de Frentes Fríos que arriban a esta parte Nororiental del país es de un 58% del total que afecta a la región occidental. El período comprendido entre diciembre y marzo es el que presenta la mayor frecuencia en la llegada de los Frentes a la región, siendo de 2 para cada mes (García *et al.*, 1990).

La estadística de 70 años utilizada señala que la llegada del primer Frentes Frío en cada temporada tiene grandes probabilidades de diferir con la región occidental, donde el primero de ellos usualmente arriba entre el 15 de octubre y el 10 de noviembre (Piñeiro y Betanzos, 1995).

Para la región en que se encuentra ubicada la bahía el período de peligro por entrada de ciclones se encuentra entre los meses de septiembre y noviembre siendo el más peligroso el mes de octubre (Figura 5).



Figura 5. Frecuencia y probabilidades (%), de entradas de eventos ciclónicos.

Según la observación de las estadísticas de 50 años (1919-1969), se puede ver una frecuencia máxima de 3 incidencias en el período para un 42 % de probabilidad o sea 3 organismos han afectado la región en el período señalado, (Moreno y González, 1977).

I I. 2. 3. Ecosistemas de la cuenca.

Los ecosistemas costeros de la cuenca, cuenta están dados por la naturaleza de sus costas, las que de manera general se caracterizan por ser acumulativas y abrasivas cársicas, también llamadas costas rocosas las que pueden ser bajas o altas.

Las acumulativas se localiza principalmente en su costa Sur, sitio donde se ubican y desembocan los ríos: Mayarí, principal portador de agua dulce y materiales en suspensión a la bahía, con un gasto aproximado de 12.18 m³/s y un aporte anual de cerca de 1.6x10⁵ t de

material suspendido, el Nipe con 4.98 m³/s y el Tacajó con 4.34 m³/s, los que arrastran aproximadamente la misma cantidad de material en suspensión que el Mayarí (Martín *et al.*, 2002). Por otra parte vierten sus aguas a la bahía los arroyos: Centeno, Juan Vicente, Cajimaya y Serones con un gasto de agua de 0.33, 0.19, 0.09 y 0.06 m³/s respectivamente. El escurrimiento superficial de la región fluctúa entre 5 y 10 L/s Km², el que durante el período lluvioso aumenta el aporte de agua a la bahía, así como el volumen de sedimentos y material en suspensión (Piñeiro *et al.*, 1995), originado así a la llanura biogénicas cenagosa, con esteros y deltaica en la que se desarrolla el ecosistema de manglar.

Las abrasivas cársicas se localizan fundamentalmente en la costa N de la bahía, lugar donde se ubica la Península El Ramón. Esta zona presenta un relieve conformado por una estructura de pequeños bloques de rocas carbonatadas, cuya altura máxima del territorio no rebasa los 74 metros. De manera general se presenta una alternancia de playas y franjas de diente de perro de 10-20 m de ancho por su sector N y por la costa S, la que se caracteriza con un régimen más tranquilo de las aguas y bajas profundidades, está sometida a intensos procesos de acumulación, desarrollándose extensas áreas pantanosas cubiertas por manglares que se concentra hacia las entradas de mar zonificados a veces por las especies representativas *Rhizophora mangle*, *Avicenia germinans*, *Conocarpus erecta* y *Laguncularia racemosa*.

La bahía se caracteriza por presentar un alto porcentaje de fondos fangosos y también fases intermedias: fango-arenosos y areno-fangosos, con poca vegetación, la cual en algunos sectores está totalmente ausente.

II. 3. Métodos de muestreo.

Se diseñó una red de muestreo general (Figura 6, Anexo I) sobre la bases de diversos criterios investigación (Alcolado, 2002; Rogers, 1994) y opiniones de expertos, en la cual fueron tomadas las muestras según el aspecto a considerar, midiéndose diferentes variables, lo cual facilitó la interrelación de los resultados obtenidos en cada una de las especialidades.

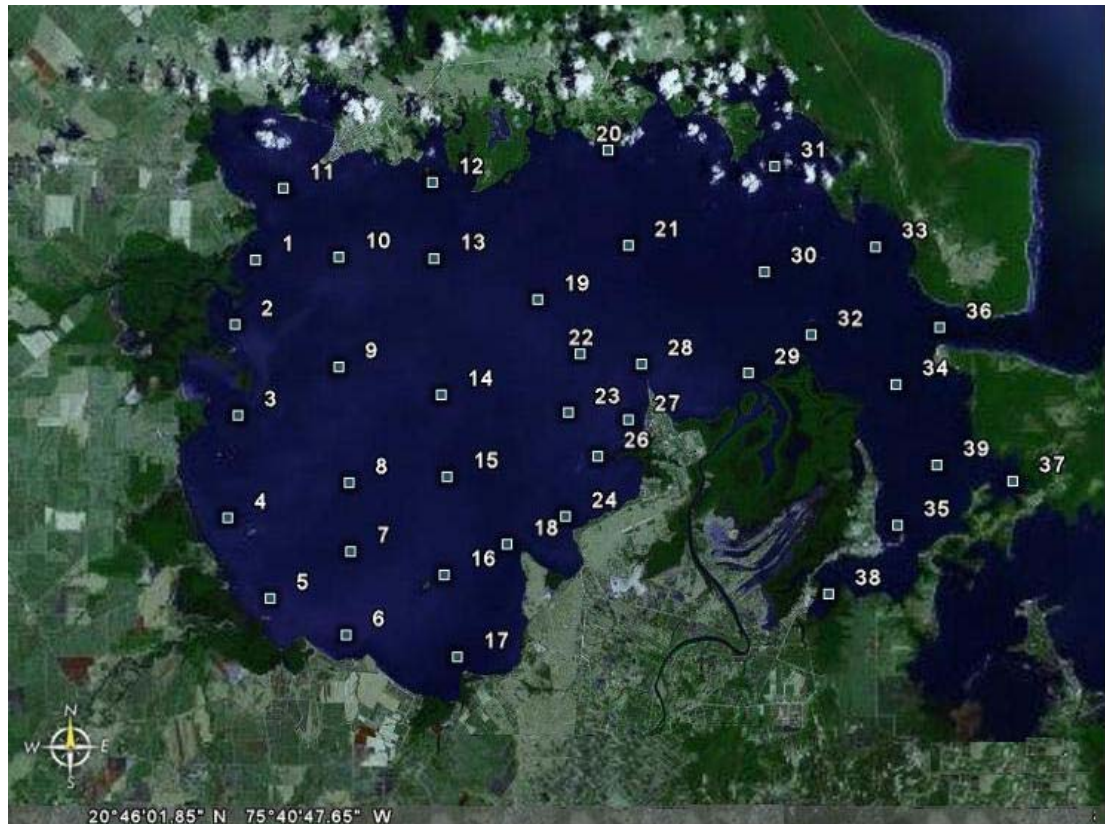


Figura 6. Red general de estaciones empleada en la bahía.

Los resultados discutidos en relación a metales pesados son resultados de la campaña de muestreo del 20 al 23 de enero de 1999.

Se tomaron 20 muestras simples de sedimentos superficiales de cada punto de muestreo y cada muestra húmeda colectadas según la red para análisis de metales pesados (Figura 7).

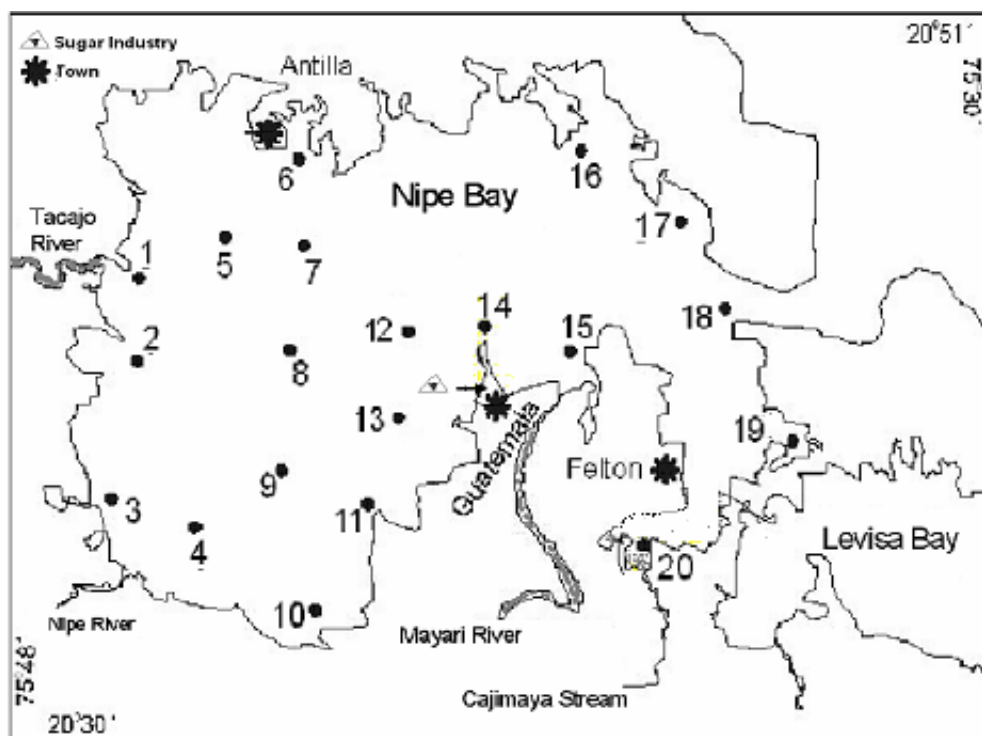


Figura 7. Red de muestreo para las muestras de metales pesados.

Se calculó el promedio y la desviación estándar de cada uno de los elementos estudiados.

Además se emplea el Índice de Geoacumulación (Müller, 1979), definido como:

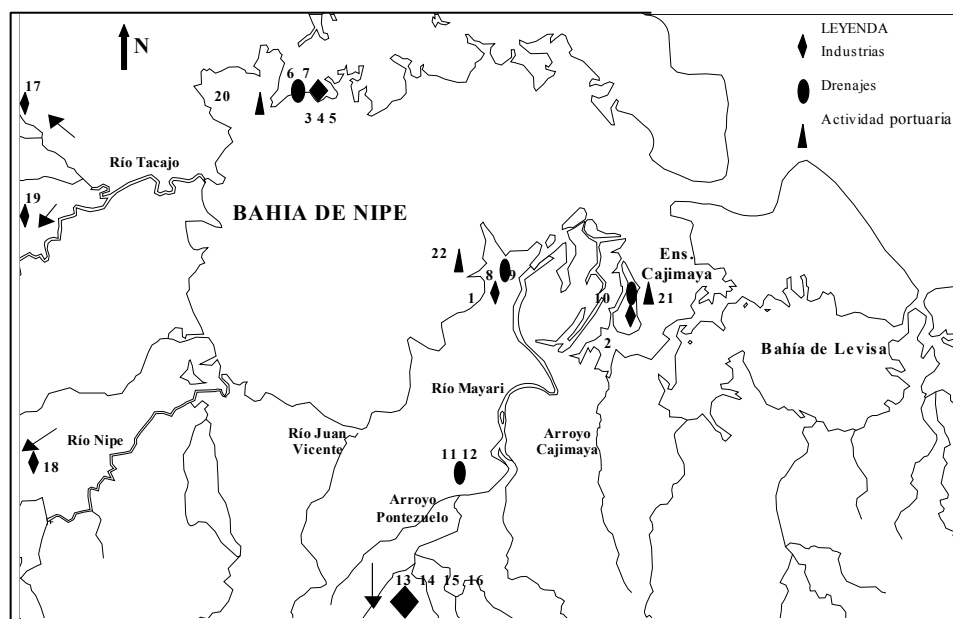
$$I_{geo} = \log ([M]_i / (1.5([M]_r))$$

donde:

$[M]_i$ y $[M]_r$ son la concentración del metal en el área objeto de estudio y la media del elemento en cuestión en la matriz terrestre respectivamente, empleando como valores

en la corteza terrestre lo reportado de Ba (250 mg/kg), Cr(200 mg/kg), Co(23 mg/kg), Cu(70 mg/kg), Mn(1000 mg/kg), Ni(80 mg/kg) y Zn (132 mg/kg), según la tabla de Mason (1993),

La Figura 8 muestra la ubicación de los poblados y las fuentes contaminantes en relación a la bahía.



* las flechas indican hacia donde están las fuentes 18 y 19

Leyenda:

1	Matadero de reses (Guatemala)	9	Drenaje Guatemala	16	Despulpadora Arroyo Seco
2	Termoeléctrica Felton "Lidio R. Pérez"	10	Drenaje Felton	17	CAI "Fernando de Dios"
3	Molinos de Trigo (Antilla)	11	Hospital "Mártires de Mayari"	18	CAI "Loynaz Hechevarría"
4	Terminal 621 CUPET (Antilla)	12	Drenaje Mayari	19	CAI "Ramón López Peña"
5	Taller FC Antilla	13	Despulpadora Calunga	20	Puerto Antilla
6	Hospital de Antilla	14	Despulpadora La Guira	21	Puerto de Felton
7	Drenajes Antilla	15	Despulpadora Pinares	22	Muelle Cooperativa pesca
8	Hospital de Guatemala				

Figura 8. Ubicación de los poblados y las fuentes de contaminación a la bahía.

II. 4. Análisis químicos.

Cada muestra húmeda colectadas, según red de estaciones de la figura 7, para el análisis de metales pesados, fueron secados por liofilización y tamizados con tamiz plástico. A 2.0 g de la fracción <63 μm obtenida, se le realizó una digestión fuerte con ácidos concentrados HNO_3/HCl (Mc. Know, 1978) y enrase a un volumen final de 50 ml con HNO_3 al 1 %.

Para el procesamiento de los mapas de distribución de metales en sedimentos se empleo el método de Krigin (Ripley, 1981; Isaaks and Srisvastava, 1989), que es un método exacto para la interpolación zonal (Moral, 2003; Moral, 2004), el cual pondera los valores absolutos de cada punto de la muestreo según las distancias entre el puntos muestreados y a interpolar. El procedimiento de Kriging estima esta dependencia sobre el semi varianza, que toma diversos valores según la distancia entre los puntos geográfico. La función que relaciona semivarianza con la distancia se llama semivariograma y demuestra la variación en la correlación entre los datos, según distancia.

En cuanto al análisis de plaguicidas, se tomaron muestras simples de sedimentos superficiales de cada punto de muestreo (Figura 9) y cada muestra húmeda colectadas fueron colocadas en frascos de vidrio tratados para su traslado al laboratorio del Instituto de Investigaciones de Sanidad Vegetal (INISAV) donde fueron procesadas las muestras.

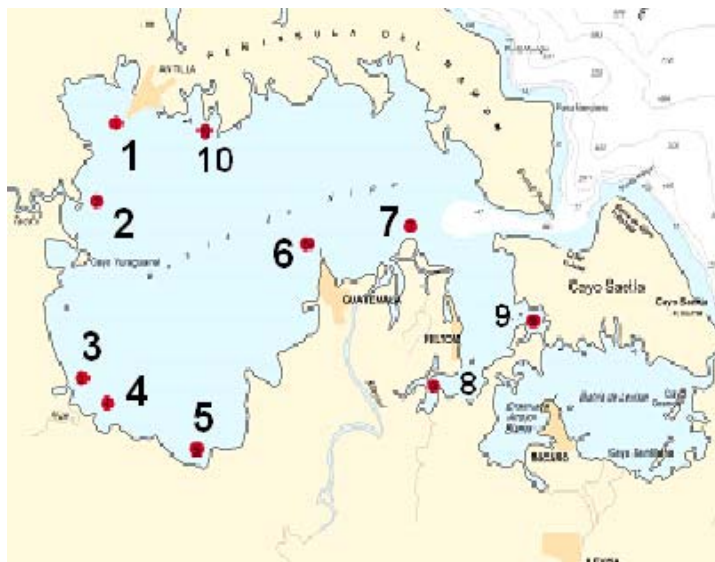


Figura 9. Red de estaciones empleadas para tomar las muestras de sedimentos para determinación de plaguicidas.

La determinación de plaguicidas se realizó de acuerdo a los métodos analíticos descritos por Ricardo Mariño y colaboradores (2000), cuyo principio es la extracción de la muestra con acetonitrilo y agitación mecánica con zaranda. Luego de decantar la muestra se tomo una alicota, se particiona hacia hexano y se realiza una partición liquido – liquido, utilizando agua lavada con hexano. Se concentra el extracto de hexano y se purifica por cromatografía de columna de Florisil. Los compuestos se determinan finalmente por cromatografía gaseosa capilar y detector de captura electrónica, en columna de 30 m de longitud, 0.53 mm de diámetro interno y 1.5 μm de espesor de película de DB-5. El límite de detección es 0.001 mg/kg.

En el procedimiento de purificación por cromatografía de columna de Florisil, los componentes del extracto de la muestra se distribuyen en tres fracciones de elución:

- Fracción 1. (hexano). En esta fracción eluyen HCB, Lindano, Aldrin y DDE.

- Fracción 2. (hexano - diclorometano). En esta fracción eluyen α -endosulfan, dieldrin, DDD y DDT.

- Fracción 3. (diclorometano). En esta fracción eluyen β -endosulfan y endosulfan sulfato.

Se realizaron análisis de recobrado para comprobar la eficiencia de método analítico y se obtuvieron los siguientes resultados (Tabla 1):

Tabla 1. Resultados del análisis de recobrado obtenido en la determinación de insecticidas.

Compuestos	Recobrado %
α -endosulfan	85.8
β -endosulfan	80.7
Endosulfan sulfato	78.2

Para elaborar la optimización de la red general de estudio, se tuvo en consideración los criterios: de expertos, estadísticos, económicos, principales fuentes de contaminación y geográficos (Alcolado, 2002; Arencibia y Carrodegua, 1999; Olaya Triana, 2003).

Además se emplearon datos de investigación de Beltrán y Palacios (1993), Arencibia *et al.* (2002), Martín *et al.* (2002), Capetillo *et al.* (2005) y Arencibia *et al.* (2005).

Se generó una matriz de 500 observaciones de las variables; metales pesados, insecticidas, todas fueron determinaciones en sedimentos.

La matriz fue normalizada mediante la transformación de raíz cuadrada y posteriormente se aplicó una matriz de Bray-Curtis por similaridad (Bray and Curtis, 1957). Se aplicaron procedimientos de análisis multivariado (Castillo *et al.*, 1997) y los niveles para el estadístico son el 90% y 95% del porcentaje de agrupamiento como respuesta a la matriz propuesta.

II. 5. Información pesquera.

Se emplearon las estadísticas oficiales del establecimiento pesquero en la bahía, comprendidas entre el año 1978 hasta el 2003, de capturas totales.

Se realizó un análisis de anomalías para las capturas totales entre 1978 y 2003.

Además se empleó una matriz DAFO para identificar las debilidades de la situación pesquera en cuanto a biomasa y extracción (Pujadas y Font, 1998).

Capítulos III

III. 1. Resultados

Los resultados obtenidos del inventario de fuentes contaminantes, de determinaciones de metales pesados y plaguicidas se discuten, en los epígrafes siguientes.

III.2. Inventario de fuentes contaminantes.

Se realizó un inventario de fuentes contaminantes (Arencibia *et al.*, 2002) a la bahía, el cual puede observarse con la ubicación de industrias y poblados según muestra la Figura 8.

Además se determinó Demanda Química de Oxígeno (DQO), y la carga hidráulica (**Q**) a todas las fuentes, así como otros parámetros como metales pesados.

Dado que las fuentes de mayor incidencia en la bahía son el Complejo Agro Industrial (CAI) Guatemala y el Matadero de reses M. de Corintia, se presentan los resultados de análisis obtenidos para dichas entidades en una comparación con entidades o empresas de la bahía cubana de Cárdenas (Tabla 2).

Tabla 2. Comparación de los valores de DQO de la Bahía de Nipe y Bahía de Cárdenas.

BAHÍA	ENTIDAD	DQO (mg/L)	Q (m ³ /h)
Nipe	CAI Guatemala	120,0	3 958,3
	Matadero M. del Corintia	540,0	2,1
Cárdenas (Arencibia <i>et al.</i> , 1992)	CAI Smith Comas	6 066,0	1 820,0
	Complejo Porcino Alderete	19 500,0	600,0
	Multiplicador Porcino N° 2	19 834,0	52,0

III. 3. Metales

La tabla 3 muestra los resultados obtenidos de las determinaciones de metales pesados en sedimentos superficiales.

Tabla 3. Concentración de metales pesados en sedimentos superficial de Bahía de Nipe.

Estación	Ba µg/g	Cd µg/g	Cr µg/g	Co µg/g	Cu µg/g	Mn µg/g	Ni µg/g	Pb µg/g	Zn µg/g	Al %	Fe %
Limites de detección	1.0	1.0	3.0	1.0	1.0	1.0	2.0	10	1.0	0.03	0.01
1	17	<1	108	11	10	288	76	<10	26	1.27	1,41
2	18	<1	125	17	20	347	180	<10	44	2.72	2,58
3	17	<1	130	23	13	423	177	<10	37	2.02	2,46
4	16	<1	214	31	25	520	330	<10	66	3	4,52
5	22	<1	59	6.0	11	194	342	<10	23	1.42	1,26
6	13	<1	131	17	28	327	171	<10	65	3	3,47
7	14	<1	180	27	27	431	245	<10	61	3	4,00
8	14	<1	242	34	29	506	356	<10	73	3	4,99
9	12	<1	244	36	29	534	382	<10	76	3	5,14
10	12	<1	236	36	27	527	400	<10	68	3	4,62
11	10	<1	260	38	40	709	416	<10	82	3	4,68
12	8.0	<1	289	38	36	742	422	<10	81	3	5,47
13	6.0	<1	328	43	37	821	521	<10	81	3	5,68
14	<1	<1	60	40	50	520	750	<10	75	3	1,20
15	124	<1	343	50	51	945	631	<10	77	3	5,62
16	13	<1	181	28	23	758	261	<10	64	3	3,88
17	25	<1	185	25	23	652	301	<10	56	3	3,67
18	4.0	<1	279	37	18	362	625	<10	45	1.92	3,05
19	3.0	<1	265	36	17	353	619	<10	45	1.86	3,02
20	<1	1.0	643	73	24	950	1375	<10	78	2.74	7,86

Estos resultados presentados en la tabla anterior fueron procesados para la obtención de valores medios de desviación estándar y los rangos con mínimos y máximos por elementos y señalando la estación en cuestión, todo lo cual se muestra en la Tabla 4.

Tabla 4. Valores medio, desviación estándar y rangos para los elementos muestreados. Valores mínimos y máximos según estación. Todos los valores en µg/g, excepto Al y Fe que se expresan en %.

	Media	Desviación estándar	Rangos (estación)
Ba	17.5	26.32	<1(14) - 124 (15)
Cd	< 1	--	1(20) - <1 (*)
Cr	233,7	82.09	59(5) - 643 (20)
Co	31,9	11.07	6 (5) - 73 (20)
Cu	25,6	293.6	10 (1) - 51 (15)
Mn	519.4	229.5	194(5) - 950 (20)
Ni	429	177.8	76 (1) - 1375 (20)
Pb	< 10	--	--
Zn	61.1	18.0	23 (5) - 82 (11)
Al	2.6	0.58	1.4 (1) - 3.0 (**)
Fe	3,9	1.41	1,2 (14) - 7.8 (20)

* Estaciones de la 1 a la 19.

** Estaciones 4, y de la 6 a la 17.

Las normalizaciones de las concentraciones de metales en sedimentos contra elementos conservativos como Fe, Al o materia volátil, es una práctica usada para conocer las estaciones de comportamiento atípico con relación al resto dentro de una región geográfica. Se normalizó (Arencibia *et al.*, 1988, González y Ramírez, 1995) contra Al y los resultados se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5. Valores de metales en sedimentos superficial por estación, normalizados con relación al Al.

Estación	Ba	Cr	Co	Cu	Mn	Ni	Zn
1	13	85	8	7	226	59	20
2	6	45	6	7	127	66	16
3	8	64	11	6	209	87	18
4	5	71	10	8	173	110	22
5	15 *	41	4	7	136	240	16
6	4	43	5	9	109	57	21
7	4	60	9	9	143	81	20
8	4	80	11	9	168	118	24
9	4	81	12	9	178	127	25
10	4	78	12	9	175	133	22
11	3	86	12	13	236	138	27
12	2	96	12	12	247	140	27
13	2	109	14	12	273	173	27
14	0	20	13	16	173	250	25
15	41 *	114	16	17	315	210	25
16	4	60	9	7	252	87	21
17	8	61	8	7	217	100	18
18	2	145	19	9	188	325	23
19	1	142	19	9	189	332	24
20	0	234 *	26 *	8	346	501 *	28
Media	6.5	85.75	11.8	9.5	204	166.7	22.45

* valor mayor a dos veces la media.

El Cd y el Pb no fueron normalizados por estar sus concentraciones por debajo de los límites de detección.

Tabla 6. Resultados de la aplicación del Índice de Geoacumulación (Igeo).

Estación Igeo	Ba µg/g	Cr µg/g	Co µg/g	Cu µg/g	Mn µg/g	Ni µg/g	Zn µg/g
1	4.46	1.47	1.64	3.39	2.38	0.658	2.928
2	4.38	1.26	1.02	2.39	2.11	0.584	2.169
3	4.46	1.20	0.58	3.01	1.82	0.560	2.419
4	4.55	0.48	0.15	2.07	1.52	1.459	1.584
5	4.09	2.34	2.52	3.25	2.95	1.510	3.105
6	4.09	1.19	1.02	1.90	2.19	0.510	1.606
7	4.85	0.73	0.35	1.95	1.79	1.029	1.698
8	4.74	0.30	0.02	1.85	1.56	1.568	1.439
9	4.74	0.29	0.06	1.85	1.49	1.670	1.381
10	4.96	0.34	0.06	1.95	1.50	1.736	1.541
11	5.22	0.20	0.13	1.39	1.08	1.793	1.271
12	5.55	0.05	0.13	1.54	1.01	1.814	1.289
13	5.96	0.12	0.31	1.50	0.86	2.118	1.289
14	8.55	2.32	0.21	1.07	1.52	2.643	1.400
15	1.59	0.19	0.53	1.04	0.66	2.394	1.362
16	4.85	0.72	0.30	2.19	0.98	1.121	1.629
17	3.90	0.69	0.46	2.19	1.20	1.326	1.822
18	6.55	0.10	0.10	2.54	2.05	2.380	2.137
19	6.96	0.17	0.06	2.62	2.08	2.366	2.137
20	8.55	1.09	1.08	2.12	0.65	3.518	1.343
promedio	5.15	0.762	0.53	2.09	1.57	1.637	1.777

La Tabla 6 nos muestra el Igeo para todos los elementos determinados. Destaca la situación del Ba que presenta valores muy altos, por especialmente en dos estaciones, la de Cajimaya (estación 20 en la Figura 7) y la situada en Punta Cigarro (estación 14 en la Figura 7).

En cuanto a los mapas (Figura 10-18) de distribución de metales en la bahía se empleo el programa SURFER 8.0 y se usaron las técnica propuesta de Krigin (Kitanidis,

1997; Moral, 2003; Moral, 2004; Isaaks and Srisvastava, 1989), se puede apreciar de forma evidente como las distribuciones en el caso de Ba (Figura 10), Cr (Figura 11) y Ni (Figura 15) presentan marcados puntos de focalización para las altas concentraciones de estos elementos que ubican zonas de impacto notables en todos los casos, aunque en el caso del Cr se sitúa mucho mas allá de la propia desembocadura del Río Mayarí y del poblado de Guatemala (Figura 8).

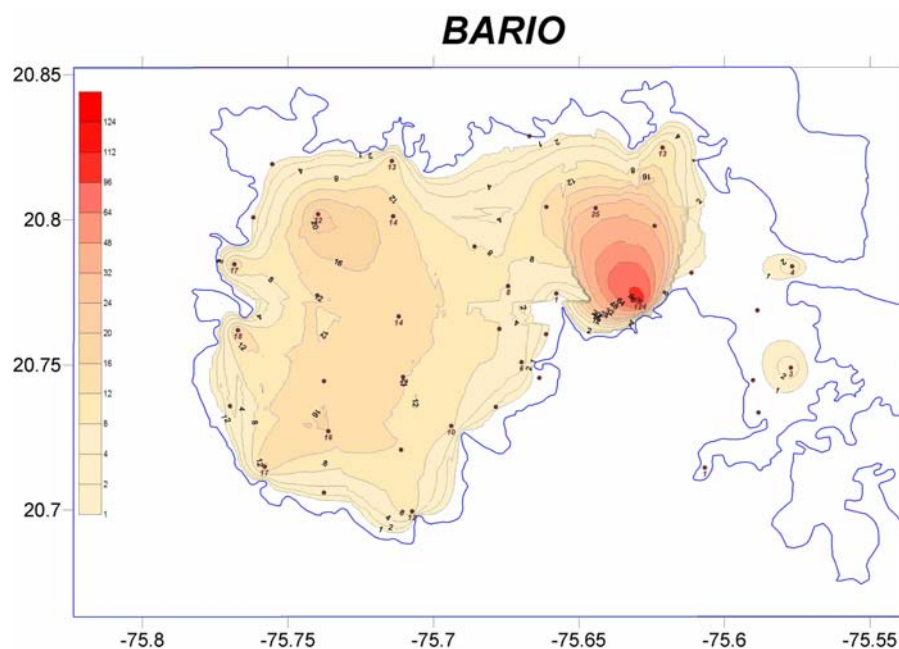


Figura 10. Mapa de distribución de Ba ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales

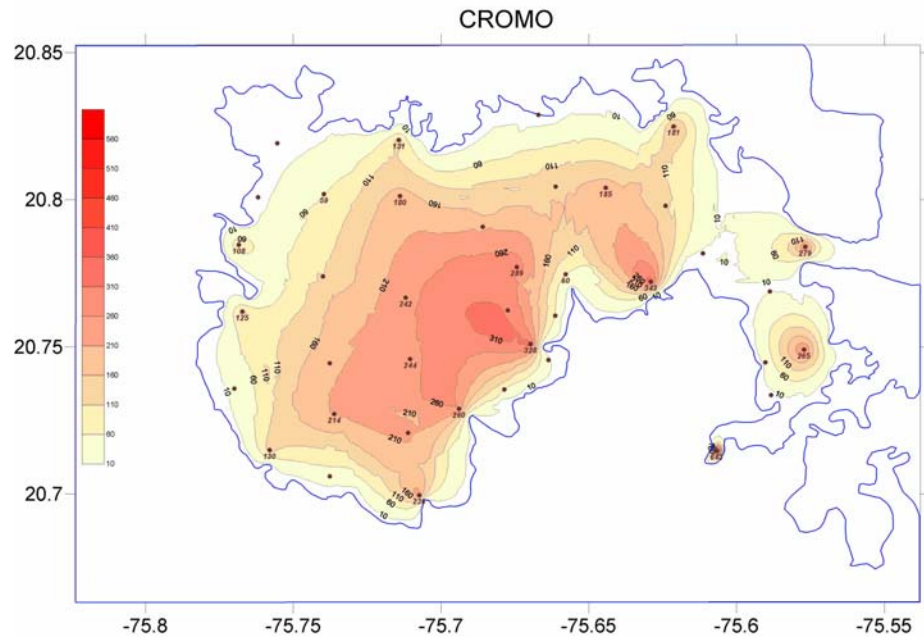


Figura 11. Mapa de distribución de Cr ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales

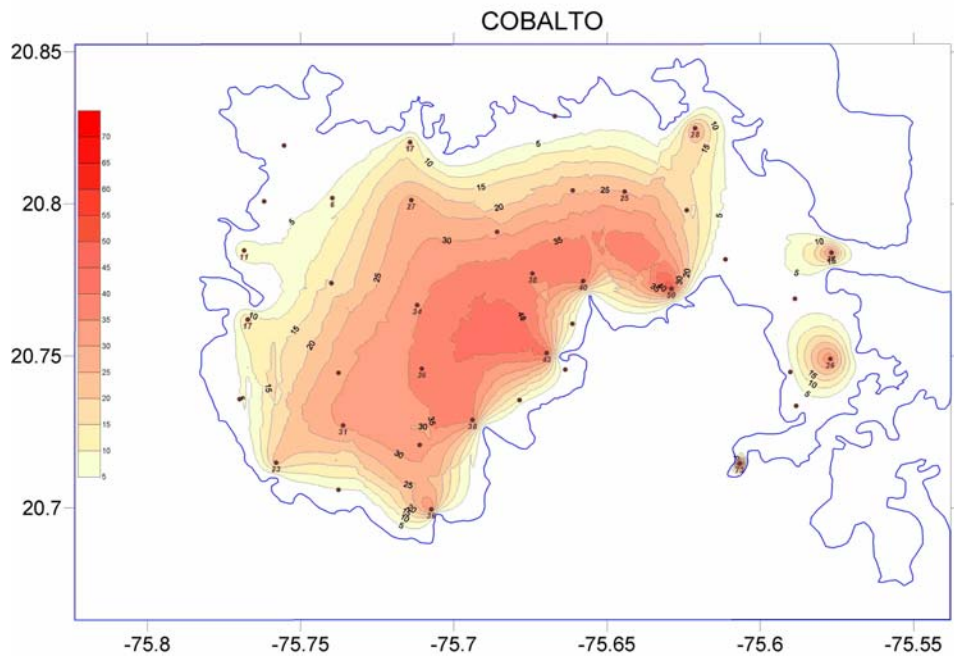


Figura 12. Mapa de distribución de Co ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales

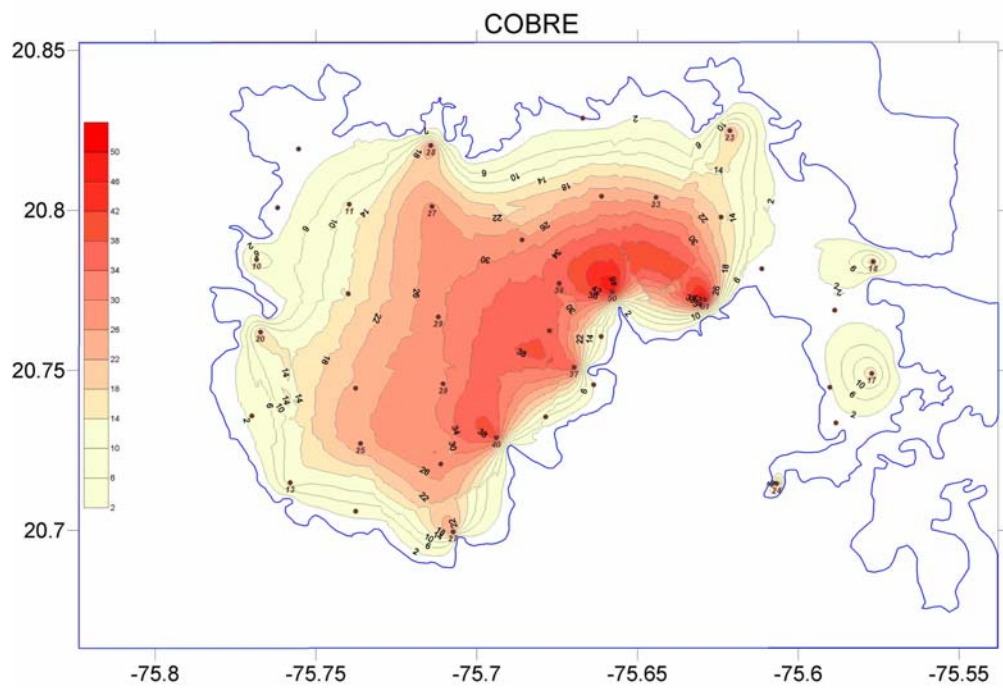


Figura 13. Mapa de distribución de Cu ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales

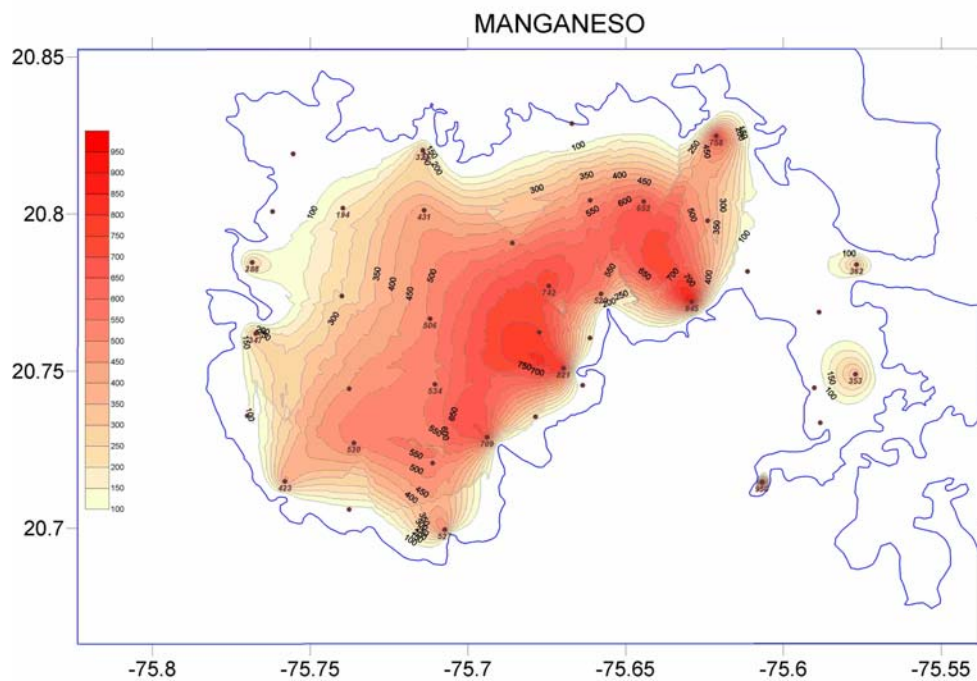


Figura 14. Mapa de distribución de Mn ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales

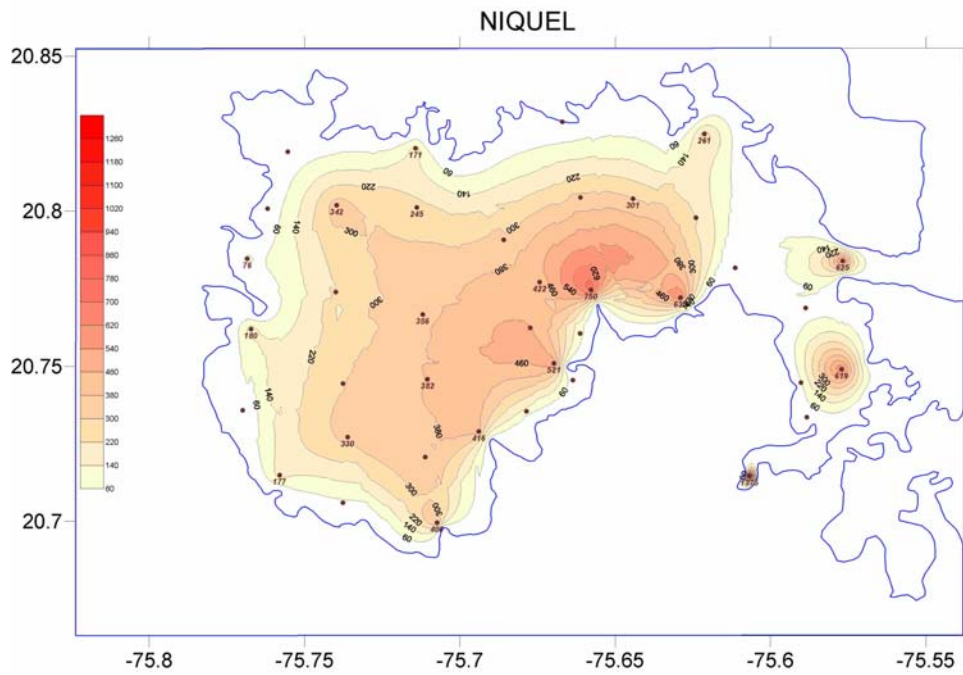


Figura 15. Mapa de distribución de Ni ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales

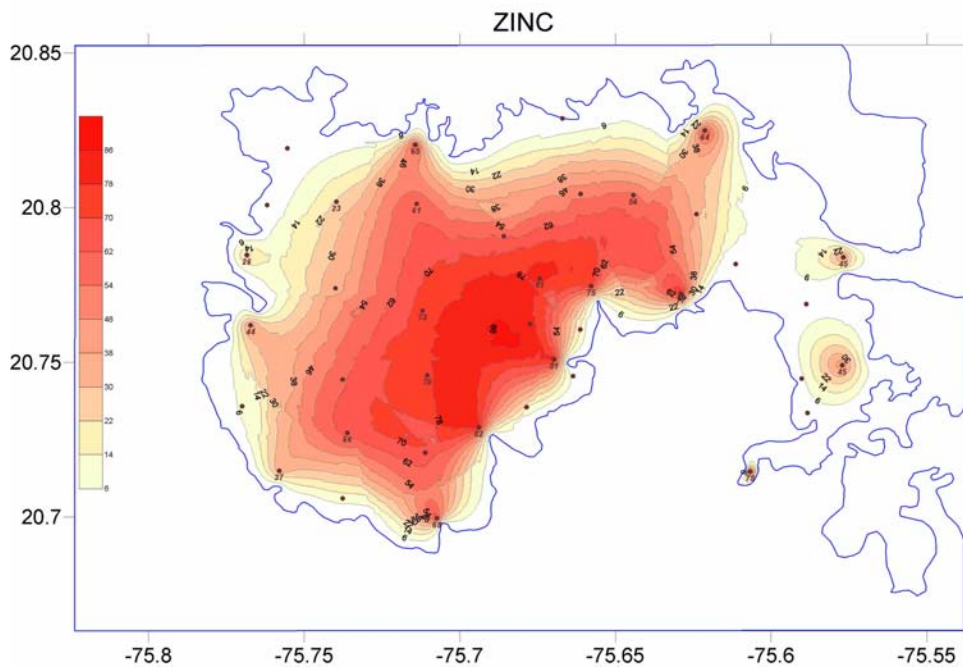


Figura 16. Mapa de distribución de Zn ($\mu\text{g/g}$) en los sedimentos superficiales

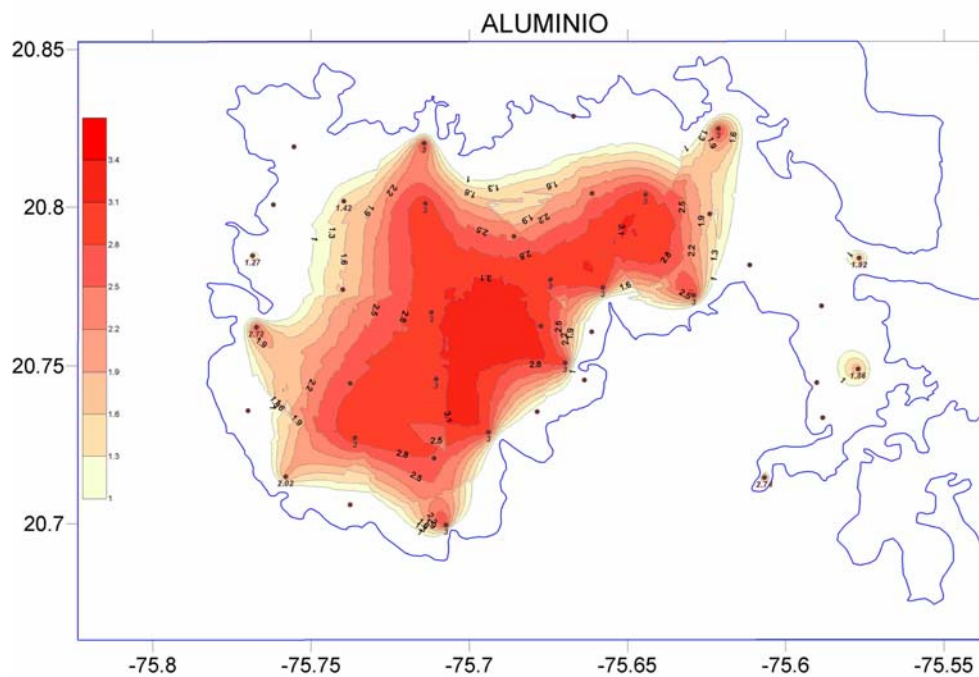


Figura 17. Mapa de distribución de Al (%) en los sedimentos superficiales de la Bahía de Nipe.

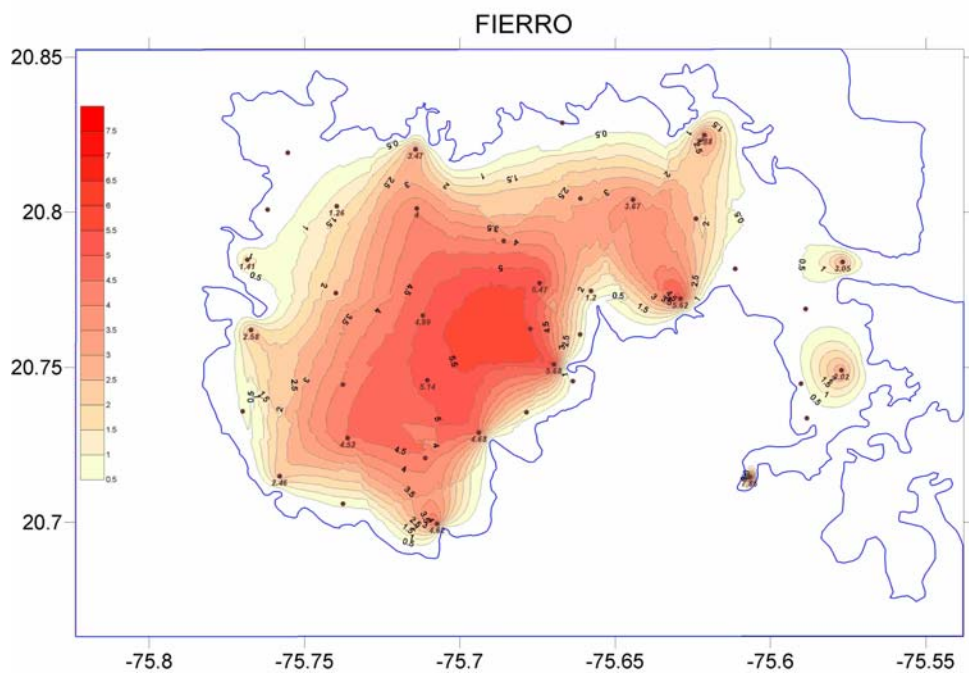


Figura 18. Mapa de distribución de Fe (%) en los sedimentos superficiales

El método de Krigin empleado para la elaboración de los mapas de distribución tiene como ventaja que se usa criterios de métrica que permite unir puntos con una misma propiedad y minimiza la formación de ojos de buey, muy encontrado en otros métodos. Este método, genera una malla interpolada donde los puntos o nodos de esta malla dan como resultados una figura con un conjunto de líneas a partir de valores interpolados que encierran superficies en que se asume una tendencia estadísticamente significativa para las concentraciones de los elementos.

Todos los mapas de distribución demuestran una tendencia entre los datos de las estaciones, ya que se corresponden con la situación de la bahía en cuanto a los impactos de las poblaciones y accidentes geográficos como el Río Mayarí.

III.4. Plaguicidas.

La Tabla 7 muestra las concentraciones halladas en sedimento, que aunque son muy pequeñas demuestran un impacto.

Tabla 7. Residuos de insecticidas organoclorados en muestras de sedimento provenientes de la Bahía de Nipe (ng/g).

Lugar del Muestreo	HCB	Lindano	Aldrin	Dieldrin	Endosulfan	pp' DDT	pp' DDD	pp' DDE
Resultado ($\mu\text{g kg}^{-1}$)								
1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	48
5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2
6	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4
8	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	16

La siguiente figura 19 muestra las estaciones donde se encontró el metabolito.

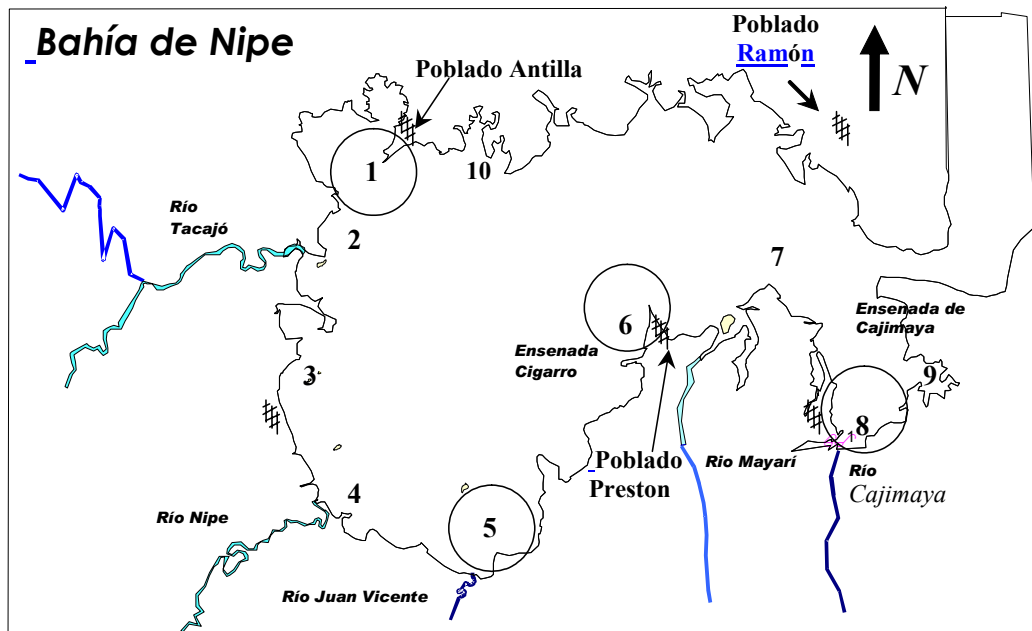


Figura 19. Estaciones con presencia de DDE.

Los organoclorados se presentan por lo general en formulas donde aparecen sustancias activas como Clordano, DDT, Dicofol, Dienoclor, Endosulfan, Lindano (- HCH) y Metoxiclor (Gutiérrez-Samperio *et al.*, 1992), pero el DDT y el Lindano como muy usados y restringidos en la actualidad solo se autorizan su uso en determinadas lucha de vectores de enfermedades.

El DDT fue prohibido en muchos países a principios de la década del 70.

La actividad toxica se incrementa dentro de la cadena alimentaria debido a la persistencia como propiedad.

Entre los plaguicidas el DDT y el Lindano están considerados de los compuestos organoclorados que mayor se bioacumulan y persisten en la cadena trófica (Stefan *et al.*, 2000).

En Cuba el uso de plaguicidas ha tenido máximos de uso alrededor de las 35 000 t/año, en la década del 90 se deprimió su uso a 10 000 t/año por razones económicas y en 1999 se aplicaron 17 000 t. Por otra parte el uso de lucha biológica durante los años del 1995 al 1999 fue incrementada para obtener una producción de 11 000 t aplicadas a 1 200 000 ha de cultivos.

Para la década 1980 a 1989, y dado el potencial crecimiento de los cultivos de caña, cítricos, tabaco, café, arroz y otros se alcanzan niveles promedio de 30 000 t/año de compuestos, siendo el 80 % de los mismos aplicados en la caña de azúcar y el arroz (Vega Bolaños *et al.*, 1997). Por otra parte la mayor parte de los fungicidas se dedican a los cultivos del tabaco, el café, los cítricos y el plátano.

En la actualidad la aplicación y uso de plaguicidas en Cuba, además de la agricultura tiene uso en cuarentenas, así como para eliminar vectores de enfermedades que afectan al hombre (Vega Bolaños *et al.*, 1997).

Dada la característica de esta bahía por su fondos mayoritarios de naturaleza fangosa constituye un magnifico medio para la fijación de compuestos que como el Aldrin, Lindano y DDT, pueden fijarse fuertemente a partículas del sedimento y materia en suspensión de la columna de agua. Los suelos que sufren igual proceso son lixiviados, y fácilmente llegan a los estratos marinos.

Entre los COP se encuentran los plaguicidas como el DDT, el dieldrin y otros (Ritter *et al.*, 1995), los cuales han sido compuestos de amplio uso en la agricultura y que pueden presentar una persistencia notable debido a su persistencia a la degradación en el ambiente y rápida absorción en los sedimentos marinos (Ferreira and Vale, 2001; Dannerberger, 1996).

En Cuba al igual que otros países del Caribe se han realizado numerosos estudios de plaguicidas en el medio natural tanto en estudios terrestres (Vega Bolaños *et al.*, 1997) como marinos (Dierksmeier *et al.*, 1997, Arencibia *et al.*, 2005) y acuáticos (Ruiz *et al.*, 1989), todo lo cual ha permitido una adecuada valoración y control para la protección de los recursos. No obstante se considera que aun son poco los reportes por uso y abuso de estos compuestos ya que por lo general en América Latina las intoxicaciones en su mayoría no se registran. Por ejemplo en Centro América, durante 1999-2001 se registraron 400.000 intoxicados por año, pero esto se calcula sea solo el 98% de la realidad (Nivia, 2003).

III.6. Optimización de estaciones.

Mediante el uso del análisis de cluster por media de grupos obtenido (Figura 20) se pudo sistematizar la información para grandes espacios que ocupa la red (220 km²) y considerando un nivel porcentual del 95 % se obtiene cinco grupos definidos de estaciones que por su ubicación geográfica son dadas a la definición de un punto de muestreo para cada grupo.

Así tenemos que de los 5 grupos podemos tomar un punto para cada región y en los casos como los grupo divididos tomar uno que sea lo mas representativo acorde a los vertimientos, poblados presentes y biotopo. Por lo que la primera acción de agrupar queda como se muestra en la Figura 21, donde encontramos además dos estaciones mas elegidas por criterio de expertos y por los niveles de contaminantes que presentaron. La Figura 22 muestra las estaciones elegidas por grupo según los criterios mencionados para conformar la red propuesta para monitoreo.

El área central de la bahía es un área de muy poca vegetación y baja densidad de organismos por lo que no es a nuestro criterio un punto de referencia importante a monitorear para observar cambios por impactos y así se manifiesta además en los resultados de Capetillo *et al.*, (2005).

Para 7 estaciones la densidad por área geográfica es de 31.4 km² por estación o 6 que da una estación por 36.6 km²

III. 7. Pesquerías.

El procesamiento de los datos de pesquerías e información publicada de la misma indica que reportes de esta bahía para 1999 ubican una sola embarcación utilizando el sistema de arrastre con malla, sin las regulaciones establecidas para este arte de pesca, dedicada a la captura de las especies *Albula culpes*, (macabí) y *Caranx hippos*, (jiguagua), con bajos rendimientos. Se estima por estudios de la época que las alta densidad de población de las especies del Orden Cnidaria, *Cassiopea xamachan* y *Aurelia aurita*, así como al empleo de artes de pesca no adecuados, provocaron un agotamiento progresivo de la pesca, (Vega *et al.*, 2000). El estableciendo pesquero declaró vedas indefinidas, para mejorar los rendimientos en la explotación pesquera de esta bahía.

Otras fuentes del recurso pesquero como el cultivo de ostras de Cayo Los Chivos, (3 ha.), en la actualidad es explotada, pero con bajos rendimientos.

Capítulos IV

IV 1 Discusión.

IV 2 Inventario

Los valores de DQO obtenidos (Tabla 2) tanto para los residuales del matadero de reses Mártires del Corintia, como para los del CAI Guatemala resultaron muy inferiores a los reportados por Beltrán y Palacios (1993) que fueron del orden de los 2500 mg/L para el primer caso y de 1947 mg/L para el segundo.

La carga expresada en DQO para el CAI Guatemala tiene un valor menos elevado que los obtenidos en esta última década, en cuyo período la duración promedio anual de la zafra fue de 110,4 días. Esto se debe probablemente a una disminución en sus producciones. Sin embargo, a pesar de este resultado, este parámetro continúa por encima de los niveles permisibles internacionalmente.

En Cuba se encuentran otras bahías con similares problemas de contaminación, como la Bahía de Cárdenas. En la Tabla 2 se puede observar que los niveles de DQO para estas industrias son muy superiores a las encontradas en la Bahía de Nipe, por lo que tanto el CAI Guatemala como el Matadero Mártires del Corintia comparado con las industrias que vierten a la Bahía de Cárdenas tienen un menor grado de agresividad en sus residuales líquidos. La Bahía de Nipe, con una mayor superficie y una menor industrialización, presenta menores niveles de contaminación que la Bahía de Cárdenas.

Los pobladores de las costas, alcanzan un total aproximado de 25, 000 habitantes que aportan en su conjunto 306 t DBO/año a la bahía a través de sus drenajes y no cuentan con sistemas de tratamiento para sus aguas servidas, ni poseen sistemas de alcantarillado

integrado. Alrededor del 20% de las aguas servidas del poblado de Guatemala se descarga conjuntamente con las aguas residuales del CAI, mientras que el resto es descargado directamente a la costa y a los bosques de manglares, a través de drenajes y alcantarillas. El 20% de las aguas servidas del poblado de Antilla se descarga a pozos de infiltración; el resto se descarga directamente en la costa a través de numerosos conductos y zanjas que atraviesan la ciudad. La mayor parte de las aguas servidas del poblado de Felton se descargan directamente a la costa y a los bosques de manglares (Beltrán y Palacios, 1993).

La principal actividad en el territorio es la industria azucarera, pero también son importantes las actividades pesquera, agrícola y minera. Esta última, con una fuerte influencia en la zona, aunque según reportan algunos autores (Arencibia *et al.*, 1999), no parece afectar de manera decisiva a la Bahía de Nipe, pero sí a algunos ríos como el Mayarí y el Arroyo Cajimaya, que reciben aportes de esta actividad industrial.

A pesar de todas las medidas que se toman para evitar derrames accidentales en el Campo de Boyas, esta obra de por sí, constituye un peligro potencial para el ecosistema de la bahía, debido al constante trasiego de petróleo que se realiza en este lugar para abastecer la Termoeléctrica Feltón. Es oportuno señalar que se han registrado varios derrames de petróleo en el Campo de Boyas, entre ellos el reportado en diciembre de 1998 por Arencibia y Carrodegas (1999) que afectó a Playa Melilla y Saetía.

Como parte de los planes de desarrollo turístico, la zona norte de la península del Ramón contará con instalaciones con capacidad para 2, 000 habitaciones (Arencibia y Carrodegas, 1999), cifra que se incrementará hasta alcanzar las 5 000 habitaciones en los próximos años.

Otro aspecto que merece ser mencionado es la construcción de un canal que unirá la Bahía de Banes con la Bahía de Nipe.

La comunicación de ambas bahías traerá un flujo de transporte marítimo que puede ser desfavorable para la pesca (Arencibia *et al.*, 1999).

La fábrica de levadura *Torula* que descargaba al mar un residual orgánico altamente agresivo sin tratamiento alguno y que se encuentra desde hace más de cinco años aproximadamente fuera de actividad, era una de las fuentes contaminantes más significativas de afectación a la bahía.

La degradación creciente del uso recreativo-paisajístico de la bahía, es uno de los problemas fundamentales que presenta el territorio, en particular el deterioro observado en la Playa Juan Vicente en franco proceso de afectación por el represamiento del Río Nipe, lo que elimina así su fuente natural de sedimentos terrígenos. Otra causa es la coloración rojiza de las aguas localizada en la desembocadura del Río Mayarí por la introducción de minerales lateríticos (manganeso, hierro, cobalto y níquel) producto de los escurrimientos mineros, la disminución del área de manglares que ha alcanzado un 17% en los últimos años producto del represamiento de los ríos Tacajó y Nipe y la poda de manglares para fines agrícolas del suelo, así como condiciones organolépticas no deseables en las áreas costeras de los poblados de Guatemala, Antilla y Felton y los sitios de descarga de los residuales líquidos del central azucarero Guatemala y el Matadero de reses Mártires del Corintia (Beltrán y Palacios, 1993).

El enriquecimiento por nutrientes puede interactuar con otros contaminantes, tales como los hidrocarburos del petróleo para producir una sutil, pero importante alteración en la composición del fitoplancton. Este tipo de contaminación motiva un cambio en la

abundancia relativa de algas planctónicas y podría asimismo afectar las cadenas tróficas pelágicas y de peces bentónicos (C-Soriguer Escofet, 2005).

Los impactos ambientales más perjudiciales a la bahía de acuerdo a sus usos proceden de los residuales industriales del central azucarero y el matadero de reses, las aguas servidas de los poblados de Guatemala, Antilla y Felton, la escorrentía minera, el uso agrícola del suelo a expensas del área de manglares, el represamiento de los Ríos Tacajó y Nipe, y los problemas de sobrepesca sustentados en la disminución en la talla de las capturas.

En la actualidad, los usos más importantes de la bahía son los usos pesquero, industrial, marítimo-portuario, recreativo-paisajístico y como vía de comunicación y receptor de residuales líquidos. De los mencionados, se encuentran visiblemente afectados los usos pesqueros y los recreativo-paisajísticos.

El monitoreo se ha definido como la observación repetitiva de los fenómenos dentro de un marco predefinido de tiempo y espacio (Alcolado, 2002 y Rogers, 1994).

Los trabajos más recientes dedican gran parte del esfuerzo a establecer el grado de deterioro y las tendencias de los problemas ambientales, pero es necesario poder definir una optimización en el muestreo, no solo por el tiempo y la economía sino por la calidad de los resultados de poder integrar de manera razonable la mejor respuesta a los cambios que están ocurriendo o aquellos que son de interés para nuestro estudio. La red es más sostenible cuando muestra el número de estaciones imprescindibles para el muestreo.

Por otra parte los sedimentos constituyen una matriz de estudio válida y altamente replicable (González *et al.*, 1997) por la permanencia y valor de los resultados en el tiempo

por encima de los muestreos en agua, que requieren un diseño de muestreo muy riguroso y de alta frecuencia.

Si bien se han empleado diferentes metodologías para la recomendación de red de monitoreo, básicamente hemos establecido un conjunto de criterios o sistema jerárquico, similares a los que se emplean en la actualidad. Esta técnica permite una lógica retroalimentación en el proceso de análisis y síntesis de la información recogida en distintas escalas (temporales, variables químicas y biológicas).

Mediante el uso del análisis de cluster por media de grupos obtenido (Figura 20) se pudo sistematizar la información para grandes espacios que ocupa la red (220 km²) y considerando un nivel porcentual del 95 % se obtiene cinco grupos definidos de estaciones que por su ubicación geográfica son dadas a la definición de un punto de muestreo para cada grupo.

Así tenemos que de los 5 grupos podemos tomar un punto para cada región y en los casos como los grupos divididos tomar uno que sea lo más representativo acorde a los vertimientos, poblados presentes y biotopo. Nuestro primer intento queda como se muestra en la Figura 21, donde encontramos dos estaciones mas elegidas por criterio de expertos y por los niveles de contaminantes que presentaron. La Figura 22 muestra las estaciones elegidas por grupo según los criterios mencionados.

El área central de la bahía es un área de muy poca vegetación y baja densidad de organismos por lo que no es a nuestro criterio un punto de referencia importante a monitorear para observar cambios por impactos.

IV 3. Metales Pesados

El Ba es un elemento traza que comienza a ser estudiado con mas fuerza en los últimos años (Elsdon and Gillanders, 2005) y se asocia con la explotación de los pozos del petróleo. Esto hace que los lugares de derrames o fugas de petróleo pueden constituir una fuente de entrada a los ecosistemas de Nipe por el trasiego de petróleo que se realiza en el campo de boyas.

Se ha reportado Ba (promedio 544.0 ppm) en sedimentos marinos superficiales (Rodríguez Castañeda, 2001, Rosales-Hoz *et al.*, 1992), pero resulta poca la literatura que explícitamente trata sus posibles efecto sobre la biota, aunque se conoce se bioacumula en organismos acuáticos (USEPA, 2000, Soule and Kleppel, 1988).

En el caso de Co, Mn, Ni y Fe son característicos de suelos lateríticos y no son considerados buenos indicadores de contaminación urbana (González y Ramírez, 1995). El análisis preliminar de las concentraciones de metales, sólo atendiendo a las estaciones donde se encontró mínimos y máximos, señala la estación 20 (Figura 7) con valores máximos de Cr, Co, Mn, Ni y Fe, todos elementos asociados a la actividad metalúrgica propia de la región.

En cuanto a las estaciones con concentraciones mínimas de metales en sedimentos se señala la estación 5 frente al Poblado de Antilla, que presenta valores mínimos para los elementos Cr, Co, Mn y Zn.

Las normalizaciones de las concentraciones de metales se muestran en la tabla 5. En la estación 5 (red de metales Figura 7), presenta un valor alterado en su relación para toda la bahía, y las estaciones 18 y 19, aunque no sobrepasaron el valor de dos veces el valor medio (2X) (González *et al.*, 1995), mostraron valores normalizados altos de igual manera en el caso del Ni (estación 20). Vale señalar la estación 14 donde se hallaron alteradas las relaciones de Cu, Mn, Ni y Zn. El Ba en la estación 15, muy cerca del Campo de Boyas, se halla alterada su relación, lo que puede deberse a contaminación producto de la actividad de trasiego de petróleo en la bahía (Arecibia y Carrodegua, 1999; Rosales-Hoz *et al.*, 1992).

Los resultados del presente estudio comparados con los reportados en 1993 por el Proyecto CEPPOL en cuanto a Cu, Mn y Ni (Tabla 8), corroboran nuestros resultados.

Tabla 8. Comparación de las concentraciones de Cu, Mn y Ni ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos con las muestras de 1993, para la estación 20.

Cu	Mn	Ni	Referencias
24	950	1375	Este Trabajo
25	1394	1893	Ceppol, 1993

Ambas estaciones, tienen la misma ubicación geográfica y como se puede observar los resultados son similares y no demuestran una notable variación del año 1993 al 1999 para el Cu, pero si ubican a la Ensenada de Cajimaya como un lugar de aportes fluviales contaminados por Mn y Ni desde al menos 1993 y hasta 1999. Además este lugar también se encuentra contaminado por Cr, Co y Fe, todo lo cual es lógico si pensamos en que las

aguas del Río Cajimaya aportan los escurrimientos de las minas lateritas de Ocujal, Sol Líbano y La Ramona que ya no se encuentran en explotación.

Obsérvese como la concentración de Cu no presenta incremento o disminución en el tiempo, lo cual resalta una situación sostenida en cuanto a las fuentes de aporte diferente a la de aportes de Mn y Ni.

No obstante por las interpretaciones anteriores no sobresale que la Bahía de Nipe presente una situación de contaminación por metales, por lo cual se compara con otras bahías consideradas contaminadas (Tabla 9).

Tabla 9. Comparación de resultados (rangos) con algunas bahías contaminadas.

Todos los valores en $\mu\text{g/g}$, excepto Al y Fe que se expresan en %.

Bahía	Ba	Cr	Co	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	Al	Fe	referencias
Nipe (Cuba)	<1	59	6	10	194	76	< 10	23	2.36	1,2-	este trabajo
	124	643	73	51	950	1375		82	4.27	7,86	
Guaymas (México)				116.2	135.7	21.4		146.8			Mendez <i>et al.</i> , 2004
Cárdenas (Cuba)	--	50	14	15	95	22	25	12		-	Arencibia <i>et al.</i> , 1992.
		350	19	50	350	53	33	41			
Habana (Cuba)	--	-	4,5	97	274	32	42	142		1,9-	González, 1991.
			12	276	425	102	301	995		3,35	
Levisa (Cuba)	--	-	7,7	4,1	125	69	4,6	7,9		0,64-	González <i>et al.</i> , 1995.
			324	24	2957	4764	9,6	129		22,66	
Chesapeake (USA)	--	75	340	59	1300	53	91	450		-	Sinex <i>et al.</i> , 1980.

Los valores de Pb en la bahía, menores de 10 $\mu\text{g/g}$, son similares a Bahía de Levisa que se presentan en un rango 4,6 - 9,6 $\mu\text{g/g}$ (González *et al.*, 1995).

La comparación con los rangos de concentraciones de metales en las otras bahías contaminadas como Bahía de La Habana y Bahía de Levisa permiten clasificar Bahía de Nipe como una bahía ligeramente impactada por metales pesados y sólo la estación 20 cerca de la termoeléctrica Felton podríamos señalarla como una zona crítica impactada por contaminación de metales

La Norma Cubana (1987) no consideran límites de metales pesados en sedimentos. El uso de guías de Toxicidad Long *et al*, 1995 para evaluar el grado de contaminación de los sedimentos está comenzando a usarse de forma gradual. Esta se basa en ver el efecto de todos los elementos de forma unida, lo cual da una aproximación más real a la situación ecológica, y podría ser una vía para el análisis de estos resultados.

La termoeléctrica puede constituir una fuente de contaminación de Ni, Fe y Mn (González, 1991) y estos resultados reflejan su efecto, dados para la Ensenada de Cajimaya.

La meiofauna bentónica presenta características muy ventajosas a la hora de evaluar los efectos del impacto antropogénico sobre los ecosistemas (Warwick, 1993, Capetillo *et al.*, 2005), por esto sería adecuado pensar en que aunque los niveles de metales de categoría no grave, deben considerarse su potencial peligro sobre la biota por posible bioacumulación en los bentos y flujos de metales en la cadena trófica (Binning and Baird, 2001; Muñoz and Salamanca, 2001)

El Cu y el Zn presentan una situación estable por cuanto las fuentes de aportes se han mantenido sin crecer. El Mn y el Ni tiende a disminuir dada la disminución de la actividad minera y sus aportes al final de los años 90, lo cual puede haber sido la razón de estos valores con tendencias a disminuir.

Al analizar los resultados de la tabla 6 sobre el índice Igeo podemos presentar una evaluación acorde a la clasificación de Muller (1979).

Teniendo en cuenta los promedios de Igeo por elementos podemos ver (Tabla 10) como de todos los elementos se presenta un nivel entre la clase 1 (**No contaminada a moderadamente contaminada**) para el Cr y Co, la clase 2 (Moderadamente contaminada) para Ni, y Zn y el Cu ubicado en la Clase 3 de **Moderadamente a fuertemente contaminada**. La clasificación, en el caso del Ba es de **Clasificación de Muy Fuerte Contaminada** ya que presenta un valor promedio del Igeo de 5.15.

Tabla 10. Clasificación del grado de intensidad de la contaminación según el I_{geo} por elemento y estaciones, y elemento y valor promedio (Muller, 1979).

I_{geo}	Clase	Intensidad de la contaminación	Mayor Igeo del Elemento y Estación	Igeo Elementos valor promedio
>5	6	Muy fuertemente contaminada	Ba 8.55 - est. 14	Ba (5.15)
4 – 5	5	Fuertemente a muy fuertemente contaminada		
3 – 4	4	Fuertemente contaminada	Cu 3.25 - est. 5 Zn 3.51 - est. 20	
2 – 3	3	Moderadamente a fuertemente contaminada	Mn 2.95 - est. 5 Cr 2.34 - est. 5 Co 2.52 - est. 5	
1 – 2	2	Moderadamente contaminada		Cu (2.09)
0 – 1	1	No contaminada a moderadamente contaminada		Mn (1.57), Ni (1.63), Zn (1.77)
<0	0	No contaminada		Cr (0.76) Co (0.53)

El Ba es un elemento traza que sus compuestos son usados por las industrias del petróleo y que se asocia a la explotación en los pozos de petróleo. Puede tener su fuente de contaminación o entrada al sistema costero a partir de una mala operación de los mismos por fugas eventuales o trasiego en los campos de boyas de esta región que no presenta pozos (Rosales-Hoz *et al.*, 1992; OILWATCH, 2005).

Esta situación del Ba debe ser vista en el futuro en los estudios de monitoreo, ya que este elemento puede estar incidiendo de manera negativa en el equilibrio del ecosistema

IV. 4. Plaguicidas

De acuerdo a la evaluación de los niveles de residuos de insecticidas organoclorados en la bahía de Nipe, se puede apreciar en la tabla 7 que no se detectaron residuos de HCB, lindano, aldrin, dieldrin y endosulfan (alfa, beta así como endosulfan sulfato, este último es el principal producto de su degradación) por encima del límite de detección del método analítico, en el caso del DDT tampoco se encontraron residuos, pero si hubo presencia de un producto de su degradación, el DDE.

Los sitios reportados con concentraciones de DDE son estaciones con aportes terrígenos severos que traen consigo arrastres de cultivos agrícolas (estación 5), la estación 1 y 5 ubicadas juntos a los centros urbanos mas importantes y poblados del litoral del ecosistema y la estación 8 donde se vierten los residuos que traen consigo el arroyo Cajímaya.

La Ensenada de Cajímaya es reportada por otros estudios como contaminada por metales pesados y nutrientes (Arencibia *et al.*, 2001) lo cual hace suponer de su dudoso

estado ambiental, dado que los arrastres provienen de una zona minera y el río atraviesa numerosos campos cultivados.

No obstante se destaca la estación 1 frente al poblado de Antillas como el área de mayor presencia de este metabolito lo cual puede deberse a un mayor arribo de DDT en fechas pasadas, o menores cantidades en épocas más recientes que el resto de la bahía. Este poblado con una actividad industrial media y una población de más de 10 000 habitantes presenta múltiples puntos de vertimientos de residuales urbanos que podrían estar relacionado con este compuesto.

El resultado de concentración máxima aquí obtenido 48 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de DDE, comparado con el de otras regiones del país como la costa sur de Pinar del Río que presenta un rango desde 2.39 hasta 23.15 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de DDT (Dierksmeier *et al.*, 1997) en los años 1994 y 1995, pueden catalogarse de similares y denotan la presencia de este compuesto en el ambiente marino cubano en niveles trazas aparentemente no perjudiciales para la vida marina.

En cuanto al tiempo de permanencia en los ecosistemas costeros se señala que las condiciones tropicales y las altas condiciones de biomasa pueden influir a la degradación y el decrecimiento respectivamente de los plaguicidas (Castillo *et al.*, 1997), pero los COP son altamente resistentes a la degradación fotolítica, biológica y química, pues constituyen compuestos halogenados de baja hidrosolubilidad y alta liposolubilidad, todo lo cual genera bioacumulación en tejidos de organismos de la biota (Ritter *et al.* 1995).

Pero debe considerarse que es sabido que 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de organoclorados, organofosforados y carbamatos, especialmente el DDT y Lindano provocan decrecimientos de la fotosíntesis e incrementos de la respiración de las macrofitas *Halophila* and *Halodule* spp. (Ramachandran *et al.*, 1984). Esto puede estar asociado a la poca vegetación de fondo

que se presenta en estos sitios (Arencibia *et al.*, 2001), lo cual es una afectación si se considera el importante rol de esta vegetación en la trama alimentaria de los fondos.

La agricultura nacional se ha dedicado en los últimos 5 años a la compra de compuestos menos persistentes pero que tienen un alto valor en el mercado internacional.

Otras aristas de este asunto están en los agricultores, los cuales no disponen de la información necesaria sobre los métodos y medios para el control de plagas en general, desconocen el impacto de los plaguicidas sobre el ambiente y su salud y por tanto, los riesgos a los que se exponen al utilizarlos (Pérez, 2003), todo lo cual hace más vulnerable el medio marino como último receptor de estos productos aplicados a la agricultura.

Una referencia limitada a plaguicidas empleados en Cuba son aquellos entre los que encuentran atrazina, bromacilo, glifosato, ametrina, oxadiazón, trifluralin, endosulfán y oxifluorfen, (Pérez, 2003).

Antes de la década del 90, en nuestro país hubo un amplio uso del DDT tanto para la protección de los cultivos como para el control del paludismo a través del exterminio de los mosquitos vectores.

El DDT en el agua apenas se hidroliza además de presentar una baja solubilidad en este medio, por otra parte es susceptible de evaporación y la degradación por vía fotolítica es muy lenta, por lo que tiende a adsorberse intensamente en el sedimento y en éste tiene una elevada persistencia.

En los sedimentos una importante vía de degradación de este compuesto es la degradación microbiana siendo un producto típico de reducción metabólica el DDE. Aunque los residuos de DDE encontrados son bajos y no proceden tal vez de aplicaciones recientes

sino de los tratamientos previos a la prohibición de este insecticida, demuestran el impacto ambiental que tuvo el uso del DDT.

Dada por la capacidad que tiene el DDT y sus productos de degradación de acumularse en los tejidos grasos resulta importante realizar un estudio de determinación de estos plaguicidas en las especies acuáticas que viven en esta zona y que tienen importancia desde el punto de vista de la pesca.

No se detectaron residuos de HCB, lindano, aldrin, dieldrin y endosulfan por encima del límite de determinación del método analítico. Este comportamiento es explicable porque estos compuestos tienden a acumularse y a persistir en el sedimento, menos que el DDT.

No obstante se sabe que en un estudio realizado en la bahía por Beltrán y Palacios (1993) se detectó de las 23 estaciones realizadas concentraciones de DDT en la columna de agua en un 30.4 % de las mismas. Estas determinaciones reportaron un valor medio de 33.3 ng/L y un rango de 2.6 a 83.3 ng/L. Estos resultados exponen la posible aplicación de DDT en áreas de la bahía en los principios de la década del 90, que serian los orígenes de la presencia del metabolito DDE aún en los sedimentos.

III. 5. Optimización de estaciones

Es indudable que existe una acción ambiental importante sobre la población, pero se desconoce la forma de actual o incidir y la escala (interanual, quincenal, decadal, etc.), lo cual debe ser precisado a partir de estudios mas detallados que implique efectos tóxicos sobre poblaciones no comerciales, abundancia y disponibilidad de alimentos de especies comerciales y

cambios de condiciones en los nichos ecológicos de las comunidades marinas y sus interacciones y en tal sentido se deberá tener una red de estaciones mas eficiente.

Para el análisis de optimización de las estaciones, la propuesta de 7 estaciones nos reporta una densidad es de 31.4 km² por puntos de muestreo.

Estos resultados se indican para el nivel de significación del 95%, que es adecuado para los objetivos propuestos.

En el dendrograma (Figura 20) obtenido de la matriz de metales pesados y plaguicidas, se observó que el mayor grado de afinidad se estableció entre los grupos estaciones (referidos a la red general, Figura 6) señalados en el dendrograma, con una clara afinidad de ligamientos. Además se ubican estaciones que se separan claramente de los otros sitios, que conformaron un grupo de ligamiento aislado.

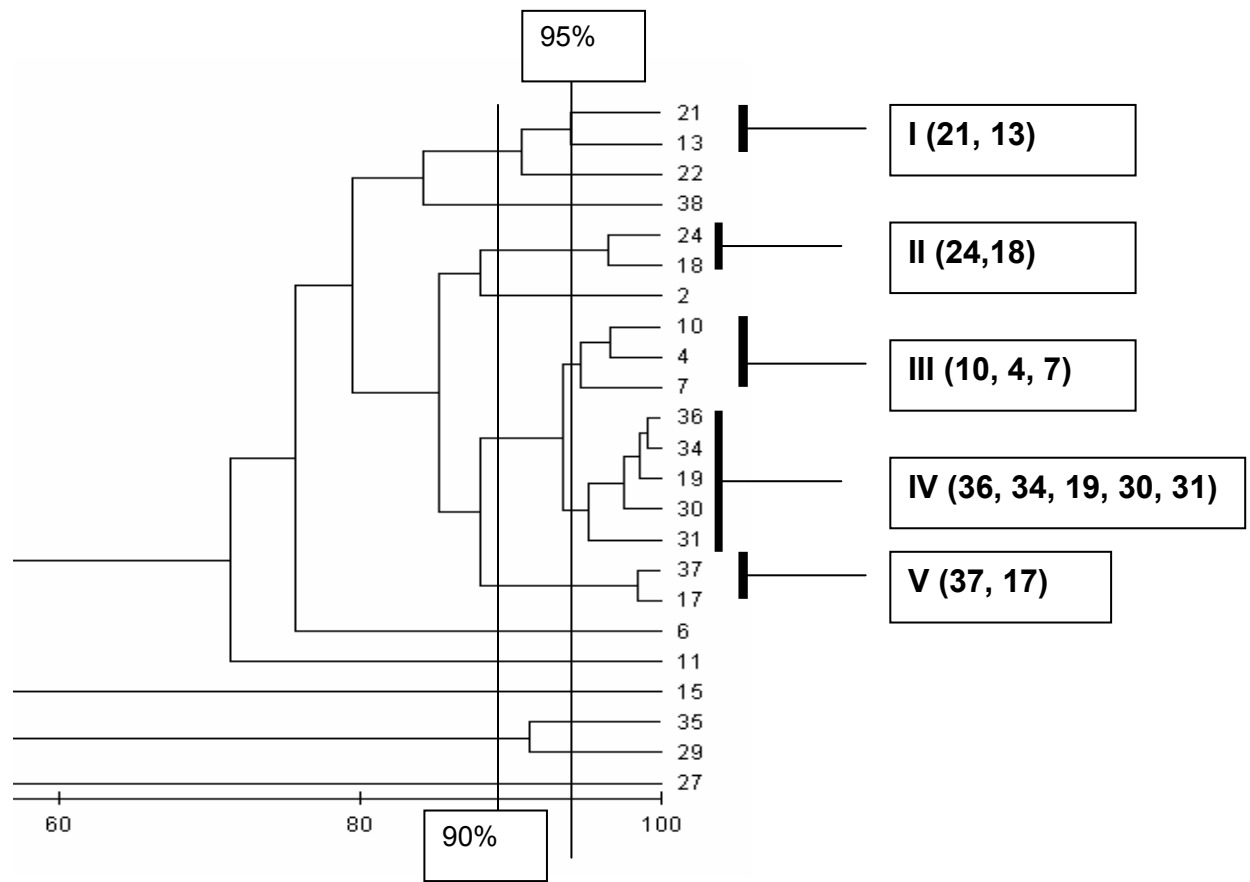


Figura 20. Dendrograma resultado de análisis cluster para las estaciones de la bahía vs porcentaje de similitud.

La Figura 21 representa los resultados obtenidos del análisis de similitud. Estos grupos señalados por círculos unidos por rectas o independientes, permitieron realizar una selección sobre la base de criterios geográficos, resultados químicos y opinión de expertos según el uso de la bahía, definiéndose 6 estaciones (Figura 22) como propuesta de red de muestreo óptima para el desarrollo de monitoreo.

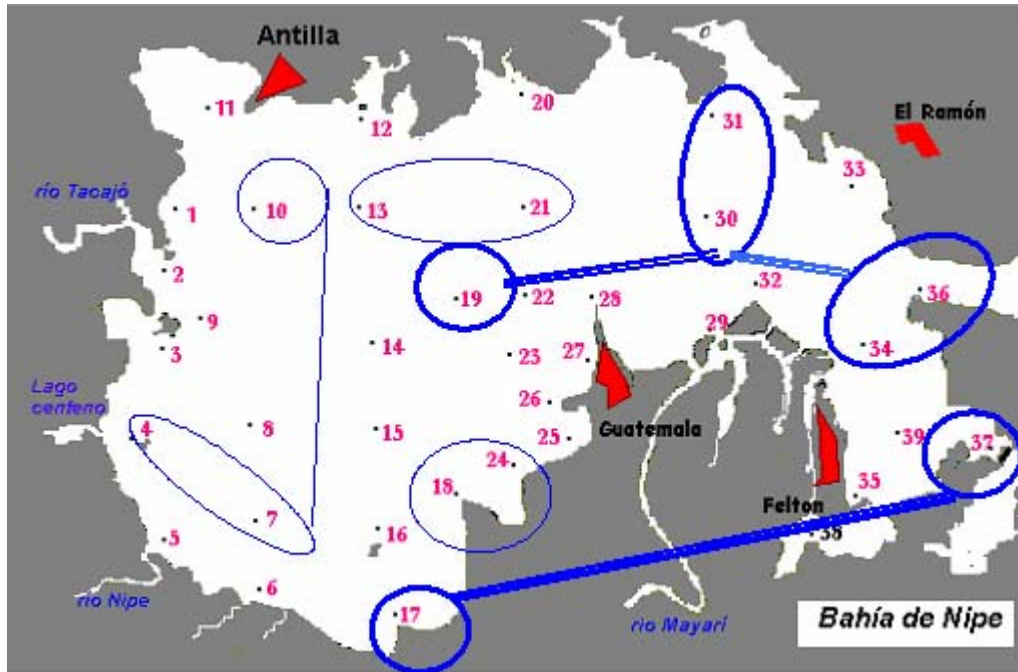


Figura 21. Resultados de los grupos formados por estaciones de más de 95 % de similitud según el cluster.

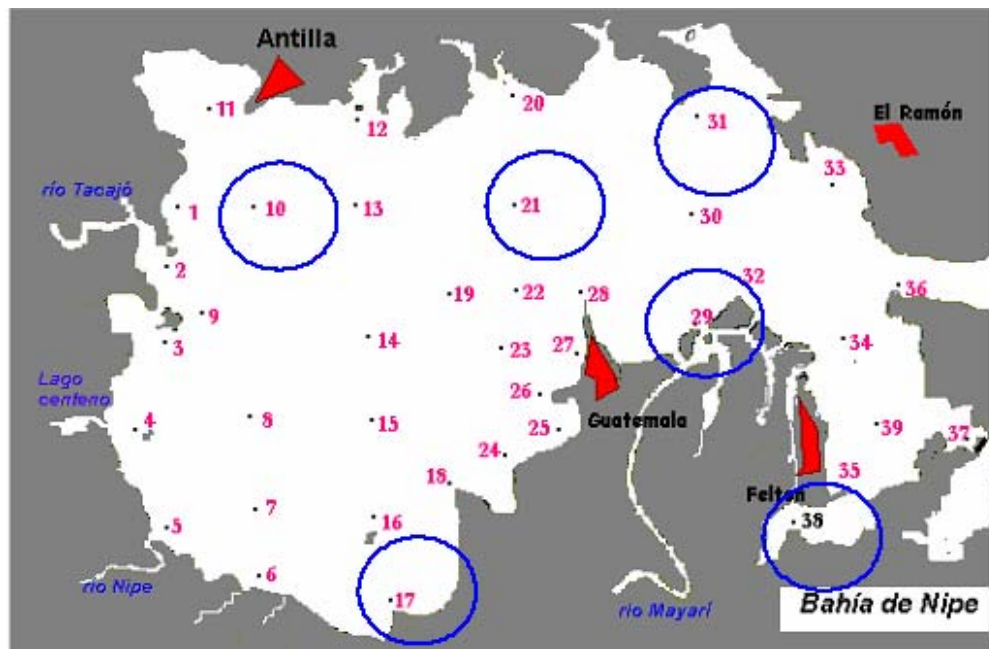


Figura 22. Red propuesta para estudios ambientales.

IV. 6. Efectos sobre las pesquerías

La Bahía de Nipe es un patético ejemplo del colapso gradual de las pesquerías en un acuatorio que en una época presentó buenos resultados de captura y que en la actualidad presenta valores de capturas muy bajos en comparación con hace 25 años.

Diferentes autores han realizados estudios ambientales (Vega, 2000; Martín *et al.*, 2002; Arencibia *et al.*, 2005), de pesquerías (Hondares y Giménez. 1993-1994, Hondares y Giménez. 1993-1994a), biológicos (Muñoz *et al.*, 1993) existiendo en todos los casos consenso sobre problemas de impacto ambiental y ordenamiento pesquero, aunque no se ha llegado a concluir nada de forma integral, las razones de tan drástica disminución de las capturas.

Otras fuentes del recurso pesquero como el cultivo de ostras de Cayo Los Chivos, (3 ha.), en la actualidad son explotadas, pero con bajos rendimientos lo cual es un reflejo también de este problema.

El análisis de las anomalías para 25 años de la bahía para el recurso escama (Figura 23) denota un comportamiento típico de sobreexplotación del recurso, similar a lo reportado por Baisre (2004, 2000) para las pesquerías cubanas.

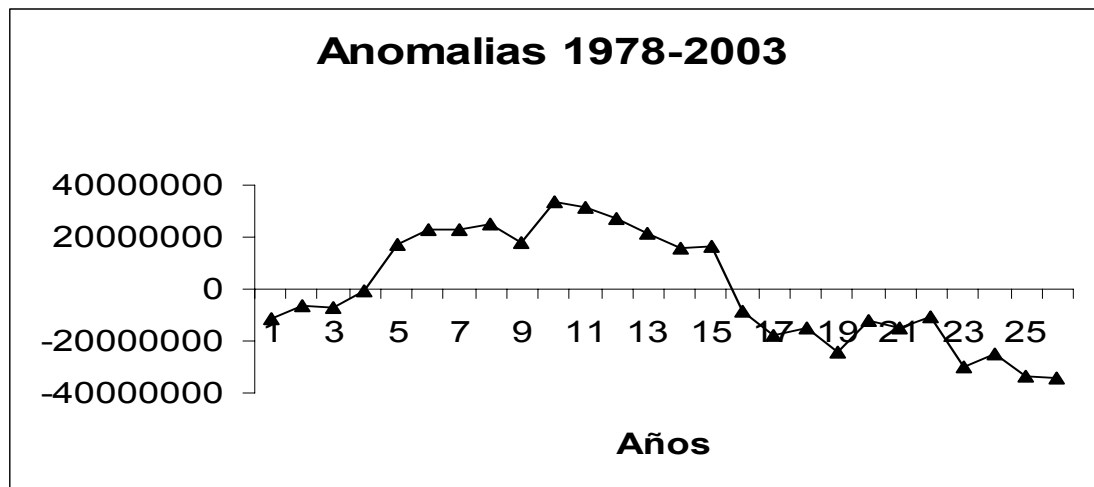


Figura 23. Comportamiento de las anomalías de las capturas de escama para el periodo 1978-2003.

El período de crecimiento de las capturas a partir de inicios de la década del 80, se puede observar en la Tabla 11, como el incremento del esfuerzo durante los años del 84 al 89, que implicó una disminución del rendimiento y que en el 1990 se comenzó a disminuir el esfuerzo y se obtuvo un aumento del rendimiento, todo lo cual manifiesta que las condiciones variables de la extracción de los recursos pesqueros no siempre se ha manifestado por los problemas ambientales. Para el inicio de este período las capturas de la corvina disminuyen en un 12 %, que es la especie representativa de las capturas de escama dentro de la bahía y por lo tanto es posible considerar los rendimientos sostenidos por esta especie de mayor valor como reflejo del recurso (Beddington & Rettig, 1984).

Tabla 11. Rendimientos del recurso escama para el período de 1984 al 1993.

Concepto	1984	85	86	87	88	89	90	91	92	1993	Media
Captura (ton)	703	609	648	654	674	528	560	420	503	431	572
Esfuerzo Días-mar	2369	2150	2107	2427	3795	4327	2939	2565	1994	1939	2261
Rendimiento Kg/días -mar	297	283	308	269	178	122	191	164	252	222	253

Las artes empleadas en la bahía para la pesca han sido variadas y no siempre las mismas para cada especie, pues la corvina que es la especie mas importante en esta pesquería se captura por chinchorro y de red de arrastre.

Ya desde la década del 80 los desembarques de esta especie comenzaron a disminuir de un 48.8 % (489.0 t) en 1983 del total de pesca en la bahía, a un 35.4% (402.4 t) en 1988 (Muñoz *et al.*, 1993).

Un aumento del esfuerzo para este periodo con el número de embarcaciones (de 12 a 17) hizo que los rendimientos cayeran de 188 kg/día mar a 106 188 kg/día mar para 1988, lo cual sugiere fluctuaciones de la abundancia de la especie en función de la pesquería y no del medio ambiente. Este problema de disminución de los desembarques ha sido señalado por Hondares y Giménez (1983-1994, 1993-1994a).

Por otra parte se realizó el análisis de la matriz de DAFO para Biomasa y Extracción cuyos resultados que se muestran en la tabla 12.

Tabla 12. Resultados de la aplicación de la matriz de DAFO.

Biomasa	
Fortalezas	Debilidades
Adecuado nivel de nutrientes y fertilidad. Diversidad de recursos.	Recursos plenamente explotados Poca investigación ecotoxicológicas para fenómenos recurrentes y sus efectos.
Oportunidades	Amenazas
Aprovechar eficientemente los recursos existentes Desarrollar las especies sub-explotadas e inexploradas.	Sobre-explotación. Fenómenos oceanográficos que afectan ciclos reproductivos Contaminación afecta ecosistemas costeros
Extracción	
Fortalezas	Debilidades
Condiciones de mar favorables. Capacidad y flexibilidad de la flota (convertibilidad hacia otras pesquerías) Infraestructura de desembarque funcional y de apoyo a la flota pesquera artesanal.	Insuficiencia de embarcaciones para pesquerías Insuficiencia y falta de proyección en la preparación de cuadros. Edad promedio cercana a jubilación. Ineficiencia de la flota. Insuficiente infraestructura adecuada para desembarque de pesca
Oportunidades	Amenazas
Desarrollo de pesquerías de media agua, profundidad y altura. Desarrollo de acuicultura litoral	Agotamiento de los recursos. Reducido desarrollo de pesca artesanal por falta de mecanismos administrativos.

Esta matriz nos permite señalar las debilidades para la biomasa y la extracción en las pesquerías como problemas de administración.

Los resultados de la disminución de talla en la década del 80 en la especie corvina según un estudio de Hondares y Giménez (1993-1994a), demuestra como la sobreexplotación de esta bahía, que es catalogada de intensamente explotada para el caso de la población de corvina no ha tenido sus bajas de rendimiento en la calidad del ambiente, sino debido a aspectos de una deficiente administración pesquera.

La Tabla 13 presenta la composición de las capturas dentro de la bahía para el período de 1984 al 1998, para las especies de mayor captura e importancia. Para esta etapa

encontramos el patao y mojarra (25.27 %), rabirrubia (16.64 %), sierra serrucho (9.73 %) y la corvina reportada por Hondares y Giménez (1993-1994a) con capturas de mas de 35 % para la bahía entre los años del 86 al 1990.

Similares resultados en presentan por Claro y colaboradores (2004) para el Archipiélago Sabana Camaguey, dado su característica común de manejo pesquero por iguales normativas del Ministerio de la Industria Pesquera (MIP) y donde se encuentra igual que en esta bahía una disminución en la abundancia de las especies presentes.

Tabla 13. Composición de capturas de las principales especies para el periodo 1984-1998 en la Bahía de Nipe.

Hábitats	Nombre común	Hábitos	Nombre científico	1984-1998 (% captura)
2	Corvina	Demersal	<i>Micropogonias furnieri</i>	35*
1,2	Biajaiba	Demersal	<i>Lutjanus synagris</i>	8.16
	Comeviveres	Demersal	<i>Euthynus alleteratus</i>	0.57
1,2	Caballerote	Demersal	<i>Lutjanus griseus</i>	1.34
1,3	Cubera	Demersal	<i>Lutjanus cyanopterus</i>	1.83
	Cherna Criolla	Demersal	<i>Epinephelus striatus</i>	2.64
	Fogonero			0.07
1, 2, 3	Jurel o Gallego	Demersal	Selar, <i>Caranx</i> (spp.)	1.22
	Lenguado	Demersal	<i>Bothus</i> spp	0.55
2	Lisa	Demersal	<i>Mugil</i> spp. (<i>Mugil lisa</i> , <i>M. curema</i> , <i>M. hospe</i>)	7.28
	Liseta	Demersal	<i>M. trichodon</i>	0.29
2	Machuelo	Demersal costero	<i>Opisthonema oglinum</i>	8.92
2	Patao y Mojarra	Demersal	<i>Eugerres brasiliensis</i> y <i>Gerres cinereus</i>	25.27
1,2	Pargo criollo	Demersal	<i>Lutjanus analis</i>	1.24
1,3	Rabirrubia	Demersal	<i>Lutjanus chrysurus</i>	16.64
1, 2, 3	Ronco	Demersal	<i>Haemulon</i> spp.	8.69
2	sardina	Demersal costero	<i>Harengula humeralis</i>	4.98
1,2	Sierra Serrucho	Demersal	<i>Scomberomorus</i> spp.	9.73
1, 4	Tiburón	Demersal	<i>Carcharinus</i> spp	0.57

* datos de 1986 al 1990.

1. del complejo seibadal-arrecife
2. del complejo estuarino.

3. de la pendiente arrecifal
4. especies pelágico-oceánicas

El análisis de los datos refuerza la teoría de que la explotación pesquera intensiva provoca cambios de la abundancia relativa de los diferentes grupos funcionales del ecosistema (Baisre, 2000, Froese *et al.*, 1998), lo cual se estima ha ocurrido también para el ecosistema de Nipe, alterando sus niveles tróficos y tallas promedio.

Es opinión autorizada por estudios realizados para las pesquerías cubanas se señala que los problemas de pesca y su decrecimiento son debido probablemente a la acción combinada de la sobrepesca y a cambios en el ecosistema marino (Baisre, 2000) y que si se realiza un ordenamiento de las pesquerías se podría recuperar de cierto modo algunos recursos pesqueros. Mientras que parte de estas pérdidas podrían ser recuperadas a través de la ordenación pesquera, algunos de los cambios podrían ser potencialmente irreversibles.

Los grupos mas abundantes, como la biajaiba, patao y machuelos entre otros son de características típicas de los biotopos presentes en este ecosistema y se alimentan de sedimentos y pequeños crustáceos u organismos del bentos, los cuales como fuentes de alimentación han sido impactados por la actividad antrópica, como por ejemplo: La actividad petrolera en algunas áreas de la bahía ha sido reportada por impactos de derrames y accidentes cuyos efectos en zonas de la Playa Juan Vicente (Noviembre de 1998), ha sido documentadas por manchas de petróleo y alquitrán, así como en la Ensenada de Melilla.

También se reporta un derrame de petróleo en la zona del campo de boyas cerca de Felton en diciembre de 1998, lo cual puede ser causa casi segura de la aparición de Alquitrán en la zona de costa de Ensenada de Melilla (Martín *et al.*, 2002). Las concentraciones de hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos (HCDD), en las aguas

superficiales de la zona de estudio, expresadas como equivalentes de criseno puro, osciló entre 1.34 y 3.46 $\mu\text{g.L}^{-1}$, con valor medio para toda la bahía de 2.18 $\mu\text{g.L}^{-1}$ y CV < 15%.

Las concentraciones obtenidas, se consideran según las normas propuestas, como típicas de zonas costeras ligeramente contaminadas por petróleo (IOC/UNED, 1991).

Se ha discutido mucho acerca de las causas que afectaron la productividad pesquera en la bahía y se ubica en primer termino la alta contaminación existente en la parte sur de la bahía, producida, principalmente, por las descargas del central azucarero y la fábrica de levadura torula y el alto nivel de esfuerzo de pesca, por el uso de chinchorro, que originó capturas de peces juveniles entre otros impactos (Vega et al., 2000).

Los resultados alcanzados en la determinaciones de los órganoclorados HCB, Lindano, Aldrin, DDE, α -endosulfan, dieldrin, DDD, DDT, β -endosulfan y endosulfan sulfato (Arencibia *et al.*, 2005), dio negativo para todos los compuesto excepto para DDE que presentó un valor promedio de 0.048 mg/kg en cuatro estaciones de la región sur de la bahía. Tales valores denotan que este metabolito, *p,p'*-DDE, puede estar impactando las tramas alimentarias del bentos y estar acumulado en especies de importancia comercial dentro del equilibrio ecológico, aunque estos valores por su magnitud son de poca magnitud comparado a otras regiones de actividad pesquera (Chapman, 2004).

Por otra parte se ha demostrado la existencia de un decremento de la densidad total y número de taxa de la meiofauna en varias zonas de la bahía donde aparecen altas concentraciones de metales pesados, donde los copépodos parecen ser los más sensibles a este tipo de contaminación (Capetillo *et al.*, 2005). Se añade además que las zonas localizadas a la entrada de la bahía, presentan bajos niveles de contaminación por metales

pesados, caracterizándose estas zonas por una elevada densidad y riqueza de taxa. Esto sugiere que evidentemente hacia el interior de la bahía hay predominio de contaminación por metales pesados, que han incidido sobre el bentos, disminuyendo de la densidad y riqueza de la meiofauna lo que puede incidir negativamente en las especies que habitan en la misma por la posible disminución de aquellas entidades que forman parte de la dieta alimentaría de los diferentes organismos.

En cuanto a las características de la meiofauna de la bahía, el grupo predominante para el área de estudio fue el de los nematodos marinos de vida libre (46,2%), le sigue los copépodos (23,7%), ostracodos (18,2%) y los poliquetos (11,9%), los cual es un resultado semejante a los obtenido (López-Cánovas, *et al*, 1999, Capetillo *et al.*, 2005), para otras bahías cubanas de similares características, señalándose que esta situación puede deberse, entre otros factores, a la posiciones geográficas de las estaciones, al tipo de biotopo, a la influencia de las aguas del Río Mayarí y a la presencia de contaminantes en los sedimentos,

Además lo anterior nos muestra que la estructura comunitaria del meiobentos encontrada en esta bahía parece estar influenciada por los aportes de residuales orgánicos que se vierten a la misma y además al compararse con la Bahía de la Habana que esta muy contaminada, la bahía de Nipe es una 10 veces mas productiva pues aquí encontramos una densidad media del meiobentos de 651 ind/10cm², contra 60 ind/10cm², reportado en Bahía de la Habana (Herrera-Moreno, 1983).

Esta situación del bentos puede definir una afectación de orden intermedio para la disponibilidad de alimentos en cuanto a abundancia si definir las particularidades requeridas por el conjunto de especies o población.

En muchos casos como en este estudio más que ver el decrecimiento de las pesquerías como un problema de contaminación es necesario integrarlo dentro de un contexto social, político y económico para poder definir estrategias de manejo del recurso (Ludwig, *et al.*, 1993).

Se sabe que el número de capturas totales es en ocasiones un indicador engañoso de la situación de la pesca, ya que puede ocultar degradaciones progresivas de las estructuras por especies y el alcance de la sobreexplotación o mal manejo pesquero (FAO, 1994; Watson and Pauly, 2001.).

V. 1. Conclusiones.

1. Los aportes de residuales contaminados a la bahía desde 1984 hasta 2003 son básicamente los mismos, aunque estos han disminuido la cantidad y concentración por cada fuente emisora, siendo lo más significativo la orgánica de los aportes del Complejo Agro Industrial Guatemala con concentraciones de D.B.O₅ 20°C de 10.3 ton/h y volúmenes superiores a 6500 m³/h, así como la carga de residuales urbana que rebasa las 310 t DBO/año .
2. El Complejo Agro Industrial Guatemala constituye durante la época de zafra la fuente industrial más significativa de contaminación marina en la bahía, contribuyendo aproximadamente con 94,7 % de los residuales de naturaleza orgánica.
3. No se detectan residuos de insecticidas de HCB, Lindano, Aldrin, Dieldrin, Endrin, endosulfan en sedimento de la Bahía de Nipe, pero se reportan residuos de DDE en muestras de sedimentos superficiales con de concentraciones bajas, las cuales se encuentran en el rango de 0.010 a 0.048 mg/kg y que dada la alta persistencia del DDE, determina que aún se encuentre en el medio ambiente y sea un peligro potencial para la flora y la fauna marina.
4. Esta es una región con características, eminentemente pesqueras, con limitados recursos financieros y una bahía productiva y dinámica, con una elevada capacidad de asimilar aportes contaminantes orgánicos. Se debe

aplicar un plan de gestión para toda la cuenca y un manejo de los recursos naturales adecuados. Las soluciones ambientales en el territorio consideran un plan inversionista para la depuración de los residuales de las principales fuentes contaminantes y un conjunto de soluciones relacionadas con la ejecución de estudios especializados para la recuperación del potencial pesquero.

5. Durante el periodo evaluado los resultados de la contaminación ambiental de este acuario, aunque es notoria no parece haber sido el factor decisivo en el descenso en las pesquerías, pero si influyeron, ya que los niveles de contaminación de la bahía, son bajos en plaguicidas, hidrocarburos y metales pesados deben tenerse en cuenta.
6. El orden de magnitud de los elementos determinados en sedimentos fue
 $Fe > Al > Mn > Ni > Cr > Zn > Co > Cu > Ba > Pb > Cd$.
7. El Ba reportó concentraciones de 17.5 $\mu\text{g/g}$ (<1 - 124), constituyendo una situación de contaminación, al parecer por el petróleo u otra fuente terrestre no identificada.
8. La red de estaciones optimizada constituye un ahorro sustancial de recursos y permitirá una vigilancia adecuada para detectar anomalías por contaminación.

V. 2. RECOMENDACIONES

1. Implementar un sistema de alcantarillado adecuado al número de habitantes de los poblados de Antillas y Guatemala y su posterior tratamiento antes del vertimiento de sus aguas a la bahía.
2. Se recomienda tanto para metales pesados como para plaguicidas un monitoreo en el tiempo dentro de la bahía, de forma de detectar distribuciones en otros sitios de los compuestos encontrados y realizar estudios en la biota tanto de interés comercial como de la trama alimentaría dentro del bentos.
3. La realización de un ordenamiento pesquero muy vinculado a estos resultados ambientales.
4. Evaluar la introducción de investigaciones específicas a la cadena trófica y los niveles de toxicidad de la misma, producto de los contaminantes detectados.

Capítulos V

V 1 Referencias

- Alcolado, P. M. 2002. Monitoreo Biológico Marino. VIII Taller de la Cátedra de Medio Ambiente. 13 al 15 de junio del 2002.
- Arellano, M. 2002. *Ecosystem approach to sustainable development by means of promoting the synergies to the national level*. Agencia de Medio Ambiente. Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente. Cuba
- Arencibia G., Isla, M., Capetillo, N., Almira, I. & Castillo, D. 2002. Pollution sources of the Nipe Bay, Cuba. julio – diciembre. *fopcana* 1(2): 42 – 50.
- Arencibia, G., C. Carrodegua y T. Romero. 1992. Contaminación por metales pesados en sedimentos de la Bahía de Cárdenas, Cuba. *Rev. Ciencias Marinas*. No. 1. Vol. 18. Año 1992. México. Pp. 13-19.
- Arencibia, G., C. Carrodegua. 1999. Informe sobre principales aspectos de interés para el desarrollo de las actividades pesqueras en Bahía de Nipe, Holguín. 1999.
- Arencibia, G., Carrodegua, C. y Romero, T. 1988. Estudio de la contaminación de los sedimentos en la Bahía de Cárdenas. En: **Water Resources Management and Protección Tropical Climates**. Pp. 433-444
- Arencibia, G.; L. Orta-Arrazcaeta, N. Capetillo-Piñar, I. Pérez, R. Hernández, S. C. Gardner & A. Ortega-Rubio. 2005. Organochlorine insecticide residues in Nipe Bay, Cuba. *Bolletín Environmental Contamination and Toxicology*. 75:304-307.
- Baisre, J. A. 2004. La pesca marítima en Cuba. Editorial Científico –Técnica. 372 pp.

- Baisre, J.A. 2000. Crónica de la pesca marítima en Cuba (1935-1995). Análisis de tendencias y del potencial pesquero. ISBN: 9253044101, FAO Fish. Tech. Pap., 394, . 38 pages
- Beddington, J. R. & R.B. Rettig. 1984. Criterios para la ordenación del esfuerzo de pesca. *FAO Doc. Tec. Pesca(243)*: 44pp.
- Beltrán, J. y Palacios, F. 1993. *Manejo Ambiental de la Bahía de Nipe*. Informe Final. La Habana: CIMAB.
- Binning, K. and Baird, D. 2001. *Survey of metals in the sediments of the Swartkops River Estuary, Port Elizabeth South Africa*. Water SA. ISSN 0378-4738. October, Vol. 27(4), p.461-466. <http://www.wre.org.za>
- Bray, J. R. and J. T. Curtis. 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.
- Capetillo, N.; Arencibia, G.; Armenteros, M. y Pérez, I. 2005. Estructura de las comunidades del meiobentos en relación con la contaminación por metales pesados en la Bahía de Nipe, Cuba.
- Castillo, W, J. González, O. Rodríguez Y J. Trejos. 1997. *Fundamentos de Análisis Multivariado de Datos. Programa de Investigación en Modelos y Análisis de Datos*. Centro de Investigaciones en Matemáticas Pura y Aplicada, Escuela de Matemáticas, Universidad de Costa Rica.
- CEPAL. 1999. Gestión de cuencas y ríos vinculados con centros urbanos. Comisión Económica para América Latina y el Caribe. 99-12-968. 181 pp.
- CEPAL. 2002. La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. Comisión Económica para América Latina y el Caribe. 99-12-968. 181 pp.

- CEPPOL. 1993. *Estudio del impacto derivado del desarrollo minero-metalúrgico del níquel en el litoral Noroeste de Cuba*. Informe Final. Programa Ceppol.
- Chapman, P. M. 2004. A test of sediment effects concentrations: DDT and PCB in the Southern California Bight. *Environmental Toxicology and Chemistry*. Vol 15,7, 1197-1198
- Claro, R. J. P. García - Arteaga , B. Gobert, K.l Cantelar Ramos, S. Valle Gómez y F. Pina Amargós. 2004. Situación actual de los recursos pesqueros del Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 33 49-67 ISSN 0122-9761 Santa Marta, Colombia, 20 pp.
- C-Soriguer Escofet, M. 2005. Los efectos de la actividad pesquera.
http://www2.uca.es/grup-invest/trans-maritimo/red-cadiz/soriguer_texto.pdf
- Dannerberger, D. 1996. Chlorinated microcontaminants in surface sediments of Baltic Sea: Investigations in the Belt Sea, the Arkona Sea and the Pomeranian Bight. *Mar. Pollut. Bull.* 32: 772-781.
- Dierksmeier, G. 2001. *Plaguicidas. Residuos, efectos y presencia en el medio*. Editorial Científico-Técnica, La Habana, Cuba. ISBN No. 959-246-032-9
- Dierksmeier, G., R. Hernández, P. Moreno, K. Martínez y C. Ricardo. 1997. Organochlorine pesticides in sediments and biota in the coastal region to the South of the Pinar del Rio Province, Cuba. IAEA-SM-343/42.
- Elsdon, T. S. and Gillanders, B. M. 2005. Temporal variability in strontium, calcium, barium, and manganese in estuaries: Implications for reconstructing environmental

- histories of fish from chemicals in calcified structures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* xx (2005) 1-10.
- Espinosa, L. F.; Cadavid, B.; Marín, B. y Campos, N. H. 1999. *Contaminación por metales pesados en sedimentos de la zona costera del Departamento del Magdalena, Caribe colombiano*. En: VIII COLACMAR. 17–21 de octubre de 1999, Trujillo, Perú. Libro de resúmenes ampliados. Tomo II. pp. 814–816.
- FAO. 1994. *Fiabilidad y repercusiones en las políticas de las estadísticas de pesca*. Departamento de Pesca de la FAO.
- Ferreira, A. M. and C. Vale. 2001. Seasonal and Inter.-annual variations of PCB and DDT contents in the oyster *Crassostrea angulata* from the Sado Estuary (Portugal). *Ciencias Marinas* (2001), 27 (2): 255-268.
- Forstner, U. & Wittmann, G. 1981. *Metal Pollution in the aquatic environment*. eds., Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.
- Froese, R., Torres Jr., F. y Pauly, D. 1998. Mean size of fish in fisheries catches. En R. Froese y D. Pauly, eds. *FishBase 98: Concepts, designs, and data sources*. ICLARM, Manila, Filipinas. 293 p.
- GACETA OFICIAL DE LA REPUBLICA DE CUBA. 1997. Ley No. 81 del medio ambiente. Edición Extraordinaria, La Habana, 11 de Julio de 1997, Año XCV. No. 7, Pág. 47
- Gallo, M. C. y Campos, N. H. 1997. Contenidos de Cd, Cu y Zn en sedimentos de zonas de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta y la Bahía de Chengue, Caribe colombiano. *Cont. Amb.*, Vol.16 (28-29), p. 13–24.

- García C.; Piñeiro, R. y Hondares, A. 1992. *La Contaminación en la Bahía de Nipe y su influencia sobre la pesca*. Archivo C.I.P. La Habana, Centro de Investigaciones Pesqueras. 8 p.
- García, C.; E. Rodríguez; B. Hernández y A. Rodríguez Del Rey. 1990. Condiciones hidrometeorológicas en las plataformas cubanas. CIP/MIP. Bol. Tecn. 3: 6p., 26 figs
- González H., Ramírez, M. 1995. The effect of nickel mining and metallurgical activities on the distribution of heavy metals in Levisa Bay, Cuba. *Journal of Geochemical Exploration*. p.184-192
- González, H. 1991. Heavy metal surveys in sediments of five important Cuban Bays. *Biogeochemistry*, (14): p.113-128.
- González, H.; Ramírez, M. and Torres, I. 1997. Impact of nickel mining and metallurgical activities on the distribution of heavy metals in sediments of Levisa, Carbonico and Nipe Bays, Cuba. *Environmental Geochemistry and Health*. Vol.19 (2), p. 57-62.
- Gutiérrez-Samperio J., Trujillo Arriaga J., Ramirez y Ramirez F. y Velez Mendez A. 1992. Catalogo Oficial de Plaguicidas. CICOPPLAFEST, Mexico, D.F.
- Hondares A. y E. Giménez. 1993-1994. Evaluación y caracterización de los recursos pesqueros de la Bahía de Nipe. RCIP 18 (1). 53-57 pp.
- Hondares A. y E. Giménez. 1993-1994a. Estudio biológico-pesquero de la corvina (*Micropogonias furnieri*) en la Bahía de Nipe. RCIP 18 (1). 58-61 pp.
- Isaaks, E. H. and R. M. Srisvastava. 1989. *An Introduction to Applied Geostatistics*, Oxford University Press, New York, 561 pp.
- Kitanidis, P. 1997. *Introduction to Geostatistic –Applications in Hydrogeology*, Cambridge University Press, New York, 249 pp, ISBN 0-521-58747-6.

- LLuch-Cota, D.B. y Ponce-Díaz, G. 2000. Situación actual y perspectiva de la pesquería de Abulón. Memorias del taller: Cultivo intensivo y repoblamiento del abulón. Resultados de la granja demostrativa. 1-16 pp.
- Long, E.R., R.S. Carr, G.A. Thursby and D.A. Wolfe. 1995. Sediment toxicity in Tampa Bay: Incidence, severity, and spatial extent. Florida Scientist 58:163-178.
- López-Cánovas, Capetillo, P., N., y Carrodegua, C. 2000. Línea base Biótica Marina de las bahías Taco, Boma, Mata y Baracoa, en época de seca. GEOCUBA Estudios Marinos. Inf. Cient. Tecn. 40 pp.
- Ludwig, D. R. Hilborn & C. Walters. 1993. Uncertainty, resource exploitation, and conservation: lessons from history. Science 260: 17, 36.
- Martín, A., G. Arencibia, O. García, F. Ruiz, I. Pérez, A. Tur, F. Palacios, G. Delgado, N. Capetillo, F. Solar, J. Beltrán, I. Torres, M. Ramírez. R. Rodríguez, R. Álvarez, H. Mancebo y S. Hernández. 2002. Control y diagnóstico de la Calidad Ambiental del Ecosistema Bahía de Nipe. Informe Final. CIMAB. 70 p.
- Martínez, M. y García, P. 1998. *Impacto ambiental de la industria minero-metalúrgica sobre el ecosistema marino en Moa, Cuba*. International Synposium of Marine Pollution. IAEA-SM-354/. 173 p.
- Mason, B. 1993. Principles of geochemistry, John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Mc. Kown, M. M.; Tschirn, C.R.; Lee, P.P.F. 1978. *Investigation of matrix interferences for A:A:S. Trace metal analyses of sediments*. Report. No EPA- 600/7-78-085. 131p.

- Méndez L, Salas-Flores, L. M, Arreola-Lizarraga A. Alvarez-Castañeda S.T., Acosta B. 2002. Heavy Metals in Clams from Guaymas Bay, México. Bull Environ Contam Toxicol 68:217-223.
- Mendez, L. Acosta, B., Arreola-Lizarraga, a., Padilla, G. 2004. Anomalous levels of heavy metals in sediments from Guaymas Bay, México. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 72:1101-1106.
- Moral García, F. J. 2003. La representación gráfica de las variables regionalizadas. Geostatística Lineal. Servicio de publicaciones de la Universidad de Extremadura, Badajoz, España.
- Moral García, F. J. 2004. Aplicaciones de la geoestadística en las ciencias ambientales. Ecosistemas. Revista científica y técnica de ecología y medio ambiente. Año XIII, N° 1. (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/041/revision3.htm>)
- Moreno A. y M. González Day. 1977. Estudio del Hidroclima de los Puertos de Cuba. Edit. IDICT, Cuba.
- Müller, G. 1979. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. Umschau 79:778-783. 32 pp.
- Muñoz, Pascual, M., Ramírez Hechevarria, E. J., Zayas Herrera, C. R., Álvarez-Lajonchere, L. 1993. Estudio biológico-pesquero de la corvina (*Micropogonias furnierii*) (Desmarest, 1823) en la Bahía de Nipe, Cuba. Rev. Invest. Mar. 14(2-3),
- Muñoz, P. and Salamanca, M. 2001. Flux of particulate lead to marine sediments and its accumulation in *Paraprionospio pinnata* (Polychaeta: spionidae) in Concepcion Bay (36° Lat.S), Chile. *Gayana (Concepc.)* Vol.65(2). ISSN 0717-6538. Version on-line.

- NC. 93-01-105. 1987. Especificaciones y procedimientos para la evaluación de los objetos hídricos de uso pesquero.
- Nivia, E. 2003. Los plaguicidas en América Latina: Historia sin fin de muchas tragedias. V Encuentro de Agricultura Orgánica. La Habana, Cuba, 2003.
- Ochoa, E.; Olsen, S. B. and Windevoxhel, N. 2001. Avances del manejo costero integrado en PROARCA/Costas. Centro de Recursos Costeros de la Universidad de Rhode Island (CRC-URI). Centro Regional para el Manejo de Ecosistemas Costero. ECOSTA. 17 pp.
- OILWATCH. 2005. Explotación petrolera en Mauritania. (Abdel Cheikh y Abdelkader Saleck. "Création et évolution du PNBA, peuplement et identité Imraguen". Project CONSDEV. No. ICA 1-2001-10043. Nouakchott, junio 2002). 73 pp.
- Olaya Triana, G. 2003. Proceso de reingeniería de la red hidrológica. Proceso de optimización de la red hidrológica análisis realizados. http://www.ideam.gov.co/temas/eventos/co-diseño/reingenieria_red_hidrologica.pdf
- Olea, N. y Fernández, M. F. 2001. Plaguicidas persistentes. Congreso Implementación del Convenio de Contaminantes Orgánicos Persistentes. Madrid, 26-27 de noviembre de 2001.
- Pecenko, Y. A. 1982. Principios y métodos del análisis cuantitativo en las investigaciones faunísticas. Ed. Ciencia ("Nauka"). 285 p.
- Pérez, N. 2003. Indicadores de sostenibilidad y de impacto de las practicas de control de plagas: un estudio de caso. V Encuentro de Agricultura Orgánica. La Habana, Cuba, 2003.

- Piñeiro, R. y A. Betanzos. (MS). Características del ambiente hidrometeorológico en tres zonas marinas costeras de Cuba. Archivo C.I.P., 18pp. 8figs., (1995).
- Pujadas, R. y Font J. 1998. Ordenación y planificación territorial, Madrid, Editorial Síntesis, Colección Espacios y Sociedades, No. 8.
- Ramachandran, S., N. Rajendran, R. Nandakumar and V. K. Venulopagan. 1984. Effects of pesticides on photosynthesis and respiration of marine macrophytes. *Aquat. Bot.* 19:395-399.
- Ricardo Mariño C., G. Dierksmeier, B. Suárez, R. Hernández, M. Nela LLanes, M. GARCÍA, C. LINARES. 2000. Métodos de análisis de residuos de plaguicidas. Ciudad de la Habana. IINISAV. 295 pp.
- Ripley, B. D. 1981. *Spatial Statistics*. Wiley Series in probability and mathematical statistics. John Wiley & Sons. New York, 252 pp.
- Ritter, L.; K. R. Salomon, J. Forget, M. Stemeroff y C. O. Leary. 1995. A review of the persistent organic pollutants: DDT, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Chlordane, Heptachlor, Hexachlorobenzene, Mirex, Toxaphene, Polychlorinated Biphenyls, Dioxins and furans. PCS/95.
- Rodríguez Castañeda, A. P. 2001. Elementos mayores y trazas en sedimentos y microalgas de la Bahía de la Paz, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría en Ciencias. IPN, CICIMAR. 179 pag.
- Rogers, C. S. 1994. Coral reef monitoring manual for the Caribbean and Western Atlantic. National Park Service, Virgin Islands national Park.
- Romero T. y G. Suárez 1985. Impacto ambiental en la Bahía de Nipe. Res. Inv. IV Forum C.I.P., Cuba.

- Romero, T. y Suárez, G. 1993. Distribución de la contaminación orgánica en la Bahía de Nipe, Cuba. *Ciencias Marinas*, 19 (3): 371-386.
- Rosales-Hoz, A. L.; Carranza-Edwards, S. Arias-Reynada y S. Santiago-Pérez. 1992. Distribución de metales en sedimentos recientes del sureste del golfo de México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*.
- Ruiz, E., E. Pulles y N. Sánchez. 1989. Concentración letal media de 19 pesticidas para alevines de *Oreochromis aureus* y *Ciprinus carpio*. Boletín Técnico No. 95. MIP.
- Sinex, S. A.; Cantillo, A. and Helz, G. R. 1980. Accuracy of acid extraction methods for trace metals in sediments. *Anal Chem.* Vol. 52 (14), p. 2342 – 2346.
- Soule, D. F., G. S. Kleppel. 1988. *Marine Organism as Indicator*. Springer – Verlag. N.Y. USA.
- Stefan, M. Waliszewski, Aguirre, A. A., Infanzon, R. M. Y Siliceo J. 2000. Variación de los niveles de plaguicidas organoclorados durante el tratamiento térmico de la leche de vaca. *Rev. Int. Contam. Ambient.* 16(2)61-66.
- Suárez G., T. Romero y M. E. Pérez. 1985. La Contaminación en las zonas de importancia pesquera de la provincia Holguín. Abst. IV Forum, C.I.P., Cuba.
- UNICON SA. 1977. Informe sobre los análisis del agua, sedimentos y las mediciones de corrientes efectuadas en la Bahía de Nipe, Cuba. 14 pag. 23 anexos.
- US Environment Protection Agency. 2000. *Bioaccumulation testing and interpretation for the purpose of sediments quality assessment. Status and needs*. EPA-823-R-00-001.
- Vega Bolaños, I. O.; j. A. Arias Verdés, T. Conill Díaz y M. L. González Valiente. 1997. Uso de plaguicidas en Cuba, su repercusión en el ambiente y la salud. Instituto de

Nutrición e Higiene de los Alimentos. Rev. Cubana Aliment. Nutr. 1997; 11(2):111-116.

Vega F. 2000. Evaluación de Impacto Ambiental. Canal de Ramón.

Warwick, R. M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. *Austral. J. Ecol.* (18), p. 63-80.

Watson, R. and D. Pauly. 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature*, 414, 29 November 2001: 534-536

Anexos

Anexo I

Localización de las estaciones de muestreo de sedimentos marinos superficiales

Localidad	Latitud	Longitud
1	20° 48' 03.07'' N	75° 45' 42.86'' W
2	20° 47' 04.86'' N	75° 46' 06.31'' W
3	20° 45' 43.41'' N	75° 46' 02.11'' W
4	20° 44' 09.02'' N	75° 46' 11.74'' W
5	20° 42' 54.03'' N	75° 45' 28.87'' W
6	20° 42' 21.74'' N	75° 44' 15.57'' W
7	20° 43' 38.04'' N	75° 44' 10.06'' W
8	20° 44' 40.10'' N	75° 44' 15.60'' W
9	20° 46' 26.11'' N	75° 44' 23.94'' W
10	20° 48' 06.97'' N	75° 44' 22.61'' W
11	20° 49' 09.03'' N	75° 45' 19.38'' W
12	20° 49' 12.93'' N	75° 42' 51.33'' W
13	20° 48' 04.39'' N	75° 42' 49.93'' W
14	20° 46' 00.28'' N	75° 42' 42.98'' W
15	20° 44' 45.30'' N	75° 42' 37.44'' W
16	20° 43' 14.80'' N	75° 42' 40.19'' W
17	20° 41' 58.50'' N	75° 42' 26'30'' W
18	20° 43' 44.56'' N	75° 41' 37.98'' W
19	20° 47' 26.90'' N	75° 41' 08.97'' W
20	20° 49' 43.97'' N	75° 40' 01.19'' W
21	20° 48' 16.03'' N	75° 39' 40.46'' W
22	20° 46' 37.78'' N	75° 40' 27.48'' W
23	20° 45' 44.78'' N	75° 40' 38.55'' W
24	20° 44' 07.85'' N	75° 40' 42.70'' W
25	20° 44' 44.03'' N	75° 39' 48.80'' W
26	20° 45' 03.41'' N	75° 40' 10.90'' W
27	20° 45' 38.31'' N	75° 39' 40.49'' W
28	20° 46' 28.72'' N	75° 39' 28.03'' W
29	20° 46' 19.65'' N	75° 37' 44.32'' W
30	20° 47' 52.74'' N	75° 37' 26.30'' W
31	20° 49' 29.73'' N	75° 37' 16.56'' W
32	20° 46' 54.54'' N	75° 36' 40.68'' W
33	20° 48' 14.68'' N	75° 38' 39.39'' W
34	20° 46' 07.96'' N	75° 35' 19.09'' W
35	20° 44' 01.24'' N	75° 35' 17.77'' W
36	20° 47' 02.23'' N	75° 34' 36.27'' W
37	20° 44' 41.28'' N	75° 35' 24.54'' W
38	20° 42' 52.96'' N	75° 36' 24.26'' W
39	20° 44' 56.82'' N	75° 34' 37.67'' W

Anexo II

Localización de las estaciones propuestas para muestreo de sedimentos marinos superficiales en la Bahía.

Nueva numeración Localidad	Antigua estación	Latitud	Longitud
1	10	20° 48' 06.97'' N	75° 44' 22.61'' W
2	17	20° 41' 58.50'' N	75° 42' 26'30'' W
3	21	20° 48' 16.03'' N	75° 39' 40.46'' W
4	29	20° 46' 19.65'' N	75° 37' 44.32'' W
5	31	20° 49' 29.73'' N	75° 37' 16.56'' W
6	38	20° 42' 52.96'' N	75° 36' 24.26'' W