



UNIVERSIDAD DE ORIENTE
NÚCLEO DE SUCRE
INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA
POSTGRADO EN CIENCIAS MARINAS

EVALUACIÓN DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS
SUPERFICIALES DE LA BAHIA LA ESMERALDA, ESTADO SUCRE, VENEZUELA.

DANNY RAFAEL CARDONA HERNANDEZ

TRABAJO DE GRADO PRESENTADO COMO REQUISITO PARCIAL PARA
OPTAR AL GRADO DE MAGISTER SCIENTIARUM EN CIENCIAS MARINAS,
MENCIÓN OCEANOGRAFÍA QUÍMICA.

CUMANÁ 2002



TG - 02-2022

UNIVERSIDAD DE ORIENTE
CONSEJO DE ESTUDIOS DE POSTGRADO
NÚCLEO DE SUCRE
POSTGRADO EN CIENCIAS MARINAS

ACTA DE DEFENSA DE TRABAJO DE GRADO

Nosotros, *Dra. Ivis Marina Fermín*, *M. Sc Edgar Alexander García M.* y *M.Sc. Fernando Luis Marín J.*, integrantes del jurado designado por la Comisión Coordinadora del Programa de Postgrado en Ciencias Marinas, para examinar el Trabajo de Grado intitulado: "EVALUACIÓN DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA BAHIA LA ESMERALDA, ESTADO SUCRE, VENEZUELA", presentado por el *Ing. Danny Rafael Cardona Hernández, C.I.: 15.361.075*, a los fines de cumplir con el requisito legal para optar al grado de *Magister Scientiarum* en Ciencias Marinas, Mención *Oceanografía Química*.

Hacemos constar que hemos examinado el mismo e interrogado a la postulante en sesión pública celebrada hoy, a las 9:00 a.m., en el Edificio Rectorado II, Av. Gran Mariscal de Ayacucho, Cumaná estado Sucre.

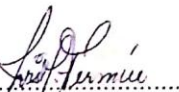
Finalizada la defensa del trabajo de grado por parte del postulante, el jurado decidió **APROBARLO** por considerar, sin hacerse solidario de las ideas expuestas por el autor, que el mismo, se ajusta a lo dispuesto y exigido en el Reglamento de Estudios de Postgrado de la institución.

En fe de lo anterior, se levanta la presente acta, que firmamos conjuntamente con la Coordinadora del Postgrado en Ciencias Marinas en la ciudad de Cumaná, a los diez días del mes de agosto de dos mil veintidós.

Jurado Examinador:

Dra. Ivis Marina Fermín

(Tutora)



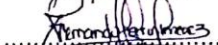
C.I.: 10.291.815

M. Sc. Edgar A. García M.



C.I.: 15.317.801

M. Sc. Fernando L. Marín J.



C.I.: 15.936.895

Coordinadora (E) Programa de Postgrado:

Dra. Ivis Marina Fermín

C.I.: 10.291.815


Firma y Sello 

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	iv
LISTA DE TABLAS	vi
DEDICATORIA	vii
AGRADECIMIENTOS.....	viii
RESUMEN	ix
INTRODUCCIÓN	1
II. METODOLOGÍA	7
II.1. Área de estudio	7
Figura 1. Zona de muestreo. Ensenada La Esmeralda, Estado Sucre, Venezuela. Fuente: Google Maps 2018.....	7
II.2. Muestreo	8
II.3. Determinación de los diferentes parámetros geoquímicos.....	9
II.3.1. Análisis granulométrico	9
II.3.2. Materia orgánica total.....	10
II.3.3. Carbonatos.....	10
II.3.4. Metales pesados.	11
II.3.5. Índices de posible perturbación ambiental por metales en sedimentos superficiales de la Bahía Esmeralda, estado Sucre, Venezuela:.....	11
II.4. Análisis estadísticos de resultados.....	15
III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	16
III. 1. Granulometría, Carbonatos y Materia orgánica total.....	16
III.1.1. Granulometría	16

Figura 2. Distribución horizontal del contenido de limos (%) de los sedimentos superficiales de la bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.	17
Figura 3. Distribución horizontal de contenido de arcillas (%) en los sedimentos superficiales de la bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.	17
Figura 5. Triángulo textural de SHEPARD (1954) para la clasificación de los sedimentos de la bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.....	21
1.2. Materia Orgánica Total.....	21
III.1.3. Carbonatos.....	24
III. 2. Metales pesados.	26
Plomo (Pb):	27
Figura 8. Distribución espacial del plomo total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.	30
Níquel (Ni):	31
Cobre (Cu)	33
Figura 10. Distribución espacial del cobre total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.....	35
Cadmio (Cd).....	36
Cobalto (Co):.....	39
Figura 12. Distribución espacial del cobalto total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.....	40
Manganeso (Mn):	41
III. 3. Índices de calidad ambiental para los sedimentos de la Bahía la Esmeralda.....	45
III. 3.1. Concentración de Efectos Límite (CEL) y Concentración de Efectos Probables (CEP).....	45
III. 3.2. Factor de contaminación (FC) e Índice de Carga Contaminante (ICC)	48

Figura 15. Distribución de los Factores de Contaminación (FC) e Índices de Contaminación (ICC) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela..... 51

Figura 16. Distribución de los Índices de Carga de Contaminación (ICC) de metales en los sedimentos de la Bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela. 53

III. 3.3. Coeficiente de Riesgo Potencial Ecológico (CREP) e Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP)..... 53

IV. ALGUNAS CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS..... 59

CONCLUSIONES..... 64

RECOMENDACIONES..... 65

BIBLIOGRAFÍA..... 66

ANEXOS..... 80

METADATOS**¡Error! Marcador no definido.**

LISTA DE FIGURAS

		Pág.
Fig. 1	Ubicación geográfica de la Bahía la Esmeralda y de las estaciones muestreadas en el presente estudio.	7
Fig. 2	Distribución horizontal del contenido de limos (%) de los sedimentos superficiales de la Bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.	17
Fig. 3	Distribución horizontal del contenido de Arcillas (%) de los sedimentos superficiales de la Bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.	
Fig. 4	Distribución horizontal del contenido de Arenas (%) de los sedimentos superficiales de la Bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.	18
Fig. 5	Triángulo textural de Shepard (1954) para la clasificación de los sedimentos de la bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.	20
Fig. 6	Distribución del contenido de materia orgánica (%) en los sedimentos superficiales de la bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.	22
Fig. 7	Distribución del contenido de carbonatos (%) en los sedimentos superficiales de la bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.	26
Fig. 8	Distribución espacial del plomo total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.	30
Fig. 9	Distribución espacial del níquel total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.	
Fig. 10	Distribución espacial del cobre total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.	35

Fig. 11	Distribución espacial del cadmio total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.	39
Fig. 12	Distribución espacial del cobalto total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.	40
Fig. 13	Distribución espacial del manganeso total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.	44
Fig. 14	Distribución de la Concentración de Efectos Límite (CEL) y Concentración de Efectos Probables (CEP) asociado a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.	47
Fig. 15	Distribución de los Factores de Contaminación (FC) e Índices de Contaminación (ICC) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.	50
Fig. 16	Distribución de los Índices de Carga de Contaminación (ICC) de metales en los sedimentos de la Bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.	53
Fig. 17	Distribución de Coeficiente de Riesgo Potencial Ecológico (CREP) e Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP) de metales en los sedimentos de la Bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.	56
Fig. 18	Dendrograma obtenido con el análisis de conglomerado de todos los parámetros estudiados que señala la división de la Bahía en dos zonas.	58

LISTA DE TABLAS

		Pág.
Tabla 1	Localización de los puntos de muestreos ubicados a lo largo de la Bahía la Esmeralda.	8
Tabla 2	Secuencia de tamices a emplear para determinar el tamaño del grano en la fracción > 62,5 μm y valores de phi (Φ) para la fracción < 62,5 μm en los sedimentos superficiales.	10
Tabla 3	Categoría y terminología para el factor de contaminación (FC).	12
Tabla 4	Coeficiente de correlación entre las diferentes variables estudiadas en los sedimentos superficiales de la bahía La Esmeralda en el presente estudio.	63

DEDICATORIA

A Dios

A Mis Padres Zunilde Hernández y Ubaru Cardona

A Mi Esposa Ana Fariñas de Cardona

A Mis Hijas Anna Valeria Cardona y Alba Marina Cardona

AGRADECIMIENTOS

Muy especial a la Dra. Ivis Marina Fermín, por ser mi asesora y por todo su apoyo brindado a lo largo de toda esta trayectoria.

A los profesores, por haber sido forjadores de conocimientos.

A mis compañeros de estudio (El Bloque), con los cuales afronte la tarea de cursar este postgrado.

Al profesor Bahumar Marín †

RESUMEN

Los estudios sobre la evaluación del contenido de metales pesados y caracterización textural de los sedimentos, permiten identificar zonas de deposición, patrones de transporte e información sobre su origen. Los sedimentos, además, tienen una función reguladora en el ecosistema costero, debido a que almacenan nutrientes y materia orgánica, que intervienen en el balance de oxígeno de las aguas del fondo. Con el objeto de describir el contenido de metales pesados (Cu, Cr, Co, Pb, Mn, Cd y Ni) en los sedimentos superficiales y la dinámica sedimentaria de la ensenada La Esmeralda, se realizaron dos muestreos: abril 2014 y noviembre 2014, recolectando 20 muestras de sedimentos superficiales para cada mes, determinándose la composición granulométrica, textura sedimentaria, análisis de las variables físico-químicas: materia orgánica y carbonatos, metales pesados e índices de posibles perturbaciones ambientales: Concentración Efecto Limite (CEL), Concentración Efecto Probable (CEP), Factor de Contaminación (FC), Índice de Carga Contaminante (ICC), Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP) y Coeficiente de Riesgo Potencial (CREP), que permitieron establecer el grado de deterioro del entorno. Las concentraciones totales de los metales variaron para el Pb (19,00–29,67) ($\mu\text{g/g}$), Ni (23,67-61,25) ($\mu\text{g/g}$), Cu (11,72-19,97) ($\mu\text{g/g}$), Cd (2,02-3,25) ($\mu\text{g/g}$), Co (6,20-9,42) ($\mu\text{g/g}$) y Mn (66,07-103,87) ($\mu\text{g/g}$) para el muestreo de abril y Pb (16,25-35,07) ($\mu\text{g/g}$), Ni (24,46-35,07) ($\mu\text{g/g}$), Cu (6,62-18,70) ($\mu\text{g/g}$), Cd (1,70-3,85) ($\mu\text{g/g}$), Co (6,07-9,67) ($\mu\text{g/g}$) y Mn (27,23-65,15) ($\mu\text{g/g}$) para el segundo muestreo. Mediante la distribución espacial se caracterizaron zonas con diferentes tipos de grano, distribuyéndose los máximos de las fracciones finas en la zona noroeste (arenas), sureste (limos) y centro-norte (arcillas). En la zona noreste se observaron, mayormente, concentraciones de arenas finas. La composición granulométrica obtenida fue: en abril 61% limos, 33 % arcillas y 6% arenas finas; noviembre 60% limos, 36 % arcillas y 3 % arenas finas. Caracterizando el sedimento como: limo-arcilloso. La materia orgánica con valores promedio en noviembre de 18% y 8 % en abril, presentó una variación temporal, teniendo presumiblemente dos orígenes: antropogénicos, debido a la actividad pesquera y urbana, el biogénico por la descomposición de plancton y organismos bentónicos. El contenido de carbonatos fue bajo (2%), originado por los esqueletos de los microorganismos y molusco, que se depositan en el fondo. La ensenada puede ser caracterizada como un ambiente de deposición de sedimentos. Mientras que los índices de calidad ambiental el CERCd>CERPb excedieron los valores de referencia, seguidos por CERCo>CERNi>CERCu>CERCr. Por su parte, el GC, GCm y los FC se encuentran en un rango de contaminación considerable y muy alto FCCd, FCCr y FCPb exceptuando el FCCu, FCCo, FCMn y FCNi que se encontraron en niveles bajos y moderados.

Palabras clave: Sedimentos, metales, índice de calidad ambiental

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas marino-costeros son ambientes muy importantes a nivel mundial, debido a sus altos niveles de productividad que le permiten albergar una gran biodiversidad, representando así un alto valor ecológico. De igual forma, estos sistemas muestran una alta capacidad de acumular distintos elementos químicos, tanto de origen orgánico como inorgánico en sus aguas y sedimentos, de los cuales algunos llegan a comportarse como contaminantes según las condiciones del medio, alterando el equilibrio ecológico (KJERFVE 1994; HARRIS 2008; MÁRQUEZ *et al.* 2008; GARCÍA & MUÑOZ-VERA 2015).

Los sedimentos marinos se definen como un conjunto de materiales sólidos de diferentes tamaños de partículas que se van depositando en el fondo de los mares y océanos por diferentes agentes de transporte (BALLS *et al.* 1997). Su estudio es uno de los tópicos de mayor interés en geoquímica y oceanografía, ya que su caracterización puede ayudar a comprender mejor el sistema de corrientes, el estado de la condición óxido-reductora, el tipo y abundancia de la fauna bentónica, la actividad de los microorganismos y la textura de los depósitos. Además, provee información sobre los cambios geoquímicos que ocurren a través del tiempo en ambiente marino y la posibilidad de establecer los niveles basales de un área en particular (BERNAL & BETANCUR 1996; ANFUSO & LÓPEZ 2004; RESTREPO *et al.* 2013).

Dentro de los ecosistemas marinos y acuáticos, los sedimentos tienen una importante función como una eficiente trampa natural para diversas sustancias y también como un regulador de los procesos que ocurren en las profundidades, estos constituyen el principal reservorio de la mayoría de las sustancias de origen antrópico que interactúan con los organismos vivos y otros componentes de la biota, mediante procesos geoquímicos y biológicos que hacen posible el flujo de estos materiales a la columna de agua y a la cadena alimentaria (RESTREPO *et al.* 2013). Es por ello que los sedimentos representan una importante fuente de información de la

interacción hombre-océano, y, por ende, de los efectos del hombre sobre el ambiente.

Entre las diversas sustancias que se acumulan en los sedimentos marinos, se encuentran los metales pesados, los cuales constituyen un grupo de elementos cuya abundancia en el ambiente marino ha sido muy estudiada debido a su toxicidad (MARTÍNEZ 2002). El aporte de metales pesados al ambiente costero procede de diversas fuentes, siendo una de ellas de tipo litogénico o geoquímico a partir de los minerales que por causa de erosión ocasionada por las lluvias son arrastrados al agua. No obstante, actualmente la mayor concentración es de tipo antrópico, siendo estos los de mayor importancia en estudios de contaminación, ya que la introducción desmesurada de metales por la acción humana altera drásticamente el balance químico y biológico de los ecosistemas (HENRICHS 1992; DASKALAKIS & CONNORS 1999).

La presencia de metales en el ambiente marino causa preocupación a nivel mundial debido a su naturaleza tóxica y persistente, su poder de bioacumulación y su riesgo potencial para la salud humana y organismos marinos (RESTREPO *et al.* 2013). Entre los metales considerados tóxicos o más riesgosos ambientalmente, están el mercurio, el cadmio y el plomo (PÁEZ 1996). Algunos, como el cinc, el manganeso y el cobre, son necesarios para la vida a bajas concentraciones; pero en general, cuando estas aumentan en los ecosistemas, muchos organismos experimentan estrés, y disminuyen sus posibilidades de sobrevivir (ESTABLIER *et al.* 1984; CAMPON & MOREIRA 1985).

Los metales pueden ser oxidados, reducidos o acomplexados, y se debe al dinamismo de su entorno químico. La química de los metales pesados en ambientes marinos, es una manifestación de todos los equilibrios entre varios componentes, el más importante de todos es el agua de mar, seguido de los sedimentos. Las características fisicoquímicas tanto del agua como del sedimento juegan un papel importante en el contenido y comportamiento de estos elementos (MARTÍNEZ 2002).

La captación de los metales por parte de los sedimentos, al igual que su posible liberación al medio acuático, depende de varios factores: a) propiedades de los metales, entre las que se pueden citar la solubilidad, la reactividad frente a la formación de complejos y la capacidad de adsorción; b) características de las soluciones, como por ejemplo pH, y concentración de ligando en solución; c) características de las superficies bióticas y abióticas presentes, como porosidad y capacidad de asimilación (LÓPEZ & MANDADO 2002).

Los metales pesados en sedimentos se pueden determinar por dos tipos de análisis; cuantificando la concentración total, que proporciona poca información sobre el comportamiento químico y posibles interacciones con la biota, y por la especiación o estudio de las diferentes formas químicas en las que se encuentra el metal, a través de extracciones químicas secuenciales. Esta última proporciona información acerca del origen, formas químicas, disponibilidad biológica, movilización y transporte, de estos elementos en ambientes acuáticos (MARTÍNEZ *et al.* 2002). Las diferentes especies de metales tienen un comportamiento distinto con respecto a la removilización y la biodisponibilidad. La fracción del metal más móvil es la “adsorbida como ión intercambiable” lo que representa un riesgo de contaminación, debido a la liberación de metales a las aguas bajo condiciones naturales (CHEN *et al.* 2000). La capacidad de adsorción y liberación de los metales pesados en suelos y sedimentos, dependen fundamentalmente del pH y de las condiciones redox (FILIUS *et al.* 1998).

La especiación de metales es útil para distinguir entre metales de origen litogénico y metales de origen antropogénico (RUBIO *et al.* 1991). La técnica de extracción química secuencial es aplicada extensamente en estudios medioambientales, y aunque su capacidad de separar o definir fracciones geoquímicas no es perfecta, es útil para entender el comportamiento químico y la disponibilidad biológica de los metales en los sedimentos (FÖRSTNER 1984), debido a que permiten diferenciar entre sedimentos y suelos que presentan concentraciones de metales totales similares. Estas técnicas son fáciles de aplicar y requieren poco

análisis de datos (TESSIER *et al.* 1979; LÓPEZ *et al.* 1993; BAEYENS *et al.* 2003). La determinación de la concentración total del metal, proporciona una evaluación del nivel de contaminación y la peligrosidad potencial; pero, el estudio de las diferentes formas químicas del metal (especiación) aporta información respecto a su biodisponibilidad en determinadas condiciones ambientales, lo que es útil para valorar las fracciones móviles de los elementos metálicos que indican el potencial riesgo ecológico existente (MARTÍNEZ *et al.* 2002).

La evaluación del riesgo ecológico potencial es de vital importancia para estimar la probabilidad de que ocurra un efecto ecológico adverso para la integridad de ecosistemas naturales y los servicios que ellos proveen, La salud de un ecosistema puede caracterizarse por el mantenimiento de la biodiversidad y el funcionamiento de los patrones normales de flujo de energía entre niveles tróficos (VALDÉS *et al.* 2014, RANGEL 2019). El riesgo ecológico puede ser causado por la exposición involuntaria a sustancias tóxicas; cuyos efectos dependerán de la sustancia (toxicidad), de la cantidad de la sustancia con la cual se entra en contacto (dosis) y del tiempo y frecuencia de ese contacto (exposición); así como también de la vulnerabilidad de la población (CHEN *et al.* 2000).

Los riesgos se identifican, principalmente a través de índices, los que representan una clasificación descriptiva de los datos ambientales recopilados, con el fin de simplificar la información y hacerla accesible a todo tipo de consumidores (PEREVOCHTCHIKOVA 2013). Este tipo de análisis se hace necesario ya que cada sitio es único y debe ser valorado a fin de determinar las características que podrían incrementar o disminuir la migración de los contaminantes de importancia, lo que permitiría a los evaluadores establecer las posibles rutas de transporte y valorar la efectividad del manejo de cada ecosistema (PÉREZ 2016).

La contaminación de los ambientes marinos por sustancias inorgánicas peligrosas, fundamentalmente, por metales pesados, es desde hace tiempo tema de interés para diversos proyectos de investigación a nivel mundial, regional y nacional,

razón por la que se han realizado diversos estudios en diferentes zonas de nuestro país, que han permitido tener un panorama más amplio de la situación ambiental de los metales pesados en nuestros ecosistemas marinos, entre los que pueden mencionarse: MARTÍNEZ *et al.* (2002), quienes reportaron elevadas concentraciones de metales en núcleos de sedimentos de la bahía de Bergantín; por su parte, ACOSTA *et al.* (2002) determinaron los niveles de metales pesados, en los sedimentos superficiales en los ecosistemas ecológicos de Boca de Paparo y Río Chico, ubicados en las costas centrales de Venezuela e influenciados por el río Tuy, encontrando las mayores concentraciones de Zn, Cu y Pb en el primer sistema mencionado. En el Golfo de Santa Fe, CASTELLAR (2004) indicó que metales como el Cr, Ni y Zn estaban asociados significativamente a la fracción biodisponible. PÉREZ *et al.* (2006) encontraron elevadas concentraciones de Fe en los sedimentos de la laguna de Bocaripo, representando un riesgo potencial de contaminación a largo plazo.

Asimismo, MÁRQUEZ *et al.* (2005) señalaron que los sedimentos del litoral nororiental son texturizados como arenosos, por ser permeables, con valores bajos de carbono orgánico y materia orgánica, en comparación con otras zonas costera venezolanas. BONILLA *et al.* (2003), evaluaron los sedimentos superficiales de la ensenada Grande del Obispo, indicando la predominancia de la clase textural arenas a arenas finas-arcillosas, con alta tendencia a la permeabilidad. Por otro lado, MUJICA (2010) mediante un fraccionamiento geoquímico realizado en sedimentos superficiales de la periferia de la Cuenca de Cariaco, refleja que los metales Mn, Cd y Cu se encontraron principalmente asociados a la fracción de los biodisponibles (intercambiables y carbonatos).

Más recientemente, puede mencionarse el uso de índices, para estimar el potencial riesgo ecológico de importantes ecosistemas costeros venezolanos, entre los que pueden mencionarse: el de Martínez (2016), quien realizó un detallado estudio geoquímico y ambiental de los sedimentos del golfo de Cariaco, Venezuela,

consiguiendo que existe un potencial riesgo con algunos metales en este importante ecosistema, igual resultado fue obtenido por GONZÁLEZ (2019), en la costa oriental de Venezuela, RANGEL (2019), en sedimentos de Playa San Luis, Cumaná, estado Sucre, LEMUS (2019), en sedimentos superficiales del Orinoco medio y Laguna de Castillero, y más recientemente MARÍN (2020) en sedimentos de la laguna de Unare, en el estado Anzoátegui, Venezuela.

Ante esta situación, se plantea en el presente estudio realizar una evaluación que permita conocer el contenido de algunos metales (Cu, Cr, Co, Pb, Mn y Cd), y su interacción con algunas otras variables, como granulometría, carbonatos y materia orgánica en los sedimentos de la zona costera de la población de La Esmeralda, población ubicada en el estado Sucre, y de la cual se posee muy poca información al respecto, es una bahía abierta, de aguas tranquilas y fondo fangoso, protegida de los vientos del este y del noreste por la punta Esmeralda y por la isla Esmeralda (MARTÍNEZ 2002). Esta ensenada constituye un importante ecosistema, debido a que en la zona se desarrolla la pesca artesanal, además como en toda la costa norte del estado Sucre, es una zona de explotación y comercialización de moluscos, principalmente de mejillones *Perna perna* y *Perna viridis*.

II. METODOLOGÍA

II.1. ÁREA DE ESTUDIO

La Bahía la Esmeralda ($10^{\circ}26'N$, $64^{\circ}01'O$), es una localidad costera al noroeste del estado Sucre, Venezuela. Esta zona posee promedios anuales de temperatura del agua de $26-25^{\circ}C$, pH: 7,72, oxígeno disuelto: $4,85\text{ mg O}_2\text{ L}^{-1}$ y salinidad de 37 (ZAPATA *et al.* 2014).

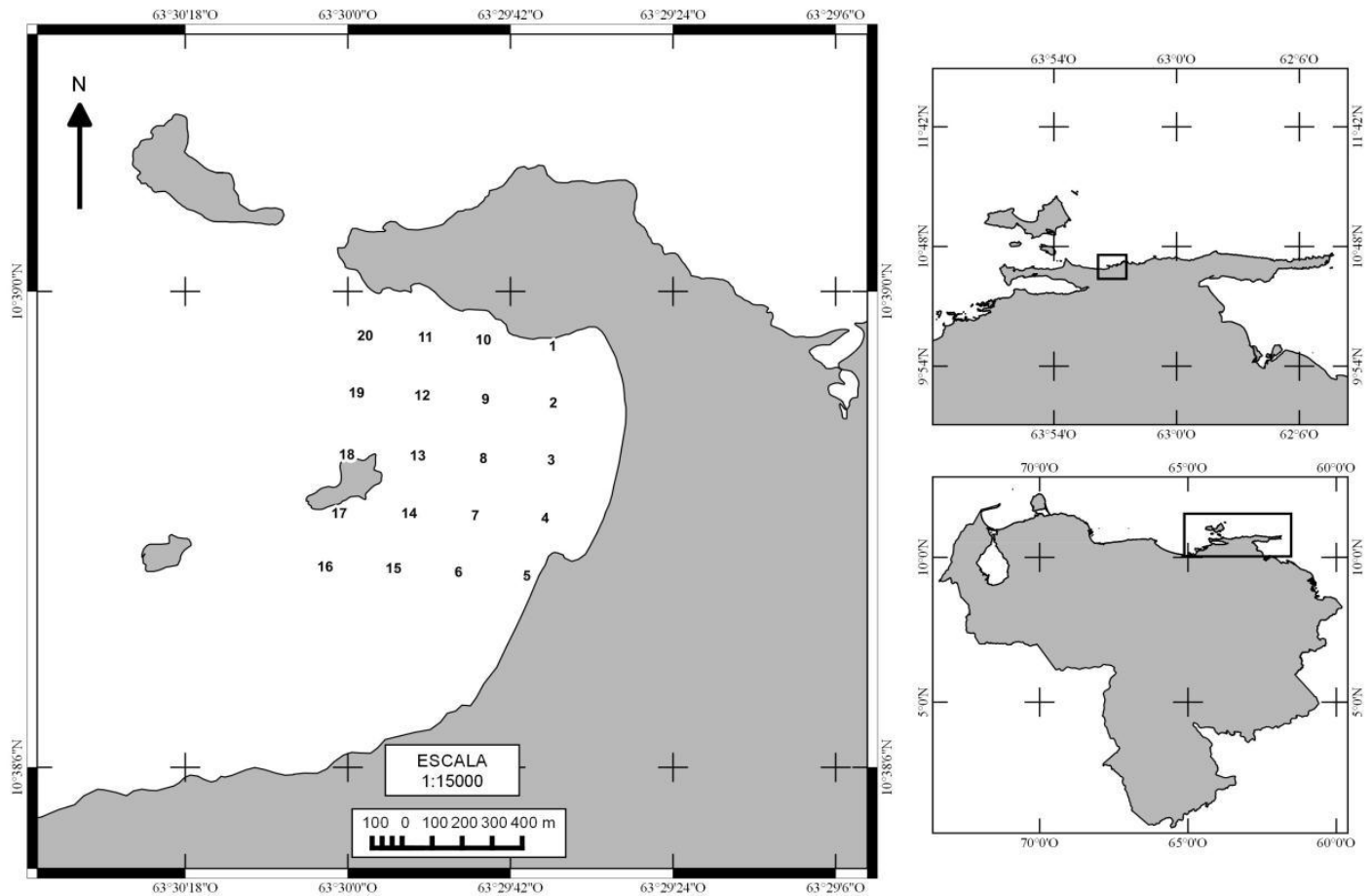


Figura 1. Zona de muestreo. Ensenada La Esmeralda, Estado Sucre, Venezuela. Fuente: Google Maps 2018

II.2. MUESTREO

Se establecieron veinte (20) estaciones en la Bahía la Esmeralda (Tabla 1). En el muestreo, se trazarán cuatro transeptos paralelos a la costa, en cada uno se recolectan cinco muestras de sedimentos superficiales separadas cada 200 m, con una draga Diez Laffont de 0,02 m². Las muestras fueron colocadas en bolsas plásticas, posteriormente trasladadas en cavas con hielo al Departamento de Oceanografía del Instituto Oceanográfico de Venezuela y refrigeradas a -20°C para su preservación.

Tabla 1. Localización de los puntos de muestreos ubicados a lo largo de la Bahía la Esmeralda

Estaciones	Coordenadas
1	10°38.89'N 63°29.622'O
2	10°38.79'N 63°29.621'O
3	10°38.68'N 63°29.625'O
4	10°38.57'N 63° 29.636'O
5	10°38.46'N 63°29.670'O
6	10°38.47'N 63°29.796'O
7	10°38.57'N 63°29.765'O
8	10°38.68'N 63°29.750'O
9	10°38.79'N 63°29.746'O
10	10°38.90'N 63°29.750'O
11	10°38.91'N 63°29.857'O
12	10°38.80'N 63°29.863'O
13	10°38.69'N 63°29.871'O

14	10°38.58'N 63°29.887'O
15	10°38.47'N 63°29.916'O
16	10°38.48'N 63°30.042'O
17	10°38.58'N 63°30.016'O
18	10°38.69'N 63°30.002'O
19	10°38.80'N 63°29.984'O
20	10°38.91'N 63°29.968'O

II.3. DETERMINACIÓN DE LOS DIFERENTES PARÁMETROS GEOQUÍMICOS

II.3.1. Análisis granulométrico

La separación de las diferentes fracciones se realizó en dos etapas; en la primera fueron separadas las diferentes fracciones de arena y grava y en la segunda las fracciones limo y arcilla. Este procedimiento está basado en la tasa de sedimentación de los granos, a diferentes intervalos de tiempo, según la Ley de Stokes (ROA & BERTHOIS 1975). Usando la secuencia de tamices mostrado en la Tabla 2. La agitación se efectuó durante 10 minutos en un equipo Ro-TapTestingSieveShaker Modelo B (Combustión Engineering. Inc). La fracción fina (<62,5 μm) se analizó según el método de la pipeta, usando cilindros de 1000 mL que contenía agua a temperatura ambiente. El diámetro de los granos y su respectivo Phi (Φ) es mostrado en la tabla 1. La textura se determinó según la nomenclatura propuesta por (SHEPPARD 1954).

Tabla 2. Secuencia de tamices a emplear para determinar el tamaño del grano en la fracción > 62,5 μm y valores de phi (Φ) para la fracción < 62,5 μm en los sedimentos superficiales.

Fracción > 62,5 mm			
Tamiz U.S. Standard (N°)	Tamaño del grano	Phi (Φ)	Tipo de sedimento
18	1,0 mm	0,0	Arena muy gruesa
35	0,5 mm	1,0	Arena gruesa
60	250,0 μm	2,0	Arena media
120	125,0 μm	3,0	Arena fina
230	62,5 μm	4,0	Arena muy fina
Fracción < 62,5 μm			
	44 μm	4,5	Limo grueso
	31 μm	5,0	Limo medio
	15,6 μm	6,0	Limo fino
	3,9 μm	8,0	Limo muy fino
	< 2 μm	> 9,0	Arcilla

II.3.2. Materia orgánica total

Para la determinación del contenido de materia orgánica total (MOT) se utilizó el método de pérdida de peso a través de la calcinación de las muestras a altas temperaturas (GONZÁLEZ & RAMÍREZ 1995; BERNAL & BETANCOURT 1996; BELZUNCE *et al.* 2001). Donde se calcino aproximadamente 2 g de sedimento en crisoles de porcelana en una mufla a 550 °C durante cinco horas hasta peso constante y luego se cuantificó el porcentaje por diferencia de peso

II.3.3. Carbonatos

La concentración de carbonatos se determinó por el método de digestión ácida propuesto por (BARNES 1959; PALANQUES & DÍAZ 1994; FUENTES 1998); colocando las muestras en un medio ácido, que desprenderá el carbonato presente en el sedimento.

Para este análisis se pesaron aproximadamente 2 g de sedimento seco en un beaker previamente pesados e identificados, se le agregó HCl 5 M hasta cubrir totalmente el sedimento y se dejó reaccionar durante 24 horas; tiempo en el cual ya no se observó desprendimiento de carbonato, luego se lavó con agua desionizada y se dejó en reposo durante 24 horas para posteriormente extraer el agua, este procedimiento se efectuó por triplicado; finalmente se colocó en una estufa a 80°C y se procedió a pesar. El porcentaje de los mismos se determinará por diferencia de pesos.

II.3.4. Metales pesados.

Fueron sometidos a digestión aproximadamente 1,00 g de sedimento seco, de cada fracción separada, con 5,00 mL de una mezcla de ácido nítrico, clorhídrico y perclórico concentrados, en proporción 3:2:1 (CARMODY *et al.* 1973; modificado por MARTÍNEZ 2002), posteriormente se le adicionó 1,00 mL peróxido de hidrógeno y se mantuvo por seis horas a una temperatura de 100°C, con agitación constante. Los extractos fueron filtraron y se diluyeron en balones aforados con agua desionizada a un volumen de 25,0 mL.

II.3.5. Índices de posible perturbación ambiental por metales en sedimentos superficiales de la Bahía Esmeralda, estado Sucre, Venezuela:

1. Concentración del Efecto Limite (CEL) y Concentración del Efecto Probable (CEP).

Índices propuestos por MACDONALD *et al.* (2000), MACDONALD & INGERSOLL (2002). El CEL identifica el valor de metales pesados en sedimentos por debajo del cual es poco probable la ocurrencia de efectos dañinos en animales bentónicos. Por su parte, el CEP se refiere a valores de concentración de los mismos metales pesados por encima de la cual hay riesgos de que aparezcan efectos en estos organismos.

Los valores referenciales en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ propuestos por estos autores son los siguientes, para CEL: Cd 0,99; Cr 43,4; Cu 31,6; Pb 35,8; Ni 22,7. Para CEP: Cd 4,98; Cr 111; Cu 149; Pb 128; Ni 48,6.

2. Factor de Contaminación (FC).

Es un método simple utilizado para establecer la calidad de los sedimentos. Valores de $FC < 1$ sugieren que no hay contaminación por ese metal en los sedimentos; si el valor de FC se encuentra entre 1 y 3, un nivel moderado de contaminación por dicho metal, mientras que, si FC se encuentra entre 3 y 6, la contaminación se considera alta y finalmente, si FC es mayor de 6, se corresponde con una contaminación muy alta (HAKANSON 1980).

Este índice será calculado de la siguiente manera:

$$FC = \frac{C_{met}}{C_{ref}} \quad (\text{Ec. 1})$$

Dónde:

C_{metal} = concentración del metal en el sedimento.

C_{Bn} = el valor de fondo del sedimento de referencia según TUREKIAN & WEDEPOHL (1961).

Tabla 3. Categoría y terminología para el factor de contaminación (FC).

FC	Clase	Clasificación del grado de contaminación
$FC < 1$	1	Bajo
$1 \leq FC < 3$	2	Moderado
$3 \leq FC < 6$	3	Considerable
$FC \geq 6$	4	Muy alto

3. Índice de Carga Contaminante (ICC).

El Índice de Carga de Contaminación (ICC) muestra el número de veces que la concentración de un metal pesado excede la concentración de referencia (Cb). Si el valor de ICC es menor que 1, indica que no hay contaminación con el metal, mientras que, si el ICC es mayor que 1, se sugiere que probablemente sí hay contaminación en un determinado punto (HARIKUMAR *et al.* 2009; CHANDRASEKARAN *et al.* 2015).

Será calculado de la siguiente manera:

$$ICC = \sqrt[n]{\prod_i^n FC_i} \quad (\text{Ec. 2})$$

$$\prod_i^n FC_i = FC_1 \times FC_2 \times FC_3 \times \dots \times FC_n \quad (\text{Ec.3})$$

Dónde:

n= el número de elementos.

FC= el factor de contaminación.

4. Coeficiente de Riesgo Ecológico Potencial (CREP).

Este índice se estima usando los Coeficientes de Toxicidad de Hakanson (CTH), los cuales son usados para establecer la intensidad de contaminación de un elemento traza (HAKANSON 1980; ZHUANG & GAO 2014).

El CREP para cada metal se calculará mediante la siguiente ecuación:

$$CREP_i = CHT \times CF_i \quad (\text{Ec.4})$$

Donde

F_i = el estimado de la concentración de un elemento traza

CHT = factor de toxicidad de un elemento traza. Según HAKANSON (1980), el factor de respuesta tóxica en función de su toxicidad es el siguiente:

Cu = Pb = Ni = 5, Cd = 30, Cr = 2.

5. Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP).

Es utilizado para evaluar el nivel de contaminación con metales pesados en muestras de sedimentos de acuerdo con su toxicidad y a la reacción del ambiente frente a esta toxicidad. Para determinarlo se calcula primero el Coeficiente del Riesgo Ecológico Potencial (*CREP*) de cada metal, (HAKANSON 1980; GAO *et al.* 2013).

El IREP será calculado de la siguiente manera:

$$IREP = \sum_i^n RE_i \quad (\text{Ec. 5})$$

Donde

$$RE_i = T_f^i \times FC_i \quad (\text{Ec.6})$$

$CREP_i$ = el coeficiente del riesgo potencial ecológico de un elemento en específico.

ZHUANG & GAO (2014), establecieron que valores de $CREP_i < 30$, indican que no hay contaminación y el riesgo ecológico es bajo, si está entre 30-60 la contaminación y el riesgo son moderados, si el valor es estimado entre 60-120 indica una fuerte contaminación y riesgo potencial, si se estima entre 120 y 140, son indicativos de un grado de contaminación y riesgo ecológico muy fuerte y si es superior a 140, puede considerarse extremadamente fuerte la contaminación y el riesgo. Por su parte el IREP se clasifica en cuatro categorías: ≤ 50 existe baja contaminación y riesgo; 50-200 contaminación y riesgo moderados; 200-300 la contaminación y el riesgo son considerables y ≥ 300 , es indicativo de muy alto riesgo y contaminación (SUN *et al.* 2010).

II.4. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS DE RESULTADOS

Los datos fueron tratados utilizando Microsoft Excel 2010 para Windows. Se utilizó el programa Surfer 11 (Golden Software Inc.) para mapear las distribuciones espaciales de los diferentes parámetros. Los Análisis de Varianza, Correlación y Análisis de Conglomerados (Clúster) se realizaron utilizando el paquete estadístico Statgraphics Centurión versión 18.1.14-2021

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

III. 1. GRANULOMETRÍA, CARBONATOS Y MATERIA ORGÁNICA TOTAL.

III.1.1. Granulometría

La textura de un sedimento se refiere a la distribución porcentual de las partículas arenas, limos y arcillas en una muestra. En los sedimentos existen gránulos de muy diferentes tamaños, cuales quiera que sea su composición. El conjunto de partículas de un sedimento cuyo diámetro medio está comprendido entre 5,000 a 0,063 mm se llaman arenas; las de diámetro medio entre 0,063 y 0,002 mm se llaman limos, y aquellas cuyo diámetro medio es inferior a 0,002 mm forman las arcillas (PRIMO & CARRASCO, 1973; ROA & BERTHOIS, 1975). Según las fracciones que predominan en los sedimentos se dice que son arenosos, limosos o arcillosos, y así se designa su textura.

La figura 2, representa la composición granulométrica de los sedimentos superficiales de la había La Esmeralda, donde predominaron los limos, oscilando entre de 31% (E10) y un máximo de 67 % (E4) para abril (A), registrándose un incremento en la parte noroeste del ecosistema. En noviembre (B) se obtuvieron valores de 39 % (E1) y 72 % (E20), se observaron los mayores porcentajes, en la zona noroeste y sureste.

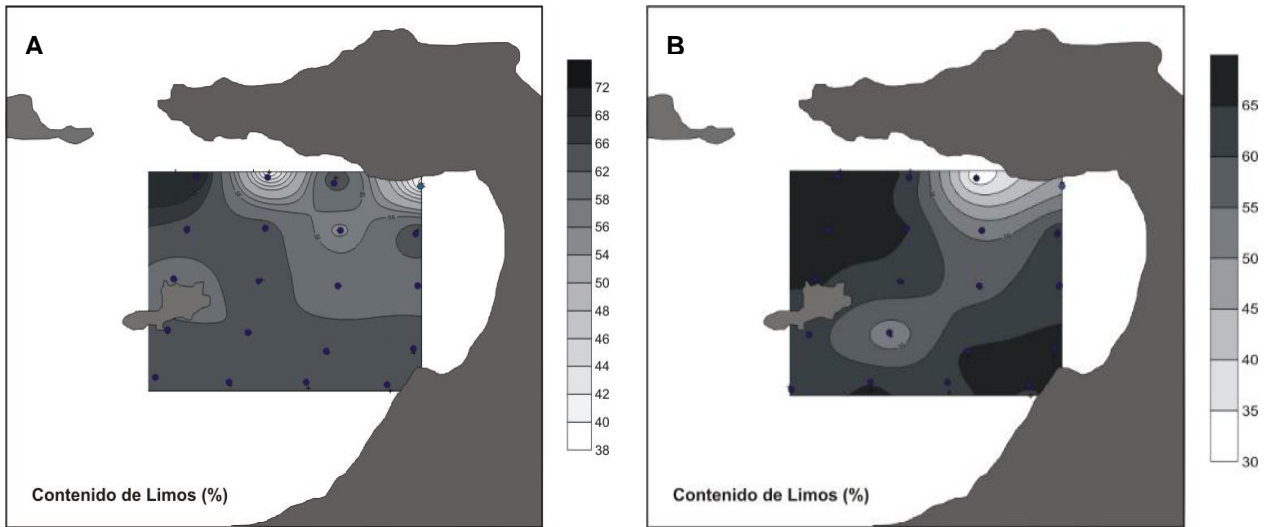


Figura 2. Distribución horizontal del contenido de limos (%) de los sedimentos superficiales de la bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.

El contenido de arcillas por su parte osciló entre 31 % (E9) y 47 % (E10) para abril. En noviembre se obtuvieron como mínimo 24 % (E17) y 62 % (E6) como valor máximo de porcentaje de limos. Los máximos estuvieron localizados en la zona centro-norte (Fig. 3), sin presentarse cambios temporales en esta distribución

Figura 3. Distribución horizontal de contenido de arcillas (%) en los sedimentos superficiales de la bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.

En relación a la distribución horizontal del contenido de las arenas (Fig. 4), éstas estuvieron representadas solo por la fracción muy fina, limitándose su ubicación al extremo noreste noviembre (A), donde se obtuvo un 22% (E1) como máximo. Sin embargo, en abril (B), se observaron arenas en casi todo el ecosistema, pero en concentraciones inferiores a 13%, exceptuando el área noreste que se mantuvo como la de mayor contenido. Figura 4. Distribución horizontal del contenido de arenas (%) en los sedimentos superficiales de la bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.

Los estudios de caracterización granulométrica de los sedimentos han sido empleados para describir la dinámica de los mismos. Los posibles movimientos de las partículas sedimentarias de diversos ambientes costeros, así como la combinación de los parámetros texturales, identifican la existencia de varias trayectorias de transporte sedimentario (SÁNCHEZ *et al.* 2010). En la ensenada La Esmeralda la composición granulométrica estuvo representada por limos, arcillas y arenas finas, distribuyéndose los máximos de las fracciones finas en la zona noroeste, sureste (limos; fig. 2) y centro-norte (arcillas; fig. 3). Estas son áreas donde probablemente al disminuir la velocidad de las corrientes se facilita la sedimentación de materiales finos (CALVA *et al.* 2006), caracterizando al ecosistema como un ambiente hidrodinámicamente homogéneo, con corrientes de fondo débiles, aguas tranquilas y suave oleaje, generando que el material fino sea transportado por las corrientes superficiales y por los vientos alisios. Del mismo modo, la distribución de partículas finas, fundamentalmente limo fino, está controlada por la batimetría, patrones de circulación, corrientes de marea y el tráfico marítimo (FUENTES 2006).

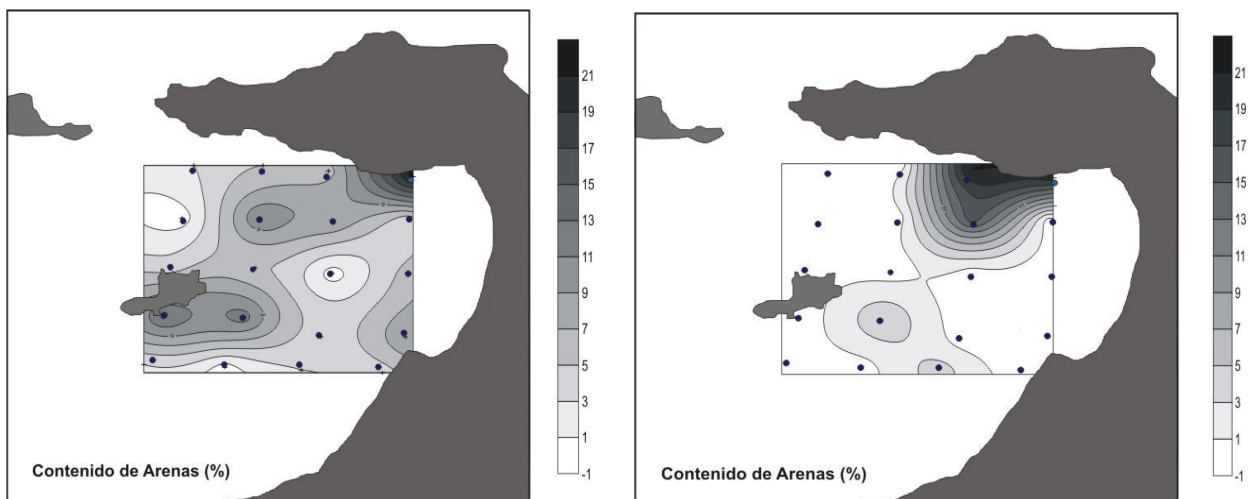


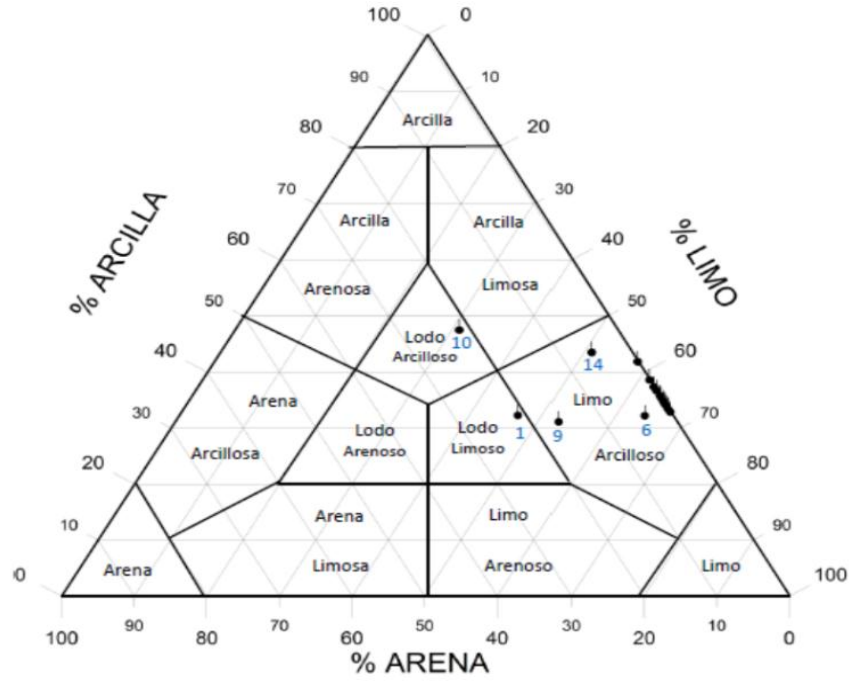
Figura 4. Distribución horizontal de contenido de arenas (%) en los sedimentos superficiales de la bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.

En la zona noreste se observaron las mayores concentraciones de arenas finas (Fig. 4), señalando que los agentes dinámicos, en esta parte de la ensenada, generan un incremento de energía, proporcionado por los vientos alisios del noreste, que producen una aceleración de la masa de agua, permitiendo que en la composición del sedimento predomine las partículas más gruesas (arenas muy finas). Una de las principales fuentes de aporte de sedimentos para los sistemas costeros es el escurrimiento de agua de tierras altas (PINTO 2012), donde la distribución de las fracciones, puede estar afectada por diferentes factores como las fluctuaciones del nivel mar, las pendientes y el relieve en el fondo de la ensenada, que actúan como trampas que impiden el transporte del sedimento (CHAVÉZ & ÁLVAREZ 2006), así mismo, la presencia de los tres islotes (Fig. 1): El Morro ubicado al noroeste de la bahía, con una longitud de 0,65 Km y de forma semiovalado; el segundo llamado Cascabel se encuentra en el sector medio central, con una extensión de 0,31 Km y La Motoca localizado al suroeste de la ensenada, estos tres islotes inciden en el transporte del sedimento en La Esmeralda, debido a que forman una barrera protectora en la bahía y reducen la velocidad de las corrientes en la zona, influyendo en la distribución de las partículas de sedimento.

La composición granulométrica permitió reconocer áreas de depósito, tendencias de flujo y energía del ecosistema. Las variables estadísticas utilizadas son: la media, que indica el tamaño medio del grano entre la totalidad de granos obtenidos; la selección, la asimetría y la curtosis; son variables sensibles que detectan ambientes de deposición e identifican si la frecuencia es resultante de la mezcla de poblaciones distintas (BLOTT & PYE 2001).

A partir del triángulo de SHEPARD (1954), la textura del sedimento se caracterizó por ser de tres tipos: limo-arcilloso, lodo-arcilloso y lodo-limoso, el primero predominó para la mayoría de las estaciones, lo que permite identificar, en términos generales al sedimento como limo-arcilloso (Fig. 5) para ambos muestreos.

A



B

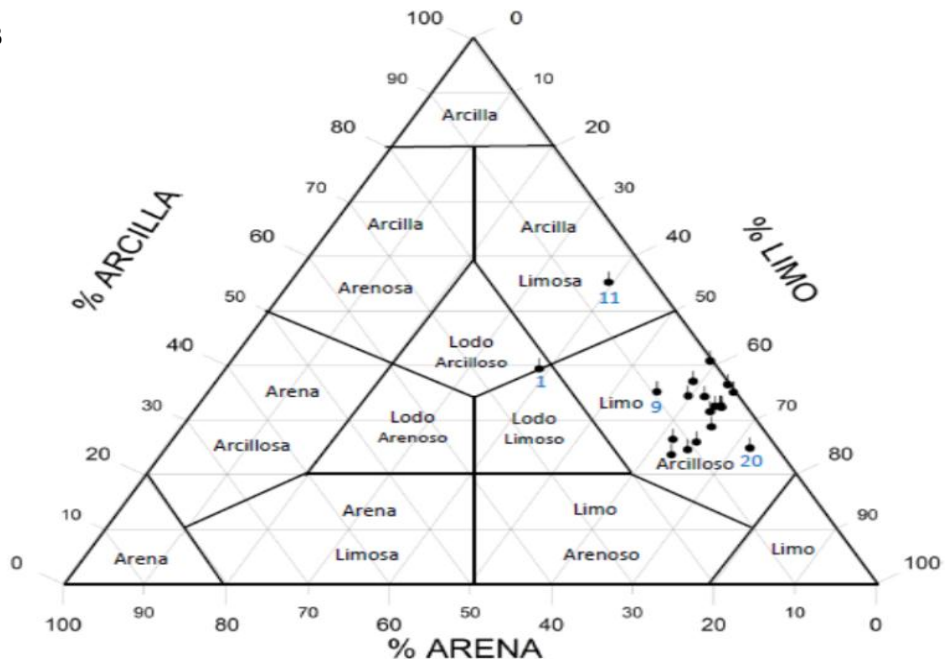


Figura 5. Triángulo textural de SHEPARD (1954) para la clasificación de los sedimentos de la bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.

El análisis de varianza de cada uno de los grupos texturales, no reflejó diferencias significativas, ni entre épocas muestreadas, ni entre estaciones, para las variables limos y arcillas. Sin embargo, para la variable arenas presento diferencias significativas (p : 0,007; α : 0,05), para las estaciones y la prueba a posteriori Student Newman Keuls (SNK), señaló la existencia de tres grupos homogéneos, uno solo con la estación uno, donde se registraron los mayores valores de este parámetro, otro con las estaciones 9 y 10, con valores intermedios y otro donde se agrupan el resto de las estaciones, con valores similares y menores que los dos grupos antes mencionados.

1.2. Materia Orgánica Total

La materia orgánica es la porción del sedimento producto de la actividad o de origen biológico y que contiene el carbono en cualquier forma distinta a los carbonatos. Está compuesta de moléculas pequeñas, grasas y ceras, polisacáridos, sustancias húmicas, enzimas y la biomasa de microorganismos de origen animal y vegetal. La distribución de la materia orgánica sedimentaria mantiene, generalmente, el mismo comportamiento que la productividad primaria, y depende tanto del origen, la textura, los niveles de oxígeno en las aguas de fondo, la tasa de sedimentación y descomposición orgánica que se presenta en sedimentos de los diferentes ecosistemas, así como también de las condiciones hidrográficas, hidroquímicas y biogeoquímicas del ambiente sedimentario (BONILLA *et al.*, 2002).

En la figura 6, se representó el porcentaje de la distribución del contenido de materia orgánica de la bahía la Esmerada, donde se observó que para abril osciló entre 11 % (E1) y 35 % (E14). Los máximos ubicados al noroeste y sur de la bahía estuvieron asociados a los granos finos. Por su parte, en noviembre, se estimaron valores entre 5 % (E11) y 12 % (E15). Las mayores concentraciones de materia orgánica en esta época se localizaron en la parte central y al norte del ecosistema.

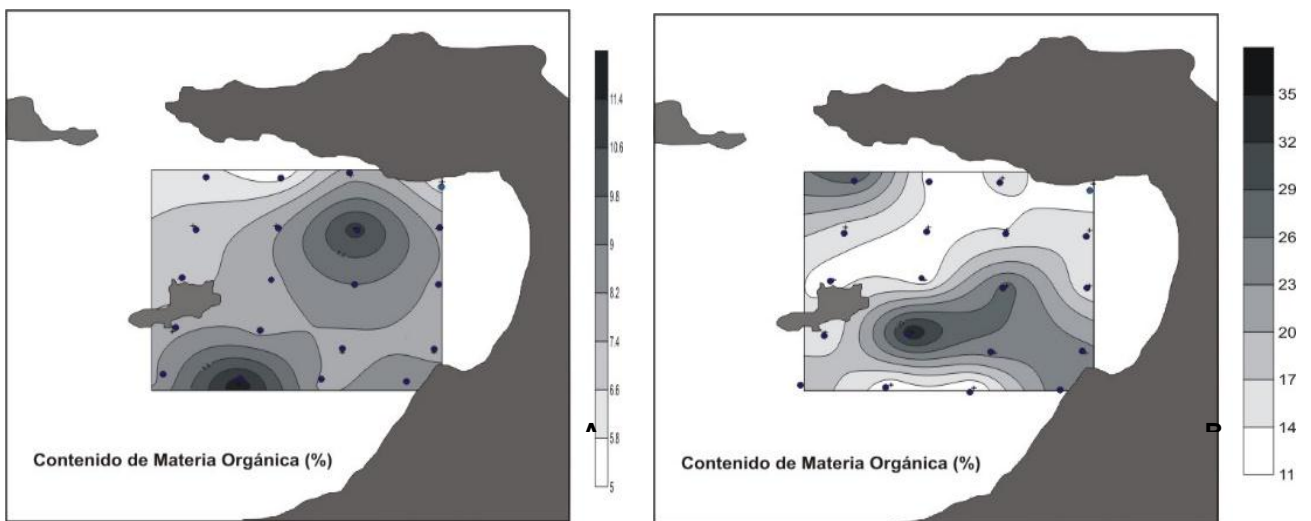


Figura 6. Distribución del contenido de materia orgánica (%) en los sedimentos superficiales de la bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.

La materia orgánica en los sedimentos es un precipitado bioquímico, producto de la descomposición de restos de organismos animales y vegetales. La acumulación de la misma, está determinada por diversos factores como: corrientes, tasa de sedimentación, morfología, las condiciones reductoras u oxidantes del agua de fondo y del sedimento (DELGADO & GOMERO 1988).

La cantidad de materia orgánica está relacionada con la textura sedimentaria, existiendo una relación inversamente proporcional entre la distribución de MO y el tamaño del grano. Las partículas de sedimentos finos (limo-arcilla) presentan mayor acumulación de MO, mientras que las fracciones gruesas registran valores menores (CALVA *et al.* 2006; SILVA 2006). El contenido de materia orgánica es dinámico y

puede variar de acuerdo a la concentración en la columna de agua y en función de procesos de degradación por actividades de organismos bentónicos y bacterianas (NAVARRETE *et al.* 2000).

La degradación de la materia orgánica en los sedimentos superficiales genera una alta demanda de oxígeno, afectando la calidad del agua, esta disminución de oxígeno disuelto, limita además el desarrollo de la fauna bentónica. La fauna heterótrofa del fondo, constituye uno de los principales consumidores de MO. Ambas condiciones consecuentemente favorecen la preservación de la materia orgánica e inclusive llegan a beneficiar procesos biogeoquímicos anaeróbicos para la degradación de MO (VELAZCO 2011).

MÁRQUEZ *et al.* (2005) registraron valores de materia orgánica entre 1,53 y 14,70 % en la zona nororiental del Golfo de Cariaco, así mismo MARTÍNEZ *et al.* (2011) realizaron el estudio de MO mediante el carbono orgánico, reportando variación de 0,18 hasta 6,95 %, relacionando estas concentraciones a la productividad del ecosistema y a las descargas de río, en el sector oriental de la zona. En cambio la materia orgánica presente en el sedimento superficial de la ensenada La Esmeralda, mostró valores para la época de marea alta de 11 a 35%, mientras que para marea baja los valores disminuyeron considerablemente entre 5 y 11%, esto se pudo deber a una menor producción fitoplanctónica, producto de la baja penetración de luz, causada por la gran cantidad de material limo-arcilloso en suspensión (SILVA 2006), igualmente los máximos (Fig. 6) se observaron en zonas de sedimentos finos, afirmando que los sedimentos con textura fina están asociados a mayores contenido de materia orgánica, comportamiento típico de ambientes de deposición de sedimentos (CALVA & TORRES 2000).

Por su parte, las altas concentraciones de materia orgánica registradas en los sedimentos superficiales de la bahía en marea alta, es producto de las condiciones ambientales y biológicas del ecosistema, debido a que los principales aportes de este elemento provienen del plancton y los productos de desecho de los seres vivos

que habitan en el fondo de la ensenada, afectando las condiciones nutritivas de la columna de agua que posteriormente formarán parte del sedimento, además de la materia orgánica autóctona, existen aportes alóctonos antropogénicos, debido a la actividad pesquera y urbana propia del lugar.

El análisis de varianza de este parámetro, no reflejó diferencias significativas entre estaciones. Sin embargo, presentó diferencias significativas ($p: 0,000$; $\alpha: 0,05$), para las dos épocas muestreadas y la prueba a posteriori Student Newman Keuls (SNK), señaló la existencia de dos grupos homogéneos, uno con el mes de abril, con los valores menores de este parámetro y otro con el mes de noviembre con los mayores registros.

III.1.3. Carbonatos

Los carbonatos, son componentes geoquímicos que reflejan el balance orgánico e inorgánico del carbono de un determinado sistema sedimentario. El carbono en forma de carbonato, es incorporado a los sedimentos por medio de la precipitación de partículas que contienen aragonita y calcita (MARVAL 2008); formándose a partir de aguas abundantes en CO_2 por procesos bioquímicos, en los cuales se desarrollan las partes esqueléticas y conchas de los organismos calcáreos, así como por precipitación química de aguas sobresaturadas en ambientes de alta evaporación (AGUILERA 2005).

En la figura 7, se muestra el porcentaje de carbonatos presente en los sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, con variaciones en noviembre entre $<1\%$ (E1) y 4% (E13), aumentando al noroeste de la ensenada. Por su parte, en abril, se registró un incremento de las concentraciones de carbonatos, fluctuando de 1% (E7, E13, E20) a 5% (E10), observándose el mayor contenido en la zona noreste, asociada al área con predominancia de arenas.

El contenido de carbonatos permite diferenciar zonas sometidas a procesos biogénicos y a la clasificación del tipo de fondo. En los resultados no se registró

variaciones del contenido de carbonatos (Fig. 14) en los sedimentos superficiales de la bahía, comprendida entre 1 a 4% para marea alta y de 1 a 5% en la época de marea baja. Sin embargo, MÁRQUEZ *et al.* (2005) detectaron un promedio de 22 % para la zona nororiental del Golfo de Cariaco, MARTÍNEZ *et al.* (2011) obtuvieron promedio de 19 % en carbonatos en la parte norte del golfo, reportando que estos altos valores parecen estar relacionados a la existencia de conchas de organismos y de calizas. Así mismo la principal fuente de carbonatos observada en La esmeralda, parece ser biogénica cuyo origen son los esqueletos de los microorganismos y molusco, que se depositan en el fondo, notándose la presencia de abundantes conchas de moluscos en las muestras de sedimento. Los carbonatos generados por estos organismos, son el producto de la desfragmentación y degradación de los materiales cálcicos que integran su estructura (PONCE & GAMBAUDO 2005; PINTO 2012). El patrón de distribución espacial de los carbonatos es distinto en los dos muestreos. En abril los máximos se localizan en la zona noroeste (Fig. 7), mientras que en noviembre hay un desplazamiento de este máximo hacia el noreste (Fig. 7). Esta variación en la distribución, se debe posiblemente a la incidencia de los vientos alisios para los dos muestreos, en abril, representa marea alta soplan en dirección sureste, mientras que, en noviembre por ser marea baja en dirección noreste, incidiendo en el desplazamiento de los máximos de carbonatos en la ensenada.

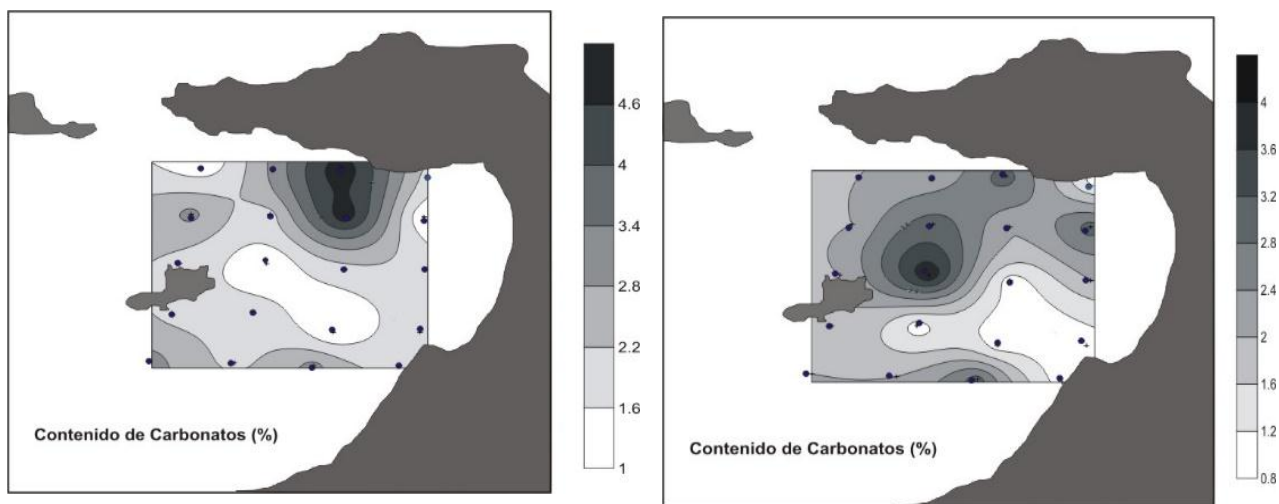


Figura 7. Distribución del contenido de carbonatos (%) en los sedimentos superficiales de la bahía La Esmeralda. A) abril y B) noviembre.

Por su parte, el análisis de varianza de este parámetro, no reflejó diferencias significativas ni entre épocas muestreadas, ni entre estaciones.

III. 2. METALES PESADOS.

La concentración de metales pesados en sedimentos marinos de diversas localidades de nuestro país ha sido determinada con la finalidad de evaluar la contaminación del área, sus fuentes, y el impacto futuro sobre el medio ambiente y el hombre.

Naturalmente, los metales pesados forman parte de la corteza terrestre; sin embargo, las actividades humanas han introducido grandes cantidades de estos elementos en el medio ambiente, haciendo difícil la diferenciación entre las contribuciones naturales y antropogénicas. Estos metales pueden formar parte de los minerales componentes de los sedimentos (arenas, limos y arcillas) terrestres y marinos, así como de los que provienen de la descomposición de la materia orgánica de plantas, animales y microorganismos (TUREKIAN & WEDEPOHL, 1961; WANG *et al.*, 2007; KARBASSI *et al.*, 2011; ZHANG & SHAO, 2013). También, son unos de los

constituyentes inorgánicos mayoritarios en los ecosistemas acuáticos (EMOYAN *et al.* 2006). Su incorporación en las aguas superficiales y posterior deposición en los sedimentos representan un serio problema para estos ecosistemas (AGUILERA 2005). Los contaminantes que desde distintas fuentes y que a través de varias vías llegan al medio marino, afectan directamente a los ecosistemas costeros donde se depositan, consiguen ser absorbidos desde la columna de agua en el material en suspensión y posteriormente fijarse en los sedimentos elevando los niveles de estos elementos (LOPES 2005).

A su vez, en los sedimentos, los metales presentes como iones intercambiables y precipitados como carbonatos o adsorbidos en ellos son liberados fácilmente como iones libres durante el proceso de intercambio iónico, debido a pequeños cambios ambientales (potencial redox, salinidad, removilización por corrientes, remoción de los sedimentos por organismos), o al descender el pH de los mismos; en consecuencia, son los más biodisponibles porque pueden introducirse fácilmente en las membranas de los organismos y se relacionan con contaminación antrópica (AHDY & YOUSSEF 2011).

Las formas de asociación de los metales con la matriz de sedimento son diversas; éstos pueden estar adsorbidos en la superficie, incorporados a fases minerales u ocluidas en materiales amorfos. Estas formas de unión, generalmente, exhiben diferentes propiedades químicas y la medición de sus concentraciones individuales puede proveer de información para entender su comportamiento geoquímico (diagénesis, ciclos, transporte, entre otros) y su disponibilidad biológica (BELZILE *et al.* 1989; MARTÍNEZ 2016).

Plomo (Pb):

El plomo es un elemento frecuente en la litósfera, su contenido en la corteza terrestre es aproximadamente 15 µg/g, puede encontrarse en forma de sulfuro (PbS), carbonato (PbCO₃) y sulfato (PbSO₄) (ADRIANO 1986). Se presenta como un

constituyente menor del suelo, de las plantas y es un elemento difundido en los ecosistemas acuáticos que generalmente puede bioacumularse en estos ecosistemas, es un metal poco móvil y tiende a adsorberse en las zonas no saturadas de los ríos, por el material arcilloso y la materia orgánica y con el aumento del pH puede precipitar como $Pb(OH)_2$ (MOORE & RAMAMOORTHY 1984). En el sedimento a pH comprendidos entre 7 y 9, el plomo se encuentra como ion libre Pb^{2+} .

El plomo proviene de la fabricación de acumuladores eléctricos, baterías, pigmentos, explosivos, reactivos químicos, compuestos para soldadura, gasolina y pinturas (MOORE & RAMAMOORTHY 1984). FERMÍN (2002) afirmó que el Pb en el medio ambiente se encuentra en múltiples formas químicas, aunque la mayor parte se encuentra como especies inorgánicas. Este elemento no desempeña ninguna función biológica y, por lo tanto, puede alterar el metabolismo de los organismos vivos (RAINBOW 1995).

La figura 8, muestra la distribución del contenido total de este metal en el área, encontrándose un valor de 19,000 mg/kg para la estación 8 y 29,675 mg/kg para estación 1, como valores mínimo y máximo respectivamente, con un promedio de 23,660 mg/kg. Por su parte, para el muestreo de noviembre, las concentraciones de plomo oscilaron entre 16,250 mg/kg para la estación 20 (valor mínimo) y 35,075 mg/kg para estación 1 (valor máximo), señalando un valor promedio de 23,771 mg/kg observándose que para ambos muestreos sobrepasa el límite de 5,00 $\mu\text{g/g}$ establecido por SADIQ (1992), para sedimentos no contaminados.

Estos valores obtenidos en la Bahía la Esmeralda, muestran un panorama de deterioro del ecosistema, la presencia de este metal excede los límites de referencia establecidos por SADIQ (1992), y aunque se atribuye a factores exógenos y/o antrópicos, puede permanecer en la biota, lo que pudiera causar daños irreversibles en la misma. MÁRQUEZ *et al.* (2000) señalaron, que a pesar de que este metal no cumple ninguna función biológica, en muy pequeñas concentraciones puede

adsorberse en la superficie de algunas especies, por lo que conocer su concentración es de gran importancia.

Por su parte, BONILLA *et al.* (2003b) reportaron una concentración media de plomo de 19,01 $\mu\text{g/g}$ para los sedimentos superficiales de la Ensenada Grande del Obispo, atribuyendo este valor a los aportes externos antropogénicos, Mientras que MARTÍNEZ (2002) reportó, para el transepto central del golfo de Cariaco concentraciones de Pb en un rango de 27,7 mg/kg a 31,56 mg/kg, lo que sugirió una acumulación de Pb de origen antrópico.

MARRUFO (2011) señalaron que, en los ecosistemas costeros, la fuente de Pb más importante son los residuos de combustibles liberados hacia la atmósfera por el tráfico flotante y rodante, así como las aguas de desecho liberadas al ecosistema. Asimismo, un aspecto relevante es la disminución del Pb por la sustitución de la gasolina plomada. De esta manera se redujeron las emanaciones atmosféricas, producto del tráfico automotor.

Por su parte, AGUILERA (2005), reportó valores de plomo para sedimentos de la región marino-costera Puertos de Sucre para el mes de febrero con concentraciones detectadas entre 1,13 mg/kg (estación 6) y 9,88 mg/kg (estación 1). MARVAL (2008) indicó un promedio de 10,32 $\mu\text{g/g}$ en sedimentos del Golfo de Cariaco coincidiendo con el mayor porcentaje de limo y la gran actividad antropogénica presente en el área.

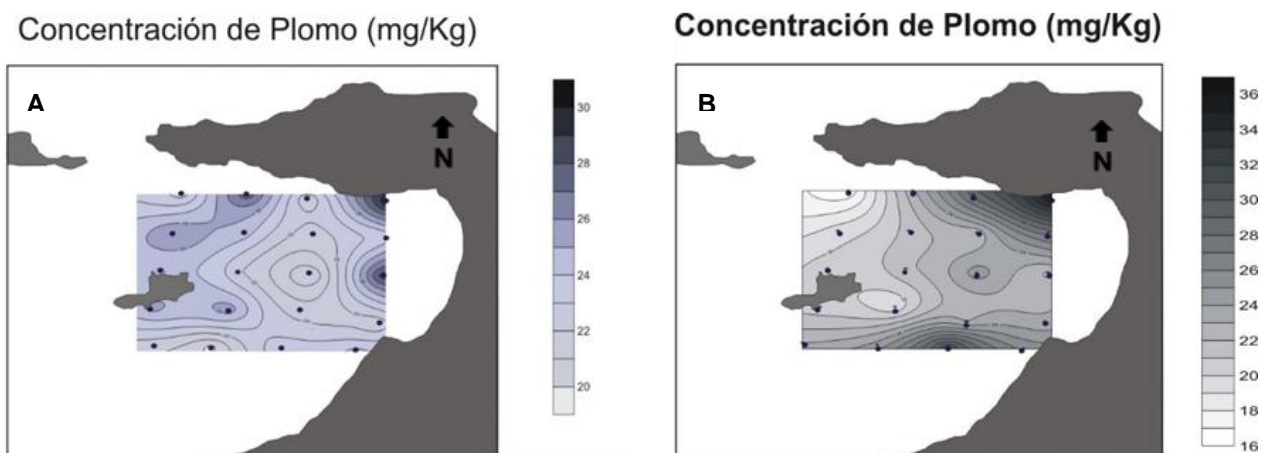


Figura 8. Distribución espacial del plomo total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela. A) abril y B) noviembre.

La presencia del alto contenido de Pb en las zonas de estudio, es probablemente consecuencia de un importante tráfico de embarcaciones (principalmente con motores fuera de borda) utilizados por los pescadores, que se pueden depositar y acumular en los sedimentos superficiales. De igual manera, los pescadores de la zona utilizan el plomo como lastre en sus aparejos y redes para pescar, aun cuando el aporte pudiera ser muy pequeño, partes de fragmentos metálicos se depositan en los sedimentos del fondo. Otro hecho puntual en la Bahía la Esmeralda es la presencia de pobladores, los cuales después de sus actividades resguardan, realizan mantenimiento y limpieza a las embarcaciones aportando gran cantidad de este metal al ecosistema. Del mismo modo durante el periodo de lluvia aumenta los aportes de aguas de escorrentías, descargas de aguas residuales y aportes atmosféricos, generados por el transporte de partículas provenientes de la quema de combustible fósil, lo que pudiera permitir que este metal permanezca más tiempo en el ecosistema y por ende tenga menor movilidad.

El análisis de varianza de este parámetro, no reflejo diferencias significativas ni entre épocas muestreadas, ni entre estaciones.

Níquel (Ni):

El níquel es uno de los metales más ampliamente utilizado por el hombre, lo que debe ser considerado como un factor importante, partiendo del hecho de que los ríos son una fuente primordial de níquel hacia los mares y océanos (MOORE & RAMAMOORTHY 1984).

El Ni es un elemento relativamente abundante y está distribuido en la corteza terrestre en forma de óxidos, carbonatos, silicatos de hierro y como sulfuros de arsénico. El ión Ni^{2+} es fácilmente desplazado de los sitios de origen por intercambio catiónico en los minerales arcillosos. En consecuencia, este elemento químico es muy móvil y sus sales son solubles en el agua (ROSAS 2001; AGUILERA 2005). Las actividades humanas que más contribuyen a su incorporación al medio ambiente son la minería, fundición, fabricación de aleaciones, acuñación de monedas, producción de aceros inoxidables, baterías, aguas residuales de industrias relacionadas con tintes, bebidas no alcohólicas, helados y actualmente, se emplea en la producción de fertilizantes fosfatados (ROSAS 2001).

La figura 9, representa la distribución del contenido total del Níquel en el área de estudio, para los meses abril y noviembre 2014. Las concentraciones de Ni total, variaron desde 23,675 mg/kg para la estación 15 y 61,250 mg/kg para la estación 1 y un valor medio de 34,316 mg/kg. Sin embargo, para el segundo muestreo (noviembre) la distribución espacial de la concentración de níquel total mostró un mínimo de 24,465 mg/kg para la estación 2 y un máximo de 56,075 mg/kg para la estación 1, con un valor promedio de 32,560 mg/kg, sobrepasándose el límite de 20,0 mg/kg establecido por SADIQ (1992), para sedimentos no contaminados. Este incremento, por otra parte, se debe a que los metales pesados pueden estar formando parte de la constitución de los minerales presente en la zona y son transportado a estos ecosistemas por las escorrentias formadas en la época de lluvia y por los vientos que soplan en la región durante todo el año. Del mismo modo, los altos valores de movilidad son indicadores de la alta estabilidad de este metal Ni en

los sedimentos. Este comportamiento depende de las especies químicas de cada metal o de la forma de asociarse a las fracciones geoquímicas del sedimento (HURTADO 2015).

Fuentes adicionales de Ni pueden ser el lavado de suelos agrícolas y las descargas urbanas. Al respecto, MARTÍNEZ (2002) informó sobre el uso de pesticidas, herbicidas y abonos para las actividades agrícolas desarrolladas en la región de Cariaco, cuyos residuos pueden ser arrastrados al área por el río Carinicua. Metales como Ni, Cu, Mn y Zn pueden incorporarse a la red cristalina de la pirita y de monosulfuros de hierro durante su precipitación (PONCE *et al.* 2005).

MARTÍNEZ (2016), señaló valores de níquel inferiores (promedio 11,7 $\mu\text{g/g}$) en los sedimentos recientes del golfo de Cariaco, así como los reportados por SILVA (2016) con concentraciones medias de Ni (23,4 $\mu\text{g/g}$) en el sistema de bahías de Caldera (27°S) Chile, las cuales presenta una importante actividad industrial representada por puertos de embarque de mineral de hierro y productos agrícolas, terminal de depósitos de petróleo y sus derivados (combustibles), plantas procesadoras de productos pesquero, zonas residenciales y turísticas.

Figura 9. Distribución espacial del níquel total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.

La presencia del alto contenido de Ni en las zonas de estudio, es probablemente consecuencia de las actividades humanas, lavado de cavas, mantenimiento de las embarcaciones pesqueras, descargas de agua residuales y acción eólica que arrastra parte del sedimento continental que se pudieran depositar y acumular en los sedimentos superficiales. De igual manera, podemos atribuir los aportes de Ni por las aguas de escorrentías, lo que pudiera permitir que este metal permanezca más tiempo en el ecosistema y por ende tenga menor movilidad.

El análisis de varianza de este parámetro, reflejó diferencias significativas entre estaciones (p : 0,000; α : 0,05), y la prueba a posteriori Student Newman Keuls (SNK),

señala la existencia de dos grupos homogéneos, el primero con la estación uno como la de mayor contenido de níquel, y otro grupo donde se agrupan el resto de las estaciones con valores menores y similares ente ellas.

Cobre (Cu)

El cobre es un elemento que generalmente no se encuentra en aguas en forma iónica, pero se halla acomplejado con materia orgánica. Es esencial para los seres humanos en pequeñas cantidades (2,00 mg por día, se presentan efectos fisiológicos cuando el consumo excede los 100 mg por día) (ROMERO 2005).

La Figura 10, representa cómo está distribuido el cobre total en los sedimentos superficiales de la Bahía la Esmeralda, el cual fluctúa entre 11,725 mg/kg para la estación 9 y 19,975 mg/kg para la estación 1 y un valor promedio de 14,217 mg/kg para el muestreo abril 2014. Por su parte, las concentraciones totales de Cu en noviembre, en el estrato superficial se presentó una variación entre un rango 6,625 mg/kg para la estación 13 y 18,700 mg/kg para la estación 1, con un valor promedio de 1,735 mg/kg, la variación del contenido total de este metal en los sedimentos de la Bahía la Esmeralda mostró un comportamiento irregular, el cual es muy superior a los valores de referencias (10 mg/kg) establecidos por SADIQ (1992), y aunque se atribuye a posiblemente factores exógenos y/o antrópicos, puede permanecer en la biota, lo que pudiera causar daños irreversibles en la misma. Los valores promedio de Cu para ambos muestreos (14, 21 y 12, 73 mg/kg) en la bahía la Esmeralda supera al reportado MARTÍNEZ (2016) de 9,16 µg/g en los sedimentos superficiales del golfo de Cariaco, y ROMERO (2014) en los sedimentos de la Ensenada de Carenero para la época de sequía (6,60 µg/g).

Al comparar los niveles de este metal obtenidos en la bahía la Esmeralda con los valores límite para sedimentos marinos no contaminados indicados por SADIQ (1992) y al señalado por PINTO (2012) para sedimentos costeros prístinos de 10,0 y

15,0 µg/g respectivamente, podría indicar una posible contaminación por este metal en esta área costera.

SADIQ (1992) señaló que el poder de adsorción de Cu en los materiales orgánicos y que su presencia está favorecida por el material detrítico sedimentario. Además, acotó que las escorrentías continentales y los efluentes antropogénicos son vías de penetración de este metal y materia orgánica en los ecosistemas acuáticos.

Por su parte, MARTÍNEZ 2016 señaló que la capacidad de la materia orgánica para incorporar metales pesados ha sido bien reconocida en diferentes ambientes acuáticos, particularmente en la complejación del Cu. Por otro lado, el Cu puede adsorberse en la superficie de los óxihidróxidos de hierro y manganeso y/o coprecipitar con ellos (MARTÍNEZ *et al.* 2011). Del mismo modo, metales como Ni, Cu, Mn y Zn pueden incorporarse a la red cristalina de la pirita y de monosulfuros de hierro durante su precipitación (PONCE *et al.* 2000).

SKRABAL *et al.* (2000) expusieron que los sedimentos son una fuente significativa de Cu acomplejado con ligandos orgánicos o formando complejos orgánicos sulfurados. Este metal puede ser ciclado activamente entre el sedimento y el agua intersticial, durante la diagénesis temprana del sedimento, y varía espacial y temporalmente, de acuerdo con los procesos biogeoquímicos y condiciones reinantes.

Por su parte, BONILLA *et al.* (2003a) reportaron valores hasta de 60,0 kg/mg, lo que demuestra una elevada acumulación de Cu en el archipiélago Los Roques donde los sedimentos son de grano arena fina. La zona de menores valores se ubicó desde el área de la boca hacia la cala El Destiladero (zona norte) y el área central donde los sedimentos son de grano grueso. Según estos autores, el incremento de Cu confirma el origen exógeno antropogénico de dicho metal hacia los sedimentos de este ecosistema.

Así mismo, según CERVANTES *et al.* (2011) los niveles de Cu obtenidos en cayo Moa son superiores a los encontrados en la bahía de Levisa, 5 a 62 $\mu\text{g/g}$, no obstante, a que esta se haya afectada por la escorrentía proveniente de diversas áreas mineras (con mineral laterítico) que abastecen la planta metalúrgica de Nicaro.

PINTO (2012) reportó un promedio de Cu total de 0,99 mg/kg para los sedimentos superficiales de la ensenada de Puerto escondido en el departamento de Córdoba; igualmente el autor sugirió que no existe contaminación en dicho ecosistema y que las concentraciones moderadamente bajas encontradas se deben al posible aporte terrígeno y natural de este metal en dicho ecosistema. Este comportamiento depende de las especies químicas de cada metal o de la forma de asociarse a las fracciones geoquímicas del sedimento (HUANG *et al.* 2007).

El Cu en los sedimentos de la Bahía de La Esmeralda es fundamentalmente litogénico, ya que este metal se encuentra en los sedimentos que forman parte de la estructura reticular de los compuestos minerales silicatos y arcillas.

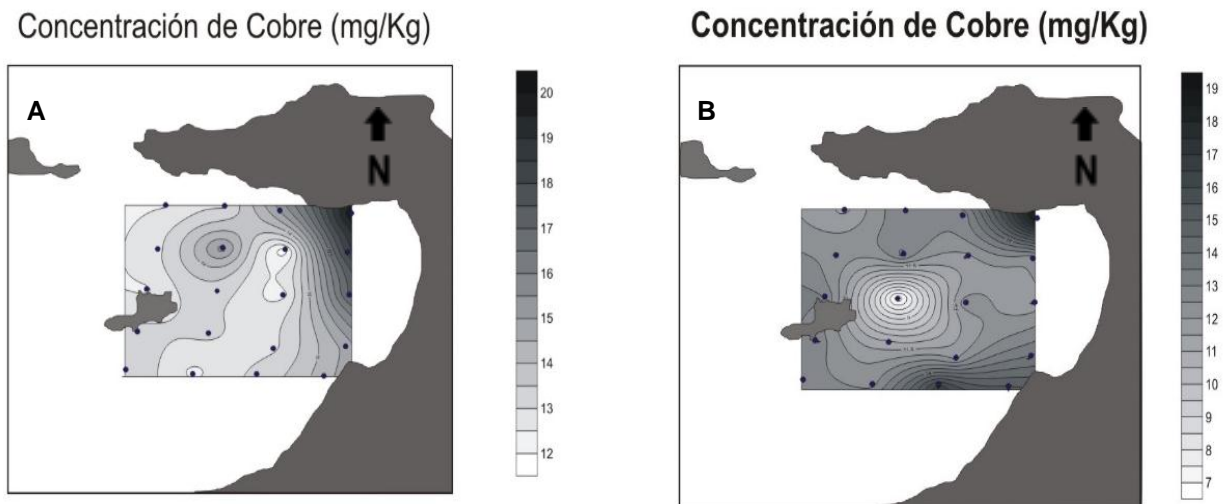


Figura 10. Distribución espacial del cobre total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.

El análisis de varianza para este metal, señala diferencias significativas, tanto entre épocas muestreadas (p : 0,024; α : 0,05), como entre estaciones (p : 0,026; α : 0,05).

Por su parte, la prueba a posteriori Student Newman Keuls (SNK), señaló la existencia de dos grupos homogéneos para las épocas muestreadas, uno con el mes de noviembre con los menores registros y otro con el mes de abril con los mayores registros. Y tres grupos homogéneos, para las estaciones muestreadas, el primero, conformado solo con la estación uno, donde se registran los mayores valores de este parámetro, otro con siete estaciones (2, 3, 4, 5, 6, 10 y 12), con valores intermedios y otro donde se agrupan el resto de las estaciones, con valores similares y menores que los dos grupos antes mencionados.

Cadmio (Cd)

El Cadmio es considerado uno de los metales más contaminantes del ambiente acuático y está distribuido uniformemente en la corteza terrestre y, generalmente en asociación con el Zn, materia orgánica, en nódulos de manganeso, sedimentos lacustres y oceánicos SADIQ (1992).

El cadmio se puede encontrar principalmente en la corteza terrestre. Siempre ocurre en combinación con Zn. En la industria, el cadmio es un subproducto inevitable de la extracción de Zn, Pb y Cu. Después de aplicarse, ingresa al medio ambiente principalmente a través del suelo porque se encuentra en estiércol y pesticidas. Otra fuente importante de emisión de Cd es la producción de fertilizantes artificiales de fosfato. Parte del Cd termina en el suelo después de que el fertilizante se aplica en tierras de cultivo, y el resto del Cd termina en aguas superficiales cuando las empresas de producción arrojan los desechos de la producción de fertilizantes (DE VIVO *et al.*, 2018).

En la Fig. 11 se representan las concentraciones de Cd total en los sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda para abril y noviembre. Las

concentraciones de Cd total, variaron desde 2,025 mg/kg para la estación 9 y 3,250 mg/kg para la estación 11 y un valor medio de 2,666 mg/kg. Sin embargo, para noviembre la menor concentración del metal cadmio se registró en la estación 13 con un valor de 1,750 mg/kg, mientras que la mayor concentración se registró en la estación 1, con un valor de 3,850 mg/kg y un promedio de 2,469 mg/kg.

Estos altos valores pueden ser consecuencia de las actividades humanas desarrolladas en la zona, asociado a lo que supone la utilización de pesticidas, herbicidas y fertilizantes (MARTÍNEZ *et al* 2011). De acuerdo a las concentraciones determinadas en las estaciones se presentan valores superiores a 1,0 µg/g, valor citado por SADIQ (1992) como límite máximo para los sedimentos no contaminados por Cd en los ecosistemas acuáticos. Por consiguiente, se pudiera decir que los sedimentos de la Bahía la Esmeralda, representa niveles de Cd que son un riesgo para la biota marina, ya que superan 1,0 µg/g. Las concentraciones encontradas en este estudio son inferiores en promedio a los reportados por GONZÁLEZ (2012) para los sedimentos alrededor del Islote Caribe (2,24 µg/g) con promedios de arenas del 95,0%.

Por otro lado, MARTÍNEZ (2002) señala altas concentraciones de cadmio en la ensenada de Turpialito, e indica la influencia de los efluentes de las industrias procesadoras de productos de origen marino que disminuye la capacidad de depuración del medio marino alterando las concentraciones de los metales. Es importante destacar que la presencia de limos y arcilla en las estaciones del este del área de estudio favorecieron la presencia de cadmio en los sedimentos, al igual que en el caso del Ni, Cr y Cu. Esto coincide con lo indicado por BONILLA *et al.* (2003) en su estudio de metales en sedimento superficiales de la ensenada Grande del Obispo.

Por su parte, AGUILERA (2005) reportó concentraciones totales de Cd en los sedimentos superficiales de la bahía Oeste entre 0,27 y 1,26 $\mu\text{g/g}$ con un promedio de 0,81 $\mu\text{g/g}$, y en la bahía Este entre 0,22 y 1,08 $\mu\text{g/g}$ con un promedio de 0,71 $\mu\text{g/g}$, los cuales son menores a los encontrados en este estudio, lo que sugiere el enriquecimiento de este metal en la matriz sedimentaria de la bahía Oeste. Sin embargo, en la bahía Este se pudiera inferir que el lavado del sedimento no permite tal condición en la zona. Fuentes adicionales de Cd, Cu y Ni pueden ser el lavado de suelos agrícolas y las descargas urbanas. Al respecto, MARTÍNEZ (2002, 2016) informó sobre el uso de pesticidas, herbicidas y abonos para las actividades agrícolas desarrolladas en la región de Cariaco, cuyos residuos pueden ser arrastrados al área por el río Carinicua. Por otro lado, GONZÁLEZ-LOZANO *et al.* (2006) indica que las concentraciones de Cd pueden estar ligadas a un proceso metabólico del fitoplancton, asociado con altas concentraciones de nutrientes en aguas frías propias de zonas de surgencia. Según GARCÍA *et al.* (2004), el Cd es fijado por el fitoplancton en la columna de agua y depositado en el fondo marino, donde posteriormente ocurre la descomposición del detritus orgánico y la liberación del metal.

La Esmeralda, presenta una alta actividad pesquera y de tráfico de embarcaciones, en su mayoría con motores fuera de borda, además todos los desechos, tanto sólidos como líquidos, generados por las actividades desarrolladas por los residentes de la zona son vertidos a estas aguas. En la región de Cariaco existe una gran actividad agrícola (cultivo de maíz, caña de azúcar, frutas, etc.), lo que supone la utilización de una elevada cantidad de pesticidas, herbicidas y abonos. El cadmio puede estar asociado a plásticos, pigmentos de pinturas y otros materiales diversos.

De acuerdo a estas concentraciones, la mayoría de las estaciones en la bahía la Esmeralda presentaron valores muy superiores a 1,00 mg/kg, valor citado por SADIQ (1992) como límite máximo para los sedimentos no contaminados por Cd en

los ecosistemas acuáticos. Por consiguiente, los sedimentos de la bahía la esmeralda presentó niveles de Cd que pueden representar un alto riesgo a la biota.

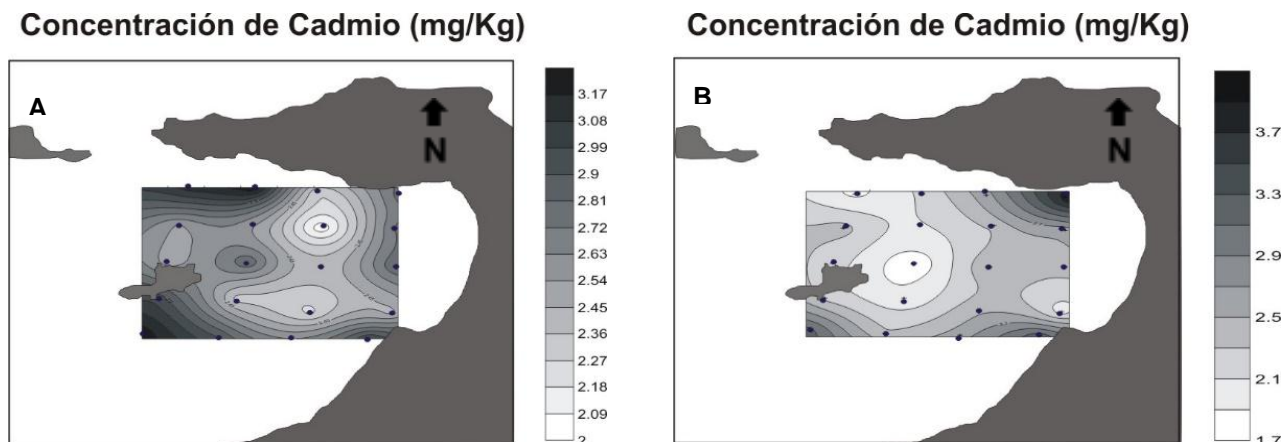


Figura 11. Distribución espacial del cadmio total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.

El análisis de varianza de este parámetro, no arrojó diferencias significativas ni entre épocas muestreadas, ni entre estaciones.

Cobalto (Co):

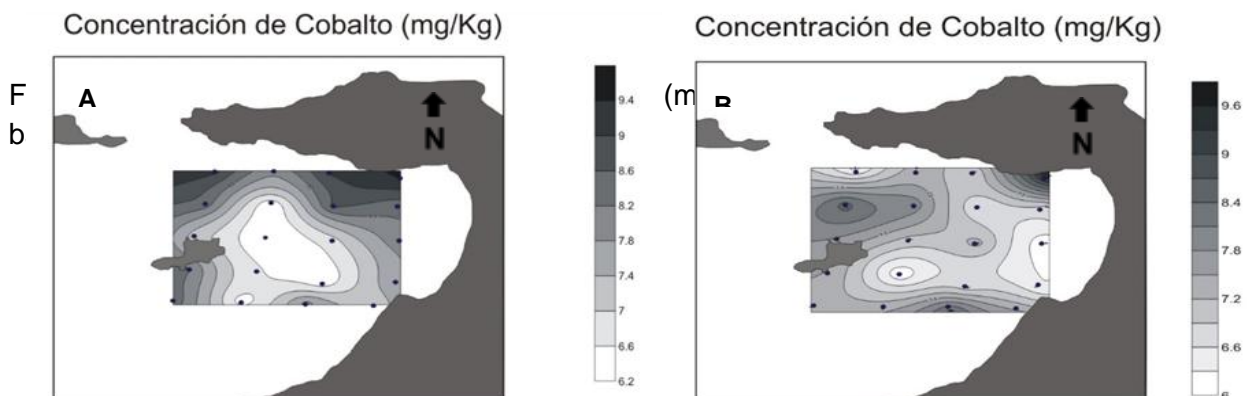
El cobalto es un elemento que se encuentra naturalmente distribuido en las rocas, suelos, agua y vegetación. Usualmente se halla en asociación con él Ni. Posee dos estados de oxidación (Co^{2+} y Co^{3+}). Los flujos de Co a través de los ambientes terrestres pueden ser debido a procesos naturales y antropogénicos. El Co relacionado con las actividades humanas se deriva principalmente de la minería y refinación de Ni, Cu, Ag, Pb y Fe, calderas industriales que queman carbón y petróleo, vehículos de gasolina y las incineradoras que queman residuos y lodos de aguas residuales. El Co tiene muchos usos industriales en herramientas de corte, súper aleaciones, revestimientos de superficies, carburos para cementos, herramientas de diamante, los imanes, cerámica y pigmentos (MARRUGO, 2011). Los compuestos de cobalto tienen gran variedad de aplicaciones industriales, incluso se

usan como catalizadores, y en agricultura para remediar la deficiencia de cobalto en el suelo y en la vegetación (VELÁSQUEZ 2005).

En la figura 12, se representaron las concentraciones de cobalto total en el sustrato superficial de la zona de estudio. Se presentaron valores de concentraciones entre 6,200 mg/kg y 9,425mg/kg, con un promedio de 7,718 mg/kg, donde la más alta concentración se halló en la estación 1 y la más baja en la estación 13. Por su parte, las concentraciones de cobalto para el periodo noviembre 2014 oscilaron entre 6,050 mg/kg para la estación 14 y 9,675 mg/kg para la estación 1 y un promedio de 7,343 mg/kg. La concentración de cobalto para los meses de muestreo en la zona de estudio es mucho menor que la reportada para sedimentos no contaminados que es de $1,1 \times 10^3$ mg/kg (SADIQ, 1992).

Por su parte, RODRÍGUEZ (2007), encontraron para los sedimentos del estuario del río Cávado, Portugal, que en la parte media de este ecosistema las concentraciones de cobalto tenían altos valores que atribuyeron al tráfico de embarcaciones, a ciertas influencias de materiales con altos contenidos de este metal y al tiempo de residencia del agua debido a que es un cuerpo de agua semicerrado, que conlleva a la acumulación de contaminantes en su interior.

En el área de estudio, una de las principales fuentes de este metal, podría ser atribuido al proceso de surgencia costera que induce una considerable productividad orgánica en el área, contribuyendo con la acumulación de metales en los sedimentos de esta zona. Además de las múltiples actividades humanas, ya descritas.



El análisis de varianza de este parámetro, no reflejó diferencias significativas ni entre épocas muestreadas, ni entre estaciones.

Manganeso (Mn):

El Mn es un elemento que se encuentra en muchas rocas y minerales y se considera esencial para los organismos marinos RODRÍGUEZ (2007). Es uno de los elementos químicos altamente reactivos, especialmente en sistemas estuarinos por su alta capacidad de adsorción que poseen sus óxidos en forma coloidal y en las partículas suspendidas, lo que contribuye significativamente en la caracterización y el comportamiento de otros metales (MOORE & RAMAMOORTHY 1984). Generalmente la presencia de Mn en los sistemas acuáticos es favorecida por las fluctuaciones de los procesos redox y la ocurrencia de grandes nódulos de Mn en los sedimentos es indicativo de un exceso del metal de origen antropogénico como consecuencia del amplio uso que le ha dado el hombre en la industria del acero, aleaciones, construcción de barcos, metalurgia, industria química, cerámica y baterías, entre otros (AGUILERA 2005).

La distribución espacial del Mn total en el estrato superficial presentó variaciones entre un rango de 66,075 mg/kg para la estación 11; 103,875 mg/kg para la estación 1 y un promedio de 79,622 mg/kg para abril (Fig. 13). Las concentraciones de Mn total para noviembre, oscilaron desde 27,230 mg/kg para la estación 13 y 65,150 mg/kg para la estación 1 y un valor medio de 45,316 mg/kg.

MÁRQUEZ (2002) reportó un promedio de Mn total de 55,3 µg/g en los sedimentos superficiales del golfo de Santa Fe, y señaló que estas altas concentraciones del metal pueden ser de origen natural. Por su parte, MARTÍNEZ (2016) explicó que la presencia de Mn puede darse como consecuencia de los procesos de adsorción y coprecipitación con CaCO₃ en los sedimentos superficiales.

La concentración de carbonato de calcio producido por el aporte del material detrítico ejerce influencia en la presencia de Mn en los sedimentos (SADIQ 1992).

Los sedimentos están compuestos de minerales como arcillas, MO, óxidos de Fe y Mn, entre otros, todos ellos forman complejos con iones metálicos. Cuando la MO se une a un metal se convierte en un mecanismo de transporte y dispersión de los metales en el ecosistema acuático GONZÁLEZ (2012). Es así, que los metales pesados debido a su alta toxicidad inciden de manera directa en la biodegradación natural de desechos orgánicos, esto conlleva a que un sedimento contaminado con metales pesados se convierta en un peligro potencial no solo para la salud humana si no para los ecosistemas en general. Estos afectan toda la red trófica y la productividad primaria de dicho ecosistema (DE LA CRUZ-LANDERO *et al.*, 2010). Además, pueden ser transportados a distancias grandes del lugar de contaminación debido a que no son degradados por los organismos vivos por tanto se acumulan en estos (ACQUAVITA *et al.* 2010).

MARVAL (2008), señaló que la distribución geoquímica de manganeso en el golfo de Cariaco está altamente influenciada por las fluctuaciones de los procesos redox. La ocurrencia de grandes cantidades de nódulos de Mn en los suelos acuáticos, indican exceso del metal de origen antrópico, precipitado y depositado en los sedimentos, debido principalmente al uso que, el hombre le da a este elemento en la manufactura del acero.

Altos Valores de Mn fueron reportados por RODRÍGUEZ (2007), para sedimentos de la región marino-costera de la ciudad de Cumaná, con una media de 52,42 y 39,62 mg/kg para marzo y agosto respectivamente, resultando mayor en el primer mes, este mismo comportamiento se tuvo en los resultados de este estudio siendo mayor en la época de estratificación (febrero). Por su parte MARVAL (2008), señaló un promedio de 18,30 mg/kg para sedimentos del golfo de Cariaco y lo relacionó con la hidrodinámica del golfo. BONILLA *et al.* (2003) Reportaron en la Ensenada Grande del Obispo un promedio de 49,37 mg/kg, lo cual, fue menor a lo reportado por SADIQ

(1992) para sedimentos no contaminados ($1,1 \times 10^3$ mg/kg), indicando que los valores bajos de manganeso se pudieron deber al proceso de lavado y remoción del material, aunado a los procesos de dilución del metal que ocurre en la fracción sedimentaria.

Los resultados obtenidos en La Esmeralda, muestran que el Mn puede asociarse con todas las fracciones geoquímicas y mineralógicas de los sedimentos de la zona. Además, considerando que este metal al igual que el Fe se encuentra mayormente formando parte de la estructura reticular de los componentes minerales de la fracción sedimentaria. SADIQ (1992) reportó la presencia de Mn en muchas rocas y minerales e indicó la importancia del metal en la estructura cristalina de las partículas sedimentaria, en el fondo de ríos, lagos y mares. Los óxidos de Mn incorporan iones metálicos en su estructura mineral y/o actúan como sustratos de alta área superficial que favorecen la adsorción de metales pesados (DECREE *et al.* 2010). La concentración de manganeso para los meses de muestreo en la Bahía la Esmeralda fueron mucho mayor que la reportada para sedimentos no contaminados que es de $1,1 \times 10^3$ mg/kg (SADIQ, 1992).

El enriquecimiento superficial de Mn en los sedimentos puede indicar redistribución diagenética controlada por la descomposición de la materia orgánica, posiblemente conectada con los aportes antrópicos (SOTO-JIMÉNEZ *et al.* 2003). Está bien establecido que la utilización por las bacterias de este metal como aceptor de electrones, libera iones Mn a las aguas intersticiales y de allí puede liberarse a la columna de agua mediante difusión y reincorporados a los sedimentos, favoreciendo el enriquecimiento de los sedimentos superficiales por dicho metal MARVAL (2008). Este metal es un elemento con baja toxicidad que tiene una considerable significancia, pero debido al uso como soporte en los fertilizantes puede contribuir a la contaminación tanto del aire como del agua. Este es uno de los metales de transición más activo biogeoquímicamente en ambientes acuáticos (BADR *et al.* 2009)

El Mn se encuentra principalmente en la estructura reticular de la mayoría de los silicatos de las rocas o como un elemento importante en carbonatos u óxidos. También precipita como hidróxidos en los estuarios y cerca de las áreas costeras influenciadas por los ríos cuyas aguas pueden estar enriquecidas con Mn. Sin embargo, el Mn se disuelve en las aguas intersticiales por debajo de la superficie de los sedimentos debido a los procesos biogeoquímicos y puede difundirse hasta la interfase oxidada de los sedimentos y precipitar como oxihidróxido (SELVARAJ, 2003; ANITHA & KUMAR, 2014). Se ha observado que los oxihidróxidos de Fe y Mn son un factor importante para la acumulación de metales traza cuando se compara con el carbono orgánico.

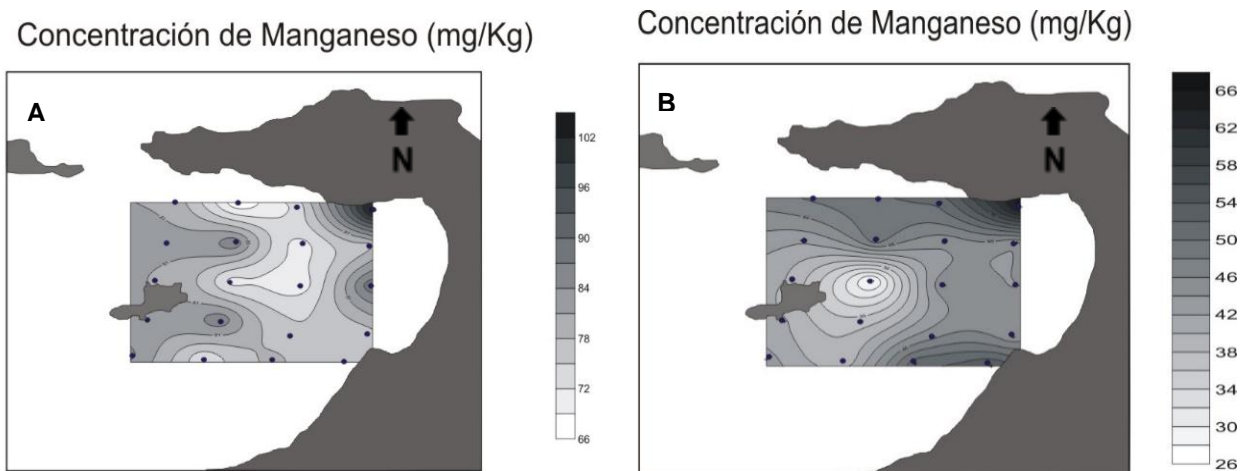


Figura 13. Distribución espacial del Manganese total (mg/kg) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.

El análisis de varianza para Manganese, señala diferencias significativas, tanto entre épocas muestreadas ($p: 0,000$; $\alpha: 0,05$), como entre estaciones ($p: 0,040$; $\alpha: 0,05$).

Por su parte, la prueba a posteriori Student Newman Keuls (SNK), señaló la existencia de dos grupos homogéneos para las épocas muestreadas, uno con el mes de noviembre con los menores registros y otro con el mes de abril con los mayores

registros. Y tres grupos homogéneos, para las estaciones muestreadas, el primero, conformado solo con la estación uno, donde se registran los mayores valores de este parámetro, otro con siete estaciones (2, 3, 4, 5, 6, 7, 10, 12, 14, 16, 17, 18, 19 y 20), con valores intermedios y otro donde se agrupan el resto de las estaciones (8, 9, 11, 13 y 15), con valores similares y menores que los dos grupos antes mencionados.

III. 3. ÍNDICES DE CALIDAD AMBIENTAL PARA LOS SEDIMENTOS DE LA BAHÍA LA ESMERALDA.

Un índice de calidad ambiental se define como un estándar aplicado para evaluar el estado actual y las tendencias en condiciones físicas, químicas o biológicas del medio ambiente. Va acompañado de umbrales para la gestión, que tienen la finalidad de lograr objetivos deseados sobre un determinado medio. Además, es un número derivado de una operación matemática que indica el nivel de un parámetro comparado con una respectiva clasificación, indicando un grado leve, moderado o alto de contaminación (REES *et al.* 2008).

III. 3.1. Concentración de Efectos Límite (CEL) y Concentración de Efectos Probables (CEP).

El riesgo toxicológico fue estimado por medio de la comparación con los valores de la Concentración de Efectos Límite (CEL) y la Concentración de Efectos Probables (CEP) sugeridas por MACDONALD e INGERSOLL (2002). En la figura 14, se representa en colores la clasificación de los sedimentos de acuerdo a los valores de CEL y CEP. Las celdas en azul indican concentraciones por debajo del CEL, celdas en amarillo, concentraciones entre CEL y CEP, y las celdas en rojo, concentraciones por encima del CEP. Comparando los valores de metales en la totalidad de las muestras de sedimentos de abril 2014 con los valores de CEL y CEP referenciales, se evidencia que todas las concentraciones de plomo (Pb) y cobre (Cu) estuvieron

por debajo de la concentración de efecto limite CEL y debajo de la concentración de efectos probable CEP, sugiriendo que estos metales no representan para el momento en que fueron colectadas las muestras un riesgo toxicológico. Sin embargo, aun cuando estas concentraciones están por debajo de los límites, en el momento que se cuantificaron había la presencia de los mismos. Estos metales mantuvieron una homogeneidad en los sedimentos de toda la bahía la Esmeralda, teniéndose que su principal aporte es de origen antrópico, originado por las actividades pesqueras con el uso de motores fuera de borda, así como también por los aportes actividades generadas en la zona.

Por su parte, en cuanto a las concentraciones del metal níquel (Ni), estuvieron por encima de la concentración de efecto limite CEL, con una concentración máxima en la estación 1 (61,2500 mg/Kg) sobrepasando la concentración de efectos probable CEP indicando que este metal representa un riesgo toxicológico para el ecosistema que reside en los sedimentos y un valor mínimo en la estación 15 (23,6750 mg/kg).

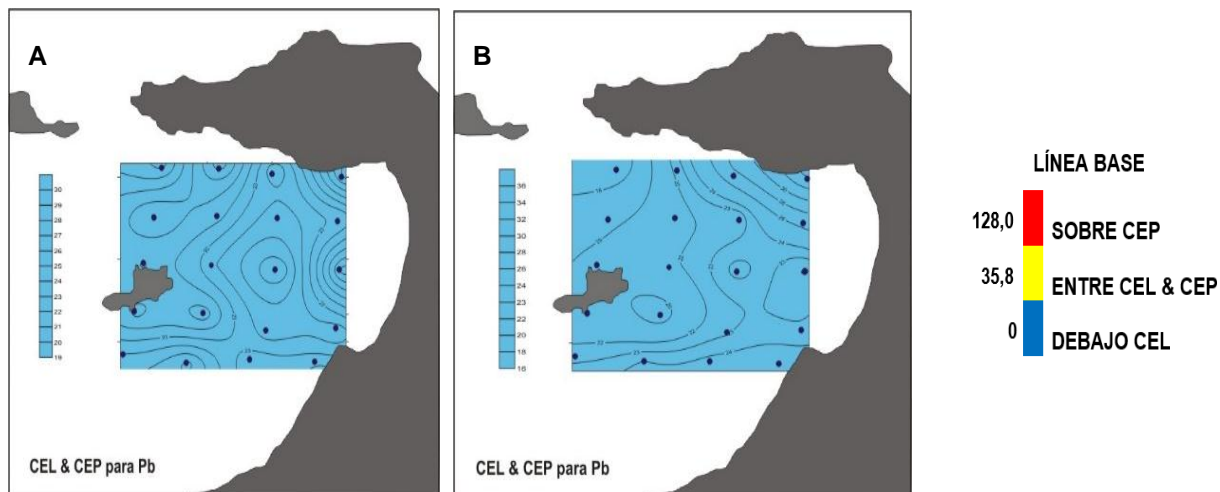
Para el caso del cadmio (Cd) se obtuvo que las concentraciones por la acción de este metal estuvieron sobre la concentración de efecto limite CEL, con un valor máximo de concentración en la estación 11 (3,2500mg/Kg) y un valor mínimo estación 9 (2,0250 mg/Kg), manteniendo del mismo modo una homogeneidad en todos los sedimentos superficiales de la bahía, la presencia del mismo puede atribuirse a los aportes de pigmentos y revestimientos usados en los procesos de pintura de las embarcaciones, por transporte eólico, producto de la combustión de combustibles fósiles, y a la disposición e incineración de basura, así como a las descargas de aguas residuales

Por otro lado, para noviembre 2014, se evidencia un comportamiento similar al primer muestreo ya que todas las concentraciones de plomo (Pb) y cobre (Cu) estuvieron por debajo de la concentración de efecto limite CEL y debajo de la concentración de efectos probable CEP, indicando que no existe riesgo toxicológico.

Aun cuando estos metales no representan riesgo ecológico para el ecosistema en estudio, la presencia de estos puede llegar a representar un problema para la bahía.

Para las concentraciones del metal níquel (Ni), se evidenció que estuvieron por encima de la concentración de efecto límite CEL, con una concentración máxima en la estación 1 (56,0770 mg/Kg) sobrepasando la concentración de efectos probable CEP indicando que este metal representa un riesgo toxicológico para el ecosistema que reside en los sedimentos y una concentración mínima en la estación 2 (24,4650 mg/Kg), la presencia del mismo puede atribuirse a los aportes de mantenimiento de lavado y pintura de las embarcaciones, por acción de producto de la combustión de combustibles fósiles, y a la disposición e incineración de basura, así como a las descargas de aguas residuales sin tratamiento

Por su parte, para el caso del cadmio (Cd) se obtuvo que las concentraciones por la acción de este metal estuvieron sobre la concentración de efecto límite CEL, con un valor máximo de concentración en la estación 1 (3,8500mg/Kg) y un valor mínimo en la estación 13 (1,7500 mg/Kg). Del mismo modo durante el periodo de lluvia aumenta los aportes de aguas de escorrentías, descargas de aguas residuales y aportes atmosféricos, por el transporte de partículas provenientes de la quema de combustible fósil,



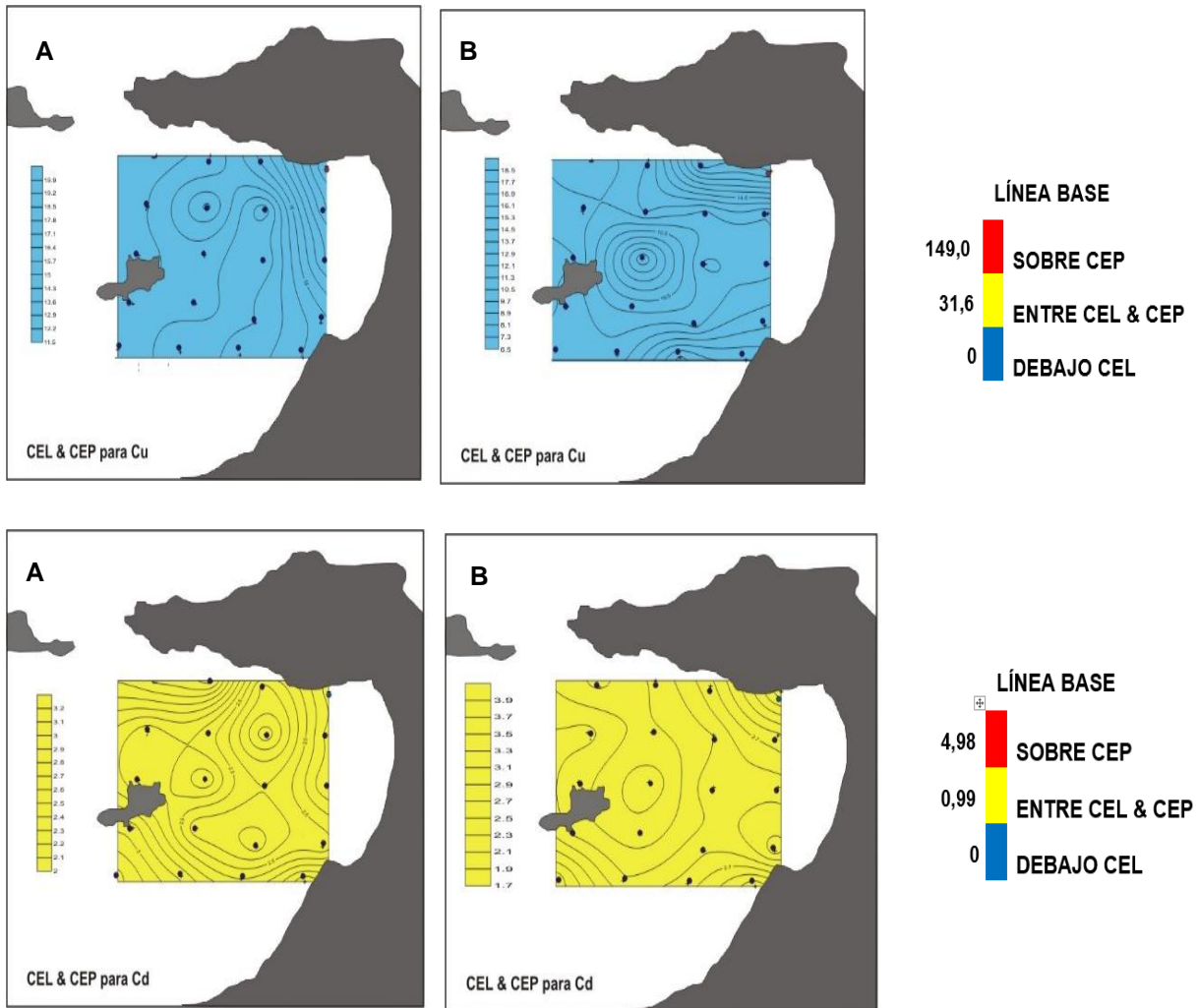


Figura 14. Distribución de la Concentración de Efectos Límite (CEL) y Concentración de Efectos Probables (CEP) asociado a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.

III. 3.2. Factor de contaminación (FC) e Índice de Carga Contaminante (ICC)

El factor de contaminación (FC) es un indicador global de la contaminación basado en la integración de datos para una serie de metales pesados específicos, fue propuesto por HÅKANSON (1980). El factor de contaminación se define como la relación entre la concentración del elemento en la muestra y la concentración del

elemento correspondiente a su valor de fondo (CARBALLEIRA *et al.* 1997; TAYLOR & MCLENNAN 1995).

Los valores de FC obtenidos en esta investigación se distribuyeron desde grados de contaminación bajo (<1,00) para el Pb, Ni y Cu, hasta valores muy altos (>6,00) para Cd (Fig. 15).

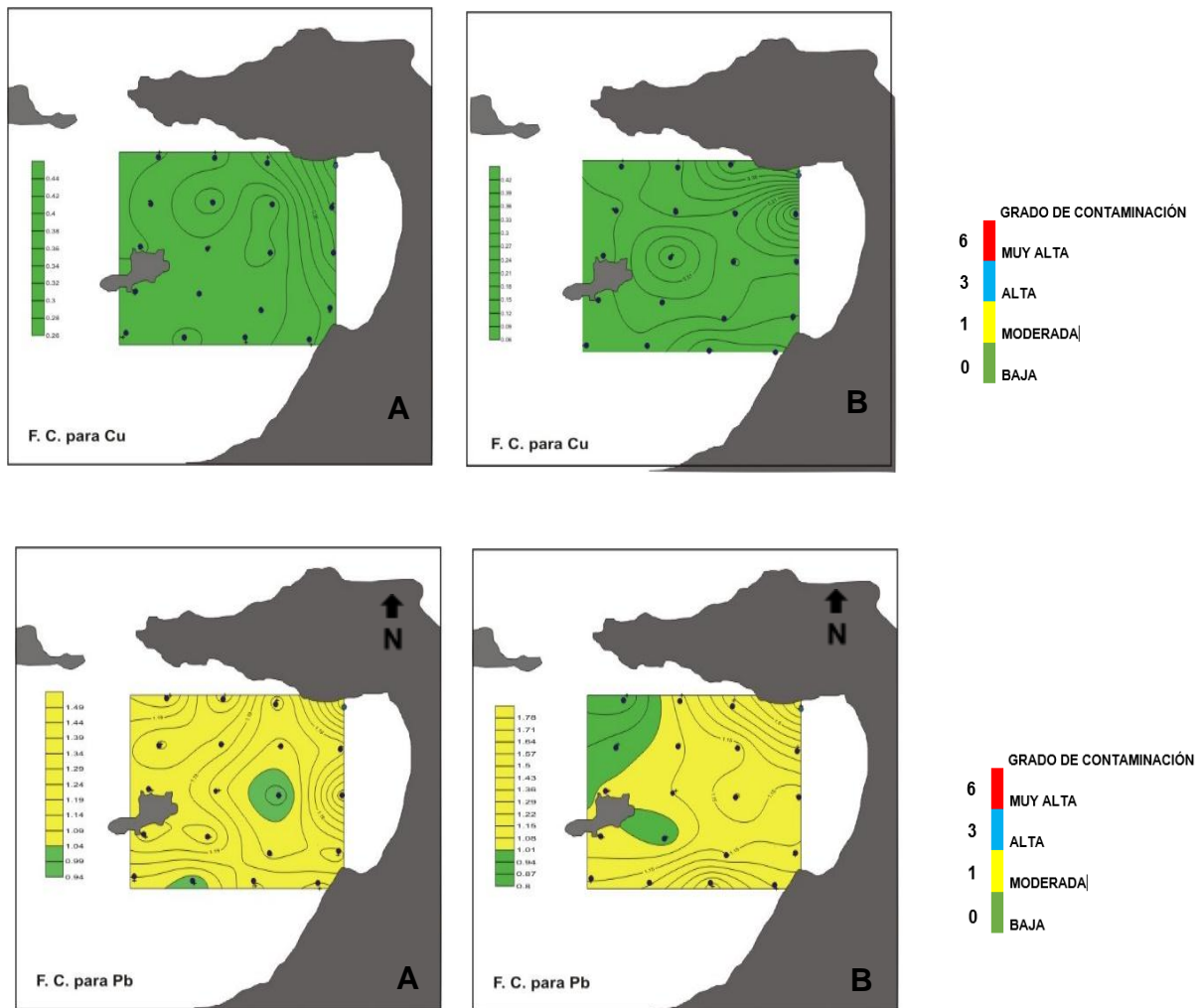
La Fig. 15, muestra la distribución espacial de los metales pesados en los sedimentos superficiales de la Bahía la Esmeralda. El plomo presentó valores comprendidos entre 0,950 y 1,484 unidades con promedio de 1,180 unidades, resultando así en un riesgo de contaminación de baja a moderada. Sin embargo, este pudiera atribuirse a la quema de combustibles fósiles, por parte de las embarcaciones que son utilizadas en las actividades pesqueras, acumulación y quema de basura, así como por descargas de aguas residuales

El comportamiento de cobre en función de factor de contaminación para la bahía la Esmeralda, estuvo dado por un rango de 0,26 y 0,44 como vales mínimos y máximos respectivamente para abril. Del mismo modo, en noviembre se mantiene un comportamiento homogéneo en la distribución de este metal con valores 0,05 como mínimo y 0,42 como valor máximo. Ambos periodos de muestreo representaron una contaminación baja.

Por su parte, el Ni presentó valores de factor de contaminación que varió de 0,34 como valor mínimo y 0,90 como máximo valor para el muestreo de abril. Del mismo modo para noviembre se tuvieron valores que oscilaron entre 0,36 a 0,82 como valores mínimos y máximos respectivamente, representando ambos periodos de muestreo una contaminación baja, manteniéndose un comportamiento homogéneo en la bahía. Aun cuando este metal se encuentra por debajo de los límites, en el momento de cuantificar se pudo evidenciar la presencia de mismo en la zona de estudio. El metal níquel es un elemento mayoritario en la naturaleza, sin embargo, este aporte pudiera deberse al proceso pintura, mantenimiento y lavado de

las embarcaciones, así como combustibles fósiles, disposición e incineración de basura, y a las descargas de aguas residuales sin tratamiento.

El cadmio, mostró valores de factor de contaminación que oscilaron desde 6,75 como valor mínimo y 10,83 como valor máximo, para el primer muestreo. Para el muestreo de noviembre se obtuvo la misma solitud con un valor mínimo de 5,83 y un máximo de 22,91, representando un riesgo de contaminación alta El factor de contaminación de este metal mostró una distribución muy homogénea en toda el área de estudio, lo que indica un posible enriquecimiento de este metal pesado en los sedimentos la bahía la Esmeralda, posiblemente a consecuencia de las escorrentías continentales y los efluentes antropogénicos como vías de penetración, así como también al uso de fertilizantes y pigmentos de pintura.



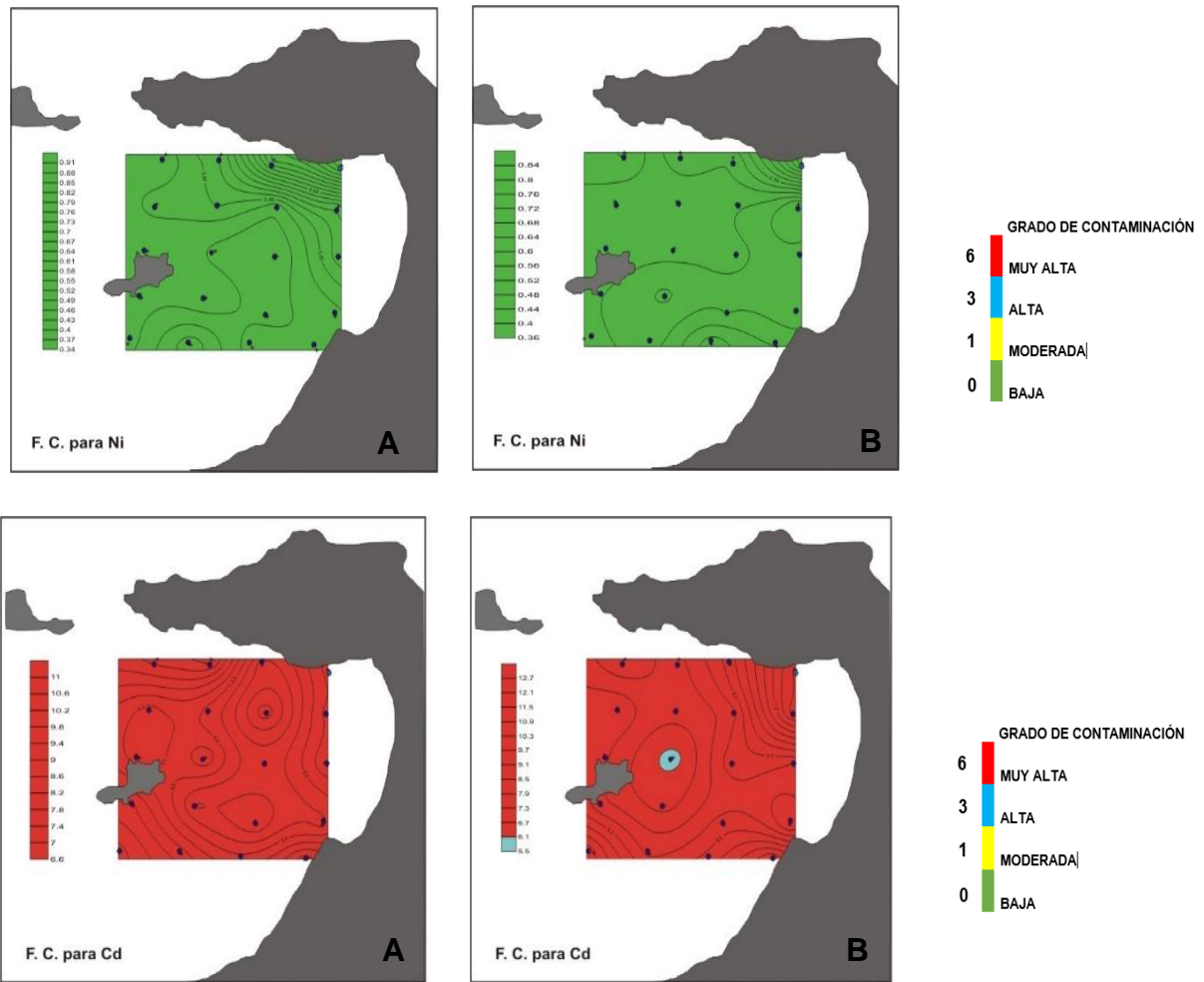


Figura 15. Distribución de los Factores de Contaminación (FC) e Índices de Contaminación (ICC) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de la bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.

Otro criterio comúnmente usado para evaluar la contaminación por metales pesados en sedimentos acuáticos es el Índice de Carga de la Contaminación (ICC) el cual fue propuesto por TOMLINSON *et al.* (1980) y representa el número de veces en la cual el contenido de metales excede las concentraciones de fondo y proporciona una

indicación sumativa del nivel general de la toxicidad de los metales pesados en una muestra en particular (BARAKAT *et al.* 2012; ISLAM *et al.* 2015; MAANAN *et al.* 2015).

Las distribuciones espaciales de los ICC en los sedimentos de la Bahía la Esmeralda para el muestreo de abril oscilaron desde 1,7 hasta 1,9 con un promedio de 1,8, estos valores excedieron los límites establecidos por TOMLINSON (1980) y LIKUKU (2013), del mismo modo para el segundo muestreo (noviembre) se obtuvieron valores entre 1,6 a 2,0 con un promedio de 1,7, sugiriendo un deterioro en la calidad ambiental del área. MARTÍNEZ (2016) sugirió que la distribución de los ICC está asociada a la distribución de las fracciones de granos más finos de los sedimentos, así como a los contenidos de materia orgánica, a la influencia hidrodinámica, a la geoquímica del sedimento y a los efectos de las diferentes actividades humanas.

Sin embargo, los metales pesados aportados por las actividades antrópicas, así como la surgencia costera que trae nutrientes y metales, desde niveles por debajo de los 50 metros de profundidad, a las aguas superficiales y que son concentrados en la materia orgánica generada por la alta productividad que se manifiesta durante los primeros meses de cada año, que luego tiende a acumularse en los sedimentos cuando los organismos mueren, contribuyendo con los altos valores de los diferentes factores, grados e índices evaluados.

Por su parte, MAANAN *et al.* (2015) reportaron valores de ICC para la laguna de Nador, Marruecos, entre un rango de 0,40 a 20,6 y un promedio de 3,30 que sugieren que sus sedimentos se encuentran fuertemente contaminados por metales pesados producto de las actividades antrópicas de las ciudades aledañas y las descargas fluviales en esta área marino costera.

ONG *et al.* (2013) evaluaron los sedimentos superficiales de la bahía de Quiberon (sur de Bretaña, Francia), reportando que las concentraciones de los metales Cr, Co, Cu, Zn, Cd y Pb en 93 sitios de dicha bahía, determinando valores de ICC entre un rango de 0,23 a 0,79, indicando condiciones de no contaminación

que suponen ninguna fuente antropogénica apreciable. MAJEED *et al.* (2012) determinaron ICC para el sector marino costero de la gobernación de Al Hodaydah, Yemen, ubicada en el Mar Rojo, entre un rango de 9,00 a 11,0 que indicaron un rápido y progresivo deterioro de dicha región.

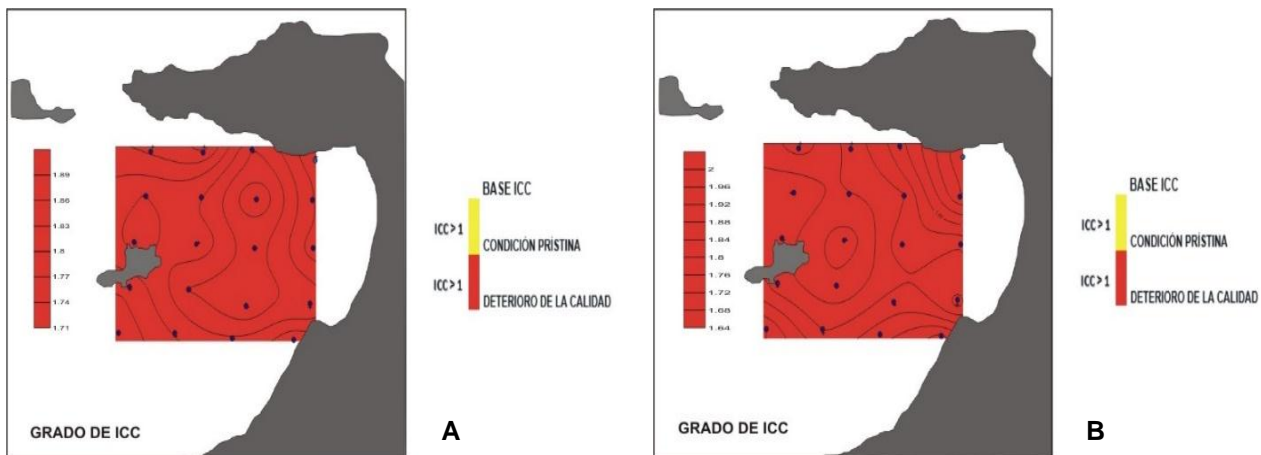


Figura 16. Distribución de los Índices de Carga de Contaminación (ICC) de metales en los sedimentos de la Bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.

III. 3.3. Coeficiente de Riesgo Potencial Ecológico (CREP) e Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP)

El índice de riesgo ecológico potencial determina la toxicidad en base al factor de contaminación individual de cada metal y el factor de respuesta tóxica para cada elemento analizado. Proporciona un indicador general de toxicidad de la muestra, a partir de cada elemento analizado (SAEEDI & ZANJANI 2015). El índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP) fue propuesto por HÁKANSON (1980, 1988) desde una perspectiva sedimentológica para evaluar las características y comportamiento medioambiental de los metales pesados contaminantes en sedimentos costeros. Este índice fue introducido con la finalidad de evaluar el grado de la contaminación

por metales pesados de los sedimentos, de acuerdo con la toxicidad de los metales y la respuesta del medio ambiente (MARTÍNEZ 2016, 2019).

La figura 17, representa los valores calculados de CREPi, e IREP para cada muestra. Estos valores permiten clasificar los sedimentos como no contaminados (color verde), contaminación moderada (color amarillo), alta contaminación (color azul), muy alta contaminación (color gris) y extremadamente contaminación (color rojo).

Con respecto al Coeficiente de Riesgo Ecológico Potencial (CREPi), todas las muestras de abril presentaron valores menores a 30 para los metales plomo, níquel y cobre mayores a 200 para el cadmio. En conjunto los dos metales resultaron en un valor de IREP mayor a 200 en todos los puntos. Sin embargo, aun cuando los valores de CREP están por debajo de los límites, estos presentan un comportamiento homogéneo en toda la bahía, no se puede descartar su presencia. Por ello, el metal que presentó una mayor influencia por factores exógenos y/o antrópicos, lo que pudiera causar daños irreversibles y que pudieran servir para monitorear la contaminación de la Bahía la Esmeralda es el Cd.

En noviembre se tuvo un comportamiento similar al muestreo de abril (fig. 17), donde se apreció que el Coeficiente de Riesgo Ecológico Potencial (CREPi), presentó valores mayores a 200 para el cadmio, sin embargo, las estaciones E13, E14, E20 reportaron valores por debajo de 200. Por su parte, la distribución y comportamiento de los metales plomo, níquel y cobre, estos reportaron valores menores a 30, representando un grado de contaminación baja. En conjunto los dos metales resultaron en un valor de IREP mayor a 200 en todos los puntos.

Los valores de IREP determinados a partir de los valores de fondo para la zona de estudio son comparables (no existen diferencias significativas) a los determinados a partir de los valores propuestos por TUREKIAN & WEDEPOHL (1961).

Sin embargo, este índice se encuentra principalmente afectado por los IREPs del Cd en los sedimentos de la bahía.

Estos IREP son muy inferiores a los reportados por ZHU *et al.* (2012) para el puerto fluvial de Xiawan, ciudad de Zhuzhou, en la Provincia de Hunan, China, los cuales fluctuaron entre 11,2 y 51,9 para Zn, 33,6 y 86,8 para Cu, 29,3 y 144 para Pb, y $1,34 \times 10^3$ – $25,0 \times 10^3$ para el Cd, los cuales reflejan la muy alta contaminación que presentan dicha zona debido a las actividades antrópicas.

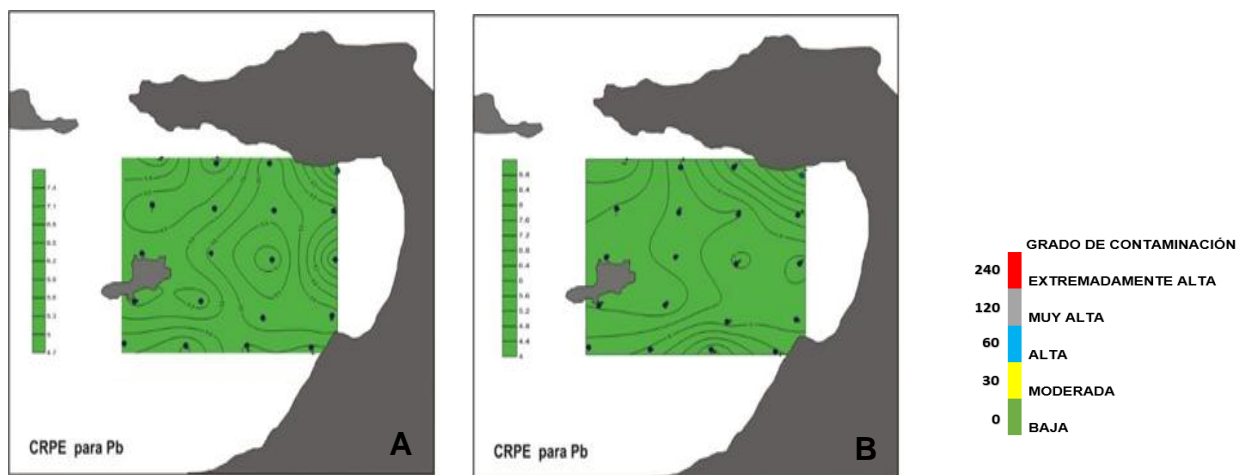
Por otro lado, resultados comparables a los determinados en la Bahía la Esmeralda fueron reportados por ZHUANG & GAO (2014) para los sedimentos superficiales de la bahía de Laizhou y los alrededores Zhangzi en China, donde el Cd presentó el mayor riesgo ambiental con valores superiores a 40,0, mientras que el resto de los metales evaluados (Cu, Cr, Ni, Pb y Zn) presentaron IREP inferiores a 15 unidades. El IREP determinado para el Cd en la Bahía la Esmeralda es extremadamente alto, donde este elemento pudiera estar afectados por las actividades antrópicas desarrolladas en la región.

La Figura 16 muestra la distribución espacial de los IREP en los sedimentos superficiales la bahía la Esmeralda, los cuales presentan una distribución muy similar a las observadas para los demás índices (FC y ICC) calculada para esta área marino costera, con comportamiento muy similar al presentado para el Cd. Esta distribución puede ser producto de los aportes antrópicos, descargas fluviales, la surgencia costera y la circulación marina que dispersan y difunden los contaminantes son acumulados en los sedimentos finos de esta zona.

Por su parte, MAANAN *et al.* (2015) reportó valores de IREP entre un rango de 40,1-499 y una media de 219 para la laguna de Nador (Marruecos), que se corresponden con niveles de riesgo ecológico entre bajo a muy altos influenciados por factores tanto naturales como antrópicos. Los IREP en áreas marinas abiertas son obviamente más bajos que en las áreas cerradas o semi-cerradas, los cuales

están quizás controlados por la textura de los sedimentos, el sistema de corrientes y otros factores (LIU *et al.* 2011). LI *et al.* (2012) reportaron IREP en un rango entre 1658 y 20788 para la bahía de Jinzhou y estuarios de los ríos Lianshan y Wuli, en la provincia Liaoning, China, que se corresponden con un o de contaminación muy alto, con la mayor contribución debido a los altos valores de REP del Cd. Los IREP en esta zona disminuyen a medida que aumenta la distancia al estuario y la margen costera en dicha bahía. Esa región esta impactada por una intensa actividad industrial, tales como la mayor productora de cinc de Asia, refinería de petróleo, industria química y astilleros, que afectan fuertemente la calidad de las aguas, suelos y sedimentos de esta zona. Las actividades antrópicas que se desarrollan en la Bahía la Esmeralda son muy inferiores a las que se desarrollan en la bahía de Jinzhou. En este caso, los IREP y demás índices estimados a partir de los metales evaluados están principalmente afectados por la granulometría fina prevaleciente que tiende a acumular materia orgánica y metales pesados.

Por ello, las distribuciones espaciales de los diferentes índices calculados están correlacionados significativamente con la distribución espacial de los limos y arcillas, lo que llevó a concluir que los enriquecimientos de la mayoría de los metales en los sedimentos recientes de la zona de estudio son una consecuencia de las condiciones ambientales e hidrodinámica de sus aguas, así como de la geoquímica de los sedimentos. El metal que presenta una mayor influencia antrópica y que pudieran servir para monitorear la contaminación de la Bahía la Esmeralda es el Cd.



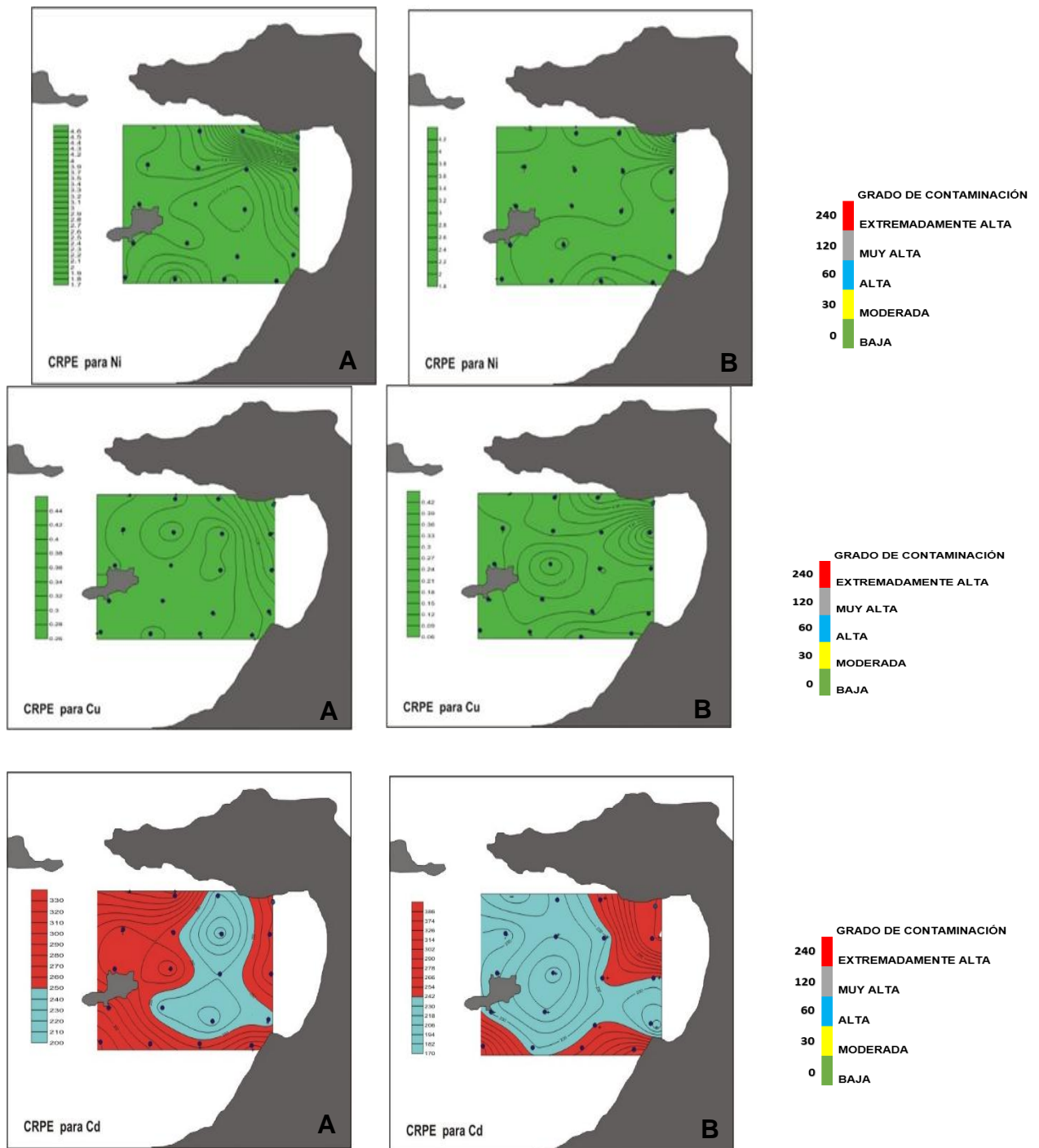


Figura 17. Distribución de Coeficiente de Riesgo Potencial Ecológico (CREP) de metales en los sedimentos de la Bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela

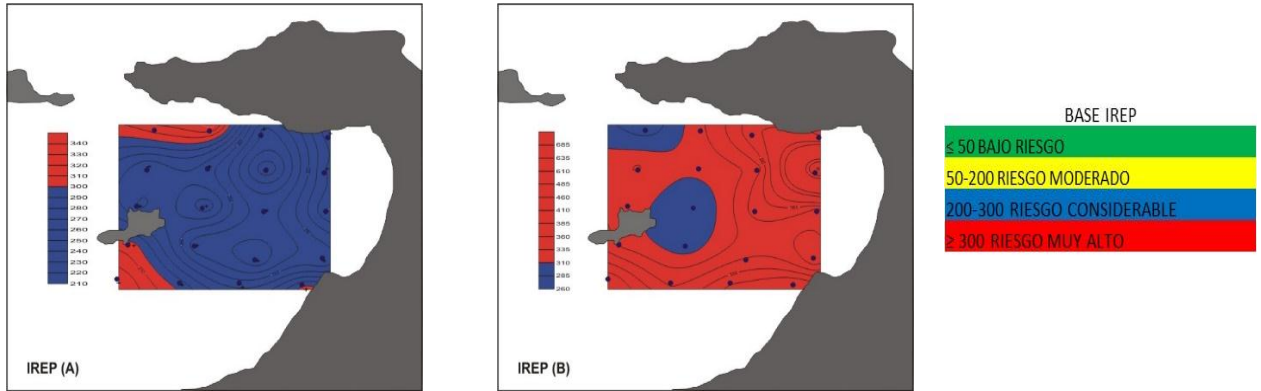


Figura 18. Distribución de Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP) de metales en los sedimentos de la Bahía la Esmeralda, estado Sucre, Venezuela

IV. ALGUNAS CONSIDERACIONES ESTADÍSTICAS

Como se muestra en la figura 18, en el presente estudio se divide la bahía de La Esmeralda en dos zonas por la afinidad de las estaciones, demostrada en el análisis de conglomerado realizado con todos los parámetros estudiados. Puede observarse un área central que se diferencia notablemente del resto de la bahía en ambos sentidos, este y oeste. Lo que indica que esta región central, puede estar cumpliendo una función de sumidero, probablemente con profundidades mayores que sus alrededores, además de verse influenciada por aguas de desecho que impactan directamente sobre ella, diferenciándola del resto de la bahía. Esto puede ser observado en varias de las representaciones gráficas de las variables estudiadas coincidiendo también con un mayor contenido de limos que podría ser causada por un efecto combinado entre una menor circulación y las características batimétricas del área en cuestión.

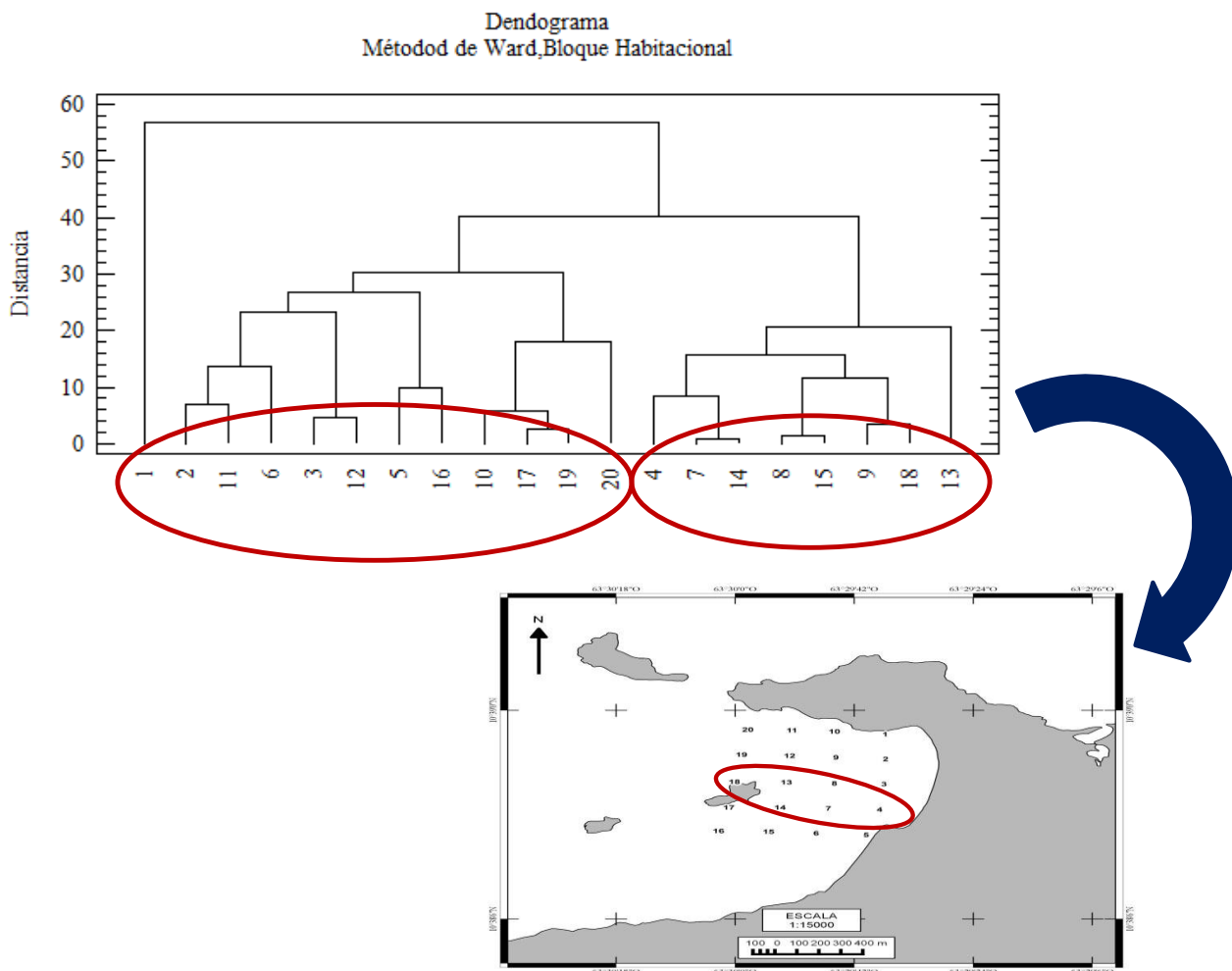


Figura 19. Dendograma obtenido con el análisis de conglomerado de todos los parámetros estudiados que señala la división de la bahía en dos zonas.

El análisis de correlación, por su parte (Tabla 03), nos muestra que la materia orgánica presenta una correlación negativa con los carbonatos y dos de los seis metales estudiados, indicando que sus orígenes y vías de entrada a este ecosistema son diferentes, aun cuando tradicionalmente ha sido señalado, que por lo general, los metales presentan correlación con la materia orgánica, ya que, ella parece ser el factor determinante de la distribución y concentración de metales en los sedimentos

superficiales de muchos ecosistemas marinos costeros (RUBIO *et al.* 2000a, FERMÍN 2002). Esto indica que, en los sedimentos de la bahía de La Esmeralda no existe una dependencia de los niveles de metales con respecto al contenido de materia orgánica. Por otra parte, los carbonatos no presentan correlación alguna con ninguno de los otros parámetros evaluados, además de la materia orgánica, MORSE *et al.* (1993) indican que en algunos casos estas correlaciones se ven enmascarada por la correlación de los metales con un parámetro que sea más determinante en su concentración y distribución, que la materia orgánica o los carbonatos. RUBIO *et al.* (2000) señalaron que el efecto de la materia orgánica sobre la distribución de metales puede estar enmascarado por el efecto de la textura sedimentaria, o viceversa, ya que no siempre es fácil distinguir los efectos de la composición del sedimento de los de la textura, pues la mayoría de los compuestos reactivos con los metales pesados, tales como la materia orgánica se acumulan sobre la superficie de las partículas finas.

Tal es el caso del área de estudio, en este sistema, el grano grueso predomina sobre el fino, y el análisis de correlación nos muestra una correlación positiva de las arenas con cuatro de los seis metales estudiados (Pb, Ni, Co y Mn), además de una correlación negativa con los limos. Los limos, por su parte, presentan correlaciones negativas con las arcillas, el níquel, y el plomo y finamente las arcillas solo presentan correlación negativa con los limos. Esto nos indica que el factor determinante en el ingreso y distribución de los metales en este ecosistema son las arenas, lo que enmascara cualquier influencia de los otros parámetros sobre los mismos, suponiendo esto que el origen de los metales es continental, producto de los aportes terrígenos por lavado de suelos y demás escorrentías (FERMÍN, 2002).

Los seis metales evaluados presentaron correlaciones positivas entre sí, ROSAS & LÓPEZ (2012), señalaron que es muy frecuente encontrar correlación positiva entre varios metales y a su vez de estos con el manganeso, lo que sugiere una fuente y sistema de transporte similar, y además una posible adsorción de estos metales en

los óxi-hidróxidos de hierro y manganeso. El plomo, cobre, cadmio, cobalto y níquel presentan correlación entre ellos, lo que sugiere un mismo origen y sistema de transporte, Así mismo, la falta de correlación entre algunos metales, como es el caso del plomo y manganeso, como una evidencia que los mismo tienen orígenes y sistemas de transporte diferentes.

El plomo y el cobre provocan una contaminación ubicua, lo que los hace buenos indicadores de la actividad humana, tanto urbana como industrial; el cadmio es un elementos altamente tóxico y crítico ambientalmente hablando, el níquel es buen indicador de contaminación industrial específica; el manganeso es indicador de las condiciones redox de los sedimentos y además es constituyentes mayoritario de los mismos, y por lo general, sus variaciones reflejan mejor los cambios mineralógicos que los provocados por contaminación, por lo que no se considera buen indicador de esta (FERMÍN, 2002).

RUBIO *et al.* (2000) y FERMÍN (2002), afirman que la concentración de metales trazas, y su correlación con otros parámetros en diferentes ecosistemas costeros exhiben un amplio rango que es el reflejo de las condiciones locales, determinado principalmente por los aportes o procesos de remoción que se presentan en cada zona, y por esa razón es muy difícil la comparación entre diferentes ecosistemas, y es preferible realizar comparaciones con registros históricos de la misma zona estudiada, en caso de contar con ellos; por esta razón, se dificulta la posibilidad de concluir sobre la existencia o no, de intervención o modificación en un área determinada, ya que, como se mencionó anteriormente las concentraciones, distribuciones y asociaciones de los metales trazas, así como también de otros parámetros, depende exclusivamente de las condiciones propias de cada ecosistema.

Tabla 04. Coeficiente de correlación entre las diferentes variables estudiadas en los sedimentos superficiales de la bahía La Esmeralda en el presente estudio.

	Arenas	Limos	Arcillas	MO	Carbonatos	Pb T	Ni T	Cu T	Cd T	Co T	Mn T
Arenas											
Limos	-0.692*										
Arcillas	-0.0875	0.458*	-								
MO	-0.2943	0.0300	0.1054	-							
Carbonatos	0.0467	-0.1105	0.1648	-0.324*	-						
Pb T	0.545*	-0.485*	0.0686	-0.2721	-0.0097	-					
Ni T	0.621*	-0.501*	NS	NS	NS	0.666*	-				
Cu T	0.4636*	NS	NS	NS	NS	0.5825*	0.7377*	-			
Cd T	NS	NS	NS	NS	NS	0.571*	0.408*	0.522*	-		
Co T	NS	NS	NS	-0.433*	NS	0.419*	0.631*	0.521*	0.429*	-	
Mn T	0.426*	NS	NS	-0.669*	NS	NS	0.339*	0.559*	0.411*	0.355*	-

*Significativo; NS: no significativo

CONCLUSIONES

- ✓ La textura del sedimento se caracterizó por ser del tipo limo-arcilloso, predominando para la mayoría de las estaciones, lo que permite identificar en términos generales al sedimento como limo-arcilloso.
- ✓ La materia orgánica total mantuvo un comportamiento similar en las dos épocas evaluadas en la bahía, presentando los máximos valores al noroeste y sur de la misma, asociados a los sedimentos finos, teniendo presumiblemente dos orígenes: antropogénicos, debido a la actividad pesquera y urbana, y biogénico por la descomposición de plancton y organismos bentónicos.
- ✓ El contenido de carbonatos en los sedimentos superficiales de la ensenada, fue bajo, originado por los esqueletos de los microorganismos y molusco, que se depositan en el fondo.
- ✓ Las concentraciones totales de los metales en los sedimentos del área de estudio mostraron un orden de magnitud creciente: $Mn > Ni > Pb > Cu > Cd$, con correlación entre ellos, lo que indica un mismo origen y vía de ingreso a la bahía.
- ✓ El contenido Pb y Cd indican una fuerte influencia exógena de origen antrópico controlada por las condiciones fisicoquímicas del ecosistema y son superiores a los propuestos por TUREKIAN & WEDEPHOL 1961; según lo señalado por los índices de calidad ambiental evaluados para este ecosistema

RECOMENDACIONES

Se recomienda una periódica evaluación de riesgo ambiental por metales pesados tanto en los sedimentos, el agua y los organismos del ecosistema estudiados, ya que los efectos derivados de la contaminación afectan a toda la cadena trófica y puede, finalmente, afectar a la población asentada en las áreas estudiadas.

BIBLIOGRAFÍA

- ACOSTA V.; LODEIROS C.; SENIOR, W. & MARTÍNEZ G. 2002. NIVELES DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES EN TRES ZONAS LITORALES DE VENEZUELA. *INTERCIENCIAS*, 27(12): 68.
- ADRIANO, D. 1986. TRACE ELEMENTS IN TERRESTRIAL ENVIRONMENTS. SPRINGER VERLAG, NEW YORK, 533 P.
- AGUILERA D. 2005. EVALUACIÓN GEOQUÍMICA DE LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LAS BAHÍAS ESTE Y OESTE DEL MORRO DE PUERTO SANTO, ESTADO SUCRE, VENEZUELA. TRAB. GRAD. M. SC. CIENCIAS MARINAS, UNIVERSIDAD DE ORIENTE, CUMANÁ, VENEZUELA, 117 PP.
- AHDY, H. & YOUSSEF, D. 2011. FRACTIONATION ANALYSIS OF SOME HEAVY METALS IN SEDIMENTS OF THE NORTH-WESTERN PART OF THE RED SEA, EGYPT. *CHEM. & ECOL.*, 27 (5): 427–443.
- ALONGI, D.; BOYLE, S.; TIRENDI, F. & PAYN, C. 1996. COMPOSITION AND BEHAVIOUR TRACE METALS IN POST-OXIC SEDIMENTS OF THE GULF OF PAPUA, PAPUA NEW GUINEA. *ESTUARINE COASTAL AND SHELF SCIENCE*, 42: 197-211
- ANFUSO, G., & LOPEZ, F. 2004. CARACTERÍSTICAS DE LOS SEDIMENTOS DEL LITORAL ENTRE CHIPIONA Y ROTA (CÁDIZ, SO DE ESPAÑA). *GEOGACETA*, 35: 51-54.
- ANGELONI P. 2003. IMPACTO DEL USO RECREATIVO SOBRE LA FAUNA MACROBENTONICA DE LAS PLAYAS ARENOSAS DE LA BAHÍA DE LA PAZ. TESIS PRESENTADA PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRA EN CIENCIAS. INST. POLITECN. NACIONAL. MÉXICO. 84 PP.
- BAEYENS, W.; MONTENY, F.; LEERMAKERS, M. & BOUILLON, S. 2003. EVALUATION OF SEQUENTIAL EXTRACTIONS ON DRY AND WET SEDIMENTS. *ANALYTICAL AND BIOANALYTICAL CHEMISTRY*, 376: 890-901.
- BALLS, P.; HULL, S.; MILLER, B.; PIRIE, J. Y PROCTOR, W. 1997. TRACE METAL IN SCOTTIS ESTUARINE AND COASTAL SEDIMENT. *MARINE POLLUTION BULLETIN*, 34(1): 42-50.

- BARNES, H. 1959. APPARATUS AND METHODS OF OCEANOGRAPHY. PART ONE. CHEMICAL. G. ALLEN & UNWIN LTD. 339 PP.
- BELZILE, N., P. LECOMTE. & A. TESSIER. 1989. TESTING READSORPTION OF TRACE METALS DURING PARTIAL CHEMICAL EXTRACTIONS OF BOTTOM SEDIMENTS. ENVIRON. SCI. TECHNOL., 23: 1015-1020.
- BELZUNCE, M; SOLAUN, O; FRANCO, J.; VALENCIA, V. & BORJA, A. 2001. ACCUMULATION OF ORGANIC MATTER, HEAVY METALS AND ORGANIC COMPOUNDS IN SURFACE SEDIMENTS ALONG THE NERVION ESTUARY (NORTHERN SPAIN). MAR. POLLUT. BULL. 42 (12): 1407-1411.
- BERNAL, G. & J. BETANCOURT. 1996. SEDIMENTOLOGÍA DE LAGUNAS COSTERAS: CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA Y CIÉNAGA DE PAJARALES. BOLETÍN DE INVESTIGACIONES MARINAS Y COSTERAS, 25: 49 -76.
- BONILLA, J., ARANDA, S., RAMIREZ, C., MOYA, J. & MARQUEZ, A. 2003. CALIDAD DE LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA ENSENADA GRANDE DEL OBISPO, ESTADO SUCRE, VENEZUELA. BOL. INST. OCEANOGR. VENEZUELA. 43:5-27.
- BLOTT, S. Y PYE, K. 2001. GRADISTAT: A GRAIN SIZE DISTRIBUTION AND STATISTICS PACKAGE FOR THE ANALYSIS OF UNCONSOLIDATED SEDIMENTS. EARTH SURF. PROCESS. LANDF. 26: 1237-1248.
- CAMPON, E., & MOREIRAS, D. 1985. ORIGEN Y DISTRIBUCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN LA RÍA DE VILLAVICIOSA, ASTURIAS (ESPAÑA). TRAB. GEOLOG. 15(15): 339-342.
- CASTELLAR, F. 2004. ESTUDIO GEOQUÍMICO DE LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DEL GOLFO DE SANTA FE, ESTADO SUCRE, VENEZUELA. TRABAJO DE PREGRADO. DEPARTAMENTO DE QUÍMICA, UNIVERSIDAD DE ORIENTE, CUMANÁ. 23-258 PP.

- CALVA, L., ROJAS, A., Y GARCÍA, A. 2006. CONTENIDO DE CARBONO ORGÁNICO Y CARACTERÍSTICAS TEXTURALES DE LOS SEDIMENTOS DEL SISTEMA COSTERO LAGUNAR CHANTUTO-PANZACOLA, CHIAPAS. *HIDROBIOLÓGICA*. 16(2): 127-136.
- CARBALLEIRA, A., E. CARRAL, X. PUENTE & R. VILLARES. 1997. Estado de conservación de la costa de Galicia. Nutrientes y metales pesados en sedimentos y organismos intermareales. Universidad de Santiago de Compostela. Xunta de Galicia, Conselleria de pesca, marisqueo y acuicultura, 107pp.
- CERVANTES, Y., Y. ALMAGUER, A. PIERRA, G. OROZCO & J. HANS. 2011. METALES TRAZA EN SEDIMENTOS DE LA BAHÍA DE CAYO MOA (CUBA): UNA EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN MINERÍA Y GEOLOGÍA. INSTITUTO SUPERIOR MINERO METALÚRGICO DE MOA "DR ANTONIO NUÑEZ JIMÉNEZ". CUBA. VOL. 27, NÚM. 4, PP. 1-19,
- CHÁVEZ, S. Y ÁLVAREZ, A. 2006. BATIMETRÍA, SEDIMENTOS Y AMBIENTES DE DEPÓSITO EN LA LAGUNA COSTERA DE GUÁSIMAS SONORA, MÉXICO. *GEO. UNAM*. (60): 7-21.
- CHANDRASEKARAN, A., R. RAVISANKAR, N. HARIKRISHNAN, K. SATAPATHY, M. PRASA, & K. KANAGASABAPATHY. 2015. MULTIVARIATE STATISTICAL ANALYSIS OF HEAVY METAL CONCENTRATION IN SOILS OF YELAGIRI HILLS, TAMILNADU, INDIA, *SPECTROCHIMICA ACTA PART A: MOL. BIOMOL. SPECTROSC.* 137:589-600.
- CHEN, J.; WANG, F.; LI, X. & SONG, J. 2000. GEOGRAPHICAL VARIATIONS OF TRACE ELEMENTS IN SEDIMENTS OF THE MAJOR RIVERS IN EASTERN CHINA. *ENVIRONMENTAL GEOLOGY*, 39(12): 1134-1146.
- DE VIVO, B., H. BELKIN & A. LIMA. 2018. ENVIRONMENTAL GEOCHEMISTRY: SITE CHARACTERIZATION, DATA ANALYSIS AND CASE HISTORIES. 2ND. EDITION. ELSEVIER. AMSTERDAM. 644 PP.
- DASKALAKIS, K. & CONNORS, T. 1995. DISTRIBUTION OF CHEMICAL CONCENTRATION IN US COASTAL AND ESTUARINE SEDIMENT. *MARINE ENVIRONMENTAL RESEARCH*, 40(4): 381-398.

- DELGADO, C. Y GOMERO, R. 1988. TEXTURA, CARBONO ORGÁNICO Y CARBONATOS DE LOS SEDIMENTOS DEL MARGEN CONTINENTAL PERUANO. BOL. INST. MAR PERU. 1: 1-10.
- EMOYAN, O & E. AKARAH. 2006. EVALUATION OF HEAVY METALS LOADING OF RIVER IJANA IN EKPAN – WARRI, NIGERIA. J. APPL. SCI. ENVIRON. MANAGE. 10 (2): 121 –127.
- ESTABLIER, R., BLASCO, J., GOMEZ, A., & ESCOBAR, D. 1984. MATERIA ORGÁNICA EN LOS SEDIMENTOS DE LA BAHÍA DE CÁDIZ Y LAS ZONAS DE MARISMAS Y SALINAS. INV. PESQ. 48:285-301.
- FERMÍN, I. 2002. ESTUDIO GEOQUÍMICO DE LA LAGUNA DE UNARE, EDO ANZOÁTEGUI. TRAB. GRAD. M. SC. CIENCIAS MARINAS, UNIVERSIDAD DE ORIENTE, CUMANÁ, VENEZUELA.
- FILIUS, A.; STRECK, T. & RICHTER, J. 1998. CADMIUM SORPTION AND DESORPTION IN LIMED TOPSOILS AS INFLUENCED BY PH: ISOTHERMA AND SIMULATED LEACHING. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL QUALITY, 27: 12-18.
- FÖRSTNER, U. 1984. Effects of salinity on the metal sorption onto organic particulate matter. *Netherlands Institute for Sea Research Publication Series*, 10: 195-pag.209.
- FUENTES, M. 1998. CONDICIONES GEOQUÍMICAS DE LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA LAGUNA DE CHACOPATA, EDO. SUCRE, VENEZUELA. TRAB. GRAD. M. SC. CIENCIAS MARINAS, UNIVERSIDAD DE ORIENTE, CUMANÁ, VENEZUELA. 113PP.
- FUENTES M. 2000. NITRÓGENO, FÓSFORO Y COCIENTE C/N EN LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA LAGUNA DE CHACOPATA, SUCRE, VENEZUELA. REV. BIOL. TROP., 48 (1): 261-268.

- GARCÍA-RICO, L., M. SOTO-CRUZ, M. JARA-MARINI & A. GÓMEZ-ÁLVAREZ. 2004. FRACCIONES GEOQUÍMICAS DE CD, CU Y PB EN SEDIMENTOS COSTEROS SUPERFICIALES DE ZONAS OSTRÍCOLAS DEL ESTADO DE SONORA, MÉXICO. REV. INT. CONTAM. AMBIENT. 20 (4): 159-167.
- GAO, H., J. BAI, R. XIAO, P. LIU, W. JIANG & J. WANG. 2013. LEVELS, SOURCES AND RISK ASSESSMENT OF TRACE ELEMENTS IN WETLAND SOILS OF A TYPICAL SHALLOW FRESH WATER LAKE, CHINA. STOCH. ENVIRON. RES. RISK. ASSESS. 27: 275-284.
- GARCÍA G. & MUÑOZ-VERA, A. 2015. CHARACTERIZATION AND EVOLUTION OF THE SEDIMENTS OF A MEDITERRANEAN COASTAL LAGOON LOCATED NEXT TO A FORMER MINING AREA. MARINE POLLUTION BULLETIN, 100, PP. 249-263
- .
- GONZÁLEZ, M., MÉNDEZ, LÍA., LÓPEZ, D & A, VÁZQUEZ. 2006. EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN EN SEDIMENTOS DEL ÁREA PORTUARIA Y ZONA COSTERA DE SALINA CRUZ, OAXACA, MÉXICO INTERCIENCIA, VOL. 31, NÚM. 9, SEPTIEMBRE, 2006, PP. 647-656
- GONZÁLEZ, J. 2012. ESTUDIO DE LA ABUNDANCIA DE LOS ELEMENTOS AL, CA, CD, CO, CR, CU, FE, K, MG, MN, NA, NI, PB Y ZN EN LA FRACCIÓN LIMO-ARCILLA (LODO) DE LOS SEDIMENTOS DE FONDO DE LAGUNA GRANDE, EL CAZOTE Y LAGUNA ARENA DEL COMPLEJO LAGUNAR LAGUNA DE TACARIGUA, EDO. MIRANDA. TRAB. GRAD. ESCUELA DE QUÍMICA, UNIVERSIDAD CENTRAL DE VENEZUELA, CARACAS. 152 PP
- .
- HAKANSON, L. 1980. AN ECOLOGICAL RISK INDEX FOR AQUATIC POLLUTION CONTROL. A SEDIMENTOLOGICAL APPROACH. WATER. RES. 14: 975-1001.
- HARIKUMAR, P. S., U. P. NASIR & M. P. M. RAHMAN. 2009. DISTRIBUTION OF HEAVY METALS IN THE CORE SEDIMENTS OF A TROPICAL WETLAND SYSTEM. INT. J. ENVIRON. SCI. TECHNOL. 6: 225-232.

- HARRIS, G. 2008. LAGOONS. EN: JORGENSEN S. E. & FATH, B. ENCYCLOPEDIA OF ECOLOGY. BURLINGTON: ELSEVIER. PP. 2061-2068.
- HENRICH, S. 1992. EARLY DIAGENESIS OF ORGANIC MATTER IN MARINE SEDIMENTS: PROGRESS AND PERPLEXITY. MARINE CHEMISTRY, 39: 119-149
- HU, B., LI, G., LI, J., BI, J., ZHAO, J. & BU, R. 2013. SPATIAL DISTRIBUTION AND ECOTOXICOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF HEAVY METALS IN SURFACE SEDIMENTS OF THE SOUTHERN BOHAI BAY, CHINA. ENVIRON. SCI. POLLUT. RES., 20: 4099–4110.
- HURTADO, R. 2015. GEOQUÍMICA DE C, N, P Y S EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DEL GOLFO DE CARIACO, ESTADO SUCRE, VENEZUELA. TRAB. GRAD. M.SC. CIENCIAS MARINAS. UNIVERSIDAD DE ORIENTE, CUMANÁ, VENEZUELA, 146 PP.
- KARBASSI, A., F. TORABI, F. GHAZBAN. & M. ARDESTANI. 2011. ASSOCIATION OF TRACE METALS WITH VARIOUS SEDIMENTARY PHASES IN DAM RESERVOIRS. INT. J. ENVIRON. SCI. TECHNOL., 8: 841-852.
- KJERFVE, B. 1994. CHAPTER 1: COASTAL LAGOONS. EN: KJERFVE, B. COASTAL LAGOONS PROCESSES. BURLINGTON: ELSEVIER. PP. 1-8
- LÓPEZ S, J.; RUBIO, R. & RAURET, G. 1993. COMPARISON OF TWO SEQUENTIAL EXTRACTION PROCEDURES FOR TRACE METAL PARTITIONING IN SEDIMENTS. INTERNATIONAL JOURNAL ENVIRONMENTAL ANALYTICAL CHEMISTRY, 51: 113-121.
- LÓPEZ, P. & MANDADO, J. 2002. EXTRACCIONES QUÍMICAS SECUENCIALES DE METALES PESADOS. APLICACIÓN EN CIENCIAS GEOLÓGICAS. ESTUDIOS GEOLÓGICOS, 58: 133-144.
- MAANAN, M., M. SADDIK, M. MAANAN, M. CHAIBI, A. OMAR & Z. BENDAHHOU, 2015. ENVIRONMENTAL AND ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF HEAVY METALS IN SEDIMENTS OF NADOR LAGOON, MOROCCO. ECOL. INDICATORS. 48: 616–626.

- LÓPEZ, F. 2002. DETERMINACIÓN DEL CONTENIDO DE METALES EN LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA LAGUNA DE PÍRITU, ESTADO ANZOÁTEGUI, VENEZUELA. TRAB. GRAD. M. SC. CIENCIAS MARINAS, UNIVERSIDAD DE ORIENTE, CUMANÁ, VENEZUELA.
- LÓPEZ, E., J. DE LA ROSA, F. GONZÁLEZ, J. GONZÁLEZ & D. MANNING. 2006. ELUCIDATION OF DIFFERENT FORMS OF ORGANIC CARBON IN MARINE SEDIMENTS FROM THE ATLANTIC COAST OF SPAIN USING THERMAL ANALYSIS COUPLED TO ISOTOPE RATIO AND QUADRUPOLE MASS SPECTROMETRY. *ORG. GEOCHEM.*, 37 (12): 1983-1994.
- LÓPEZ, R. 2012. FRACCIONAMIENTO GEOQUÍMICO DE FÓSFORO EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DEL SECTOR CENTRAL DEL GOLFO DE CARIACO, ESTADO SUCRE, VENEZUELA. TRABAJO DE PREGRADO. ESCUELA DE CIENCIAS DEPARTAMENTO DE QUÍMICA, UNIVERSIDAD DE ORIENTE. CUMANÁ. 80 PP.
- MACDONALD, D. D., C. G. INGERSOLL & T. A. BERGER. 2000. DEVELOPMENT AND EVALUATION OF CONSENSUS-BASED SEDIMENT QUALITY GUIDELINES FOR FRESHWATER ECOSYSTEMS. *ARCH. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL.* 39: 20-31.
- MACDONALD, D., INGERSOLL, C., BERGER, T. 2002. DEVELOPMENT AND EVALUATION OF CONSENSUS-BASED SEDIMENT QUALITY GUIDELINES FOR FRESHWATER ECOSYSTEMS. *ARCH ENVIRON CONTAM TOXICOL.* 2000. 39: 20-31.
- MÁRQUEZ, A.; W. SENIOR, & G. MARTÍNEZ. 2000. CONCENTRACIONES Y COMPORTAMIENTO DE METALES PESADOS EN UNA ZONA ESTUARINA DE VENEZUELA. *INTERCIENCIA.*, 25 (6): 284-291.
- MÁRQUEZ, A, BONILLA, J., MARTÍNEZ, G., SENIOR, W, AGUILERA, D. & GONZÁLEZ. 2005. ESTUDIO GEOQUÍMICO DE LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DEL LITORAL NORORIENTAL DEL GOLFO DE CARIACO, ESTADO SUCRE, VENEZUELA. *BOL. INST. OCEANOGR. VENEZUELA*, 44(2): 89-103.
- MÁRQUEZ, A, W. SENIOR, I. FERMÍN, G. MARTÍNEZ, J. CASTAÑEDA & A. GONZÁLEZ. 2008. CUANTIFICACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES DE METALES PESADOS EN TEJIDOS DE

PECES Y CRUSTÁCEOS DE LA LAGUNA DE UNARE, ESTADO ANZOÁTEGUI, VENEZUELA.
REVISTA CIENTÍFICA, FCV-LUZ / VOL. XVIII, Nº 1: 73 - 86, 2008.

MARRUGO, J & R. PATERNINA 2011. EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS EN LA CIÉNAGA LA SOLEDAD Y BAHÍA DE CISPATÁ, CUENCA DEL BAJO SINÚ, DEPARTAMENTO DE CÓRDOBA. TRAB. GRAD. M. SC. DPTO. QUÍMICA. UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA. PP121.

MARTÍNEZ, G; RODRÍGUEZ, L & SENIOR, W. 2002. ESPECIACIÓN DE Cd, Zn, Cr Y Pb EN NÚCLEOS DE SEDIMENTOS DE LA BAHÍA DE BERGANTÍN, EDO. ANZOÁTEGUI, VENEZUELA. INTERCIENCIA, 27 (4): 173-179

MARTÍNEZ, G. 2002. METALES PESADOS EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DEL GOLFO DE CARIACO, VENEZUELA. BOLETÍN DEL INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA, 41(1 Y 2): PÁG. 83-96.

MARTÍNEZ, G., SENIOR, W., MÁRQUEZ, A., RODRÍGUEZ, L. & GONZÁLEZ, A. 2011. DISTRIBUCIÓN Y COMPORTAMIENTO DE LOS METALES TRAZA Cd, Cu, Ni Y Zn EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DEL SECTOR ORIENTAL DEL GOLFO DE CARIACO, VENEZUELA. BOL. INST. OCEANOGR. VENEZUELA. 50(2): 289-301.

MARTÍNEZ, G. 2016. ESTUDIO GEOQUÍMICO Y AMBIENTAL DE LOS SEDIMENTOS DEL GOLFO DE CARIACO, VENEZUELA. TRAB. GRAD. DR EN CIENCIAS, UNIVERSIDAD CENTRAL DE VENEZUELA, CARACAS, VENEZUELA, 226 PP.

MARVAL, M. 2008. GEOQUÍMICA DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DEL GOLFO DE CARIACO, VENEZUELA. TRABAJO DE POSTGRADO CIENC. MAR. INST. OCEANOGR. VENEZUELA, CUMANÁ, VENEZUELA, 109 PP.

MOORE, J. & S. RAMAMOORTHY. 1984. HEAVY METALS IN NATURE WATERS. SPRINGER-VERLAG, NEW YORK. 268 PP.

- MUJICA, L. 2010. FRACCIONAMIENTO GEOQUÍMICO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA PERIFERIA DE LA CUENCA DE CARIACO, VENEZUELA. TRAB. GRAD. UNIVERSIDAD DE ORIENTE, CUMANÁ, VENEZUELA. 54 PP.
- NAVARRETE, A., OLIVA, R., BELTRAN, V. & LOPEZ, N. 2000. DISTRIBUCIÓN DE LOS SEDIMENTOS DE LA BAHÍA DE CHETUMAL, QUINTANA ROO, MÉXICO. HIDROBIOLÓG. 10(1): 61-67.
- PÁEZ, F. 1996. FUENTES DE METALES EN LA ZONA COSTERA MARINA. EN: EPOMEX SERIE CIENTÍFICA. GOLFO DE MÉXICO, CONTAMINACIÓN E IMPACTO AMBIENTAL: DIAGNÓSTICO, Y TENDENCIAS. BOTELLO, A.; ROJAS, J.; BENITEZ, J. Y ZÁRATE, D. (EDS). UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CAMPECHE. MÉXICO.
- PALANQUES, A. & DÍAZ, J. 1994. ANTHROPOGENIC HEAVY METALSPOLLUTION IN THESEDIMENTOF THE BARCELONA CONTINENTAL SHELF (NORTHWESTERNMEDITERRANEAN). MARINE ENVIRONMENTRESEARCH 38: 17-31.
- PEREVOCHTCHIKOVA, M. 2013. LA EVALUACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL Y LA IMPORTANCIA DE LOS INDICADORES AMBIENTALES. GEST. POLIT. PUBLICA. 22 (2):283-312
- PÉREZ, M.; MARTÍNEZ, G. & FERMÍN I. 2006. BIODISPONIBILIDAD DE METALES TRAZA EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DEL ECOSISTEMA LAGUNAR COSTERO BOCARIPO-CHACOPATA, PENÍNSULA DE ARAYA, ESTADO SUCRE. BOLETÍN DEL INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA, 45(2): 81-91
- PÉREZ, M. 2016. IDENTIFICACIÓN DE ZONAS CON RIESGO ECOLÓGICO ASOCIADO A COBRE, NÍQUEL, COBALTO, MANGANESO, CADMIO, CROMO, PLOMO, HIERRO Y ZINC EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LAGUNA DE "LA RESTINGA", ISLA DE MARGARITA, VENEZUELA. TRAB. DE ASCENSO. UNIVERSIDAD DE ORIENTE, CUMANÁ, VENEZUELA. 33 PP.

- PINTO, F. 2012. BATIMETRÍA Y EVALUACIÓN DE SEDIMENTOS RECIENTES DEL GOLFO DE CARIACO, VENEZUELA. TRAB. GRAD. M.Sc. CIENCIAS MARINAS, UNIVERSIDAD DE ORIENTE, CUMANÁ, VENEZUELA 210 PP.
- PONCE, B. Y GAMBAUDO. 2005. CARBONATOS. EN: MINERALES PARA LA AGRICULTURA EN LATINOAMÉRICA. EDS. NIELSON, H Y SARUDIANSKI, R. CAPITULO V. UNSAM. 303-424.
- PRIMO, E. & J. CARRASCO. 1973. QUÍMICA AGRÍCOLA I. SUELOS Y FERTILIZANTES. 1ERA EDICIÓN. EDITORIAL ALHAMBRA, S. A. ESPAÑA.
- RANGEL, D. 2019. *Identificación del riesgo potencial asociado a metales en sedimentos superficiales en la zona de San Luis, Cumaná, Venezuela*. Trab. Grad. Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 128 pp.
- RAMAKRITINAN CM, CHANDURVELAN R, KUMARAGURU AD. 1984. ACUTE TOXICITY OF METALS: CU, PB, CD, HG AND ZN ON MARINE MOLLUSKS, CERITHEDIA CINGULATA G, AND MODIOLUS PHILIPPINARUM H. INDIAN JOURNAL OF GEO-MARINE SCIENCES 2012; 41: 141-145.
- RAINBOW, P. 1995. BIOMONITORING OF HEAVY METAL AVAILABILITY IN THE MARINE ENVIRONMENT. MARINE POLLUTION BULLETIN, 31(4 Y 12): 183-192.
- RESTREPO, J., FRANCO, D., ESCOBAR, J., CORREA, I., OTERO, L. & GUTIÉRREZ, J. 2013. BAHÍA DE CARTAGENA (COLOMBIA): DISTRIBUCIÓN DE SEDIMENTOS SUPERFICIALES Y AMBIENTES SEDIMENTARIOS. LAT. AM. J. AQUAT. RES. 41(1):99-112.
- RODRÍGUEZ, E. 2007. FRACCIONAMIENTO GEOQUÍMICO DE ALGUNOS METALES PESADOS EN LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA ZONA MARINO-COSTERA DE CUMANÁ, ESTADO SUCRE, VENEZUELA. TRAB. GRAD, LICENCIATURA EN QUÍMICA. UNIVERSIDAD DE ORIENTE, CUMANÁ, VENEZUELA. 121 PP.

- ROA, P. & BERTHOIS, L. 1975. MANUAL DE SEDIMENTOLOGÍA. MANUAL PARA EL ESTUDIO DE LOS SEDIMENTOS NO CONSOLIDADOS. CARACAS. 303PP.
- ROMERO, A. 2014. CARACTERIZACIÓN ECOLÓGICA DEL MACROBENTOS DE LA ZONA INTERMARIAL DE DOS PLAYAS ARENOSAS EN LA BAHÍA DE LA PAZ, BAJA CALIFORNIA SUR, MEXICO. TESIS PRESENTADA PARA OPTAR AL TÍTULO DE BIOLOGÍA MARINA. UNIVERSIDAD DE BAJA CALIFORNIA SUR. 59.
- ROMERO, J. 2005. CALIDAD DEL AGUA. 2DA EDICIÓN. EDITORIAL ESCUELA COLOMBIANA DE INGENIERÍA. COLOMBIA .469 PP.
- ROSAS, H. 2001. ESTUDIO DE CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS EN LA CUENCA DEL LLOBREGAT. TRAB. GRAD. UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MANRESA. ESPAÑA, 315 PP.
- RUBIO, R.; LÓPEZ, J. & RAURET, G. 1991. LA ESPECIACIÓN SÓLIDA DE METALES TRAZAS EN SEDIMENTOS. APLICACIÓN A SEDIMENTOS MUY CONTAMINADOS. ANALYTICA CHIMICA ACTA, 87:599-605. 320 PP.
- RUBIO, B., M. NOMBELA & F. VILAS. 2000A. GEOCHEMISTRY OF MAJOR AND TRACE ELEMENTS IN SEDIMENTS OF THE RIA DE VIGO (NW SPAIN): ASSESSMENT OF METAL POLLUTION. MAR. POLL. BULL., 40 (11): 968-980.
- RUBIO, B., M. NOMBELA & F. VILAS. 2000B. LA CONTAMINACIÓN POR METALES PESADOS EN LAS RÍAS BAIXAS GALLEGAS: NUEVOS VALORES DE FONDO PARA LA RÍA DE VIGO (NO DE ESPAÑA). J. IBERIAN GEOL., 26:121-149.
- SADIQ, M. 1992. TOXIC METAL CHEMISTRY IN MARINE ENVIRONMENTS. MARCEL DEKKER, INC., NEW YORK, 390 PP.

- SHEPPARD, L. 1954. NOMENCLATURE BASED ON THE SAND-SILT-CLAY RATIOS. J. OF SEDIMENT. PETROL., 24(3): 151-158.
- SAEEDI, M. & A. JAMSHIDI-ZANJANI., 2015, DEVELOPMENT OF A NEW AGGREGATIVE INDEX TO ASSESS POTENTIAL EFFECT OF METALS POLLUTION IN AQUATIC SEDIMENTS, ECOLOGICAL INDICATORS, 58, 235–243.
- SELVARAJ, K., V. RAMMOHAN & P. SZEFER. 2003, EVALUATION OF METAL CONTAMINATION IN COASTAL SEDIMENTS OF THE BAY OF BENGAL, INDIA: GEOCHEMICAL AND STATISTICAL APPROACHES. MAR. POLL. BULL., 49, 174-185.
- SILVA F., J, PIRES., F, SAVERGNINI., L, VIANA., J, BAPTISTA & M CARLOS. 2006. BIOAVAILABILITY OF ORGANIC MATTER IN THE SUPERFICIAL SEDIMENT OF GUANABARA BAY, RIO DE JANEIRO, BRAZIL ANUÁRIO DO INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS – UFRJ. 34 (1) :52-63.
- SILVA, N. 2006. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS DE LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE CANALES Y FIORDOS AUSTRALES. AVANCES EN EL CONOCIMIENTO OCEANOGRÁFICO DE LAS AGUAS INTERIORES CHILENAS, PUERTO MONTT A CABO DE HORNOS. COMITÉ OCEANOGRÁFICO NACIONAL. PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DE VALPARAÍSO, CHILE. 69-75.
- STRICKLAND, J. & T. PARSONS. 2002. A PRACTICAL HANDBOOK OF SEAWATER ANALYSIS. BULL. FISH RES. BD. CANADÁ, 167: 1-310.
- SOTO, M., F. PAÉZ & A. RUIZ. 2003. GEOCHEMICAL EVIDENCES OF THE ANTHROPOGENIC ALTERATION OF TRACE METAL COMPOSITION OF THE SEDIMENTS OF CHIRICAHUETO MARSH (S-E GULF OF CALIFORNIA). ENVIRON. POLLUT. 125: 423–432.

- SUN, C., C. J. BI, Z. L. CHEN, D. Q. WANG, C. ZHANG, Y. D. SUN, Z. J. YU & D. ZHOU. 2010. ASSESSMENT ON ENVIRONMENTAL QUALITY OF HEAVY METALS IN AGRICULTURAL SOILS OF CHONGMING ISLAND, SHANGHAI CITY. J. GEOGR. SCI. 20: 135-147.
- TESSIER, A., C. CAMPBELL & M. BISSON. 1979. SEQUENTIAL EXTRACTION PROCEDURE FOR THE SPECIATION OF PARTICULATE TRACE METALS. ANALYTICAL CHEMISTRY 51 (7): PAG 123 -127.
- TUREKIAN, K. & K. WEDEPOHL. 1961. DISTRIBUTION OF THE ELEMENT IN SOME MAJOR UNITS OF THE EARTH CRUST. BULL. GEOL. SOC. AM. 72: 175-192.
- VELAZCO, F. 2011. SEDIMENTOS MARINOS SUPERFICIALES EN LA BAHÍA DEL CALLAO, PERÚ. 1997. BOL. INST. MAR PERU. 26(1-2): 75-82.
- VALDÉS, J.; M. GUÍÑEZ; A. CASTILLO & S. E. VEGA. 2014. CONTENIDO DE CU, PB Y ZN EN SEDIMENTOS Y ORGANISMOS BENTÓNICOS DE LA BAHÍA SAN JORGE (NORTE DE CHILE): ACUMULACIÓN Y BIOTRANSFERENCIA EN SISTEMAS COSTEROS SUBMAREALES. CIENCIAS MARINAS, 40(1): 45–58. VELÁSQUEZ, L. 2005. Distribución y comportamiento de los metales pesados Cd, Cu, Ni, Zn, Fe, Mn, Co, Cr y Pb en sedimentos superficiales del sector oriental del golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. Trab. Grad. Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 95 pp.
- WANG, X., H. FENG & H. MA. 2007. ASSESSMENT OF METAL CONTAMINATION IN SURFACE SEDIMENTS OF JIAOZHOU BAY, QINGDAO, CHINA. CLEAN-SOIL, AIR, WATER, 35: 62-70.
- ZHANG, L. & H. SHAO. 2013. HEAVY METAL POLLUTION IN SEDIMENTS FROM AQUATIC ECOSYSTEMS IN CHINA. CLEAN-SOIL. AIR. WATER. 41: 878-882.

ZHUANG, W. & X. GAO. 2014. ASSESSMENT OF HEAVY METAL IMPACT ON SEDIMENT QUALITY OF THE XIAOQINGHE ESTUARY IN THE COASTAL LAIZHOU BAY. BOHAI SEA: INCONSISTENCY BETWEEN TWO COMMONLY USED CRITERIA. MAR. POLLUT. BULL. 83: 352-357.

ANEXOS

Anexo 1. Contenido porcentual de arenas, limos, arcillas y la clasificación textural de los sedimentos superficiales de la Bahía La Esmeralda.

Primer muestreo (Noviembre)					Segundo muestreo (Abril)				
Estaciones	Arenas	Limos	Arcillas	Textura	Estaciones	Arenas	Limos	Arcillas	Textura
1	21	47	32	lodo-limoso	1	22	39	39	lodo-arcilloso
2	0	63	37	limo-arcilloso	2	3	65	33	limo-arcilloso
3	0	63	37	limo-arcilloso	3	6	60	34	limo-arcilloso
4	0	67	33	limo-arcilloso	4	9	65	26	limo-arcilloso
5	0	65	35	limo-arcilloso	5	4	62	34	limo-arcilloso
6	4	64	32	limo-arcilloso	6	3	65	32	limo-arcilloso
7	0	66	34	limo-arcilloso	7	4	64	33	limo-arcilloso
8	0	58	42	limo-arcilloso	8	0	59	41	limo-arcilloso
9	16	53	31	limo-arcilloso	9	9	55	35	limo-arcilloso
10	21	31	47	lodo-arcilloso	10	6	65	29	limo-arcilloso
11	0	64	36	limo-arcilloso	11	5	39	55	arcilla-limosa
12	0	66	34	limo-arcilloso	12	11	64	25	limo-arcilloso
13	0	63	37	limo-arcilloso	13	5	64	32	limo-arcilloso
14	5	51	43	limo-arcilloso	14	12	62	27	limo-arcilloso
15	0	66	34	limo-arcilloso	15	0	63	37	limo-arcilloso
16	0	63	37	limo-arcilloso	16	3	65	33	limo-arcilloso
17	0	61	39	limo-arcilloso	17	13	63	24	limo-arcilloso
18	0	66	34	limo-arcilloso	18	4	59	37	limo-arcilloso
19	0	65	35	limo-arcilloso	19	0	65	35	limo-arcilloso
20	0	67	33	limo-arcilloso	20	3	72	25	limo-arcilloso

Anexo 2. Contenido porcentual de materia orgánica (MO) y carbonatos en los sedimentos superficiales de la Bahía La Esmeralda.

Primer muestreo (Noviembre)			Segundo muestreo (Abril)		
Estaciones	MO (%)	Carbonatos (%)	Estaciones	MO (%)	Carbonatos (%)
1	11	1	1	6	2
2	18	3	2	8	1
3	14	2	3	8	2
4	24	1	4	8	2
5	25	1	5	9	2
6	11	3	6	8	3
7	24	1	7	8	1
8	27	1	8	9	2
9	14	2	9	11	5
10	15	3	10	8	5
11	12	2	11	5	3
12	13	3	12	8	2
13	12	4	13	8	1
14	35	1	14	8	2
15	12	2	15	12	2
16	20	2	16	8	3
17	14	2	17	8	2
18	13	2	18	7	2
19	16	2	19	7	3
20	29	2	20	6	1

HOJAS DE METADATOS

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 1/6

Título	EVALUACIÓN DEL CONTENIDO DE METALES PESADOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA BAHIA LA ESMERAL ESTADO SUCRE, VENEZUELA.
---------------	---

Autor(es)

Apellidos y Nombres	Código CVLAC / e-mail	
CARDONA HERNANDEZ DANNY RAFAEL	CVLAC	15361075
	e-mail	dannyrafaelcardona88@gmail.com
	e-mail	

Palabras o frases claves:

Sedimentos, metales, índice de calidad ambiental

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 2/6

Líneas y sublíneas de investigación:

Área	Subárea
INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA	Departamento de Oceanografía Química

Resumen (abstract):

Los estudios sobre la evaluación del contenido de metales pesados y caracterización textural de los sedimentos, permiten identificar zonas de deposición, patrones de transporte e información sobre su origen. Los sedimentos, además, tienen una función reguladora en el ecosistema costero, debido a que almacenan nutrientes y materia orgánica, que intervienen en el balance de oxígeno de las aguas del fondo. Con el objeto de describir el contenido de metales pesados (Cu, Cr, Co, Pb, Mn, Cd y Ni) en los sedimentos superficiales y la dinámica sedimentaria de la ensenada La Esmeralda, se realizaron dos muestreos: abril 2014 y noviembre 2014, recolectando 20 muestras de sedimentos superficiales para cada mes, determinándose la composición granulométrica, textura sedimentaria, análisis de las variables físico-químicas: materia orgánica y carbonatos, metales pesados e índices de posibles perturbaciones ambientales: Concentración Efecto Limite (CEL), Concentración Efecto Probable (CEP), Factor de Contaminación (FC), Índice de Carga Contaminante (ICC), Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP) y Coeficiente de Riesgo Potencial (CREP), que permitieron establecer el grado de deterioro del entorno. Las concentraciones totales de los metales variaron para el Pb (19,00–29,67) ($\mu\text{g/g}$), Ni (23,67-61,25) ($\mu\text{g/g}$), Cu (11,72-19,97) ($\mu\text{g/g}$), Cd (2,02-3,25) ($\mu\text{g/g}$), Co (6,20-9,42) ($\mu\text{g/g}$) y Mn (66,07-103,87) ($\mu\text{g/g}$) para el muestreo de abril y Pb (16,25-35,07) ($\mu\text{g/g}$), Ni (24,46-35,07) ($\mu\text{g/g}$), Cu (6,62-18,70) ($\mu\text{g/g}$), Cd (1,70-3,85) ($\mu\text{g/g}$), Co (6,07-9,67) ($\mu\text{g/g}$) y Mn (27,23-65,15) ($\mu\text{g/g}$) para el segundo muestreo. Mediante la distribución espacial se caracterizaron zonas con diferentes tipos de grano, distribuyéndose los máximos de las fracciones finas en la zona noroeste (arenas), sureste (limos) y centro-norte (arcillas). En la zona noreste se observaron, mayormente, concentraciones de arenas finas. La composición granulométrica obtenida fue: en abril 61% limos, 33 % arcillas y 6% arenas finas; noviembre 60% limos, 36 % arcillas y 3 % arenas finas. Caracterizando el sedimento como: limo-arcilloso. La materia orgánica con valores promedio en noviembre de 18% y 8 % en abril, presentó una variación temporal, teniendo presumiblemente dos orígenes: antropogénicos, debido a la actividad pesquera y urbana, el biogénico por la descomposición de plancton y organismos bentónicos. El contenido de carbonatos fue bajo (2%), originado por los esqueletos de los microorganismos y molusco, que se depositan en el fondo. La ensenada puede ser caracterizada como un ambiente de deposición de sedimentos. Mientras que los índices de calidad ambiental el CERCd>CERPb excedieron los valores de referencia, seguidos por CERCo>CERNi>CERCu>CERCr. Por su parte, el GC, GCm y los FC se encuentran en un rango de contaminación considerable y muy alto FCCd, FCCr y FCPb exceptuando el FCCu, FCCo, FCMn y FCNi que se encontraron en niveles bajos y moderados.

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 3/6

Contribuidores:

Apellidos y Nombres	ROL / Código CVLAC / e-mail	
IVIS MARINA FERMIN	ROL	CA <input type="checkbox"/> AS <input type="checkbox"/> TU <input checked="" type="checkbox"/> JU <input type="checkbox"/>
	CVLAC	10291815
	e-mail	ivismarina@gmail.com
	e-mail	
FERNANDO MARIN	ROL	CA <input type="checkbox"/> AS <input type="checkbox"/> TU <input type="checkbox"/> JU <input checked="" type="checkbox"/>
	CVLAC	15936895
	e-mail	marinjimenezfernando@gmail.com
	e-mail	
EDGAR GARCIA	ROL	CA <input type="checkbox"/> AS <input type="checkbox"/> TU <input type="checkbox"/> JU <input checked="" type="checkbox"/>
	CVLAC	15317801
	e-mail	tukani82@gmail.com
	e-mail	
	ROL	CA <input type="checkbox"/> AS <input type="checkbox"/> TU <input type="checkbox"/> JU <input type="checkbox"/>
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	

Fecha de discusión y aprobación:

Año Mes Día

2022	08	10
-------------	-----------	-----------

Lenguaje: SPA

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 4/6

Archivo(s):

Nombre de archivo	Tipo MIME
Tesis Postgrado Danny	Aplication/Word

Alcance:

Espacial: Nacional

Temporal: Temporal

Título o Grado asociado con el trabajo: MAGISTER SCIENTIARUM EN CIENCIAS MARINAS MENCIÓN OCEANOGRAFÍA QUÍMICA

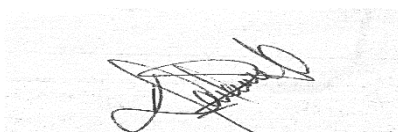
Nivel Asociado con el Trabajo: MAGISTER SCIENTIARUM

Área de Estudio: Oceanografía Química

Institución(es) que garantiza(n) el Título o grado: Universidad de Oriente

Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso- 6/6

Artículo 41 del REGLAMENTO DE TRABAJO DE PREGRADO (vigente a partir del II Semestre 2009, según comunicación CU-034-2009): “los Trabajos de Grado son de la exclusiva propiedad de la Universidad de Oriente, y sólo podrán ser utilizados para otros fines con el consentimiento del Consejo de Núcleo respectivo, quien deberá participarlo previamente al Consejo Universitario para su autorización”.



DANNY RAFAEL CARDONA HERNANDEZ
AUTOR



IVIS MARINA FERMIN
ASESOR