



Programa de Estudios de Posgrado

**COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA LA  
ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA  
POBLACIONAL DEL PEPINO DE MAR  
*Isostichopus fuscus.***

TESIS

Que para obtener el grado de

**Maestro en Ciencias**

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales  
(Orientación en Biología Marina)

P r e s e n t a

**Karol Ulate Naranjo**

La Paz, Baja California Sur, Agosto del 2011

## ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las cuatro horas del día 15 del Mes de Julio del 2011, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

**" COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA LA ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA POBLACIONAL DEL PEPINO DE MAR *Isostichopus fuscus*"**

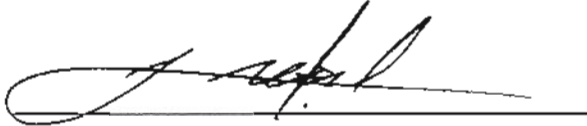
Presentada por el alumno:

**Karol Ulate Naranjo**

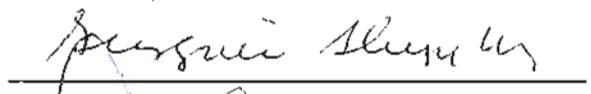
Aspirante al Grado de MAESTRO EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Biología Marina**

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

### LA COMISIÓN REVISORA



Dr. Leonardo Huato Soberanis  
DIRECTOR DE TESIS



Dra. Georgina Gluyas Millan  
CO-TUTOR



Dr. Carlos Armando Sanchez Ortiz  
CO-TUTOR



DRA. ELISA SERVIERE ZARAGOZA,  
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

**COMITÉ TUTORIAL**

Dr. Leonardo Huato Soberanis      Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste  
Director de tesis

Dra. Georgina Gluyas Millán      Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura  
Co-Tutor

Dr. Carlos Armando Sánchez Ortiz      Universidad Autónoma de Baja California Sur  
Co-Tutor

**COMITÉ REVISOR**

Dr. Leonardo Huato Soberanis      Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste

Dra. Georgina Gluyas Millán      Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura

Dr. Carlos Armando Sánchez Ortiz      Universidad Autónoma de Baja California Sur

**JURADO DE EXAMEN DE GRADO**

Dr. Leonardo Huato Soberanis      Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste

Dra. Georgina Gluyas Millán      Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura

Dr. Carlos Armando Sánchez Ortiz      Universidad Autónoma de Baja California Sur

Dr. Salvador Lluch Cota      Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste  
(Suplente)

## Resumen

La captura de pepino de mar en América inicio a mediados de los años 80 como respuesta a la alta demanda de países asiáticos y se considera una pesquería económicamente valiosa. Sin embargo, a principios de los 90 se detectó una disminución poblacional alarmante del pepino de mar *Isostichopus fuscus* en las costas mexicanas que resultó en una veda total. En 2001 se reabrió la pesquería según la norma legislativa NOM-059-SEMARNAT-2001, la cual categoriza a *I. fuscus* como especie “sujeta a protección especial”, indica que la Captura Total Permissible por unidad de área es del 10% de la población total. Esta estimación se realiza mediante un muestreo sistemático del número de organismos presentes, donde se estima una densidad poblacional mediante la media aritmética, la cual se extrapola al área total del Predio Federal. Desafortunadamente estas poblaciones son poco abundantes, y los muestreos suelen presentar una gran cantidad de estaciones de muestreo vacías, así como unas pocas estaciones con valores atípicos comparativamente altos. Estos dos atributos de los datos generan fuertes sesgos y varianzas altas en la estimación de la abundancia del predio. El objetivo de esta investigación fue comparar la técnica de estimación poblacional estándar (media aritmética) de *I. fuscus* en la *Cooperativa Pesquera “Bahía Magdalena”* en el estado de B.C.S., contra los métodos de la  $\Delta$ -distribución y el método geoestadístico de Kriging Ordinario. Ambos son más complejos que la estimación estándar pero reducen los sesgos y las varianzas. Los resultados obtenidos muestran que la media aritmética en general no es una buena estimación poblacional ya que sobreestima la abundancia y presenta las varianzas más grandes. La  $\Delta$ -distribución generó resultados más conservadores cuando había presencia de gran proporción de valores ceros, sin embargo se debe tener precaución el uso de esta técnica con muestras de tamaño pequeñas. El método Kriging presenta resultados más conservadores que las otras dos técnicas en los predios que tienen muestras representativas y en general resultó con varianzas menores. Además esta técnica, genera información de la distribución espacial de los organismos, esto le da una gran ventaja por sobre cualquier técnica estadística tradicional, ya que se puede identificar bancos de altas densidades poblacionales y proponer un manejo espacial por bancos. También se generaron mapas de errores con los cuales se puede evaluar las técnicas de muestreo y recomendar un mejor diseño. La comparación de estos tres métodos muestra que no es posible recomendar una única técnica para la estimación de todos los polígonos. Los problemas de aplicación de cada técnica que aquí se encontraron son atribuibles a errores en el muestreo y no a las técnicas *per se*, puesto que cuando se cumplen las condiciones, las técnicas disminuyeron considerablemente la varianza y el sesgo. Conjuntamente se recomienda que se generen polígonos adentro de los Predios Federales conteniendo solo las zonas del hábitat real del organismo y se extrapole la media poblacional solo a esas áreas para evitar la sobreestimación de la abundancia total ó rediseñar el muestreo para que refleje mejor la realidad. En conclusión la densidad media no debería ser estimada con la media aritmética. La  $\Delta$ -distribución y el método de Kriging son mejores alternativas cuando las condiciones de cada método se cumplen.

**Palabras Clave:** *Isostichopus fuscus*, pepino de mar, delta distribución, geoestadística, Kriging.

### Abstract

In America during the 1980's, sea cucumbers began to be exploited due to the increasing demand from Asian countries, becoming a valuable economical resource for fisheries. However, in the early 1990's, an alarming decrease of the population of the sea cucumber *Isostichopus fuscus* was detected in Mexican coasts, as a result all captures were completely prohibited. In 2001 fisheries were reestablished according to the statute NOM-059-SEMARNAT-2001, which categorizes *I. fuscus* as a specie "subject for special protection", this legislation indicates that total permissible captures is 10% of the total population within a concession area. This estimation is performed by a systematic sampling, where population density in the area is estimated through an arithmetic mean, and extrapolated to the total concession area. Unfortunately these populations are very scarce, resulting in numerous empty sampling plots and it is also common to find atypical density values. Both of these data attributes create biases and high variances in the abundance estimation process. The objective of this research was to compare the standard population estimation technique (arithmetic mean) of *I. fuscus* of the "Bahía Magdalena" Fisheries Co-op in B.C.S. against the  $\Delta$ -distribution and Ordinary Kriging. Both being more complex than the standard estimation. Attained results demonstrated that the arithmetic mean in general is not a good population estimator, because it overestimates the abundance and presents higher variances.  $\Delta$ -distribution method gave more conservative results when the sampled data contained a high proportion of zeros, but had problems with small samples. Kriging gave the best estimates when the sample size was large, and provided the lowest variances overall, and also generated information about the spatial distribution of the organisms. This becomes an advantage regarding any other traditional statistical technique, allowing the identification of high density population banks, and therefore enabling the possibility for the spatial management of the banks. Kriging also generates error maps which allows for the evaluation of the sampling technique and design. The comparison of these three methods indicates that there is no single best abundance estimation procedure for all polygons, and nearly all the application problems for each method found here were attributed to sampling error and not to the method *per se*, since when method assumptions were met, the estimates had a comparative low variance and bias. It is recommended that exploitation polygons within concession areas should delimit only those areas where sea cucumber is present and extrapolate the population mean only to that specific area to avoid the overestimation of the total abundance or redesign the sampling. Mean density should not be estimated as an arithmetic average, and  $\Delta$ -distribution and Kriging are good alternatives when their assumptions are met.

**Key words:** *Isostichopus fuscus*, sea cucumber, distribution delta, geoestadistics, Kriging.

## **Dedicatoria**

Le dedico este trabajo a mi esposo, que ha sido mi mayor apoyo en estos años.  
Muchas Gracias por acompañarme y tenerme paciencia en esta etapa de mi vida.

## Agradecimientos

Le agradezco a Dios por darme salud, guiarme y permitirme alcanzar mis metas.

Le agradezco enormemente a la Escuela de Ciencias Biológicas y a Junta de Becas de la Universidad Nacional de Costa Rica por la beca otorgada y todo su apoyo.

A mi comité tutorial: la Dra. Georgina Gluyas Millán y al Dr. Carlos Armando Sánchez Ortiz y en especialmente a mi tutor el Dr. Leonardo Huato Soberanis por ser una luz de positivismo en todo este proceso.

Agradezco a la *Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera “Bahía Magdalena”*, S.C.L., por confiarme sus datos y al M.C. Alfonso Vélez Barajas por su colaboración.

Quisiera expresar mi gratitud al Dr. Héctor Villalobos Ortiz del CICIMAR, por su colaboración y a los técnicos del laboratorio del SIG, por su enorme paciencia: Gil Ceseña y Joaquín Rivera, a la Lic. Osvelia Ibarra por todo su apoyo.

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste y al Programa de Posgrado por todo el apoyo en la realización de la Tesis.

Le agradezco a mis compañeros de generación (2009-20...) por ser el lado divertido de este proceso.

Y por último agradezco a mis padres (Jorge y Cristina) y a mis hermanos (Jessica y Eddie) por siempre estar a mi lado, a mi esposo por toda la paciencia y al Me por su agradable compañía.

## Contenido

Resumen en español	i
Resumen en inglés	ii
Dedicatoria	iii
Agradecimientos	iv
Contenido	v
Lista de figuras	vi
Lista de tablas	vii
1. Introducción	1
2. Antecedentes	4
3. Justificación	13
4. Objetivos	14
5. Hipótesis	15
6. Materiales y métodos	16
6.1 Descripción del área de estudio	16
6.2 Análisis Geográfico	22
6.3 Análisis Exploratorio	23
6.4 Estimación de densidad media	23
6.4.1 Distribución Normal	24
6.4.2 $\Delta$ -distribución	25
6.4.3 Método Geoestadístico	26
6.5 Estimación de la abundancia total	32
7. Resultados	33
7.1 Análisis Geográfico	33
7.2 Análisis Exploratorio	40
7.3 Estimación de la densidad media	42
7.3.1 Distribución normal	42
7.3.2 $\Delta$ -Distribución	44
7.3.3 Método Geoestadístico	46
7.4 Estimación de la Abundancia total	70
8. Discusión	72
9. Conclusiones	85
10. Bibliografía	87
11. Anexos	91



## Lista de Figuras

<b>Figura 1.</b> Área de estudio con los seis polígonos propuestos por la <i>SCPP</i> “Bahía Magdalena” para predios federales	----- 18
<b>Figura 2.</b> Comportamiento típico de un semivariograma acotado con una representación de los parámetros básicos	----- 29
<b>Figura 3.</b> I. Polígono A propuesto por la <i>SCPP</i> “Bahía Magdalena” de la zona de Cabo San Lázaro. II. Polígono A reconstruido	----- 33
<b>Figura 4.</b> I. Polígono B propuesto por la <i>SCPP</i> “Bahía Magdalena” de la zona del Embarcadero Santa María-El Pulga. II. Polígono B reconstruido	----- 34
<b>Figura 5.</b> I. Polígono C propuesto por la <i>SCPP</i> “Bahía Magdalena” de la zona de El Pulga - El Cabito. II. Polígono C reconstruido	----- 35
<b>Figura 6.</b> I. Polígono D propuesto por la <i>SCPP</i> “Bahía Magdalena” de la zona de El Cabito - Estrechito. II. Polígono D reconstruido	----- 36
<b>Figura 7.</b> I. Polígono E propuesto por la <i>SCPP</i> “Bahía Magdalena” de la zona del Estrechito- Arroyo Chino. II. Polígono E reconstruido	----- 37
<b>Figura 8.</b> I. Polígono F propuesto por la <i>SCPP</i> “Bahía Magdalena” de la zona del Estrechito- Arroyo Chino. II. Polígono F reconstruido	----- 38
<b>Figura 9.</b> Análisis de Varianza entre la variable de estudio y la profundidad en metros donde fueron hechos los muestreos	----- 40
<b>Figura 10.</b> Análisis de Varianza entre la variable de estudios y el tipo de sustrato reportado en los muestreos	----- 41
<b>Figura 11.</b> Histograma de frecuencias de la densidad de organismos por metro cuadrado de los Polígonos A, B, C, D y E	----- 43
<b>Figura 12.</b> Histograma de frecuencias de la densidad de organismos por metro cuadrado de los Polígonos A, B, C, D y E	----- 45
<b>Figura 13.</b> Semivariogramas experimentales del polígono A	----- 50
<b>Figura 14.</b> Semivariogramas experimentales del polígono B	----- 51
<b>Figura 15.</b> Semivariogramas experimentales del polígono C	----- 52
<b>Figura 16.</b> Semivariogramas experimentales del polígono D	----- 53
<b>Figura 17.</b> Semivariogramas experimentales del polígono E	----- 54
<b>Figura 18.</b> Modelos teóricos ajustados para la variable en el Polígono A	----- 57
<b>Figura 19.</b> Modelos teóricos ajustados para la variable en el Polígono B	----- 59
<b>Figura 20.</b> Modelos teóricos ajustados para la variable en el Polígono D	----- 61
<b>Figura 21.</b> Modelos teóricos ajustados para la variable en el Polígono E	----- 63

<b>Figura 22.</b> I. Mapa de distribución de los organismos II. Mapa de distribución de los errores. Con el método de interpolación Kriging ordinario en el Polígono A	66
<b>Figura 23.</b> I. Mapa de distribución de los organismos II. Mapa de distribución de los errores. Con el método de interpolación Kriging ordinario en el Polígono B	67
<b>Figura 24.</b> I. Mapa de distribución de los organismos II. Mapa de distribución de los errores. Con el método de interpolación Kriging ordinario en el Polígono D	68
<b>Figura 25.</b> I. Mapa de distribución de los organismos II. Mapa de distribución de los errores. Con el método de interpolación Kriging ordinario en el Polígono E	69
<b>Figura 26.</b> Comparación de las abundancias totales obtenidas en cada predio, con las técnicas de distribución normal, $\Delta$ -distribución y el método de Kriging, con sus desviaciones estándar	71
<b>Figura 27.</b> Capturas reportada por la SAGARPA de 1989 a 1994 y por la SEMARNAT de 2003 a 2010 para BCS por toneladas de peso fresco, y estimados poblacionales reportados a la SEMARNAT (2003-2010) por parte de los propietarios de predios federales en BCS por toneladas de peso fresco	81

## Lista de Tablas

<b>Tabla I.</b> Atributos de los polígonos propuestos por la <i>SCPP “Bahía Magdalena”</i> para permisos de aprovechamiento	19
<b>Tabla II.</b> Datos reportados por la <i>SCPP “Bahía Magdalena”</i>	21
<b>Tabla III.</b> Diferencias en áreas de los Polígonos propuestos por la <i>SCPP “Bahía Magdalena”</i> y los reconstruidos	39
<b>Tabla IV.</b> Comparación de la abundancia total en los diferentes polígonos con él área propuesta por la Cooperativa y el área reconstruida con la media aritmética y sus respectivas desviaciones estándares	39
<b>Tabla V.</b> Análisis descriptivo de la normalidad de los datos de densidad en cada polígono	42
<b>Tabla VI.</b> Prueba de ajuste de bondad de Chi-cuadrada, al 95% de confianza de la distribución de los datos observada y la distribución log-normal	44
<b>Tabla VII.</b> Estimación de la media poblacional con sus desviaciones estándar y varianzas de los diferentes polígonos con la $\Delta$ - distribución	46
<b>Tabla VIII.</b> Comparaciones de los coeficientes de asimetría, curtosis y prueba de normalidad Kolmogorov-Smirnov con su $p$ de significancia asociada de la variable en estudio en todos los polígonos	47
<b>Tabla IX.</b> Parámetros de los diferentes modelos ajustados para cada estado de la variable del polígono A, más su validación cruzada	56
<b>Tabla X.</b> Parámetros de los diferentes modelos ajustados para cada estado de la variable del polígono B, más su validación cruzada	58
<b>Tabla XI.</b> Parámetros de los diferentes modelos ajustados para cada estado de la variable del polígono D, más su validación cruzada	60
<b>Tabla XII.</b> Parámetros de los diferentes modelos ajustados para cada estado de la variable del polígono E, más su validación cruzada	62
<b>Tabla XIII.</b> Parámetros utilizados para la interpolación con el método de Kriging Ordinario, para cada polígono	64
<b>Tabla XIV.</b> Comparación de la estimación de la densidad media, desviación estándar y varianza poblacional para los diferentes polígonos, con la distribución normal, la $\Delta$ - distribución y el método de Kriging Ordinario.	70
<b>Tabla XV.</b> Comparación de abundancias totales en los diferentes polígonos con la distribución normal, la $\Delta$ - distribución y el método de Kriging Ordinario y sus respectivas desviaciones estándares.	71

## 1. Introducción

Los pepinos de mar son componentes importantes en los ecosistemas marinos debido a que son consumidores de sedimentos y elementos en suspensión. A menudo se ha dado a los pepinos de mar el nombre de lombrices de mar, porque generan grandes movimientos y mezclas del substrato, y reciclan el detritus en las capas superiores de sedimento en lagunas, arrecifes y otros hábitats, facilitando así la penetración del oxígeno. Cada organismo puede procesar una enorme cantidad de sedimento por día. Por ejemplo, en Bermuda se ha estimado, las poblaciones de *Isostichopus badiotus* ingieren entre 500 y 1000 toneladas de arena anuales (CITES 2002). Esta característica de limpiador del sedimento marino está siendo aprovechada recientemente en Japón, en donde se utiliza al pepino de mar *Apostichopus japonicus* en áreas de cultivo del abulón *Haliotis discus*. Los abulones presentaron un mejor desempeño en cuanto al crecimiento y mostraron niveles más altos de supervivencia comparados con aquellos en donde no hubo pepinos de mar. También se redujo de manera significativa el nivel de desechos nitrogenados (Ho Kang et al. 2003).

Este proceso además de evitar la acumulación de materia orgánica en descomposición, puede ayudar a controlar poblaciones de plagas y organismos patógenos, incluidas ciertas bacterias y tapetes de cianobacterias (Ho Kang et al. 2003). CITES (2002) menciona que la rápida disminución de las poblaciones de pepino de mar puede tener consecuencias graves para la supervivencia de otras especies que forman parte de la misma red alimentaria compleja, ya que los huevos, las larvas y los ejemplares jóvenes de pepino de mar son una fuente de alimentación importante para otras especies marinas como peces y moluscos. En algunas zonas, la extirpación de los pepinos de mar ha tenido por consecuencia un endurecimiento del fondo marino, destruyendo el hábitat de otros organismos bentónicos e infaunales.

Los pepinos de mar son un alimento popular en los países del Sureste de Asia, en donde se consume casi el 90% de la captura global, por lo que el comercio internacional de estas especies es dominado por el mercado en esta región (Ferdouse 2004). La alta

demanda de estos organismos resultó en una intensa explotación de las poblaciones naturales de pepino de mar en el mundo. En muchos países de Latinoamérica incluyendo México, las poblaciones naturales se han llevado a niveles de sobreexplotación.

En México, actualmente la especie de pepino de mar *Isostichopus fuscus*, está catalogada como especie “sujeta a protección especial”, y su administración está a cargo de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), a través de su Dirección General de Vida Silvestre (DGVS). Desde el 2001, esta pesquería en el estado de Baja California Sur (B.C.S. en adelante) se encuentra bajo permisos denominados Permisos de Aprovechamiento en Predios Federales (SEMARNAT 2008). Cada predio es un polígono delimitado geográficamente en donde los permisionarios se hacen responsables de la evaluación del recurso. Con base en los resultados de la evaluación la DGVS otorga la cuota de aprovechamiento apropiada a cada predio (10% de la abundancia estimada para cada predio). Esta ley es para todas las especies categorizadas en “sujetas a protección especial”, tanto marinas como terrestres. (Herrero-Pérezrul 2004).

Desafortunadamente, las estimaciones poblacionales se basan en la distribución normal (media aritmética) y como la distribución espacial de *I. fuscus* tiene la particularidad de ser agrupada, los valores en los muestreos usualmente no se distribuyen normalmente. Esta particularidad, provoca que los muestreos lleguen a contener una gran proporción de datos con valor de cero, y unas pocas observaciones con valores muy altos de densidad. Esto se traduce en varianzas grandes y altos sesgos en la determinación de estos valores poblacionales, lo que conlleva a una sobreestimación de la población natural (Pennington 1996). Por ello, la información obtenida a partir de estas estimaciones es difícil de interpretar en base a la realidad biológica del organismo y dificulta el adecuado manejo de la pesquería, por cuotas de aprovechamiento, y esa cuota se determina a partir de los resultados de las estimaciones poblacionales

Es bajo este contexto que surge la necesidad de implementar un programa de manejo que promueva la conservación y el aprovechamiento sustentable del mismo, a pesar de

las incertidumbres generadas a partir de su marco legal y de la problemática pesquera en la que se encuentra inmerso el recurso (Avendaño 2007).

Actualmente una de las cooperativas comercializadoras del pepino de mar *I. fuscus* en la costa del Pacífico de B.C.S., es la *Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera “Bahía Magdalena”, S.C.L.*, la cual inició en el 2007 su primera prospección para evaluar el recurso según la metodología acordada en la “Reunión Regional para la conservación y aprovechamiento sustentable de pepino de mar *Isostichopus fuscus* en la península de Baja California” del 2005. El permiso de aprovechamiento del recurso fue otorgado después de la prospección del 2007 por parte de la SEMARNAT.

El objetivo principal de este trabajo se centra en comparar metodologías de estimación poblacional para el pepino de mar *I. fuscus* en los predios de esta Cooperativa, que minimicen el sesgo y su variancia usando técnicas de análisis que sean robustas a altas cantidad de observaciones con ceros y a presencia de valores atípicos.

## 2. Antecedentes

La captura de pepino de mar en América ha ocurrido como una respuesta a la alta demanda de este producto en países asiáticos y una gran rentabilidad, ubicándola como una pesquería económicamente valiosa. Presentando precios en el mercado internacional, entre \$10 a \$56 U.S. dólares, dependiendo de la calidad del producto en su presentación congelada y llegando a valer hasta \$110 U.S. dólares en su presentación precocido ó seco (FAO 2004).

La captura comercial del pepino de mar en México inició aproximadamente en 1988, en los estados de Sonora, Nayarit, Jalisco, Colima, Michoacán, Guerrero, Oaxaca y la Península de Baja California con las especies *Isostichopus fuscus* y *Parastichopus parvimensis* (Fajardo-León y Vélez-Barajas 1996). Al principio de la extracción comercial, la pesquería no estaba regulada de forma efectiva, debido principalmente a que los métodos de regulación pesquera más comunes que se usaban en esa época (talla mínima y época de veda) no eran aplicables a los pepinos de mar, por sus características fisiológicas. Un índice de biomasa de los pepinos de mar se hace particularmente difícil, debido a que estos son organismos altamente contráctiles sin un esqueleto externo rígido, que poseen bandas musculares longitudinales y circulares que les permite contraerse. También poseen un sistema vascular acuífero en donde almacena agua marina, que es característica única de su Phylum. Este reservorio está compuesto por canales alrededor del cuerpo del organismo, permite el movimiento de los podios y los tentáculos orales y ayuda a oxigenar sus estructuras respiratorias (árboles respiratorios), todo esto provoca que puedan reducir o agrandar su tamaño considerablemente (Hyman 1955). Debido a esto, los pepinos de mar cuando son estresados pueden expulsar toda esta agua alterando notablemente el tamaño y peso del animal. Esta característica resulta en que la talla y el peso total no son mediciones confiables para el manejo de dicha especie y no por ello es posible trabajar modelos estructurados por tallas ó edades para conocer el estado de la población (Fajardo-León et al. 1995).

Otras medidas pesqueras propuestas fueron las cuotas de captura y límites en el esfuerzo de pesca, mismas que fueron rebasadas por el sector productor, ya que la extracción comercial superaba la cuota y el esfuerzo sugerido. Asimismo, el recurso era extraído por pescadores con o sin permiso. A todo esto se sumó la dificultad para vigilar el litoral de B.C.S., lo que motivó la desorganización de la producción y posiblemente el agotamiento de las poblaciones silvestres en el Estado (Vélez-Barajas 1991).

Como resultado del inadecuado manejo pesquero, y a pesar de ser una pesquería de gran importancia económica, a principios de los 90 se detectó una disminución alarmante de sus poblaciones en todo el Golfo de California (Herrero-Pérezrul 2004), por lo que durante la Conferencia sobre Pesca Responsable organizada por las Naciones Unidas (ONU) en 1992, el Gobierno de México se comprometió a establecer una veda total a la pesquería de *Isostichopus fuscus*. Por lo que, la especie fue clasificada como “En Peligro de Extinción” en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-1994 y su explotación quedó prohibida, cerrando inmediatamente la pesquería (esta categoría puede incluir a las categorías de peligro crítico y en peligro de extinción de la clasificación de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza ó UICN). Los registros de captura de pepinos de mar para los años posteriores 1995-2000 corresponden probablemente a una mezcla de las dos especies mayormente capturadas en el estado de B.C.S. (*Isotichopus fuscus* y *Holothuria* sp.), ya que al estar cerrada la pesquería de *I. fuscus* los registros se realizaban bajo el nombre de la especie de “pepino aguado” (*Holothuria* sp.), y en este mismo período (1995 al 2000) se observa una tendencia a la disminución de las capturas. En el 2001 se revisó la Norma (NOM-059-ECOL-1994), y se recategorizó a *I. fuscus*, como especie “sujeta a protección especial” (esta categoría puede incluir a las categorías de menor riesgo de la clasificación de la UICN). Durante este período el Gobierno Federal tomó la decisión sobre las especies marinas que están incluidas en la NOM-059-SEMARNAT-2001, que su administración ya no sería del Instituto Nacional de Pesca, sino a cargo de la SEMARNAT en la DGVS, el cual tiene como objetivo "fomentar la protección, restauración y conservación de los ecosistemas y recursos naturales, y bienes y servicios ambientales, con el fin de propiciar su



aprovechamiento y desarrollo sustentable" (Ley Orgánica de la Administración Pública, Artículo 32 bis reformada en el DOF del 25 de febrero de 2003).

La Ley General de Vida Silvestre (LGVS), que rige el uso de las especies protegidas, señala que para el aprovechamiento de ejemplares de especies silvestres en riesgo (aplicable a todas las categorías de la NOM-059-SEMARNAT-2001) deberá contar con: "a) criterios, medidas y acciones para la reproducción controlada y el desarrollo de dicha población; b) medidas y acciones específicas para contrarrestar los factores que han llevado a disminuir sus poblaciones o deteriorar sus hábitats; y c) un estudio de la población que contenga estimaciones rigurosas de las cuotas de natalidad y mortalidad" (Ley General de Vida Silvestre, publicada el 3 de julio de 2000, última reforma publicada en el DOF el 07 de junio de 2011). Esta ley promueve para todas las especies tanto marinas como terrestres, que la cuota de aprovechamiento sea del 10% de la estimación de la población total, pero esta cuota no parece estar basada en ciencia pues nunca se proporciono el criterio científico para su determinación, y debido a esto la recuperación de las poblaciones naturales es poco probable.

En B.C.S. se han realizado algunos estudios sobre el ciclo reproductor y estructura poblacional del recurso. Fajardo-León et al. (1991), Herrero-Pérezrul (1994), Salgado-Castro (1994) y Fajardo-León et al. (1995) determinaron que el ciclo reproductor del pepino de mar es anual, con un desove en verano. Con base en estos estudios Fajardo-León et al. (1995), propusieron una veda de mayo a septiembre para proteger la reproducción. Asimismo, indican que *I. fuscus* tiene la tendencia de contraerse y distenderse con facilidad, por lo que la talla y el peso total son medidas poco confiables en los análisis estadísticos, y por ello no es conveniente usarlas como medidas de regulación. Sin embargo actualmente siguen usando estos parámetros para reportar la biomasa del recurso en los predios federales generando dudas acerca de la información generada y haciendo difícil una acertada evaluación de las poblaciones silvestres de pepino.

Por otra parte, Singh-Cabanillas y Vélez-Barajas (1994) sugieren la implementación de bitácoras de captura con la siguiente información: zona de captura, tiempo efectivo de buceo, captura en número de individuos y peso fresco, con el fin de tener un seguimiento de las cuotas de captura y de la captura comercial de las poblaciones silvestres en sus zonas de distribución y así contar con elementos técnicos para su administración pesquera. Vélez-Barajas (1991) recomienda como medida de regulación, la no autorización de la extracción comercial del recurso durante la noche, ya que la vulnerabilidad de captura es notablemente mayor. Aguilar-Ibarra y Ramírez-Soberón (2002) propone como una opción complementaria al manejo de esta pesquería, la asignación de derechos territoriales a las cooperativas de pescadores argumentando que los pescadores se van a sentir parte del diseño experimental de la evaluación pesquera, la creación y el establecimiento de las medidas de manejo.

Para el 2004 en la pesquería del pepino de mar en B.C.S. se implementó los permisos de extracción denominados UMA (Unidades de Manejo para la Conservación de Vida Silvestre), a partir del 2011 a estas áreas de aprovechamiento se les llama Predios Federales Sujetos a Manejo para la Conservación y Aprovechamiento Sustentable de Vida Silvestre. Cada predio es un polígono delimitado geográficamente en donde los permisionarios se hacen responsables de la evaluación del recurso. Se requiere un estimado de la densidad y abundancia, antes y después de la temporada. Además se deben comprometer a generar información sobre las tallas y pesos de la especie y proponer medidas de conservación. Con base en los resultados de la evaluación la DGVS otorga la cuota de aprovechamiento apropiada a cada Predio, siendo esta una cuota invariables del 10% de la abundancia estimada para el predio durante el período de vigencia del permiso, generalmente por 9 meses, respetando una veda de julio a septiembre (Herrero-Pérezrul 2004). Hasta la fecha, todas las evaluaciones a las poblaciones naturales de *I. fuscus* se analizan con la media aritmética y por ende se asume que los datos se distribuyen de manera normal, pero este supuesto es difícil de cumplir debido a las características de la especie y su irregular distribución espacial.

Los estimadores de la producción de biomasa de los diferentes pepinos de mar explotados que se han usado en el Golfo de California, con el fin de diagnosticar los efectos de los diferentes patrones de explotación han sido; Herrero-Pérezrul y Chávez en el 2005 en *I. fuscus* con el modelo de Beverton y Holt (1957) que relaciona la producción con el reclutamiento, crecimiento y mortalidad; también usaron el modelo de crecimiento de von Bertalanffy, el cual requiere estimaciones de talla y peso. Y Salgado et al. (2009), en la especie *Parastichopus parvimensis* usó la misma metodología con la diferencia de que propusieron que los datos no se distribuían normalmente y su varianza era heterogénea, por lo tanto usaron el modelo lineal generalizado de Poisson. Pero como lo indica Fajardo-León et al. (1995), el problema es que las medidas de peso y talla son poco confiables en los análisis estadísticos. A pesar de ello, estos métodos de análisis donde se requiere tallas y pesos se han usado no solo en las poblaciones de pepino en el Golfo de California, sino también en otros países, por ejemplo, en las Islas Galápagos (Ecuador) Hearn et al. (2005) también utilizaron el mismo modelo de crecimiento para *I. fuscus*. Aunque se saben que casi ninguna base de datos se distribuye normalmente, quienes extraen este recurso, siguen reportando a la SEMARNAT las estimaciones poblacionales basadas en la media aritmética. Es claro que, las instituciones pertinentes deberán llegar a un concilio para saber cual metodología de estudio poblacional es la más conveniente a esta especie dadas sus características biológicas y ecológicas, pues las poblaciones naturales siguen siendo explotadas y se presume que los cálculos de la estimación poblacional están sesgados, así como las cuotas de aprovechamiento que se están permitiendo.

La FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) en el 2008 en su Reporte Técnico de Pesquería y Acuicultura, incluye una revisión de la situación de la población, pesca y el comercio de pepinos de mar en América Latina y el Caribe, pero no menciona estas inconsistencias en la búsqueda de parámetros poblacionales, ni da recomendaciones para la investigación de estas pesquerías (Toral-Granda 2008).

Si superáramos la problemática del monitoreo de las poblaciones de pepino y éste representara cercanamente la realidad, tenemos a nuestro favor la legislación actual

porque tiene claras ventajas para darle seguimiento el comportamiento de la población, debido a que se le exige a los concesionarios de predios que generan datos de la población natural del *I. fuscus* anualmente en sus predios, antes de otorgarles las cuotas de aprovechamiento correspondientes. Estos resultados generados de las prospecciones deberían estar proveyendo un cambio en el manejo del recurso de acuerdo a las respuestas de las poblaciones bajo aprovechamiento, esto es llamado por Walters (1986) un Manejo Adaptativo. Pero esta ventaja está lejos de ser aprovechada hasta que la información del tamaño real de las poblaciones de pepino de mar sea confiable, pues podría llevar a decisiones equivocadas (Ramírez-Soberón et al. 2000).

Es importante resaltar los esfuerzos de la FAO por fomentar el principio precautorio a todas las pesquerías del mundo. En el *artículo 7.5* del Código de Conducta se refiere al enfoque precautorio en la pesca de captura y a las introducciones de especies. En el contexto de la protección del medio ambiente, el concepto del enfoque precautorio se consagró en el principio 15 de la Declaración de Río de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, que dice: "Con el fin de proteger el medio ambiente, los Estados deberán aplicar ampliamente el criterio de precaución conforme a sus capacidades. Cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces en función de los costos para impedir la degradación del medio ambiente". Este enfoque precautorio en la conservación, ordenación y explotación de los recursos acuáticos vivos tiene dos directrices que vale la pena considerar; a) la falta de información científica adecuada no debería utilizarse como razón para aplazar o dejar de tomar las medidas de conservación y gestión necesarias; y b) se deberá tener en cuenta, entre otros, los elementos de incertidumbre, como los relativos al tamaño y la productividad de las poblaciones, los niveles de referencia, el estado de las poblaciones con respecto a dichos niveles de referencia, el nivel y la distribución de la mortalidad ocasionada por la pesca y los efectos de las actividades pesqueras, incluidos los descartes, sobre las especies que no son objeto de la pesca y especies asociadas o dependientes, así como las condiciones ambientales, sociales y económicas (FAO 1997).

Un enfoque precautorio como lo indica la FAO (1997) requiere una evaluación sobre la viabilidad y fiabilidad de las posibilidades de ordenación. Un plan de ordenación no se debe aceptar mientras no se haya demostrado la obtención de resultados eficaces. La evaluación deberá tratar de determinar si el plan de ordenación es capaz de afrontar situaciones de incertidumbre estadística y de conocimiento incompleto sobre factores como la identidad y abundancia de las poblaciones, la dinámica de éstas y los efectos de la variabilidad y tendencias ambientales. Al mismo tiempo, las evaluaciones deberán considerar el dinamismo del sector pesquero y la capacidad de los administradores de cambiar el volumen de las capturas.

En las pesquerías económicamente valiosas como lo es la pesquería del pepino de mar, y en los casos en que se disponga de abundante personal científico especializado, normalmente serán cuantiosos los beneficios derivados de la utilización de técnicas avanzadas de evaluación, como los modelos de simulación. Estos análisis revelan con frecuencia qué fuentes de incertidumbre son fundamentales para conseguir simultáneamente resultados satisfactorios para los distintos objetivos (FAO 1997).

Los modelos holísticos son mucho más sencillos que los modelos analíticos, debido a que los datos requeridos son menores. No hay, por ejemplo, necesidad de determinar edades, en base a tallas. Esta es una de las principales razones de la relativa popularidad de los modelos de biomasa dinámica para la evaluación de pesquerías. Los modelos de biomasa dinámica se pueden aplicar cuando se cuenta con registros de rendimientos por especie y del esfuerzo aplicado en un cierto número de años, durante los cuales este debe haber variado en forma apreciable (Sparre y Venema 1997).

Sin embargo, debemos tener precaución al evaluar una población natural por que como mencionan Gibbs et al. (1998), usualmente al monitorear una población con técnicas sistemáticas, se asumen que a través de los años se detectará la misma proporción de esa población con algunos cambios de tamaño. Lamentablemente, estos supuestos se violan con frecuencia, especialmente si se cuestionan dos condiciones en particular. En primer lugar, ¿es válido el índice de abundancia utilizado? Es decir, ¿el tipo de monitoreo

refleja fielmente los cambios en las poblaciones locales de estos organismos? En segundo lugar, ¿el diseño de un programa de monitoreo permite detectar las tendencias en el tamaño de una población con una razonable probabilidad estadística? En otras palabras, ¿son las estimaciones del tamaño de población obtenidas, una muestra representativa de los valores de una población silvestre capaces de capturar en el tiempo las tendencias que podrían ocurrir en una población local que se desee monitorear? La incapacidad para abordar estas cuestiones a menudo resultan en costosos programas de monitoreo que carecen de suficiente poder para detectar tendencias demográficas.

Una forma de incrementar la precisión de los estimadores sobre una población muestreada es observando la distribución de cómo se comportan las capturas, para así explotar un modelo cuyas propiedades se desarrollen eficientemente en la estimación de los parámetros poblacionales, y en este caso se ha observado que los datos de organismos marinos con distribución altamente desigual que incluye una considerable cantidad de valores ceros y algunos valores con grandes densidades, se aproxima a la distribución log-normal (Pennington 1996).

Cuando se hacen las evaluaciones de las poblaciones naturales se usan procedimientos estadísticos para organizar y resumir los datos, que son herramientas convenientes y fáciles de implementar, pero generalmente asumen que cualquier dato es independiente de todos los otros datos y que los datos se distribuyen idénticamente. ¿Pero son esos supuestos sostenibles para la mayoría investigaciones ecológicas? Tenemos que asumir que la dependencia espacial de los datos es más práctica y realista, esto implica un reconocimiento de correlación entre los datos. La dependencia espacial es particularmente importante en un análisis de organismos con distribuciones espacialmente diversas y que en algunos casos dependientes de variables ambientales ó físicas, pero muchos estadísticos tradicionales tienden a ignorar esto. Una clase de instrumentos estadísticos concentrados en la modelación espacial de dependencia estadística es conocida como "geoestadística" (Rossi et al. 1992).

La geoestadística es una rama de la estadística aplicada que se centra en la detección, modelaje y estimación de patrones espaciales. Se han aplicado dos técnicas geoestadísticas en ecología, la *variografía*, que es una manera de modelar la dependencia espacial, y el *Kriging*, que permite obtener estimaciones para lugares donde no existen puntos de muestreo (Rossi et al. 1992). Esta herramienta ofrece una manera de describir la continuidad espacial, que es un rasgo distintivo esencial de muchos fenómenos naturales, y proporciona adaptaciones de las técnicas clásicas de regresión para tomar ventajas de esta continuidad (Isaaks y Srivastava, 1989).

El estudio de fenómenos con correlación espacial, con métodos geoestadísticos, surgió en los sesenta. H.S Sichel (1947; 1949) fue uno de los primeros en observar la naturaleza asimétrica de la distribución del contenido de oro en las minas surafricanas por lo que equiparó las observaciones a una distribución log-normal y desarrolló las fórmulas básicas para esta distribución. Esto permitió una primera estimación de las reservas, bajo el supuesto de que las mediciones eran independientes, contradiciendo la existencia de “zonas” más ricas que otras. El geólogo G. Krige en 1966 propuso una variante del método de medias móviles, el cual puede considerarse como el equivalente al Kriging simple, que es uno de los métodos de estimación lineal en el espacio con mayores cualidades teóricas. Derivado de esto, se generaron más técnicas, solucionando algunos vacíos de información en la escuela de minas de París. De la minería las técnicas geoestadísticas, se han "exportado" a muchos otros campos como hidrología, física del suelo, ciencias de la tierra y más recientemente al monitoreo ambiental y al procesamiento de imágenes de satélite. Aunque la aplicación de la herramienta geoestadística es reciente, son innumerables los ejemplos donde se ha utilizado esta técnica en estudios ambientales con el ánimo de predecir fenómenos espaciales (Giraldo 2002).

### 3. Justificación

Las estrategias racionales de manejo en poblaciones silvestres se deben dirigir hacia el aprovechamiento de las poblaciones sin afectar su productividad a largo plazo. Estas estrategias requieren de determinar el tamaño de la población reproductora que genera la mayor productividad de una población. Idealmente la población reproductora debe permanecer por arriba de este valor límite (Hilborn y Walters, 1992).

La legislación actual y estrategia de manejo para *Isostichopus fuscus*, indica que el aprovechamiento permisible por unidad de área ó predio federal es del 10% de la población total estimada. Para esta estimación, el propietario del predio que deseen obtener una autorización de aprovechamiento extractivo, realiza un muestreo sistemático del número de organismos presentes, donde se obtiene una media aritmética de la densidad de la población, la cual se extrapola al área total del Predio Federal concesionado. Sin embargo, la distribución espacial de las poblaciones poco abundantes ó diezgadas como lo es la población de *I. fuscus*, donde los muestreos suelen presentar una gran cantidad de estaciones de muestreo vacías y otras estaciones con densidades altas atípicas, generando que estos métodos tradicionales presenten fuertes sesgos y varianzas altas en la estimación de las poblaciones naturales, pudiendo provocar sobreestimaciones de la población silvestre y por ende en las cuotas de aprovechamiento.

Por lo tanto se requieren del uso de distribuciones de probabilidad estadística especiales, como la distribución delta ( $\Delta$ -distribución en adelante) (Pennington 1996). Y más recientemente han comenzado aplicar las técnicas de la geoestadística, ya que la determinación de la dependencia espacial resulta en estimaciones más realista de la abundancia poblacional (Rossi et al. 1992). Por ello es necesario comparar la eficiencia de estos tres métodos de evaluación de la abundancia para establecer su confiabilidad en el manejo de especies NOM.



#### **4. Objetivo**

Comparar los métodos de la media aritmética, la distribución de probabilidad  $\Delta$  y el método de Kriging ordinario en la estimación de abundancia total de pepino de mar *Isostichopus fuscus* en los predios federales bajo aprovechamiento en la SCPP “Bahía Magdalena”, B.C.S.

#### **Objetivos específicos**

1. Explorar la base de datos de las prospecciones realizadas en el 2007 por la *Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera “Bahía Magdalena”, S.C.L.*, generando un análisis estadístico descriptivo y una exploración física y geográfica.
2. Estimar la densidad y abundancia total del pepino y su variancia mediante el uso de la teoría del muestreo aleatorio simple (media y variancia de una distribución normal), uso de la distribución de probabilidad  $\Delta$  (método de Pennington) y el método geoestadístico de Kriging Ordinario.
3. Comparar los resultados de estos tres métodos, según sus varianzas, y las ventajas y desventajas de cada método para estimar la densidad y abundancia del pepino en los predios explotados.
4. Recomendar el mejor método resultante al área de estudio para la estimación de la densidad poblacional y estimar un valor de aprovechamiento poblacional basado en estos resultados.

## **5. Hipótesis**

No existen diferencias en la estimación de la abundancia total del pepino de mar *Isostichopus fuscus*, entre el método de la media aritmética requerido por la SEMARNAT en Predios Federales concesionados, y los métodos de Pennington y de Kriging Ordinario.

## 6. Materiales y métodos

### 6.1 Descripción del Área de Estudio

El área donde se realizó la evaluación de poblaciones de pepino de mar de *I. fuscus* fue el complejo lagunar de Bahía Magdalena en el Pacífico de B.C.S.. Los datos fueron proporcionados por la *Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera (SCPP) “Bahía Magdalena”*, S.C.L., y corresponden a una prospección realizada en el 2007, donde el objetivo principal era obtener un permiso de aprovechamiento en esa zona para esta especie, “sujeta a protección especial” de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2001, según la SEMARNAT.

Las principales zonas de captura de la Cooperativa “Bahía Magdalena”, se localizan en la costa occidental de las Islas Magdalena y Margarita, las cuales contienen al complejo lagunar de Bahía Magdalena-Almejas. La Cooperativa reporta para esta zona: aguas frías, fuerte oleaje y corrientes. La mayor parte del fondo es rocoso, con macroalgas y pasto marino.

La Isla Magdalena está conformada por dos cuerpos de montaña, uno que va de Punta Entrada a Cabo Corso y el otro en San Lázaro, mientras que presenta dos porciones arenosas, la enmarcada en la Bahía Santa María y la que va de San Lázaro a la Boca de la Soledad. Presenta un clima del tipo seco o semidesértico, con régimen de lluvias en invierno. El promedio de la temperatura superficial del mar presenta un pronunciado contraste entre el mes típicamente más frío (mayo, 17.8° C) y el más cálido del año (agosto, 29° C) siendo en general, comparativamente más cálido el interior del complejo lagunar que la porción costera adyacente (Lluch-Belda et al. 2000).

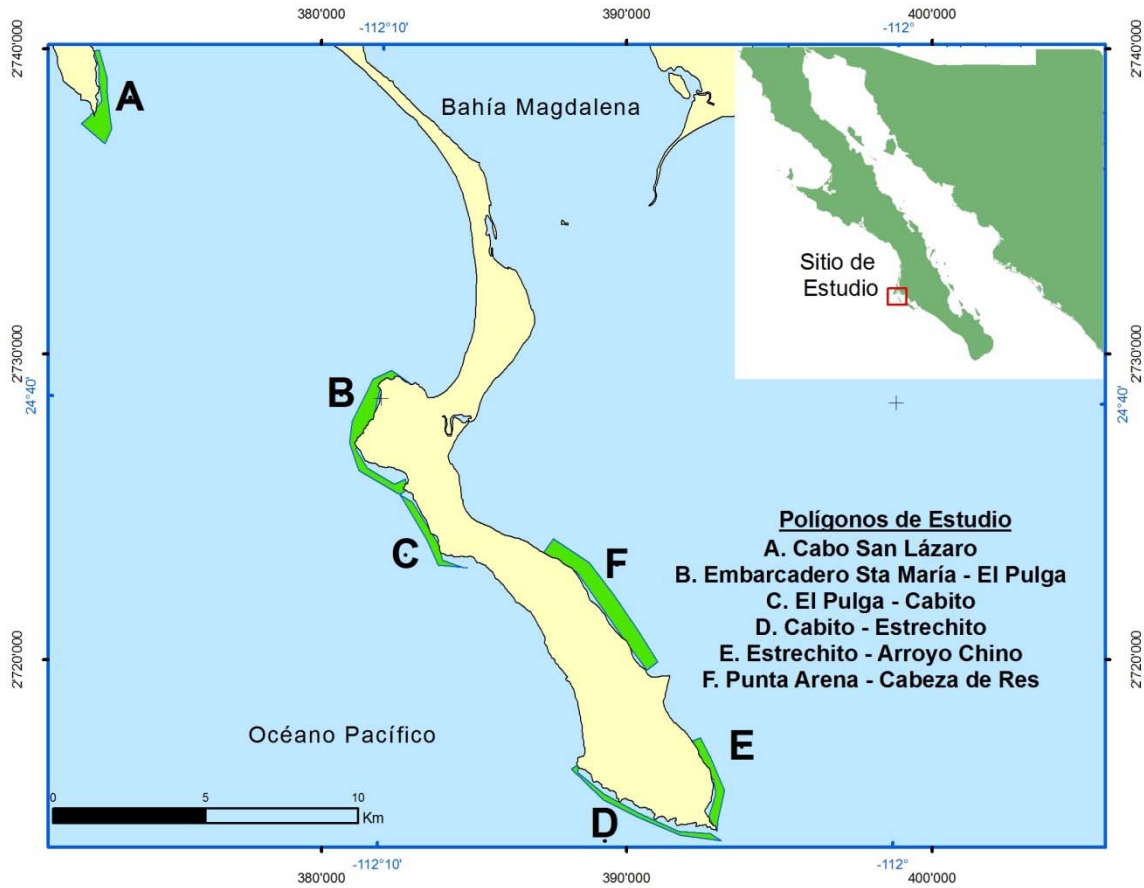
Las características ambientales están regidas por dos grandes sistemas oceánicos: La corriente de California de origen templado frío y por la corriente cálida Norecuatorial de origen tropical. Ambos sistemas conforman una zona de transición templado-tropical, que dependiendo de la época del año, tienen un movimiento de sur a norte afectado tanto

la zona costera como la oceánica de la costa occidental de la península, el área presenta una variabilidad interanual por los fenómenos de calentamiento/enfriamiento en latitudes medias conocido como el ENSO (Niño/Niña) (Vélez-Barajas 2007). Dadas estas características, el área de Bahía Magdalena representa el límite norteño de especies marinas tropicales-subtropicales como es el caso del pepino de mar *I. fuscus*.

En esta prospección la SCPP “Bahía Magdalena” solicitó en concesión seis zonas (predios federales) del Complejo Lagunar Bahía Magdalena para la extracción del pepino de mar *I. fuscus* (ver Figura 1, Tabla I). En la evaluación de la densidad poblacional, se aplicó el muestreo aleatorio, así como la metodología definida en la “Reunión Regional para la conservación y aprovechamiento sustentable de pepino de mar *Isostichopus fuscus* en la península de Baja California en el 2005”, en la cual se acordó lo siguiente:

Para cada estación de muestreo se fijaron 3 niveles de profundidad: 0 a 6 metros, de 6 a 12 m y de 12 a 18 m de profundidad, efectuándose en cada una de ellas por medio de buceo semiautónomo tipo Hooka, un transecto de banda con una extensión de 50 m de longitud por 2 m de ancho, cubriendo un área de 100 m<sup>2</sup>, donde se registraron únicamente los individuos dentro de área. Todos los individuos fueron pesados (peso fresco) y medidos.

En cada transecto se registró la profundidad, se recolectaron todos los organismos presentes y se documentaron los datos sobre características del sustrato, tipo de flora y fauna asociada a las poblaciones de pepino de mar. La base de datos de muestreos fueron georeferenciados con un sistema de coordenadas geográficas en grados, minutos y segundos con el datum WGS 1984.



**Figura 1.** Área de estudio con los seis polígonos (predios federales) propuestos por la SCPP “Bahía Magdalena”.

De los seis predios evaluados en esta prospección (Figura 1), la cooperativa “Bahía Magdalena” consideró que cuatro de ellos eran aptos para el aprovechamiento comercial (A, B, D y E) y dos presentaban muy bajas densidades poblacionales del pepino (C y F) (Tabla I), por lo tanto, propusieron estas dos últimas zonas como áreas potenciales para trabajos de conservación y de repoblamiento y no de extracción comercial. En los muestreos realizados en la zona F no se encontraron organismos, por lo tanto no fue considerado para ningún análisis en este trabajo; en la zona C, a pesar de su baja densidad poblacional, se consideró para algunos análisis posteriores.

**Tabla I.** Atributos de los polígonos propuestos por la *SCPP “Bahía Magdalena”* para permisos de aprovechamiento.

Nombre del Polígono	Coordenadas (UTM Zona 12) (X,Y)	Área Estimada (m <sup>2</sup> )	Número de estaciones	Total de organismos encontrados
Polígono A: Cabo San Lázaro	(372395, 2737762) (372718, 2737530)	965,273	14	48
	(372804, 2738280) (372719, 2738880)			
	(372696, 2739431) (372550, 2739919)			
	(372709, 2739955) (372981, 2739018)			
	(372991, 2738498) (373068, 2737742)			
	(373133, 2737367) (372906, 2736900)			
Polígono B: Embarcadero Sta. María a El Pulga	(372131, 2737544) (372395, 2737762)	1,935,460	28	84
	(382910, 2728857) (382615, 2729044)			
	(382183, 2729010) (381906, 2728820)			
	(381662, 2727754) (381108, 2726889)			
	(381497, 2726252) (382745, 2725903)			
	(382835, 2725580) (382568, 2725406)			
	(382383, 2725745) (381221, 2726195)			
	(380906, 2727092) (381009, 2727806)			
(381682, 2729178) (382299, 2729466)				
Polígono C: El Pulga al Cabito	(382963, 2729007) (382910, 2728857)	553,231	10	9
	(382560, 2725405) (382970, 2725156)			
	(383587, 2723915) (383823, 2723773)			
	(383963, 2723252) (384780, 2722998)			
	(384651, 2722999) (383816, 2723093)			
Polígono D: Estrechito al Cabito	(383449, 2723890) (383034, 2724640)	732,248	14	10
	(393080, 2714064) (392734, 2714305)			
	(391688, 2714378) (390365, 2714981)			
	(389247, 2715598) (388381, 2716315)			
	(388447, 2716591) (388182, 2716408)			
	(389211, 2715414) (390409, 2714822)			
Polígono E: Arroyo Chino a Estrechito	(391736, 2714247) (393080, 2714064)	804,229	17	41
	(392111, 2717327) (392833, 2716036)			
	(392913, 2715604) (392676, 2714839)			
	(392947, 2714371) (392980, 2714760)			
	(393188, 2715710) (392720, 2716810)			
Punta Arena-Cabeza de Res	(392412, 2717431) (392111, 2717327)	2,789,293	4	0
	(391002, 2719927) (390409, 2720887)			
	(389608, 2722057) (388777, 2723168)			
	(387583, 2723953)			

La cooperativa de “Bahía Magdalena” describe cada polígono de la siguiente manera:

Polígono A (Cabo San Lázaro): Este polígono marca el límite de la zona concesionada de los permisos de abulón y langosta, al norte con la *Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera “San Carlos” S.C.L.* Es una de las zonas rocosas de la Isla Magdalena donde los fondos son una prolongación de la línea de roca del macizo, conformando lo que se ha denominado Cabo San Lázaro. Aquí, la distribución del pepino continúa hacia la zona de entrada del Estero San Lázaro.

Polígono B (Embarcadero Santa María-El Pulga): Este polígono, se localiza en otra zona rocosa de la Isla Magdalena, al Sur-Este de Cabo San Lázaro.

Polígono C (El Pulga-El Cabito): La presencia de pepino de mar en este polígono fue solamente de las zonas conocidas como El Pulga a la Teodora, quedando el resto de la zona como susceptible a la conservación y para trabajos de repoblamiento. Es una zona con extensas playas arenosas y limitados acantilados rocosos.

Polígono D (El Cabito-Estrechito): La zona se encuentra en la parte sur de la Isla Magdalena, esta área está expuesta a oleaje y corrientes fuertes.

Polígono E (Estrechito-Arroyo Chino): Se localiza por la parte interna de la Isla Magdalena, dándole esta característica de protección al oleaje y a las corrientes.

Polígono F (Punta Arena-Cabeza de Res): En este polígono se detectaron organismos entre grietas, cuevas y oquedades, por lo que no fue posible extraerlos para su medición y pesado en lancha, así que no pudieron ser contabilizados. Por lo que la cooperativa decidió considera la zona para realizar trabajos de conservación y repoblamiento a futuro.

Datos proporcionados por la Cooperativa “Bahía Magdalena”:

La SCPP “Bahía Magdalena” apegada a la metodología definida en la “Reunión Regional para la conservación y aprovechamiento sustentable de pepino de mar *Isostichopus fuscus* en la península de Baja California”, reportan sus muestreos las tallas de cada organismo, reportando en sus muestreos el peso de los individuos y una densidad promedio calculada con la media aritmética, los cuales se proporcionan en la Tabla II. En esta tabla muestra que las cuatro estaciones muestreadas en el polígono F, se reportaron como vacías al no encontrarse ningún organismo. En proporción de estaciones muestreadas, el polígono C es el que presenta mayor cantidad de estaciones sin presencia de organismos. El polígono A fue el que presentó mayor densidad poblacional y el polígono D fue el de menor densidad. En el polígono B y D se encontraron organismos por debajo de la talla mínima recomendada (200 mm) en la “Reunión Regional para la conservación y aprovechamiento sustentable de pepino de mar *Isostichopus fuscus* en la península de Baja California”. En este trabajo no se analizarán las tallas ni los pesos, sin embargo se presentan como complemento del reporte de datos sometidos por la SCPP “Bahía Magdalena”.

**Tabla II.** Datos reportados por la SCPP “Bahía Magdalena”.

Polígono	Número Total de estaciones	Número de estaciones vacías	Densidad promedio (ind/m <sup>2</sup> )	Rango de Tallas (mm)	Rango de Pesos fresco (g)
A	14	5	0.034	230 - 340	415 - 732
B	28	11	0.030	180 - 390	291 - 892
C	16	10	0.009	210 - 380	364 - 859
D	18	11	0.007	130 - 300	182 - 610
E	17	5	0.023	250 - 470	1,170 - 250
F	4	4	-	-	-



## 6.2 Análisis geográfico de la base de datos.

Para este análisis se trabajó con el Sistema de Información Geográfica (SIG) en ArcMap (versión 9.3) para generar imágenes interpretables y tomar decisiones de cómo manejar los datos en análisis posteriores. Primero se homogenizó la información cartográfica de la base de datos, proyectando todos los datos del sistema de coordenadas geográficas a un sistema de coordenadas Universal Transversal de Mercator (por sus siglas en inglés UTM) en la zona 12 Norte como le corresponde a B.C.S. y con el datum WGS 1984, este sistema UTM se expresa en metros al nivel del mar y ayudo a una mejor interpretación de los resultados.

Se realizó una exploración inicial de los datos en la base de datos, y se encontró que no era posible distinguir los 3 niveles de muestreo por profundidad requerido por la DGVS (de 0-6 m, de 6-12 m y 12 a 18 m), pues el margen o acantilado rocoso (hábitat de *I. fuscus*) no son profundos, por lo que en muchos cuadrantes de muestreos solo se logró obtener el nivel más somero de muestreo.

Para trabajar con los datos georeferenciados de abundancia del pepino de mar en estudio, se evaluaron las características espaciales de los puntos de muestreo y de los polígonos de la siguiente manera:

1. Se generaron las capas de puntos para los sitios de muestreo, además de las capas de los polígonos propuestos por la SCPP “Bahía Magdalena” y para evaluar la ubicación geográfica se generó la capa de la línea de costa de la zona de estudio.
2. Una vez creados los polígonos propuestos por la Cooperativa, estos polígonos presentaron algunas características no deseadas, debido a que tenían algunas porciones del mismo, abarcando áreas terrestres, además no se ajustaban a la línea de costa, por lo tanto se modificaron los límites de los polígonos, para así lograr una mejor estimación del área para los análisis geoestadísticos posteriores, no se modificaron los límites colindantes con mar abierto.

Para la reconstrucción de la línea de costa de los polígonos se usaron varias fuentes que debido a la resoluciones de escala fallaron para una representación geográfica real de los datos tales como: la base internacional de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) escala de 1:250,000, también se digitalizaron las cartas náuticas del departamento de Defensa Estadounidense (DEMAHTC “Defense Mapping Agency Hydrographic/Topographic Center”) Carta 21121, escala 1: 72,270 y la carta de la INEGI (Carta G12c66) resolución 1:50,000. Por lo que se determinó usar imágenes satelitales del programa de libre acceso Google Earth, para una mejor representación de los datos; estas imágenes fueron georeferenciadas y posteriormente la línea de costa fue digitalizada.

### **6.3 Análisis exploratorio de la base de datos**

Se buscaron correlaciones entre la densidad de organismos por metro cuadrado y otras variables como la profundidad y el sustrato presentes en las unidades de muestreo de todos los polígonos en conjunto, excepto el polígono F, pues no se recolectaron organismos. Los sustratos fueron clasificados numéricamente en tres tipos: 1. piedra alta, 2. Piedra salteada y 3. Piedra corrida. No se tomaron en cuenta las variables de fauna y flora asociada por no existir pruebas suficientes de que estas variables biológicas afecten a la distribución y densidad de estos organismos. Las correlaciones se obtuvieron en Excel y se evaluó la significancia del coeficiente de correlación mediante una prueba *t*-Student con un  $\alpha$  del 5% (Zar 1996). También se realizaron Análisis de Varianzas de una vía (con un nivel de significancia del 5%) a los datos de densidad de organismos con respecto a las diferentes profundidades y los diferentes tipos de sustratos para saber si existía alguna diferencia significativa del comportamiento del valor de densidad con respecto a estas variables.

## 6.4 Estimación de densidad poblacional media

Se estimó la densidad poblacional promedio del *I. fuscus* (organismo por metro cuadrado) usando la media aritmética en cada polígonos (excepto del polígono F), posteriormente y con el objetivo de incrementar la precisión de los estimadores que se han muestreado, se estimó la densidad media mediante el uso de la distribución de probabilidad  $\Delta$  (Pennington 1996) y el método geoestadístico de Kriging (Isaaks and Srivastava 1989).

### 6.4.1 Distribución Normal (Media Aritmética):

Se analizó a la densidad de pepinos de mar (individuos/m<sup>2</sup>) reportados en cada polígono, en el programa Excel y STATISTICA para conocer si la variable se aproximaba a la distribución normal. Se procedió de la siguiente manera:

1. Se realizó un examen gráfico de la naturaleza de la variable (histograma de frecuencias).
2. Se evaluaron los supuestos básicos de normalidad mediante la estimación de coeficientes de simetría y curtosis y se aplicó la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov.

Posteriormente se calculó la media aritmética de la densidad, está es la medida de tendencia central que usan los propietarios de predios federales para reportar en sus informes técnicos ante la SEMARNAT, de la cual asignan la cuota de aprovechamiento, por lo tanto este valor se tomo como referencia de comparación. Para obtener esta media de una muestra dicha operación se puede representar así:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad \text{Eq (1)}$$

Donde  $x_i$  es la muestra y  $n$  el número de datos. También se obtuvo la varianza muestral  $S^2$  a partir de la Eq (2), de donde se estimó la desviación estándar de la manera usual:

$$S^2 = \frac{\sum(x_i - \bar{x})^2}{n-1} \quad \text{Eq (2)}$$

### 6.4.2 $\Delta$ - distribución:

Cuando los datos observados se distribuyen de forma log-normal, y además presentan una alta proporción de valores cero, la mejor manera de estimar la media es mediante el uso de la  $\Delta$ -distribución, si los ceros no estuvieran presentes se usa una distribución log-normal (Pennington 1996). Para determinar si los datos observados en cada polígono se distribuye log-normalmente, se realizó una prueba que consistió en:

1. Se transformaron los datos usando el logaritmo natural más una constante, en este caso la variable de estudio  $x_i$  (individuos/m<sup>2</sup>) de la siguiente manera:  $z = \text{LN}(x_i + 0.001)$ .
2. Posteriormente se realizó un histograma de frecuencias, categorizando en rangos los valores log-normalizados.
3. Se generó una curva de distribución log-normal esperada.
4. Se realizó una prueba de bondad de ajuste de chi-cuadrada, para conocer que tan lejos la distribución observada se aleja de la esperada:

$$X^2 = \sum_{i=1}^k \frac{(f_i - \hat{f}_i)^2}{\hat{f}_i}$$

Eq (3)

Donde  $X^2$  es el valor de la prueba,  $f_i$  es la frecuencia observada y  $\hat{f}_i$  es la frecuencia esperada, el cual fue comparado con el valor crítico a una significancia del 5% y con los grados de libertad  $k - 1$ , donde  $k$  es el número de categorías donde se distribuyeron los datos por frecuencias (Sokal y Rohlf 1981).

Para la distribución  $\Delta$ , la media y la varianza serán denotados como  $c$  y  $d$ , los cuales son dados por Aitchison y Brown (1957):

$$c = \begin{cases} \frac{m}{n} \exp(\bar{y}) g_m(s^2/2), & m > 1 \\ \frac{x_1}{n}, & m = 1 \\ 0, & m = 0 \end{cases}$$

Eq (4)

$$d = \begin{cases} \frac{m}{n} \exp(2\bar{y}) \left\{ g_m(2s^2) - \left( \frac{m-1}{n-1} \right) g_m \left( \frac{m-2}{m-1} s^2 \right) \right\}, & m > 1 \\ \frac{x_1^2}{n}, & m = 1 \\ 0, & m = 0 \end{cases} \quad \text{Eq (5)}$$

Donde  $n$  es el número de observaciones,  $m$  es el número de valores ceros,  $y = \ln(\bar{x})$ ,  $\bar{y}$  y  $s^2$  son la media y la varianza de los valores no ceros transformados al logaritmo natural,  $x_1$  denota el simple valor sin transformar cuando  $m = 1$  y  $g_m(t)$  cuando es una función de  $m$  y  $t$  (ejemplo cuando  $t = s^2/2$ , en la ecuación 5), es definida por:

$$g_m(t) = 1 + \frac{m-1}{m}t + \sum_{j=2}^{\infty} \frac{(m-1)^{2j-1}}{m^j(m+1)(m+3)\dots(m+2j-3)} \times \frac{t^j}{j!} \quad \text{Eq (6)}$$

#### 6.4.3 Método Geoestadístico:

El método geoestadístico de interpolación Kriging usado en esta investigación tiene la gran ventaja que no requiere supuesto de normalidad en los datos, sin embargo, se logra una mejor representación estos si están distribuidos normalmente, por lo que se le aplicó la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov a las distribuciones de frecuencia de densidades de cada polígono y para la base de datos que lo necesitará se le realizaron diferentes transformaciones de la densidad (individuos/m<sup>2</sup>) a cada polígono y para saber si aproximaron a la normalidad, se volvieron analizar los coeficientes de simetría y curtosis y se realizaron nuevas pruebas de normalidad Kolmogorov-Smirnov, esto se realizó con el programa STATISTICA.

Cuando el objetivo de este método es hacer la predicción de la densidad poblacional, la geoestadística opera básicamente en dos etapas. La primera es el análisis de estructura espacial, en la cual se describe la correlación entre puntos en el espacio. En la segunda fase se hace la predicción en sitios de la región no muestreados por medio de la técnica Kriging (Petitgas, 1996). Los fundamentos básicos de estas etapas son:

### A- Análisis de estructura espacial

Variable Regionalizada: Primero se analiza la variable de estudio en el espacio, si ésta presenta una estructura de correlación, se dice que es una variable regionalizada. La variable regionalizada  $Z(x)$  en un punto  $x$  de una región de estudio es estacionaria si su función de distribución conjunta es invariante respecto a cualquier translación del vector  $h$  (distancia). En otras palabras, si la variable no presenta una dependencia en la dirección espacial que se calculen sus varianzas, se dice que es estacionaria. Si existe la estacionariedad y la correlación entre los datos no depende de la dirección en la que esta se calcule se dice que el fenómeno es *isotrópico*, en caso contrario se hablará de *anisotropía*. La isotropía se estudiada a través del cálculo de funciones de semivarianza muestrales en varias direcciones, en este trabajo vamos a trabajar con las direcciones de ángulos a  $0^\circ$ ,  $45^\circ$ ,  $90^\circ$  y  $135^\circ$ .

Función de Correlación Espacial (Semivariograma): Cuando se define la estacionariedad y se asume que la varianza de los incrementos de la variable regionalizada era finita. A esta función denotada por  $2\gamma(h)$  se le denomina variograma. La mitad del variograma  $g(h)$ , se conoce como la función de semivarianza y caracteriza las propiedades de dependencia espacial del proceso y se calcula mediante:

$$\gamma(h) = \frac{\sum(Z(x+h)-Z(x))^2}{2n} \quad \text{Eq (7)}$$

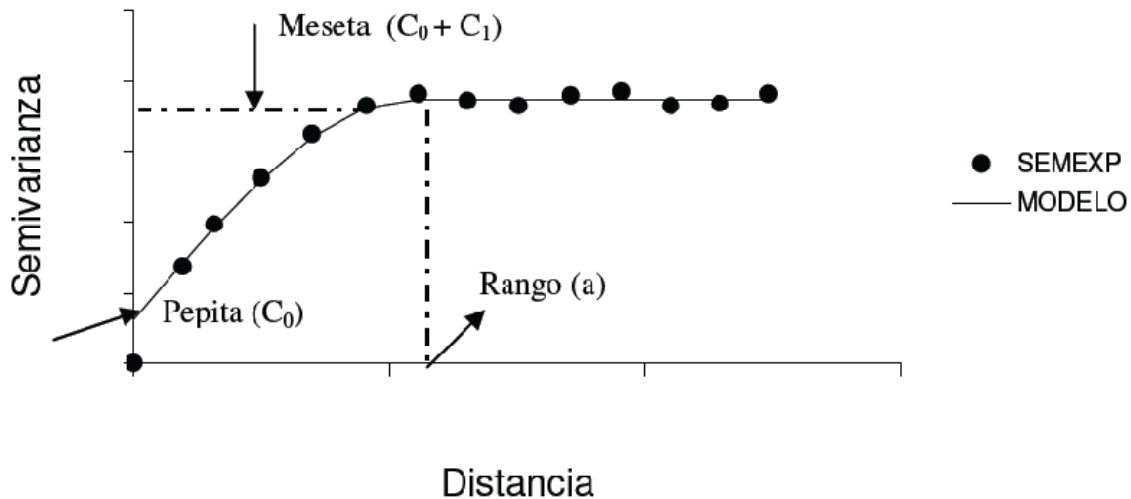
donde  $Z(x)$  es el valor de la variable en un sitio  $x$ ,  $Z(x+h)$  es otro valor muestral separado del anterior por una distancia  $h$ , y  $n$  es el número de parejas que se encuentran separadas por dicha distancia. La función de semivarianza se calcula para varias distancias  $h$ . En la práctica, debido a irregularidad en el muestreo y por ende en las distancias entre los sitios, se toman intervalos de distancia  $\{[0, h], (h, 2h], (2h, 3h], \dots\}$  y el semivariograma experimental corresponde a una distancia promedio entre parejas de sitios dentro de cada intervalo y no a una distancia  $h$  específica. Obviamente el número de parejas de puntos  $n$  dentro de los intervalos no es constante.

Cuando se genera el semivariograma experimental, la función de semivarianza se calcula para todas las distancias y agrupa las parejas de datos que se encuentran separadas por dicha distancia. En la práctica debido a la irregularidad en el muestreo y por ende en las distancias entre los sitios, se toman intervalos de distancias y el semivariograma corresponde a una distancia promedio entre parejas de sitios dentro de cada intervalo y no a una distancia específica, por lo que el número de parejas de puntos dentro de los intervalos no es constante (Giraldo 2002). Las distancias máximas y mínimas en que está representando un semivariograma pueden ser modificadas por el investigador si este lo puede justificar.

#### B- Predicción espacial de la variable de estudio

La solución del problema de predicción espacial Kriging requiere del conocimiento de la estructura de autocorrelación para cualquier posible distancia entre sitios dentro del área de estudio, para esto se crea el semivariograma experimental. Una vez que se obtenga este semivariograma experimental, se desea un modelo ajustado a los datos, que describa acertadamente el fenómeno (ver Figura 2). Todos los modelos teóricos de semivarianza que pueden ajustarse a un semivariograma experimental tienen tres parámetros en común:

1. La meseta ( $C_0 + C_1$ ) es el valor máximo que alcanza el semivariograma, cuando la variable es estacionaria.
2. El rango ( $a$ ) es la distancia  $h$  a la que se alcanza la meseta e indica la zona de influencia de un punto sobre los otros, es decir, para una distancia superior al rango, la autocorrelación es nula por lo tanto los valores son estadísticamente independientes.
3. La pepita ( $C_0$ ) traduce la ausencia de correlación espacial entre dos variables  $Z(x)$  y  $Z(x+h)$  muy próximas. En ella también vienen reflejadas la influencia residual de todas las variabilidades de alcance inferior a la distancia de observación disponible y los errores de medida.



**Figura 2.** Comportamiento típico de un semivariograma acotado con una representación de los parámetros básicos. SEMEXP corresponde al semivariograma experimental y MODELO al ajuste de un modelo teórico.

Es necesario el ajuste de modelos que generalicen lo observado en el semivariograma experimental. Existen diversos modelos teóricos de semivarianza que pueden ajustarse al semivariograma experimental. En general, dichos modelos pueden dividirse en no acotados (lineal, logarítmico, potencial) y acotados (esférico, exponencial, Gaussiano). Los del segundo grupo garantizan que la covarianza de los incrementos es finita, por lo cual son ampliamente en estudios ecológicos. Todos estos modelos tienen tres parámetros comunes descritos anteriormente como: pepita, meseta y rango. Los modelos usados para ajustar los semivariogramas experimentales en este trabajo fueron:

- a- Modelo Gaussiano: Definido por un rango efectivo  $a$ , una varianza a priori (meseta)  $C_1$  y un efecto pepita  $C_0$ ,

$$\gamma(|h|) = c_0 + c_1 \cdot \left[ 1 - \exp\left(-\frac{3|h|}{a^2}\right) \right] \quad \text{Eq (8)}$$

- b- Modelo Exponencial: Definido por un rango efectivo  $a$  (rango integral  $a/3$ ), una varianza a priori (meseta)  $C_1$  y un efecto pepita  $C_0$ ,

$$\gamma(|h|) = c_0 + c_1 \cdot \left[ 1 - \exp\left(-\frac{3|h|}{a}\right) \right] \quad \text{Eq (9)}$$



- c- Modelo Esférico: Definido por un rango actual  $a$ , una varianza a priori (meseta)  $C_1$  y un efecto pepita  $C_0$ ,

$$\gamma(|h|) = \begin{cases} c_0 + c_1 \cdot \left[ 1.5 \frac{|h|}{a} - 0.5 \left( \frac{|h|}{a} \right)^3 \right] & \text{si } |h| \leq a \\ c_0 + c_1 & \text{si } |h| \geq a \end{cases} \quad \text{Eq (10)}$$

### Validación de los modelos teóricos

Existen diferentes métodos para evaluar la bondad de ajuste del modelo de semivariograma elegido con respecto a los datos muestrales y por ende de las futuras predicciones del Kriging. El más empleado es el de validación cruzada, que consiste en excluir la observación de uno de los  $n$  puntos muestrales y con los  $n-1$  valores restantes en el modelo de semivariograma escogido y predecir vía Kriging el valor de la variable en estudio en la ubicación del punto que se excluyó. Se piensa que si el modelo de semivarianza elegido describe bien la estructura de autocorrelación espacial, entonces la diferencia entre el valor observado y el valor predicho debe ser pequeña. Este procedimiento se realiza en forma secuencial con cada uno de los puntos muestrales y así se obtiene un conjunto de  $n$  “errores de predicción”. Lo usual es calcular medidas que involucren a estos errores de predicción para diferentes modelos de semivarianza y seleccionar aquel que optimice algún criterio como el error mínimo cuadrático.

### Método de interpolación Kriging Ordinario

Una vez creado el semivariograma experimental y escogido el modelo que lo represente se puede realizar la interpolación de la variable o método Kriging, para predecir los valores de la variable de interés en lugares no muestreado. Este método encierra un conjunto de métodos de predicción espacial que se fundamentan en la minimización del error cuadrático medio del predicción, tiene las características de ser un predictor lineal, insesgado de varianza mínima. Existen diferentes tipos de Kriging lineales y no lineales, de los lineales existen el Simple, Ordinario y el Universal. El Kriging Simple asume una media constante y conocida, este es difícilmente aplicable por requerir demasiado

conocimiento de la variable. El Ordinario asume que el proceso es estacionario y tiene una media constante pero desconocida. El Universal asume una tendencia de variación espacial en los datos. Para este trabajo se utilizara el Kriging Ordinario el cual propone que el valor de la variable en un punto cualquiera dentro del polígono se puede predecir como una combinación lineal de las  $n$  variables aleatorias de la siguiente manera:

$$Z^*(x_0) = \lambda_1 Z(x_1) + \lambda_2 Z(x_2) + \lambda_3 Z(x_3) + \dots + \lambda_n Z(x_n) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) \quad \text{Eq (11)}$$

En donde los  $\lambda_i$  representan los pesos o ponderaciones de los valores originales. Dichos pesos se calculan en función de la distancia entre los puntos muestreados y el punto donde se va a hacer la correspondiente predicción. La suma de los pesos debe ser igual a uno para que el valor esperado del predictor sea igual al valor esperado de la variable. Esto último se conoce como el requisito de insesgamiento.

Para el análisis geoestadístico propio se usó el ambiente de programación R (Ihaka y Gentleman 1996), el cual es un ambiente de programación poderoso y flexible para el análisis de datos y la elaboración de gráficas con calidad de publicación (Villalobos 2010). R cuenta con paquetes de análisis que potencian su aplicación, en nuestro caso de análisis geoestadísticos se usaron: *geoR*, *MapTools* además del *shapefiles*, el cual permite el acceso a los archivos *ESRI* y permite el intercambio de objetos espaciales entre paquetes que trabajan con herramientas de SIG. En resumen el proceso del análisis geoestadístico para cada polígono en R fue el siguiente:

1. Los datos espaciales se graficaron para la verificación de su ubicación geográfica (densidad de pepino de mar en el polígono de extracción reconstruido por ArcMap.).
2. Se determinó la dependencia espacial entre los datos de la variable de interés realizando análisis de semivarianza y se definieron distancias mínimas y máximas donde podía buscar correlaciones espaciales.
3. Para conocer si la variable presentaba una tendencia de distribución espacial se generaron los semivariogramas experimentales correspondientes a los ángulos de dirección de  $0^\circ$ ,  $45^\circ$ ,  $90^\circ$  y  $135^\circ$ , además se generó un semivariograma omnidireccional; una vez obtenidos los gráficos se escogió el semivariograma experimental que mejor representaron los datos.

4. Se ajustaron los modelos Gaussiano, Exponencial y Esférico al semivariograma experimental escogido mediante un ajuste no lineal de mínimos cuadrados y se les realizó la validación cruzada para conocer la suma de errores cuadráticos, además se compararon según sus parámetros y varianzas; para determinar cual representaba la mejor correlación de los datos con las distancias para cada polígono.
5. Una vez escogido el modelo que mejor se ajustó al semivariograma experimental, se procedió a la interpolación con el método de Kriging Ordinario, para el cual se delimitó una malla de interpolación homogénea dentro de los límites geográficos de cada polígono.
6. Se crearon mapas de distribución espacial con los resultados de abundancia de interpolación para cada polígono y se obtuvieron poblaciones totales con sus respectivas varianzas para cada polígono. Así como los mapas de distribución espacial de los errores de la interpolación usando las desviaciones estándares de la interpolación.
7. Se estimó la varianza global del polígono, sumando las varianzas de Kriging según el peso de cada estrato normalizado por el área.

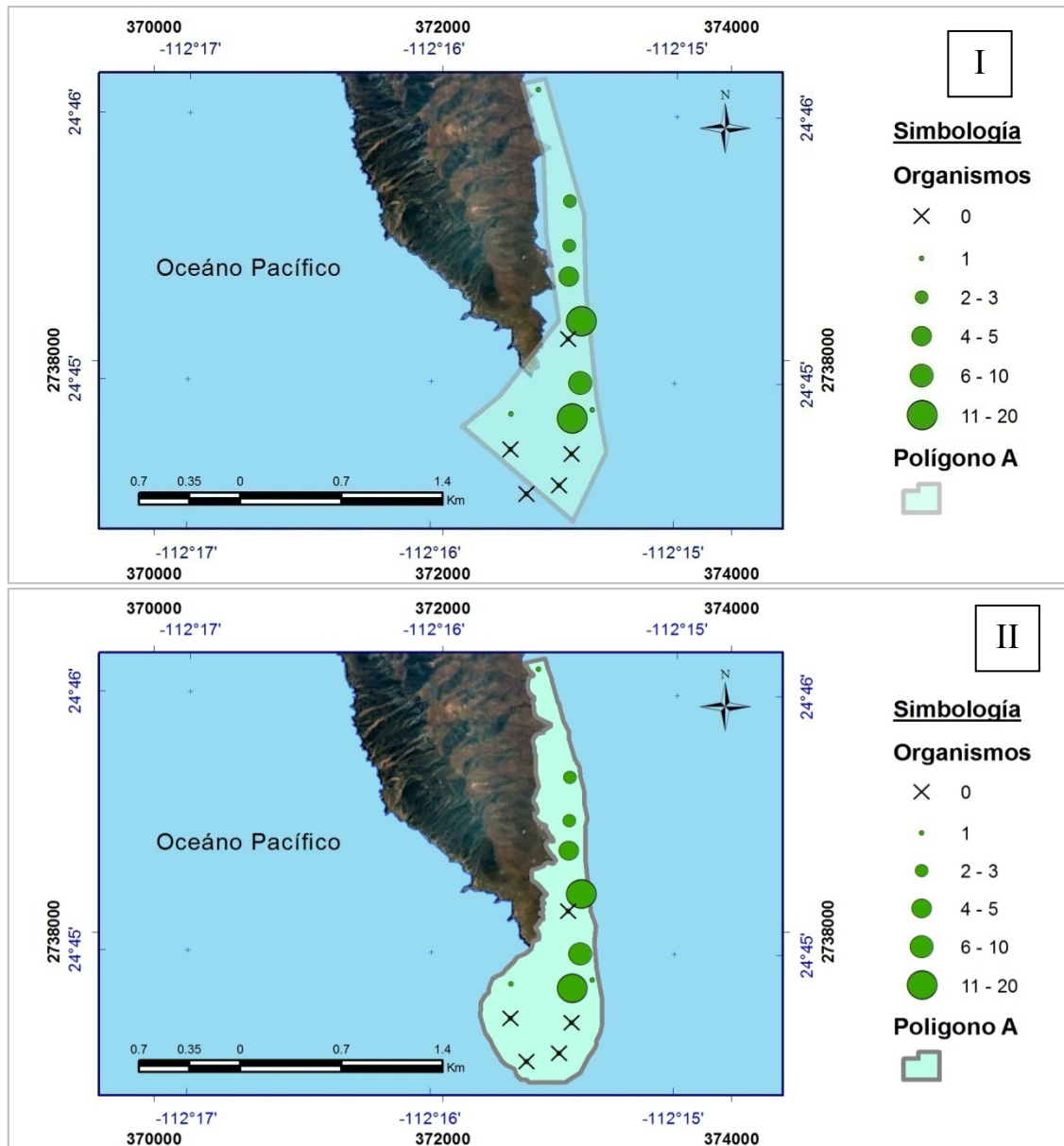
### **6.5 Estimación de la Abundancia total**

Con la obtención de la media poblacional con la técnica de la distribución normal, la  $\Delta$  - distribución y el método de Kriging, esta media pudo ser extrapolada al área del Predio Federal reconstruido para estimar la abundancia total, medida con la cual se generan las cuotas de capturas por números de individuos una vez que se otorga el permiso de aprovechamiento en la SEMARNAT. Esta extrapolación no se genera en el método geoestadístico, ya que se puede obtener la estimación de la abundancia en cada celda de interpolación, determinando la abundancia total con la suma de las celdas interpoladas. Como el área de las celdas interpoladas es ligeramente diferente al área del Predio Federal reconstruido se aplicó un factor de corrección entre la proporción del área del Predio Federal reconstruido y el área generado en las celdas de interpolación, esto debido al efecto de los pixeles que no se ajustaron a los bordes del polígono que se generan en los mapas. Con este factor de corrección las abundancias totales son comparables.

## 7 Resultados

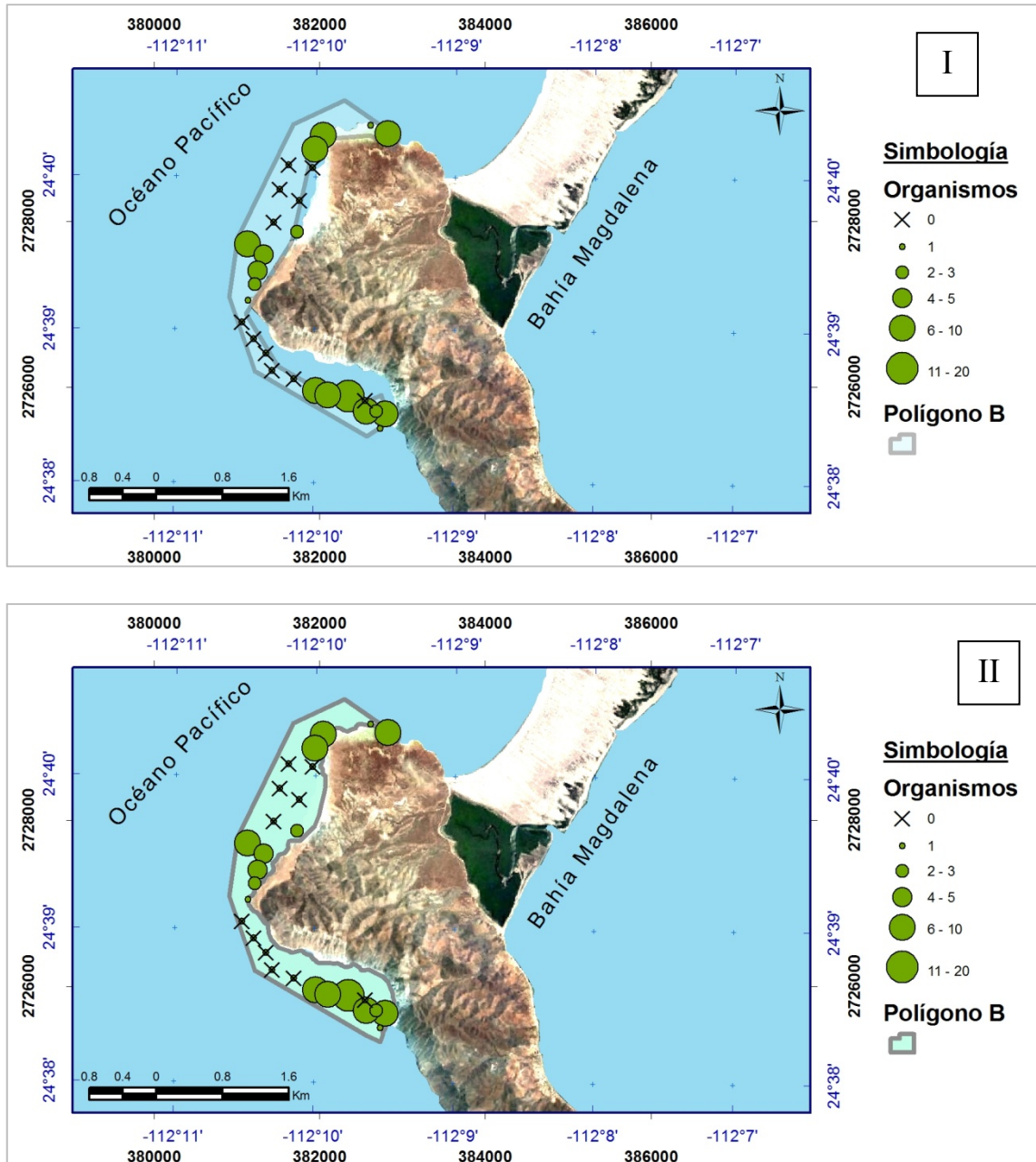
### 7.1 Análisis geográfico de la base de datos

Los polígonos propuestos por la Cooperativa resultaron con problemas de inclusión de áreas terrestres y falta de ajuste a la línea de costa; por lo que fueron reconstruidos para corregir estos dos problemas como se aprecia en las Figuras 3 a 8.

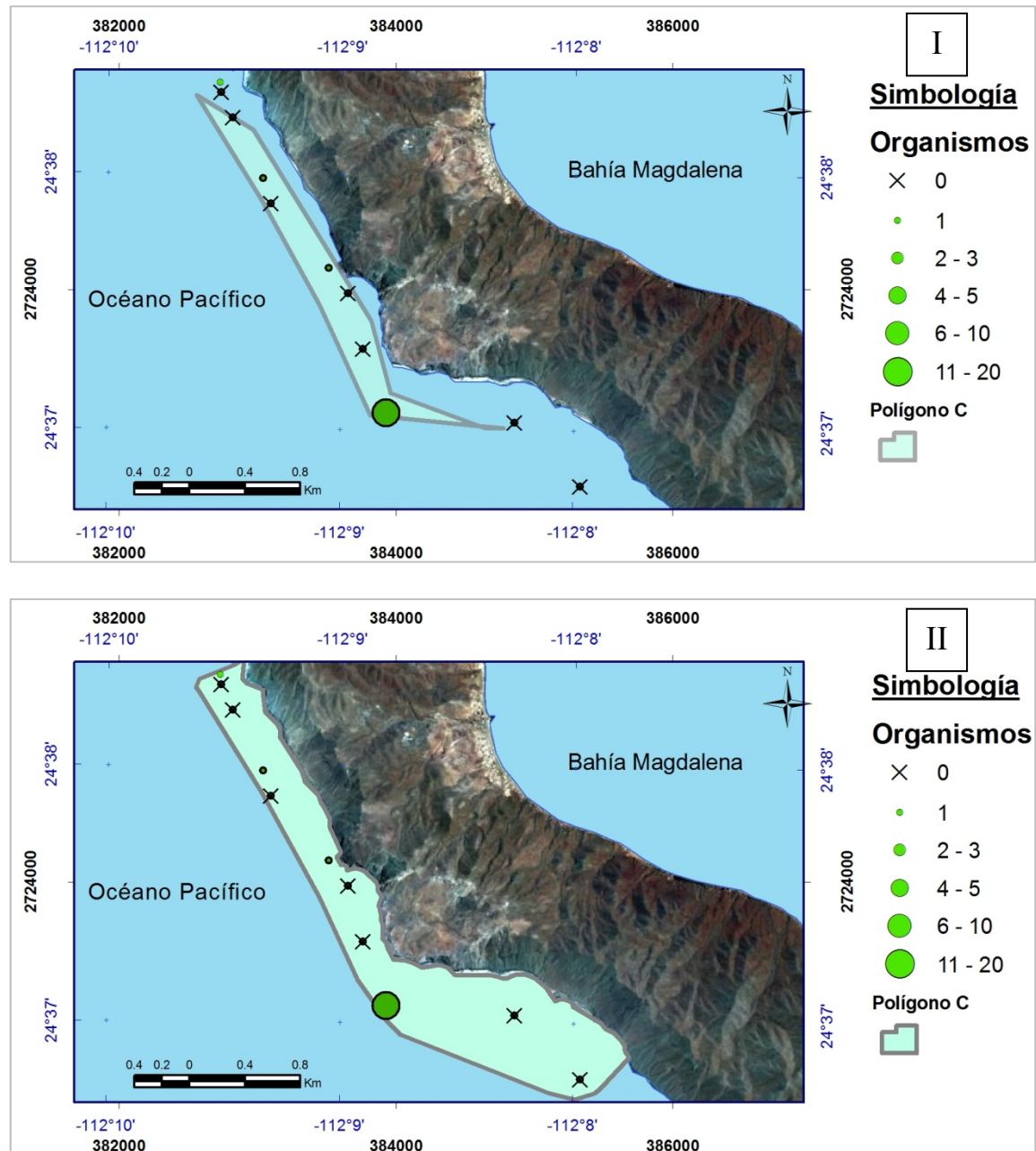


**Figura 3.** I. Polígono A propuesto por la SCPP “Bahía Magdalena” de la zona de Cabo San Lázaro. II. Polígono A reconstruido ajustado a la línea de costa (individuos/100 m<sup>2</sup>).

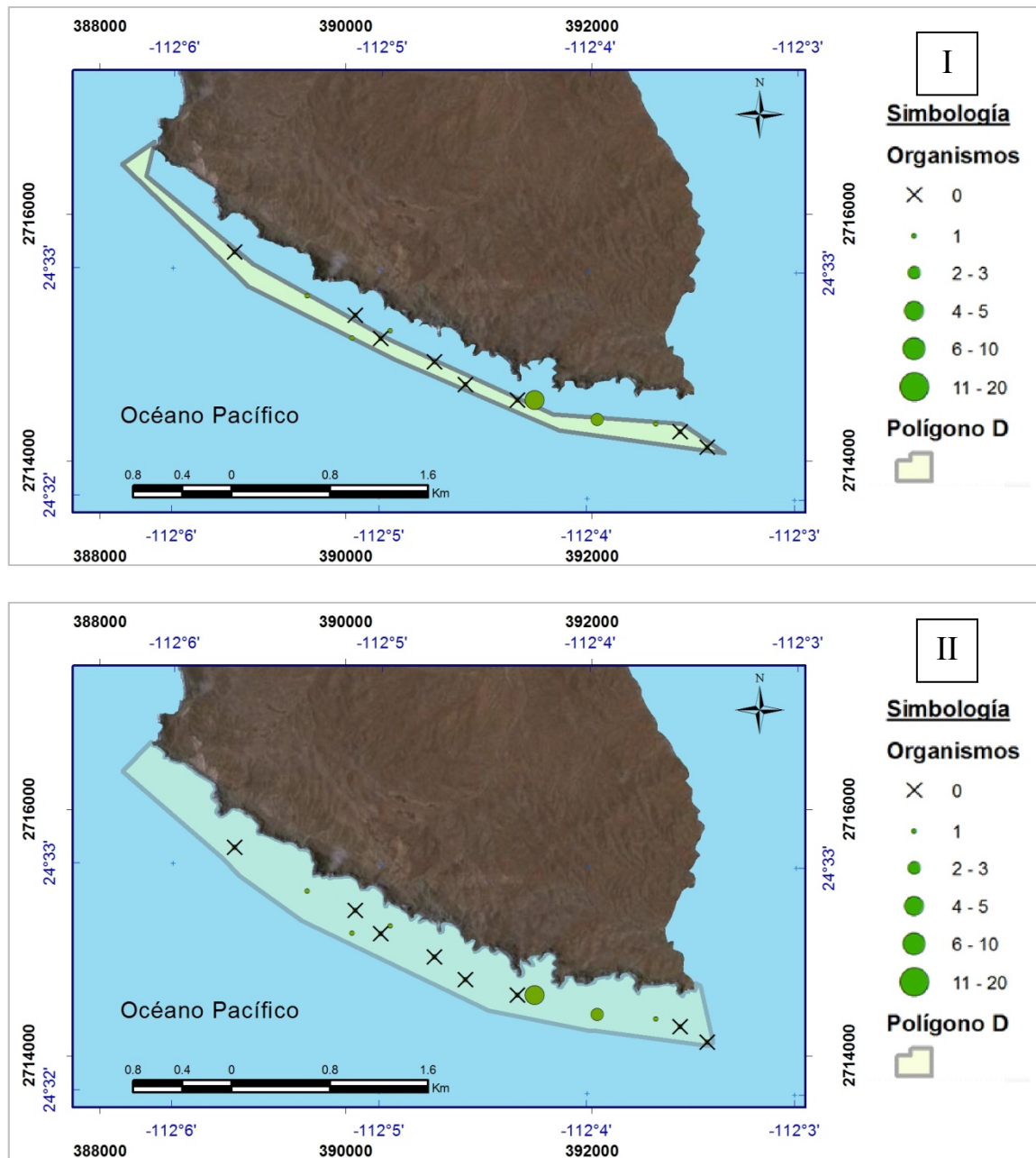
## Resultados



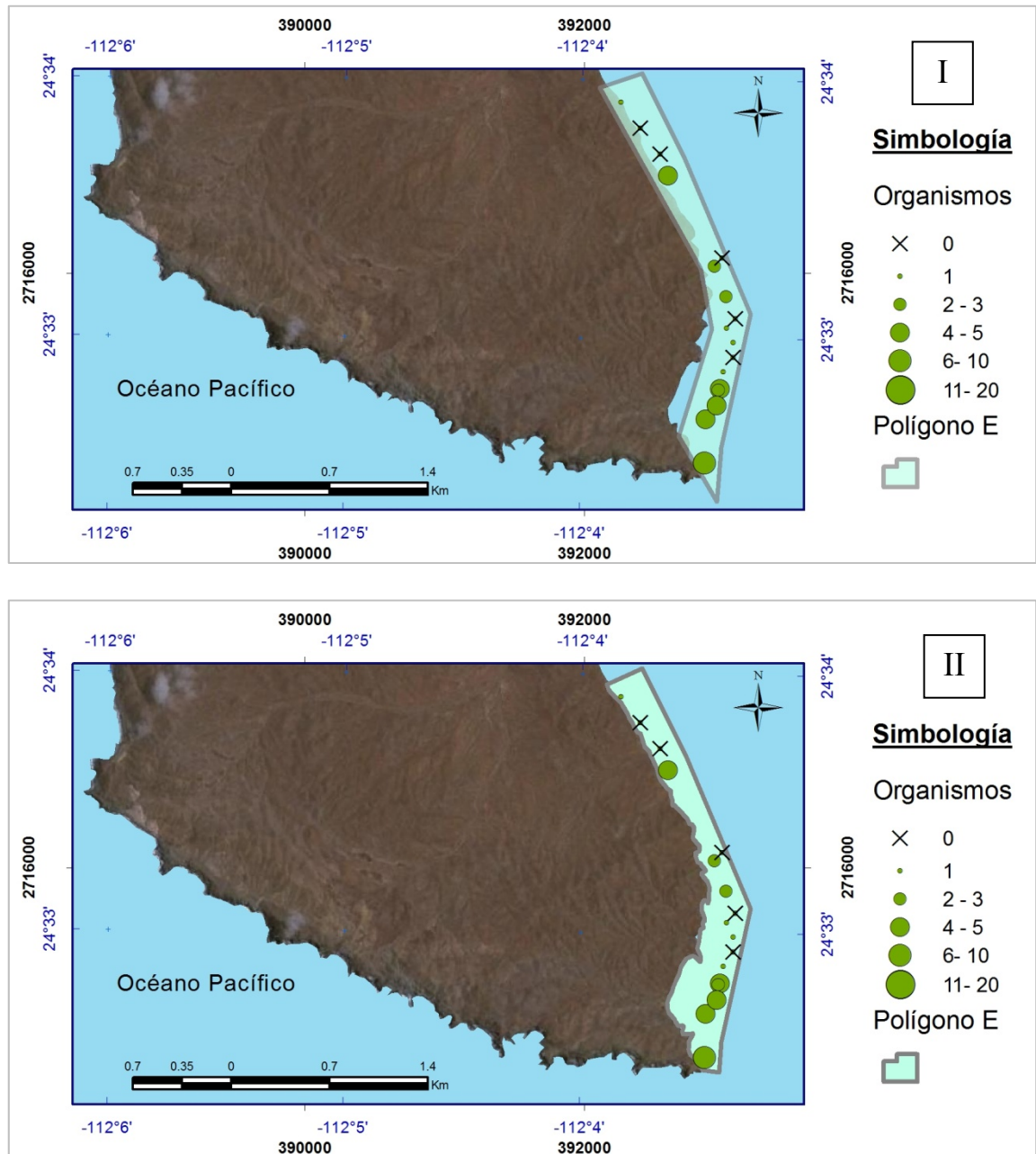
**Figura 4.** I. Polígono B propuesto por la SCPP "Bahía Magdalena" de la zona del Embarcadero Santa María-El Pulga. II. Polígono B reconstruido ajustado a la línea de costa (individuos/100 m<sup>2</sup>).



**Figura 5.** I. Polígono C propuesto por la SCPP "Bahía Magdalena" de la zona de El Pulga - El Cabito. II. Polígono C reconstruido ajustado a la línea de costa (individuos/100 m<sup>2</sup>).

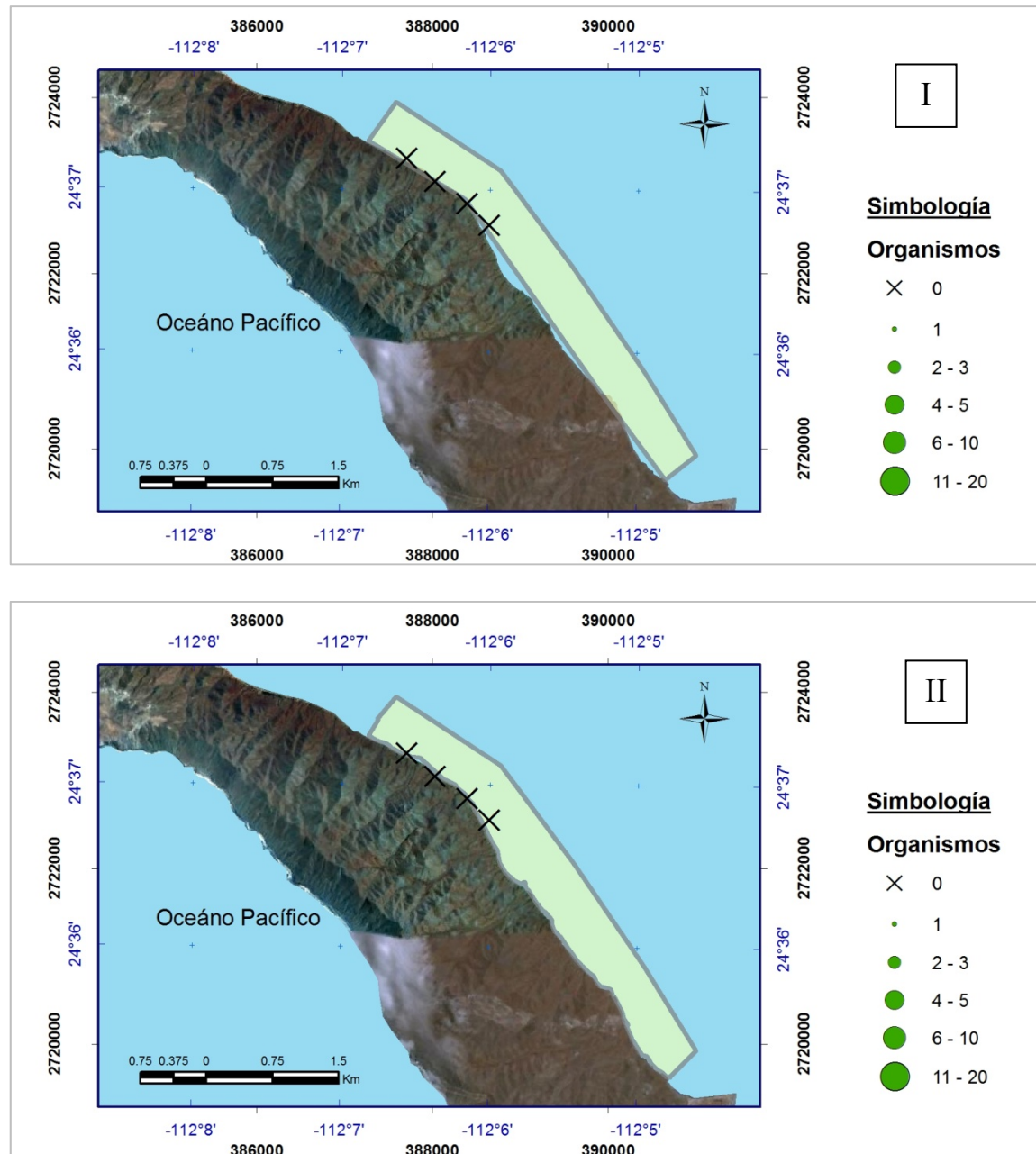


**Figura 6.** I. Polígono D propuesto por la SCPP "Bahía Magdalena" de la zona de El Cabito - Estrechito. II. Polígono D reconstruido ajustado a la línea de costa (individuos/100 m<sup>2</sup>).



**Figura 7.** I. Polígono E propuesto por la SSCP “Bahía Magdalena” de la zona del Estrechito- Arroyo Chino. II. Polígono E reconstruido ajustado a la línea de costa (individuos/100 m<sup>2</sup>).





**Figura 8.** I. Polígono F propuesto por la SCPP “Bahía Magdalena” de la zona del Estrecho- Arroyo Chino. II. Polígono F reconstruido ajustado a la línea de costa (individuos/100 m<sup>2</sup>).

Este procedimiento resultó en una estimación de área diferente de los predios federales propuestos por la cooperativa resultando una diferencia de área de hasta más del doble de la propuesta inicial (Tabla III), lo cual resulta en un efecto notable al momento de estimar la abundancia total según lo requiere el procedimiento de manejo usado por la

DGVS. Por consiguiente, estas áreas reconstruidas fueron las usadas para el cálculo de las poblaciones totales en los diferentes polígonos.

**Tabla III.** Diferencias en áreas de los Polígonos propuestos por la *SCPP “Bahía Magdalena”* y los reconstruidos, con el porcentaje que representa la proporción de diferencia entre áreas de polígonos.

Polígonos	Área de la Cooperativa (m <sup>2</sup> )	Área de reconstruida (m <sup>2</sup> )	Diferencia (%)
A. Cabo San Lázaro	965,273	1,239,885	+22%
B. Embarcadero Santa María a El Pulga	1,935,460	2,612,490	+26%
C. El Pulga al Cabito	553,231	1,903,941	+70%
D. Estrechito al Cabito	732,248	2,216,940	+67%
E. Arroyo Chino a Estrechito	804,229	780,894	-3%
F. Punta Arena-Cabeza de Res	2,789,293	2,889,510	+3.5%

La Tabla IV muestra el fuerte efecto que tiene el cambio de área en la estimación de la abundancia total cuando se extrapola la densidad media poblacional al todo el polígono. Las estimaciones poblacionales de área propuestas por la Cooperativa fueron menores en todos los polígonos excepto en el polígono E, por lo que las estimaciones de abundancia total son mucho menores con respecto a las abundancias con el área reconstruida.

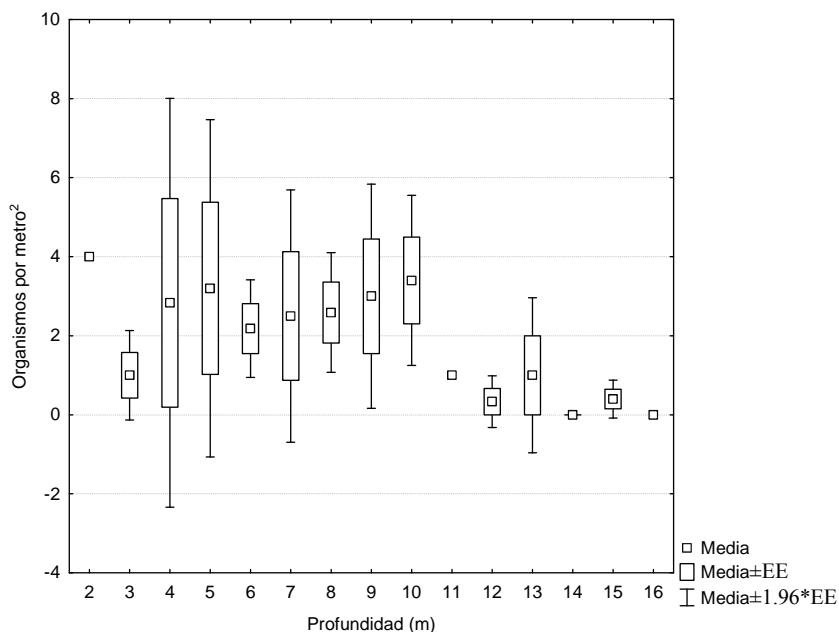
**Tabla IV.** Comparación de la abundancia total en los diferentes polígonos con el área propuesta por la Cooperativa y el área reconstruida con la densidad media proporcionada por la *SCPP “Bahía Magdalena”* y sus respectivas desviaciones estándares.

Polígonos	Área de la Cooperativa	Área reconstruida
A	33,095±48,295	42,510±62,035
B	58,064±65,793	78,375±88,807
C	5,187±10,587	24,492±49,997
D	5,290±8,632	16,011±26,127
E	19,396±21,851	18,833±21,217

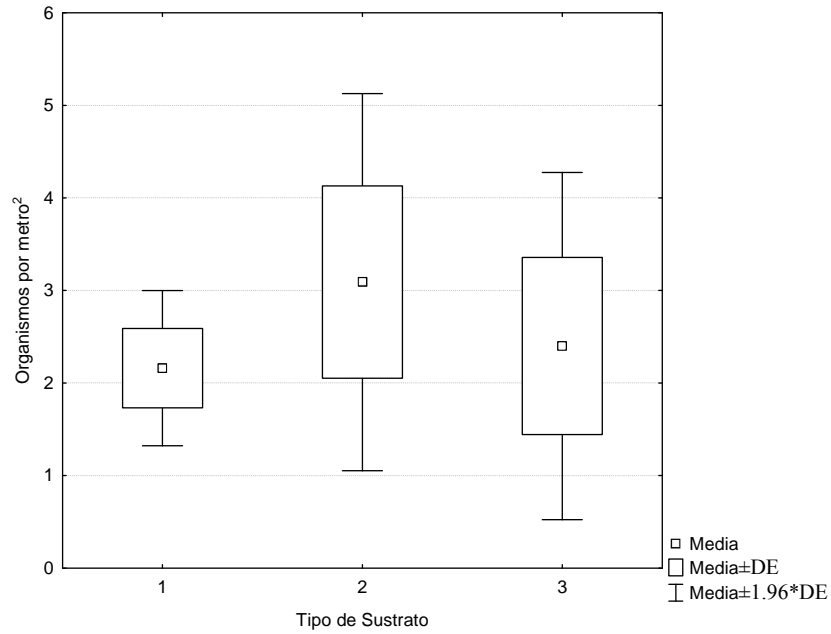
## 7.2 Análisis exploratorio de la base de datos

Para establecer relaciones entre la densidad de organismos y la profundidad y el tipo de sustrato se realizaron análisis de correlación lineales a todos los polígonos en conjunto. Con respecto a la variable profundidad se obtuvo una correlación negativa de  $-0.17$  con una desviación estándar de  $\pm 0.11$ , resultó no significativa (Figura 9). Para los tres tipos de sustrato reportados (Piedra alta, Piedra Salteada y Piedra corrida) se encontró una correlación de  $0.69$  con una desviación estándar de  $\pm 0.11$ , la cual resultó no significativa.

También se realizaron Análisis de Varianza para conocer si la variable de profundidad o algún tipo de sustrato influía en la distribución de la densidad de organismos, sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre profundidad, ni entre el tipo de sustrato (Figuras 9 y 10).



**Figura 9.** Análisis de Varianza entre la variable de estudio (individuos/m<sup>2</sup>) y la profundidad en metros donde fueron hechos los muestreos. En el gráfico está representado la media y sus errores estándar.



**Figura 10.** Análisis de Varianza entre la variable de estudio (individuos/m<sup>2</sup>) y el tipo de sustrato reportado en los muestreos. En el gráfico está representado la media y sus errores estándar. Los tipos de sustratos fueron clasificados y numerados de la siguiente manera: 1. Piedra alta, 2. Piedra Salteada y 3. Piedra corrida.

### 7.3 Estimación de la densidad media poblacional

#### 7.3.1 Método Distribución Normal (media aritmética)

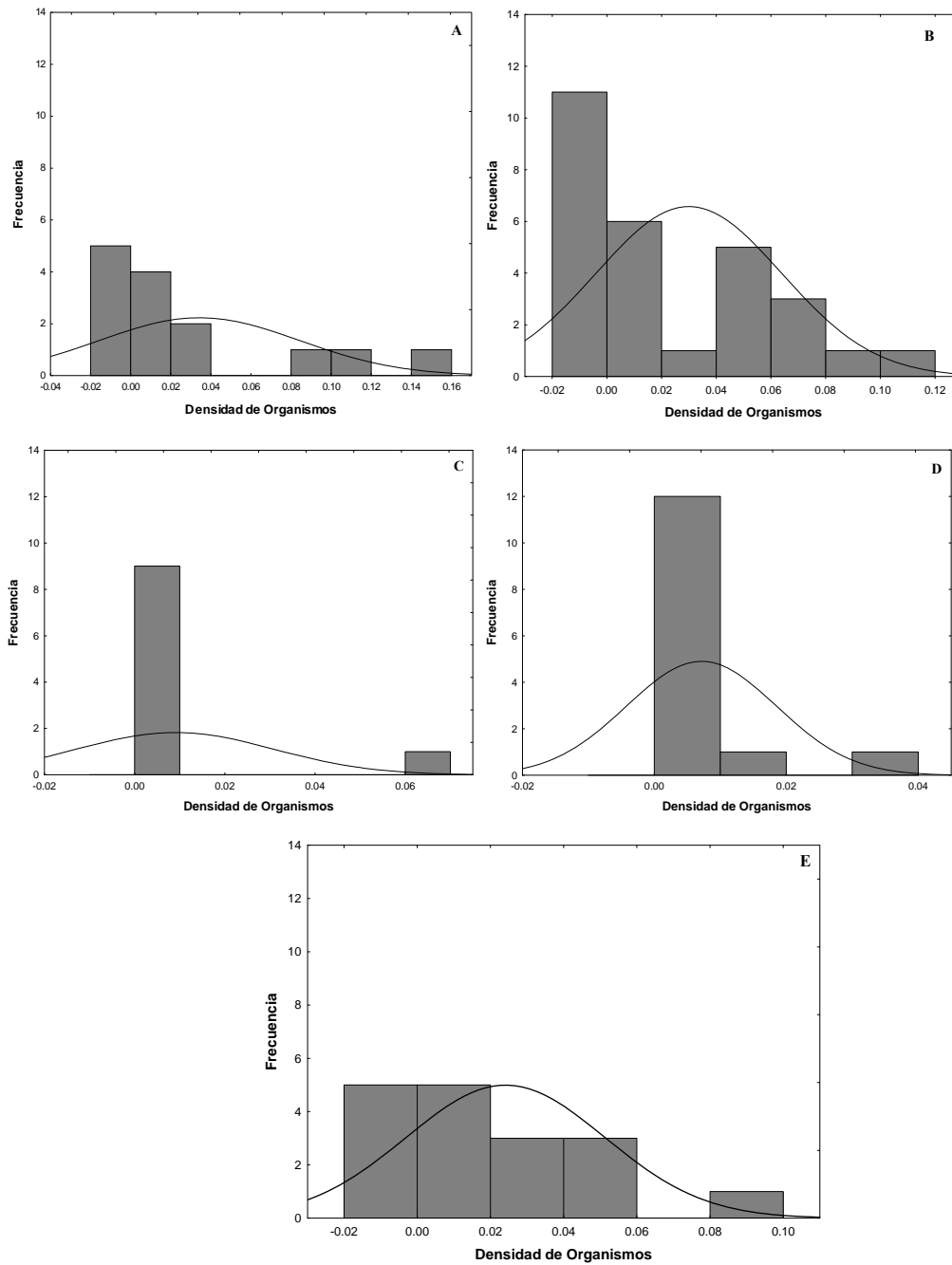
Las densidades (individuos/m<sup>2</sup>) en cada polígono fueron agrupadas en un histograma de frecuencia, el cual fue comparado con el valor esperado de una distribución normal (Figura 11). Para comparar ambas distribuciones se aplicó la prueba de Kolmogorov-Smirnov y se obtuvieron los coeficientes de asimetría y curtosis (Tabla V).

**Tabla V.** Análisis descriptivo de la normalidad de los datos de densidad (individuos/m<sup>2</sup>) en cada polígono.

Polígono	Densidad Media Aritmética ± Desviación Estándar	Varianza	Coefficiente de asimetría	Curtosis	Prueba de Normalidad K-S	<i>P</i> asociado a la Prueba de Normalidad
A	0.0343±0.05	0.0025	1.68	2.02	0.25773	0.20
B	0.030±0.034	0.0011	0.78	-0.66	0.22283	0.10
C	0.009±0.019	0.0003	2.96	9.005	0.38173	0.10
D	0.0072±0.05	0.0001	2.11	4.99	0.30619	0.15
E	0.024±0.027	0.0007	1.45	2.43	0.22774	0.20

Todos los polígonos resultaron no normales en la distribución de sus datos. Los coeficientes de asimetría indican que las distribuciones están sesgadas a la izquierda de la curva normal esperada. Este es un comportamiento típico de una distribución log-normal. Todos los polígonos tuvieron coeficientes de curtosis alejados de la normalidad (coeficiente de normalidad en curtosis = 3), los polígonos con curtosis menores a 3 son los A, B y E lo que indica una curva de tipo planicúrtica (chata), los polígonos con curtosis mayores a 3 son los C y D que indican una curva alta o picuda de tipo leptocúrtica, esto se debe a que son los dos polígonos con menor cantidad de datos y una alta concentración de observaciones cero. También se puede apreciar que las desviaciones estándar son proporcionales a la media aritmética dejando en evidencia que esta técnica no es recomendable para este tipo de datos.

## Resultados



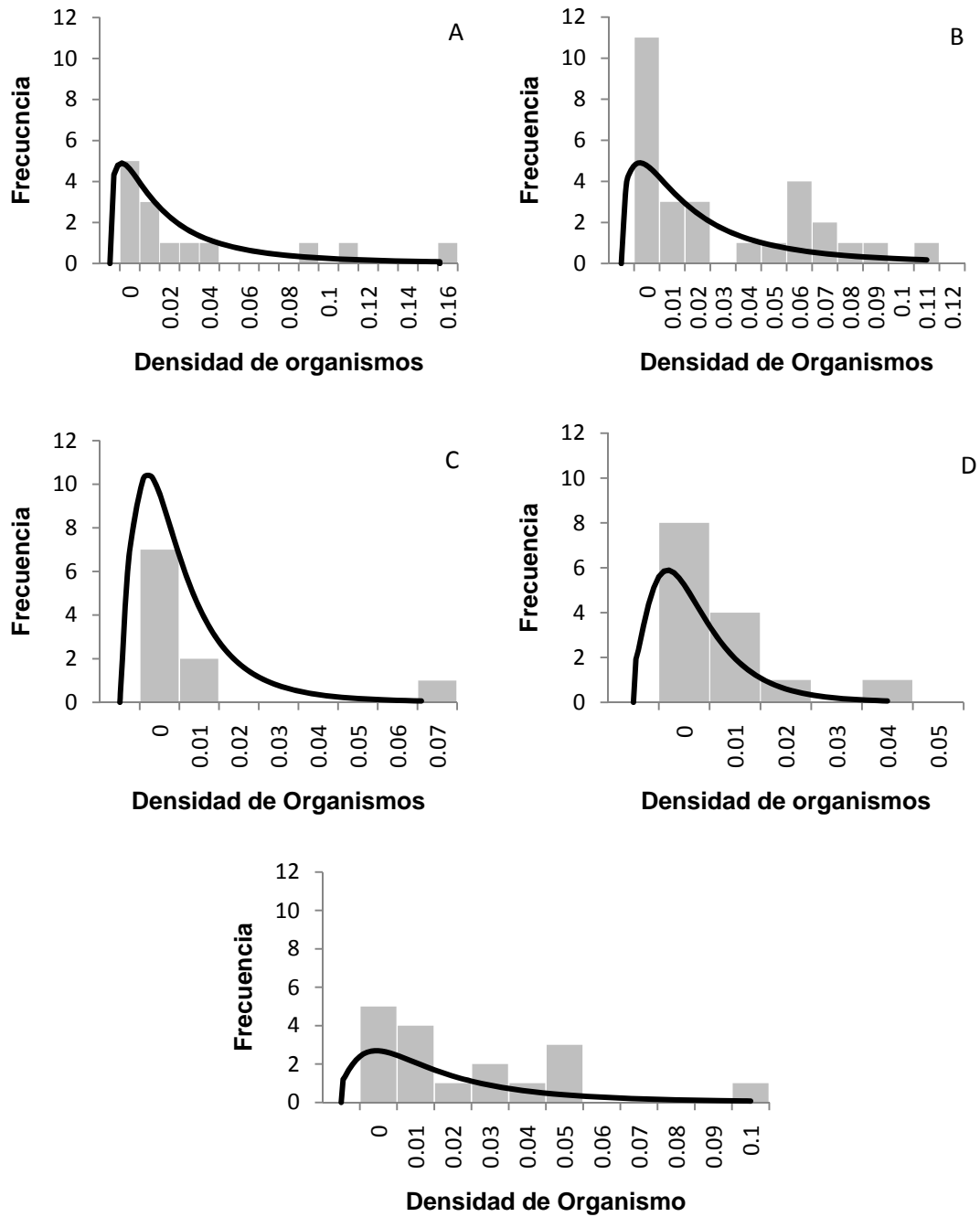
**Figura 11.** Histograma de frecuencias de la densidad de organismos por metro cuadrado de los Polígonos A, B, C, D y E. La línea continua es el valor normal esperado.

### 7.3.2 $\Delta$ - distribución:

Para estimar la media poblacional (individuos/m<sup>2</sup>) con la  $\Delta$  - distribución se realizaron a todos los polígonos una prueba de  $X^2$  para determinar si los datos siguen una distribución log-normal (Tabla VI). Los resultados obtenidos indican que el polígono D se ajusta a la distribución log-normal. Los polígonos A, B y E aunque no pasan la prueba de bondad de ajuste de la  $X^2$  se aproximan bastante a la distribución log-normal, sin embargo, el polígono C, se aleja de la distribución log-normal (Figura 12). En este polígono se encontraron individuos solo en tres unidades de muestreo y por eso no fue propuesto para extracción comercial, por su baja densidad, aún así se decidió incluir en el cálculo de la  $\Delta$  - distribución, para conocer su comportamiento.

**Tabla VI.** Prueba de ajuste de bondad de Chi-cuadrada al 95% de confianza de la distribución de los datos observada y la distribución log-normal ( $X^2$  es la chi-cuadrada observada y  $X^2_{0.05}$  la chi-cuadrada teórica al 95% de confianza con sus respectivos grados de libertad).

Polígono	Grados de Libertad <i>k-1</i>	$X^2$	$X^2_{0.05}$
A	16	26.8808	26.2962
B	11	32.5132	21.0261
C	6	27.1033	14.0671
D	4	3.6330	11.0705
E	9	18.5910	18.3070
Todos	16	17.2638	26.2962



**Figura 12.** Histograma de frecuencias de la densidad de organismos por metro cuadrado de los Polígonos A, B, C, D y E. La línea continua es el valor esperado log-normal.



Se estimó la densidad poblacional media a través de la  $\Delta$  - distribución, además de sus respectivas varianzas y errores estándar, de los diferentes polígonos (Tabla VII). Las medias poblacionales de los polígonos A, B y E son mayores con la estimación de la  $\Delta$  - distribución que con la media aritmética, pero su desviación estándar y varianza disminuye, caso opuesto ocurre con las medias poblacionales de los polígonos C y D y corresponde a los polígonos con menor densidad de organismos y mayor porcentaje de ceros en proporción a la totalidad de la muestra, que si bien la densidad media es mayor, sus varianzas y sesgos mejoran significativamente. También se analizó los datos de todos los polígonos juntos para conocer el comportamiento de la media poblacional y resultó un poco mayor con respecto a la media aritmética, pero su desviación estándar y varianza disminuyen considerablemente, haciendo que las estimaciones sean más precisas.

**Tabla VII.** Estimación de la media poblacional con sus desviaciones estándar y varianzas de los diferentes polígonos con la  $\Delta$  - distribución ( $n$  es la cantidad de estaciones de muestreo realizadas y  $m$  es la cantidad de estaciones de muestreo con observaciones cero).

Polígono	$n$	$m$	Media	Varianza
			$\Delta$ - distribución	
A	14	9	0.03433±0.00145	0.00021
B	28	17	0.03162±0.00827	0.00007
C	16	6	0.00889±0.00420	0.00002
D	18	7	0.00713±0.00266	0.000007
E	17	12	0.02434±0.00703	0.00005
Todos	93	51	0.02186±0.00370	0.00001

### 7.3.3 Método Geoestadístico

Es recomendable que la distribución de los datos sea normal para que la varianza del interpolado sea menor. Por ello se realizaron varias transformaciones a la variable de estudio ( $x_i$ ) para tratar de normalizarlos, se hizo la transformación de la variable ( $z$ ) con el logaritmo natural más una constante ( $z = \ln(x_i + 1)$ ), además se transformó la variable con la raíz cuadrada más una constante ( $z = \sqrt{x_i + 0.5}$ ), y por recomendación del Zar

(1996) se realizó ( $z = \sqrt{x_i + \frac{3}{8}}$ ). A las variables transformadas se les estimó sus coeficientes de asimetría y curtosis; además se les realizó la prueba de normalidad Kolmogorov-Smirnov. Los resultados se presentan en la Tabla VIII. Ninguna transformación logró obtener normalidad ni mejorar significativamente los coeficientes de asimetría y curtosis. Los resultados de los polígonos A y E se aproximaron más a la normalidad. El polígono C fue el que se alejó más de la normalidad, y es el que tiene la menor abundancia total.

**Tabla VIII.** Comparaciones de los coeficientes de asimetría, curtosis y prueba de normalidad Kolmogorov-Smirnov con su  $p$  de significancia asociada de la variable de estudio en todos los polígonos.

Polígono	Variable	Coefficiente de asimetría	Curtosis	Prueba de Normalidad K-S	$P$ asociado a la Prueba de Normalidad
A	Variable $x_i$	1.68	2.02	0.25773	0.20
	$\text{LN}(x_i + 1)$	1.63	1.78	0.25767	0.20
	$\sqrt{x_i + 0.5}$	1.63	1.79	0.25764	0.20
	$\sqrt{x_i + 3/8}$	1.62	1.73	0.25756	0.20
B	Variable $x_i$	0.78	-0.66	0.22283	0.10
	$\text{LN}(x_i + 1)$	0.75	-0.76	0.22073	0.10
	$\sqrt{x_i + 0.5}$	0.75	-0.75	0.22074	0.10
	$\sqrt{x_i + 3/8}$	0.74	-0.78	0.22037	0.10
C	Variable $x_i$	2.96	9.00	0.38173	0.10
	$\text{LN}(x_i + 1)$	2.95	8.94	0.37744	0.10
	$\sqrt{x_i + 0.5}$	2.95	8.94	0.37622	0.10
	$\sqrt{x_i + 3/8}$	2.94	8.93	0.37754	0.10
D	Variable $x_i$	2.11	4.99	0.30619	0.15
	$\text{LN}(x_i + 1)$	2.09	4.86	0.30728	0.15
	$\sqrt{x_i + 0.5}$	2.08	4.86	0.30727	0.15
	$\sqrt{x_i + 3/8}$	2.08	4.82	0.30761	0.15
E	Variable $x_i$	1.45	2.42	0.25773	0.20
	$\text{LN}(x_i + 1)$	1.38	2.13	0.22763	0.20
	$\sqrt{x_i + 0.5}$	1.38	2.14	0.22760	0.20
	$\sqrt{x_i + 3/8}$	1.37	2.06	0.22752	0.20

Al no obtener una normalización de los datos, se generaron los semivariogramas experimentales de cada polígono para todas las formas de la variable (sin transformación y con sus tres diferentes transformaciones) para evaluar el comportamiento de la variable, además se realizó una validación cruzada, la cual evalúa la suma del error cuadrático. Aquella que generó el menor error proporcionó el mejor ajuste y fue la usada para la interpolación por Kriging.

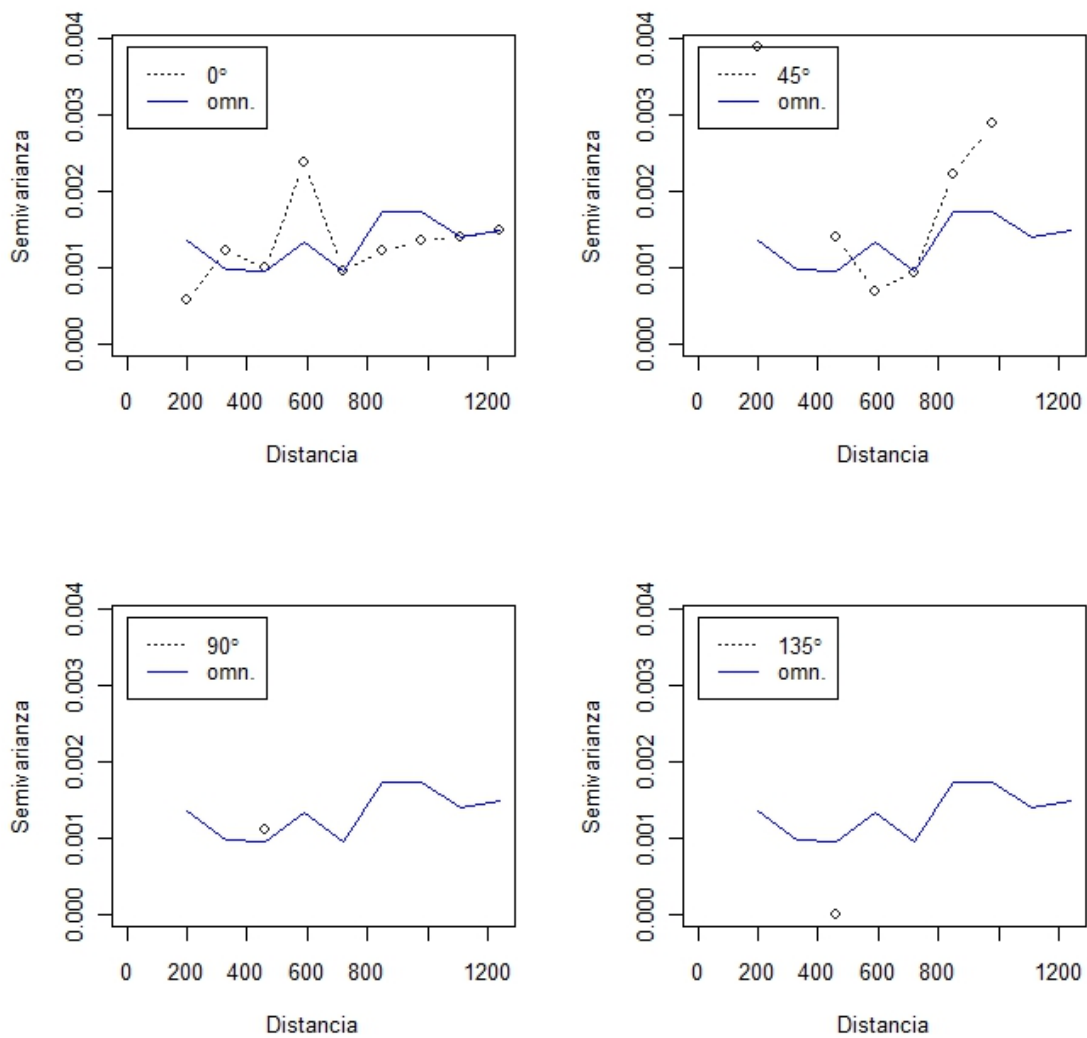
### Creación de los Semivariogramas Experimentales

Los semivariogramas experimentales para cada polígono se crearon para los ángulos de dirección de 0°, 45°, 90° y 135°, además del omnidireccional. Los semivariogramas experimentales de las variables transformadas resultaron iguales al de la variable sin transformar, excepto por el cambio de escala de la semivarianza, por ello sólo se presentaran a continuación los semivariogramas experimentales para cada polígono de la variable sin transformar, los demás semivariogramas resultantes se podrán observar en el Anexo I. En esta etapa del proceso, no se puede evaluar si las transformaciones de la variable mejoraron la estimación, porque cuando se genera el semivariograma experimental, éste representa las distancias encontradas entre sitios de muestreo y la varianza que existe entre ellos; por lo que el semivariograma no cambia en el eje X (distancia), solo en el eje Y (semivarianza), y éste cambia solamente a nivel de escala según la proporción de la varianza en la que esté representada la variable y la representación gráfica para todos los estados de las variables es la misma. Por lo tanto, cabe resaltar que en este punto, no se ha escogido aún la mejor orientación del semivariograma experimental, ni la mejor transformación de la variable.

En nuestro caso de estudio, las distancias máximas de todos los semivariogramas fueron modificadas, esto se debe a la peculiar forma geográfica de los polígonos, si se representaban las distancias máximas encontradas, presentaba el riesgo de que puntos de muestreo separados por zonas terrestres, formaran parte del análisis de correlación espacial, lo que no solo biológicamente era imposible, sino también que la varianza de los sitios de muestreo era sumamente alta, generando en el semivariograma experimental

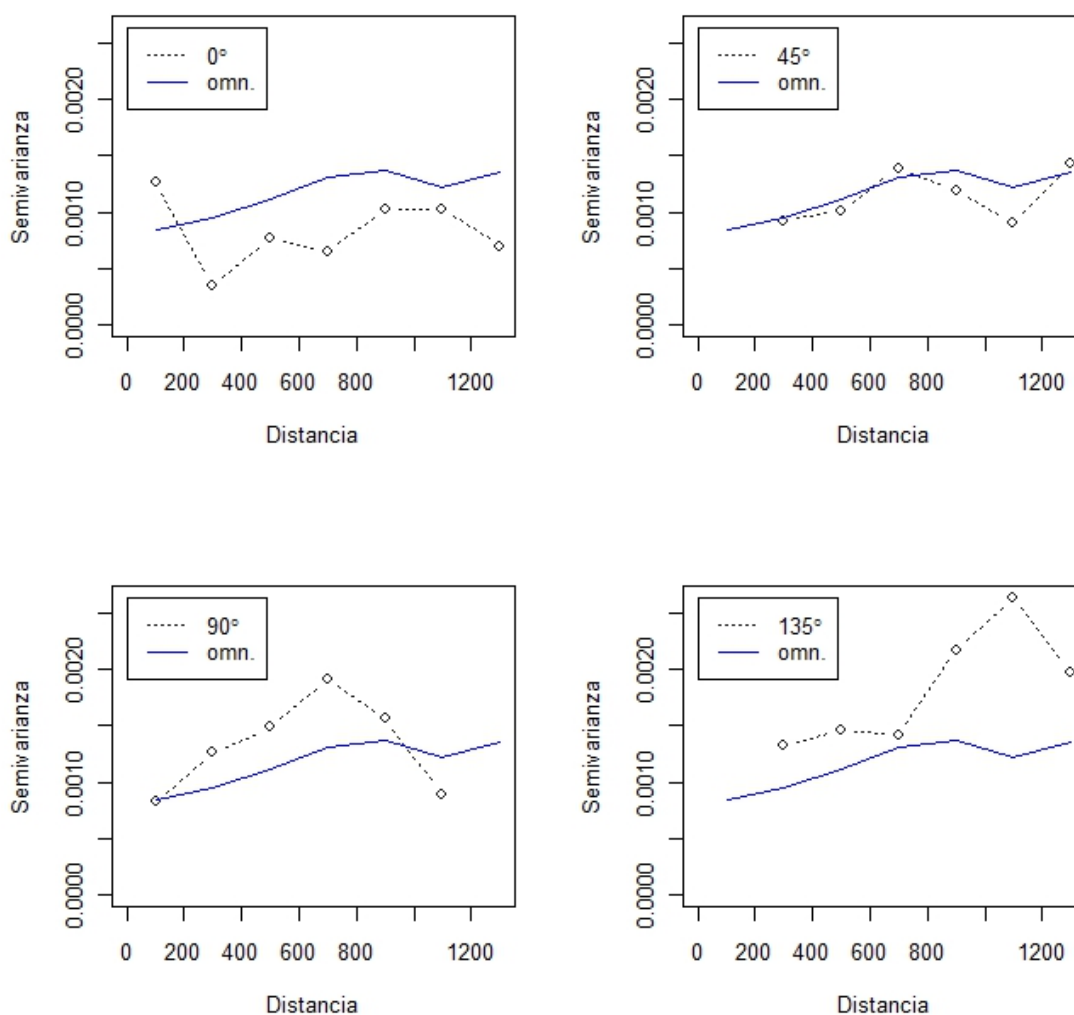
una variabilidad que no puede ser representada por un modelo. Por lo tanto las distancias máximas fueron reducidas en cada polígono según las características físicas y de representación de semivarianza. Las distancias mínimas en algunos polígonos también fueron modificadas (A, D y E), debido a que las distancias mínimas reportadas, generaban varianzas iniciales muy grandes, y esto se debe a que sitios de muestreo muy cercanos tenían densidades de organismos muy diferentes, recordemos que el pepino de mar se distribuye de manera desigual y tiende a agruparse, por lo que es común encontrar zonas con altas densidades y otras unidades de muestreo no se encuentra individuos, al aumentar la distancia mínima, el cálculo de las parejas de sitios presentaban una semivarianza menor.

Polígono A: En este primer polígono se encontró una distancia mínima entre las semivarianzas de 149 m y una máxima de 2800 m. Sin embargo para trabajar el semivariograma experimental se delimitó la distancia a 200 m mínimo y 1300 m máximo, debido a que a distancias mayores a esas, la semivarianza era muy baja, indicando una baja correlación espacial. Estos valores de escala dependen mucho de la forma física del polígono. Podemos apreciar que en los ángulos de dirección de  $45^\circ$ ,  $90^\circ$  y  $135^\circ$  no se logró modelar ningún semivariograma, sin embargo en el ángulo de  $0^\circ$  si se logra obtener (Figura 13), pero en contraposición del omnidireccional este tiene características más deseadas, ya que a magnitudes mayores presenta más semivarianza, por lo tanto se determina que el semivariograma experimental que se va usar para la análisis posteriores será el omnidireccional, lo que nos indica al mismo tiempo que la variable de estudio no depende de la sentido en que se evalúa y que el fenómeno es isotrópico.



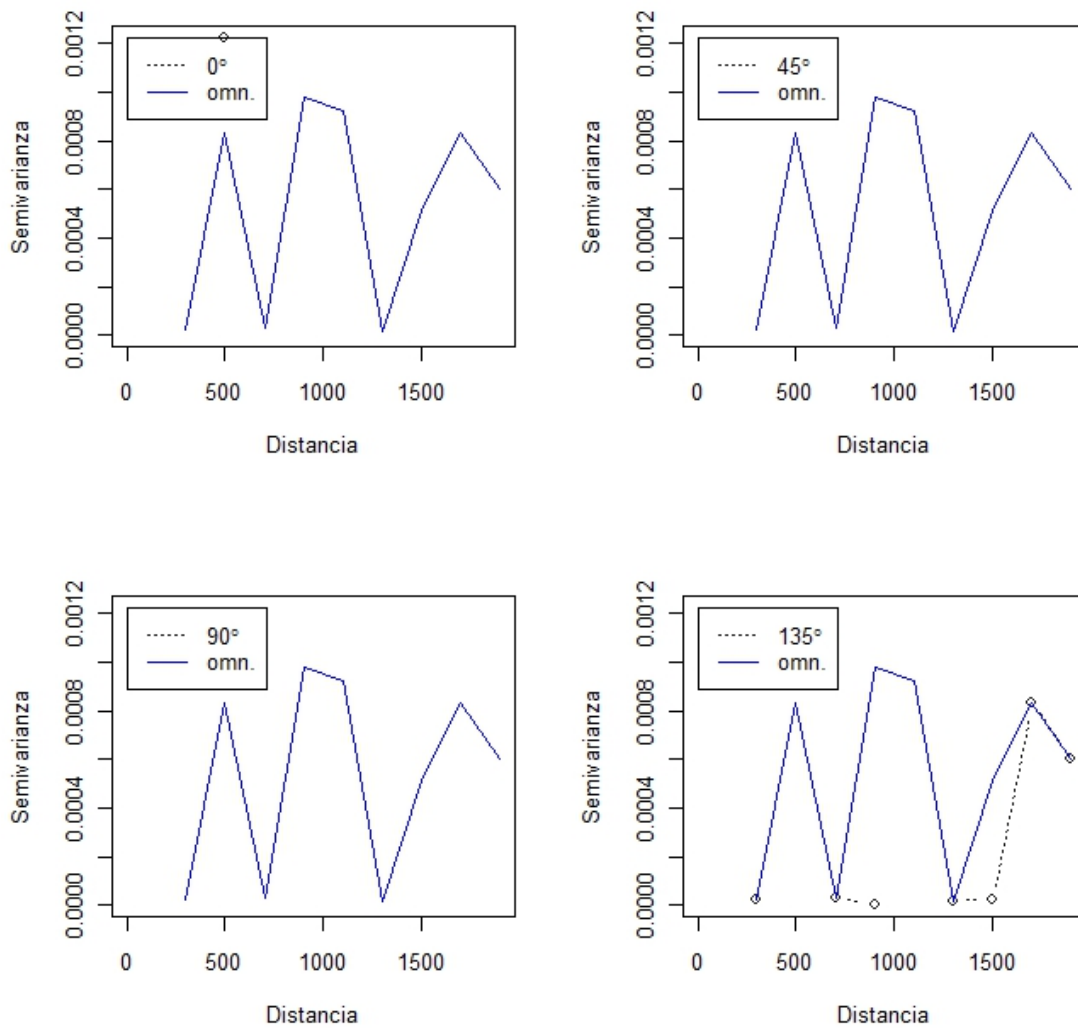
**Figura 13.** Semivariogramas experimentales del polígono A (variable sin transformar). La línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.

**Polígono B:** Este polígono registró semivarianzas desde una distancia mínima de 115 m y una máxima de 3666 m, pero se decidió reducir la distancia máxima a 1300 m. En los ángulos de dirección  $0^\circ$ , la semivarianza en la distancia menor es muy alta, por lo que no se podría ajustar un modelo sobre él; de  $45^\circ$  la semivarianza cae abruptamente, lo cual no se puede representar en un modelo; en la dirección de  $90^\circ$  y  $135^\circ$  tampoco es posible ajustar un modelo que represente los datos pues la semivarianza no debería disminuir con la distancia (Figura 14). El modelo omnidireccional tiene mejores características, porque la varianza no disminuye abruptamente con la distancia, y por ello el semivariograma a usar para análisis posteriores será el omnidireccional.



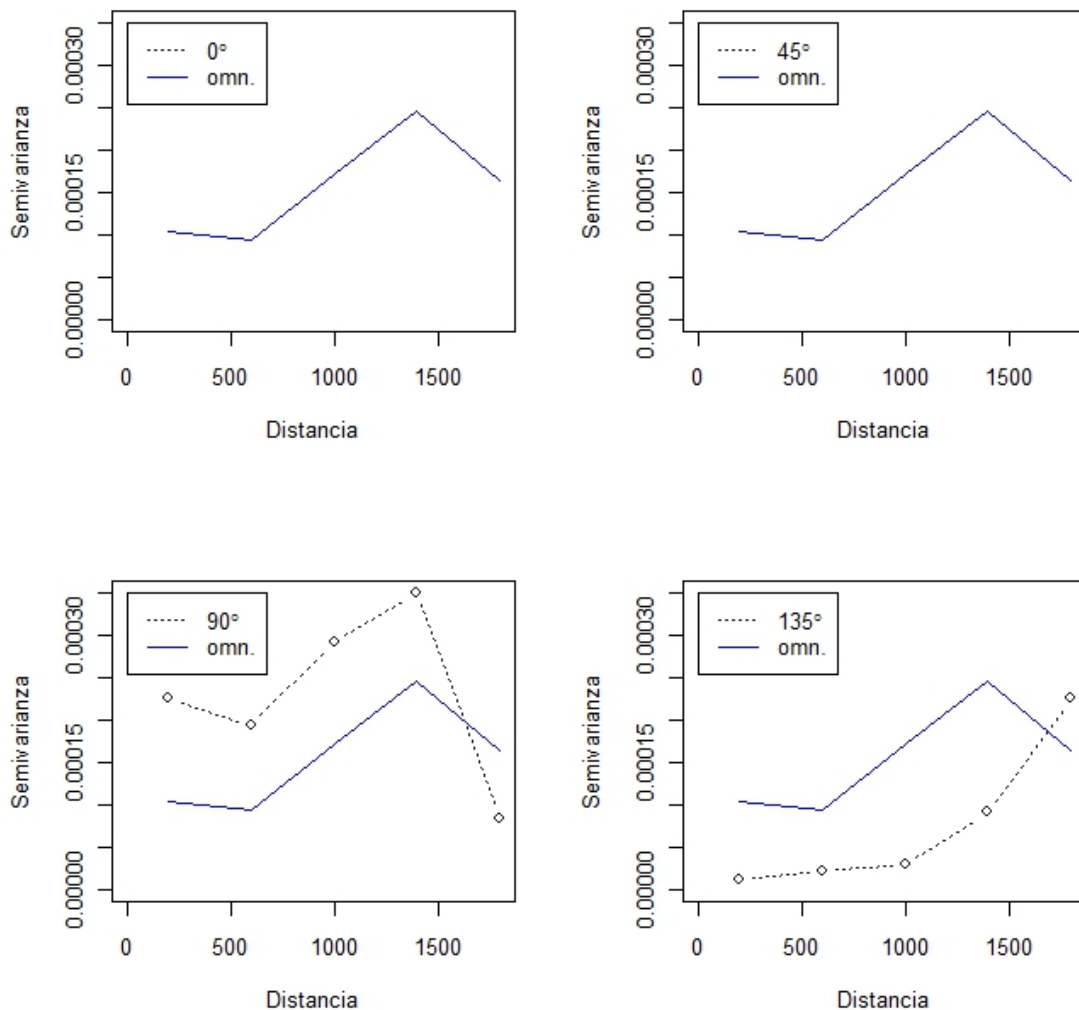
**Figura 14.** Semivariogramas experimentales del polígono B (variable sin transformar). La línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.

Polígono C: En este polígono resultaron semivarianzas en una distancia mínima de 193 m y una máxima de 3852 m. Este Polígono es el de menor densidad de organismos y con mayor anomalía en los datos, por lo que los semivariogramas que se generaron resultaron con tanta variabilidad que se puede decir que tiene un efecto de pepita puro (Figura 15), esto es un indicativo de ausencia de correlación espacial entre las observaciones de la variable, y en este caso no se puede ajustar ningún modelo que represente los datos. Para este polígono y la distribución de su variable no es posible generar una interpolación con el método de Kriging.



**Figura 15.** Semivariogramas experimentales del polígono C (variable sin transformar). La línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.

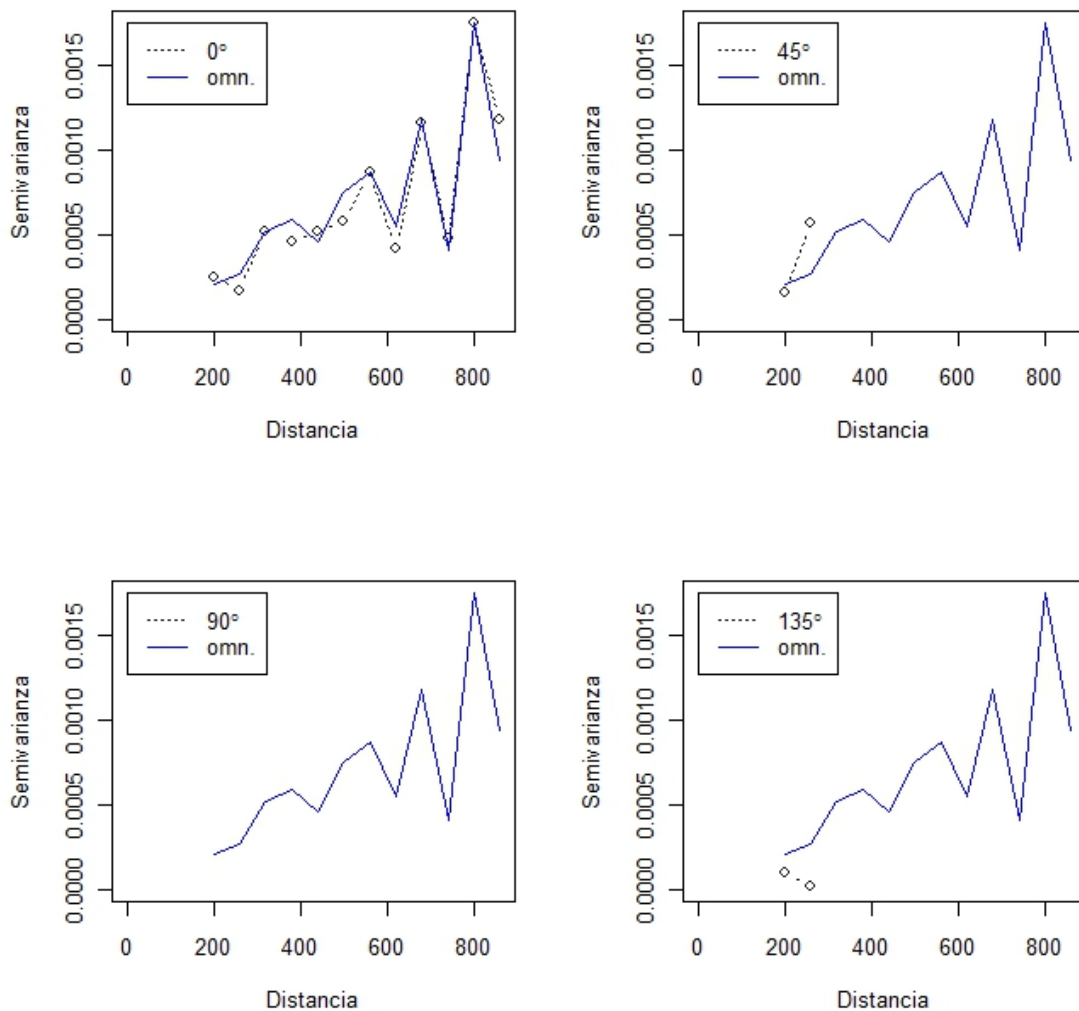
Polígono D: Se registró semivarianzas desde una distancia de 99 m y una de 4155 m, se decidió trabajar los semivariogramas a escalas entre 200 m y 2000 m. En los ángulos de de  $0^\circ$  y  $45^\circ$  no se logró modelar el semivariograma; en el de  $90^\circ$  la semivarianza cae abruptamente y en  $135^\circ$  aumenta sin garantizar que la semivarianza sea finita, por lo que solo se podría ajustar un modelo lineal y estos modelos no se consideran buenos ajustes para procesos biológicos, pues a más largas distancias la varianza crecería exponencialmente. El modelo omnidireccional cae a distancias mayores al igual que el semivariograma de  $90^\circ$ , sin embargo no es tan abrupto. Por lo que el omnidireccional posee mejores características y el fenómeno se considera isotrópico (Figura 16).



**Figura 16.** Semivariogramas experimentales del polígono D (variable sin transformar). La línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.



**Polígono E:** Este polígono registró semivarianzas desde una distancia mínima de 17 m y una máxima de 2647 m, se decidió trabajar los semivariogramas a escalas entre 200 m y 900 m. Para este caso no se logró modelar el semivariograma en los ángulos de dirección de 45°, 90° y en 135°. El semivariograma de 0° se asemeja mucho al omnidireccional sin embargo hay ciertas distancias que el semivariograma de 0° no logra explicar, por lo tanto, el modelo omnidireccional posee mejores características (Figura 17). Por ello el semivariograma a usar para análisis posteriores será el omnidireccional, y el fenómeno se considera isotrópico.



**Figura 17.** Semivariogramas experimentales del polígono E (variable sin transformar). La línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.

En resumen, los semivariogramas resultantes para cada polígono correspondientes a los ángulos de dirección de  $0^\circ$ ,  $45^\circ$ ,  $90^\circ$  y  $135^\circ$ , no representaron adecuadamente los datos en ningún estado de la variable, en ningún polígono; esto significa que no hay una tendencia ó correlación en la dirección en la que se calcule la varianza de los datos (fenómeno isotrópico). Dicho esto, los semivariogramas experimentales que se usaron en los análisis posteriores para todos los polígonos, fue el omnidireccional.

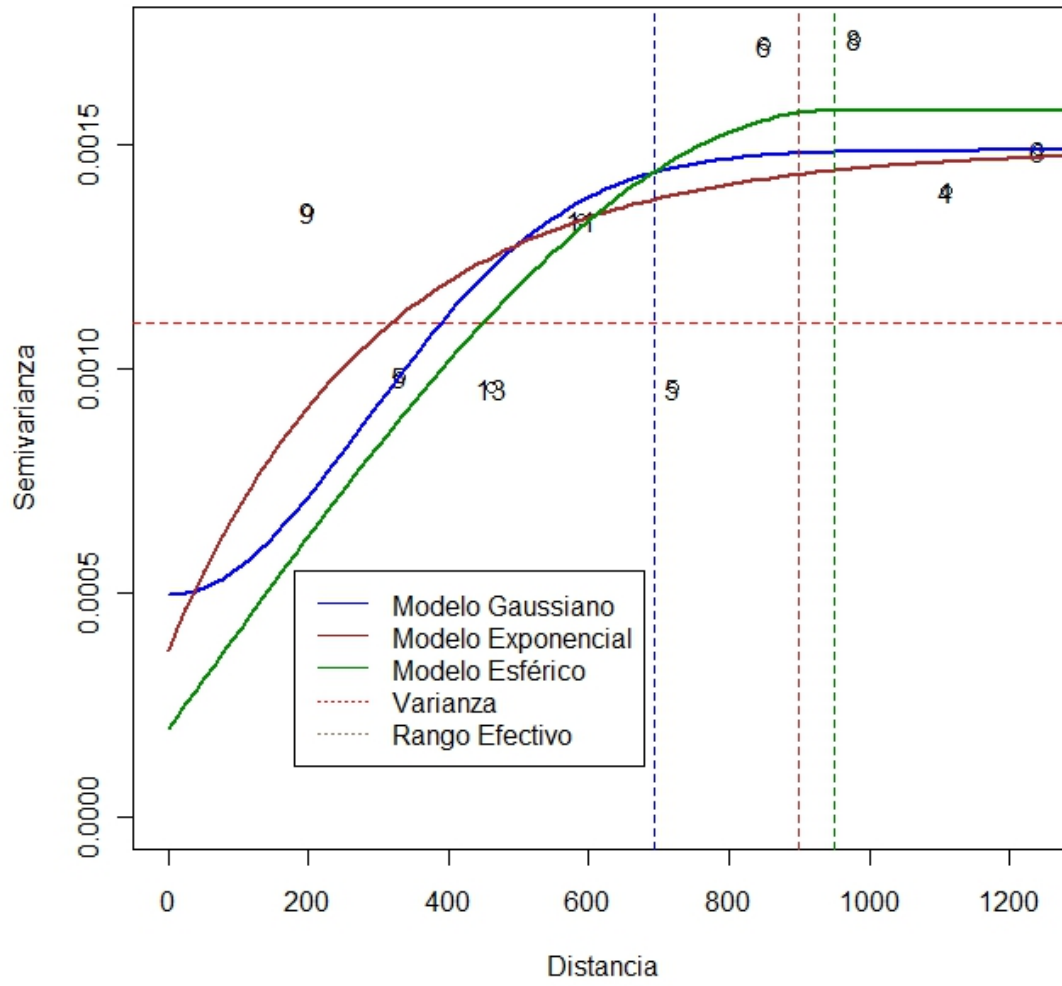
#### Ajuste de modelos teóricos a los semivariogramas experimentales:

Una vez elegido el mejor semivariograma experimental para cada polígono, se ajustaron tres modelos teóricos (Gaussiano, Exponencial y Esférico) para determinar cual se ajusta mejor al semivariograma experimental. Esto se hizo para cada polígono y para todas las formas de la variable (con transformación y sin transformación). También se realizó una validación cruzada para usarla como criterio de selección. Este procedimiento no se realizó en el Polígono C, pues no era posible ajustar ningún modelo a los semivariogramas obtenidos.

Polígono A: Para este polígono la validación cruzada indicó que  $\sqrt{x_i + 0.5}$  es la mejor transformación (Tabla IX), para usar posteriormente en la interpolación. Con respecto al mejor modelo teórico ajustado, las diferencias no son muy apreciables, aún así se va optar por el modelo con la menor suma de errores al cuadrado en este caso sería el modelo exponencial (Figura 18).

**Tabla IX.** Parámetros de los diferentes modelos ajustados para cada estado de la variable del polígono A, más su validación cruzada, que suma los errores al cuadrado, las celdas con relleno de color indica el estado de la variable y su modelo mejor ajustado.

Transformación	Modelo	Pepita	Meseta	Rango	Validación cruzada
Variable $x_i$	Gaussiano	0.0024	0.0041	1734.19	0.034372
	Exponencial	0.0005	0.0042	1647.65	0.051114
	Esférico	0.0002	0.0036	950.00	0.060210
LN( $x_i+1$ )	Gaussiano	0.0021	0.0028	692.33	0.034202
	Exponencial	0.0009	0.0030	898.72	0.039250
	Esférico	0.0009	0.0027	500.00	0.042047
$\sqrt{x_i + 0.5}$	Gaussiano	0.0005	0.0015	692.33	0.022953
	Exponencial	0.0004	0.0015	898.72	0.020273
	Esférico	0.0002	0.0016	950.00	0.024376
$\sqrt{x_i + \frac{3}{8}}$	Gaussiano	0.0005	0.0019	692.33	0.032092
	Exponencial	0.0004	0.0021	1228.25	0.027176
	Esférico	0.0002	0.0020	850.00	0.033082



**Figura 18.** Modelos teóricos ajustados para la variable  $(\sqrt{x_i + 0.5})$  en el Polígono A.

**Polígono B:** En este polígono al igual que en el polígono anterior se ve un mejor ajuste en la validación cruzada en la transformación  $\sqrt{x_i + 0.5}$ , pero en este caso el modelo Gaussiano tuvo una mejor representación de los datos. Sin embargo el valor de la pepita supera el 50% del valor de la meseta (Tabla X), lo cual no es recomendable ya que indica un ruido espacial que puede generar estimaciones imprecisas. Es con este criterio que se decidió usar el modelo esférico aún cuando la validación cruzada sugería el modelo Gaussiano, ya que en el modelo Gaussiano la pepita representaba el 66% del valor de la meseta, por lo tanto se decide usar el modelo exponencial (Figura 19), el cual tiene un valor muy similar de validación cruzada, pero no presenta el problema anteriormente descrito.

**Tabla X.** Parámetros de los diferentes modelos ajustados para cada estado de la variable del polígono B, más su validación cruzada, que suma los errores al cuadrado, las celdas con relleno de color indica el estado de la variable y su modelo mejor ajustado.

<b>Transformación</b>	<b>Modelo</b>	<b>Pepita</b>	<b>Meseta</b>	<b>Rango</b>	<b>Validación Cruzada</b>
Variable $x_i$	Gaussiano	0.0008	0.0014	951.95	0.02674
	Exponencial	0.0007	0.0014	2097.01	0.02893
	Esférico	0.0007	0.0013	900.00	0.02729
LN( $x_i+1$ )	Gaussiano	0.0007	0.0012	951.95	0.02451
	Exponencial	0.0006	0.0013	1797.44	0.02626
	Esférico	0.0005	0.0012	900.00	0.02526
$\sqrt{x_i + 0.5}$	Gaussiano	0.0004	0.0006	951.95	0.01240
	Exponencial	0.0003	0.0007	1737.52	0.01320
	Esférico	0.0003	0.0006	900.00	0.01259
$\sqrt{x_i + \frac{3}{8}}$	Gaussiano	0.0005	0.0008	951.95	0.01606
	Exponencial	0.0004	0.0008	1348.08	0.01702
	Esférico	0.0004	0.0008	900.00	0.01630

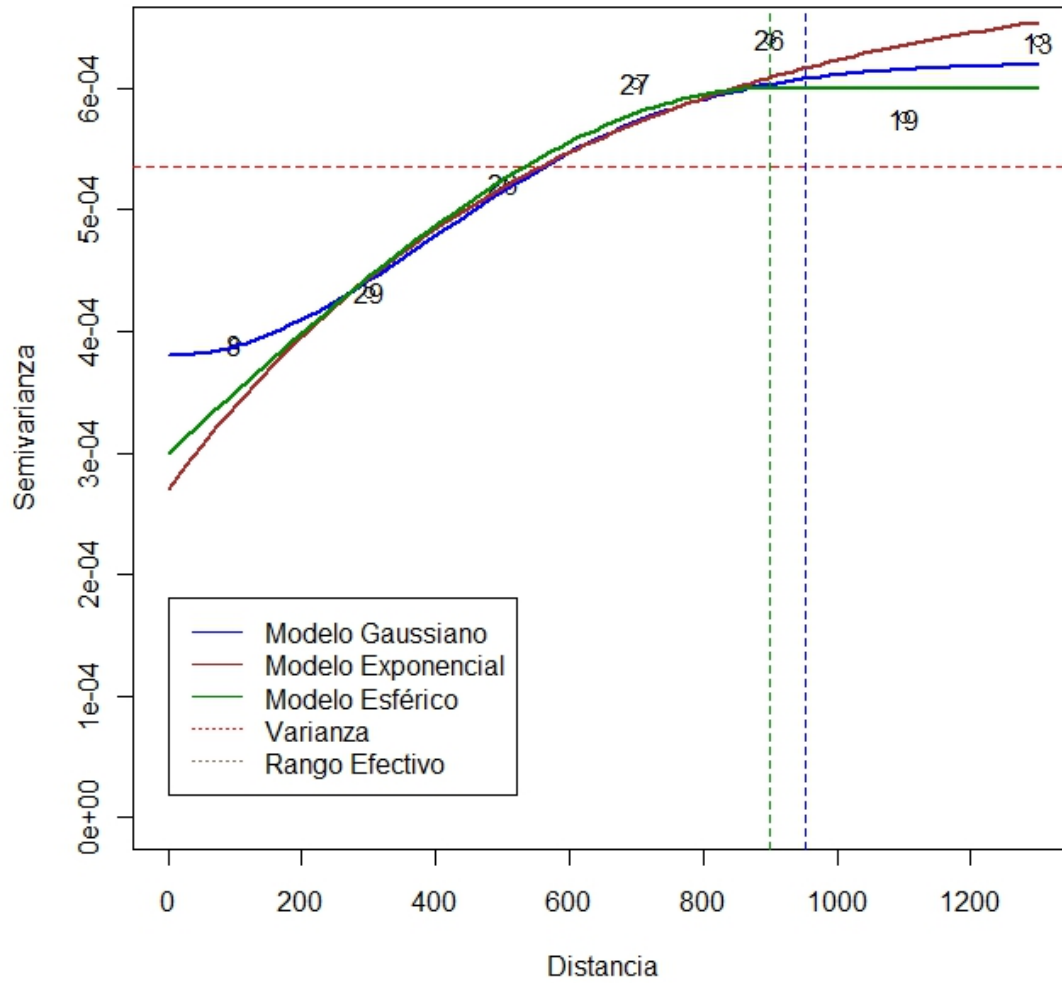
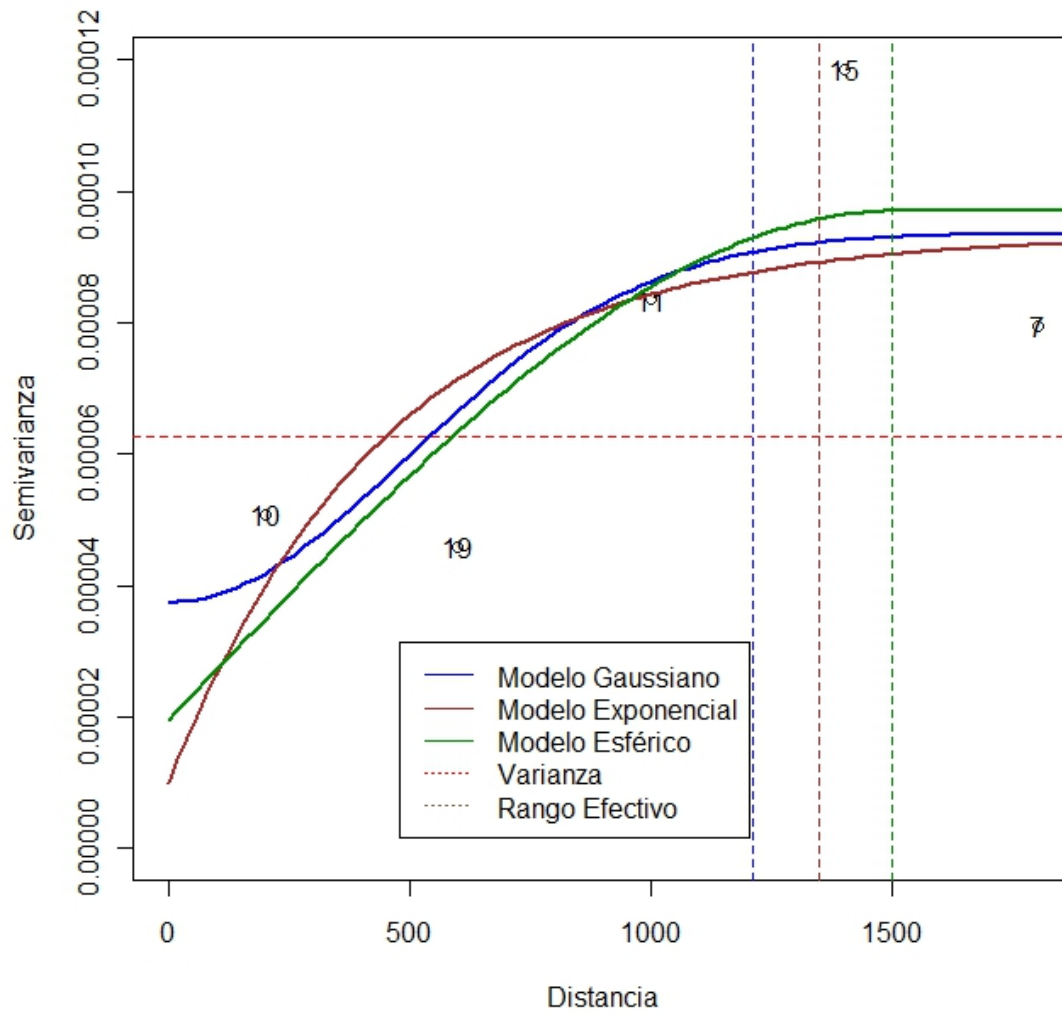


Figura 19. Modelos teóricos ajustados para la variable  $(\sqrt{x_i + 0.5})$  en el Polígono B.

Polígono D: Al igual que en los dos polígonos anteriores se encontró un mejor ajuste en la transformación de la variable ( $\sqrt{x_i + 0.5}$ ) al tener la menor suma de errores (Tabla XI) y el modelo con mejor ajuste fue el modelo Gaussiano (Figura 20).

**Tabla XI.** Parámetros de los diferentes modelos ajustados para cada estado de la variable del polígono D, más su validación cruzada, que suma los errores al cuadrado, las celdas con relleno de color indica el estado de la variable y su modelo mejor ajustado.

<b>Transformación</b>	<b>Modelo</b>	<b>Pepita</b>	<b>Meseta</b>	<b>Rango</b>	<b>Validación Cruzada</b>
Variable $x_i$	Gaussiano	0.0001	0.0002	1211.57	0.00213
	Exponencial	0.0000	0.0002	1348.08	0.00250
	Esférico	0.0000	0.0002	1500.00	0.00238
LN( $x_i+1$ )	Gaussiano	0.0001	0.0002	1211.57	0.00206
	Exponencial	0.0000	0.0002	1348.08	0.00242
	Esférico	0.0000	0.0002	1500.00	0.00229
$\sqrt{x_i + 0.5}$	Gaussiano	0.0000	0.0001	1211.57	0.00101
	Exponencial	0.0000	0.0001	1348.08	0.00121
	Esférico	0.0000	0.0001	1500.00	0.00111
$\sqrt{x_i + \frac{3}{8}}$	Gaussiano	0.0000	0.0001	1211.57	0.00139
	Exponencial	0.0000	0.0001	1348.08	0.00162
	Esférico	0.0000	0.0001	1500.00	0.00152



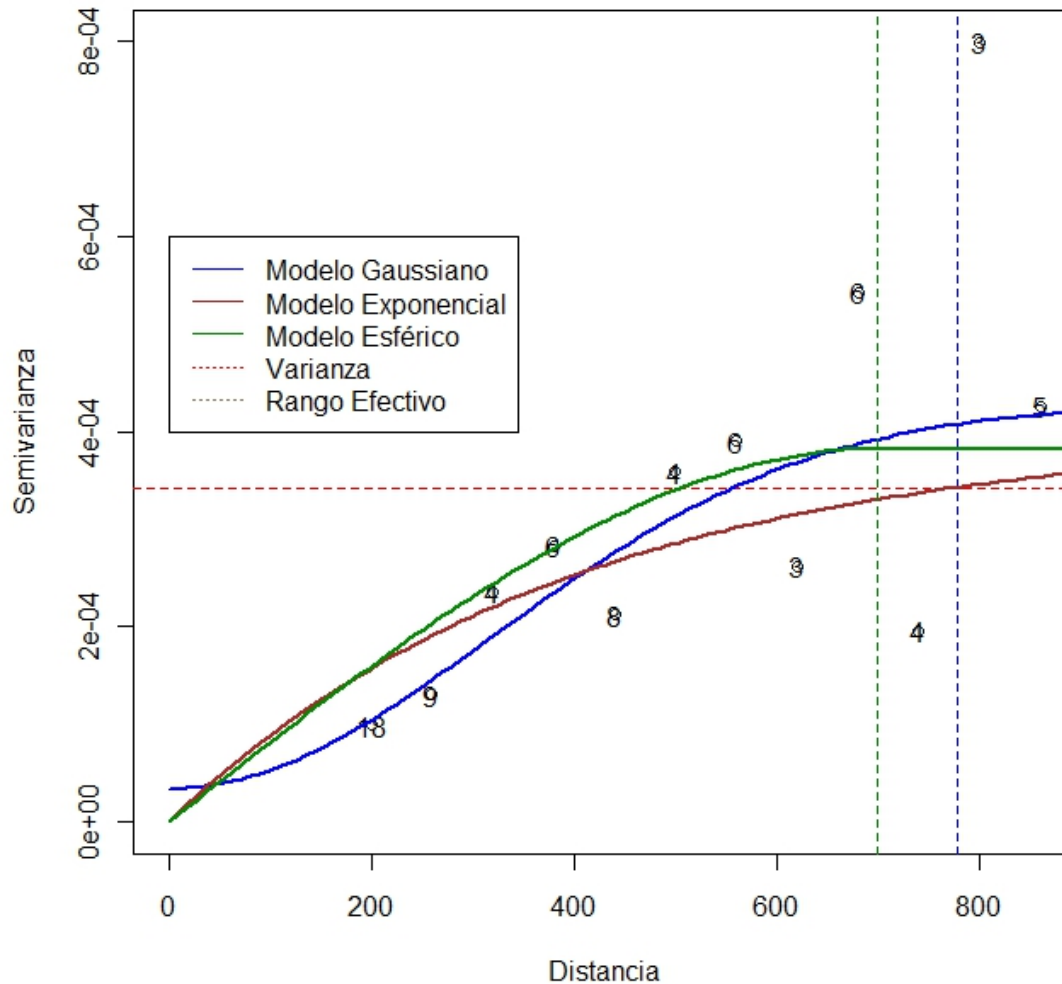
**Figura 20.** Modelos teóricos ajustados para la variable  $(\sqrt{x_i + 0.5})$  en el Polígono D.



Polígono E: Este último polígono al igual que todos los anteriores demostró un mejor ajuste de la validación cruzada al usar la transformación de la variable ( $\sqrt{x_i + 0.5}$ ) (Tabla XII) y presento un mejor ajuste en el modelo esférico (Figura 21).

**Tabla XII.** Parámetros de los diferentes modelos ajustados para cada estado de la variable del polígono E, más su validación cruzada, que suma los errores al cuadrado, las celdas con relleno de color indica el estado de la variable y su modelos mejor ajustado.

<b>Transformación</b>	<b>Modelo</b>	<b>Pepita</b>	<b>Meseta</b>	<b>Rango</b>	<b>Validación Cruzada</b>
Variable $x_i$	Gaussiano	0.0001	0.0010	778.87	0.00987
	Exponencial	0.0000	0.0010	1198.67	0.00994
	Esférico	0.0000	0.0008	700.00	0.00979
LN( $x_i+1$ )	Gaussiano	0.0001	0.0009	778.87	0.00920
	Exponencial	0.0000	0.0009	1198.29	0.00919
	Esférico	0.0000	0.0007	700.00	0.00904
$\sqrt{x_i + 0.5}$	Gaussiano	0.0000	0.0004	778.87	0.00458
	Exponencial	0.0000	0.0004	1198.29	0.00460
	Esférico	0.0000	0.0004	700.00	0.00453
$\sqrt{x_i + \frac{3}{8}}$	Gaussiano	0.0000	0.0006	778.87	0.00601
	Exponencial	0.0000	0.0005	1198.29	0.00599
	Esférico	0.0000	0.0005	700.00	0.00589



**Figura 21.** Modelos teóricos ajustados para la variable  $(\sqrt{x_i + 0.5})$  en el Polígono E.

Para interpretar el semivariograma experimental se parte del criterio de que a menor distancia entre los sitios mayor similitud o correlación espacial entre las observaciones. Y se espera que a distancias pequeñas el semivariograma tenga semivarianzas menores y que a las distancias grandes la semivarianza se incremente (Giraldo 2002). En la mayoría de los polígonos se puede ver esta tendencia, tal vez no tan marcada como se esperaría, sin embargo se puede ajustar modelos sobre ellos, excepto como se observa en el semivariograma del polígono C (Figura 15), esto pudo ser resultado de errores de muestreo por lo que no se pudo ajustar ningún modelo (Moral-García 2004). Con el resto de polígonos fue posible ajustar modelos teóricos en todos los estados de la

variable. En todos los polígonos donde se pudo ajustar los modelos, la transformación de la variable  $z = \sqrt{x_i + 0.5}$ , obtuvo mejores resultados y el peor estado de la variable fue la no transformación ya que en todos los polígonos resultó con mayores errores cuadráticos. Según la validación cruzada el mejor modelo para el polígono Ay B fue el exponencial, para el polígono D, el modelo Gaussiano se ajustó mejor a los datos y para el polígono E fue el esférico. Cabe resaltar que los resultados de la interpolación en los diferentes modelos con el mismo estado de la variable no son significativamente diferentes, solo son significativamente diferentes cuando se comparan los resultados con los diferentes estados de la variable.

#### Interpolación de densidades poblacionales mediante Kriging Ordinario

Una vez escogidos los modelos teóricos mejor ajustados a los semivariogramas experimentales, se generó una malla de interpolación para cada polígono. La interpolación con Kriging Ordinario se realizó en la malla de interpolación con los parámetros que se especifican en la Tabla XIII. Este método permitió estimar la distribución espacial de la variable para cada polígono, así como la distribución espacial del error interpolado.

**Tabla XIII.** Parámetros utilizados para la interpolación con el método de Kriging Ordinario, para cada polígono.

Polígono	Estado de la variable	Modelo	Pepita	Meseta	Rango (m)	Tamaño de Celda (m)	Área de Celda (m <sup>2</sup> )
A	$\sqrt{x_i + 0.5}$	Exponencial	0.0004	0.0015	898.7	150x150	22500
B	$\sqrt{x_i + 0.5}$	Exponencial	0.0003	0.0007	1737.5	115x115	13225
D	$\sqrt{x_i + 0.5}$	Gaussiano	0.0000	0.0001	1211.6	100x100	10000
E	$\sqrt{x_i + 0.5}$	Esférico	0.0000	0.0004	700.0	60x60	3600

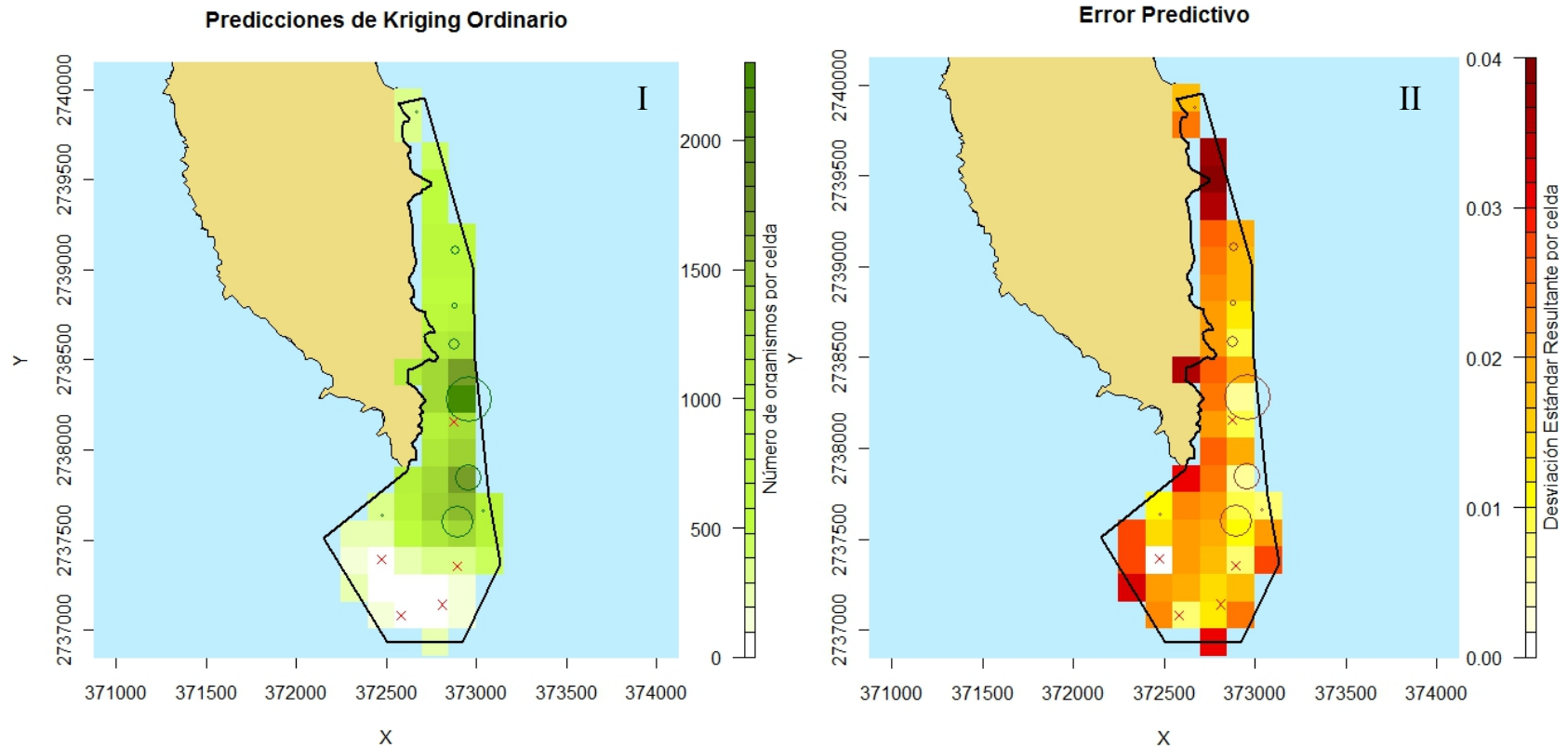
Los parámetros que definen el modelo de semivariograma junto con una función de forma son la pepita, el rango y la meseta. Estos parámetros se interpretan de la siguiente

manera: La pepita describe las variaciones espaciales en la escala de error de medición y muestreo, es decir, la diferencia en los resultados que se podría esperar en dos muestras de una misma estación. El rango es la distancia a la que el modelo se aplana, es decir, a qué distancia deja de ser espacialmente auto correlacionadas las muestras. La meseta da las variaciones que uno debería esperar de las muestras separadas por una distancia más allá del rango (Hengl 2009).

Los valores de pepita en el ajuste de modelos en todos los polígonos no supera el 50% del valor de la meseta, lo cual, según Díaz-Francés (1993), es recomendable para que el modelo de correlación espacial describa bien la realidad. También desde un punto de vista teórico es conocido que un alto valor en el rango permite obtener curvas de predicción más suavizadas reduciendo las magnitudes en varianzas de predicción (Díaz-Francés 1993). Los rangos estimados para el ajuste de modelos no superan en ninguno de los casos los 1500 metros, pero debemos tomar en consideración la limitante geográfica de los polígonos y que las distancias máximas en los semivariogramas fueron reducidas.

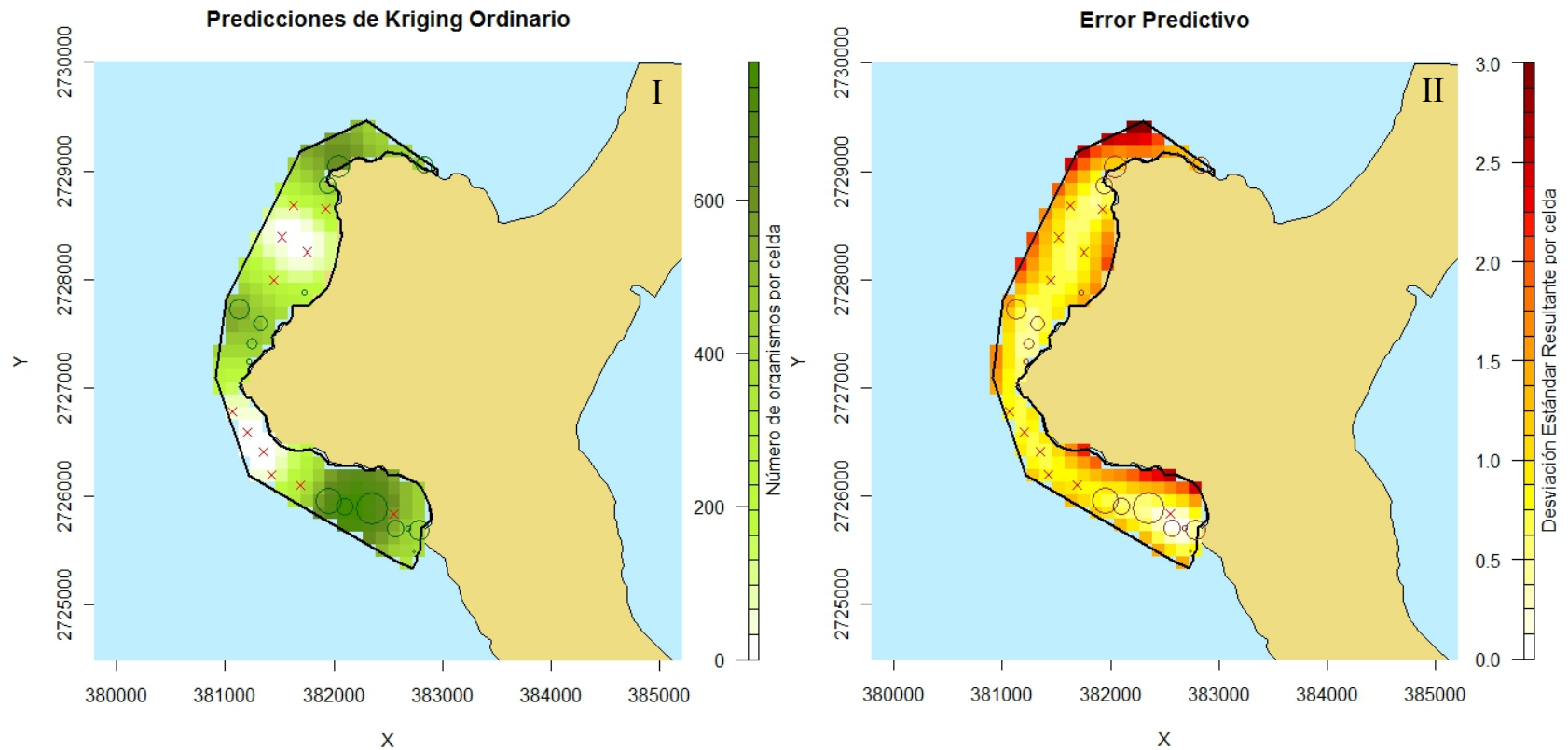
En los mapas creados de la distribución de la densidad poblacional de las Figuras 22 a la 25, se pueden observar en todos los polígono una distribución en parche, evidenciando la presencia de bancos (zonas de mayor densidad) y la distribución desigual que presentan estos organismos, por lo que apoya el supuesto de que la media aritmética no debería usarse para estimar la población. También se puede observar en los mapas de error, que la distribución espacial del error aumenta conforme las interpolaciones se alejan de los puntos de muestreo, esto provoca que la mayor proporción de error se concentre en los bordes internos de los polígonos. Las zonas con menos errores es donde están presenten las estimaciones. Los resultados numéricos de esta técnica con respecto a la media poblacional se pueden observar en la Tabla XIV. Para poder comparar las poblaciones totales en cada polígono con las otras dos técnicas de estimación, se usó un factor de corrección entre la proporción de las áreas reales del polígono y las áreas generadas en las celdas de interpolación, esto debido al efecto de los pixeles que no se ajustaron a los bordes del polígono que se generan en los mapas (Figura 26).

Polígono A:



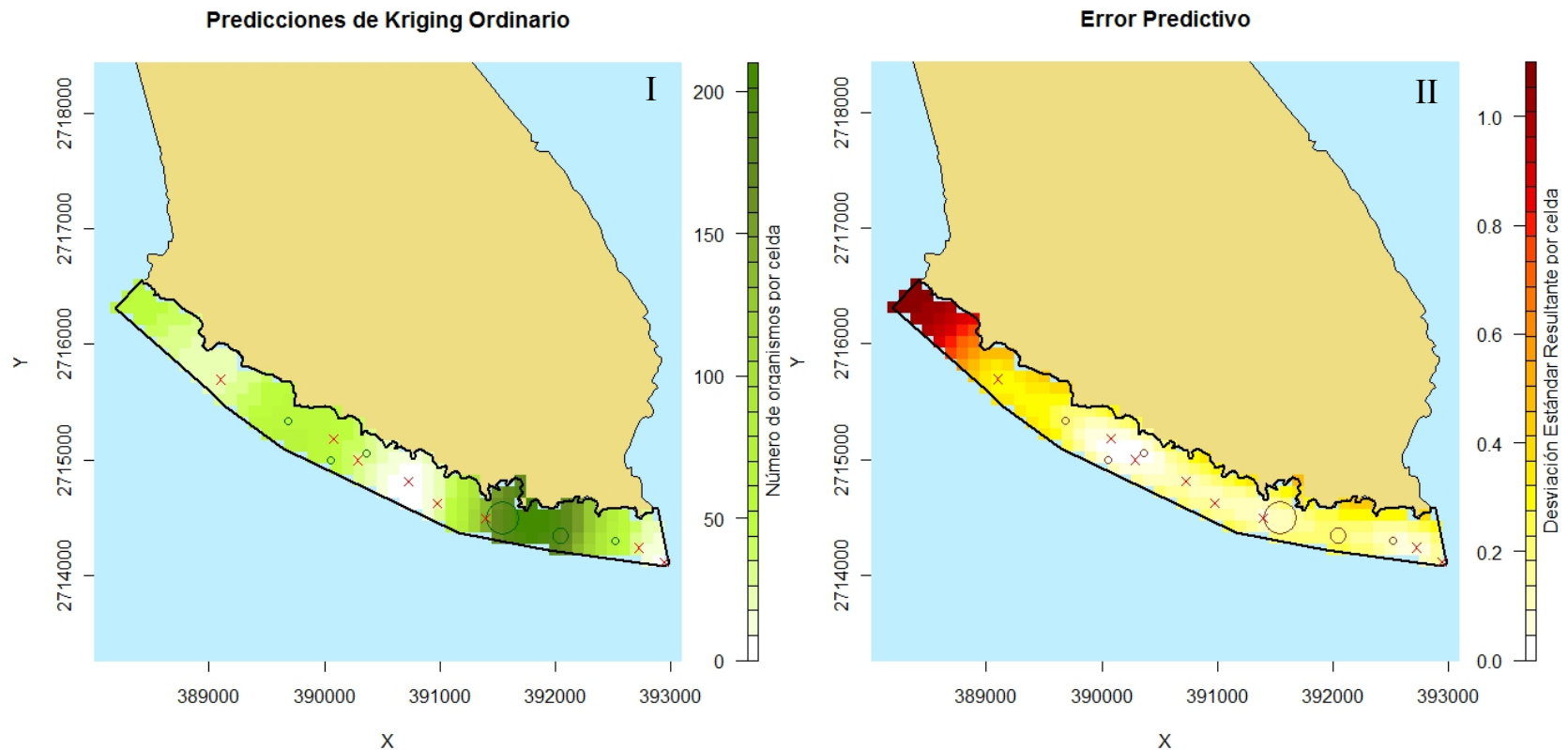
**Figura 22.** I. Mapa de distribución de los organismos II. Mapa de distribución de los errores. Con el método de interpolación Kriging ordinario en celdas de 150x150 m (22,500 m<sup>2</sup>) en el Polígono A.

Polígono B:



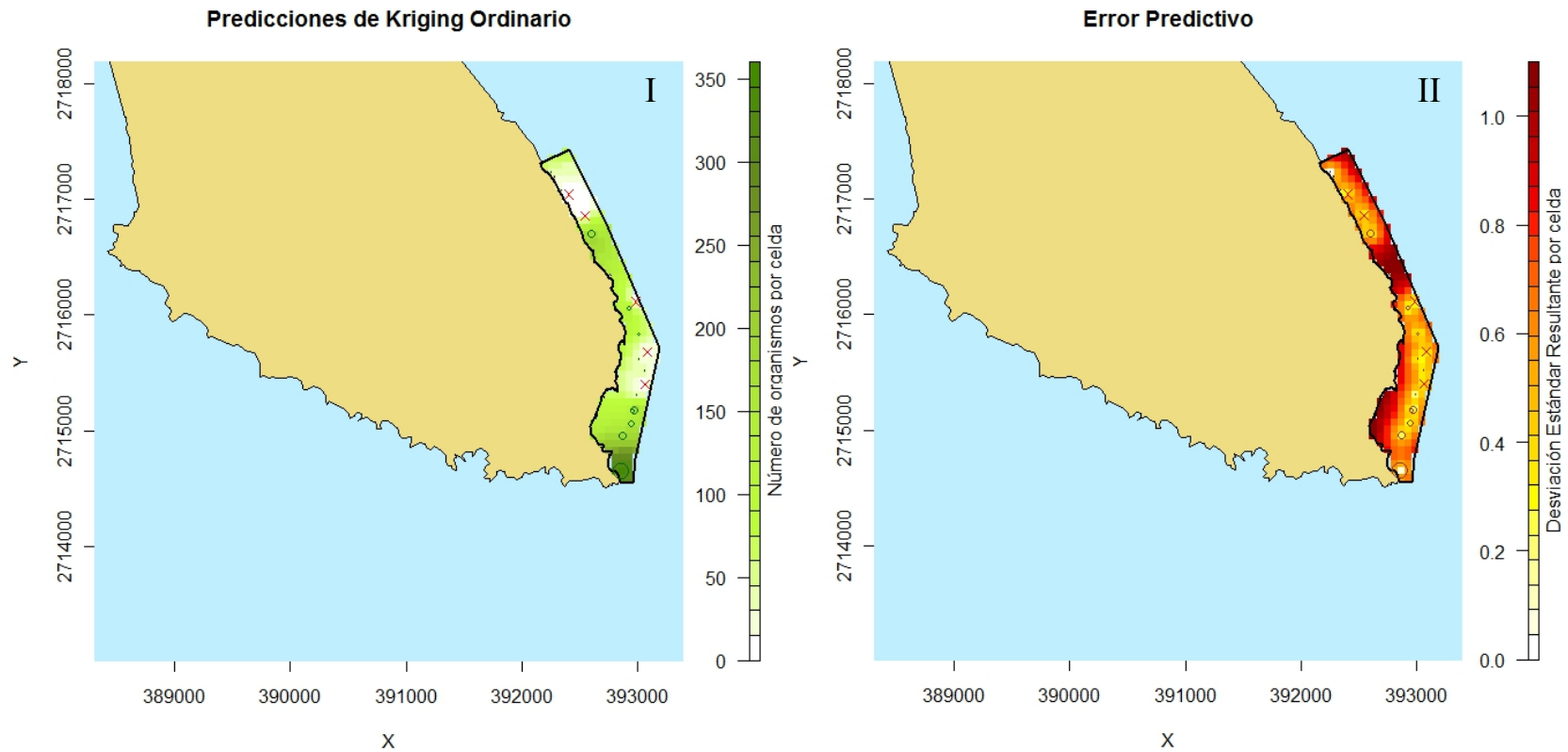
**Figura 23.** I. Mapa de distribución de los organismos II. Mapa de distribución de los errores. Con el método de interpolación Kriging ordinario en celdas de 115x115 m ( $13,225 \text{ m}^2$ ) en el Polígono B.

Polígono D:



**Figura 24.** I. Mapa de distribución de los organismos II. Mapa de distribución de los errores. Con el método de interpolación Kriging ordinario en celdas de 100x100 m (10,000 m<sup>2</sup>) en el Polígono D.

Polígono E:



**Figura 25.** I. Mapa de distribución de los organismos II. Mapa de distribución de los errores. Con el método de interpolación Kriging ordinario en celdas de 60x60 m (3,600 m<sup>2</sup>) en el Polígono E.



#### 7.4 Estimación de la Abundancia Total

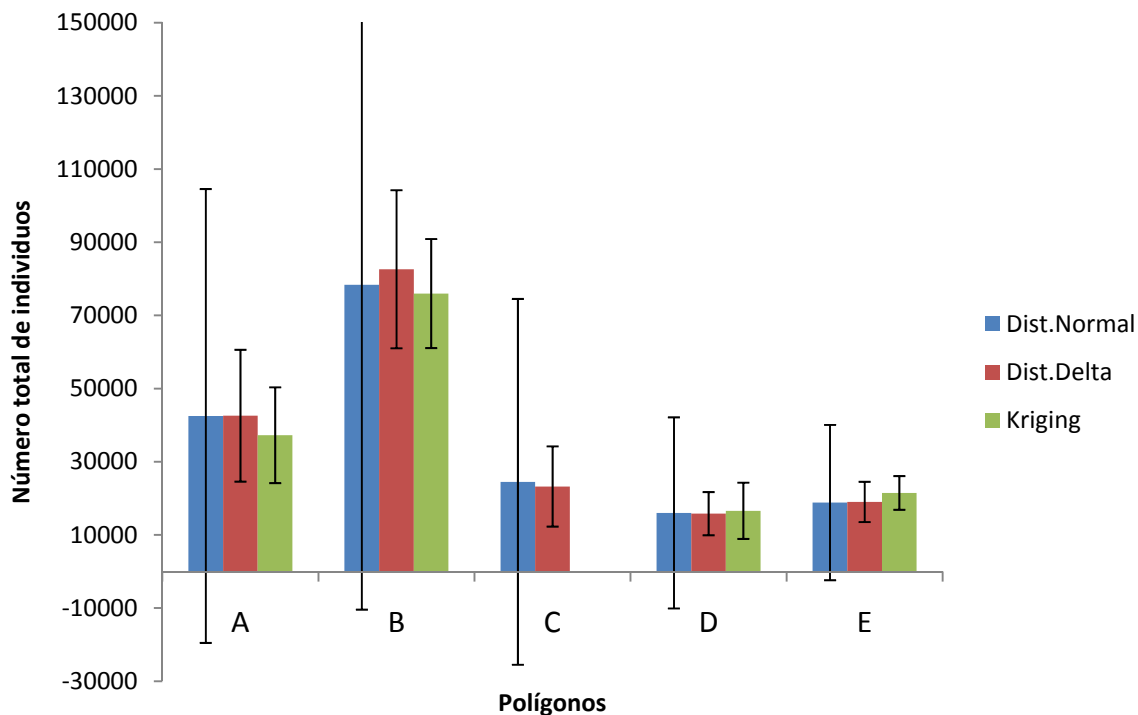
Una vez realizada las estimaciones de las medias poblacionales de *I. fuscus*, se compararon los resultados obtenidos de los tres métodos (Tabla XIV). A partir de estos valores se estimó la población total de acuerdo a cada método (Tabla XV), y para una mejor comparación, los valores así estimados se presentan en la Figura 26.

**Tabla XIV.** Comparación de la estimación de la densidad media, desviación estándar y varianza poblacional para los diferentes polígonos, con la distribución normal, la  $\Delta$  - distribución y el método de Kriging Ordinario.

	<b>Media Aritmética</b>	<b>Var</b>	<b>Media <math>\Delta</math> - distribución</b>	<b>Var</b>	<b>Media Kriging</b>	<b>Var</b>
A	0.0343±0.0500	0.0025	0.0343±0.0145	0.00021	0.0306±0.0103	0.00010
B	0.0300±0.0340	0.0011	0.0316±0.0083	0.00007	0.0290±0.0057	0.00003
C	0.0094±0.0191	0.0003	0.0089±0.0042	0.00002	-	-
D	0.0072±0.0118	0.0001	0.0071±0.0027	0.000007	0.0075±0.0034	0.00001
E	0.0241±0.0272	0.0007	0.0243±0.0070	0.00005	0.0271±0.0059	0.00003

En relación a la comparación entre métodos con las áreas reconstruidas, en los polígonos A y B se observa que las estimaciones de la abundancia total obtenidas con el método geoestadístico resultaron más conservadoras numéricamente que las otras técnicas (Tabla XV). Este no es el caso para los polígonos D y E, en donde la estimación con Kriging tiende a sobreestimar con respecto a los otros dos métodos. Estos dos últimos polígonos comparten la misma distribución espacial de las unidades de muestreo, presentándose de manera lineal a lo largo de la costa. Con respecto a la comparación de las varianzas entre las técnicas, se puede observar en todos los polígonos, excepto el polígono D, que el método de Kriging disminuye significativamente las varianzas, y con ello proporciona estimaciones de abundancia total más precisas (Figura 26).

## Resultados



**Figura 26.** Comparación de las abundancias totales obtenidas en cada polígono, con las técnicas de distribución normal,  $\Delta$ -distribución y el método de Kriging, con sus desviaciones estándar.

**Tabla XV.** Comparación de abundancias totales en los diferentes polígonos con la distribución normal, la  $\Delta$  - distribución y el método de Kriging Ordinario y sus respectivas desviaciones estándares.

Polígono	Población Aritmética	Población $\Delta$ - distribución	Población Kriging
A	42,510±62,035	42,571±18,011	37,246±13,092
B	78,375±88,807	82,607±21,602	75,977±37,456
C	24,492±49,997	23,229±10,969	-
D	16,011±26,127	15,802±5,908	16,581±11,079
E	18,833±21,217	19,007±5,493	21,473±7,096

Las diferencias entre las estimaciones de la población total entre los métodos son en órdenes de magnitud de miles de individuos de pepinos de mar, de más de 5,000 organismos entre el método de Kriging en los polígonos A y B, con respecto a los otros dos métodos. Y como sabemos que las cuotas de captura corresponden al 10% de la población estimada, esto quiere decir que hay más de 500 organismos demás que estarían sujetos a aprovechamiento por la estimación poblacional errada del proceso.

## 8 Discusión

La metodología definida en la “Reunión Regional para la conservación y aprovechamiento sustentable de pepino de mar *Isostichopus fuscus* en la península de Baja California”, requiere que los interesados en una autorización de aprovechamiento extractivo, generen una representación geográfica de los polígonos a concesionar (predio federal). Este procedimiento es fundamental para la estimación poblacional total que definirá la cuota de extracción a aprobarse por la SEMARNAT. Sin embargo, en la evaluación geográfica de los datos se observa que los polígonos presentan incongruencias, por ejemplo: áreas en tierra firme; zonas costeras no incluidas. Al corregir estos problemas, las áreas de concesión estimadas cambiaron significativamente de tamaño (algunos polígonos hasta más del doble), generando que la extrapolación de la media poblacional aumentara aproximadamente un 50% (Tabla IV). Este efecto indica que es de suma importancia para un manejo efectivo de este recurso, que la entidad correspondiente (DGVS) al evaluar los informes técnicos de los propietarios de predios federales, revise a detalle las estimaciones del área, puesto que a mayor área reportada, mayor abundancia total por polígono y mayor será la cuota de aprovechamiento asignada. Estos errores pueden resultar en una sobreexplotación del recurso.

En las variables físicas de profundidad y tipos de sustratos no se encontró una relación estadística significativa, por lo que se considera que esta variable no tiene relevancia en la distribución del pepino de mar *I. fuscus* en este caso de estudio. Una explicación probable para la falta de relación con la profundidad, puede darse de la consideración de que este organismo vive hasta una profundidad máxima de 40 metros (Aburto-Oropeza et al. 2010), y los muestreos en este estudio no fueron mayores a los 16 metros. En este rango de profundidades es poco probable detectar una preferencia de hábitat. Por otro lado, esta especie sólo vive en sustratos duros (rocosos, rocosos arenosos) (Fajardo-León et al. 1995). Sin embargo, no se demostró que tuvieran una preferencia por el tipo de estructura rocosa, en este caso. Este tipo de variables físicas son importantes de evaluar, debido a que sí el organismo presenta una distribución espacial dependiente, podrían

utilizarse técnicas de interpolación de densidades poblacionales con respecto a la variable dependiente, como por ejemplo el método co-Kriging.

La metodología usada para la estimación poblacional de *I. fuscus* en la península de Baja California, también asume que los datos obtenidos en los muestreos se analicen presuponiendo una distribución normal. Sin embargo, como se puede apreciar en el análisis estadístico de este caso de estudio, las distribuciones de los datos no están distribuidas normalmente y ninguna de las transformaciones usadas llegó a normalizarlos. Por lo tanto, es evidente que la estimación de la abundancia total mediante el uso de la media aritmética es deficiente, y podría estar generando sobreestimaciones que resulte en la disminución de las poblaciones naturales que la DGVS desea proteger y recuperar.

Como bien lo menciona Pennington (1996), los organismos marinos tienen la particularidad de tener una distribución espacial altamente desigual que provocan grandes varianzas y altos sesgos en la determinación de estos parámetros poblacionales, por lo que si los datos tienen una distribución log-normal, con una alta presencia de ceros, estos datos se podrían analizar con la  $\Delta$ -distribución. En nuestra base de datos se comparó el histograma de frecuencias observado con una distribución log-normal esperada. Los resultados demostraron que los datos observados se aproximan bastante a una distribución log-normal, salvo, el polígono C que fue el más alejado a esta distribución, ya que, presenta muy pocos muestreos y bajas densidades. Por ello, no fue considerado para la extracción comercial, y tampoco debería ser considerado para el cálculo de la media con la  $\Delta$ -distribución, aún así se realizó el cálculo para conocer el comportamiento y resultó que la media aritmética sobreestimada la abundancia del pepino de mar con respecto a la media de la  $\Delta$ -distribución.

En la media poblacional y la varianza por el método de  $\Delta$ -distribución también se puede observar que el polígono D fue el que mejor se ajustó a la curva de log-normalidad y fue el único que estimó una media poblacional menor con respecto a la media aritmética, pero también fue el que presentó mayores valores de cero con respecto a su tamaño de

muestra, demostrándose así la importancia de los ceros en la obtención de la media poblacional. En todos los polígonos se mejoró significativamente la varianza y la desviación estándar, con esta técnica. Cabe resaltar que los  $\Delta$ -estimadores son mucho más eficientes, sin embargo pierden esta ventaja entre más pequeñas sean las muestras (Smith 1988; Syrjala 2000). Myers y Pepin (1990) recomiendan que las muestras sean de un tamaño mayor a 40, por lo que se decidió analizar todas las bases de datos de los polígonos juntos para aumentar el tamaño de muestra, pero los resultados fueron similares, si comparamos la suma total de las abundancias de cada polígono calculado individualmente a la obtención de la abundancia obtenida de estimación de los polígonos juntos.

Los estudios orientados hacia la mejora de la eficiencia de los estimadores se centran en el análisis de modelos que mejor describen a la distribución estadística de la densidad de los organismos marinos. La especie *I. fuscus*, en la zona de estudio de esta investigación, está en su límite Norte de distribución geográfica, además que es una población natural deprimida por su mal manejo pesquero en el pasado, por lo que tienden a agruparse de tal manera que la distribución de las muestras tomadas de estas poblaciones se caracteriza por una alta proporción de ceros y valores bajos de población media y un pequeño porcentaje de valores extremadamente altos con respecto a las otras muestras. En estas circunstancias, la media aritmética muestral no es la mejor opción, pues solo es un estimador insesgado de la abundancia cuando se cumple que la variable se distribuye normalmente, y además no necesariamente es el estimador de mínima varianza (McConnaughey y Conquest 1993). Otras distribuciones estadísticas que se han usado en la estimación de abundancia incluyen: la distribución log-normal,  $\Delta$ , gamma, Weibull, y binomial negativa (Myers y Pepin 1990; Patterson 1998; Pennington 1996; Smith 1990; Stefánsson 1996). Sin embargo, los resultados obtenidos no han sido consistentes. Smith (1990) observa que las mejoras que proporcionan los modelos no siempre compensan la pérdida en eficiencia por sesgo o falta de robustez. Myers y Pepin (1990) concluyen que los estimadores basados en distribuciones log-normales son muy sensibles a las violaciones del modelo y sólo pueden superar en eficiencia a la media simple si puede ser claramente demostrado que los valores no-cero siguen una

distribución log-normal. McConnaughey y Conquest (1993) comparan la media aritmética, la media geométrica y la distribución log-normal observando que la media simple es muy sensible a los valores extremos y la media geométrica se muestra más estable que la log-normal. Pennington (1996) encuentra mejoras en precisión al usar la  $\Delta$ -distribución aunque obtiene pocos beneficios con la  $\Delta$ -distribución cuando el número de muestras por estrato es menor de 40. Las distribuciones anteriormente mencionadas no han demostrado su eficiencia con respecto a la  $\Delta$ -distribución, además la complejidad de los procesos de estimación las hacen poco usadas.

Por lo tanto una solución para mejorar la eficiencia de los estimadores y disminuir los sesgos para análisis futuros sería aumentar el tamaño de muestra, sin embargo, este tipo de muestreo donde se requiere buceo son costosos. Otra solución que se ha generado en los últimos años es conocer la distribución espacial de los datos, las técnicas geoestadísticas han comenzado a incrementarse en estudios de pesqueros, como una vía de producción continua de mapas de distribución, reducción del error estimado y análisis de comportamiento espacial de las especies. El uso de la geoestadística se ha incrementado gracias a una mayor potencia de cálculo por parte de las computadoras y al desarrollo de métodos estadísticos, dando lugar a una mayor disponibilidad a los biólogos pesqueros, lo cual es muy adecuado, ya que los datos de pesquería típicamente no son normales y tienen un restringido número de muestras (Rufino et al. 2006).

El desarrollo de técnicas de geoestadísticas como el método de Kriging Ordinario tiene la ventaja que no requiere supuestos sobre la distribución de los datos, solo requiere que la variable sea isotrópica y estacionaria, esto es una gran ventaja con respecto a otras técnicas estadísticas que tiene ciertos supuestos que raramente se dan en la naturaleza (Fatima-Zohra 2006). Sin embargo, la transformación de los datos para la aproximación a la normalidad antes de realizar la interpolación es común, porque es posible que minimice la varianza (Schabenberger y Gotway 2005). Para normalizar datos, es común que se recomienda eliminar valores atípicos del muestreo que generen altas varianzas (Bivand 2008), sin embargo, como estamos trabajando con densidades de organismos, si

alguna unidad de muestreo presentó altas densidades, biológicamente es un valor apreciado, y no puede ser descartado.

Por medio de esta técnica, se generaron mapas con las predicciones de la abundancia poblacional aún en sitios no muestreados y mapas de los errores de predicción del método. Esta capacidad de cuantificar la varianza de las estimaciones, es otra gran ventaja de Kriging, ya que se puede definir la precisión de las predicciones. De hecho el mapa de errores proporciona un índice de fiabilidad relativa de la estimación o predicción de los datos. Además, los mapas de error pueden ser usados para identificar áreas en las cuales los muestreos deben intensificarse. En áreas pobremente muestreadas, el mapa de errores mostrará altos valores (Figuras 22.II – 25.II), indicando que las estimaciones tienen una alta variabilidad y en las áreas densas de muestreo presentará valores bajos de error (Fatima-Zohra 2006). Por lo que se recomendaría según estos mapas, generar muestreos en esas zonas con valores altos de error. Un ejemplo cómo mejorar el muestreo que ayude a tener menores varianzas en esta técnica de estimación, pudiera ser con un muestreo aleatorio estratificado, que permite distribuir las muestras entre estratos (densos o no densos) con el fin de mejorar la precisión de las estimaciones (Cochran 1977).

Los mapas de interpolación generados con el método Kriging, nos permiten una interpretación para la identificación de patrones de distribución, haciéndose muy fácil de distinguir en algunos polígonos (B, D y E) una distribución en parches o bancos, esta información es muy valiosa al momento de determinar estrategias de manejo, o para permitir recomendar un muestreo estratificado que se ajustaría mejor a este tipo de datos. Los mapas de error indican donde hicieron falta muestras para aumentar la robustez del análisis y se puede intuir que si se hubieran hecho más muestreos aunque estos hubieran presentado ausencia de organismos, los errores de interpolación disminuirían significativamente.

La mayoría de los propietarios de los predios adscritos a la SEMARNAT con autorización de aprovechamiento extractivo de *I. fuscus*, como parte de su plan de

manejo, hacen su extracción en la modalidad de rotación de bancos. Estos bancos son detectados por los mismos pescadores gracias a su experiencia en campo, sin embargo no existe ninguna verificación, ni corroboración de que este método mejore las poblaciones naturales, la herramienta de la geoestadística permitiría monitorear la distribución de los organismos a lo largo del tiempo, y corroborar si este método genera beneficios a largo plazo. Una de las desventajas de este método es la complejidad del proceso, ya que nos sólo se debe entender el proceso, para dar la debida interpretación, sino que también se deben tener conocimientos básicos de Sistemas de Información Geográfico.

Si comparamos las técnicas para las estimaciones poblacionales trabajadas en esta tesis, encontramos que la media aritmética tiende a sobreestimar la población con respecto a los otros métodos en los polígonos A, B y C. La sobreestimación de la media aritmética se debe a que los datos no están distribuidos normalmente, por lo que su media no es representativa. En el polígono D tiende a sobreestimar sólo con respecto a la técnica de la  $\Delta$ -distribución. En el polígono E la media aritmética resulta ser la más conservadora de las 3 otras técnicas usadas. De hecho la media poblacional del método geoestadístico sobreestimó con respecto a la otras técnicas en los polígono D y E, esto pudo deberse al arreglo geográfico de los datos, ya que en ambos polígonos los datos se distribuyen a lo largo de la costa, pues no se pudieron hacer muestreos en los tres diferentes niveles de profundidad como inicialmente se propuso en la prospección, y que en los polígonos A y B se cumplió parcialmente. Esto representa un problema cuando se genera la estimación geoestadística. Particularmente en el cálculo de semivarianzas entre puntos de muestreo, pues las escalas máximas de trabajo tuvieron que reducirse en los semivariogramas y las comparaciones entre puntos de muestreo son menos, porque están limitados por estas distancias y podría generar este tipo de sobreestimación. En conclusión este arreglo espacial de sitios de muestreo no es apropiado para trabajar con geoestadística, por lo que sería recomendable un muestreo estratificado.

En el polígono C y D la  $\Delta$ -distribución logra una estimación más conservadora que las otras técnicas y estos dos polígonos comparten la característica de tener una alta



proporción de ceros en relación a los sitios de muestreo en donde sí se reportan organismos, esto evidencia la importancia de celdas de muestreo con valores ceros, en los cálculos de la media poblacional con la este método. En el polígono E la proporción de ceros en sus muestreos son bajos, por lo que la  $\Delta$ -distribución no generó datos muy diferentes a la media aritmética, siendo está un poco menor a la media de la  $\Delta$ -distribución.

Se debe tomar en cuenta que esta especie categorizada como “sujeta a protección especial”, tiene la ventaja de que obliga a los propietarios de predios a presentar los resultados de sus prospecciones anuales con la característica de ser georreferenciadas y con una estructura de muestreo que si se cumpliera en su totalidad ó mejorará, podría generar información muy aprovechable para optimizar su manejo. Esta ventaja de estructura en las prospecciones debería estar más estrictamente evaluada por la entidad correspondiente, porque en los reportes de las cooperativas se notan algunas inconsistencias, que podrían ser fácilmente corregibles, si se les indica a los técnicos de campo cómo hacerlo. Empezando por el cálculo del área de los polígonos. Los propietarios de predios definen sus polígonos con la menor cantidad de puntos georreferenciados, resultando en zonas cuadradas geográficamente hablando, las cuales no se ajustan a la línea de costa y la extracción de este organismo empieza por zonas someras, cercanas a la costa, donde no es necesario el equipo de buceo (reduciendo además el gasto en combustible para las embarcaciones y resultando más atractivo para los pescadores). Es en estas zonas el organismo es más fácil de extraer y no se está incluyendo en la estimación del área de la mayoría de los predios, generando sobre o sub estimaciones en las poblaciones naturales, debido a que el cálculo de la media poblacional con la distribución normal que se genera, la extrapola al área. En esta investigación los polígonos que propusieron la Cooperativa inicialmente subestimaba el área con respecto a los polígonos ajustado a la línea de costa, obteniéndose poblaciones mayores en los polígonos reconstruidos (Tabla IV), pero debemos entender que estos predios ó polígonos no reflejan el hábitat real del pepino de mar, por lo que al extrapolar la media poblacional a un área tan grande va a generar sobreestimaciones en la abundancia total.

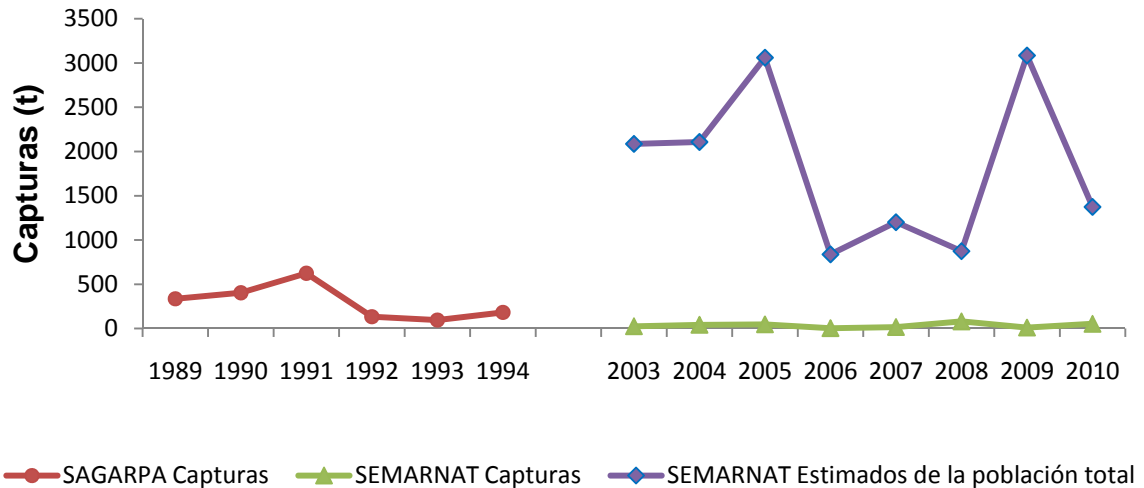
Es importante tomar en cuenta que *I. fuscus* es una especie que vive exclusivamente en zonas rocosas y no está presente en áreas arenosas y que la estimación del área debería ser exclusivamente del hábitat real de este organismo. Por lo tanto el área no solo debe ajustarse a la línea de costa sino a la franja de distribución posible del organismo, excluyendo todas áreas donde este no se distribuya; si esto se logra el área disminuiría considerablemente y la extrapolación de la media poblacional y por ende la estimación de la abundancia total también sería menor, así como las cuotas de aprovechamiento. Sin embargo, esta es una meta difícil de cumplir, ya que hablamos de escala geográficas muy pequeñas y difíciles de manipular, por lo que es más recomendable generar muestreos que reflejen el valor real de la población aún cuando el predio tenga una extensión grande, esto se logra aumentando el tamaño de muestra, incluyendo necesariamente zonas de no presencia de *I. fuscus*.

*I. fuscus* es una especie de la cual se tiene poca información sobre su ciclo de vida y sus estudios poblacionales que incluyen estructura de edad y talla están basados en el peso y longitud del organismo, estas variables se saben que son poco confiables por la alta capacidad de contraerse y modificar su contextura física de este organismo. Por lo que todas las estimaciones de su primera madurez y longevidad y por ende sus estrategias de vida son tienen gran incertidumbre. Se sabe que no es posible utilizar marcas en este organismos, para evaluar el crecimiento ya que necrosan el tejido donde se coloca la marca y en poco tiempo la marca se cae, por lo que se ha tenido que utilizar este tipo de métodos indirectos para estimar el estado de la población (medición de longitud y peso) (Herrero-Perezrul 2004), y los experimentos en laboratorio no reflejan la realidad de los organismos silvestres (FAO 2004). Si los datos de laboratorio se pudieran cotejar con valores realizados en campo, se podría dar una estimación más certera, hasta entonces no es posible decir a cuál estrategia de vida pertenece este organismo y que tan vulnerables sean a la sobrepesca.

Lo que sí se puede asegurar es que la estimación de las poblaciones sigue siendo de vital importancia, ya que los responsables administrativos del manejo pesquero de este recurso basan su aprovechamiento en una cuota fija de captura. Las estadísticas de

captura (Figura 27; datos del Departamento de Vida Silvestre y Recursos Naturales de la Delegación Federal de la SEMARNAT en B.C.S.), indican que desde la re-apertura de la pesquería bajo la modalidad de “especie en protección especial” se dio en el 2001. Pero hasta el 2003 se empezaron a otorgar permisos de pesca. Actualmente operan 7 propietarios de predio en este estado de B.C.S., de las cuales todos los años reportan estimaciones poblacionales antes de la asignación de la cuota de aprovechamiento y posteriormente, reportan las capturas realizadas. Estas estimaciones poblacionales y de captura de *I. fuscus* en los predios, fueron analizadas para poder ser comparadas con las estadísticas de captura en toneladas por años de la SAGARPA (Secretaría de Agricultura y Ganadería, Pesca y Alimentación) del año 1989 al 1994 entidad encargada en ese momento de la pesquería. De la siguiente manera: la abundancia total estimada y las capturas de cada predio reportados por individuos, fueron multiplicados por el peso fresco promedio reportado en Kg y se sumaron por año.

En la Figura 27 se puede observar, por ejemplo, que las estimaciones poblacionales en los predios federales en el año 2005 ó 2009 por parte de los técnicos responsables, sobrepasan por mucho la magnitud de todas las capturas sumadas durante 1989 a 1994 en B.C.S., y que llevaron la población al colapso, creando la duda en lo personal, que esas estimaciones poblacionales estén cercanas a la realidad de las poblaciones silvestres. Por otra parte, los informes de las capturas después del 2003 demuestran que los propietarios de los predios no logran completar la cuota que se les autorizó (i.e. 10%) a raíz de sus estimaciones presentadas en los informes técnicos. Esto está justificado por diversos motivos entre ellos el mal tiempo y el desacuerdo en el precio del producto con los exportadores, sin embargo, en lo personal me generan dudas al respecto, por ejemplo: ¿por qué ningún propietario de predios federales en un períodos de 9 meses de pesca logró completar su cuota permitida, si se supone que esa cuota de pesca solo representa el 10% de la población silvestre del área de extracción? Se podría inferir que las estimaciones de las poblaciones de *I. fuscus* han sido sobreestimadas y a los pescadores les resulta difícil obtener esa cuota aún cuando dediquen un esfuerzo importante.



**Figura 27.** Capturas reportada por la SAGARPA de 1989 a 1994 y por la SEMARNAT de 2003 a 2010 para BCS por toneladas de peso fresco, y estimados poblacionales reportados a la SEMARNAT por parte de los propietarios de predios federales en BCS por toneladas de peso fresco.

Esta pesquería fue vedada en 1994, las familias que generaban sus ingresos a partir de ella fueron gravemente afectadas. Cuando se reabrió la pesquería en el 2001 no se había generado suficiente información del estado de las poblaciones naturales. Ahora que la pesquería tiene todas estas condiciones para ser monitoreada esta información debería estarse evaluando periódicamente, no solo para corroborar que los datos que se estén reportando sean próximos a la realidad, sino también para evaluar si la pesquería es sostenible y no retornar al punto de la recategorización de la especie y al cierre de la pesquería, lo cual generará descontento en los usuarios de este recurso y afectará la economía de estas familias. Además en términos de administración de los recursos, mostraría la incapacidad de las instancias expeditas para ello (DGVS). Esto indudablemente llevaría a revisar las políticas en la administración de este recurso.

El párrafo anterior hace referencia una consecuencia económica y administrativa de manejo, también debemos evaluar las consecuencias biológicas propia de las poblaciones naturales de *I. fuscus*. Este organismo es de limitada movilización y se sabe que es seriamente afectado por el efecto *Allee*. Este efecto se refiere al hecho de que si los organismos maduros sexualmente están muy lejos entre sí espacialmente, el

encuentro de gametos se hace más difícil pues su fecundación es externa, disminuyendo el éxito reproductivo, llevando a la población silvestre al colapso en un corto plazo. Por eso es importante que los manejadores del recurso y los tomadores de decisiones mantengan un nivel de abundancia de pepinos de mar necesario para aumentar el encuentro de gametos y garantizar una abundante progenie a partir de las generaciones actuales. Los autores Bell et al. (2008) comentan que el efecto *Allee* es incierto aún para los pepinos de mar de distribución tropical, sin embargo ellos proponen que debe haber aproximadamente de 10 a 50 individuos por hectárea dependiendo de la especie y la ubicación para solventar este efecto.

Para este problema, Friedman et al. (2008) también recomiendan tener zonas exclusivas de protección, recomendación que si se está cumpliendo en B.C.S., puesto que todos los propietarios de predios federales tiene al menos una zona dedicada a la protección. También se recomienda que las zonas de extracción tengan cierres temporales o de rotación de 5 a 10 años, condición que debería evaluarse en los reportes de las capturas de las cooperativas. Países como Australia aconsejan también restringir las capturas nocturnas, pues los pepinos están más vulnerables porque son sus horas de mayor actividad, y además restringir el uso de buceo por el método de “hookah” o “Scuba” y solo permitir el buceo a pulmón para reducir el acceso al recurso. Actualmente la pesquería en Baja California cumple la restricción al buceo nocturno pero no al equipo usado para la extracción.

Podemos concluir que la principal medida de manejo impuesta a la especie NOM *Isostichopus fuscus* actualmente regulada por la SEMARNAT, basada en limitar las cuotas de aprovechamiento según la estimación de la población por parte de los propietarios de predios que deseen el permiso de extracción, presenta desafíos notables debido a las características de distribución altamente desigual de este organismo y genera dudas de si los muestreos y los cálculos con la media aritmética para esta población refleja la realidad del recurso. Por lo tanto, recomendamos usar técnicas alternativas que aunque resulten más complejas, generan mejores estimaciones. Entre ellas, la geoestadística es una herramienta que proporciona información importante, no

sólo por la distribución espacial de los organismos, sino también por la disminución considerable de los sesgos y las varianzas. Se debe recordar también que el principio precautorio propuesto de la FAO (1997) indica que si existe incertidumbre en la información, siempre se debe tomar la decisión más conservadora en pro de la conservación del recurso, en este caso y después de las estimaciones hechas en las tres diferentes técnicas, si se debiera tomar una decisión de la cuota de extracción se aconseja usar la estimación que proporcionó la menor abundancia total.

Podríamos concluir que la  $\Delta$ -distribución generó resultados conservadores cuando las muestras con ceros dominan la proporción de muestras, sin embargo, debemos recordar que los datos analizados aquí no son del todo log-normales, además esta técnica es sensible a tamaños de muestras pequeñas. La geoestadística es una herramienta altamente recomendada en casos donde los datos de densidad de organismos estén georreferenciados y la distribución de los sitios de muestreo no sea del todo uniforme. Ambas técnicas,  $\Delta$ -distribución y geoestadística, y en especial la técnica geoestadística, las varianzas y los sesgos mejoraron significativamente con respecto a la estimación de la densidad de organismos con la media aritmética, técnica que no recomendamos usar para generar datos que se vayan usar como medida de manejo. Estas dos técnicas comparten que las celdas de muestreo con cero individuos, son importantes para la estimación total. Por lo tanto, se recomienda a los responsables de los muestreos, que aunque ellos sepan con antelación cuales lugares no tienen organismos, que aún así los muestren y anoten sus coordenadas geográficas, esto aumentará la robustez de las estimaciones. Algunas veces e influenciados por los pescadores, los biólogos responsables de las prospecciones, sesgan sus muestras yendo a lugares donde saben que encontrarán mayor abundancia, esto genera sesgos y sobreestimaciones, por eso es importante capacitar a los recolectores de muestras y hacerle entender que los ceros si importan.

En concluimos, consideramos que no es razonable usar la media aritmética para el cálculo de la media poblacional, y recomendamos con un alto grado de prioridad que se generen los mapas de los predios de manera precisa y que este se apege fielmente a la

zona donde se distribuye este organismo ó se mejore el sistema de muestreo para que este refleje la realidad de la población.

Este trabajo se orientó en mejorar la precisión de la estimación de la densidad poblacional y la abundancia del pepino de mar *I. fuscus*, y para ello se compararon tres técnicas de estimación. Las técnicas de la  $\Delta$ -distribución y el Kriging Ordinario, lograron mejorar la estimación cuando las restricciones de ellas se cumplieron. En general estas dos técnicas resultaron ser más conservadoras al momento de la estimación poblacional, y más precisas. Sin embargo, aún queda por estudiar el aspecto de la exactitud en la estimación, y para ello se sugieren estudios con métodos de simulación. Además probar el mismo procedimiento estadístico en otras áreas de distribución de la especie para comprender el “real” comportamiento de los datos y por ende de la especie.

## 9 Conclusiones

- Las variables físicas de profundidad y tipo de sustrato no afectaron la distribución del pepino de mar *I. fuscus* en este caso de estudio.
- La media aritmética no es una buena estimación poblacional para estos polígonos propuestos para aprovechamiento comercial.
- La  $\Delta$ -distribución generó estimaciones de abundancia de *I. fuscus* más conservadoras cuando había presencia de gran proporción de valores ceros, sin embargo se debe tener precaución el uso de esta técnica con muestras de tamaño pequeñas.
- La geoestadística resultó muy conveniente cuando los datos estaban geográficamente bien distribuidos y obtuvo en casi todos los polígonos las menores varianzas y sesgos con respecto a las otras técnicas. Sólo la geoestadística genera información de la distribución espacial de los organismos, esto le da una gran ventaja por sobre cualquier técnica estadística tradicional, además genera mapas de errores los cuales evalúan las técnicas de muestreo, representando las zonas donde fueron pobremente muestreadas.
- La validación cruzada en la técnica geoestadística no puede ser usada como único criterio evaluador de selección del modelo teórico que representara el semivariograma.
- Los muestreos alineados a lo largo de la costa no se recomiendan usar para generar mapas de interpolación, debido a los procesos matemáticos involucrados.
- Como lo muestran los mapas de error, el aumentar los sitios muestreados, se obtendrán mejores estimaciones, aún cuando estos sitios de muestreo no presenten



organismos. Por lo que se recomienda para el método geoestadístico un tipo de muestreo con una malla regular a lo largo del polígono de extracción y una intensificación de muestreos en zonas consideradas de alta densidad de organismos, este tipo de muestreo estratificado, generará mayor precisión en los estimadores.

- Ambas técnicas  $\Delta$ -distribución y geoestadística resultaron con varianzas mucho menores que la media aritmética.
- No se puede recomendar una única técnica para la estimación de todos los polígonos. Esto puede ser atribuido a los errores de muestreo y no a las técnicas en sí, puesto que cuando se cumplen las condiciones, las técnicas resolvieron disminuir considerablemente la varianza y los sesgos.
- Una buena definición geográfica de los polígonos evaluados para permisos de extracción permite una mejor estimación de la población del recurso, y es recomendable que se generen adentro de los polígonos, áreas del hábitat real del organismo y se extrapole la media poblacional solo a esas zonas para evitar la sobreestimación de la abundancia total ó se mejoren los muestreos.
- Se recomienda re-evaluar el tipo de muestreo, para conocer si realmente es representativo de la población de pepinos de mar.

## 10. Bibliografía

- Aburto-Oropeza, M.O; M. Caso, B. Erisman y E. Ezcurra. 2010. Bitácora del mar profundo: Una expedición al Golfo de California. Instituto Nacional de Ecología, SCRIPPS Institution of Oceanography, Mexico Pp. 200.
- Aguilar-Ibarra, A. y G. Ramirez-Soberón. 2002. Economic reasons, ecological actions and social consequences in the Mexican sea cucumber fishery. SPC Bêche-de-mer Information Bulletin 17: 33-36.
- Avendaño, L. 2007. Bases para el manejo de la pesquería del pepino de mar (*Isostichopus fuscus*) en Bahía de los Ángeles, Baja California, México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Baja California. Facultad de Ciencias Marinas. Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Ensenada, Baja California, México. p.16-45.
- Bell, J.D; S.W. Purcell y W.J. Nash. 2008. Restoring small-scale fisheries for tropical sea cucumbers. *Ocean & Coastal Management*. 51. 589-593.
- Bivand, R.S; E.J. Pebesma y V. Gómez-Rubio. 2008. Applied spatial data analysis with R. Springer. New York. USA. Pp. 198.
- CITES. 2002. Comercio de cohombros de mar de las familias Holothuridae y Stichopodidae. Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. CITES. Santiago, Chile. CoP12 Doc. 45 – 1-29.
- Cochran, W. 1977. Sampling Techniques. New York: Wiley. Pp. 257-288.
- Díaz-Francés, E. 1993. Introducción a Conceptos Básicos de Geoestadística. Memorias Seminario Estadística y Medio Ambiente. Centro de Investigación en Matemáticas, CIMAT. Guanajuato, México.
- Fajardo-León, M.C. y J.A. Vélez-Barajas. 1996. Pesquería de pepino de mar. En: M.C. Casas-Valdéz y G. Ponce-Díaz (eds.). Estudio del potencial pesquero y acuícola de Baja California Sur. Vol. 1. SEMARNAP/CICIMAR. Pp. 151-165.
- Fajardo-León, M.C; E. Michel, J.A. Vélez-Barajas, J.A. Massó y J. Singh-Cabanillas. 1995. Estructura poblacional y ciclo reproductor de pepino de mar *Isostichopus fuscus* (Ludwing, 1875) en Santa Rosalía, Baja California Sur. México. Documento Interno. CRIP- La Paz. INP. Pp. 48.
- Fajardo-León, M.C; J.A. Vélez-Barajas, J.A. Massó y J. Singh-Cabanillas. 1991. Análisis preliminar del estudio poblacional de pepino de mar *Isostichopus fuscus* (Ludwing, 1875) en Santa Rosalía, Baja California Sur. México. Documento Interno. CRIP La Paz. INP. Pp. 29.
- FAO. 1997. Technical guidelines for responsible fisheries N°4. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. Italy. Pp. 6-31.

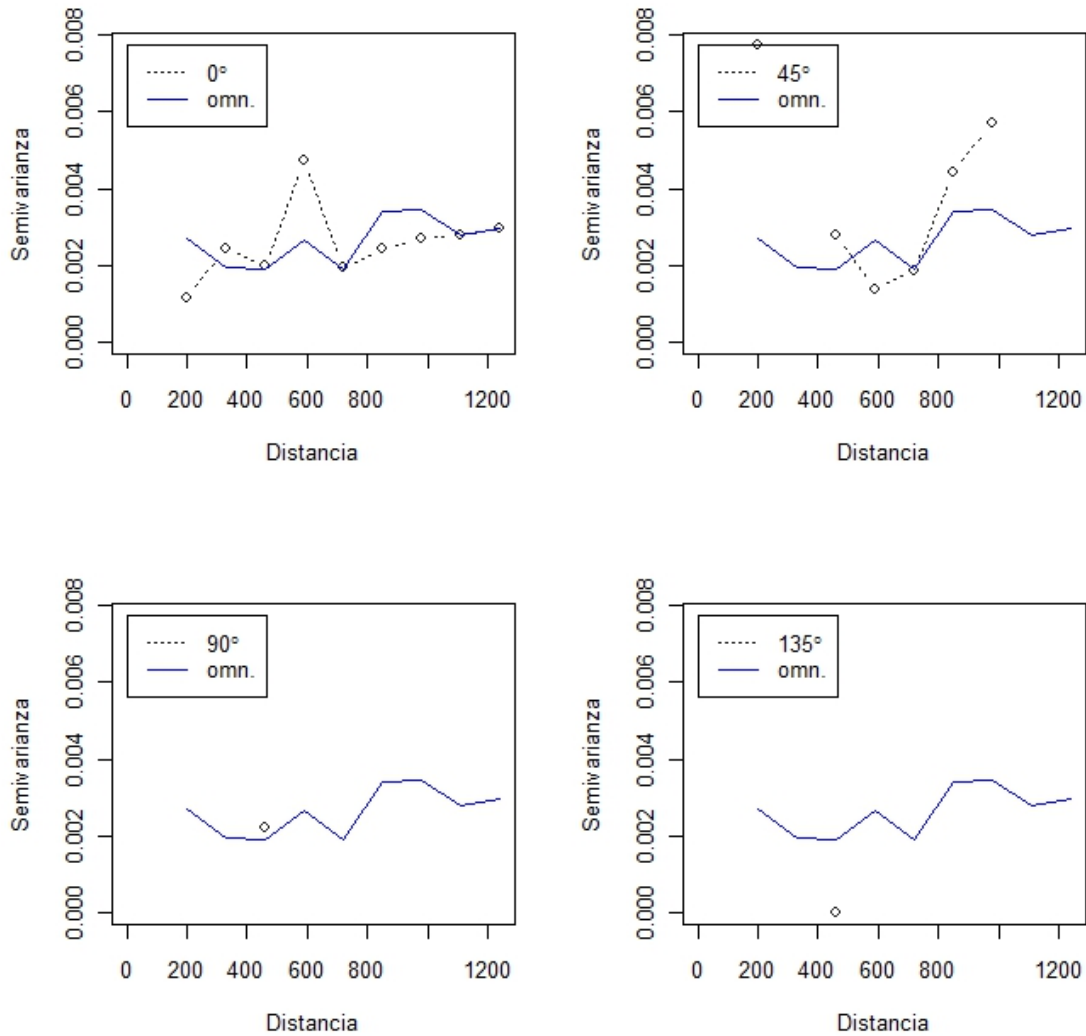
- Fatima-Zohra, B.L. 2006. Estimating soil contamination with Kriging interpolation method. *American Journal of Applied Sciences* 3 (6): 1894-1898.
- Ferdouse, F. 2004. World markets and trade flows of sea cucumber/bêche de mer. In: A. Lovatelli, C. Conand, S. Purcell, S. Uthicke, J.-F. Hamel and A. Mercier, (eds). *Advances in sea cucumber aquaculture and management*. FAO. Rome. Pp. 463.
- Friedman, K; S. Purcell, J. Bell y C. Hair. 2008. Sea cucumber fisheries: a manager's toolbox. ACIAR. Monograph No. 135. Pg. 26.
- Gibbs, J.P; S. Droege y P.A. Eagle. 1998. Monitoring populations of plants and animals. *BioScience* 48: 935-940.
- Giraldo, R. 2002. Introducción a la geoestadística: Teoría y aplicación. Departamento de Estadística, Universidad Nacional de Colombia. Pp. 37-38.
- Hearn, A; P. Martínez, M.V. Toral-Granda, J.C. Murillo y J. Polovina. 2005. Population dynamics of the exploited sea cucumber *Isostichopus fuscus* in the western Galapagos Islands, Ecuador. *Fisheries Oceanography*. 14:5, 377-385.
- Hengl, T. 2009. A Practical guide to geostatistical mapping. Second Edition. University of Amsterdam. Pp. 117-152.
- Herrero-Pérezrul, M.D. 1994. Estudio comparativo de la reproducción de *Isostichopus fuscus* Ludwig, 1875 y *Neothyone gibbosa* Deichman, 1941 (Echinodermata: Holothuroidea), en la Bahía de La Paz. *Tesis Maestría*. CICIMAR. IPN. Pp. 88.
- Herrero-Pérezrul, M.D. 2004. Análisis de la pesquería de pepino de mar en la península de Baja California, México. Tesis doctoral. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur. P. 34-78.
- Herrero-Pérezrul, M.D. y E.A. Chávez. 2005. Optimum fishing strategies for *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the Gulf of California, México. *Revista de Biología Tropical*. Vol. 53 (Suppl. 3): 357-366.
- Hilborn, R. y C.J. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Choice dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, Inc. London, New York. Chapman and Hall, New York. Pp. 570
- Ho Kang, K; J. Yeong Kwon y Y. Man Kim. 2003. A beneficial co-culture: chann abalone *Baliothis discus* Hannai and sea cucumber *Stichopus japonicus*. *Aquaculture*. 216: 87-93.
- Hyman, L.H. 1955. The invertebrates: Echinodermata. Volumen IV. McGraw-Hill Company. U.S.A. New York.
- Ihaka, R. y R. Gentleman. 1996. "R: A language for data analysis and graphics," *Journal of Computational and Graphical Statistics*. 5, 299-314.

- Isaaks, E. y R. M. Srivastava. 1989. Applied geostatistics. Oxford University Press, New York. Pp: 486-487.
- Krige D.G. 1966. Two-dimensional weighted moving average trend surface for ore valuation. Journal of the South African Institute of Mining and Metallurgy. Pp. 13-38.
- Lluch-Belda D; M.E. Hernández-Rivas, R. Saldierna-Martínez y R. Guerrero-Caballero. (2000) Variabilidad de la temperatura superficial del mar en Bahía Magdalena, B.C.S. Océánides 15:1-23.
- McConnaughey, R.A. y L.L. Conquest. 1993. Trawl survey estimation using a comparative approach based on lognormal theory. Fisheries Bulletin. 91: 107-118.
- Myers, R.A. y P. Pepin. 1990. The robustness of Lognormal-Based estimators of abundance. Biometrics. Vol. 46, No. 4, pp. 1185-1192.
- Moral-García, F.J. 2004 Aplicación de la geoestadística en las ciencias ambientales. AEET. Ecosistemas 13 (1): 78-86.
- Patterson, K.R. 1998. Assessing fish stocks when catches are misreported: model, simulation test, and application to cod, haddock and whiting in ICES area. ICES J. Mar. Sci. 55: 878-891.
- Pennington, M. 1996. Estimating the mean and variance from highly skewed marine data. Fishery Bulletin, 94: 498-505.
- Ramírez-Soberón, G; M.C. Fajardo-León, J.A. Massó-Rojas, A. Aguilar-Ibarra y A. Gutiérrez-García. 2000. Pepino de Mar. En: INP (2000) Sustentabilidad y Pesca Responsable en México: Evaluación y Manejo: 1999-2000. Instituto Nacional de la Pesca, SAGARPA, México.
- Rossi, R.E; D.J. Mulla, A.G. Journel y E.H. Franz. 1992. Geostatistical Tools for Modeling and Interpreting Ecological Spatial Dependence. Ecological Monographs, Volume 62, Issue 2, 277-314.
- Rufino, M.M; V. Stelzenmüller, F. Maynou y G.P. Zauke. 2006. Assessing the performance of linear geostatistical tools applied to artificial fisheries data. Fisheries Research 82: 263-279.
- Salgado-Castro, L.R. 1994. Propuesta de las opciones de manejo de las pesquerías de pepino de mar. Documento Interno. INP. Pp. 27.
- Salgado-Rogel, M; J. Palleiro-Nayar, J. Rivera-Ulloa, D. Aguilar-Montero, E. Vázquez-Solórzano y M. Jiménez-Quiróz. 2009. La pesquería y propuesta de manejo del pepino de mar *Parastichopus parvimensis* en Baja California, México. Ciencia Pesquera. Vol 17. N°17. Pp. 20.
- Schabenberger, O. y C.A. Gotway. 2005. Statistical Methods for Spatial Data Analysis. Chapman & Hall/CRC Press. Pp. 207.

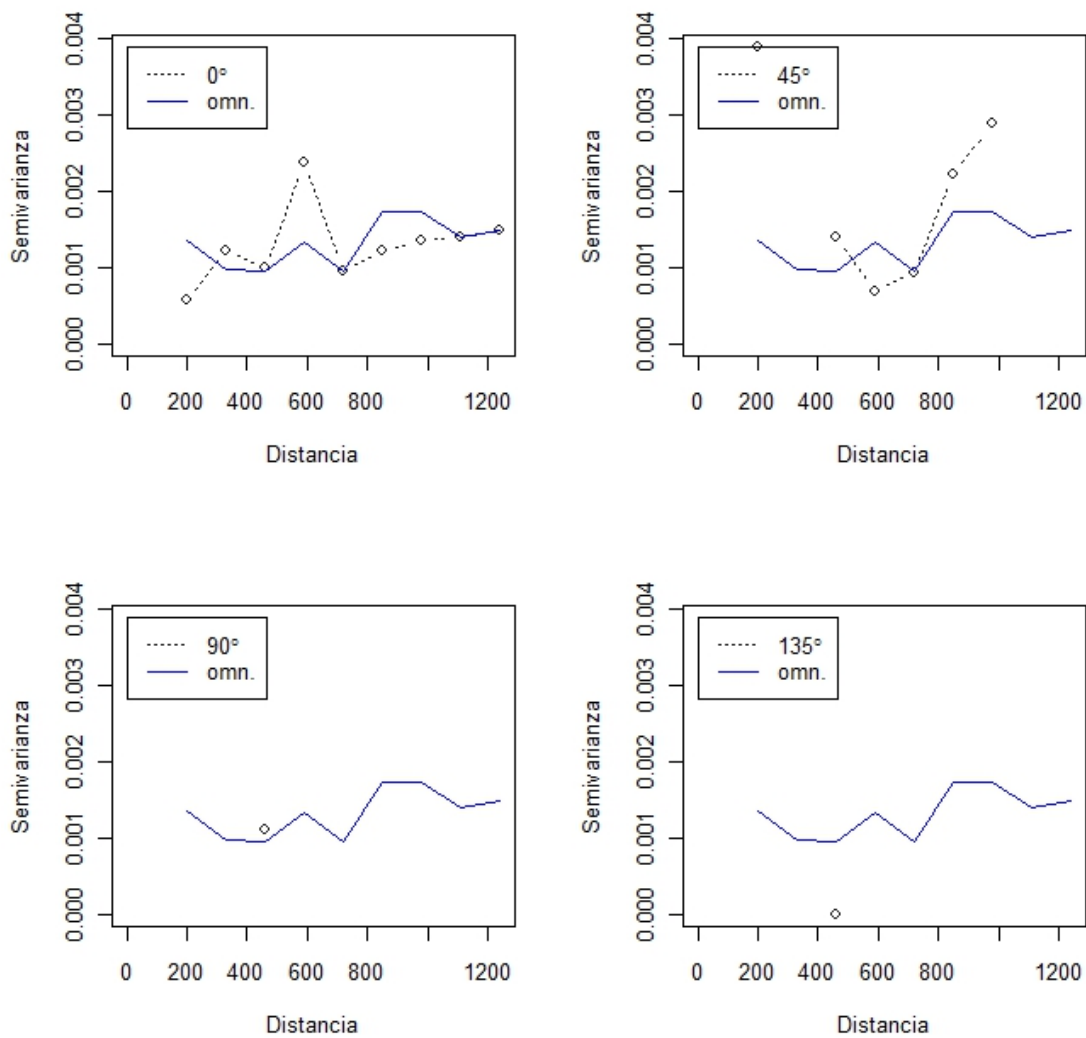
- SEMARNAT. 2008. Plan de Manejo Tipo Regional de Pepino de Mar (*Isostichopus fuscus*) de la Península de Baja California. Dirección General de Vida Silvestre. México.
- Singh-Cabanillas, J. y J.A. Vélez-Barajas. 1994. La pesquería de pepino de mar *Isostichopus fuscus* (Ludwing, 1886) en la Costa Oriental de Baja California Sur y propuestas de regulación. Documento Interno. *CRIP-La Paz*. INP. Pp. 21.
- Smith, S.J. 1988. Evaluating the efficiency of the  $\Delta$ -distribution mean estimator. *Biometrics* 44:485-493.
- Smith, S.J. 1990. Use of statistical models for the estimation of abundance from groundfish trawl survey data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: 894-903.
- Stefánsson, G. 1996. Analysis of groundfish abundance data: combining the GLM and delta approach. *ICES J. Mar. Sci.*, 53: 577-588.
- Sokal, R.R. y F.J. Rohlf. 1981. *Biometry*. Second edition. W.H. Freeman and Company. 691 p.
- Sparre, P. y S.C. Venema. 1997. *Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales*. FAO. Documento Técnico de Pesca. Roma, Italia.
- Syrjala, S. E. 2000. Critique on the use of the delta distribution for the analysis of trawl survey data. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 831–842.
- Toral-Granda, V. 2008. Population status, fisheries and trade of sea cucumbers in Latin America and the Caribbean. En V. Toral-Granda, A. Lovatelli y M. Vasconcellos (eds). *Sea cucumbers. A global review of fisheries and trade*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 516. Rome, FAO. Pp. 213–229.
- Vélez-Barajas, J.A. 1991. Evaluación del recurso pepino de mar en el área de "El Conejo" y "Punta Bentonita". Centro Regional de Investigación Pesquera, La Paz, B.C.S. I.N.P. Documento interno. Pp. 5.
- Vélez-Barajas, J.A. 2007. Evaluación de las poblaciones silvestres del recurso pepino de mar (*Isostichopus fuscus*), en la zona de Isla Magdalena, Baja California Sur. Informe Técnico para la solicitud de autorización de aprovechamiento extractivo a la SEMARNAT. Documento interno. Pp. 4.
- Villalobos, H. 2010. *Manual: Introducción al R*. Departamento de Pesquerías y Biología Marina. Centro Interdisciplinarios de Ciencias Marinas. IPN. Pp: 1.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Third Edition. Prentice Hall. Pp. 19-37, 279-375.

## **11. Anexos**

### **Semivariogramas resultantes de la variables transformadas en los diferentes polígonos**

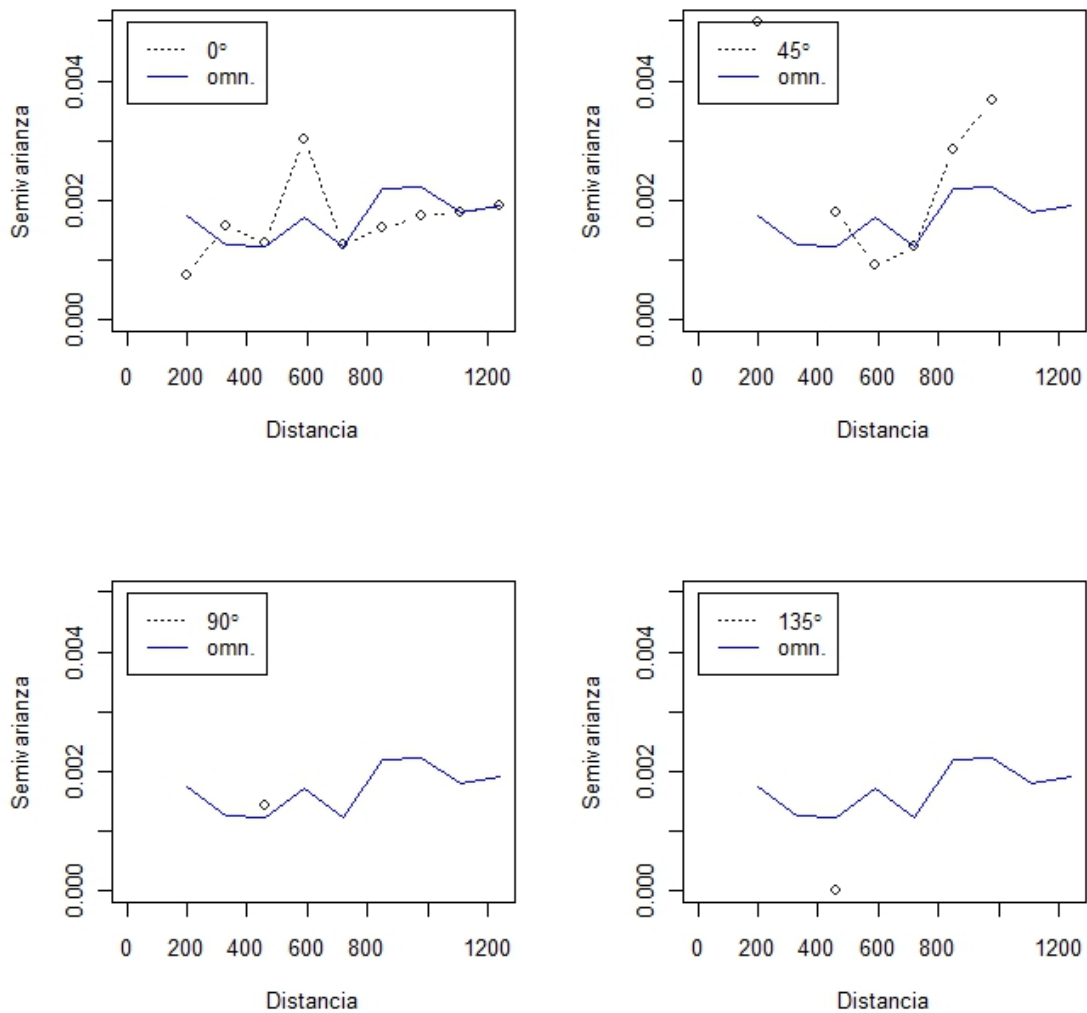
**Anexos I**

**Figura A.1.** Semivariogramas resultantes análisis de la variable transformada con el logaritmo natural más, del polígono A, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continúa es el semivariograma omnidireccional.

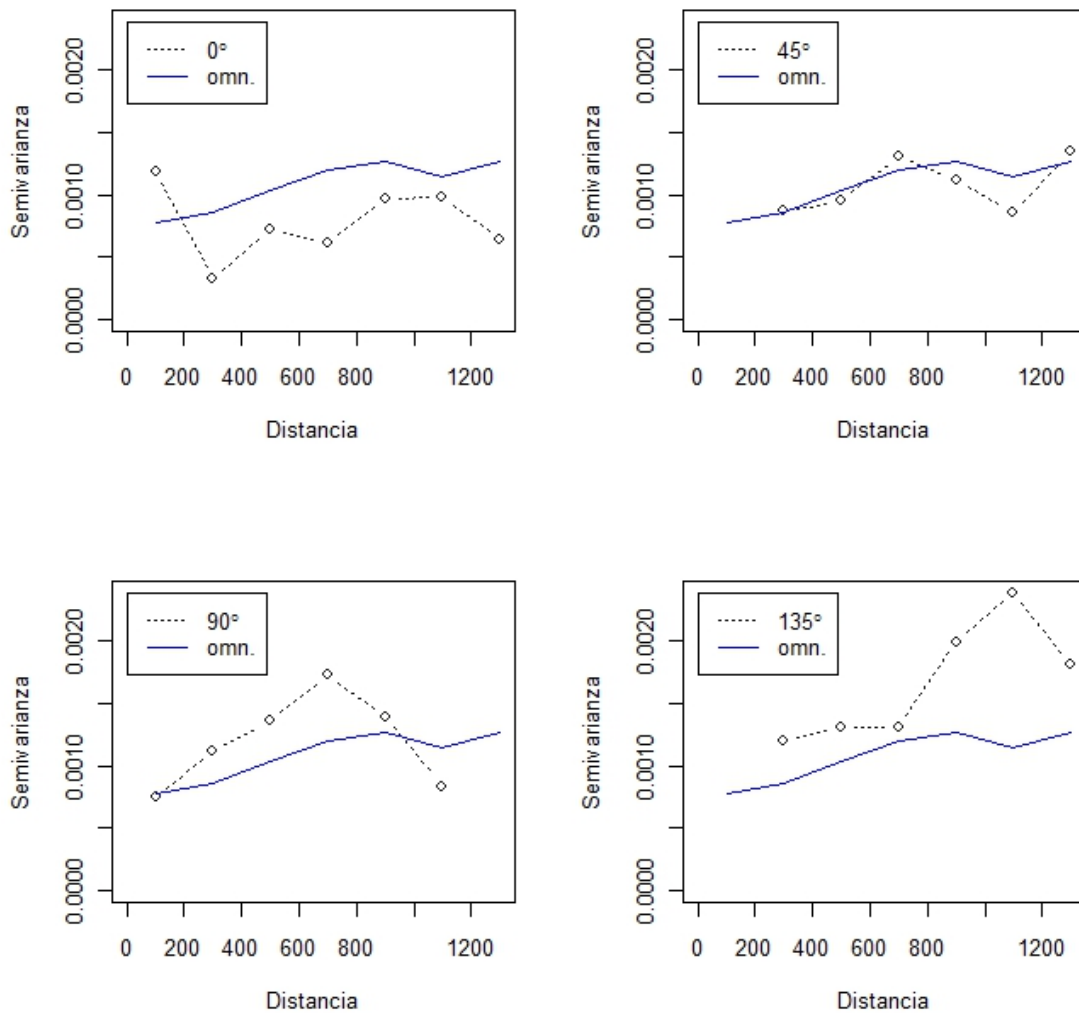


**Figura A.2.** Semivariogramas resultantes análisis de la variable transformada con la raíz cuadrada más cero punto cinco, del polígono A, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.

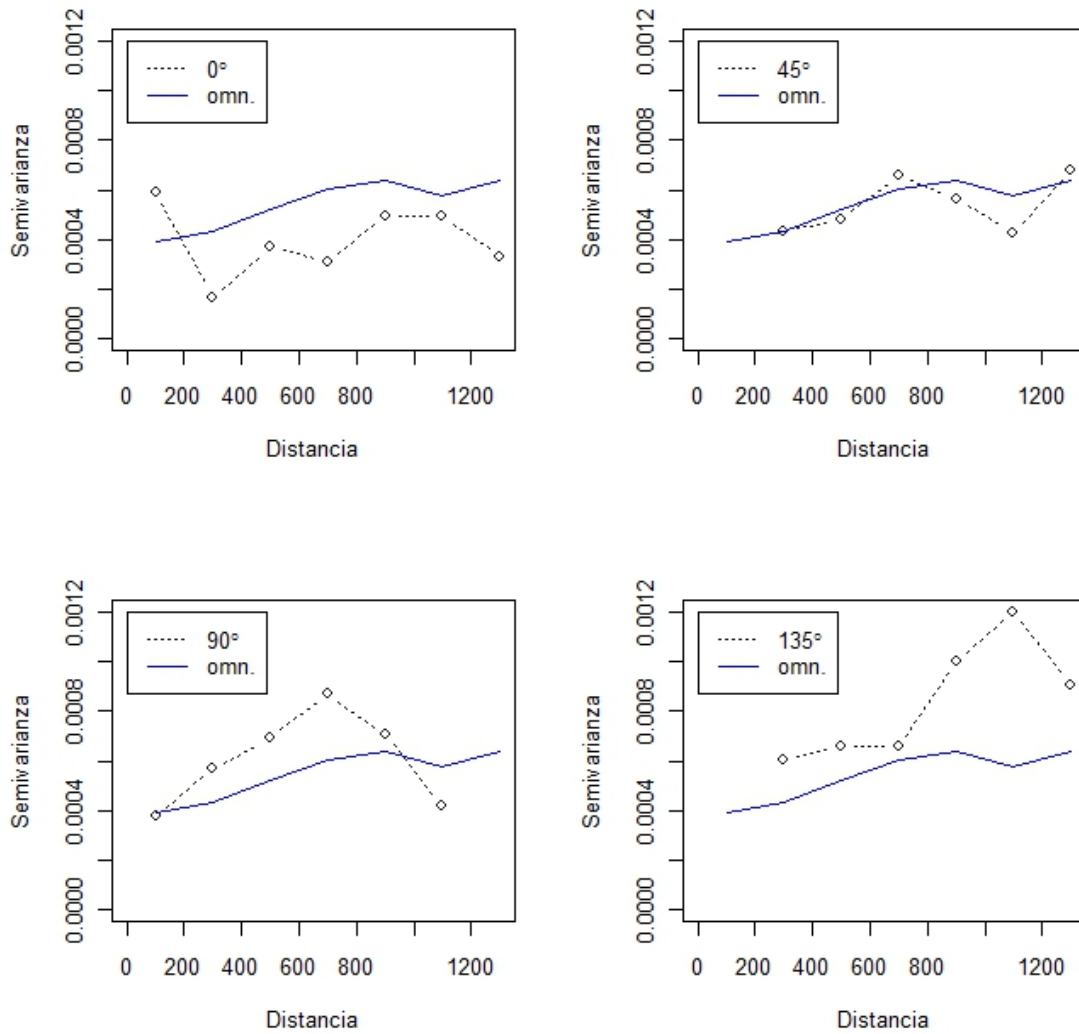




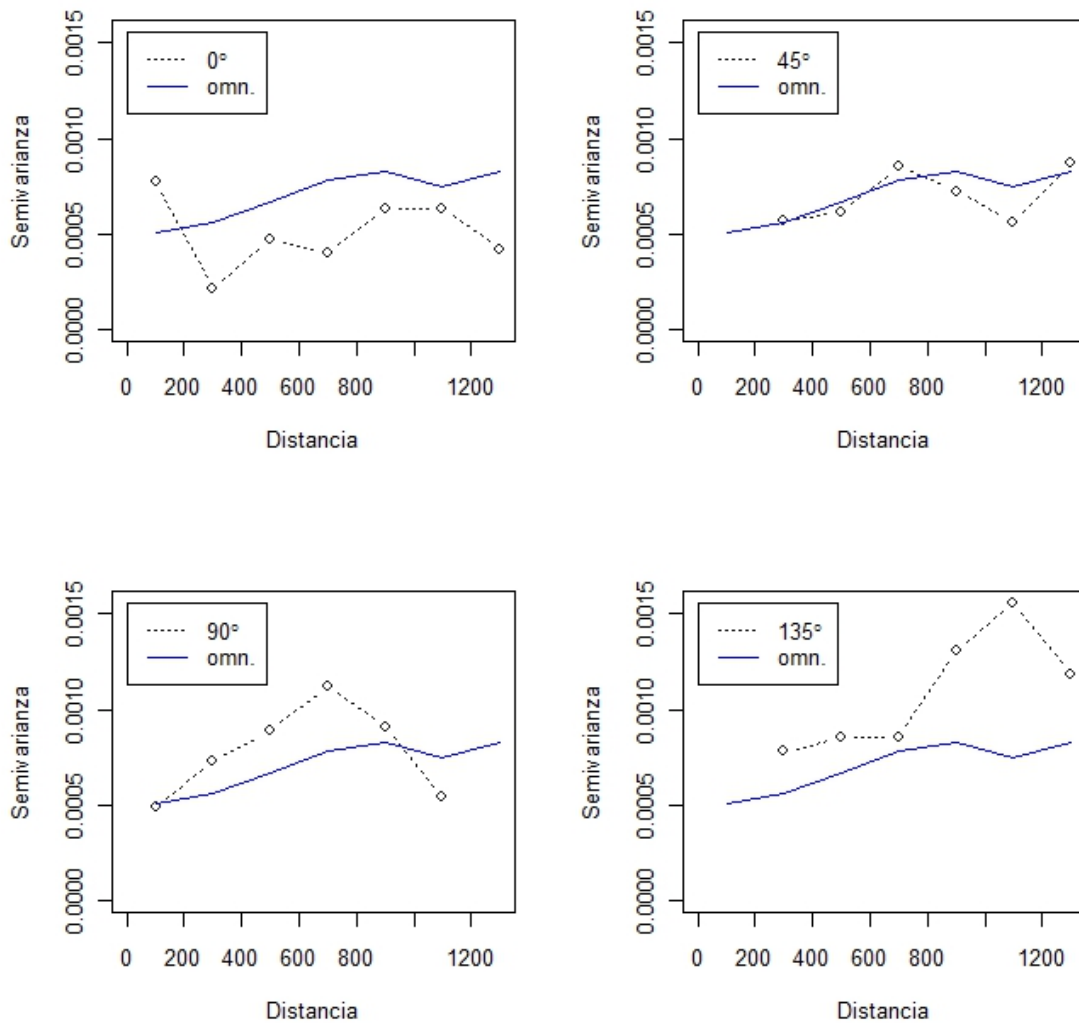
**Figura A.3.** Semivariogramas resultantes del análisis de la variable transformada por la raíz cuadrada más tres octavos, del polígono A, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.



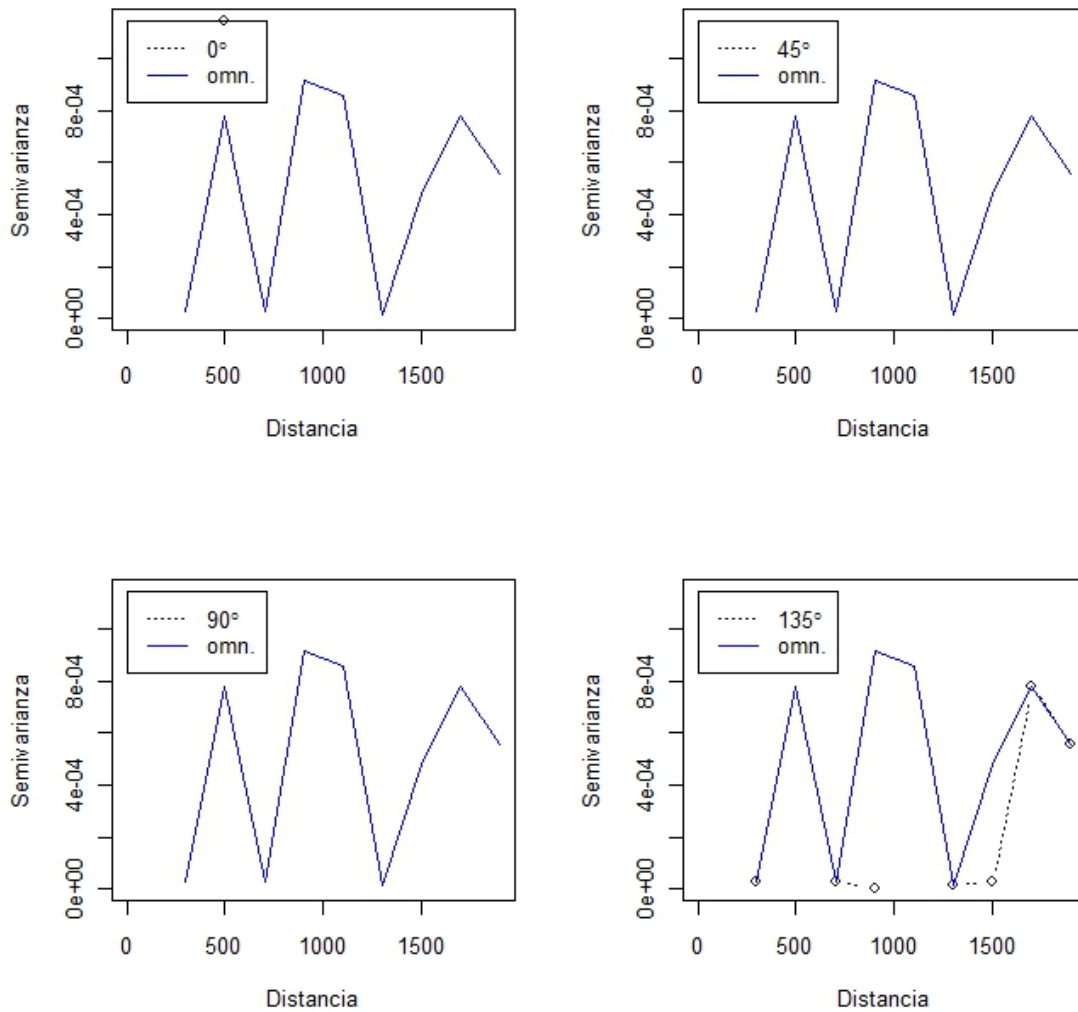
**Figura A.4.** Semivariogramas resultantes del análisis de la variable transformada con el logaritmo natural más, del polígono B, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.



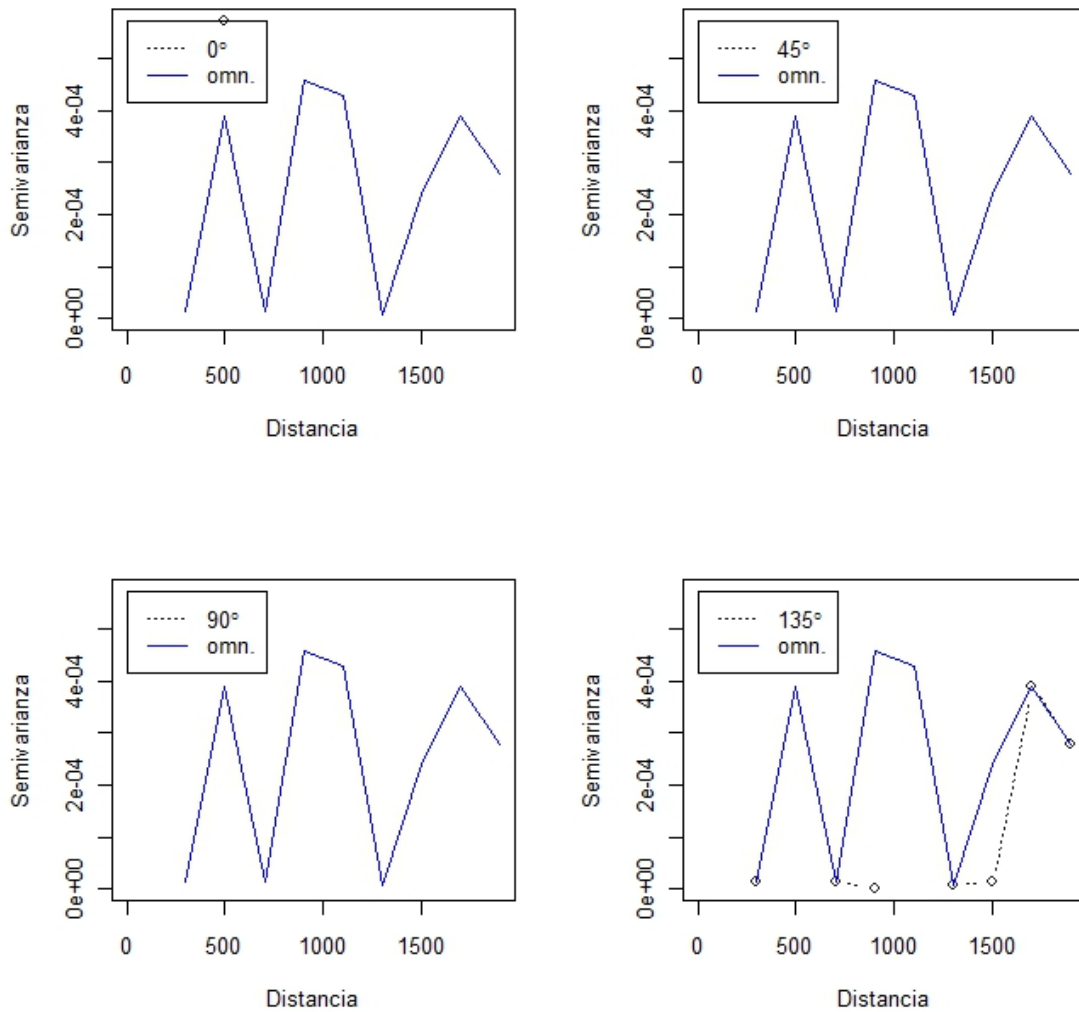
**Figura A.5.** Semivariogramas resultantes del análisis de la variable transformada con la raíz cuadrada más cero punto, del polígono B, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.



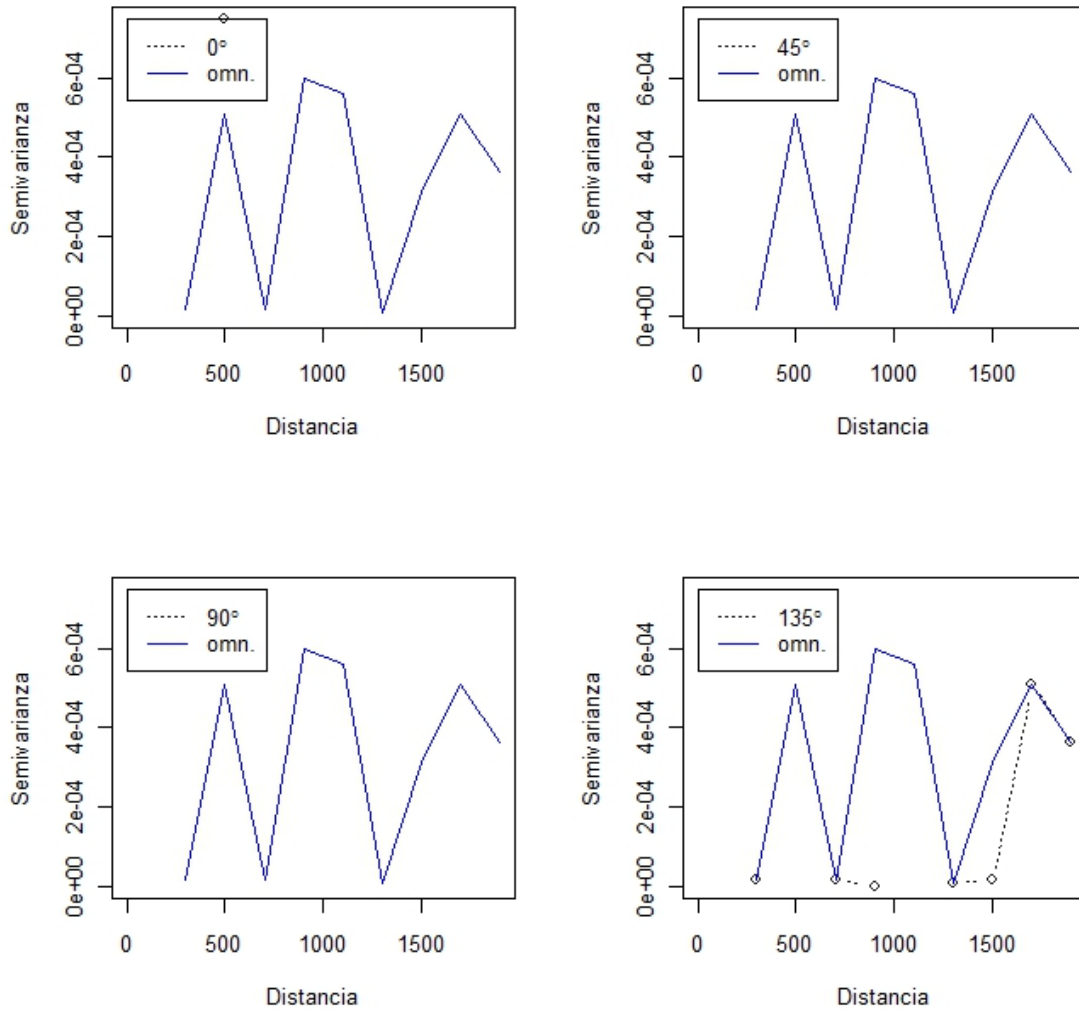
**Figura A.6.** Semivariogramas resultantes del análisis la variable transformada por la raíz cuadrada más tres octavos, del polígono B, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.



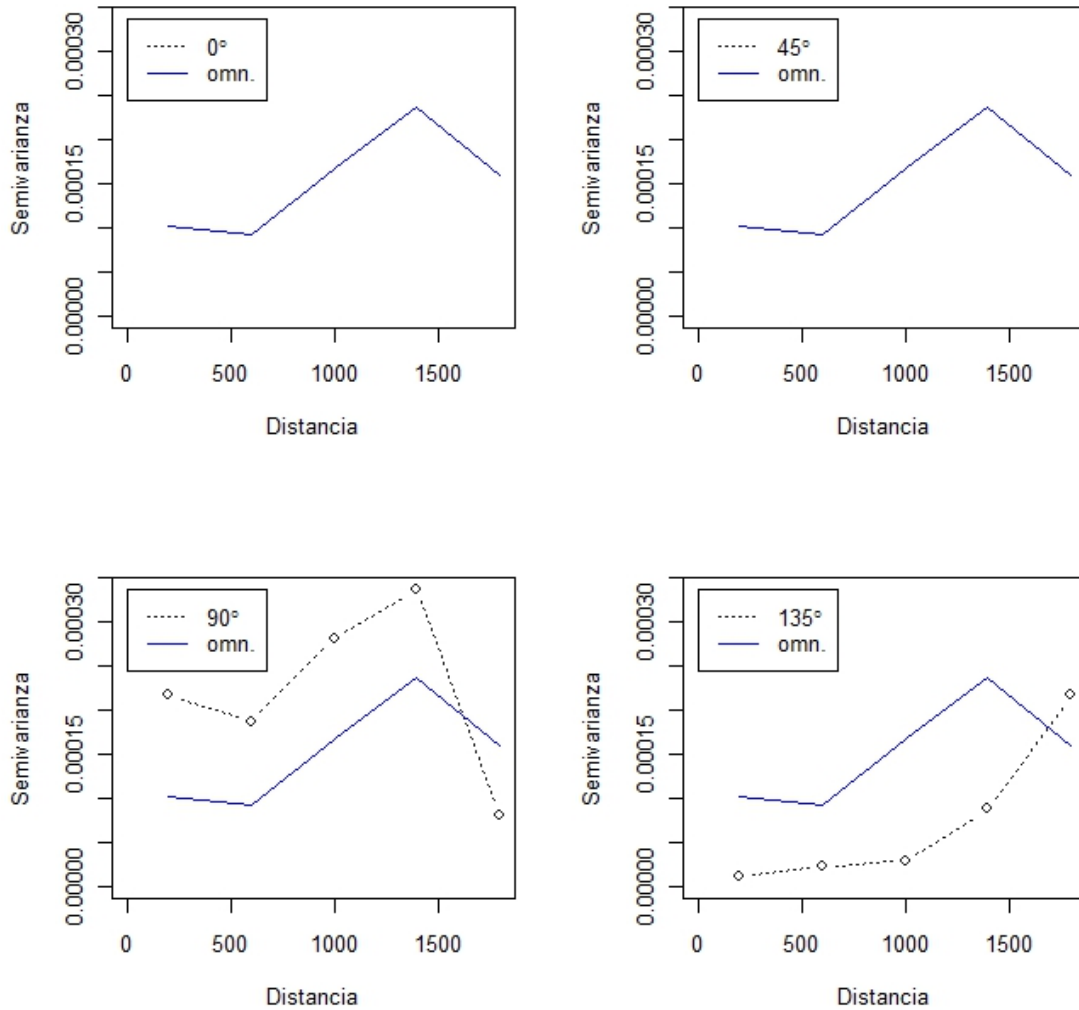
**Figura A.7.** Semivariogramas resultantes del análisis de la variable transformada con el logaritmo natural más uno, del polígono C, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.



**Figura A.8.** Semivariogramas resultantes del análisis de la variable transformada con la raíz cuadrada más cero punto, del polígono C, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.

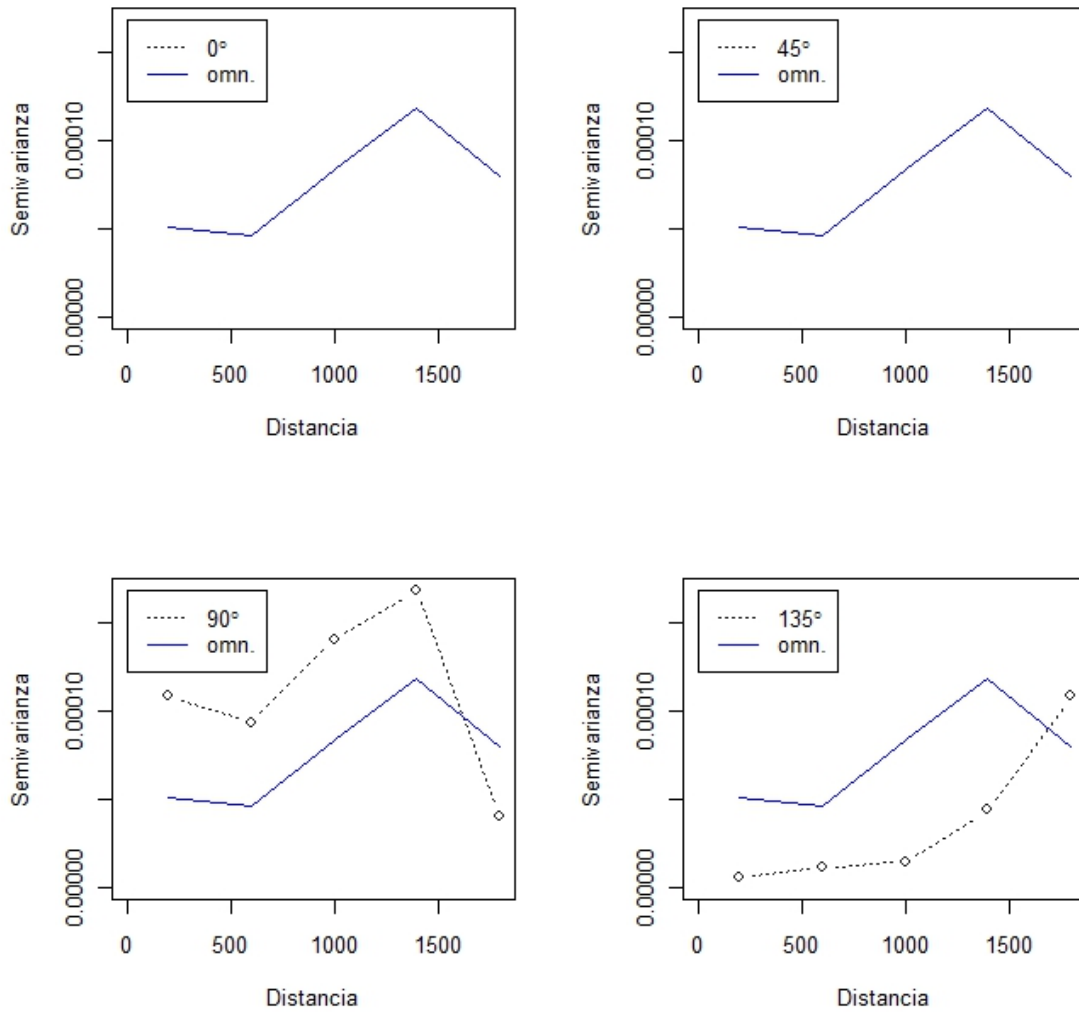


**Figura A.9.** Semivariogramas resultantes del análisis de la variable transformada por la raíz cuadrada más tres octavos, del polígono C, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.

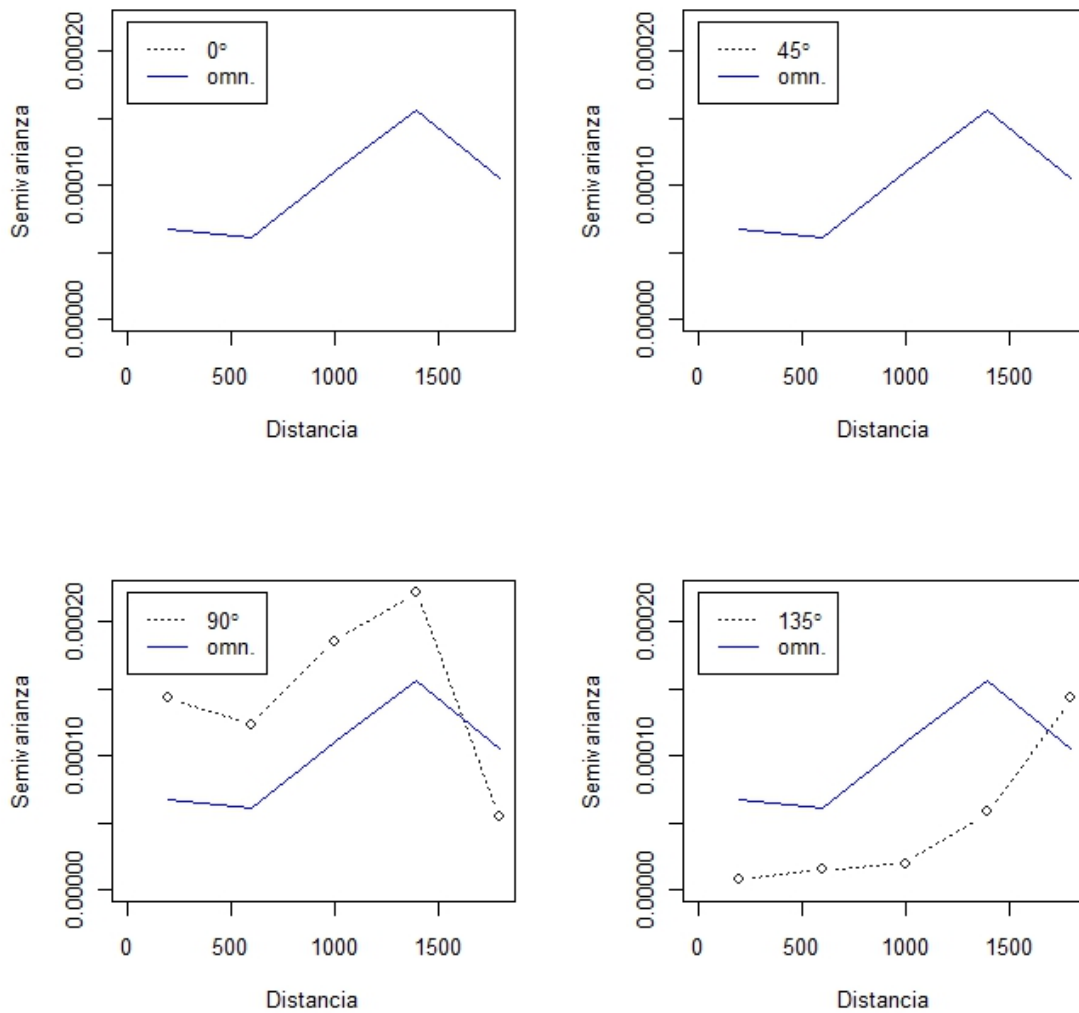


**Figura A.10.** Semivariogramas resultantes del análisis de la variable transformada con el logaritmo natural más uno, del polígono D, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.

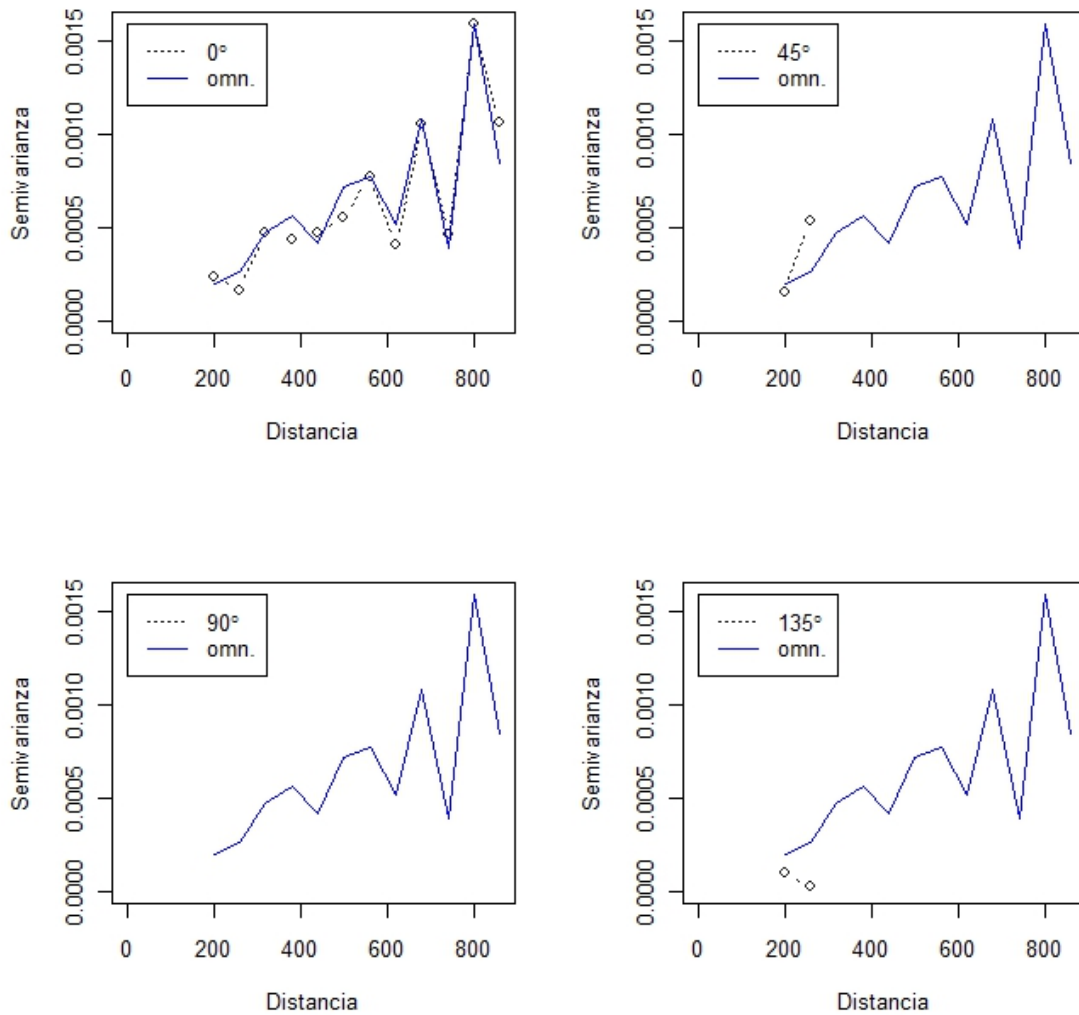




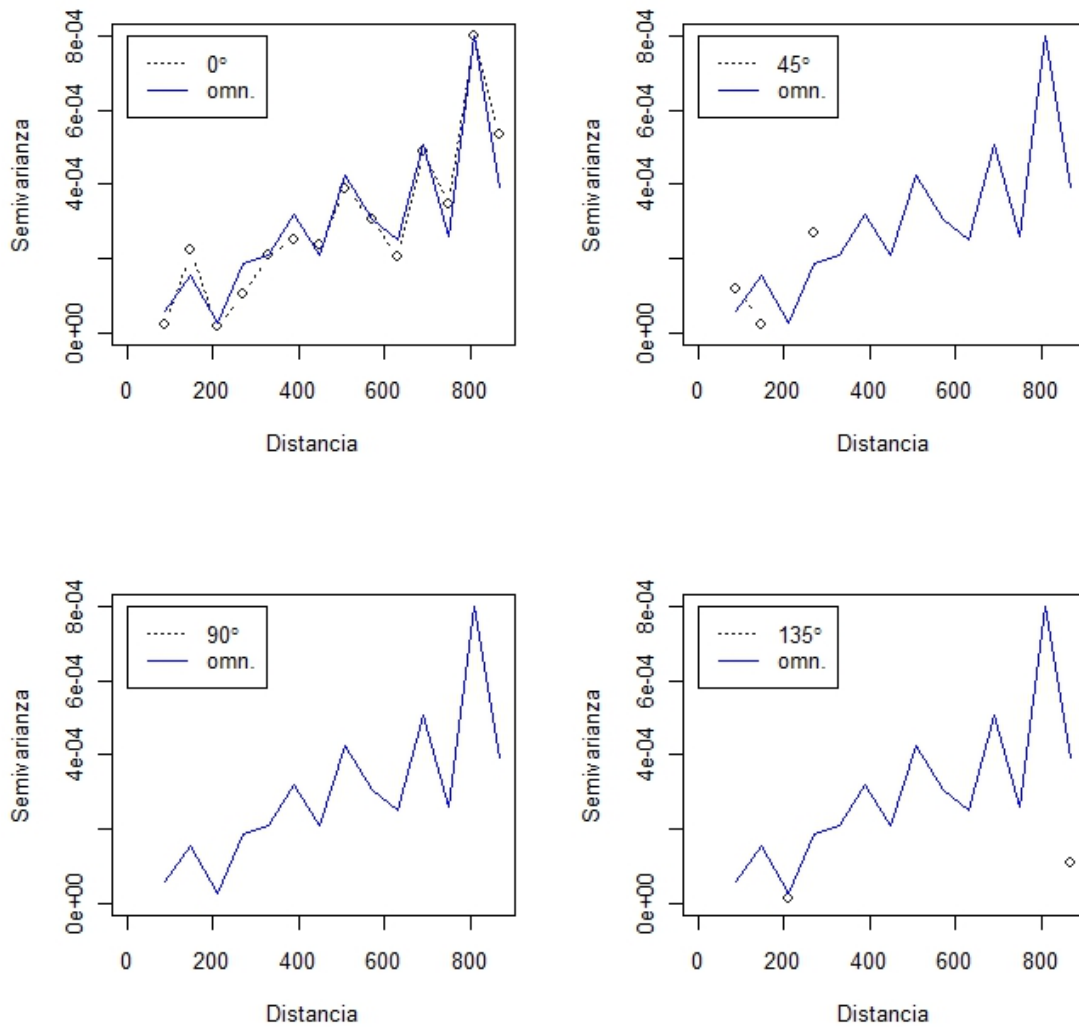
**Figura A.11.** Semivariogramas resultantes del análisis de la variable transformada con la raíz cuadrada más cero punto cinco, del polígono D, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.



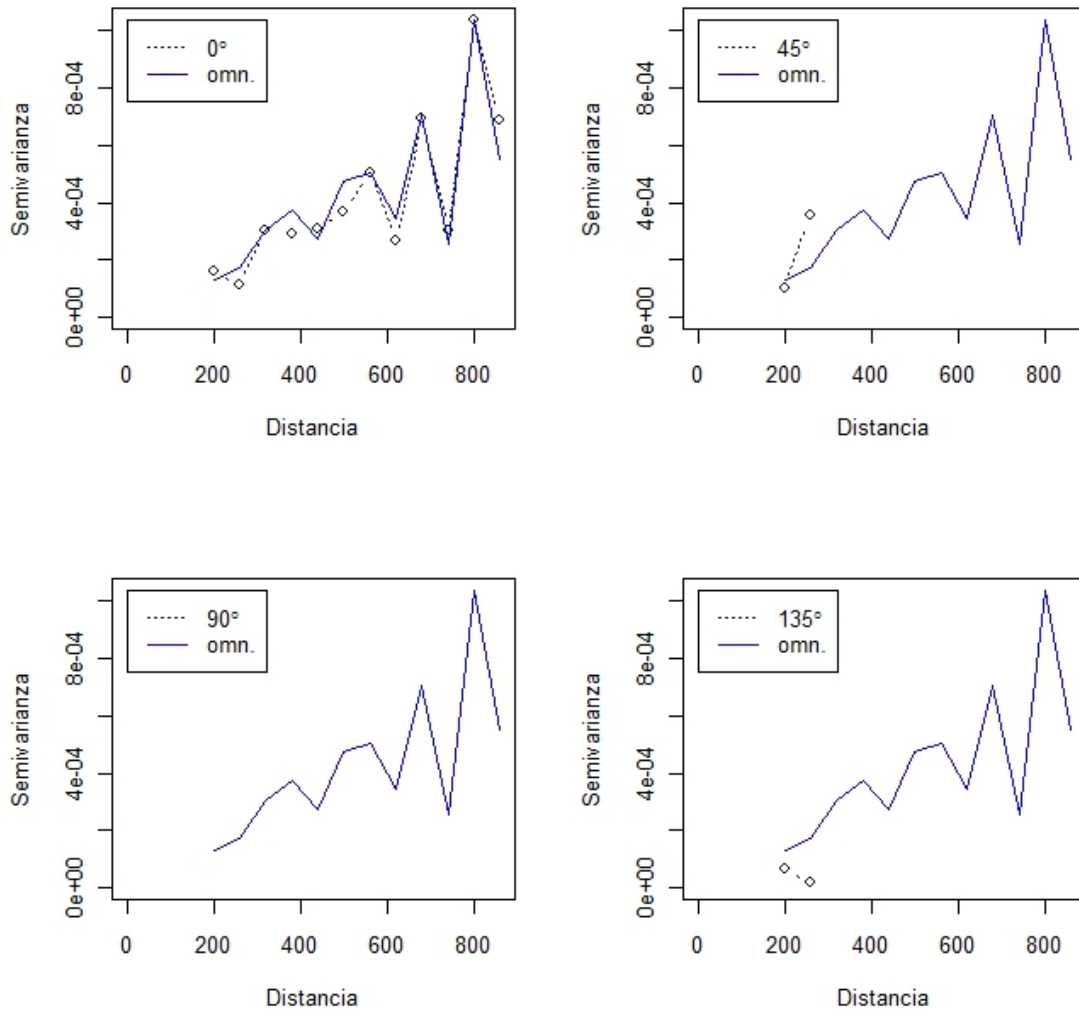
**Figura A.12.** Semivariogramas resultantes del análisis de la variable transformada por la raíz cuadrada más tres octavos, del polígono D, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.



**Figura A.13.** Semivariogramas resultantes del análisis de la variable transformada con el logaritmo natural más uno, del polígono E, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.



**Figura A.14.** Semivariogramas resultantes del análisis de la variable transformada con la raíz cuadrada más cero punto, del polígono E, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.



**Figura A.15.** Semivariogramas resultantes del análisis de la variable transformada por la raíz cuadrada más tres octavos, del polígono E, donde la línea punteada en cada semivariograma corresponde al ángulo de dirección en la que se realizaron los cálculos y la línea continua es el semivariograma omnidireccional.