

invemar



Unidad Administrativa Especial del
Sistema de Parques Nacionales Naturales

MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA.

INFORME 2005



Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras
José Benito Vives De Andréis

Vinculado al Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial

MONITOREO DE LAS CONDICIONES AMBIENTALES Y LOS CAMBIOS ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LAS COMUNIDADES VEGETALES Y DE LOS RECURSOS PESQUEROS DURANTE LA REHABILITACIÓN DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA

INFORME 2005

DIRECTIVOS INVEMAR

Director General
Francisco A. Arias Isaza

Subdirector Coordinación de
Investigaciones (SCI)
Jesús Antonio Garay Tinoco

Subdirector de Recursos y Apoyo a la
Investigación (SRAI)
Carlos Augusto Pinilla González

Coordinador Programa Biodiversidad y
Ecosistemas Marinos (BEM)
Jaime Garzón Ferreira

Coordinador Programa Valoración y
Aprovechamiento de Recursos
Marinos (VAR)
Roberto Federico Newmark U.

Coordinador Programa Calidad
Ambiental Marina (CAM)
Bienvenido Marín Zambrana

Coordinadora Programa de
Investigación para la Gestión en
Zonas Costeras (GEZ)
Paula Cristina Sierra Correa

Coordinadora Programa de
Investigación Geociencias Marinas y
Costeras (GEO)
Georgina Guzmán Ospitia

Edición Científica:

Luisa Fernanda Espinosa

GRUPO DE INVESTIGADORES

Componente Calidad de Aguas

Luisa Fernanda Espinosa
Martha L. Gómez
Betty C. Cadavid
Jorge A. Acosta
Janet Vivas
Jesús Garay T.
Bienvenido Marín Z.

Componente Vegetación

Jorge Restrepo
Carlos Villamil

Componente Recursos Pesqueros

Mario Rueda
Jacobó Blanco
Efraín Viloria
Juan C. Narváez
Federico Newmark
Ismael Acosta (CORPAMAG)
Alcides Castro (UAESPNN)

AUXILIARES Y TÉCNICOS

Antonio Fernández
Carlos Henry
Osman Aragón
Jader Fernández
Jesús Suárez
Héctor Rodríguez
Janeth Palomino
Vladimir Carbonó
Álvaro Beleño
José Alexander Romero
Carlos Carbonó

Diciembre 2005 - Santa Marta - Colombia



Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques
Nacionales Naturales

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN.....	7
2. MÉTODOS GENERALES.....	10
2.1. Calidad de Aguas.....	10
2.1.1. Fase de campo.....	10
2.1.2. Fase de laboratorio	11
2.1.3. Análisis de la información	12
2.2. Comunidad Zooplanctónica	12
2.2.1. Fase de campo y de laboratorio	12
2.3. Vegetación.....	13
2.3.1. Fase de campo.....	13
2.3.2. Análisis de la información	15
2.4. Recursos Pesqueros	16
2.4.1. Fase de campo.....	16
2.4.2. Análisis de la información	17
3. RESULTADOS	18
3.1. Calidad de Aguas.....	18
3.1.1. Variables Fisicoquímicas	18
3.1.2. Calidad microbiológica	31
3.2. Comunidad zooplanctónica	33
3.3. Vegetación.....	36
3.3.1. Salinidad en las áreas de manglar.....	36
3.3.2. Cambios históricos en los niveles del agua al interior de las áreas de manglar.....	38
3.3.3. Cambios en la regeneración natural del manglar	39
3.3.4. Cambios en el área basal de las especies de mangle después de la apertura de los caños Clarín (1996), Aguas Negras y Renegado (1998)	43
3.3.5. Mortalidad de los árboles de las especies de mangle presentes en la ecorregión CGSM	45
3.3.6. Cambios en las áreas de manglar de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta durante el período 1998-2005.	46
3.4. Capacitación a las Corporaciones Autónomas Regionales costeras en metodologías para la caracterización de áreas de manglar con miras al cumplimiento de las resoluciones del MAVDT sobre el tema.....	47

3.5.	Participación en la formulación y ejecución de la fase II del proyecto Manglares de Colombia ante la Organización Internacional de Maderas Tropicales -OIMT	49
3.6.	Recursos Pesqueros.....	50
3.6.1.	Captura total.....	50
3.6.2.	Composición de las capturas por especies de peces	53
3.6.3.	Composición de las capturas por especies de invertebrados.....	54
3.6.4.	Esfuerzo de pesca (número faenas).....	55
3.6.5.	Tasa de captura [CPUE (Kg/faena)].....	59
3.6.6.	Ingreso (\$/faena) y renta económica (\$/faena) por arte y global de la pesquería ...	67
3.6.7.	Talla media de captura de las principales especies de peces y de invertebrados.....	70
4.	DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.....	72
4.1.	Calidad de Aguas	72
4.1.1.	Variables Fisicoquímicas.....	72
4.2.	Vegetación	74
4.3.	Recursos Pesqueros.....	78
5.	RECOMENDACIONES.....	80
6.	BIBLIOGRAFÍA.....	81

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Mapa de la Ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta.....	7
Figura 2.1. Zonas de muestreo para calidad de aguas. Las estaciones dentro de cada zona están representadas por las estrellas de colores.	11
Figura 2.2. Mapa con la ubicación de las estaciones de monitoreo del manglar y gases de efecto invernadero.....	13
Figura 2.3. Distribución de las parcelas permanentes de monitoreo de vegetación y de los puntos para la medición de salinidad y nivel del agua, en las estaciones de muestreo de la ecorregión CGSM.....	14
Figura 2.4. Zonas de pesca (1 – 4 y 6). Los puntos negros representan los puertos de desembarque de la pesquería artesanal de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta.....	17
Figura 3.1. Variaciones interanuales de la salinidad promedio del agua en las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.....	19
Figura 3.2. Variaciones de la salinidad promedio del agua en las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante el 2005.....	20
Figura 3.3. Variaciones interanuales del oxígeno disuelto en el agua en las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.....	21
Figura 3.4. Variaciones del oxígeno disuelto en el agua en las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante los cuatro trimestres del 2005.	22
Figura 3.5. Variaciones interanuales de sólidos suspendidos totales (SST) en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.....	23
Figura 3.6. Variaciones de la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante tres trimestres del 2005.....	23
Figura 3.7. Variaciones interanuales de pH en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.	24
Figura 3.8. Variaciones del pH en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante los cuatro trimestres del 2005.....	25
Figura 3.9. Variaciones interanuales de la concentración de nitratos en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.	26
Figura 3.10. Variaciones interanuales de la concentración de nitritos en aguas de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.	26
Figura 3.11. Variaciones interanuales de la concentración de amonio en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.	27
Figura 3.12. Variaciones de la concentración de nitratos en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante tres trimestres del 2005.	28
Figura 3.13. Variaciones de la concentración de nitritos en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante tres trimestres del 2005.	28
Figura 3.14. Variaciones de la concentración de amonio en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante tres trimestres del 2005.	29
Figura 3.15. Variaciones interanuales de la concentración de fosfatos en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.....	30
Figura 3.16. Variaciones de la concentración de fosfatos en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante tres trimestres del 2005.	31
Figura 3.17. Niveles del NMP de Coliformes totales en aguas de cinco estaciones de estudio de la CGSM durante el 2005. La línea roja representa el Límite Máximo Permisible de acuerdo con el Decreto 1594 de la Legislación Colombiana.....	32

Figura 3.18. Niveles del NMP de Coliformes fecales en aguas de cinco estaciones de estudio de la CGSM durante el 2005.	32
Figura 3.19. Niveles del NMP de Coliformes totales y salinidad en aguas de cinco estaciones de la CGSM durante el año 2005.....	33
Figura 3.20. Composición de la abundancia zooplanctónica en la ecorregión de la CGSM durante el periodo comprendido entre abril y septiembre de 2005.	34
Figura 3.21. Abundancia zooplanctónica por estación en la ecorregión de la CGSM durante el periodo comprendido entre abril y septiembre de 2005.....	34
Figura 3.22. Variación temporal de la abundancia de zooplancton en la ecorregión CGSM durante los meses de abril junio agosto y septiembre de 2005.	35
Figura 3.23. Variación temporal de la composición y abundancia zooplanctónica en la ecorregión CGSM en los meses de a) abril, b) junio, c) agosto y d) septiembre de 2005.....	36
Figura 3.24. Variación del valor medio de la salinidad intersticial durante las épocas secas (enero-marzo) de 1994 y del período 1999-2005 en cinco áreas de manglar de la ecorregión CGSM. Las barras representan el error estándar.....	37
Figura 3.25. Diferencias en los valores medios de la salinidad superficial e intersticial (0,5 y 1,0 m de profundidad) en cinco áreas de manglar de la CGSM, durante el 2005	38
Figura 3.26. Nivel del agua al interior del bosque de manglar en la estación Rinconada, durante el período 1998-2005.....	38
Figura 3.27. Densidad de plántulas de las tres especies de mangle en cinco estaciones de la ecorregión CGSM. Ag= <i>Avicennia germinans</i> , Lr= <i>Laguncularia racemosa</i> , Rm= <i>Rhizophora mangle</i>	39
Figura 3.28. Densidad de plántulas de las tres especies de mangle, medidas en el 2005 en tres sectores, al interior de cinco estaciones de la ecorregión CGSM.	40
Figura 3.29. Frecuencia porcentual de plántulas de las tres especies de mangle en cada una de las estaciones de la ecorregión CGSM, durante el año 2005.	40
Figura 3.30. Relación entre la densidad de propágulos, la densidad de plántulas y el nivel de agua en las estaciones ANE: Aguas Negras, CG: Caño Grande, KM: Km 22, LU: Luna y RIN: Rinconada, durante los cuatro trimestres del año 2005.....	41
Figura 3.31. Densidad de propágulos de las tres especies de mangle en cinco estaciones de la ecorregión CGSM durante el año 2005.	42
Figura 3.32. Mortalidad de plántulas de las tres especies de mangle durante el 2005, en cinco estaciones de monitoreo de la ecorregión CGSM.....	42
Figura 3.33. Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) para <i>A. germinans</i> (a), <i>L. racemosa</i> (b) y <i>R. mangle</i> (c), en cinco áreas de manglar de la ecorregión CGSM durante el período 1995-2005.....	44
Figura 3.34. Número de árboles muertos de <i>Avicennia germinans</i> en cinco áreas de manglar de la ecorregión CGSM durante el período 1996–2005.	46
Figura 3.35. Número de árboles muertos de <i>Laguncularia racemosa</i> en cinco áreas de manglar de la ecorregión CGSM durante el período 1996–2005.	46
Tabla 3.1. Coberturas de manglar estimadas con base en las imágenes de satélite y las ecuaciones de regresión para la ecorregión CGSM durante el período 1998-2005.....	47
Figura 3.36. Capturas total y promedio mensual interanual en la pesquería de la ecorregión CGSM.....	50
Figura 3.37. Tendencia de la captura total anual de peces, crustáceos y moluscos en la pesquería de la ecorregión CGSM.....	52
Figura 3.38. Variación multianual del IOS, caudales del Río Magdalena, salinidad media y capturas totales en la CGSM-CP.....	52

Figura 3.39. Composición interanual de la captura de peces en la ecorregión CGSM durante el período 1994-2005.....	54
Figura 3.40. Composición interanual de la captura de invertebrados en la ecorregión CGSM durante el período 1994-2005.....	55
Figura 3.41. Esfuerzo de pesca interanual de los principales artes de pesca en la pesquería de CGSM y CP.....	56
Figura 3.42. Distribución espacial del esfuerzo de algunos artes de pesca en seis zonas de la ecorregión CGSM.....	57
Figura 3.43. Comparación interanual de la CPUE de atarraya por especie en CGSM y CP.	59
Figura 3.44. Comparación espacial de la CPUE de atarraya por especie en la pesquería en seis zonas de la ecorregión CGSM.	60
Figura 3.45. Comparación de la abundancia interanual multiespecífica para la atarraya en la pesquería de CGSM y CP.	61
Figura 3.46. Comparación de la abundancia de pescados capturados con atarraya en la pesquería de seis zonas de la ecorregión CGSM.....	61
Figura 3.47. Comparación interanual de la abundancia de pescados con trasmallo en CGSM y CP.	62
Figura 3.48. Comparación de la abundancia de peces capturados con trasmallo entre zonas en CGSM y CP.....	63
Figura 3.49. Comparación de la abundancia interanual multiespecífica de pescados por zonas para trasmallo en la pesquería de CGSM y CP.....	64
Figura 3.50. Comparación de la abundancia de peces entre zonas para el trasmallo en la pesquería de CGSM y CP.....	65
Figura 3.51. Comparación de la abundancia interanual de camarones por zonas en la pesquería de CGSM y CP.	66
Figura 3.52. Comparación de la abundancia interanual de jaibas por zonas en la pesquería de CGSM y CP.....	66
Figura 3.53. Comparación de la abundancia interanual de la ostra por zonas en la pesquería de CGSM y CP.....	67
Figura 3.54. Comparación interanual de los ingresos económicos (\$/faena) para la atarraya y el trasmallo en la pesquería de CGSM y CP.	68
Figura 3.55. Comparación interanual de la renta económica (\$/faena) para la atarraya y el trasmallo en la pesquería de CGSM y CP.	69
Figura 3.56. Comparación interanual de las capturas e ingresos económicos para el total de especies capturadas con todos los artes en la pesquería de la ecorregión CGSM.....	70
Figura 3.57. Comparación interanual de la talla media de captura vs la talla media de madurez sexual para las especies de peces y jaibas en la pesquería de la CGSM.	71
Figura 4.1. Vista de la estación Aguas Negras. A) marzo de 2000 B) noviembre de 2005. El área ha sido colonizada por plantas de <i>A. germinans</i> , <i>L. racemosa</i> y <i>Typha domingensis</i>	76

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1. Coberturas de manglar estimadas con base en las imágenes de satélite y las ecuaciones de regresión para la ecorregión CGSM durante el período 1998-2005	47
Tabla 2. Especies comerciales de la pesquería de CGSM y CP.	58

El pasado histórico de la CGSM ha evidenciado fuertes cambios ambientales con aumentos y disminuciones del nivel del mar, los cuales dieron origen al sistema lagunar. Desde principios del siglo XX el sistema ha sufrido alteraciones antrópicas, entre las que se pueden citar la construcción de canales a lo largo del Río Magdalena y de los tributarios de la Sierra Nevada de Santa Marta, la desecación de ciénagas menores y principalmente la construcción de la carretera Barranquilla-Ciénaga (período 1956–1960). A finales de los 60 y principios de los 70, el flujo de agua del Río Magdalena hacia el sistema fue interrumpido por la construcción de la carretera Palermo-Salamina, diques y bordos. Estas obras produjeron impactos negativos en las condiciones ambientales del sistema, como el incremento de la salinidad en los suelos de manglar y cuerpos de agua internos y derivado de ello, la pérdida de aproximadamente 253,2 km² de bosque de manglar (estimados hasta el 2005), la pérdida de biodiversidad y mortandades masivas de peces. Los efectos sobre los recursos del sistema han sido igualmente acelerados por una creciente población humana que ha hecho uso indiscriminado de los mismos sin medidas eficaces de regulación y sin vigilancia alguna.

Con el propósito de disminuir los impactos negativos, se decidió aumentar el ingreso de agua dulce desde el Río Magdalena a través de seis caños, los cuales permitirían el restablecimiento del régimen hídrico del sistema. Cuatro de ellos fueron dados al servicio en 1996 (Clarín, Torno, Almendros y Alimentador) y los dos restantes en 1998 (Renegado y Aguas Negras). Para hacer el seguimiento de cómo las acciones para restablecer el equilibrio hídrico del ecosistema han respondido en combinación con la variabilidad ambiental (p.e. el cambio climático global), las entidades responsables de la evaluación de los recursos marino-costeros, apoyadas por el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), unieron esfuerzos y desarrollaron el monitoreo sobre la dinámica espacio-temporal de las variables fisicoquímicas, los contaminantes (metales pesados, compuestos organoclorados y microorganismos de origen fecal), los manglares y los recursos pesqueros que se constituyen en uno de los bienes naturales de mayor importancia en este ecosistema, ya que sustentan la oferta alimentaria e ingresos económicos para una población cercana a los 20.000 habitantes.

El monitoreo de las variables fisicoquímicas y de los contaminantes ha tenido como propósito determinar la calidad del recurso hídrico para la preservación de fauna y flora. En este sentido, los resultados obtenidos hasta el 2004 mostraron que los cambios en la salinidad son los que han tenido un mayor efecto sobre las variaciones observadas en la vegetación y en los recursos pesqueros de la ecorregión. Como se explicó en INVEMAR (2004), las variables usadas para describir la calidad del agua están estrechamente relacionadas. La salinidad por ejemplo, tiene un efecto sobre las poblaciones de fitoplancton. La concentración de clorofila *a* se ha usado tradicionalmente como un indicador de abundancia y biomasa fitoplanctónica, por lo tanto, los niveles altos de clorofila *a* se han interpretado como florecimientos algales. En 1994, 1998 y 2004, se encontraron los promedios de clorofila *a* más elevados que coincidieron con los años en los que se han reportado las mayores salinidades promedio. Estos florecimientos algales se relacionan a su vez con la disponibilidad de nutrientes. Cuando los nutrientes están continuamente disponibles, las poblaciones de fitoplancton persisten por largos períodos de tiempo a niveles superiores a los que las comunidades estuarinas los pueden consumir,

por lo cual se produce una alta acumulación de materia orgánica que puede llevar a descensos en los niveles de oxígeno disuelto por debajo de 4 mg/L que es el valor aceptable para calidad de agua (Minsalud, 1984). Las máximas concentraciones promedio de clorofila en 1994 y 1998, especialmente en las zonas 2 y 3 coincidieron con descensos significativos de los nitratos (INVEMAR, 2005). Las formas inorgánicas del nitrógeno son las preferidas por las plantas, por lo tanto son agotadas cuando hay florecimientos algales.

El análisis de la información generada hasta el 2003 permitió hacer ajustes al monitoreo en cuanto a los contaminantes químicos y microbiológicos. Por una parte, los contaminantes de tipo microbiológico (coliformes) no son criterios tenidos en cuenta para usos de conservación, además se observó que esta variable solo es afectada por las descargas puntuales de las poblaciones humanas y sus efectos son muy locales, en este sentido durante el 2004 y 2005 solamente se han monitoreado en cercanías de los pueblos palafíticos y de las poblaciones ubicadas sobre la carretera Barranquilla-Ciénaga y con criterios de uso secundario. En cuanto a los contaminantes químicos se observó que los plaguicidas organoclorados en la mayoría de las estaciones han disminuido a niveles que se encuentran por debajo de los límites de detección (INVEMAR, 2005), por cuanto ya no representan un riesgo para la ecorregión se dejaron de medir a partir del 2005.

Los resultados obtenidos en cuanto al estudio de la vegetación durante el período de monitoreo, han mostrado aumentos y disminuciones en la cobertura del manglar, asociados con la fluctuación del régimen hidrológico y con la salinidad. Los incrementos de cobertura alcanzaron 53 Km² en el período 1995-2001. A finales del 2001 se empezó a registrar una pérdida que hasta el 2005 alcanzó cerca de 21 Km², principalmente en las zonas aledañas al caño Clarín. No obstante, en este período se observó recuperación del manglar, en áreas de influencia del caño Aguas Negras. Hasta el 2005 se estima una cobertura de bosques de mangle similar a la registrada en 1999. Durante el 2005, con el apoyo financiero de CORPAMAG se adelantó la consolidación de las bases de datos sobre estructura y regeneración natural del manglar. Esta actividad permitió reorganizar la información colectada entre 1995 y 2005.

El mundo actual tiene una enorme preocupación por la pérdida de cobertura vegetal y su efecto sobre el cambio climático global. Se ha estimado que los manglares contienen aproximadamente un 10% del carbono almacenado en el mundo (IPCC, 1996), sus sedimentos son importantes depósitos de carbono debido a su carácter anaeróbico y a la relativa baja disponibilidad de nutrientes que hacen que las existencias de carbono aumenten de forma continua. Sin embargo la destrucción del bosque produce un incremento en la mineralización de la materia orgánica almacenada y se generan emisiones considerables de gases efecto invernadero (Patterson, 1999). Por esta razón, INVEMAR con el Grupo de Cambio Climático del Centro Interamericano de Agricultura Tropical (CIAT) inició investigaciones conjuntas para valorar la producción de gases efecto invernadero -GEI (óxido nitroso y metano), con el propósito de examinar cómo la presión simultánea del cambio en el uso de las tierras y el cambio climático, afectan la función de los manglares en el almacenamiento de carbono. Este estudio se está realizando en cuatro áreas de manglar de la CGSM que presentan diferente grado de deterioro o recuperación y servirá de sustento científico para formular propuestas de investigación y recuperación de

los bosques de manglar, como una de las estrategias a emprender para mitigar los efectos del cambio climático global.

Con base en el monitoreo pesquero se detectó un impacto en el corto plazo sobre la pesquería, al igual que para la vegetación, este impacto es explicado fundamentalmente por la salinidad del agua que a su vez es modulada por el régimen hídrico de la ecorregión y en las cuencas de los tributarios e influida por la variabilidad climática global (ENOS). El impacto se denominó de corto plazo, ya que los aumentos esperados en la producción pesquera, sólo fueron exhibidos en 1999 y 2000 (años “La Niña” inmediatos a las obras hidráulicas), mientras que a partir de 2001, las capturas e ingresos económicos disminuyeron y volvieron a ser similares a aquellas de años anteriores a las obras hidráulicas. Con la información colectada hasta 2005, se continúa el análisis de los impactos ocurridos, la evaluación del estado de los recursos, la influencia de la variabilidad climática y la verificación de las hipótesis que fundamentaron la intervención del hombre en este ecosistema. Es importante aclarar que al igual que en otros años, por aspectos administrativos y requerimientos de presentación de este informe, los datos del monitoreo pesquero aquí presentados incluyen solamente el período enero-agosto del 2005, desconociendo el comportamiento de las variables en los cuatro últimos meses del año 2005.

2. MÉTODOS GENERALES

2.1. Calidad de Aguas

Las variables salinidad, pH, oxígeno disuelto (OD), clorofila a, nitrógeno inorgánico (nitratos, nitritos y amonio), ortofosfatos, sólidos suspendidos totales (SST), metales pesados y coliformes totales y fecales se midieron para evaluar la calidad del agua del sistema cuyo principal uso es la preservación de la vida acuática

2.1.1. Fase de campo

Los muestreos se han realizado desde 1995, en una red de estaciones agrupadas en áreas representativas que fueron definidas como “zonas” usando criterios hidrobiológicos (Figura 2.1). Con periodicidad mensual se midieron *in situ* las variables temperatura, pH, salinidad y OD, con equipos portátiles previamente calibrados con soluciones estándar. Cada dos meses, se colectaron muestras de agua superficial para medir nitrógeno inorgánico, ortofosfatos, clorofila a y SST.

Los metales pesados en aguas se midieron dos veces al año: una en la época seca (agosto) y una en la época lluviosa (noviembre). Además se colectaron muestras de sedimento superficial (los primeros cinco centímetros). Tanto las muestras de agua como de sedimento se colectaron en 8 estaciones representativas de las zonas de muestreo, LBA, RFU, CEN, CPV, CLU, CLA, CAN, RIN (Figura 2.1).

Desde el 2004, el seguimiento de los indicadores de contaminación fecal (Coliformes) se ha realizado bimensualmente en estaciones cercanas a los centros poblados, ya que los monitoreos anteriores mostraron que este tipo de contaminación es muy localizada y no tiene efecto sobre otras áreas de la ecorregión. Por esto, se establecieron como puntos de muestreo Isla del Rosario, Tasajera y los alrededores de las poblaciones palafíticas de Nueva Venecia, Buenavista y Trojas Aracataca.

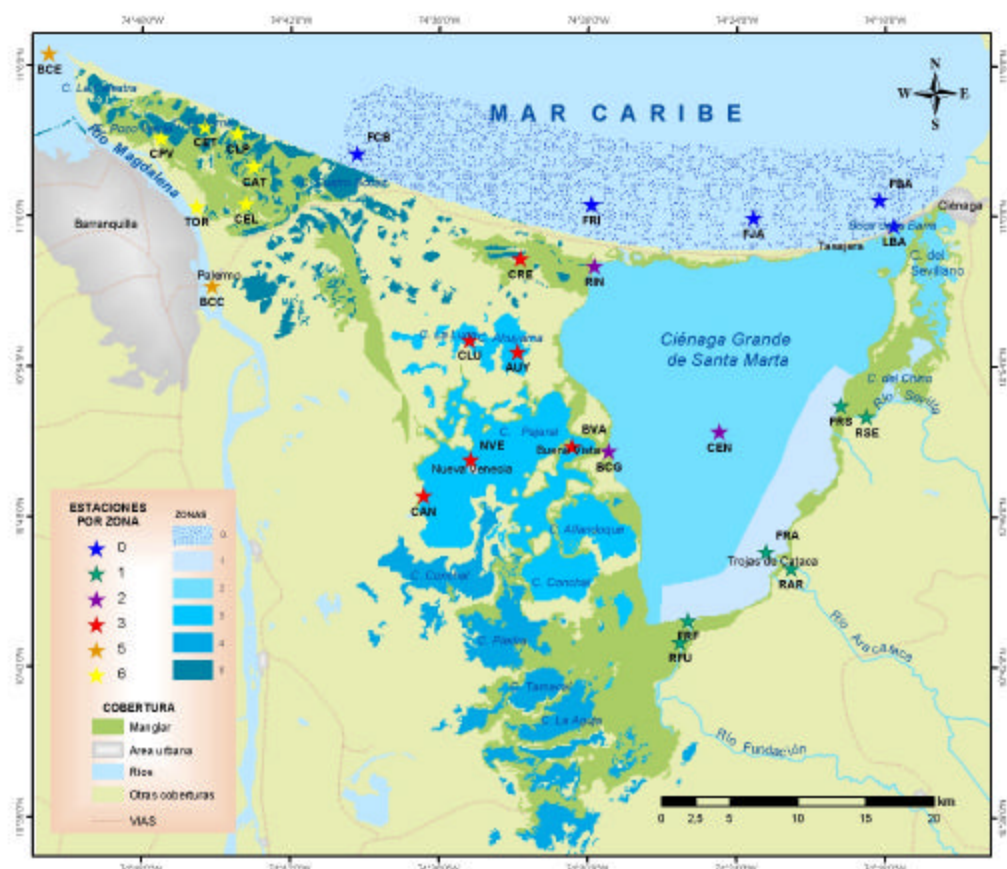


Figura 2.1. Zonas de muestreo para calidad de aguas. Las estaciones dentro de cada zona están representadas por las estrellas de colores.

2.1.2. Fase de laboratorio

Para la determinación de nutrientes se usaron las técnicas colorimétricas descritas en el "Standard Methods (APHA, 1998). Para clorofila *a* se filtraron las muestras de agua, los filtros se colocaron en viales oscuros con acetona al 90% por 10 horas y se maceraron. Tanto los nutrientes como las clorofilas fueron medidos en un espectrofotómetro (APHA, 1998, Grasshoff y Kremling, 1983; UNESCO, 1984;).

Para el análisis de metales totales, las muestras de agua fueron tratadas con Ditiocarbamato de Pirrolidín Amonio (APDC) a pH 4 y Metil isobutil cetona (MIBK) y posterior extracción con HNO_3 4N. Para la determinación de metales pesados en la fracción particulada, las muestras de agua se filtraron con membranas de $0,45\ \mu\text{m}$, los filtros se secaron en estufa a $60\ ^\circ\text{C}$ (hasta peso constante) y se pesaron. Tanto los filtros como las muestras de sedimento liofilizadas se colocaron en erlenmeyers de 125 mL con una solución de HCl 0,1 N (15 mL/g de muestra), se sometieron a agitación por 24 horas y se filtraron con membranas Wathman # 40. El filtrado se colectó y aforó en balones volumétricos de 100 mL con el mismo ácido.

En todos los casos, la cuantificación de los extractos se realizó en un medio ácido de HCl 0,1 N mediante la técnica de Espectrometría de Emisión Atómica de Plasma Acoplado (ICPs), siguiendo los procedimientos descritos en el Manual de Técnicas Analíticas del INVEMAR (Garay et al., 2003).

Los niveles de Coliformes totales (Ct) y fecales (Cf) se determinaron por medio de la técnica del recuento indirecto por tubos múltiples de fermentación, expresado en el Número Más Probable (NMP) en 100 mL de agua de acuerdo a la tabla de McGrady, según los lineamientos propuestos en el Standard Methods (APHA, 1998).

2.1.3. Análisis de la información

Para evaluar diferencias en los promedios de las variables medidas para calidad de aguas, se aplicó análisis de varianza a dos vías, usando las zonas y años como factores principales. Cuando fue necesario, se usaron transformaciones matemáticas convencionales (p.e. Logaritmo natural de la variable o raíz cuadrada) para evaluar el cumplimiento de las premisas de normalidad y homocedasticidad.

El análisis de la información para los indicadores de contaminación fecal se realizó de forma descriptiva, para mostrar la variación en la concentración de los indicadores fecales a nivel espacial y temporal durante el año 2005.

2.2. Comunidad Zooplanctónica

2.2.1. Fase de campo y de laboratorio

Para analizar la variación espacial y temporal de la composición de grupos de zooplancton, se realizaron cuatro muestreos entre abril y septiembre de 2005 en tres lugares estratégicos de la ecorregión CGSM, Complejo de Pajarales, Ciénaga de Buenavista y desembocadura del Río Aracataca. Para colectar las muestras se usó el método de filtrado con una red de $200\ \mu$. El volumen de filtrado osciló entre 60 y 80 litros. El zooplancton fue identificado por grandes grupos y se usó como unidad de medida de la abundancia números de individuos por m^3 .

2.3. Vegetación

2.3.1. Fase de campo

El monitoreo de la vegetación de manglar en la ecorregión CGSM se realizó a través de la evaluación de las variables estructurales y funcionales del bosque, las cuales incluyeron la medición de diámetro y altura de los árboles, el nivel del agua en las áreas de manglar y la salinidad del agua superficial e intersticial. Los estudios de campo se complementaron con la estimación de los cambios en la cobertura vegetal (Km²) desde 1993 a 2005, mediante el estudio de imágenes satelitales y análisis de regresión. Se seleccionaron cinco estaciones de muestreo teniendo en cuenta la distancia a los canales que aportan agua del Río Magdalena y el estado de perturbación del ecosistema de manglar (Figura 2.2). Las estaciones se ubicaron dentro de un gradiente definido por el grado de desarrollo estructural del bosque y los niveles de salinidad intersticial así: Rinconada, Km 22, Caño Grande, Aguas Negras y Luna. La estación Rinconada se utilizó como punto de referencia, por ser el área con mayor desarrollo estructural del bosque, salinidad relativamente baja y menor grado de perturbación, mientras que Luna es el área más afectada con menor cobertura vegetal y altos valores de salinidad (INVEMAR, 2003).

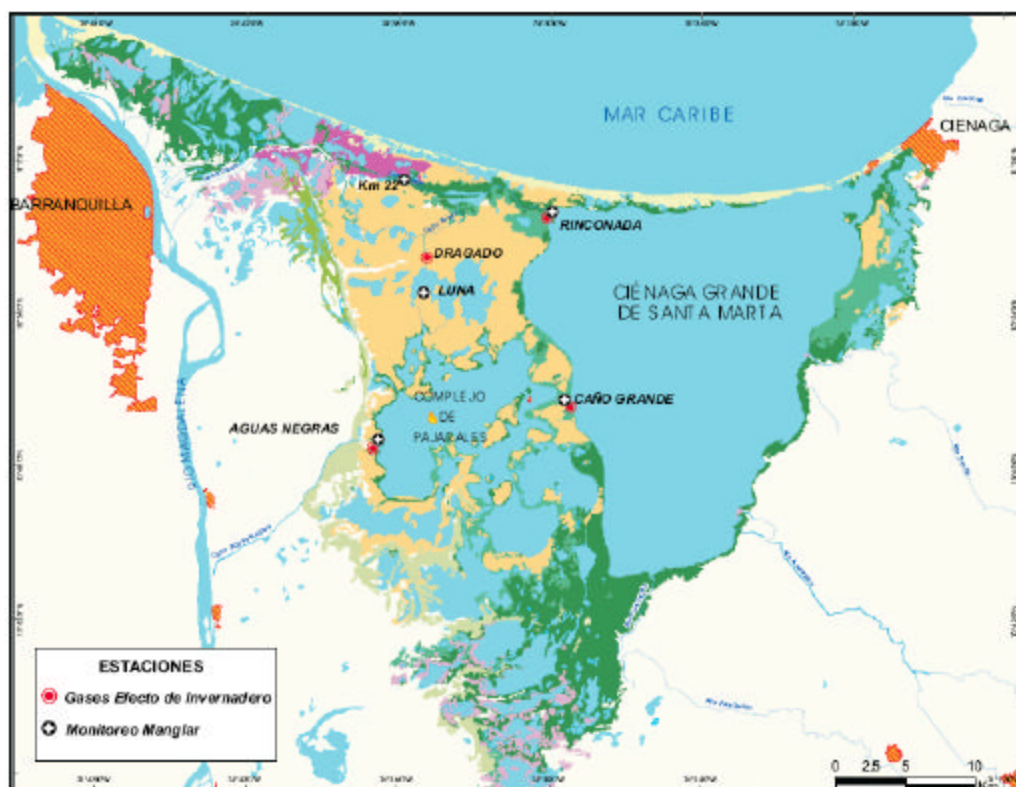


Figura 2.2. Mapa con la ubicación de las estaciones de monitoreo del manglar y gases de efecto invernadero.

En cada estación se ubicaron tres transectos de 100 m de largo, orientados en sentido perpendicular al cuerpo de agua y distanciados 100 m uno de otro. Sobre cada transecto se delimitaron 5 parcelas de 100 m², separadas 10 m entre sí (Figura 2.3). En total se delimitaron 15 parcelas permanentes por estación con un área de 0,15 ha. Para caracterizar la estructura del bosque en cada estación, se marcaron y numeraron con placas de aluminio los árboles $\geq 2,5$ cm de diámetro a la altura del pecho (DAP). Anualmente, se midió por especie la altura total y el DAP. Sobre el transecto central de cada estación se marcaron puntos cada 10 m (Figura 2.3) en los cuales se midió trimestralmente el nivel del agua y la salinidad del agua superficial e intersticial a dos profundidades (0,5 y 1,0 m).

Para evaluar la regeneración natural del bosque en cada estación, se realizaron muestreos trimestrales en 9 subparcelas de 1 m², ubicadas aleatoriamente al interior de las tres primeras parcelas de estructura, entre los 0-10, 20-30 y 40-50 m desde el margen del cuerpo de agua. En cada subparcela se contaron los propágulos de mangle y se marcaron y midieron por especie las plántulas y juveniles con diámetro $\geq 2,5$ cm. Los muestreos se realizaron trimestralmente y los datos se estandarizaron a 1 m².

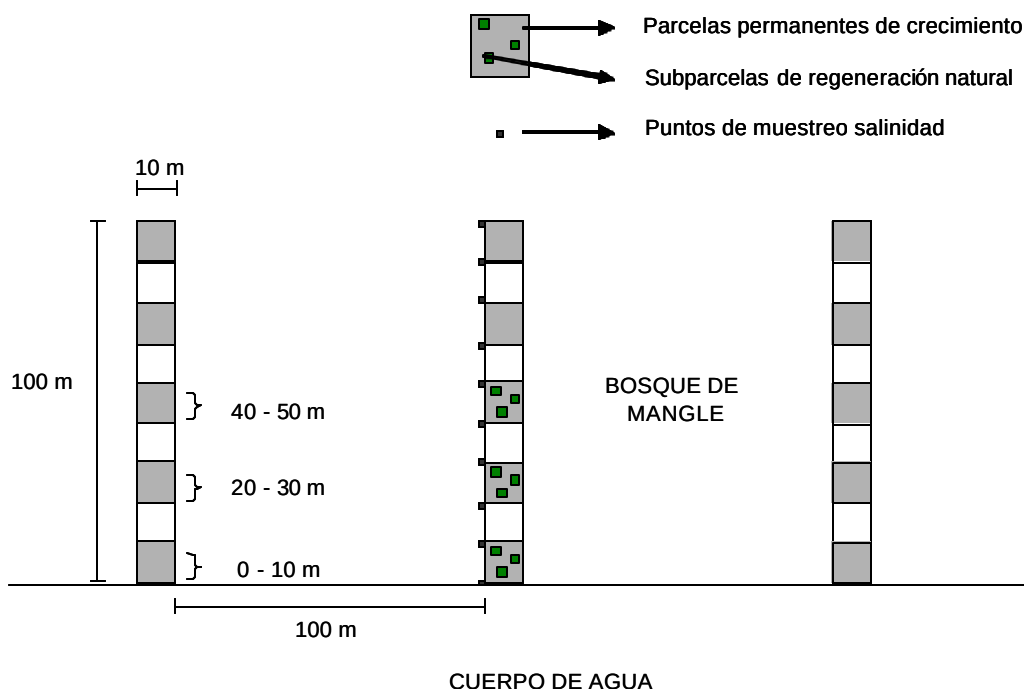


Figura 2.3. Distribución de las parcelas permanentes de monitoreo de vegetación y de los puntos para la medición de salinidad y nivel del agua, en las estaciones de muestreo de la ecorregión CGSM.

Desde junio del 2005 se está realizando la evaluación de los gases de efecto invernadero en cuatro áreas de manglar de la CGSM (Figura 2.2) que presentan diferente estado de perturbación así:

- Rinconada: bosque en buen estado de desarrollo
- Caño Grande: área reforestada, contigua a franja de bosque natural
- Aguas Negras: área en proceso de recuperación natural del bosque
- Caño Dragado: área completamente deteriorada y con incipiente cobertura vegetal de borde

En cada una de las estaciones se están realizando las siguientes actividades:

Mediciones de gases. Mensualmente y por un período de un año se determinan las concentraciones de óxido nítrico y metano liberados desde el sedimento, mediante la técnica de cámaras cerradas. Las muestras se extraen con jeringas a intervalos de tiempo de 0, 3, 6 y 9 minutos.

Caracterización fisicoquímica del agua superficial. Mensualmente, se miden las variables pH, salinidad, conductividad, temperatura, oxígeno disuelto, NO_3 , NH_4 , NO_2 , PO_4 , fósforo total, y las concentraciones de los metales pesados cadmio, cromo y plomo.

Caracterización del sedimento. En cada estación de muestreo se colectaron cuatro testigos de sedimento de 30 cm de profundidad, los cuales se fraccionaron en el laboratorio a cinco niveles de profundidad de 0-2,5 cm, 2,5-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm y 20-30 cm. Cada fracción de los cuatro testigos se mezcló para obtener muestras compuestas, en las cuales se midió humedad, densidad aparente y de partícula, porosidad, pH, potencial redox, concentración de sales nitrógeno y fósforo total, contenido de carbono y los metales pesados calcio, cromo, aluminio, vanadio, hierro, manganeso, cobalto, níquel, cobre, zinc, arsénico y plomo.

2.3.2. Análisis de la información

Para describir los cambios de las variables medidas entre estaciones, se estimaron los valores máximos, mínimos y medios, con su respectivo error estándar de los datos de salinidad, nivel del agua y densidad de plántulas.

Para determinar las diferencias de los cambios ocurridos en la salinidad del agua superficial e intersticial y en la regeneración natural medidos durante el 2005 entre estaciones, se hicieron análisis de varianza a una vía.

Los cambios en las variables estructurales del manglar ocurridos durante el período 1995-2005, se analizaron a través de la estimación de las áreas basales para cada una de las especies, además se evaluó el número de árboles muertos por año, especie y estación

Durante las últimas décadas se han desarrollado diversos estudios para estimar la cobertura vegetal en la ecorregión CGSM a partir del análisis y procesamiento de fotografías aéreas e imágenes satelitales. Con base en los datos de cobertura y de la

información colectada en campo sobre estructura del bosque (DAP y cálculo de área basal) se elaboraron ecuaciones de regresión para estimar matemáticamente las áreas cubiertas por manglar.

2.4. Recursos Pesqueros

2.4.1. Fase de campo

Se siguió el mismo esquema metodológico adoptado hasta 2004. Se tomaron datos de captura y esfuerzo de la pesca artesanal en la ecorregión CGSM, aplicando un diseño aleatorio simple en cada uno de los sitios de desembarco (Tasajera = TA, Isla del Rosario = IR, Santuario de Fauna y Flora = SF, Bocas de Aracataca = BA, Caño Clarín = CC y Nueva Venecia = NV) (Figura 2.4). Las variables de desempeño pesquero fueron tomadas por un grupo de pescadores locales capacitados como encuestadores, quienes aplicaron las encuestas diseñadas para el monitoreo. En cada sitio de desembarco se registraron datos de captura, esfuerzo y tallas, discriminados por especie, arte de pesca, zona de pesca y sitio de desembarco. Además se colectó información del poder de pesca (especificaciones técnicas de los artes y/o métodos de pesca), la actividad pesquera (unidades económicas de pesca activas diarias y número de días efectivos de pesca mensuales) y datos económicos (precios por especie y los costos variables del esfuerzo de pesca). La información colectada sigue una escala temporal que antes (1994-1996) fue diaria (Santos-Martínez et.al., 1998) y después de la apertura de los caños (1999 hasta la fecha) fue de tres días por semana.

Mensualmente se registró la salinidad en 15 estaciones del sistema CGSM-CP de modo que fuera posible calcular, como en los años anteriores, un promedio ponderado anual de la salinidad que pudiera confrontarse con la variación anual del Índice de Oscilación Sur (IOS) y de los caudales de los ríos tributarios al sistema. El IOS es la anomalía estandarizada de la presión atmosférica a nivel del mar entre Darwin y Tahití y se utiliza para medir la variación del fenómeno de El Niño. Valores positivos indican eventos La Niña (lluviosos) y los negativos El Niño (secos). Esto se hace debido a que se ha determinado la influencia del El Niño- Oscilación Sur (ENOS) sobre la variabilidad en los caudales de los tributarios.

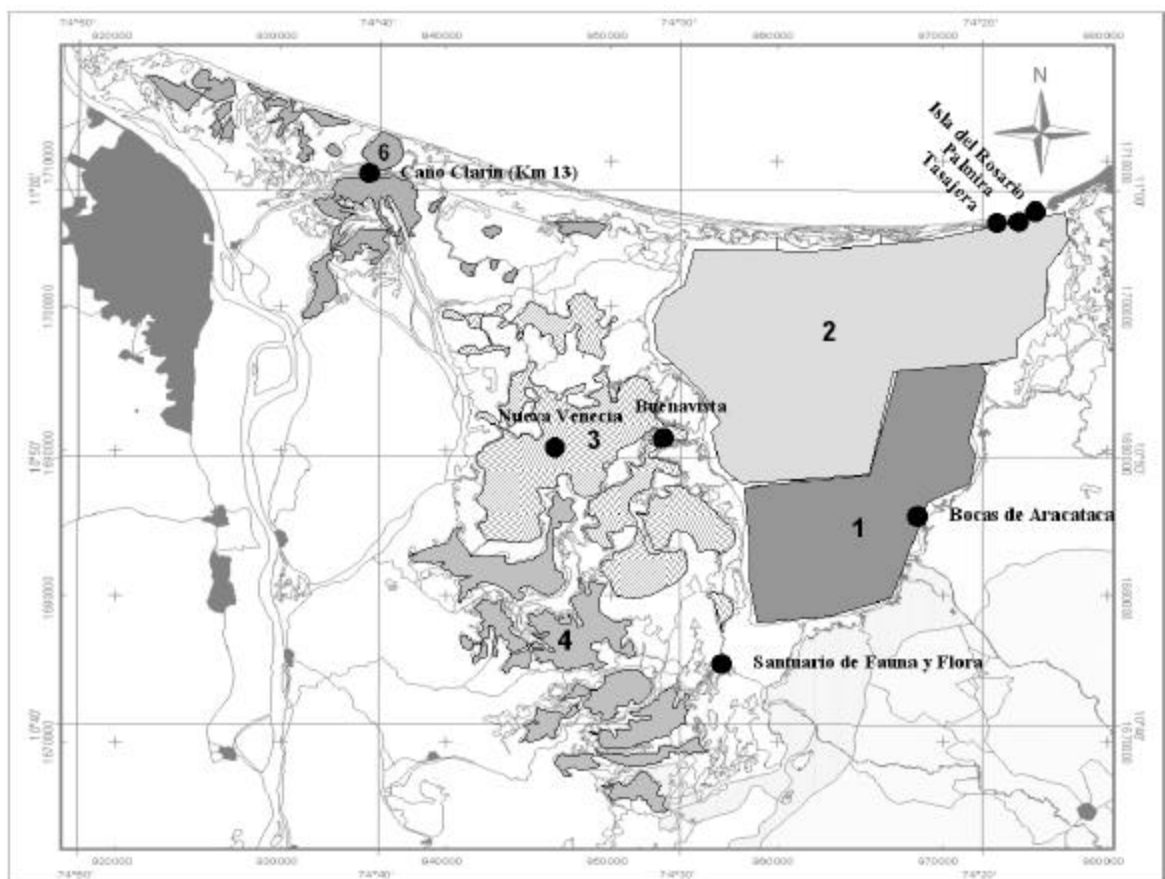


Figura 2.4. Zonas de pesca (1 – 4 y 6). Los puntos negros representan los puertos de desembarque de la pesquería artesanal de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta.

2.4.2. Análisis de la información

La secuencia de análisis partió de la revisión de los formularios llenados en campo y de la depuración de la información digitada en el programa “Sistema de Información Pesquera de INVEMAR” SIPEIN Ver. 2.0 (Narváez et al., 2000). Las variables tratadas incluyeron la composición de las capturas por especies y tallas, el esfuerzo de pesca (número de faenas de pesca), la densidad de los recursos en términos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE), la relación entre ENOS, los caudales de los tributarios, la salinidad media del sistema y las capturas anuales en la ecorregión; el ingreso, los costos y la renta económica por unidad de pesca. Para determinar la distribución espacial de las variables de desempeño pesquero, la información de pesca fue agrupada en 5 zonas que siguieron el mismo arreglo de aquellas usadas para medir las variables del componente calidad de aguas (Figura 2.4). En este informe se hace énfasis en la comparación del desempeño de los artes atarraya y trasmallo, los cuales han tenido mayor regularidad en su uso durante todo el período de monitoreo analizado, permitiendo así hacer comparaciones interanuales.

Las diferencias en los promedios de las variables de desempeño pesquero se evaluaron aplicando análisis de varianza (ANOVA) de dos y tres vías, usando en el primer caso las zonas (1 – 4, 6) y años (1994 – 1996, 1999 – 2005) como factores principales y en el segundo caso considerando como factor adicional la especie. Cuando fue necesario se transformaron los datos de igual forma que para las variables de calidad de aguas. Este enfoque de análisis permitió evaluar estadísticamente los escenarios antes (1994-1996) y después (1999-2005) de las obras hidráulicas y determinar la dinámica del estado de los recursos usando diferentes indicadores pesqueros como el índice de abundancia (CPUE) y la talla media de captura (TMC), esta última confrontada con la talla media de madurez (TMM) que funciona como PRL o punto de referencia límite para el manejo pesquero..

3. RESULTADOS

3.1. Calidad de Aguas

3.1.1. Variables Fisicoquímicas

Los resultados de salinidad se muestran en la Figura 1.1, éstos resultados corresponden al promedio anual de la salinidad medida en el agua superficial de la CGSM durante el monitoreo. En la figura se observa que después de la apertura de los caños (1996) y el efecto del aumento en las precipitaciones por el evento La Niña (1999-2000), la salinidad descendió en todas las zonas; a partir del 2001 se presentó un aumento progresivo de esta variable en el sistema en casi todas las zonas, excepto en la zona 5 cuyos valores no han variado. Para los años posteriores, es decir entre el 2002 y el 2005 la salinidad no ha presentado grandes cambios, se observa como tendencia general la estabilización de los valores, excepto en la zona 3 o zona de Pajarales, donde contrariamente al comportamiento observado en las zonas 0, 2 y 5 se presentó un incremento durante el 2002. Los valores promedio se sometieron a análisis de varianza no paramétricos, debido a que no fue posible encontrar una transformación que normalizara los datos. Los resultados del análisis mostraron que existen diferencias significativas ($p < 0,01$) entre zonas, entre años de muestreo y en la interacción zona-año.

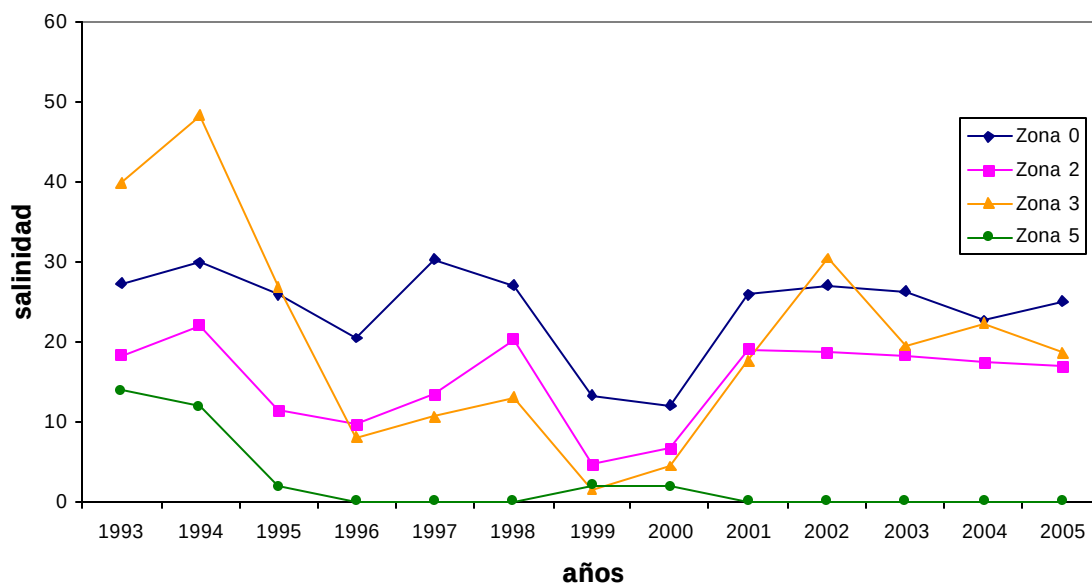


Figura 3.1. Variaciones interanuales de la salinidad promedio del agua en las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.

De otra parte, se ha comprobado que existen variaciones intra-anales en la salinidad del agua (INVEMAR, 2005). La información obtenida durante el 2005, se promedió por trimestres y los resultados se muestran en la Figura 3.2. Para la evaluación intra-anual se usaron las seis zonas de estudio. En las zonas 0, 2, 3 y 6 se observó un incremento de esta variable hacia el segundo trimestre del año. Hacia el tercer y cuarto trimestre del año en todas las estaciones la salinidad descendió, cabe destacar que en la zona 0, en el cuarto trimestre la salinidad promedio representó aproximadamente el 50% de la salinidad medida en el primer trimestre (época seca). Para la zona 5 que tiene mayor influencia del Río Magdalena, la tendencia fue mantener los valores casi constantes durante los cuatro períodos, con un promedio anual de 0,1.

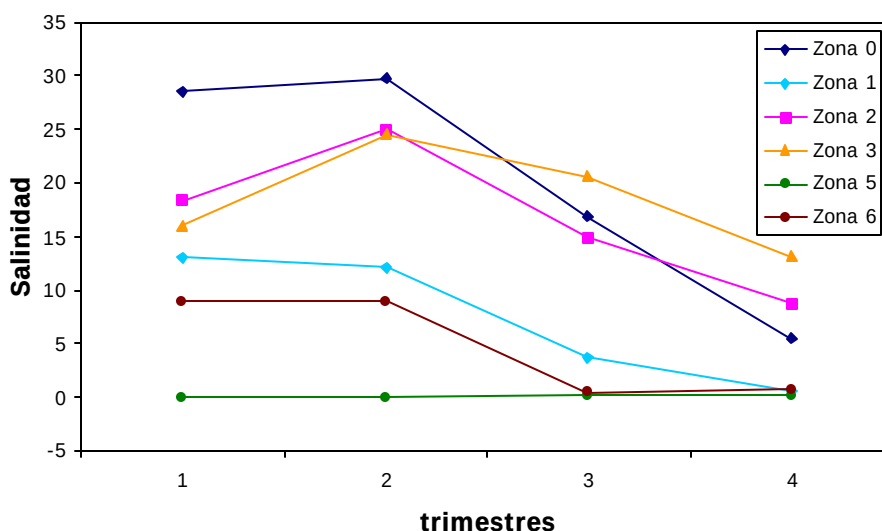


Figura 3.2. Variaciones de la salinidad promedio del agua en las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante el 2005.

En la Figura 3.3 se muestra la variabilidad que ha presentado el oxígeno disuelto (OD) en el agua, durante el monitoreo de la ecorregión. Los promedios anuales en general fueron muy fluctuantes, sin llegar a valores inferiores al mínimo permisible para la preservación de flora y fauna (4,0 mg/L), según lo establece el decreto 1594 de 1984 de la legislación colombiana. Para el 2005, en las zonas 0, 2 y 5, los valores de OD incrementaron levemente en comparación con el año anterior. Caso contrario ocurrió en la zona 3, donde para este último año se presentó un descenso, sin embargo el valor promedio estuvo 2 veces por encima del valor mínimo permisible para la preservación de flora y fauna. Para esta variable se aplicaron análisis de varianza paramétricos (ANOVAS) sin transformar los datos. Los ANOVA a dos vías mostraron que existen diferencias altamente significativas entre épocas, entre zonas y en la interacción ($p < 0,05$).

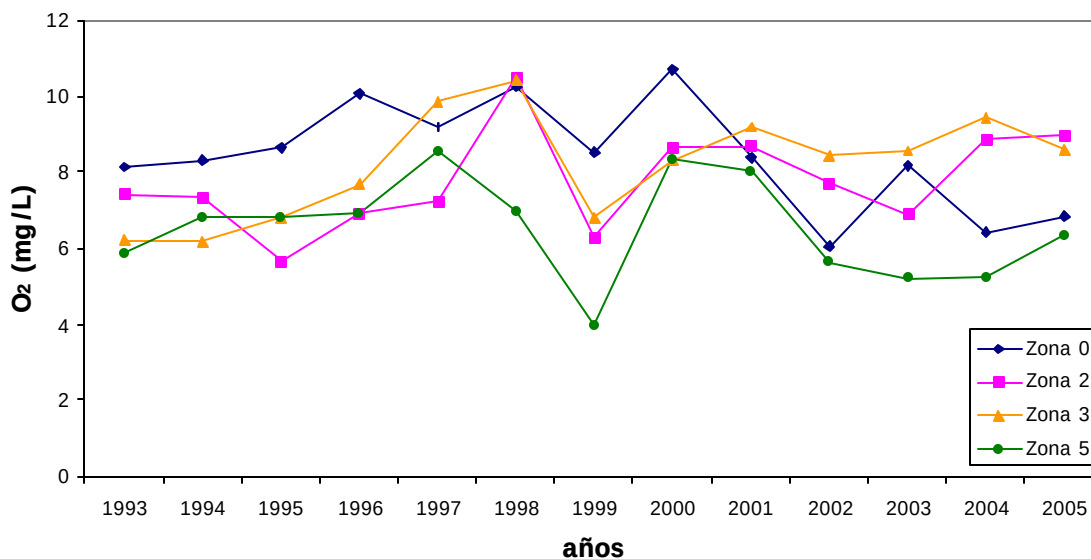


Figura 3.3. Variaciones interanuales del oxígeno disuelto en el agua en las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.

El análisis de los resultados del 2005 (Figura 3.4) mostró que en las zonas 2 y 6 el OD aumentó en el segundo trimestre y descendió en el tercer trimestre. En las demás zonas, la concentración de OD disminuyó en el segundo trimestre. En el cuarto trimestre hubo un descenso del OD en todas las zonas excepto en la zona 5, esta tendencia se mantuvo en las zonas 1, 2 y 3 hacia el cuarto trimestre, en las demás zonas las concentraciones de OD aumentaron en el último trimestre del año. El promedio anual que se registró para esta variable durante el 2005 fue de 7,3 mg/L en el intervalo de 5,3 mg/L en la zona 1 a 9,0 mg/L en la zona 2. Cabe resaltar que en la zona 1 (ríos de la SNSM) se midieron los valores mas bajos de OD durante el 2005, los cuales estuvieron en el ultimo período por debajo de los límites mínimos permisibles que establece la legislación colombiana (4mg/L).

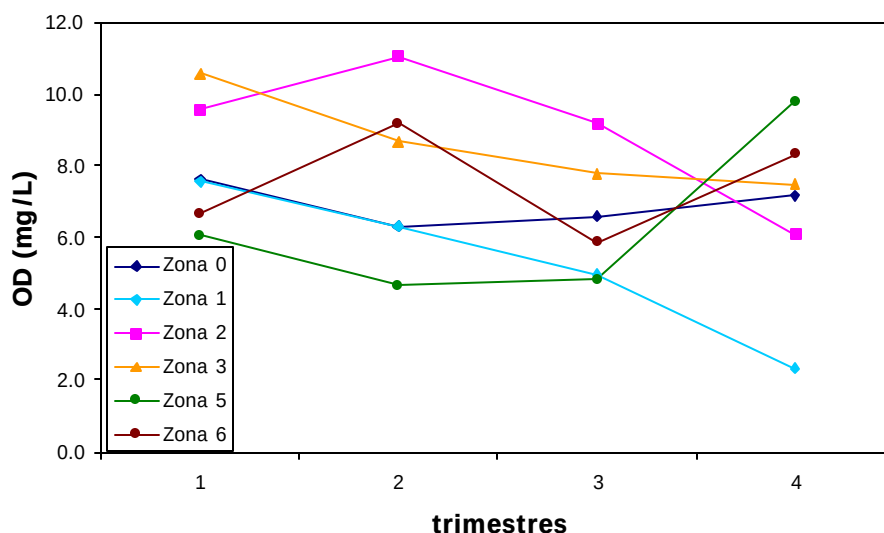


Figura 3.4. Variaciones del oxígeno disuelto en el agua en las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante los cuatro trimestres del 2005.

En cuanto a los sólidos suspendidos totales (SST) los valores en la CGSM han variado significativamente durante los últimos 10 años, como se ilustra en la Figura 3.5. A partir de 1999 hasta el 2002 se presentó un aumento progresivo en la concentración de éstos. Del análisis de la totalidad de los datos se destacan los registros para la zona 5 que a diferencia del resto de las zonas alcanzaron las concentraciones promedio mas altas durante este período y que seguramente obedece al mayor arrastre de sedimentos que aportan las aguas del Río Magdalena. Para el 2003, los valores de esta variable disminuyeron notablemente en todas las zonas y se han mantenido más o menos constantes hasta el 2005, excepto en la zona 5 donde la tendencia en general ha sido hacia el aumento, alcanzando los máximos valores promedio en éste último año. Al igual que para la variable OD, se hicieron ANOVAS para los SST sin transformarlos. Los resultados mostraron que hay diferencias altamente significativas para esta variable entre años, entre zonas y en la interacción año-zona.

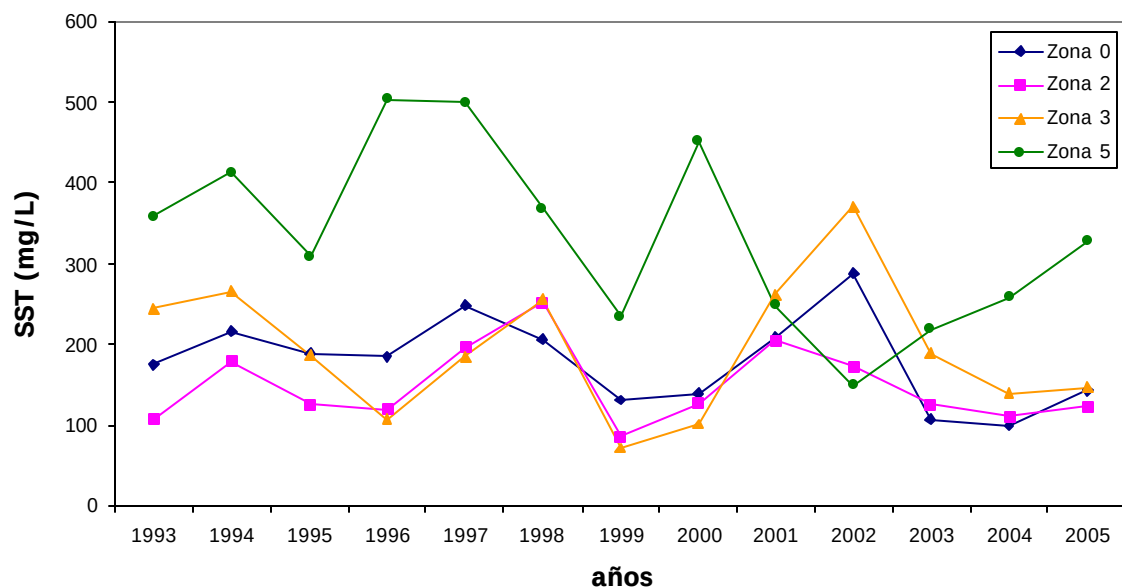


Figura 3.5. Variaciones interanuales de sólidos suspendidos totales (SST) en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.

El análisis de los SST durante el 2005, solamente incluye los tres primeros trimestres del año ya que las muestras del cuarto trimestre aún no se han procesado. En general se observa que durante este año, los valores de SST disminuyeron en el segundo y tercer trimestres (Figura 3.6). Los valores promedio mas altos se registraron en las épocas secas (trimestres 1 y 2) y los mas bajos cuando empezaron las lluvias (tercer trimestre).

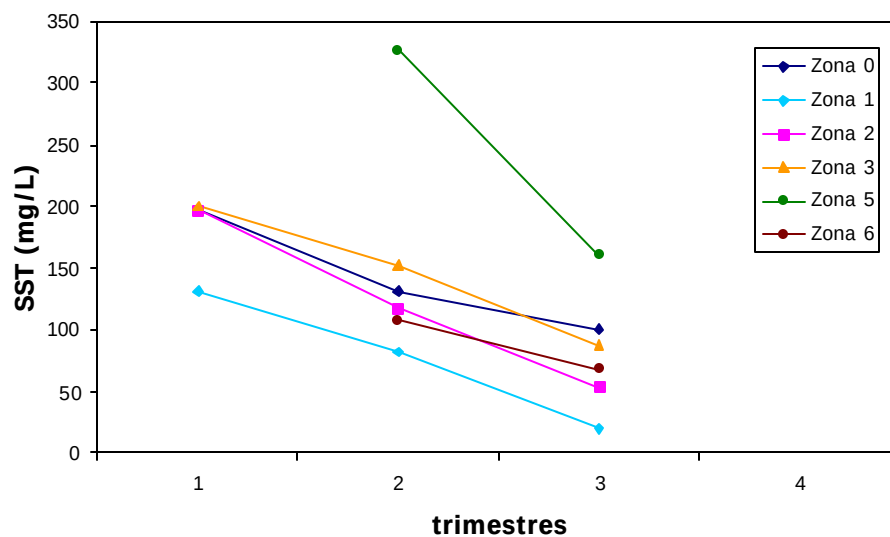


Figura 3.6. Variaciones de la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante tres trimestres del 2005.

Los resultados de pH en la ecorregión presentaron notorias variaciones entre años y zonas de muestreo (Figura 3.7). En este sentido, se observa que entre 1997 y 1999 los valores de este parámetro disminuyeron en todas las zonas de estudio después de lo cual y hasta el 2005 se han mantenido relativamente constantes, en el rango de 8,1 a 8,5 excepto en la zona 5, donde los valores se mantuvieron en rangos similares (6,8) hasta el 2003, desde el 2004 ha observado una tendencia al aumento, hasta alcanzar valores promedio de 7,8 en el 2005. Los ANOVA a dos vías para esta variable mostraron que existen diferencias altamente significativas entre épocas, entre zonas y en la interacción ($p < 0,05$).

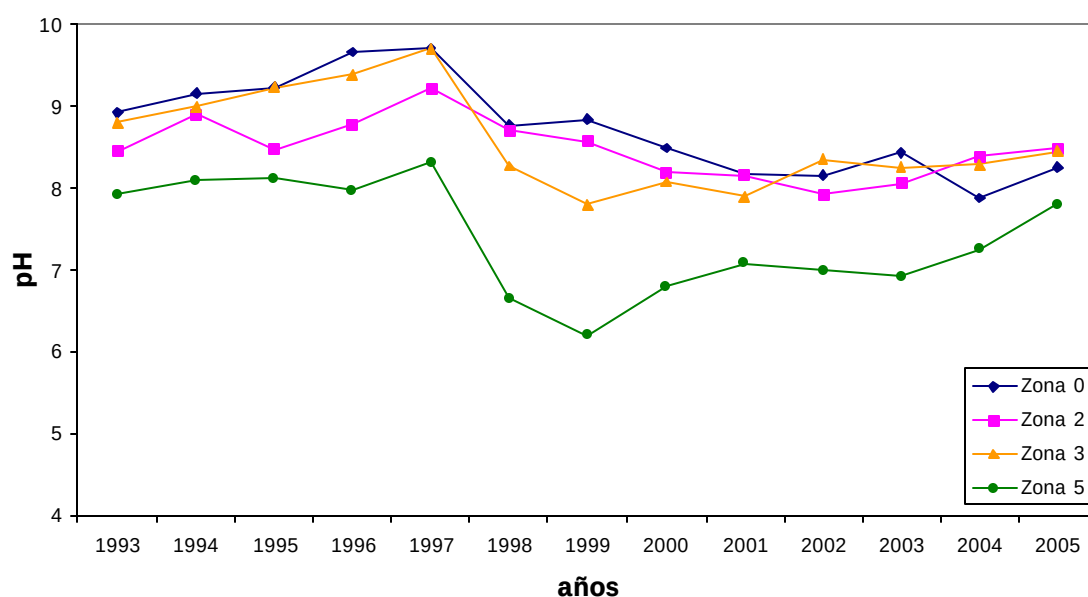


Figura 3.7. Variaciones interanuales de pH en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.

Los promedios obtenidos durante los cuatro trimestres del 2005 (Figura 3.8) muestran que entre las zonas 0 a la 3 los valores de pH fueron casi constantes durante los tres primeros trimestres del año, en tanto que en las zonas 5 y 6 en el segundo trimestre hubo una notable caída del pH desde valores muy básicos (c.a 9,0) hasta valores cercanos a la neutralidad (7,5 a 7,9 respectivamente). Hacia el cuarto trimestre del año, en todas las zonas se presentó un descenso de los valores de pH. En la zona 1, durante el último trimestre el valor promedio estuvo ligeramente por debajo de la neutralidad, sin embargo este valor no representa riesgo para el sistema, puesto que no se encuentra por debajo del umbral mínimo (6,0) según los criterios de calidad establecidos por US-EPA para la protección de la vida acuática (EPA, 2002).

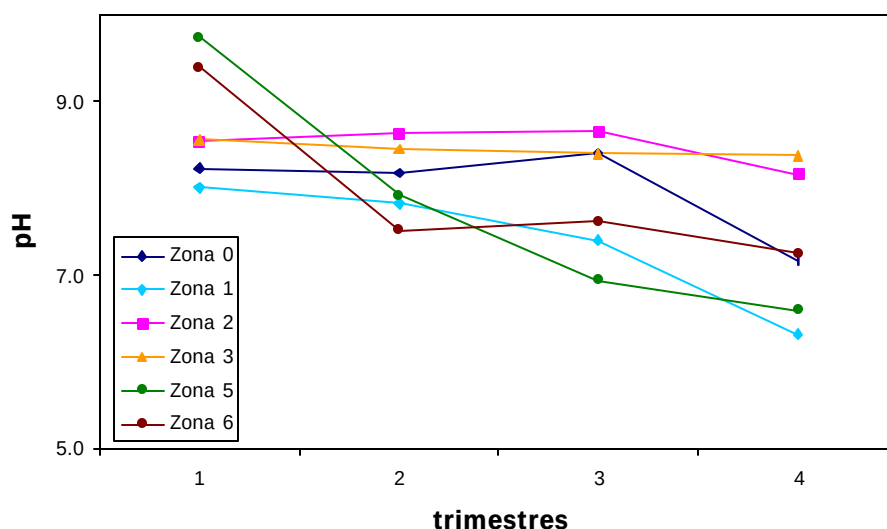


Figura 3.8. Variaciones del pH en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante los cuatro trimestres del 2005.

Otras variables importantes para determinar la calidad del agua destinada a diferentes propósitos son los denominados nutrientes, dentro de los que se encuentran los compuestos nitrogenados como el amonio (NH_4), los nitritos (NO_2) y los nitratos (NO_3) y los compuestos fosforados principalmente el ortofosfato (PO_4^{-3}). Los nutrientes son necesarios para el crecimiento de plantas y animales y para sostener un ecosistema acuático saludable, en tanto no excedan ciertos valores por encima de los cuales se constituyen en tensores del sistema (EPA, 2002). Para la ecorregión CGSM se han analizado durante un período aproximado de 10 años las concentraciones de dichos nutrientes inorgánicos en aguas.

Tal como se expuso en INVEMAR (2004), los nutrientes han mostrado un comportamiento temporal muy particular. Se observó que después de 1996, año en que se abrió el caño Clarín, las concentraciones de nitratos disminuyeron considerablemente, desde promedios por encima de 150 $\mu\text{g/L}$ a menores de 50 $\mu\text{g/L}$, excepto en la zona 5 donde se produjo un incremento de concentración. En el año 2000 se observó un descenso significativo de este nutriente en todas las zonas, para el 2001 y el 2002 la concentración aumentó especialmente en la zona 5; sin embargo después del 2003 las concentraciones en todas las zonas han disminuido notablemente a niveles inferiores incluso a los registrados durante 1994 (Figura 3.9).

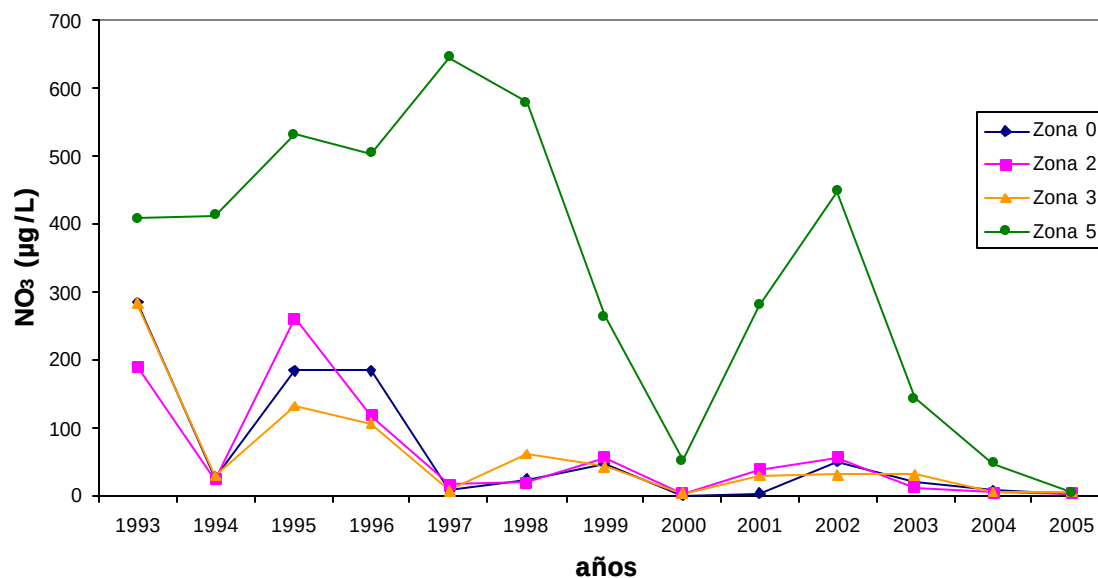


Figura 3.9. Variaciones interanuales de la concentración de nitratos en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.

Los nitritos por el contrario aumentaron después de la apertura de los caños, luego de lo cual las concentraciones disminuyeron notablemente en los años 1998-1999, cuando hubo mayor aporte de agua dulce al sistema por el efecto combinado de la apertura de los caños y el evento La Niña (Figura 3.10).

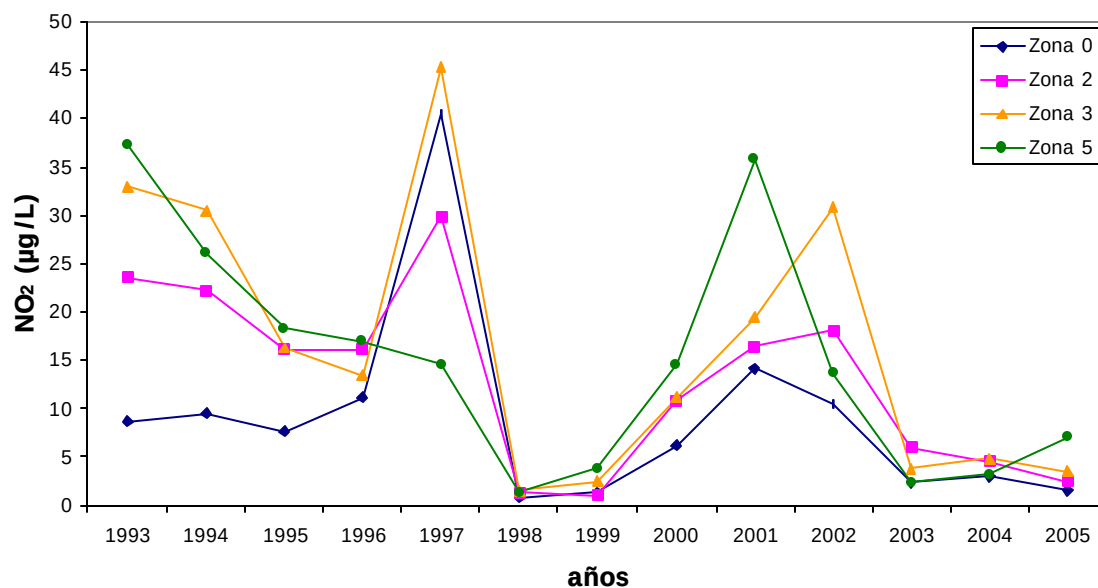


Figura 3.10. Variaciones interanuales de la concentración de nitritos en aguas de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.

En el caso del amonio, se observó que hacia 1996 las concentraciones presentaron un considerable descenso, sin embargo al igual que los nitratos, se observó que durante 1999, año en el cual se presentaron los ya mencionados aportes significativos de agua dulce y por ende disminución en la salinidad del sistema, dichas concentraciones tendieron a aumentar. A diferencia de los otros dos compuestos nitrogenados, el amonio mostró un incremento en la concentración durante el 2004, excepto en la zona 5, el cual descendió significativamente hacia el 2005 (Figura 3.11).

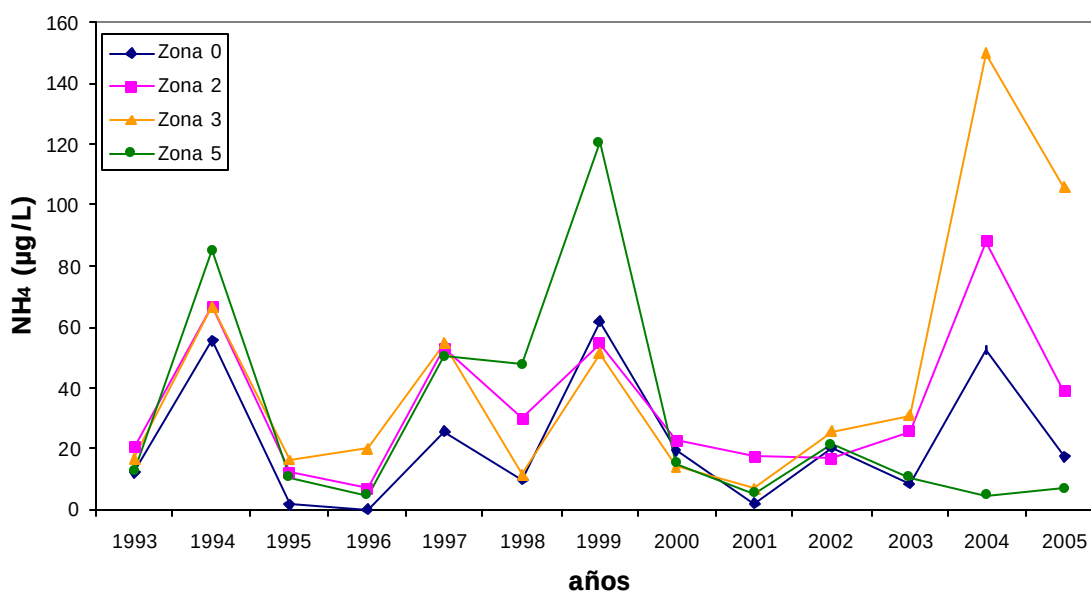


Figura 3.11. Variaciones interanuales de la concentración de amonio en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.

Los promedios de concentración de los compuestos nitrogenados (NO_3 , NO_2 y NH_4), fueron analizados mediante análisis de varianza paramétricos, con las variables transformadas. Los resultados mostraron que para estos nutrientes existen diferencias significativas entre años y entre zonas, pero no en la interacción año-zona ($p < 0,05$).

Al igual que para las otras variables de calidad de aguas, se graficaron los promedios trimestrales de los nutrientes inorgánicos. El análisis de nutrientes se realizó incluyendo los resultados hasta del tercer trimestre, ya que las muestras del cuarto trimestre aún no se han procesado, además cabe resaltar que en las zonas 5 y 6 solamente hay resultados para el segundo trimestre del año. En la Figura 3.12 se muestra que los mayores promedios de concentración de nitratos se midieron en las zonas 1 y 3; excepto para la zona 0, las otras tres zonas alcanzaron las mayores concentraciones de nitratos durante el segundo trimestre del año.

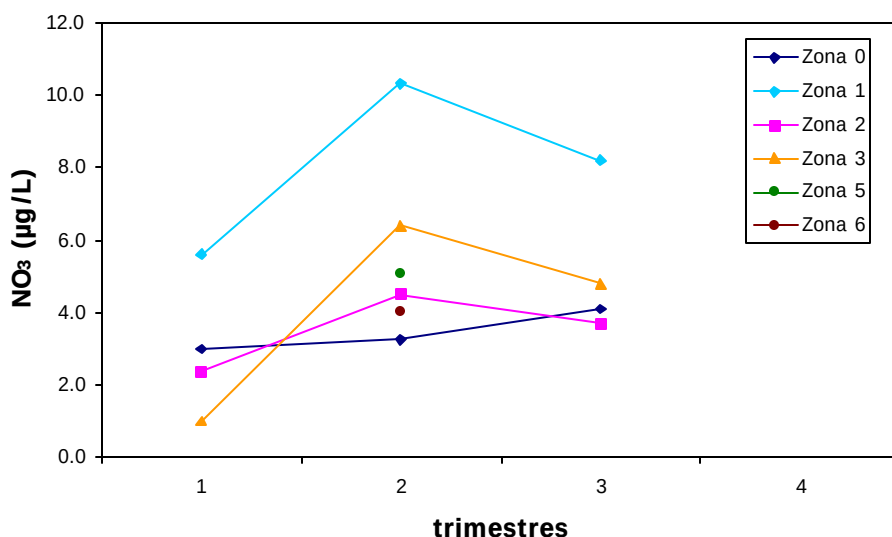


Figura 3.12. Variaciones de la concentración de nitratos en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante tres trimestres del 2005.

La Figura 3.13 muestra las variaciones de los nitritos durante el 2005. En general se observó un descenso de concentración hacia el segundo y principalmente tercer trimestre del año en las zonas 5 y 6.

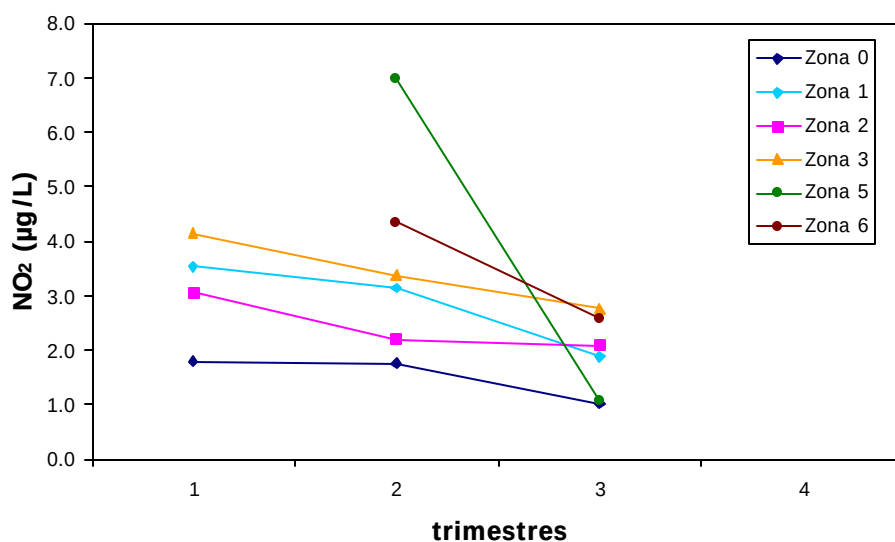


Figura 3.13. Variaciones de la concentración de nitritos en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante tres trimestres del 2005.

El análisis de los resultados del 2005 mostró que la tendencia en la concentración de amonio durante los tres primeros trimestres fue muy similar en todas las zonas. Se observó además que la zona 3 en el segundo trimestre del año presentó concentraciones casi 5 veces más altas que el promedio de los otros dos trimestres (Figura 3.14)

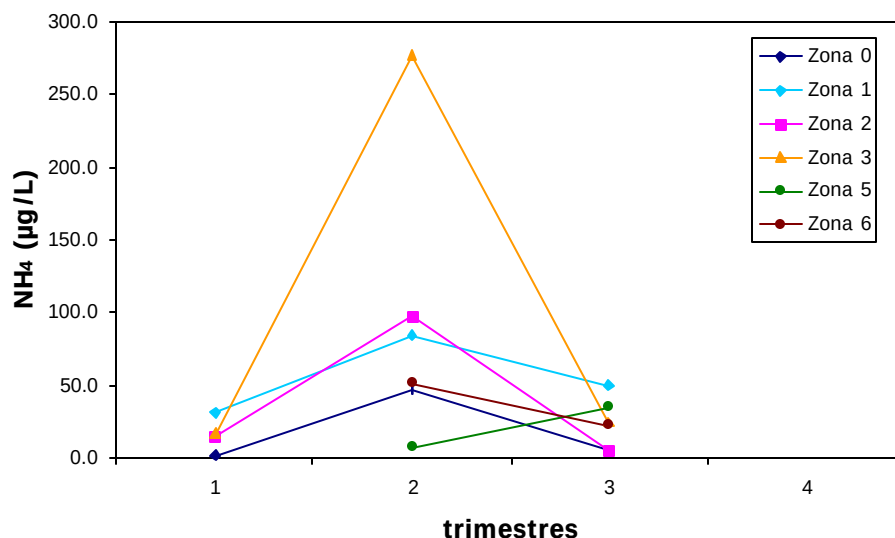


Figura 3.14. Variaciones de la concentración de amonio en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante tres trimestres del 2005.

En la Figura 3.15 se observa que después del 2003 hasta el 2005 la tendencia en las concentraciones de fosfatos ha sido a disminuir, alcanzando valores mínimos de 6,2 µg/L y máximos de 25,4 µg/L. Los análisis de varianza mostraron que las concentraciones de fosfatos han variado significativamente entre zonas, entre años, pero no en la interacción de estos ($p < 0,05$).

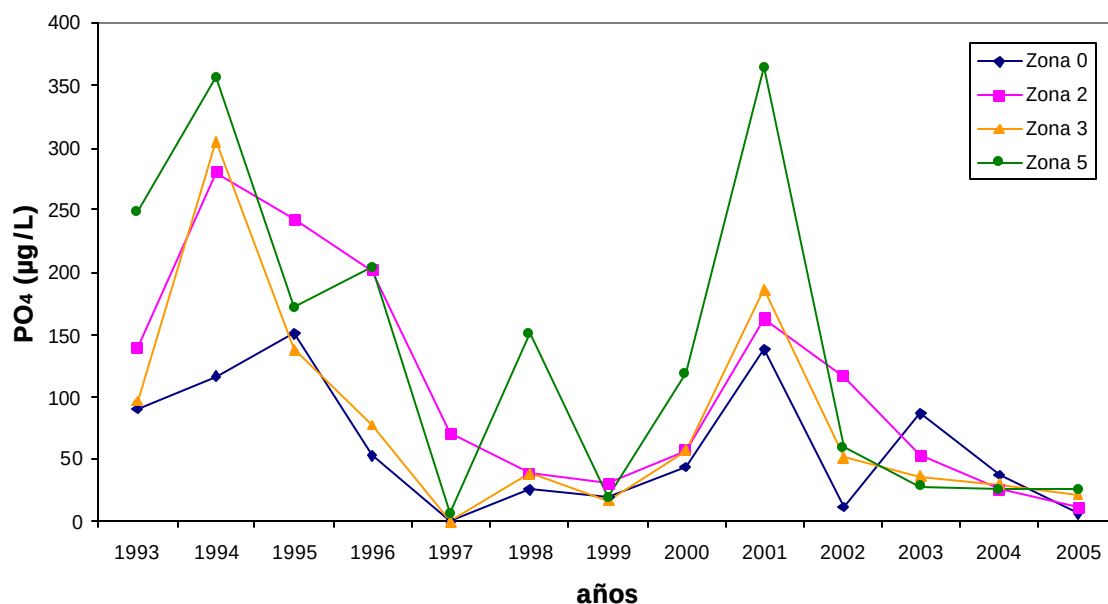


Figura 3.15. Variaciones interanuales de la concentración de fosfatos en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM.

Los resultados de fosfatos analizados durante los tres primeros trimestres del 2005 muestran las variaciones que se presentan entre las zonas de muestreo. Como se observa en la Figura 3.16, para este año la concentración mínima registrada fue de 4,5 µg/L en la zona 0 durante el primer trimestre y la máxima 45,6 µg/L en la zona 1 durante el tercer trimestre. En las zonas 0, 1 y 2 la tendencia general fue a aumentar la concentración; en tanto que en las zonas 3, 5 y 6 que tienen mayor influencia de los aportes del Río Magdalena, las concentraciones de este nutriente disminuyeron hacia el tercer trimestre.

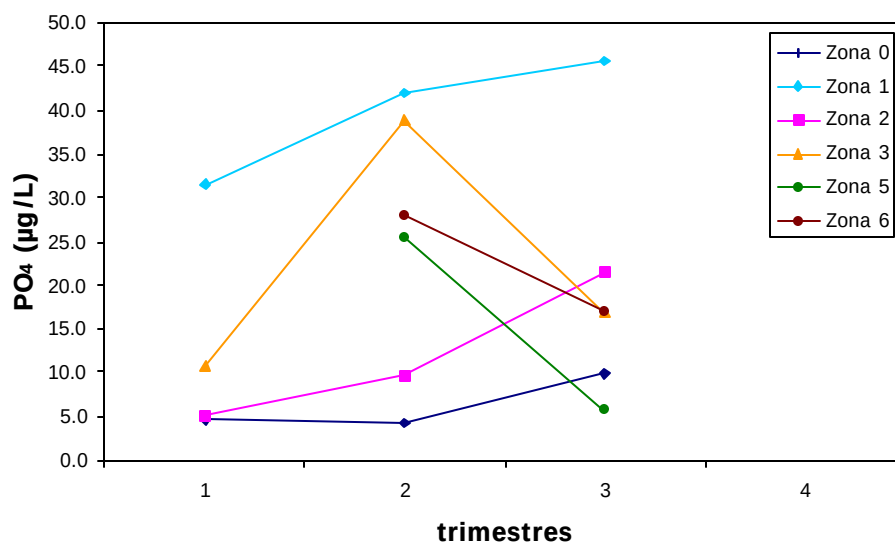


Figura 3.16. Variaciones de la concentración de fosfatos en el agua de las diferentes zonas de la ecorregión CGSM, durante tres trimestres del 2005.

3.1.2. Calidad microbiológica

De acuerdo a las concentraciones de Ct obtenidas para cada una de las estaciones monitoreadas durante el 2005, se puede concluir que los puntos ubicados en Isla del Rosario y Trojas de Aracataca presentaron los mayores niveles de estos microorganismos, con rangos entre 2.400 – 9.000 NMP Ct/100 mL y 700 – 9.000 NMP Ct/100 mL (Figura 3.17), respectivamente. En orden descendente a la presencia de estos microorganismos se hallaron las estaciones Nueva Venecia, Buenavista y Tasajera. De igual forma durante el 2005 se presentaron los mayores niveles de Cf en las estaciones Isla del Rosario y Trojas de Aracataca, con rangos entre 700 – 2.000 NMP Cf/100 mL y 220 – 5.000 NMP Cf/100 mL (Figura 3.18), respectivamente.

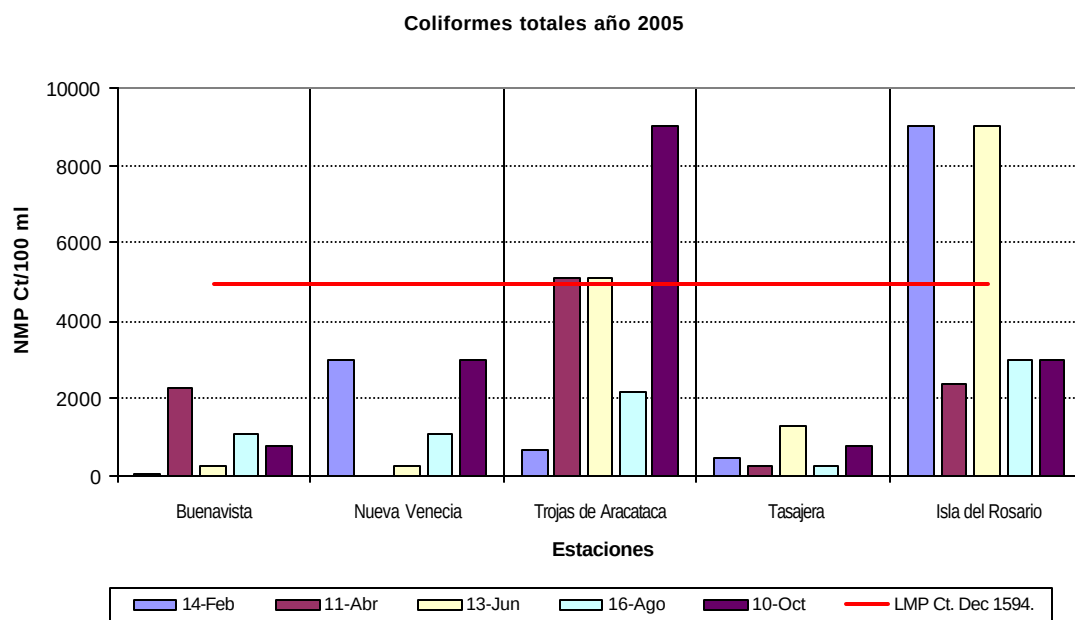


Figura 3.17. Niveles del NMP de Coliformes totales en aguas de cinco estaciones de estudio de la CGSM durante el 2005. La línea roja representa el Límite Máximo Permissible de acuerdo con el Decreto 1594 de la Legislación Colombiana.

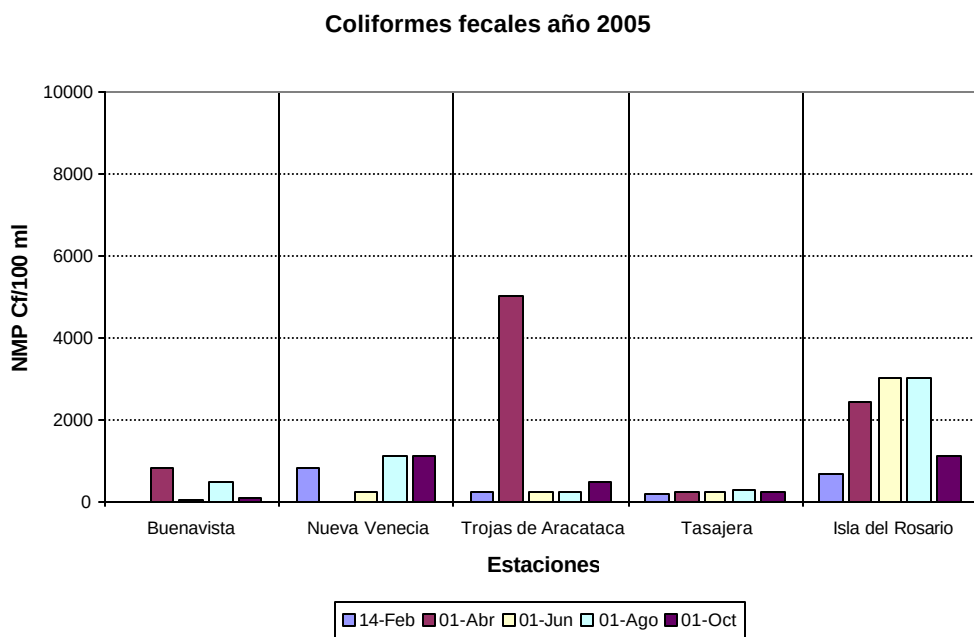


Figura 3.18. Niveles del NMP de Coliformes fecales en aguas de cinco estaciones de estudio de la CGSM durante el 2005.

La distribución temporal tanto para los Ct como para los Cf no mostró variaciones, ya que niveles mayores de 2.000 NMP Ct/100 mL se registraron en los diferentes meses de muestreo. Cabe anotar que en estas estaciones se arrojan constantemente los desechos provenientes de la pesca artesanal y los vertimientos domésticos. Las mayores concentraciones de Ct y Cf durante el 2005 se observaron en Isla del Rosario y Trojas de Aracataca, las cuales en la mayoría de los meses sobrepasaron el límite permitido para el uso del recurso hídrico en actividades de contacto secundario como la pesca (5.000 NMP Ct/100 mL, Minsalud, 1984) (Figura 3.19).

La Figura 3.19 muestra que no existe una incidencia directa de la salinidad sobre los niveles de coliformes totales en este caso de estudio.

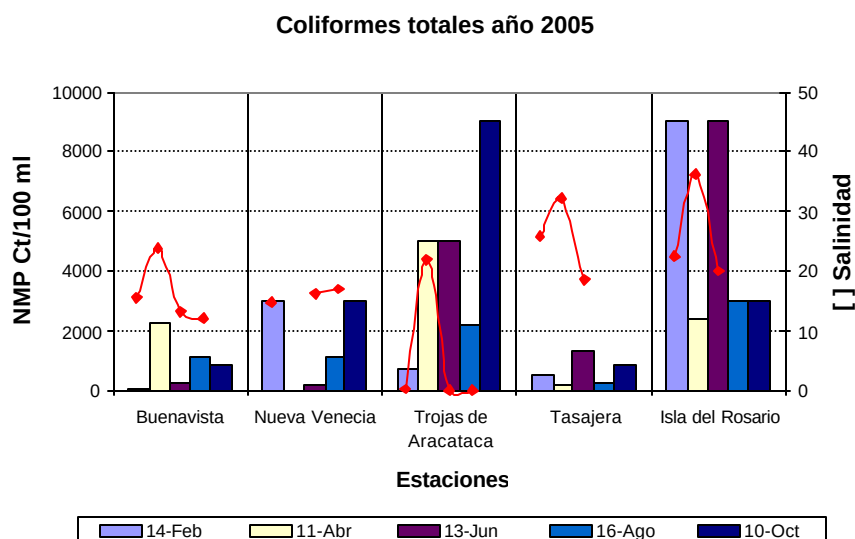


Figura 3.19. Niveles del NMP de Coliformes totales y salinidad en aguas de cinco estaciones de la CGSM durante el año 2005.

3.2. Comunidad zooplanctónica

Durante todo el periodo de muestreo se colectaron 185679 ind/m³, de los cuales el grupo más abundante fue el de los copépodos con el 62.3%, seguido por los rotíferos (32.1%) y larvas de gasterópodos (3.3%). Mientras que los cladóceros y las larvas de insectos fueron los menos abundantes con 1.6 y 0.8%, respectivamente (Figura 3.20).

Desde el punto de vista espacial, la Ciénaga de Pajarales presentó las mayores abundancias de zooplancton con el 40.3% del total, seguido por la desembocadura del río Aracataca y la Ciénaga de Buenavista con el 39.1 y 20.6%, respectivamente (Figura 3.21)

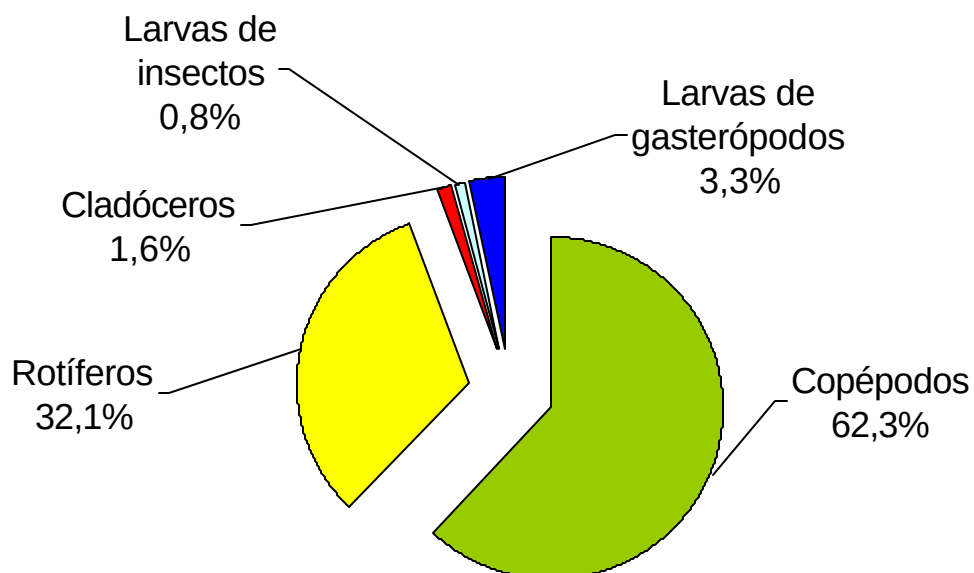


Figura 3.20. Composición de la abundancia zooplanctónica en la ecorregión de la CGSM durante el periodo comprendido entre abril y septiembre de 2005.

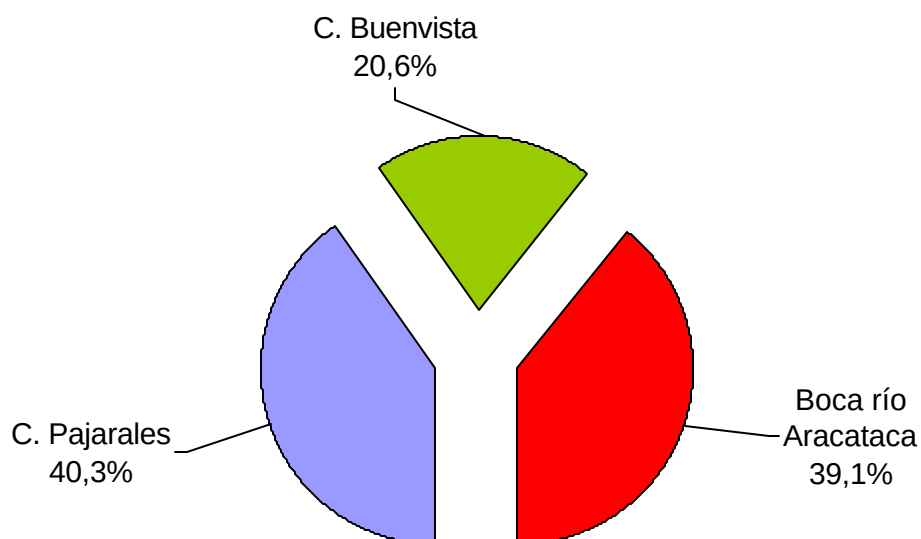


Figura 3.21. Abundancia zooplanctónica por estación en la ecorregión de la CGSM durante el periodo comprendido entre abril y septiembre de 2005.

Por muestreo se observó que la mayor abundancia zooplanctónica se presentó durante el mes de agosto con 62575 ind/m³, seguido por los meses abril, septiembre y junio con 45206, 45179 y 32719 ind/m³, respectivamente (Figura 3.22).

La composición por grupo zooplanctónico varió en el tiempo. La participación de los grupos de copépodos y rotíferos fue la mayor, aunque se presentó una tendencia de mayor a menor de la participación del grupo de los copépodos durante los cuatros muestreos. En el caso del grupo de los rotíferos sucedió lo contrario (Figura 3.23).

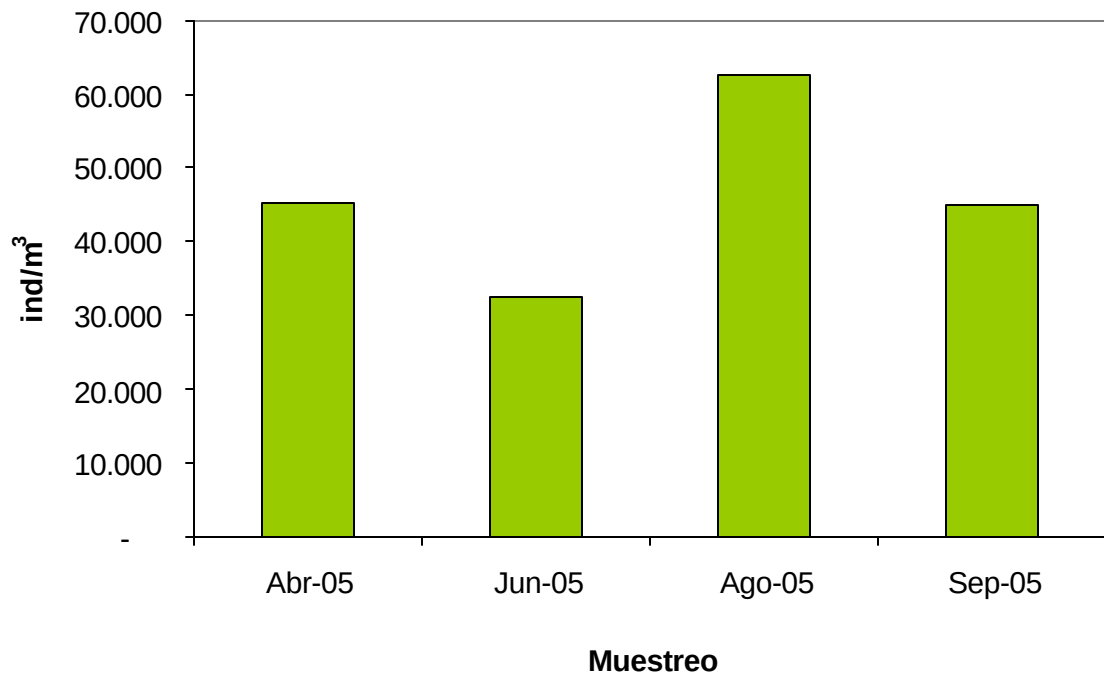


Figura 3.22. Variación temporal de la abundancia de zooplancton en la ecorregión CGSM durante los meses de abril junio agosto y septiembre de 2005.

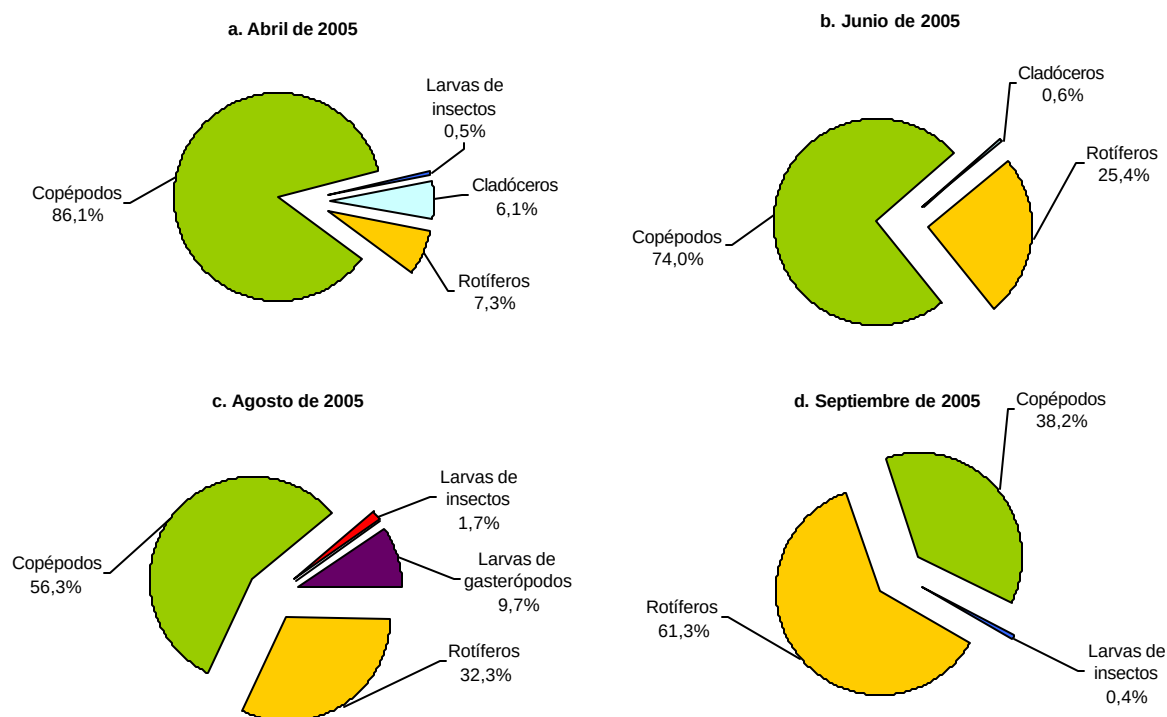


Figura 3.23. Variación temporal de la composición y abundancia zooplanctónica en la ecorregión CGSM en los meses de a) abril, b) junio, c) agosto y d) septiembre de 2005.

3.3. Vegetación

3.3.1. Salinidad en las áreas de manglar

En la Figura 3.24, se muestra la variación de la salinidad intersticial medida durante las épocas secas de 1994 y entre el período 1999 a 2005. Entre los años 1999 y 2001, la salinidad mostró un marcado descenso, debido al efecto de las altas precipitaciones del año 1999 y a la extensión del período de inundación que afectó la CGSM. Durante el período 2001-2004 se observó una tendencia de incremento en la mayoría de las estaciones, presentándose los valores más altos en Luna en el rango de 60 a 70 (Figura 3.24) y valores puntuales hasta de 80. Entre tanto, durante la época seca de 2005, la salinidad intersticial se redujo en aproximadamente 20 unidades en Aguas Negras, Km 22, Caño Grande y Rinconada, mientras que en Luna se mantuvieron los valores más altos (60) y similares a los medidos en 2004.

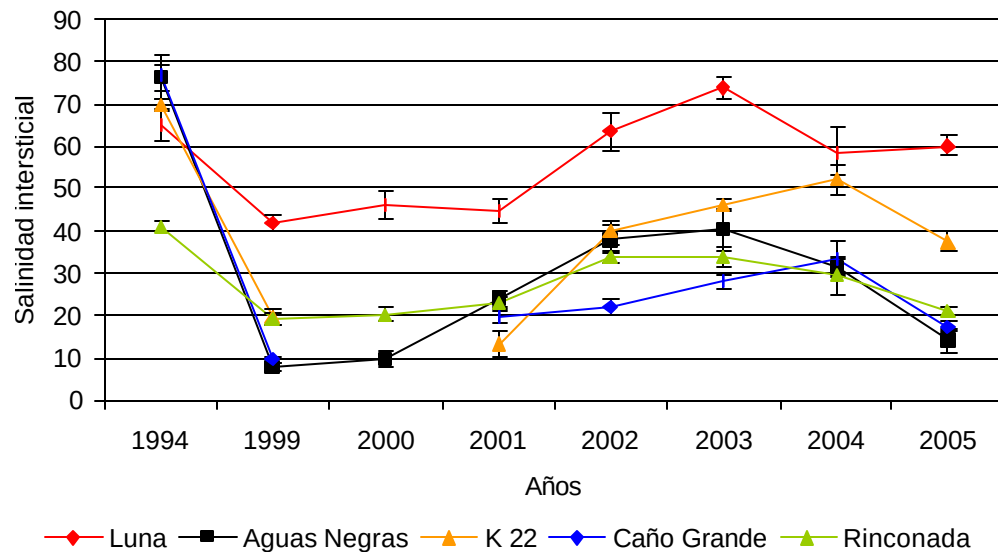


Figura 3.24. Variación del valor medio de la salinidad intersticial durante las épocas secas (enero-marzo) de 1994 y del período 1999-2005 en cinco áreas de manglar de la ecorregión CGSM. Las barras representan el error estándar.

En las estaciones Aguas Negras, Km 22 y Luna, se observaron diferencias significativas ($p < 0,01$) en los valores de salinidad superficial e intersticial medidos durante el 2005, mientras que en Caño Grande y Rinconada los valores fueron muy similares (Figura 3.25). Para la salinidad superficial se observó un gradiente, siendo baja en Aguas Negras (7,6), intermedia en Caño Grande, Luna y Rinconada (21 a 24) y alta en el Km 22 (31,6).

La salinidad intersticial no presentó diferencias significativas entre las dos profundidades medidas en cada estación, sin embargo entre estaciones si hay diferencias y se encontró un gradiente, con bajas salinidades (13-21) para Aguas Negras, Caño Grande y Rinconada, valores medios para Km 22 (40) y los más altos (60) para Luna (Figura 3.25) Esta última estación es una de las más afectadas por la mortalidad masiva del manglar y se encuentra a mayor distancia de los caños que aportan agua dulce proveniente del Río Magdalena.

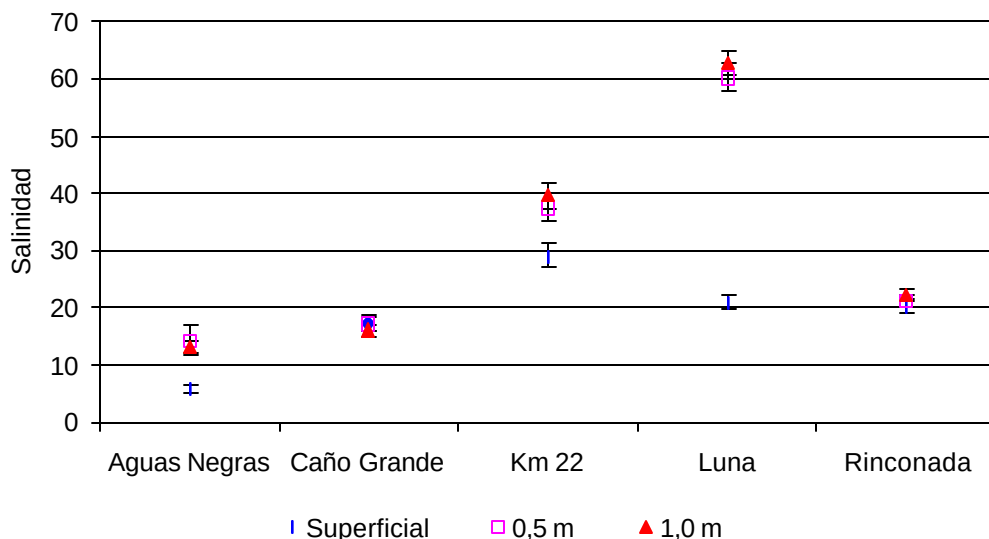


Figura 3.25. Diferencias en los valores medios de la salinidad superficial e intersticial (0,5 y 1,0 m de profundidad) en cinco áreas de manglar de la CGSM, durante el 2005

3.3.2. Cambios históricos en los niveles del agua al interior de las áreas de manglar

Los mayores cambios relativos de los niveles de agua al interior de las áreas de manglar se registraron durante la época de lluvias de 1999 por efecto del evento La Niña, cuando alcanzaron una altura máxima de 110 cm (Figura 3.26). A partir de 2000 los niveles del agua se han mantenido alrededor de los 20 cm con excepción de los períodos de lluvias de noviembre de 2004 y 2005, cuando se midieron niveles medios de 40 y 36 cm respectivamente.

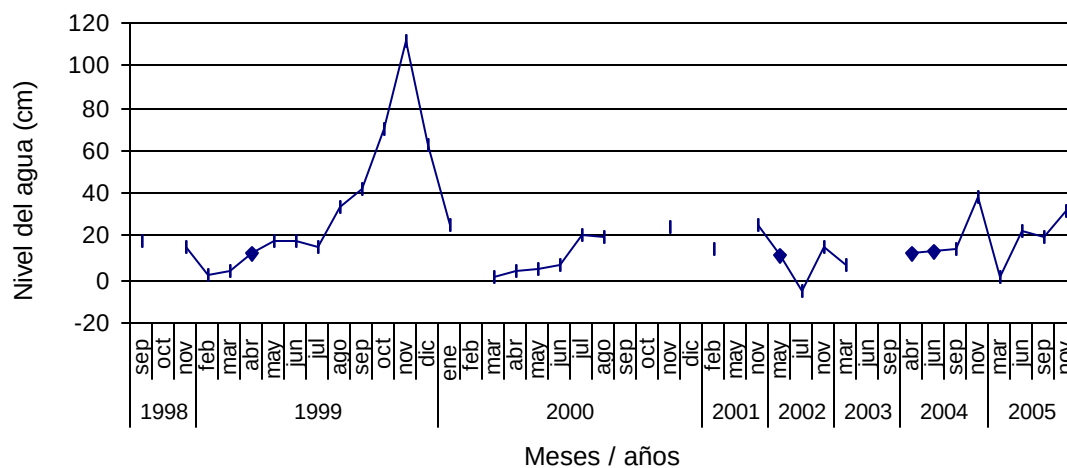


Figura 3.26. Nivel del agua al interior del bosque de manglar en la estación Rinconada, durante el periodo 1998-2005

3.3.3. Cambios en la regeneración natural del manglar

Los cambios en la regeneración del manglar se estimaron a través de la medición de densidad de las plántulas y propágulos de mangle. La mayor densidad de plántulas se registró en la estación Km 22, seguido de Caño Grande y Rinconada (Figura 3.27 y Figura 3.28). En todas las estaciones se registraron las mayores densidades de plántulas en el sector 0 a 10 m durante todo el año, con valores bajos entre 3,1 y 4,4 individuos*m⁻² en Aguas Negras y Luna, intermedios entre 5,9 y 6,9 individuos*m⁻² en Rinconada y Caño Grande, y el valor más alto (18,3 individuos*m⁻²) en la estación Km 22. Entre tanto la densidad de plántulas en los otros sectores (20-30 y 40-50 m) fue notablemente más baja en todas las estaciones durante el transcurso del año (Figura 3.28). Durante el 2005, la densidad varió dependiendo de la estación, la distancia con respecto al cuerpo de agua, la época climática y la especie.

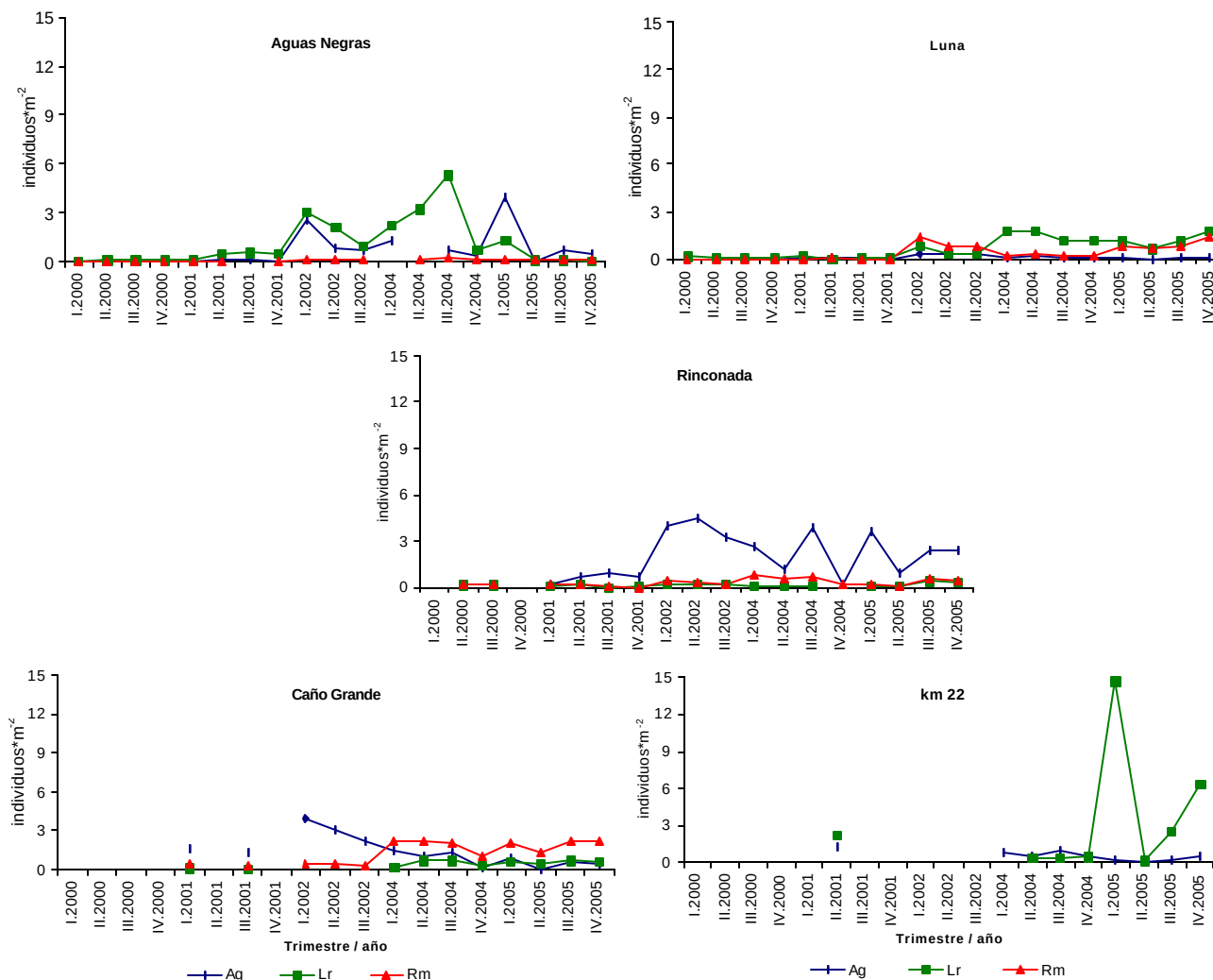


Figura 3.27. Densidad de plántulas de las tres especies de mangle en cinco estaciones de la ecorregión CGSM. Ag= *Avicennia germinans*, Lr= *Laguncularia racemosa*, Rm= *Rhizophora mangle*

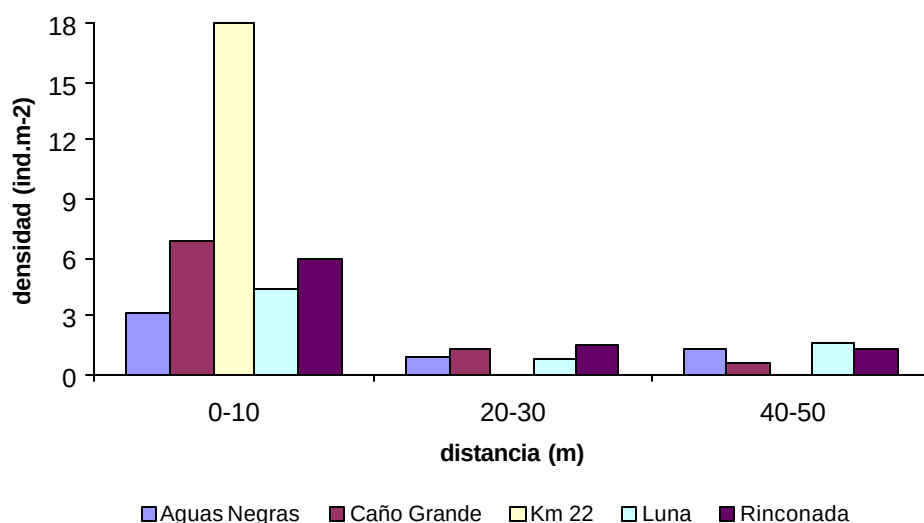


Figura 3.28. Densidad de plántulas de las tres especies de mangle, medidas en el 2005 en tres sectores, al interior de cinco estaciones de la ecorregión CGSM.

Como se observa en la Figura 3.29, se presentó dominancia de las plántulas de *A. germinans* en Rinconada y Aguas Negras con un 87% y 65% respectivamente, de *L. racemosa* en el Km 22 con un 96% y de *R. mangle* con un 70% en Caño Grande. Aunque en Luna la dominancia no fue notoria, se encontró mayor abundancia de *L. racemosa* (58%).

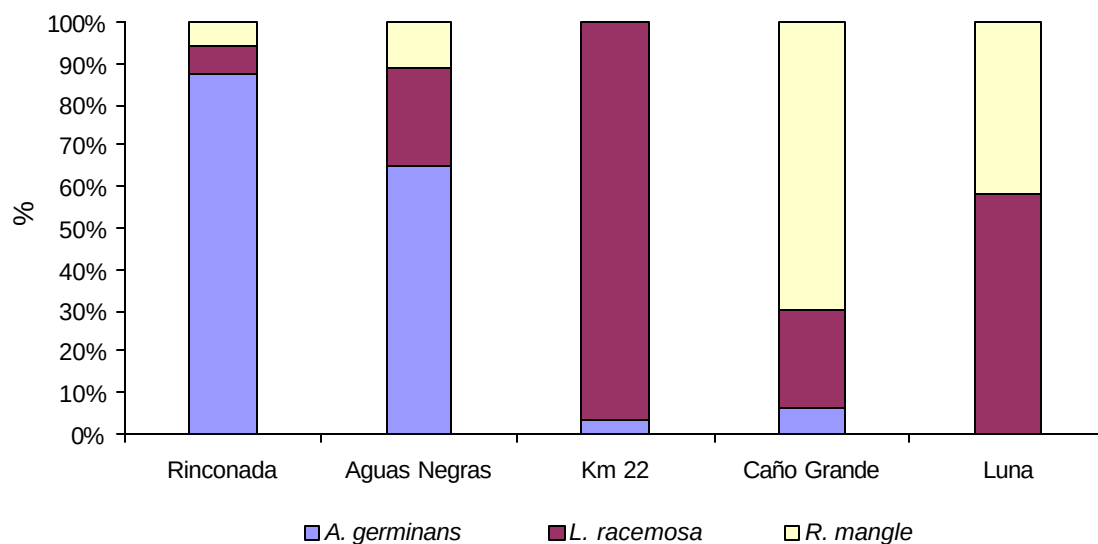


Figura 3.29. Frecuencia porcentual de plántulas de las tres especies de mangle en cada una de las estaciones de la ecorregión CGSM, durante el año 2005.

Durante el primer trimestre (época seca), se observó la menor abundancia de propágulos sobre el sustrato, con un valor cercano a cero (Figura 3.30). Únicamente en Rinconada y Caño Grande se estimaron densidades de 0,9 y 0,1 propágulos* m^{-2} de *A. germinans* y *R. mangle* respectivamente. En contraste para el tercer trimestre (época lluviosa), la oferta de propágulos fue mayor (1,7 – 22,3 propágulos* m^{-2}) (Figura 3.30).

En la Figura 3.30 se comparan las densidades de plántulas y propágulos con el nivel del agua, en todas las estaciones, para los cuatro trimestres del año. La figura muestra que para el primer trimestre del año (época seca), cuando el nivel de agua es bajo, hay mayor densidad de plántulas y menor disponibilidad de propágulos. En tanto que en la época lluviosa cuando sube el nivel del agua, aumenta la oferta de propágulos pero disminuye el establecimiento y la densidad de plántulas.

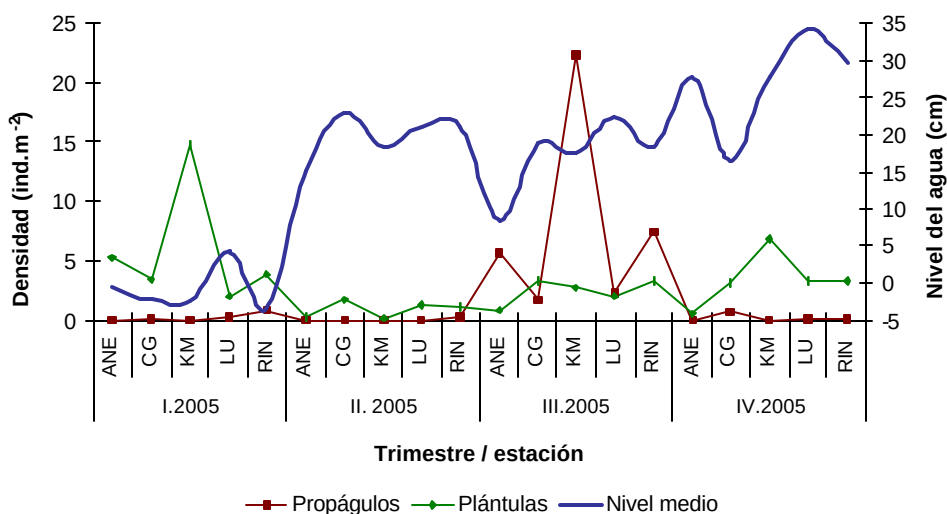


Figura 3.30. Relación entre la densidad de propágulos, la densidad de plántulas y el nivel de agua en las estaciones ANE: Aguas Negras, CG: Caño Grande, KM: Km 22, LU: Luna y RIN: Rinconada, durante los cuatro trimestres del año 2005

Los propágulos de *A. germinans* se encontraron en cuatro de las cinco estaciones de monitoreo y en la mayoría de los casos superaron ampliamente en número a las otras dos especies (Figura 3.31).

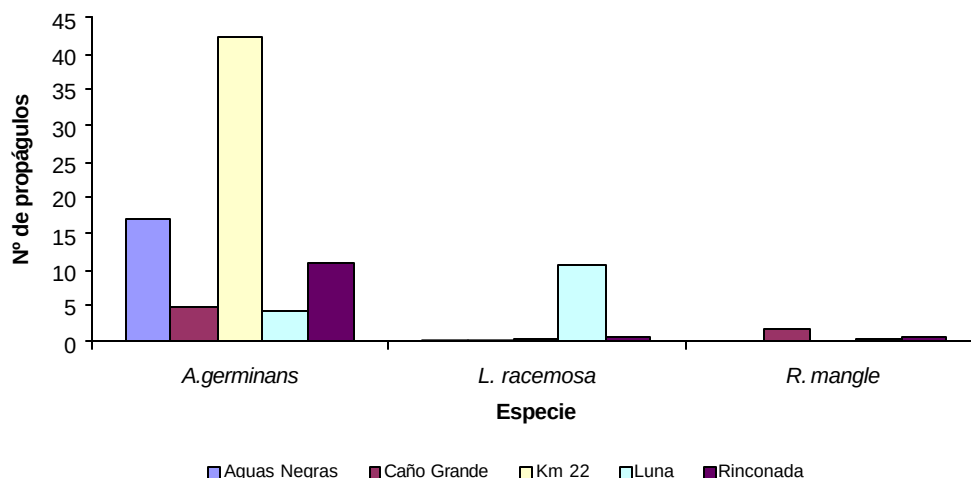


Figura 3.31. Densidad de propágulos de las tres especies de mangle en cinco estaciones de la ecorregión CGSM durante el año 2005.

En la Figura 3.32 se muestra el porcentaje de mortalidad, calculado como la razón entre la densidad de plántulas vivas sobre plántulas muertas por trimestre durante el 2005. El mayor porcentaje de mortalidad se observó en Luna (28%) para el primer trimestre (época seca). Durante el segundo trimestre la mortalidad descendió drásticamente en las estaciones Km 22, Luna y Aguas Negras en las cuales el porcentaje fue cero (no mortalidad), mientras que en Caño Grande y Rinconada, la mortalidad disminuyó a 19 y 10% respectivamente. Para el tercer trimestre (época lluviosa) la mortalidad se incrementó en la mayoría de las estaciones. En Caño Grande se registró un descenso paulatino en la mortalidad durante todo el año.

Los análisis de varianza, mostraron que no hay diferencias significativas en la tasa de mortalidad por especie, pero sí entre estaciones, siendo Caño Grande la estación con mayor porcentaje de mortalidad seguida de Rinconada.

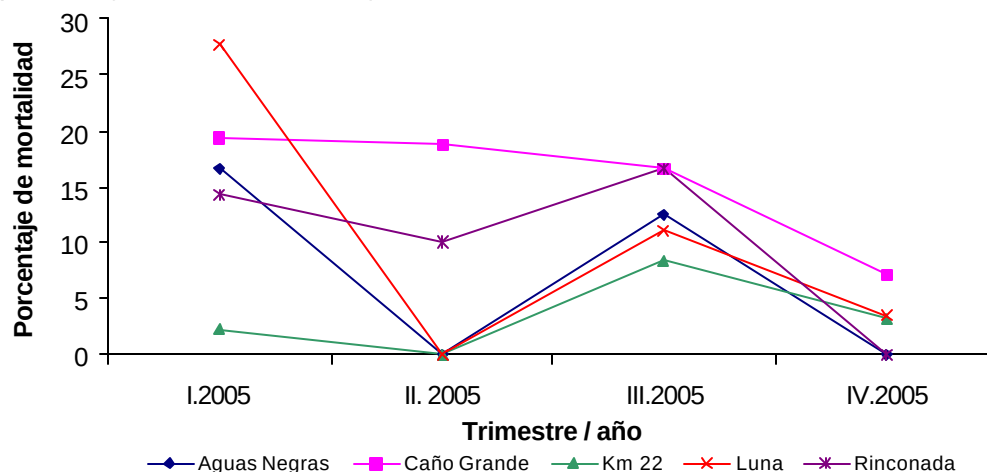


Figura 3.32. Mortalidad de plántulas de las tres especies de mangle durante el 2005, en cinco estaciones de monitoreo de la ecorregión CGSM.

3.3.4. Cambios en el área basal de las especies de mangle después de la apertura de los caños Clarín (1996), Aguas Negras y Renegado (1998)

A. germinans es la especie de mangle dominante en la ecorregión CGSM y se encuentra presente en todas las estaciones de monitoreo, con áreas basales desde $0,75 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ en Luna, hasta $13,1 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ en la estación de referencia (Rinconada). Desde el inicio del monitoreo la especie ha registrado incrementos en los valores del área basal en todas las estaciones, siendo más notable en el Km 22 al aumentar de $2,0$ a $10,2 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ durante el período 1995-2005. De otra parte, en Rinconada se registraron incrementos en el área basal hasta un valor de $17,3 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ en el 2003 y reducciones a $15,3$ y $13,1 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ en el 2004 y el 2005 respectivamente (Figura 3.33). En la estación Aguas Negras ocurrió un notable desarrollo de árboles de *A. germinans*, con incrementos en el área basal de $1,0$ a $3,1 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ hacia la orilla de la ciénaga de Pajalal que posteriormente colonizaron los playones internos. No obstante para el 2004 se registró una ligera disminución del área basal de $2,9$ a $2,5 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ debido al aprovechamiento de árboles por los pobladores locales. En la estación Caño Grande, el área basal de *A. germinans* mostró un incremento de $4,0$ a $5,3 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ equivalente a un 25% de aumento.

El área basal de *L. racemosa* fue mayor en las estaciones Km 22, Rinconada y Aguas Negras (Figura 3.33). En la estación Km 22 ubicada sobre el margen norte del caño Clarín, se observaron los mayores incrementos en el área basal del bosque por efecto del rápido desarrollo de esta especie después de la apertura del caño Clarín. El área basal aumentó de $1,5$ en 1998 a $10,3 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ en el 2002 (700 %), no obstante para el 2003, 2004 y 2005 se redujo considerablemente a $8,35$; $4,24$ y $0,95 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ respectivamente, lo cual representó una disminución del (90 %). Los resultados obtenidos en Caño Grande no muestran cambios importantes en la cobertura (Figura 3.33).

R. mangle fue la especie que presentó la menor área basal en todas las estaciones. El número de individuos en las estaciones Luna y Aguas Negras fue tan bajo que no se evidencia en la Figura 3.33. El mayor valor de área basal ($2,92 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) se registró en Rinconada, durante los años 2000 y 2001. Aunque en caño Grande no hay evidencias importantes de incrementos del área basal, la siembra de esta especie por el Proyecto Manglares de Colombia en 2000 ha mostrado excelentes resultados en crecimiento y desarrollo.

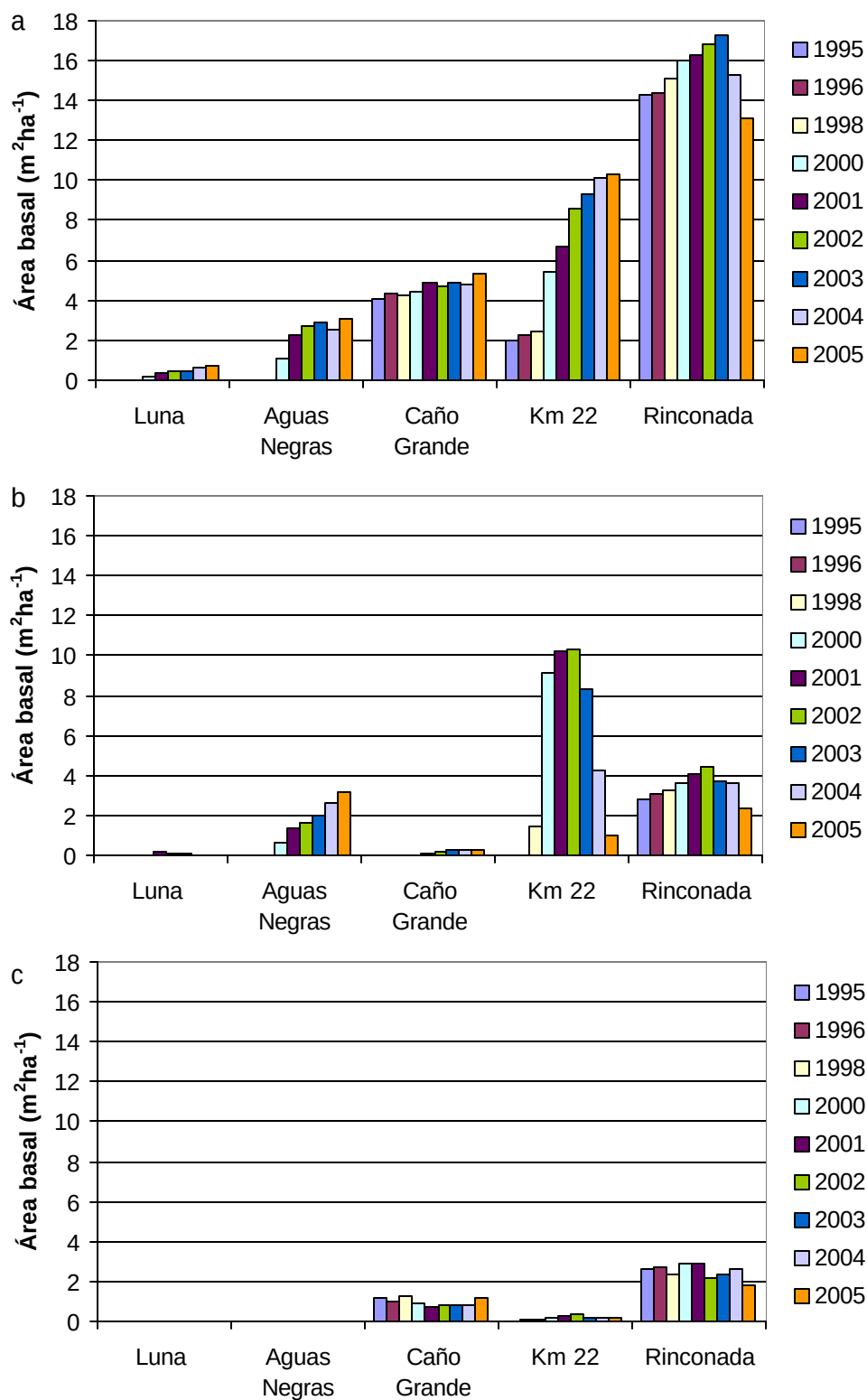


Figura 3.33. Área basal ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) para *A. germinans* (a), *L. racemosa* (b) y *R. mangle* (c), en cinco áreas de manglar de la ecorregión CGSM durante el período 1995-2005.

En cuanto a las tasas de incremento del área basal de las especies de mangle evaluadas durante el período 1995-2005, se determinó que los mayores incrementos correspondieron a *A. germinans* en la estación Km 22 con un valor estimado de $1,03 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ año}$, seguido de Aguas Negras con $0,39 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ año}$ y Caño Grande con $0,16 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ año}$. De otra parte, *L. racemosa* solamente presentó incremento del área basal en Aguas Negras con una tasa estimada de $0,5 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \text{ año}$, mientras que en las demás estaciones los valores del área basal se mantuvieron estables o disminuyeron. En contraste, *R. mangle* no presentó incremento neto en el área basal en ninguna de las estaciones de monitoreo (Figura 3.33).

3.3.5. Mortalidad de los árboles de las especies de mangle presentes en la ecorregión CGSM

Las Figura 3.34 y Figura 3.35 muestran el número de árboles muertos de *A. germinans* y *L. racemosa* respectivamente en las cinco estaciones durante el período 1996-2005. Desde el 2001 se ha observado defoliación y muerte de árboles sobre el costado sur del caño Clarín, en extensas áreas contiguas a la estación Rinconada, aspecto documentado a través del análisis de las imágenes de satélite (INVEMAR, 2003 a, b y 2004). De otra parte, se destaca que durante el 2004 ocurrió la mayor mortalidad del manglar en las estaciones de monitoreo, particularmente en las parcelas permanentes del Km 22, donde murieron 246 árboles con mayor proporción de *L. racemosa* y un total de 732 durante el período 2000-2005 que corresponden al 66 % de los individuos encontrados en la estación (Figura 3.36).

A. germinans es la especie de mangle dominante en la ecorregión CGSM, en algunas estaciones se ha registrado mortalidad de árboles por causa de las condiciones de déficit hídrico hacia las zonas internas del bosque y el derribamiento de árboles por el viento (Figura 3.33). Estos eventos fueron de mayor magnitud en Rinconada y dieron como resultado una reducción en el área basal de $17,3 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ estimada en el 2003 a $15,3$ y $13,1 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ para 2004 y 2005 respectivamente (Figura 3.34).

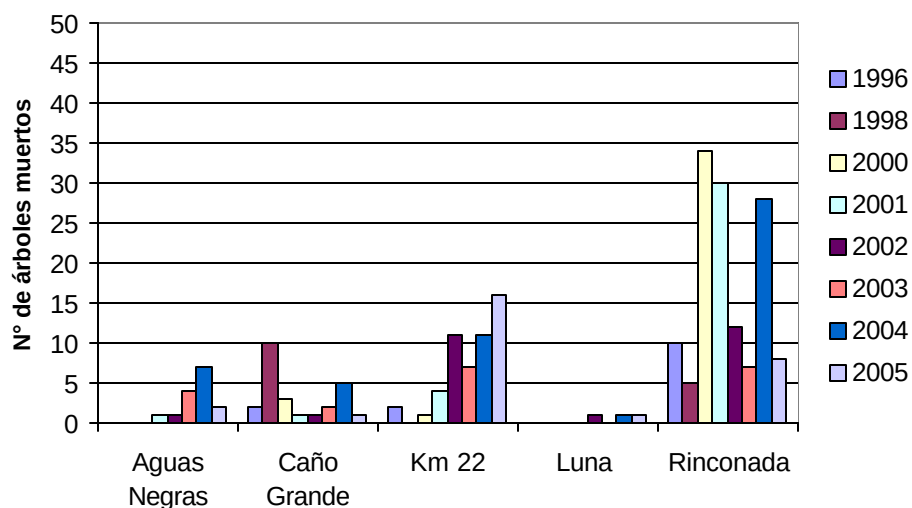


Figura 3.34. Número de árboles muertos de *Avicennia germinans* en cinco áreas de manglar de la ecorregión CGSM durante el período 1996–2005.

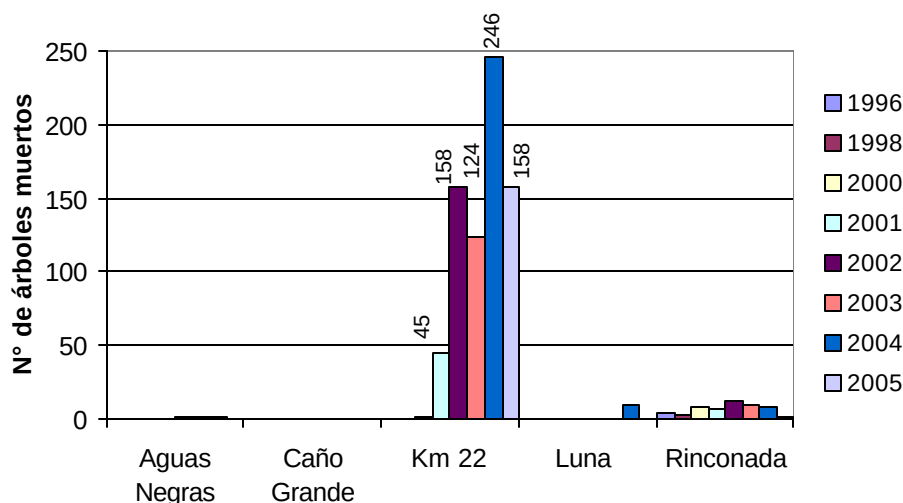


Figura 3.35. Número de árboles muertos de *Laguncularia racemosa* en cinco áreas de manglar de la ecorregión CGSM durante el período 1996–2005.

3.3.6. Cambios en las áreas de manglar de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta durante el período 1998-2005.

En la Tabla 3.1 se presentan las áreas de manglar estimadas con base en los datos de cobertura obtenidos a partir del análisis de las imágenes de satélite (1999, 2001 y 2003) y las áreas calculadas con las ecuaciones de regresión. El área cubierta por bosques de manglar en el año de 1956 que corresponde a 511,5 Km² se tomó como punto de referencia para estimar la pérdida de cobertura. En la tabla se observa que después de la apertura de los caños (1998) y de la máxima precipitación (2509 mm) registrada en los

últimos veinte años en la región (1999), hubo un incremento en la cobertura que se mantuvo hasta el 2001, luego de lo cual se presentó un descenso paulatino del 3,6 % hasta el 2005 que corresponde a una pérdida de 18,5 Km².

Tabla 3.1. Coberturas de manglar estimadas con base en las imágenes de satélite y las ecuaciones de regresión para la ecorregión CGSM durante el período 1998-2005

Año	Cobertura de manglar estimada (Km ²)	Área basal estimada (m ² ha ⁻¹)	Porcentaje manglar vivo
1956	511,5		100
1998	234,8	30,3	45,9
1999	257,5	41,8	50,3
2000	272,0	44,8	53,2
2001	278,5	50,4	54,4
2002	276,8	53,3	54,1
2003	266,9	52,7	52,2
2004	268,8	47,7	52,6
2005	258,3	42,6	50,5

3.4. Capacitación a las Corporaciones Autónomas Regionales costeras en metodologías para la caracterización de áreas de manglar con miras al cumplimiento de las resoluciones del MAVDT sobre el tema

Para el cumplimiento de esta actividad el INVEMAR ha asesorado a las Corporaciones Autónomas Regionales de los departamentos del Atlántico (CRA), La Guajira (Corpoguajira) y del Valle del Cauca (CVC), en la formulación y ejecución de proyectos, a través de convenios interinstitucionales para la caracterización de los manglares, al igual que para la definición de los lineamientos de manejo en áreas de su jurisdicción. A continuación se presenta un resumen de los principales resultados obtenidos en el proyecto con la CRA ejecutado durante el 2005 y los objetivos definidos con los proyectos aprobados por Corpoguajira y CVC.

Convenio INVEMAR - CRA para el desarrollo del Proyecto “Actualización y ajuste del diagnóstico y zonificación de los manglares de la zona costera del departamento del Atlántico, Caribe colombiano”.

El objetivo del proyecto fue llevar a cabo el estudio conducente a determinar el estado actual de los manglares de la zona costera del departamento del Atlántico, incluyendo el componente biótico (composición y estructura de los bosques de manglar y anotaciones ecológicas sobre fauna y flora asociada) y el componente socioeconómico (usos, incluyendo las actividades tradicionales comunitarias de aprovechamiento del manglar), como fundamento para la zonificación y criterios de manejo. El estudio se desarrolló con base en la recopilación de información secundaria y del análisis de datos derivados del trabajo de campo.

La situación que enfrentan los manglares del Atlántico es común para todo el país, estos bosques en general se encuentran bastante intervenidos y la tala selectiva es evidente sobre todo en los bosques cercanos a los asentamientos humanos de Mallorquín, Santa Verónica y Bocatocino. Además, la construcción de infraestructura turística ha propiciado la pérdida de vastas áreas del bosque sobre todo alrededor de la ciénaga de Manatíes, Salgar y Astilleros. Cabe destacar las diferencias en cuanto a la percepción y conciencia de protección de los pobladores hacia el manglar a lo largo de la costa, notándose un mayor apropiamiento del ecosistema en los pobladores de Mallorquín que en el área de la ciénaga del Totumo, donde el manglar solo es visto como lugar de sombrío durante las faenas de pesca y actividades agrícolas.

Convenio INVEMAR - Corpoguajira para el desarrollo del proyecto “Lineamientos de Manejo de los manglares del departamento de La Guajira, Caribe colombiano”. Se definió como objetivo general del proyecto formular los lineamientos de manejo de los manglares del departamento de La Guajira, con el fin de propender por la conservación, recuperación y el desarrollo sostenible de estos ecosistemas. Como objetivos específicos: 1) Revisar y actualizar la información existente sobre manglares y su zonificación para el departamento de La Guajira, de acuerdo con las pautas dadas por el MAVDT en sus instrumentos normativos. 2) Evaluar el estado actual de los manglares en términos de su composición, estructura y función. 3) Definir áreas potenciales para la recuperación, conservación y uso sostenible de los ecosistemas de manglar. 4) Determinar los usos actuales que se presentan en los manglares y su relación con el componente ecológico y 5) Establecer los lineamientos de manejo de las áreas de manglar, de acuerdo con la zonificación obtenida. El proyecto fue aprobado por Corpoguajira y se tiene previsto iniciar actividades en enero del 2006.

Convenio INVEMAR - CVC para el desarrollo del proyecto “Lineamientos de manejo y diseño del plan de monitoreo para las áreas de manglar de la UMC Bajo Calima, Bocas del San Juan, Bahía Málaga, Buenaventura, Pacífico colombiano”. Se planteó como objetivo general, formular los lineamientos de manejo para las áreas de manglar de la UMC 1 como insumo al plan de manejo de los manglares del departamento del Valle del Cauca, tomando como base los resultados del monitoreo del Manglar y su flora y fauna asociada. Como objetivos específicos: 1) Diseñar el plan de monitoreo para los manglares de la UMC1, para evaluar el estado actual y dinámica del ecosistema manglar con relación a la estructura y regeneración natural del bosque; calidad de sus aguas y suelos así como el estado de los recursos pesqueros, la fauna y flora asociada al manglar y sus aspectos socio- económicos. y 2) Identificar las acciones prioritarias a realizar para el manejo de las áreas de manglar de la UMC1 de acuerdo con la zonificación ambiental propuesta y los resultados del monitoreo. El proyecto fue aprobado por la CVC y se tiene previsto iniciar las actividades a comienzos del 2006.

3.5. Participación en la formulación y ejecución de la fase II del proyecto Manglares de Colombia ante la Organización Internacional de Maderas Tropicales -OIMT

INVEMAR no ha participado en la formulación de la II fase del Proyecto Manglares de Colombia debido a que el MAVDT no ha enviado los términos de referencia del mismo. Sin embargo, con el propósito de empezar las actividades de reforestación, se formuló el proyecto denominado “Establecimiento de viveros y reforestación de manglar en cuatro zonas de la Ciénaga Grande de Santa Marta con la participación de las comunidades locales”. El proyecto abordará como estrategias, el restablecimiento de los flujos hídricos y la siembra de plantas desarrolladas en viveros y se plantea como objetivo general “Establecer un plan piloto de reforestación con dos especies de mangle en cuatro áreas degradadas de la ecorregión Ciénaga Grande de Santa Marta Caribe colombiano”, el cual se desarrollará con la participación de las comunidades locales como una estrategia para la recuperación ambiental. Los objetivos específicos incluyen: 1) Recuperar áreas de manglar degradadas, a través de la adecuación de los sitios de siembra y el establecimiento de plántulas de mangle obtenidas en viveros comunitarios; 2) Evaluar el crecimiento, desarrollo y supervivencia de las plantas de *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* establecidas en áreas de manglar degradadas y determinar su relación con los cambios en las variables fisicoquímicas en los sedimentos; y 3) Involucrar a las comunidades locales en el proceso de recuperación del manglar y sentar las bases técnicas para que las organizaciones comunitarias se apropien de esta iniciativa como una estrategia para el manejo sostenible del bosque.

Dentro del marco del Programa Alianzas el INVEMAR brindó apoyo técnico a los Proyectos Miel de mangle y Cultivo de Tilapia Roja, desarrollados en los palafitos de Trojas de Aracataca, Buenavista y Nueva Venecia en la ecorregión CGSM. En cumplimiento de este objetivo se realizaron talleres de capacitación dirigidos a los beneficiarios del proyecto “Miel de mangle” que cubrieron temas específicos sobre la importancia y distribución de los manglares, épocas de floración y producción de propágulos para cada una de las especies y su relación con las condiciones ambientales en la ecorregión. De otra parte, cada uno de los tres grupos de beneficiarios del proyecto de Cultivo de Tilapia participaron en la actividad de reforestación de 1 hectárea con aproximadamente 2500 plantas de mangle rojo obtenidas en viveros (para un total de 3 ha y 7500 plantas), como una medida para compensar la extracción de varas para la construcción de los corrales. La capacitación para este grupo abordó temas como la selección y siembra de propágulos, mantenimiento de plantas en vivero, selección de áreas de siembra, preadaptación de plantas para la siembra, construcción y adecuación de canales para facilitar flujos hídricos y siembra en el campo.

3.6. Recursos Pesqueros

3.6.1. Captura total

La Figura 3.36, muestra el cambio en la magnitud de las capturas totales (peces, crustáceos y moluscos) antes y después de las obras hidráulicas. Durante el primer período, la captura mostró fuertes variaciones entre 9.269 ton en 1994 y 4.742 ton en 1996, cuando los moluscos (*Crassostrea rhizophorae* y *Melongena melongena*) desaparecieron como recurso explotable. Tomando en cuenta que no existe información para 1997 y 1998, la producción pesquera aumentó después de las obras hidráulicas en 1999 (4.383 ton), aún cuando sólo se monitorearon los 4 últimos meses de ese año. Este patrón fue consistente en el 2000, cuando se alcanzó un máximo de 8.425 ton, destacando en este año la extracción de Mojarra lora (*Oreochromis niloticus*). Al cambiar las condiciones ambientales en el 2001, representadas por un aumento de la salinidad del agua, disminuyó la abundancia de la Mojarra lora (especie protagonista del cambio) y las capturas totales cayeron a 4.223 ton, manteniéndose este comportamiento para el año siguiente. Las capturas totales aumentaron consistentemente en el 2003 (5.361 ton) y 2004 (7.604 ton), observándose una relativa disminución para el 2005 (4.440 ton), hay que aclarar que para este último año se estimó la producción pesquera con base en 8 meses. Esta variación se resalta cuando se analiza la variabilidad interanual de las capturas totales promedio, en 1999 cuando se encontró la mayor captura media mensual de la década. (Figura 3.36).

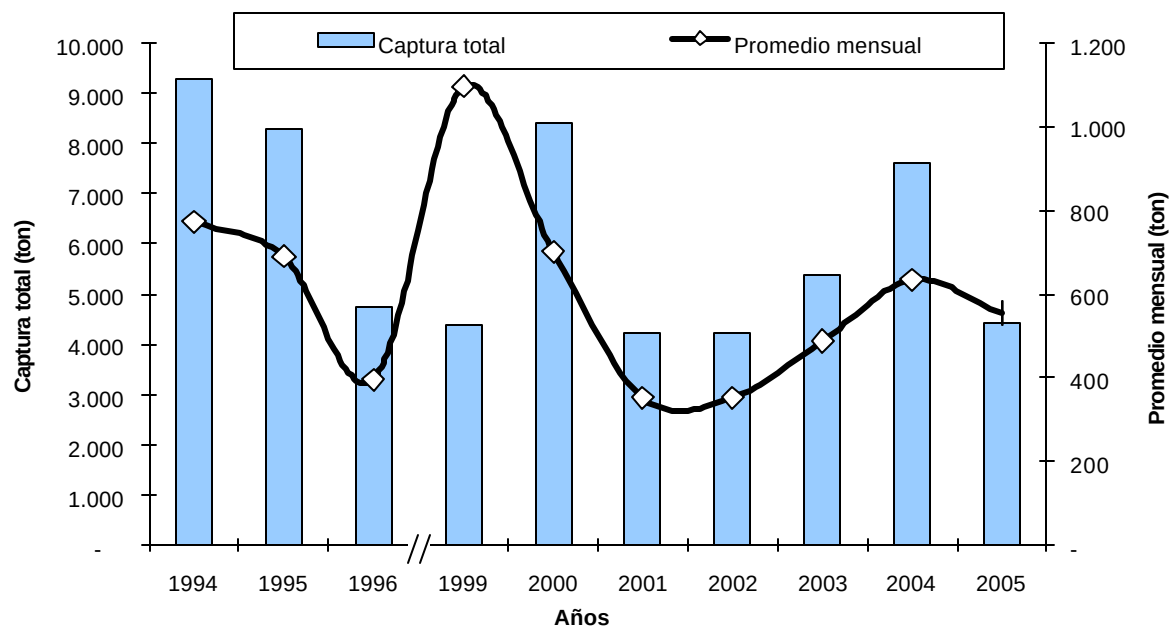


Figura 3.36. Capturas total y promedio mensual interanual en la pesquería de la ecorregión CGSM.

En la Figura 3.37 se grafica la tendencia de los grupos principales de peces, crustáceos y moluscos. Antes de las obras hidráulicas, la captura de peces mostró un leve descenso desde 1994 (4.704 ton) hasta 1996 (3.944 ton), mientras que después de las obras hidráulicas la captura incrementó en 4.236 ton en 1999, con un máximo de 7.775 ton en el 2000 representado en gran parte por la especie exótica Mojarra lora. En el 2001 aumentó la salinidad del agua en la CGSM, debido a la disminución de los aportes del Río Magdalena y de los tributarios de la Sierra Nevada de Santa Marta. Esto ligado a la baja de sus caudales producto de la variabilidad climática global - ENOS (Figura 3.38) y a la falta de mantenimiento de los caños. Como resultado, la captura descendió a 3.437 ton en el 2001 y 3.449 ton en el 2002 (Figura 3.37). Tanto para el 2003 como para el 2004, la captura total aumentó en un 25% y 76 %, respectivamente; sin embargo, para el 2005 (hasta el mes de agosto), nuevamente se observa un descenso del orden del 48.5 % con respecto al año inmediatamente anterior, esperando completar las estimaciones a diciembre del 2005 para realizar una comparación mas efectiva.

En lo relativo a crustáceos (camarones y jaibas), se observó un aumento en 1996, no obstante en 1999 aparentemente se registró una baja, debido a la poca representatividad del muestreo (4 meses). A partir del 2000 las capturas, principalmente de jaibas, mostraron una tendencia creciente, se presentaron aumentos y disminuciones anuales relativamente constantes con una producción promedio entre el año 2000 y el 2004 de 745 ton, el nivel más alto se estimó en el 2004 (820 ton), disminuyendo en los 8 meses considerados en 2005 (541 ton; Figura 3.37).

El escenario anterior a las obras hidráulicas, mostró un descenso vertiginoso en la captura de los moluscos, representada por ostras y caracoles. Desde 1999, estos recursos no volvieron a aparecer en las capturas comerciales hasta el 2002, cuando empezaron a registrarse capturas de almejas procedentes de las ciénagas de la Vía Parque Isla de Salamanca (VIPIS), aunque esta zona no fue objeto de monitoreo en los años anteriores. Los volúmenes de captura de este recurso muestran aumento, pero nunca en los niveles logrados por las ostras y los caracoles antes de 1996. En el 2004 la captura de almejas llegó a 710 ton, incrementándose aun más en el 2005, teniendo en cuenta sólo 8 meses, se llegó a este valor de 771 ton.

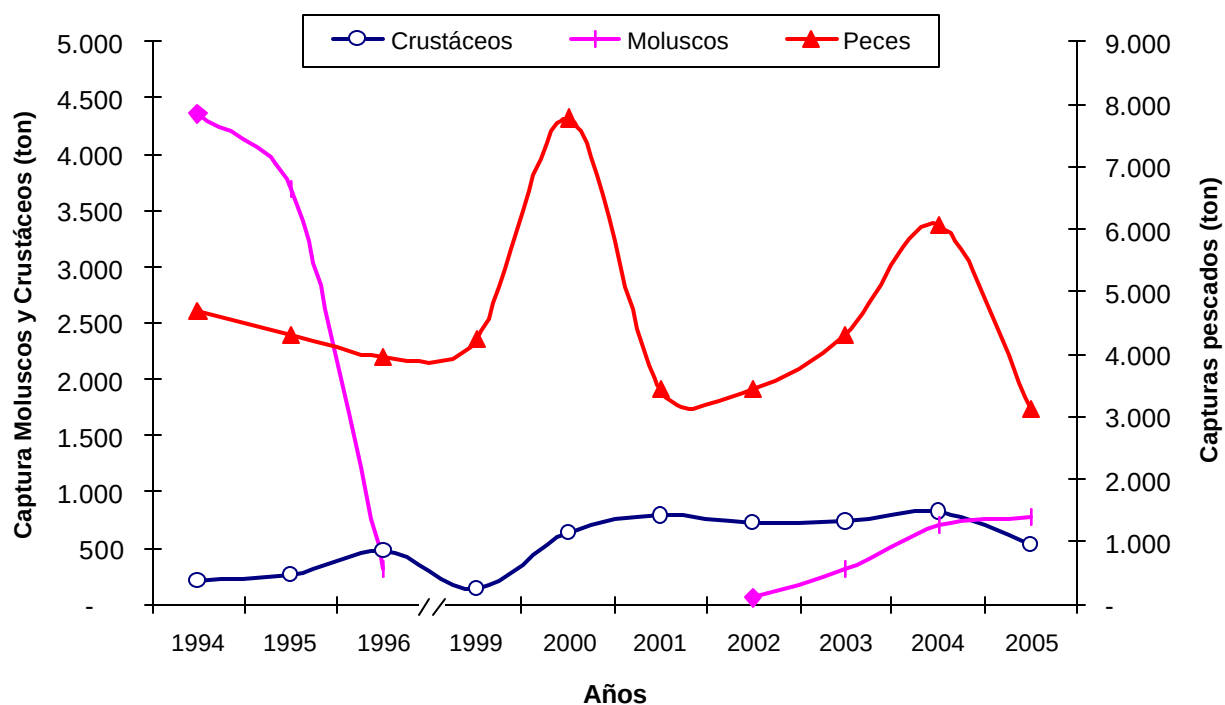


Figura 3.37. Tendencia de la captura total anual de peces, crustáceos y moluscos en la pesquería de la ecorregión CGSM.

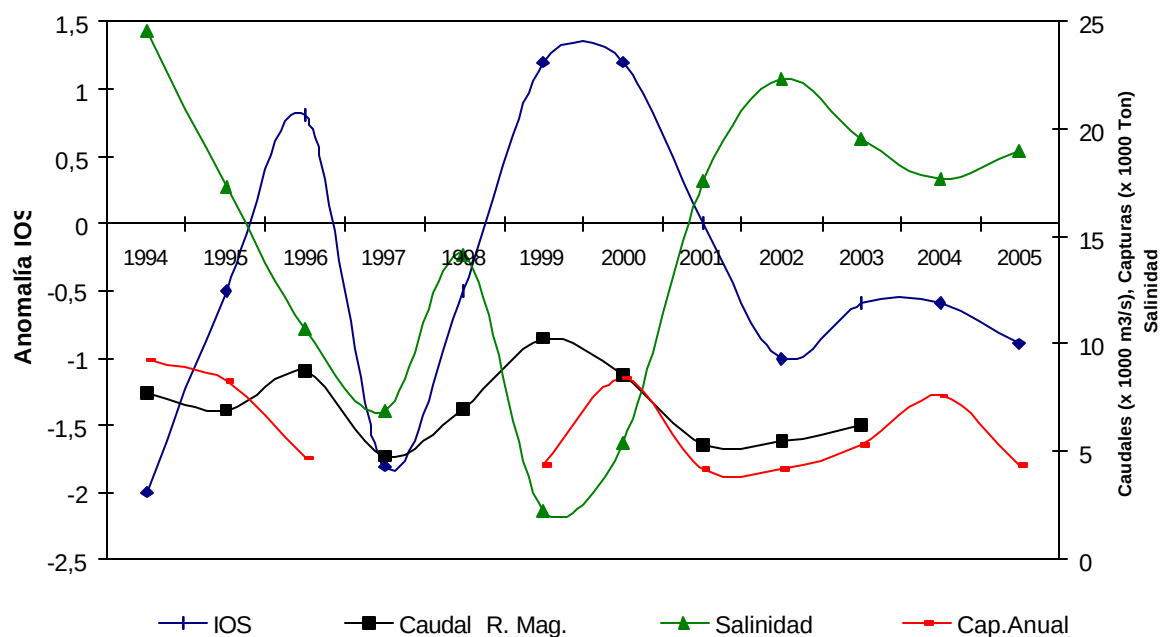


Figura 3.38. Variación multianual del IOS, caudales del Río Magdalena, salinidad media y capturas totales en la CGSM-CP.

3.6.2. Composición de las capturas por especies de peces

La composición de las capturas por especies mostró que aunque la riqueza anual fue similar, excepto en 1999, la distribución de la abundancia entre especies fue diferente entre años (Figura 3.39). Se observó que antes de las obras hidráulicas, la diversidad, como riqueza de especies, fue mayor al escenario después (1999), cuando fue evidente la dominancia de la Mojarra Lora. A partir del 2001, la diversidad volvió a niveles semejantes a los encontrados antes de la apertura de los caños. No obstante, fue clara la tendencia decreciente en las capturas. De manera similar, antes de 1999 varias de las especies capturadas fueron de hábitos estuarinos y marinos [p.e. Lisa (*Mugil incilis*), Mojarra rayada (*Eugerres plumieri*) y Mapalé (*Cathorops mapale*)]. Sin embargo, al reducirse la salinidad del sistema (1999-2000; Figura 3.38), ver sección Calidad de Aguas), algunas de estas especies dejaron de pescarse y aparecieron nuevas especies dulceacuícolas (especialmente Mojarra lora). Desde el 2001, las condiciones nuevamente favorecieron a las especies estuarinas y marinas, en detrimento de las dulceacuícolas. Actualmente, hay tendencia al aumento en los volúmenes capturados, se observó una mejoría en la representación de Mojarra lora, producto de la disminución de la salinidad (por lo menos en algunas zonas de la CGSM, aledañas a los caños que comunican con el Río Magdalena). Aunque todavía falta conocer cuáles valores tendrá el IOS en los cuatro últimos meses del 2005 (Figura 3.38), todo parece indicar que se mantendrá cercano a -1. Hasta la fecha lleva un valor medio de -0,9, señalando un evento de El Niño leve y la salinidad media se calculó en 19. Esto indicaría que la situación será parecida a lo observado en el 2004 (IOS = -0,6). Sin embargo, la información de septiembre y octubre (Queensland) mostró un incremento en valores del IOS, que pueden continuar subiendo en diciembre y esto implicaría un año con tendencia hacia condiciones La Niña, responsables de las altas precipitaciones de fines del 2005 y el consecuente efecto sobre la salinidad de la CGSM-CP y la distribución, composición y abundancia de los recursos pesqueros.

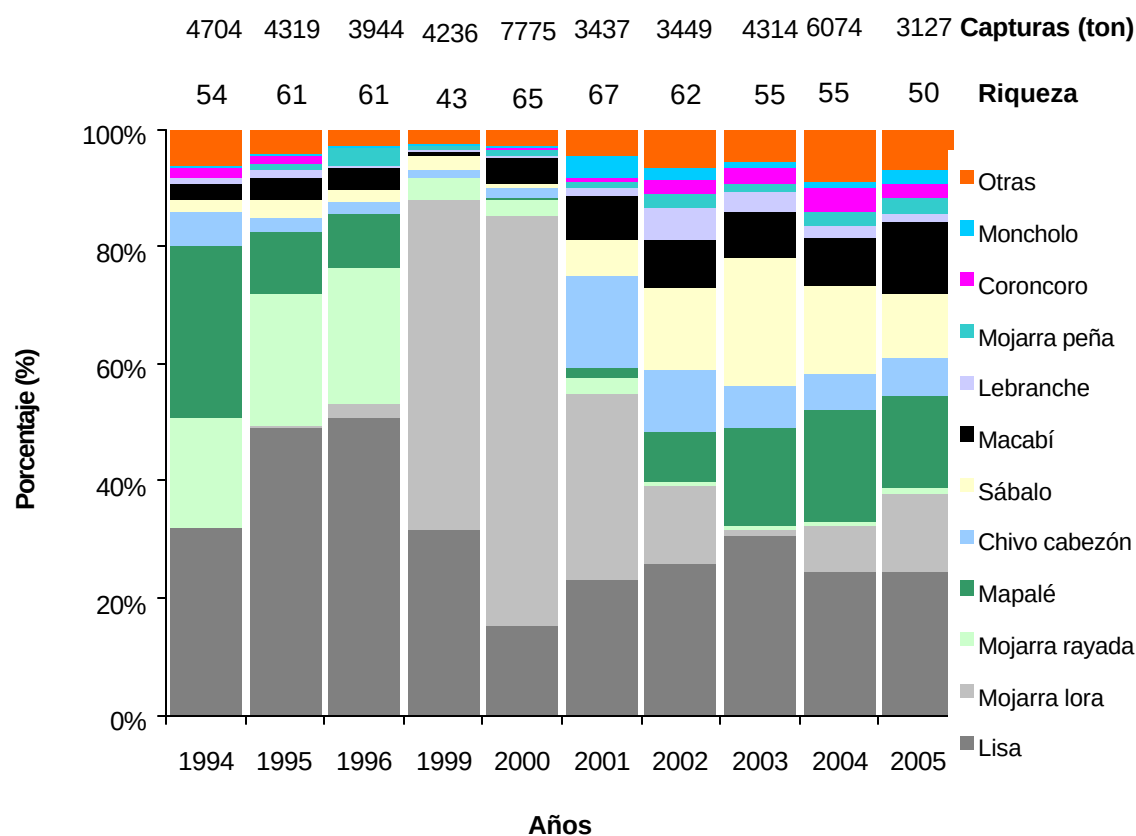


Figura 3.39. Composición interanual de la captura de peces en la ecorregión CGSM durante el período 1994-2005.

3.6.3. Composición de las capturas por especies de invertebrados

Antes de las obras hidráulicas la captura de invertebrados estuvo dominada por la ostra, que representó cerca del 80% de la captura total en peso entre 1994-1995, con un descenso significativo en 1996 (Figura 3.40). A partir de 1996, la ostra y el caracol desaparecieron como recurso pesquero, mientras que los camarones y jaibas entraron a aportar la mayor proporción de las capturas. Desde 1999, fue evidente el aumento en la proporción de las capturas de jaibas (*Callinectes sapidus* y *C. bocourti*) y la disminución en los camarones (Penaeidos); sin embargo, a partir del 2004 disminuyó el recurso jaiba y aumentó la almeja (*Polymesoda solida*).

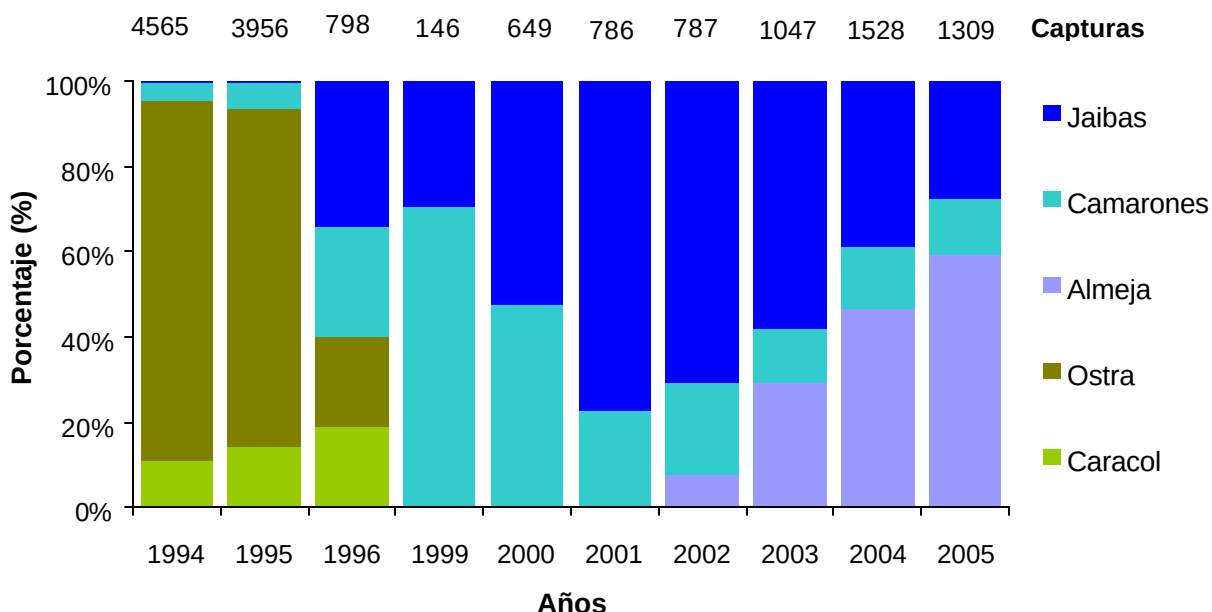


Figura 3.40. Composición interanual de la captura de invertebrados en la ecorregión CGSM durante el período 1994-2005.

La anterior información suministró evidencia para demostrar el impacto de las obras hidráulicas y la variabilidad climática, sobre la estructura de los ensamblajes de peces e invertebrados disponibles en la pesquería en la CGSM y CP. Después de las obras hidráulicas fue evidente la desaparición de la ostra y la presencia de nuevas especies de peces (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

3.6.4. Esfuerzo de pesca (número faenas)

El esfuerzo fue significativamente diferente entre años ($F_{9, 1343} = 10.04$; $p < 0,05$) y entre artes ($F_{4, 1343} = 88.92$; $p < 0,05$), presentando ambos factores interacción significativa. Esto último indica que la variación interanual del esfuerzo depende del arte de pesca (Figura 3.41). Después de la obras hidráulicas todos los artes mostraron una disminución en su esfuerzo, aunque el arte de mayor intensidad de pesca sigue siendo el releo (una red camaronera), seguido por la atarraya, dirigida a un recurso multiespecífico.

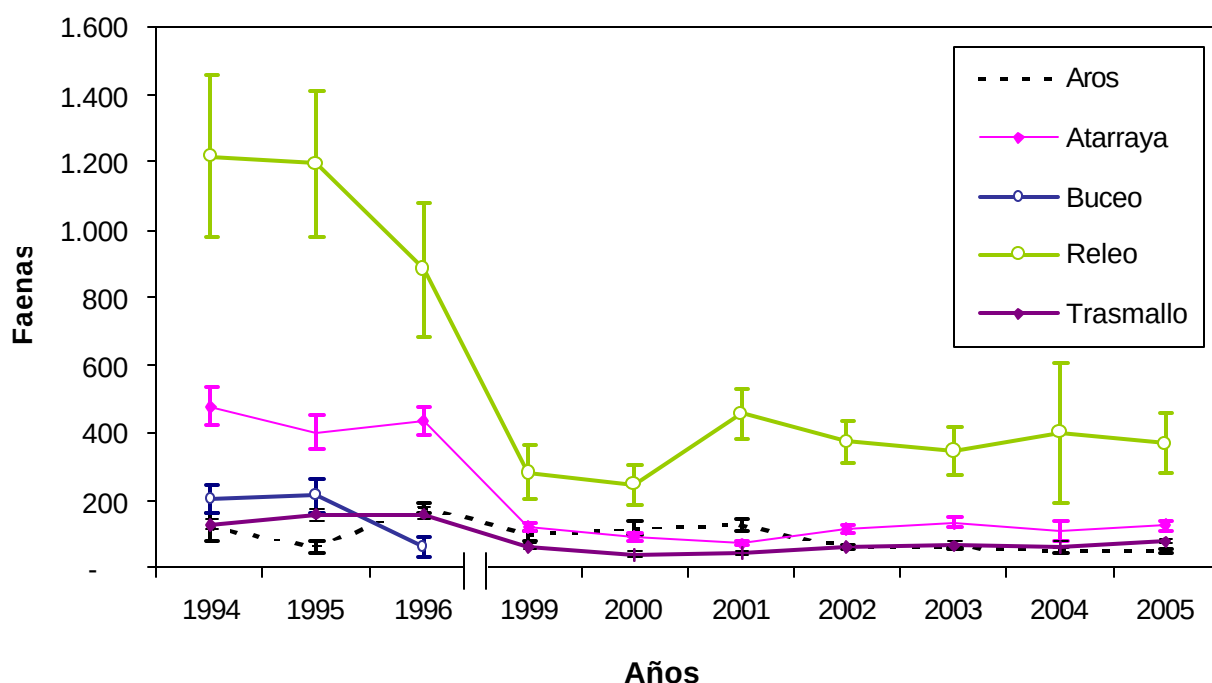


Figura 3.41. Esfuerzo de pesca interanual de los principales artes de pesca en la pesquería de CGSM y CP.

Un análisis espacial del esfuerzo, indicó que las zonas de pesca más visitadas fueron la 2 y la 3, especialmente para el releo y la atarraya (Figura 3.42). Esto indica que la asignación espacial del esfuerzo (dónde ir a pescar), es dependiente del arte de pesca, el cual está dirigido generalmente a un recurso objetivo que tiene disponibilidad geográfica diferencial en CGSM y CP, siempre y cuando las condiciones ambientales los favorezcan. Como en años anteriores, las zonas menos visitadas por los pescadores son la 4 y 6, es decir las zonas de Santuario y Salamanca, respectivamente.

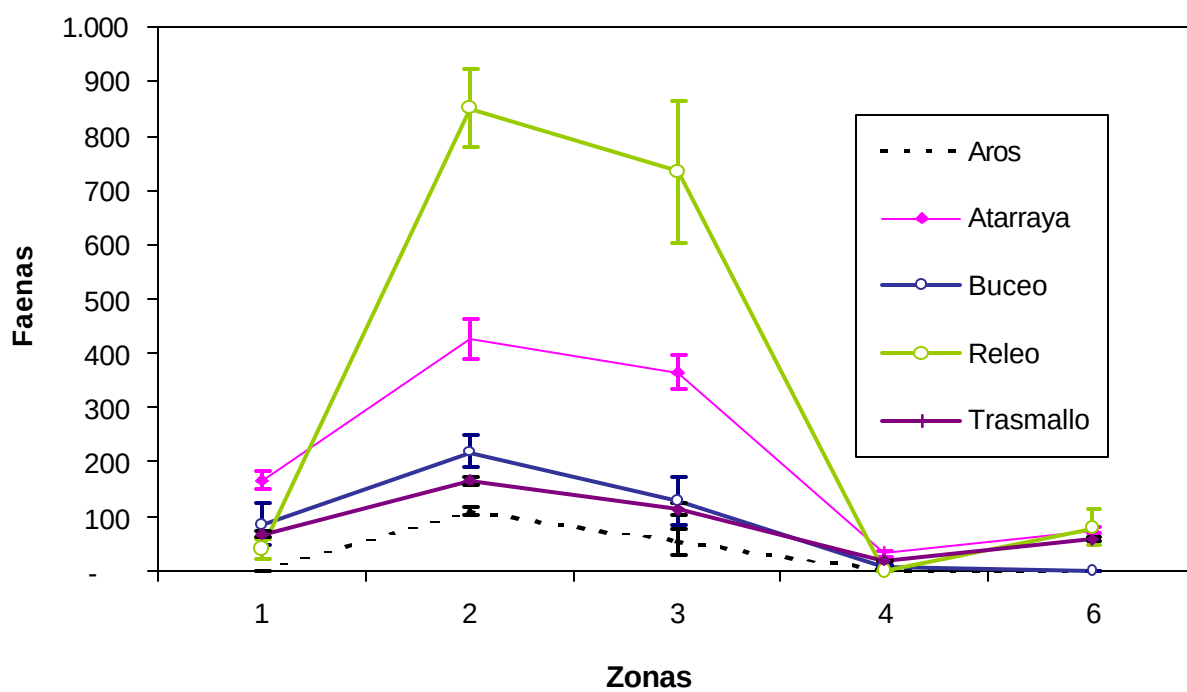


Figura 3.42. Distribución espacial del esfuerzo de algunos artes de pesca en seis zonas de la ecorregión CGSM.

Tabla 2. Especies comerciales de la pesquería de CGSM y CP.

Nombre vulgar	Nombre científico	Nombre Vulgar	Nombre científico
PECES			
Agujeta	<i>Ctenolucius hujeta</i> (m)	Mojarra frentona (f)	<i>Aequidens pulcher</i>
Anchoveta (e)	<i>Mugil curema</i>	Mojarra lora (f)	<i>Oreochromis cf. niloticus</i>
Arenca (f)	<i>Triportheus magdalenae</i>	Mojarra peña (f)	<i>Caquetaia kraussi</i>
Bacalao (m)	<i>Rachicentrum canadun</i>	Mojarra rayada (e)	<i>Eugerres plumieri</i>
Bagre blanco – Blanquillo (f)	<i>Sorubim lima</i>	Moncholo (f)	<i>Hoplias malabaricus</i>
Bagre Pintado (f)	<i>Pseudoplatystoma fasciatus</i>	Morena (m)	<i>Gymnothorax funebris</i>
Barbul – Barbul de arroyo (f)	<i>Pimelodus clarias</i> - <i>Rhamdia sebae</i>	Palometa (m)	<i>Chaetodipterus faber</i>
Binde (m)	<i>Lobotes surinamensis</i>	Pampano (m)	<i>Trachinotus carolinus</i> – <i>T. falcatus</i>
Besote (f)	<i>Agonostomus monticola</i>	Pargo (m)	<i>Lutjanus spp</i>
Blue fish – Alpacora (m)	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Pez Gato (m)	<i>Polydactylus virginicus</i>
Bobito (e)	<i>Stellifer venezuelae</i>	Picúa (m)	<i>Sphyrna barracuda</i>
Bocachico (f)	<i>Prochilodus magdalenae</i>	Ratón (m)	<i>Albula vulpes</i>
Bocona (e)	<i>Anchovia clupeioides</i> - <i>Cetengraulis edentulus</i>	Ratona (f)	<i>Sternopygus macrurus</i>
Boquita de sábalo (e)	<i>Larimus breviceps</i>	Raya (m)	<i>Dasyatis guttata</i>
Cachama (f)	<i>Colossoma macropomum</i>	Róbalo l. (e)	<i>Centropomus undecimalis</i>
Cachagua (f)	<i>Trachicorystes insignis</i>	Róbalo p. (e)	<i>Centropomus ensiferus</i>
Carite (m)	<i>Scomberomorus regalis</i>	Ronco (m)	<i>Pomadasys crocro</i> – <i>Archosargus rhomboidalis</i>
Carrurra (e)	<i>Bairdiella ronchus</i>	Sábalo (e)	<i>Tarpon atlanticus</i>
Carta (m)	<i>Selene spp</i>	Sable (m)	<i>Trichiurus lepturus</i>
Chango (f)	<i>Cynopotamus magdalenae</i>	Sardina (m)	<i>Sardinella aurita</i>
Chinchorro (m)	<i>Bagre marinus</i>	Tilapia roja (f)	<i>Oreochromis sp.</i>
Chivo cabezón (e)	<i>Ariopsis bonillai</i>	Terapia-Urami (f)	<i>Trichogaster pectoralis</i>
Chivo mozo (e)	<i>Arius proops</i>	Tiburón (m)	<i>Carcharhinus spp</i>
Chonga (m)	<i>Strongilura marina</i>	Viejita (f)	<i>Hemibrycon sp.</i> - <i>Astyanax fasciatus</i> – <i>Cyphocharax magdalenae</i>
Cocó (m)	<i>Conodon nobilis</i>	Vizcaina (f)	<i>Curimata mivarti</i>
Corbinata marina (m)	<i>Umbrina coroides</i> - <i>U. broussoneti</i> - <i>Cynoscion sp</i>	MOLUSCOS	
Corbinata de río = pacora (f)	<i>Plagioscion magdalenae</i>	Almeja (e)	<i>Polymesoda solida</i>
Coroncoro (e)	<i>Micropogonia furnieri</i>	Calamar (m)	<i>Loligo sp.</i>
Coroncoro perro (m)	<i>Paralanchurus brasiliensis</i> - <i>Menticirrhus sp</i>	Caracol (e)	<i>Melongena melongena</i>
Coroncoro perro de río (f)	<i>Loricaria spp</i>	Ostra (e)	<i>Crassostrea rhizophorae</i>
Cuatro ojo (f)	<i>Leporinus muyscorum</i>	CRUSTÁCEOS	
Doncella (f)	<i>Ageneiosus caucanus</i>	<i>Lithopenaeus schmitti</i> * - <i>Farfantepenaeus notialis</i> -	
Dorada (f)	<i>Brycon moorei</i>	<i>F. subtilis</i> - <i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	
Jurel (m)	<i>Caranx hippos</i>	Jaiba Azul (m)	<i>Callinectes sapidus</i>
Lebranche (e)	<i>Mugil liza</i>	Jaiba Roja (m)	<i>C. bocourti</i>
Lenguado (m)	<i>Achirus lineatus</i>	Jaibas introducidas (m)	<i>C. exasperatus</i> y <i>Charybdis helleri</i>
Lisa (e)	<i>Mugil incilis</i>	Langosta de Piedra (f)	<i>Macrobrachium sp.</i>
Macabí (e)	<i>Elops saurus</i>	Tipo de especies por hábitat	
Machuelo (m)	<i>Ophistonema oglinum</i>	Hábitat	Número de especies
Mapalé (e)	<i>Cathorops mapale</i>	Dulceacuícolas (f)	29
Meona (e)	<i>Oligoplites saurus</i> - <i>O. palometa</i>	estuarinas (e)	24
Mero (m)	<i>Epinephelus sp</i>	Marinas (m)	42
Mero de río (f)	<i>Dormitator maculatus</i>	Total	95
Mojarra blanca	<i>Diapterus rhombeus</i> (e) - <i>D. auratus</i> (e) – <i>Gerres cinereus</i> (m)		

3.6.5. Tasa de captura [CPUE (Kg/faena)]

Para el caso de la atarraya, se determinó que hubo diferencias en la CPUE de pescados entre años ($F_{9,2020} = 8,97$; $p < 0,05$) y entre especies ($F_{4,2020} = 95,59$; $p < 0,05$), con ambos factores interactuando (Figura 3.43). Las abundancias de Mojarra lora y Lisa aumentaron inmediatamente después de las obras hidráulicas (1999-2000), mientras que las abundancias de Chivo cabezón (*Ariopsis bonillai*), Mojarra rayada (*E. plumieri*) y Mapalé permanecieron por debajo de 5 kg/faena. Del 2002 al 2004 la tendencia de la CPUE de Mapalé (*C. mapale*) y Lisa (*M. incilis*) fue a subir, sobresaliendo el Mapalé con un incremento muy notorio en la biomasa capturada. Por el contrario, hasta agosto del 2005 la CPUE tendió a disminuir, excepto en el caso de la Mojarra lora que mostró un incremento muy leve (Figura 3.43).

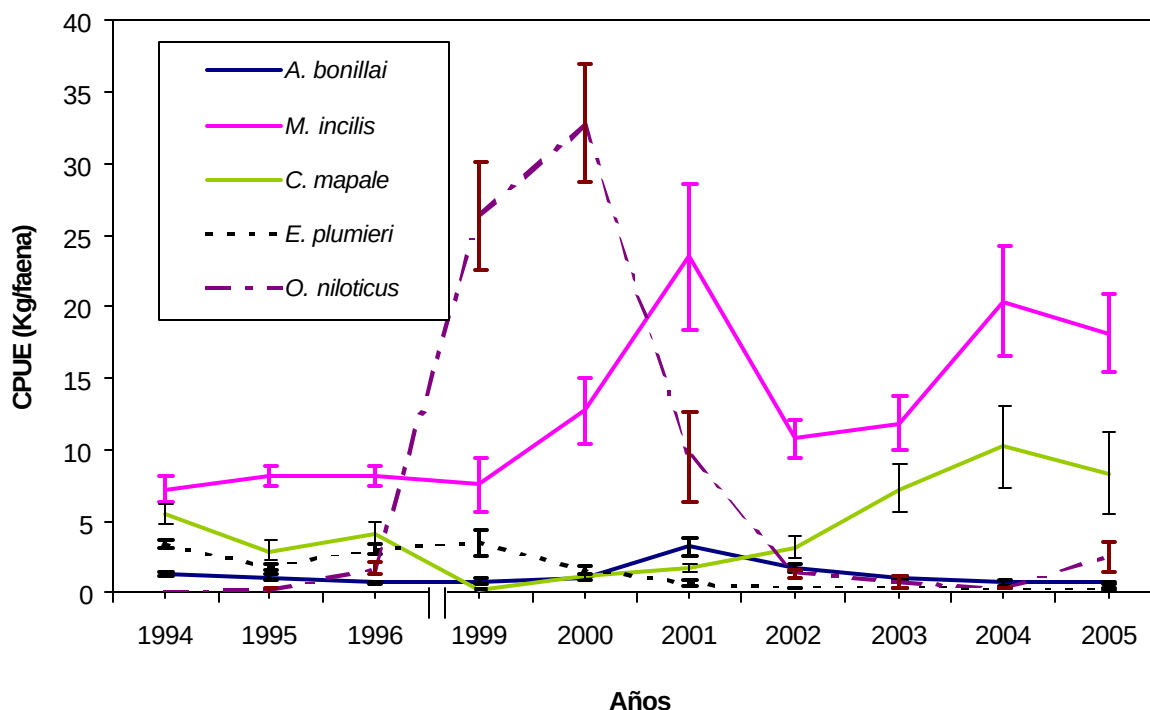


Figura 3.43. Comparación interanual de la CPUE de atarraya por especie en CGSM y CP.

La tasa de captura (Figura 3.44) mostró que la CPUE fue diferente entre zonas ($F_{4,2044} = 22,14$; $p < 0,05$) y especie ($F_{4,2044} = 84,03$; $p < 0,05$), a la vez que hubo interacción significativa entre los dos factores ($F_{16,2044} = 10,54$; $p < 0,05$). Las zonas 3 y 4 fueron las más productivas para Mojarra lora (*O. niloticus*) y Lisa (*M. incilis*). Mapalé (*C. mapale*) mostró incremento sólo en la zona 3, mientras el resto de especies no mostraron tendencia alguna por zona de pesca.

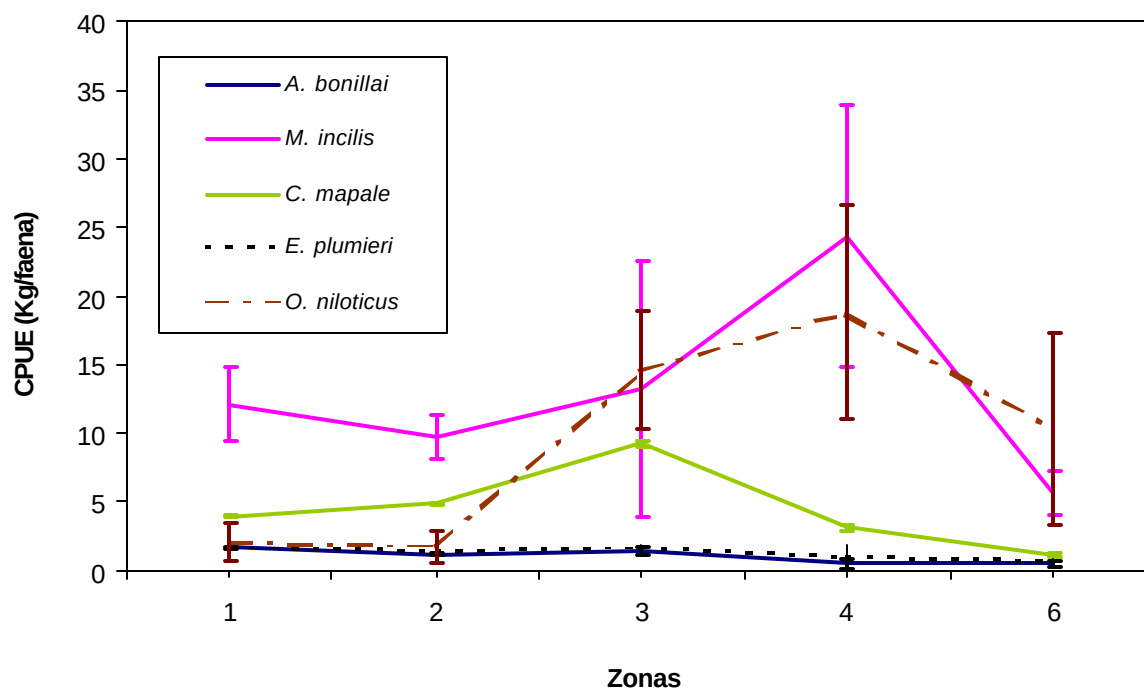


Figura 3.44. Comparación espacial de la CPUE de atarraya por especie en la pesquería en seis zonas de la ecorregión CGSM.

La abundancia multiespecífica de pescados, reveló que hubo un impacto parcial en tiempo y espacio después de las obras hidráulicas (Figura 3.45). En efecto la abundancia aumentó significativamente en 1999-2001 ($F_{9,2019} = 35,78$; $p < 0,05$) sólo en las zonas 3 y 4, lo cual destaca la distribución diferencial del recurso íctico. En el 2002 la abundancia cayó significativamente para esas zonas, observándose un leve incremento en el 2003 y 2004. La abundancia de las zonas 1, 2 y 6 no fue diferente entre años.

La abundancia multiespecífica de las capturas de atarrayas por zonas reflejó en gran medida los cambios ocurridos en CGSM y CP (Figura 3.46). En las zonas 1, 2 y 6 los valores de CPUE no fueron diferentes entre sí, pero fueron significativamente menores que las observadas en las zonas 3 y 4 ($F_{4,2064} = 34,68$; $p < 0,05$). En estas zonas fue donde se evidenció claramente el impacto en la abundancia de peces, debido a su cercanía inmediata con área de influencia de los caños y por supuesto, reflejando la abundancia de Mojarra lora (*O. niloticus*) en estas zonas.

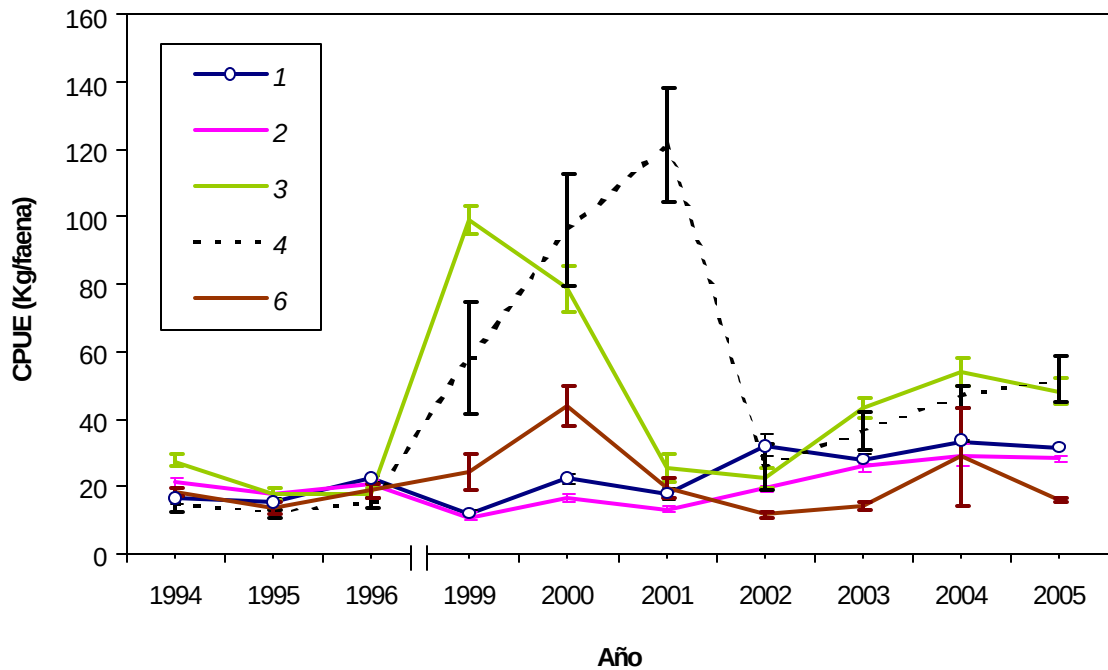


Figura 3.45. Comparación de la abundancia interanual multispecífica para la atarraya en la pesquería de CGSM y CP.

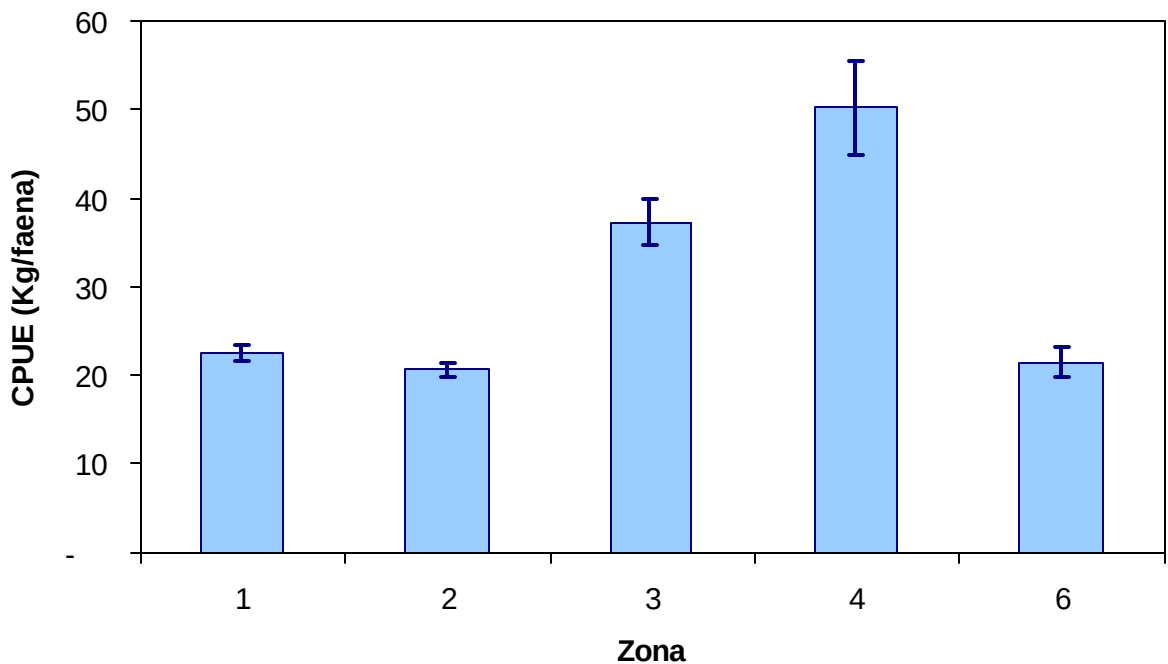


Figura 3.46. Comparación de la abundancia de pescados capturados con atarraya en la pesquería de seis zonas de la ecorregión CGSM.

El análisis de abundancia de peces objeto de explotación del trasmallo, mostró resultados consistentes con aquellos de la atarraya (Figura 3.47). Después de las obras hidráulicas, en 1999 la CPUE de Mojarra lora (*O. niloticus*) aumentó significativamente respecto a los años 1994-1996 ($F_{9,1800} = 11,53$; $p < 0,05$). Entre el 2000 y 2005 se presentó una caída de su abundancia. Por su parte, la Lisa (*M. incilis*) también mostró en 1999-2000 un incremento significativo en su abundancia. Disminuyó en el 2001 y 2002, con algún incremento hasta el 2004. Para el 2005 (hasta agosto) nuevamente decrece. Con relación a la abundancia del resto de especies, éstas no mostraron diferencia entre años.

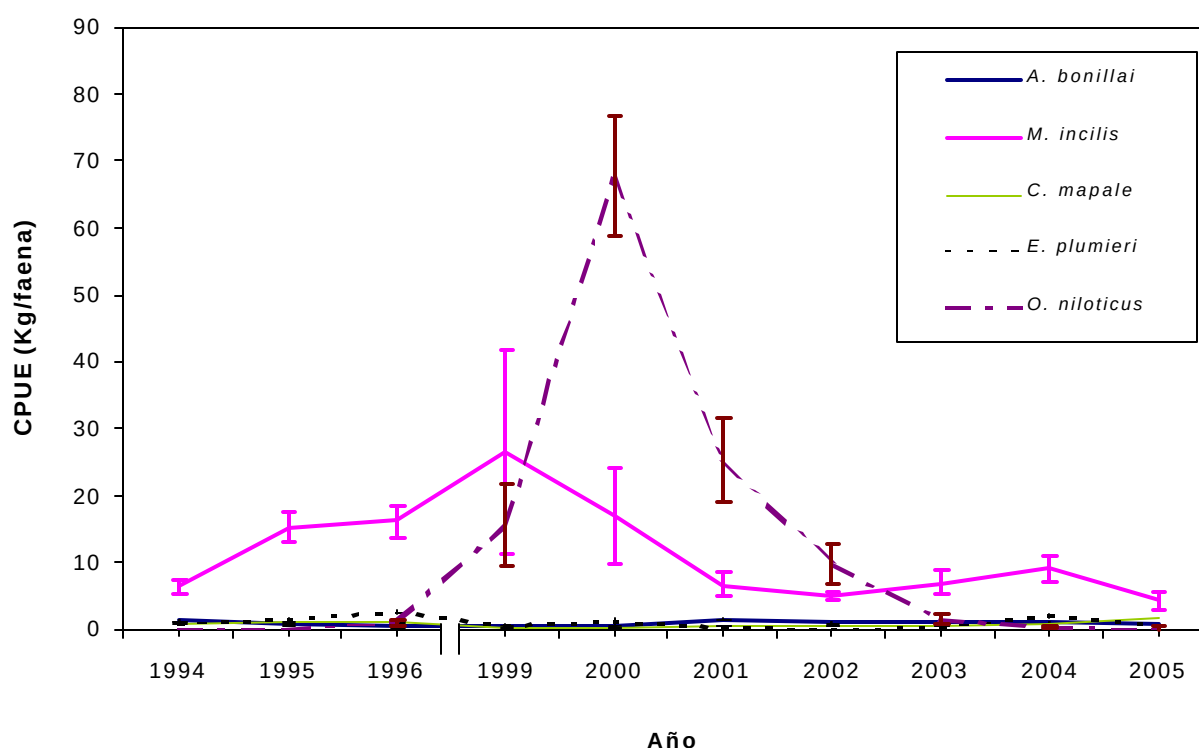


Figura 3.47. Comparación interanual de la abundancia de pescados con trasmallo en CGSM y CP.

En lo que respecta a las zonas de pesca con datos de trasmallo (Figura 3.48), las mayores abundancias de pescados se obtuvieron en las zonas 3, 4 y 6 ($F_{4,1824} = 13,27$; $p < 0,05$) Pajarales, Santuario y Salamanca, respectivamente. Este resultado corresponde con lo obtenido para la atarraya y es reflejo de los picos de Lisa (*M. incilis*) y Mojarra lora (*O. niloticus*).

El análisis de CPUE por año y zona sin discriminar especies (Figura 3.49), mostró que inmediatamente después de las obras hidráulicas la abundancia de peces aumentó significativamente en las zonas 3, 4 y 6 ($F_{9,1799} = 44,41$; $p < 0,05$). Pero en todas las zonas,

la abundancia íctica disminuyó a partir del 2001 a niveles semejantes al escenario de antes. En el 2004, se observó también un incremento de la abundancia íctica como sucedió con la atarraya pero sin superar los valores de 1999 y del 2000. Desde el 2004 hasta agosto del 2005 se observó otra disminución relativa en todas las zonas.

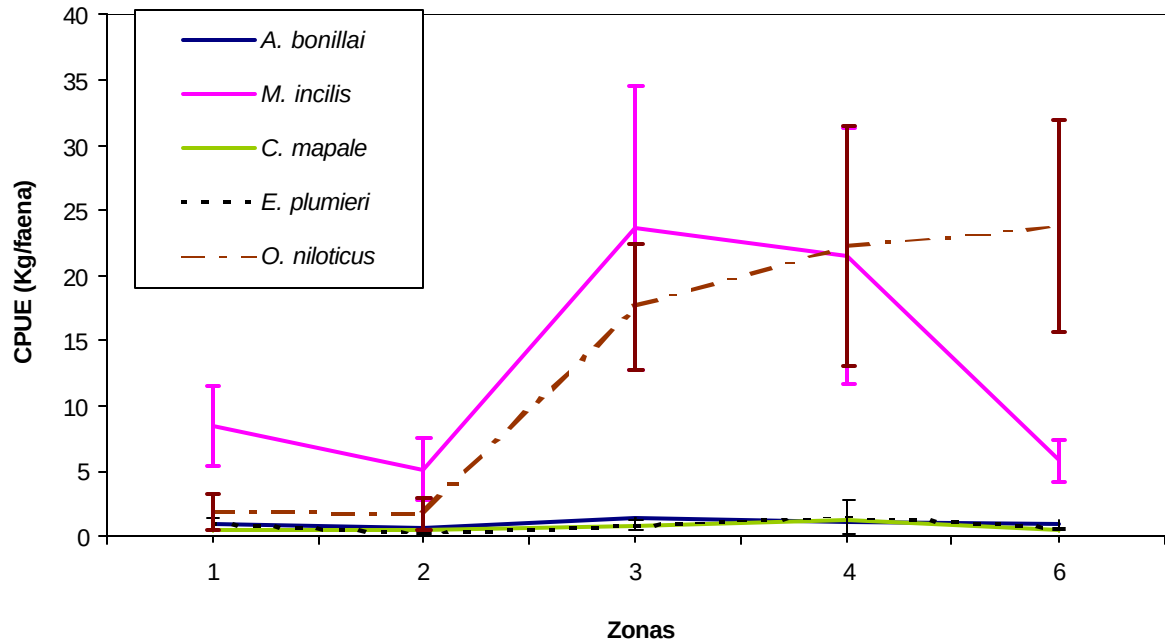


Figura 3.48. Comparación de la abundancia de peces capturados con trasmallo entre zonas en CGSM y CP.

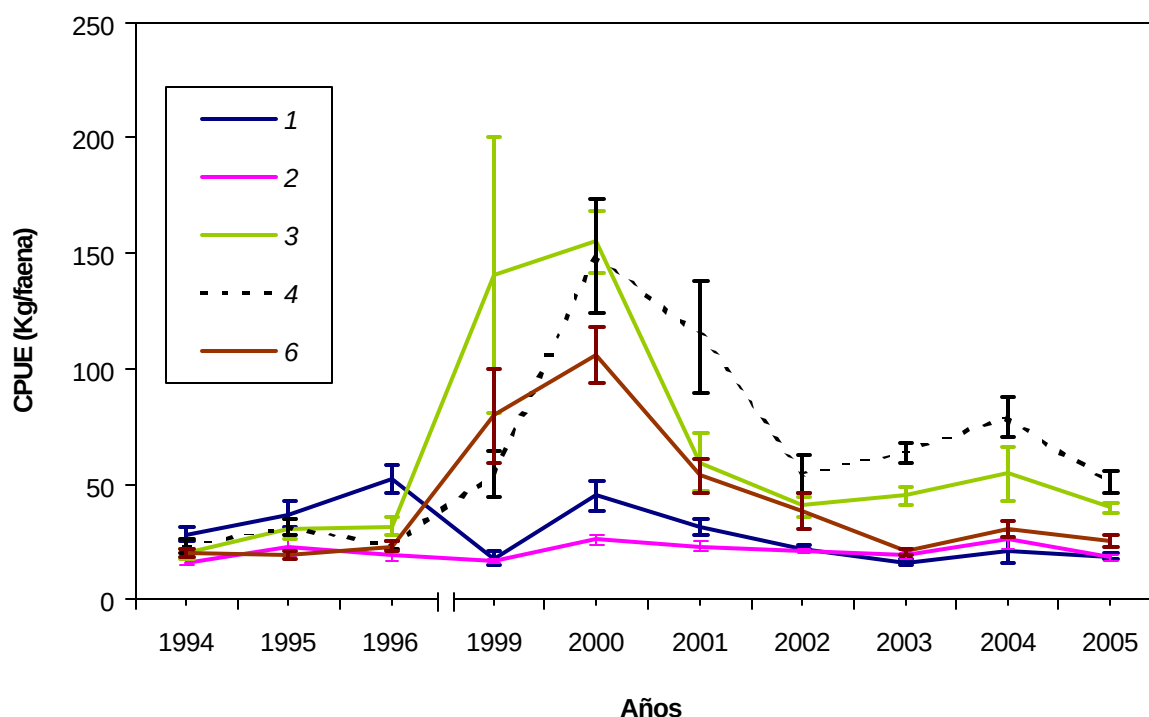


Figura 3.49. Comparación de la abundancia interanual multiespecífica de pescados por zonas para trasmallo en la pesquería de CGSM y CP.

Las comparaciones entre zonas, sin discriminar por especie, indicaron que las zonas más productivas fueron la 3 y 4, seguidas de la 6 ($F_{4,1844} = 18.10$; $p < 0.05$), mientras que las restantes son similares entre sí, pero con menor abundancia (Figura 3.50).

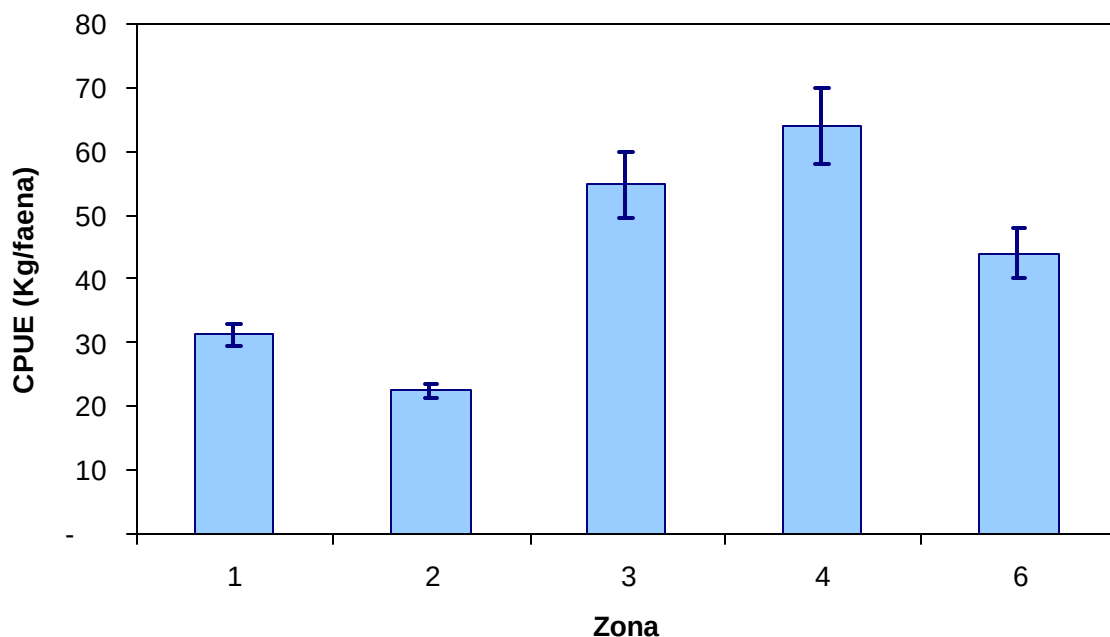


Figura 3.50. Comparación de la abundancia de peces entre zonas para el trasmallo en la pesquería de CGSM y CP.

La comparación interanual de la abundancia de camarones por zonas, indicó que la CPUE entre años dependió de la zona ($F_{4,171} = 8.03$ $p < 0,05$). En efecto solo se obtuvieron capturas en todas las zonas antes de las obras hidráulicas, mientras que para el escenario después solo se registraron capturas en las zonas 1, 2 y 6, siendo la zona 6 en el 2000 la más productiva (Figura 3.51), mientras en el 2004-2005 se detectó un incremento en la captura de las zonas mencionadas.

Para las jaibas, se encontraron diferencias entre años ($F_{9,183} = 10.63$; $p < 0,05$) y entre zonas ($F_{3,189} = 2.98$; $p < 0,05$). Así mismo ambos factores interactuaron (la abundancia de jaibas entre años depende de las condiciones ambientales en la zona; Figura 3.52). Entre el 2003 y el 2004, se observó que el recurso estaba siendo explotado únicamente en la zona 2, porque es el área más adecuada para su distribución, presentándose un incremento de la abundancia en el 2003, pero que disminuyó en el 2004 y en el 2005. Para este recurso no se encontró evidencia alguna de impacto de las obras hidráulicas.

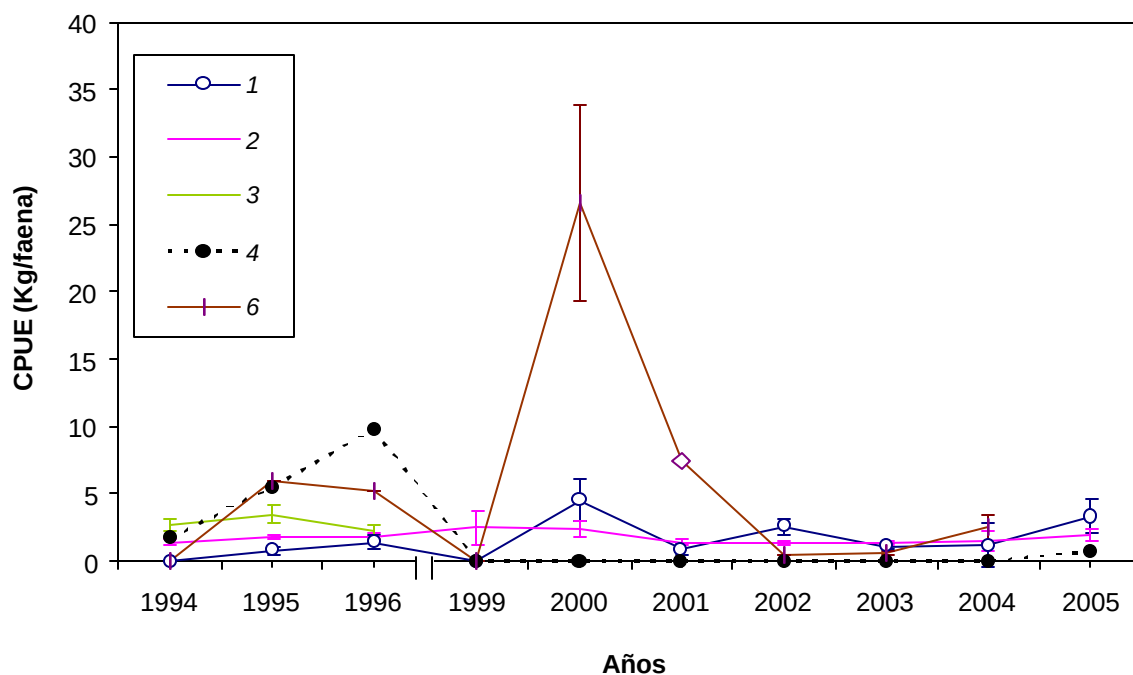


Figura 3.51. Comparación de la abundancia interanual de camarones por zonas en la pesquería de CGSM y CP.

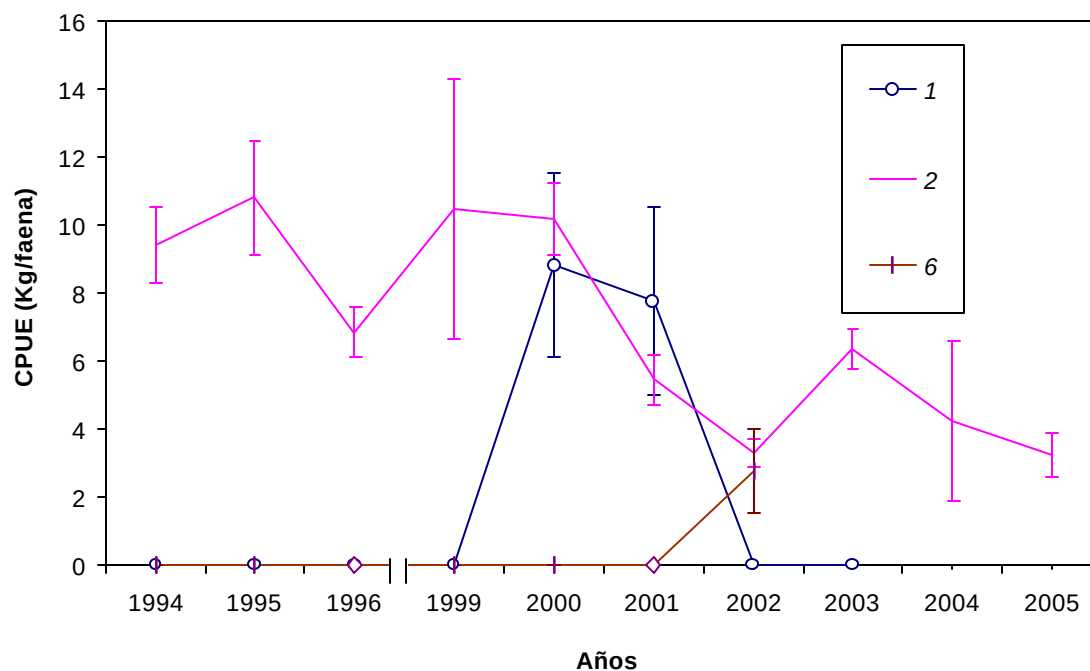


Figura 3.52. Comparación de la abundancia interanual de jaibas por zonas en la pesquería de CGSM y CP.

En el caso de la ostra (Figura 3.53), su abundancia sigue siendo fiel reflejo del impacto de los aportes de agua dulce y sedimentos a la ecorregión. Consistentemente, las zonas 1, 2 y 4 mostraron un descenso en la abundancia antes de las obras hidráulicas. Sin embargo, el escenario después no mostró abundancia alguna de este recurso en ninguna de las zonas en un período de casi 6 años.

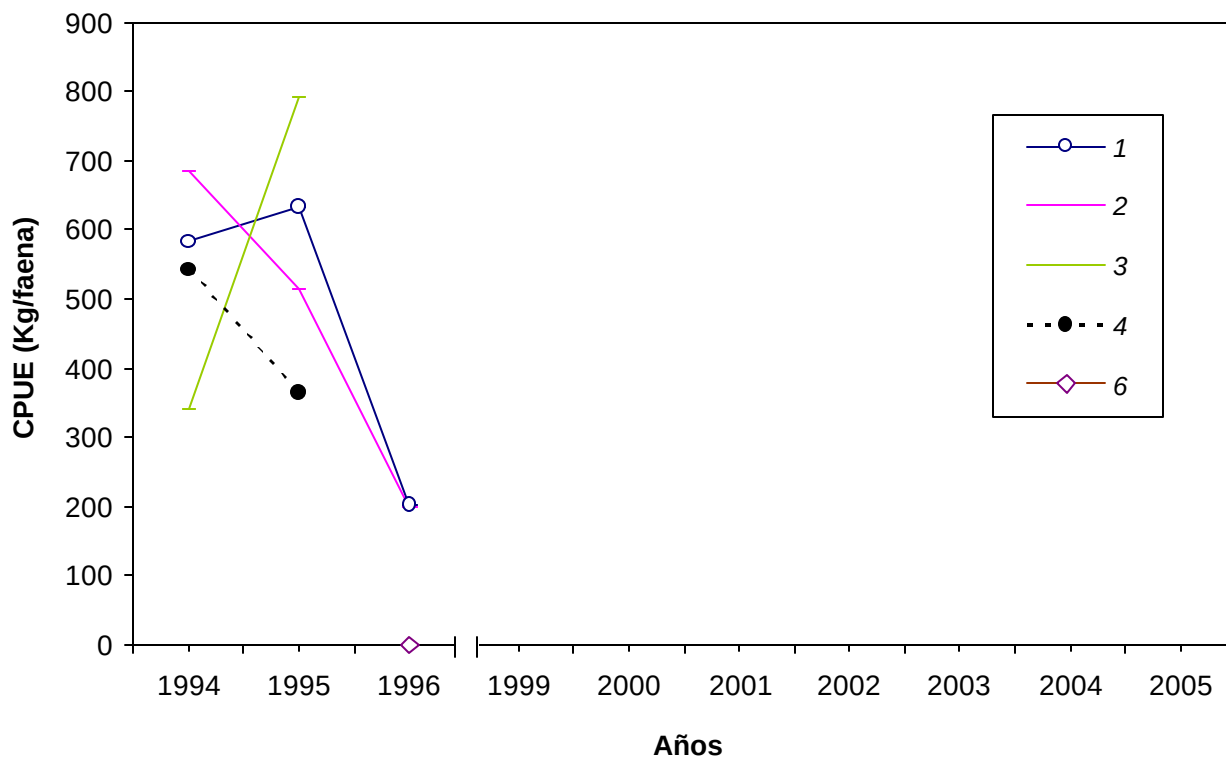


Figura 3.53. Comparación de la abundancia interanual de la ostra por zonas en la pesquería de CGSM y CP.

3.6.6. Ingreso (\$/faena) y renta económica (\$/faena) por arte y global de la pesquería

Para el análisis económico, los valores de ingresos y renta fueron estandarizados para fines comparativos entre años usando el índice de precios al consumidor de la canasta familiar con base en Barranquilla. Los ingresos de los pescadores que usan atarraya fueron menores que los de aquellos que usan trasmallo (Figura 3.54), excepto en los años 2004-2005, cuando los ingresos no fueron diferentes entre artes. La comparación interanual mostró el mismo comportamiento para ambas artes, con un aumento en bs ingresos después de las obras hidráulicas (1999-2000), ($F_{9,137} = 11,68$; $p < 0,05$ para la atarraya; $F_{9,136} = 18,16$; $p < 0,05$ para trasmallo). Sin embargo, a partir del 2001 dichos ingresos

disminuyeron, registrándose un leve aumento en el 2004. Los niveles de ingreso del 2003-2005, continúan siendo similares a los de 1994-1996.

La renta económica para ambos artes tendió a ser mayor para el trasmallo que para la atarraya (Figura 3.55), sin embargo dicha tendencia desapareció en el 2003-2005. La renta aumentó después de las obras hidráulicas (2000-2002), para llegar a niveles similares a los de 1994-1996.

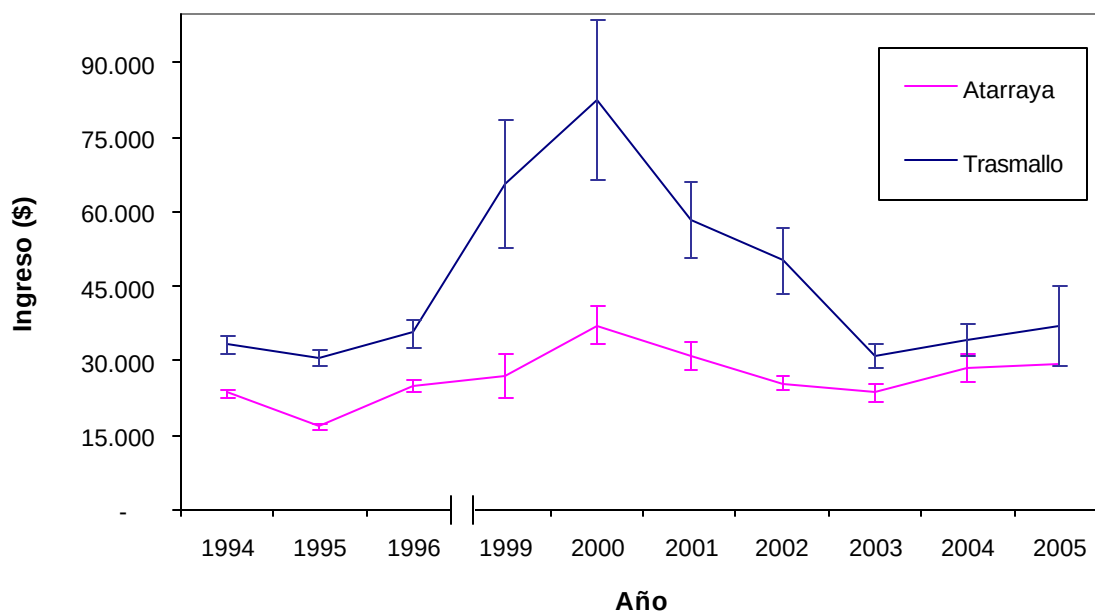


Figura 3.54. Comparación interanual de los ingresos económicos (\$/faena) para la atarraya y el trasmallo en la pesquería de CGSM y CP.

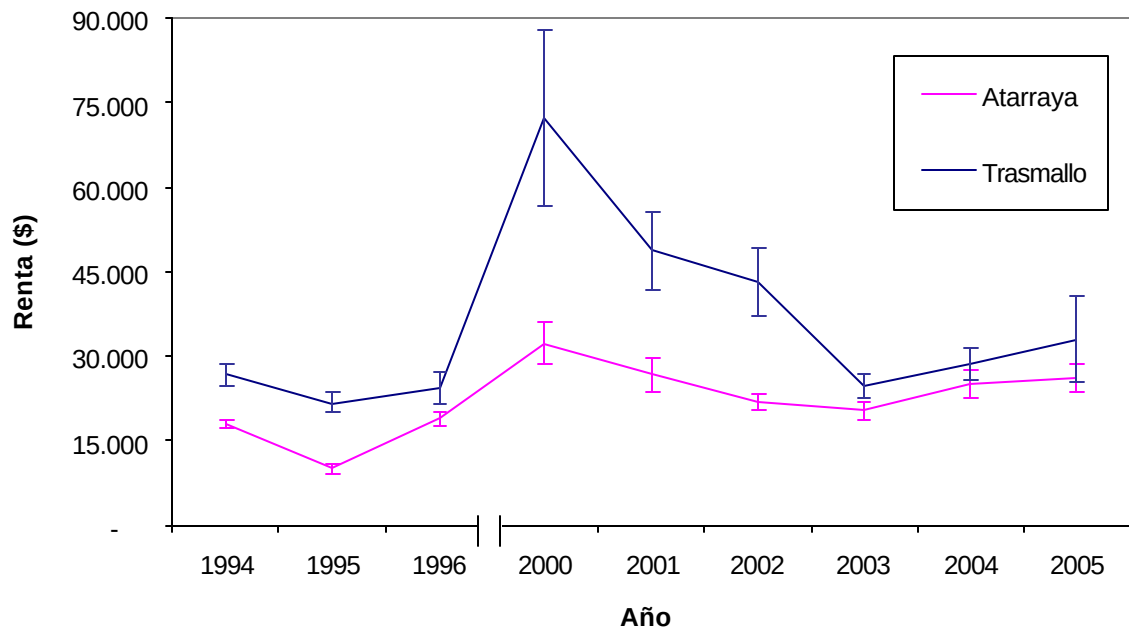


Figura 3.55. Comparación interanual de la renta económica (\$/faena) para la atarraya y el trasmallo en la pesquería de CGSM y CP.

El impacto bioeconómico de las obras hidráulicas y los eventos climáticos globales sobre la pesquería de la ecorregión, se evaluó comparando la captura total de todas las especies junto con los ingresos económicos generados durante los años de monitoreo (Figura 3.56). La captura e ingresos disminuyeron entre 1994 y 1996, sin embargo es claro que una comparación antes-después mostró que tanto los ingresos como las capturas aumentaron significativamente ($p < 0.05$) en un lapso casi inmediato de 1999 al 2000. A partir del 2000, ambas variables disminuyeron a niveles aun menores a los de 1994, no obstante se evidenció el aumento en las mismas entre el 2003 y el 2004, sin llegar a los valores de 1999 y 2000, mostrando un leve descenso en los promedios mensuales de estas dos variables en lo que va del año 2005 (agosto). Las tendencias en el sistema muestran que el impacto bioeconómico favorable fue de corto plazo en 1999 y 2000, mientras la pesquería continúa ajustándose a la dinámica de los factores que la controlan.

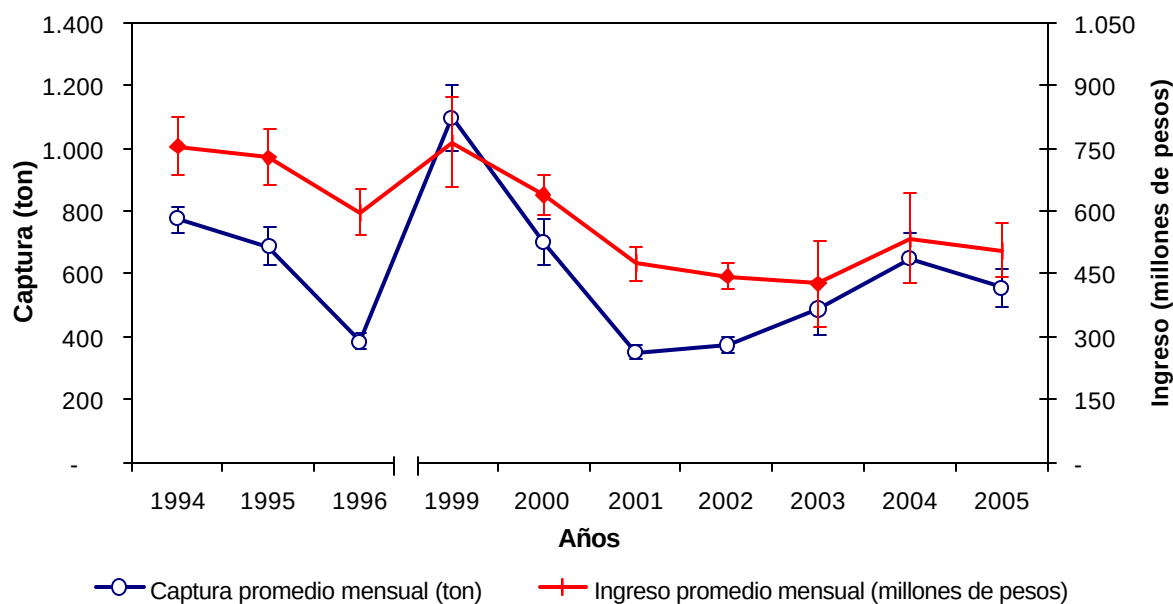


Figura 3.56. Comparación interanual de las capturas e ingresos económicos para el total de especies capturadas con todos los artes en la pesquería de la ecorregión CGSM.

3.6.7. Talla media de captura de las principales especies de peces y de invertebrados

En el 2005 continuó siendo evidente que especies como Lisa (*M. incilis*), Mapalé (*C. mapale*) y Chivo cabezón (*A. bonilla*), se encontraban en alto riesgo de sobre-explotación, ya que sus tallas medias de captura estaban por debajo de las tallas medias de madurez (Figura 3.57). En este caso la talla media de captura es adoptada como un indicador del estado de la pesquería en términos de sobre-pesca por reclutamiento, el cual es comparado con un punto de referencia límite (PRL, línea roja de trazo en la Figura 3.57). Dicho PRL en este caso es la talla media de madurez sexual para cada especie. En el 2004 se destacó que especies como Lisa y Mojarra lora (*O. niloticus*) mostraron un aumento en la talla media de captura. El incremento gradual de la talla media de captura en Mapalé, del año 2000 a 2005 (17 a 20 cm) se debió quizás a que su población ha estado sujeta a una leve recuperación. Sin embargo, es importante resaltar que debido a los eventos de mortandades de peces, ocurridos en 1995 y en el 2002, esta especie fue la principal afectada. Entre los años 2003 y 2005 se dieron incrementos significativos en las capturas de esta especie (Figura 3.39); a pesar de esto, se continúa explotando por debajo de su PRL. La tendencia a la disminución en las tallas medias de captura de la Lisa se debe al incremento de las capturas de individuos juveniles que sirven como carnadas para pescar jaibas y para alimentar Sábalo (*Tarpon atlanticus*) en cultivos. Aunque en esta figura no se muestran otras especies de grandes tallas como el Sábalo, los Róbalos (*Centropomus* spp.), el Chivo mozo (*Arius proops*), el Macabí (*Elops saurus*) y el Lebranche (*Mugil lza*), se sabe que son pescadas en estado juvenil. Aunque en años previos las jaibas no mostraban problemas, sus tallas de captura han disminuido en los últimos años, a pesar

de los controles en las procesadoras, quizás por el procesamiento artesanal reciente que utiliza tallas más pequeñas.

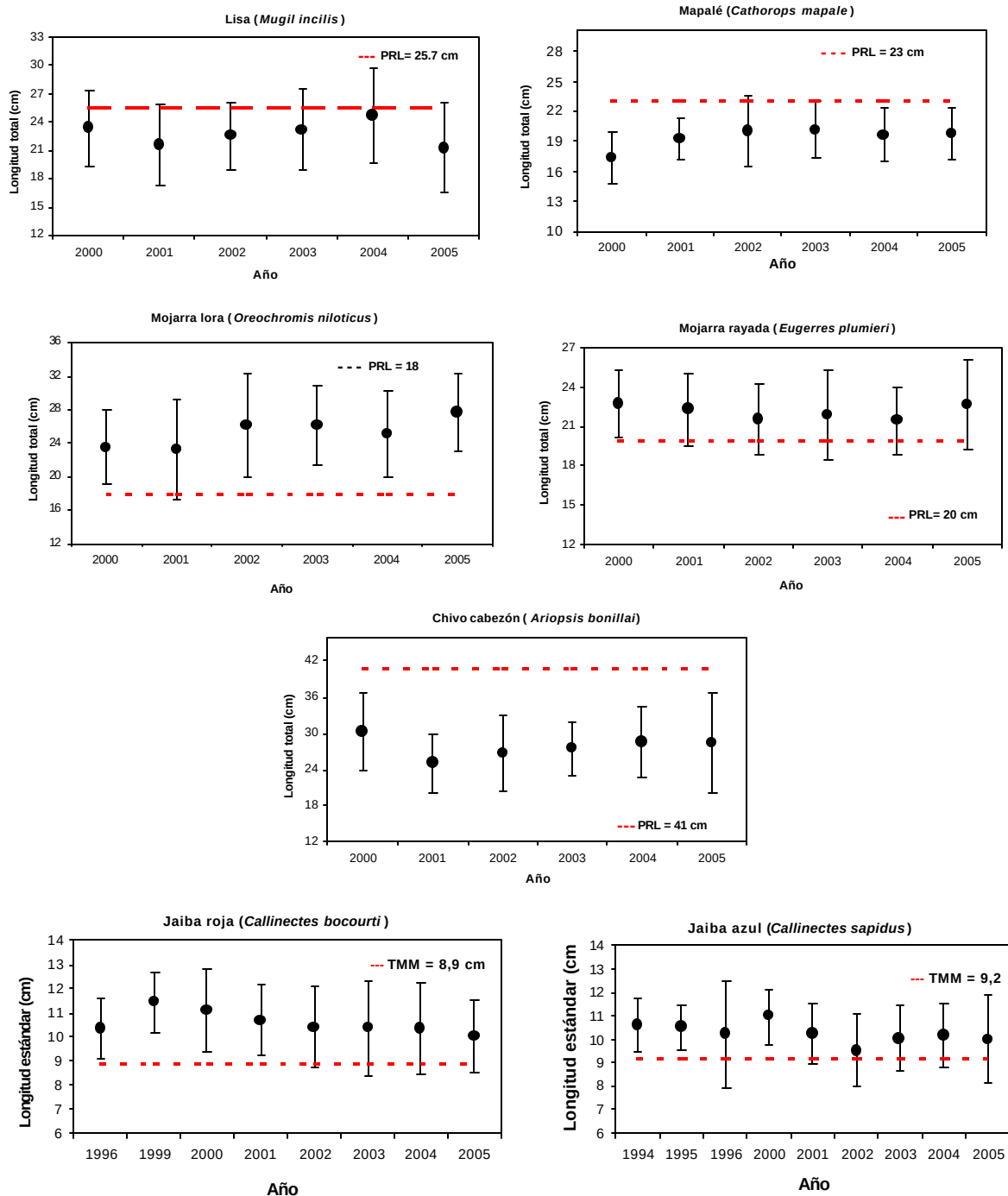


Figura 3.57. Comparación interanual de la talla media de captura vs la talla media de madurez sexual para las especies de peces y jaibas en la pesquería de la CGSM.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

4.1. Calidad de Aguas

4.1.1. Variables Fisicoquímicas

En las últimas décadas, la ecorregión CGSM ha sufrido una notable modificación de las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua, producto de diferentes factores externos, especialmente de origen antrópico. La composición natural del agua se ha alterado al introducir sustancias ajenas, susceptibles de modificar su naturaleza original que han contribuido al deterioro de la calidad de la misma limitando su utilización para ciertos usos. Si bien es cierto que la presencia de sustancias denominadas nutrientes suelen ser esenciales para el crecimiento de los seres vivos, los efectos del aumento de éstos en el medio se pueden traducir en aumento de la productividad, por lo que en términos de calidad del agua, pueden ser entonces considerados como contaminantes cuando sus concentraciones son suficientes para permitir el crecimiento excesivo de plantas acuáticas, particularmente de algas.

Según indica el Programa Nacional de Estuarios (PNE), los sistemas acuáticos enfrentan mundialmente problemas ambientales y retos similares como sobre-enriquecimiento de nutrientes, contaminación por patógenos y sustancias químicas tóxicas, alteración de la afluencia de agua dulce, pérdida de hábitat, disminución de peces y vida silvestre e introducción de especies invasoras (EPA, 2002)

Según lo muestran los resultados, el sistema lagunar CGSM no ha sido ajeno a esta problemática. La alteración en el régimen natural del agua y sus tributarios, así como la consecuente apertura de caños de comunicación, tuvieron un efecto significativo en la dinámica y por ende, en la calidad química del agua y la distribución de sus recursos vivientes; impacto claramente visible a través de los años (INVEMAR, 2002, 2003 y 2004).

Los cambios espaciales y temporales que se han presentado en la calidad del agua en este sistema hidrográfico han estado influidos por factores de origen diverso: (1) natural, determinados sustancialmente por el sistema natural (clima, geología, vegetación natural o nativa, la morfología de la cuenca, el sustrato del curso fluvial) y (2) antrópicos, los cuales corresponden a las actividades humanas que se han desarrollado sobre él mismo y que se asocian a los usos del agua y al uso del suelo y sus interacciones con el sistema fluvial.

En concordancia con lo anterior, se han observado grandes cambios en las variables fisicoquímicas del agua de la Ciénaga a través de los años. La salinidad por ejemplo, ha presentado notables variaciones, con valores promedio que fluctúan entre 0 y 30. Aunque mundialmente estos valores han sido reconocidos como normales para ecosistemas estuarinos, los cambios en esta variable pueden ejercer efectos negativos sobre otras variables ambientales importantes, como el caso de las concentraciones de las diferentes

formas inorgánicas de nitrógeno, importantes para la productividad general de la Ciénaga. (INVEMAR 2004).

Los constantes procesos naturales y antrópicos de sedimentación en la Ciénaga, han generado de igual manera, la variabilidad en las condiciones hidroquímicas naturales. Como se ha expuesto en informes anteriores en la CGSM persisten cantidades de sustancias químicas (nutrientes) y partículas sólidas (SST) que superan a las naturales (INVEMAR 2004). La aplicación de agrotóxicos y de fertilizantes en las zonas aledañas a la CGSM se considera una de las principales fuentes difusas de contaminación en la ecorregión, que explican la presencia de cantidades apreciables de compuestos de fósforo y nitrógeno en algunas épocas climáticas en particular. Estos compuestos pueden estar presentes de forma natural en los cuerpos de agua, sin embargo la presencia excesiva de fósforo por ejemplo, puede ser el principal causante de fenómenos de eutrofización. Las concentraciones de nutrientes en la Ciénaga a lo largo de los años han mostrado una tendencia a disminuir, presentando variaciones de gran significancia inter e intra-anual. Estas variaciones han estado regidas principalmente por los fenómenos hidrodinámicos sucedidos, como ocurrió con el amonio y los nitratos durante 1999 período en el cual se presentaron las precipitaciones más altas que dieron probablemente lugar al lavado de suelos fertilizados y como consecuencia el enriquecimiento atípico de estos dos nutrientes.

Los criterios de calidad del agua para la Cienaga se han evaluado de acuerdo a los rangos de las variables fisicoquímicas salinidad, pH, SST, OD, nutrientes, concentración de contaminantes químicos (metales pesados y plaguicidas organoclorados) y coliformes totales y fecales. En el caso de la CGSM el criterio usado para determinar la calidad del agua es el de preservación de fauna y flora. Los resultados obtenidos para estas variables han mostrado, que los factores antrópicos y naturales que produjeron una nueva dinámica en el agua de la Ciénaga, trajeron consigo la alteración de la calidad química de ésta lo cual se ha visto reflejado en el hallazgo de valores que pudieran llamarse “no óptimos” y que por años han presentado el grupo de nutrientes, superando en algunos casos los valores máximos permisibles que exigen las diversas normas ambientales internacionales.

La calidad microbiológica del agua de la ecorregión CGSM se enfoca a determinar la carga de Coliformes totales y termotolerantes (indicadores de contaminación fecal) aportados por las poblaciones palafíticas allí existentes, mas no como un parámetro para evaluar la calidad de agua para preservación de fauna y flora, debido a que en Colombia no existe legislación para ello. El monitoreo de los indicadores de contaminación fecal, tanto en el año 2004 como en el 2005 corrobora la presencia de Cf en estas áreas, principalmente afectadas por las descargas directas de aguas domésticas. No se observó una incidencia directa de las bajas salinidades sobre los mayores niveles de coliformes totales y fecales, como se ha mostrado en otros estudios realizados en aguas de estuarios tropicales por ejemplo en Bangpakong (Bordalo et al., 2002), posiblemente porque las muestras fueron tomadas directamente en los puntos donde arrojan los vertimientos domésticos y no se observó ningún efecto de la salinidad sobre la supervivencia del grupo Coliformes.

Los resultados obtenidos durante los años 2004 y 2005 ponen de manifiesto los vertimientos puntuales de aguas domésticas en las áreas aledañas a Isla del Rosario y al

palafito Trojas de Aracataca. Los niveles de Ct determinantes de la calidad del recurso hídrico para actividades de contacto secundario como la pesca sobrepasaron los límites permisibles en algunos meses de monitoreo en las estaciones antes mencionadas (Figura 3.17). Cabe anotar que estas concentraciones no ejercen un impacto significativo sobre el sistema lagunar a nivel de preservación de fauna y flora, ya que éstos contenidos son disminuidos por diferentes factores físico-químicos, entre ellos, la dispersión, salinidad, luz y temperatura. Además, la introducción de éstos patógenos no es constante, dado que la distribución de los microorganismos en el agua es azarosa y depende de la habilidad de éstos para sobrevivir a los efectos de antibiosis, depredación y a la naturaleza química del agua.

4.2. Vegetación

Con base en los resultados del monitoreo de salinidad en las áreas de manglar, se observó que durante el período 1999-2000 en respuesta al evento La Niña hubo una disminución significativa de la salinidad intersticial, seguida de una estabilidad relativa en el 2001 un año neutro, mientras que para 2002 y 2003 considerados como años con eventos El Niño moderados se registraron incrementos en esta variable. Finalmente para 2004 y 2005 la salinidad disminuyó en la mayor parte de las estaciones por efecto de los niveles de precipitación registrados.

El incremento en la salinidad intersticial en las áreas de manglar de la ecorregión CGSM se considera como una de las principales causas de mortalidad de la vegetación. Antes de la realización de las obras hidráulicas, esta variable alcanzó valores extremos hasta de 152, convirtiéndose en un tensor para la vegetación. Después de la apertura de los caños se observó una reducción de la salinidad en las áreas aledañas a éstos, así por ejemplo en la estación Aguas Negras, cambió de 76 en 1994 a valores < 10 para 1999 y 2000, lo cual representó una disminución de aproximadamente 20 unidades año^{-1} (Figura 3.24). Estas variaciones de la salinidad se explican por las condiciones de déficit hídrico imperantes en la ecorregión, los patrones de distribución de las lluvias, los bajos caudales producto de la sedimentación de los caños que aportan agua dulce del Río Magdalena y las fluctuaciones de la marea. Adicionalmente, en cada una de las estaciones de monitoreo se presentan condiciones físicas que en algunos casos facilitan y en otros afectan los flujos hídricos (presencia o ausencia de caños, elevaciones o depresiones del terreno), dando como resultado valores bajos a medios en el primer caso y valores altos (≥ 45) en el segundo.

Entre las estaciones con mayor influencia de los flujos hídricos locales se encuentran Aguas Negras, Caño Grande y Rinconada, a diferencia de Km 22 y Luna, donde las condiciones microtopográficas, la carga de sedimentos del caño Clarín y los bajos caudales no permitieron la entrada de agua dulce al interior de las áreas de manglar durante las épocas secas. A estas razones, se atribuyen los mayores valores de salinidad intersticial registrados en Luna y Km 22 durante los períodos secos y de transición climática, cuando la salinidad alcanzó promedios hasta de 60 y valores máximos de 80. De otra parte, la salinidad del agua superficial al interior de las áreas de manglar, particularmente durante 2005 fluctuó entre 5,9 y 30, donde los altos valores se explican por la formación de

pequeñas lagunas aisladas y sin flujos hídricos que dieron lugar a la concentración de las sales.

La salinidad es uno de los principales factores que ha afectado el desarrollo de los árboles de mangle, la producción y establecimiento de propágulos, así como el desarrollo y supervivencia de las plántulas. La reducción en la salinidad por efecto de la apertura de caños y los eventos de máxima precipitación registrados durante 1999 (evento La Niña) causaron una disminución de las condiciones de estrés en los árboles y favorecieron la producción de propágulos y su dispersión hacia áreas sin cobertura vegetal. A partir del 2001, el retorno a las condiciones ambientales “normales”, originó incrementos en la salinidad y cambios en los niveles del agua y en los patrones de regeneración natural de las especies de mangle los cuales se han mantenido hasta el 2005. En todas las estaciones se observó un aumento en la densidad de plántulas que varió según las épocas climáticas que determinan los períodos de producción de propágulos (época lluviosa) e implantación de nuevos individuos (época seca) (Figura 3.27).

En Luna se registraron valores promedio de salinidad intersticial mayores o iguales a 60 durante todo el 2005 (Figura 3.25), podría pensarse que esta condición tiene un efecto negativo sobre la regeneración natural (bajo establecimiento y densidad de plántulas), sin embargo esto se debe principalmente a la baja oferta de propágulos (Figura 3.25) producidos por un número reducido de adultos (Figura 3.33), más que por la salinidad. Los valores bajos de salinidad (< 40) registrados en el resto de estaciones durante el 2005 no mostraron ningún efecto sobre la regeneración natural.

Por otro lado, el incremento de la salinidad intersticial genera condiciones de estrés fisiológico y un proceso gradual de defoliación y muerte de los árboles, como se observó en el Km 22 para las especies *L. racemosa* y *A. germinans* (especie más tolerante a la salinidad). En otras estaciones como por ejemplo Rinconada, la salinidad se han mantenido dentro de los rangos históricos (30-45) considerados óptimos para el normal desarrollo del manglar (Rivera-Monroy *et al.*, 2001), no obstante, durante el período de monitoreo (1996-2005) se registró la muerte de 134 árboles de las tres especies, en las parcelas permanentes ubicadas principalmente hacia las zonas internas del bosque, debido al déficit hídrico.

Los cambios en los niveles de agua (Figura 3.26) tuvieron los mayores efectos sobre la regeneración natural (producción y establecimiento de propágulos y densidad de plántulas). Durante 1999, período afectado por el evento La Niña, se estimó que las estaciones de monitoreo permanecieron inundadas entre 209 y 257 días del año (Rivera-Monroy *et al.*, 2001). Estas condiciones dieron lugar a bajas tasas de implantación de propágulos y a la muerte de gran número de plántulas (INVEMAR, 2000). En la época seca cuando el nivel de agua es bajo los propágulos tienen mayor probabilidad de establecimiento, debido a que están en contacto con el sustrato, mientras que en las épocas de lluvia éstos flotan en la superficie del agua y pueden ser arrastrados a otras zonas o se hidratan y se hunden y si el nivel de agua no desciende en el tiempo máximo de supervivencia se mueren (Schnetter, com. pers.).

La generalidad de altos niveles de agua y la escasa fluctuación de los mismos durante el 2005 (Figura 3.30), hicieron que el establecimiento de nuevas plántulas fuera menor que el año inmediatamente anterior en la mayoría de estaciones (Figura 3.27), sin embargo propició una activa producción de propágulos especialmente de *A. germinans* (Figura 3.31). Como consecuencia de la alta disponibilidad de propágulos en Rinconada y Aguas Negras se dio un alto establecimiento de plántulas haciendo que ésta especie domine la regeneración natural (Figura 3.29).

En las cinco estaciones de muestreo de la ecorregión CGSM se presentó una copiosa regeneración natural en el sector 0-10 metros (Figura 3.28), producto de la composición del bosque de borde y de los bajos niveles de agua (<10 cm). En las estaciones Km 22 y Luna, *L. racemosa* dominó en la regeneración natural. La alta densidad de plántulas de ésta especie ($18,3 \text{ individuos} \cdot \text{m}^{-2}$) observada en el primer trimestre de 2005 en la estación Km 22 (Figura 3.27) fue producto de una distribución heterogénea al interior del sector 0-10 m, donde se encontraron 106 individuos en una subparcela de un metro cuadrado, éste valor extremo en comparación con 11 y 15 individuos de las otras dos subparcelas, generó un sesgo en los resultados de la estación (Figura 3.28).

R. mangle fue dominante solamente en Caño Grande debido a las características hidrológicas del lugar (altos niveles de agua), la abundancia de adultos y el buen desarrollo de los árboles sembrados en el año 2000 por el Proyecto Manglares de Colombia que actualmente se encuentran produciendo propágulos.

Aunque para el 2005 la regeneración natural en Aguas Negras fue menor que en los años anteriores (Figura 3.27), es importante destacar que el continuo desarrollo de plántulas que se ha observado incluso hasta principios del año 2005, han propiciado la recuperación del área y lo que era considerado anteriormente como una de las áreas más deterioradas por el bajo desarrollo estructural del bosque y la alta salinidad intersticial (Serrano, 1995), paulatinamente se ha convertido en una zona vegetada por manglar, no solo en la orilla del cuerpo de agua (Ciénaga de Pajalar y caño Aguas Negras) sino también al interior de los playones salinos que existían (Figura 4.1).

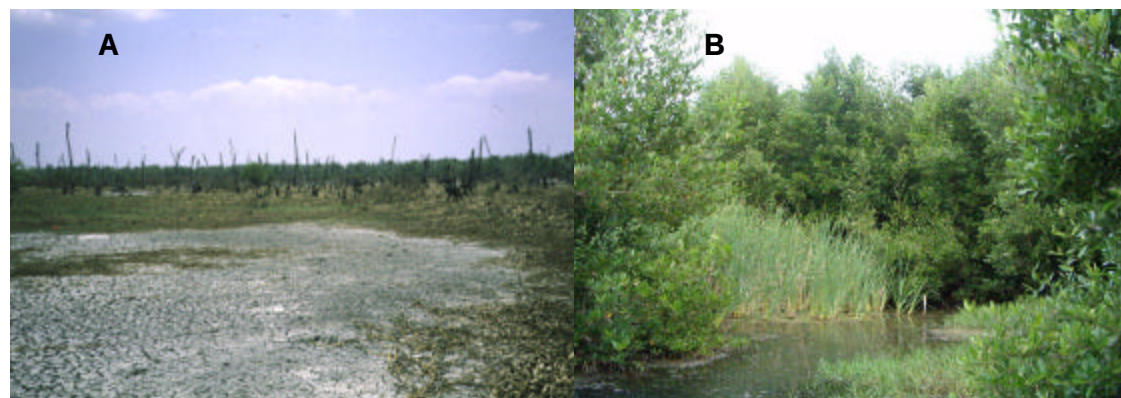


Figura 4.1. Vista de la estación Aguas Negras. A) marzo de 2000 B) noviembre de 2005. El área ha sido colonizada por plantas de *A. germinans*, *L. racemosa* y *Typha domingensis*.

Si bien se ha considerado que el nivel del agua y la salinidad intersticial en las áreas de manglar influyen sobre la supervivencia de las plántulas y propágulos, la mortalidad observada durante el primer trimestre del 2005 en las cinco estaciones (Figura 3.32), no se puede atribuir a la salinidad superficial promedio (10 en Aguas Negras y 36 en Km 22), ya que estos valores están por debajo de los rangos máximos de tolerancia de las especies de mangle; pero sí puede ser atribuida a los bajos niveles de inundación (Figura 3.30) y a las altas temperaturas del agua (38,7 °C). De acuerdo con Elster (2000), las plántulas de las tres especies de mangle presentes en la ecorregión CGSM, muestran tolerancias diferentes a la salinidad. La mayor tolerancia la presenta *A. germinans* que crece normalmente hasta salinidades de 60, mientras que *L. racemosa* y *R. mangle* toleran hasta 40, a estos valores máximos de salinidad las tres especies muestran bajo crecimiento. Al igual que las plántulas, los propágulos de las tres especies también presentan diferentes rangos de tolerancia a la salinidad, a valores de 90 ya no ocurre establecimiento de *A. germinans*, las otras dos especies se establecen a salinidades menores de 60 (Elster, 2000). La mortalidad observada durante el tercer trimestre del 2005 (Figura 3.32) se atribuyó al ascenso del nivel de agua (Figura 3.30) por efecto de las lluvias que causó ahogamiento a las plántulas.

La apertura de los caños Clarín y Aguas Negras sumado al efecto de los eventos de máxima precipitación ocurridos durante 1999 contribuyeron no solamente al descenso en la salinidad, sino al aumento en los niveles de la columna de agua al interior de las áreas de manglar. En la estación Aguas Negras, una de las áreas más afectadas, se observó un proceso de recuperación del bosque de mangle, que se ha mantenido durante el 2004 y 2005, por el incremento en las precipitaciones de estos dos últimos años. En este sitio ocurrió un notable desarrollo de árboles de *A. germinans* y *L. racemosa* hacia la orilla de la ciénaga de Pajara, que posteriormente colonizaron los playones internos. No obstante para el 2004 se registró una ligera disminución del área basal para *A. germinans* de 2,9 a 2,5 m²*ha⁻¹ debido al aprovechamiento de árboles por los pobladores locales, mientras que *L. racemosa* incrementó su área basal en aproximadamente un 500% al pasar de 0,67 a 3,21 m²*ha⁻¹ durante el período 2000-2005.

Los mayores incrementos en el área basal de los manglares se observaron en la estación Km 22 ubicada sobre el margen norte del caño Clarín, en donde se dio el rápido desarrollo de *A. germinans* y *L. racemosa* después de la apertura del caño. El área basal para esta última especie aumentó de 1,5 en 1998 a 10,3 m²*ha⁻¹ en 2002 (700 %), no obstante para 2003, 2004 y 2005 se redujo considerablemente a 8,4; 4,2 y 0,95 m²*ha⁻¹ respectivamente, lo cual representó una disminución del 90 % en el área basal y por ende de su cobertura. El cambio observado en la dominancia de las especies se atribuye a la mayor tolerancia de *A. germinans* a las condiciones de déficit hídrico e incremento en la salinidad intersticial que prevalecieron en el área durante el período 2001-2003 y parte de 2004. Los menores incrementos en el área basal para *A. germinans* y en general para todas las especies, se estimaron en la estación Caño Grande (Figura 3.33), probablemente por la utilización del recurso por parte de los pescadores.

El análisis de los diferentes componentes del monitoreo de la vegetación que incluyen las variables fisicoquímicas, la regeneración natural y la estructura del bosque ha mostrado

que en algunas zonas de la ecorregión CGSM se han dado eventos de recuperación natural de las áreas de manglar como por ejemplo en Km 22 y Aguas Negras. No obstante, el retroceso en las condiciones hidrológicas observado desde el 2001 atribuido a la falta de mantenimiento de los caños y a las condiciones climáticas de la región (años El Niño moderados), han tenido un efecto sobre la recuperación de la cobertura vegetal especialmente en las áreas de influencia del caño Clarín (e.g. Km 22 y Rinconada). Las coberturas estimadas a través de imágenes satelitales han comprobado a mayor escala los resultados obtenidos mediante las observaciones de campo, la recuperación del manglar hasta el 2001 y la pérdida en cobertura hasta el año 2005 a valores similares a los registrados para 1999.

4.3. Recursos Pesqueros

Los resultados obtenidos (hasta agosto del 2005), confirman que los cambios ocurridos en los recursos pesqueros son indicativos de los cambios en el ambiente lagunar antes (1994-1996) y después (1999-2005) de las obras hidráulicas. Cada grupo de recursos (peces, moluscos y crustáceos) respondió en forma diferente a los escenarios antes mencionados: I) la captura de peces mostró un impacto de corto plazo reflejado en un aumento significativo en 1999 y 2000; no obstante, éste no fue sostenido en los años subsiguientes, aunque se observa un leve aumento a partir del 2003; II) la captura de crustáceos aumentó en el escenario después; aunque dado el ciclo de vida de las especies extraídas y su rango de distribución, no es posible atribuir dicho aumento a los eventos tratados; III) la captura de moluscos (ostras y caracoles) fue impactada claramente ya que disminuyó significativamente, al punto de desaparecer de los desembarques desde 1999 hasta la fecha. Sólo los datos de la almeja capturada en el área de la Isla de Salamanca, se constituyen en la única evidencia de moluscos explotados en la ecorregión.

La composición interanual de la captura por especies de peces e invertebrados, permitió identificar impactos en la estructura de los ensamblajes entre los escenarios antes y después. Las altas capturas de peces en 1999-2000 fueron debidas a la dominancia de la Mojarra lora que ocasionó pérdida de diversidad (por equidad) durante estos años, cuando la salinidad fue baja como respuesta a un efecto combinado de las obras hidráulicas y el evento La Niña. Sin embargo, en los años subsiguientes, la estructura de los ensamblajes retornó a niveles similares al escenario antes, con una pesquería sustentada en la extracción multiespecífica, que en los últimos años mostró ser estable. Los mecanismos causales de estos cambios fueron asociados a cambios en la salinidad del agua, los cuales incidieron en variaciones de los ciclos de vida de especies en la comunidad de peces de la ecorregión. Entonces, el estado de las comunidades objeto de explotación pesquera evidencia un reemplazo de especies estuarinas (1994-1996) por dulceacuícolas (1999-2000) y viceversa en 2001-2005. En este sentido la hipótesis de que los cambios en la composición de especies de las capturas comerciales, reflejan los cambios en la estructura comunitaria para niveles tróficos específicos, es sustentada en este trabajo.

La disponibilidad del recurso afectó la asignación del esfuerzo de pesca en espacio y tiempo, debido a que lógicamente los pescadores buscaron obtener mayores ingresos.

Para el período estudiado, los artes de pesca, con excepción del trasmallo y los aros, disminuyeron su actividad después de las obras hidráulicas.

El análisis bioeconómico de la pesquería, basado en los artes trasmallo y atarraya, indicó que si bien el primero produjo mayores ingresos que el segundo para varios años, no se puede concluir la mayor eficiencia económica de un arte respecto del otro, debido a la incapacidad de estandarización del poder de pesca diferencial. Para ambas artes se encontró el mismo patrón de cambios; de bajos ingresos y rentas en 1994-1996, se pasó a un escenario de incremento de estos indicadores económicos (1999-2000), para luego alcanzar un declive progresivo del 2001 al 2003, aunque el 2004 mostró un aumento marginal respecto a los años anteriores. El análisis global que comparó las capturas totales y los ingresos generados por éstas, mostró que la captura e ingreso decrecientes entre 1994-1996, pasó en 1999 a un escenario donde sólo la captura aumentó significativamente, pero no así los ingresos que se mantuvieron al mismo nivel de 1994-1996. Esta aparente falta de correspondencia entre la biomasa capturada y el ingreso generado, se debió al menor precio unitario de las especies dulceacuícolas en el mercado, comparado con el de las marinas o estuarinas y a la mayor oferta de especies como la Mojarra lora con precios bajos. Las consecuencias finales fueron un aumento momentáneo en las capturas que no estuvieron acorde con los ingresos económicos esperados.

Para el escenario actual (2001 a 2005) el recurso pesquero y sus usuarios se encuentran en pleno ajuste a los cambios dinámicos del ecosistema después de las obras hidráulicas y de la ocurrencia intensa de eventos climáticos globales. Todo parece indicar que en lo que tiene que ver con el fenómeno ENOS, la situación en el 2004 fue muy parecida a la observada en el 2003. Sin embargo, todavía en agosto del 2005 es prematuro conocer cómo variará el IOS y la hidrología del sistema, cuando todavía faltan los meses más lluviosos del año, septiembre-noviembre, que definitivamente determinarán aspectos importantes de las condiciones ambientales y de los recursos. Se ha observado que el IOS aumentó en septiembre y más aún en octubre (Queensland) y es probable que siga aumentando en noviembre y diciembre inclusive, lo que cambiaría el panorama visto hasta agosto del 2005. Aunque todavía no se tienen los datos para calcular el caudal medio anual de los ríos tributarios, se espera que los valores de salinidad media anual se ajusten a los del año anterior. Sin embargo, el incremento relativo en las capturas de especies típicas de aguas salobres en este sistema puede ser una indicación de la resiliencia del mismo, en donde la comunidad biótica en general está en un proceso de reestructuración que llevaría a una mayor productividad. Tratándose de especies eurihalinas, su permanencia en el sistema no depende de los valores que alcance la salinidad, sino del tiempo (semanas, meses) que demore actuando y las condiciones tróficas asociadas con el medio.

La distribución de especies y la actividad pesquera por zonas, es sin duda un reflejo de las condiciones ambientales en las mismas, que favorecen a unas u otras especies según sean las circunstancias imperantes en dichas áreas. Por ejemplo, la zona 2 es influida por condiciones estuarinas que favorecen a los crustáceos más afines a este tipo de medios. Mientras que la zona 1 es más afectada por los tributarios de la Sierra Nevada que favorecen la presencia de especies de peces como la lisa y los chivos. Las zonas 3 y 4 son

más afectadas por los cambios en el Río Magdalena, con el que están conectadas a través de los caños. Mientras que a la zona 6 la afectan los caños de la Isla de Salamanca, lo mismo que su comunicación con el mar. La zona 4 es la menos visitada, no por razones de producción, sino de seguridad, por ello hay que ser cautos al interpretar los datos de CPUE de esa zona, pues aparentemente son altos, pero con poca representatividad, en comparación con otras zonas. La misma utilización de los artes de pesca depende de las especies objetivo y la distribución de éstas depende a su vez de las condiciones hidrobiológicas (factores físico-químicos y organización de la comunidad) que favorecen o no su presencia y abundancia. Estos factores dependen en últimas de los cambios en los caudales afluentes, que son a su vez condicionados por el clima, no sólo local o regional, sino también global.

5. RECOMENDACIONES

Los manglares de la ecorregión CGSM han sido utilizados tradicionalmente por las comunidades locales como recurso para construcción de viviendas, elaboración de canoas y aparejos de pesca, usados como leña y en la elaboración de carbón entre otros. Aun cuando el aprovechamiento de la madera de mangle se encuentra legalmente restringido, los pobladores locales hacen uso de estos recursos para solventar sus necesidades domésticas, sin discriminar sitios, especies, tallas y los posibles impactos generados por la actividad. Por estas razones es prioritaria la formulación de un plan de manejo que incluya el desarrollo de estrategias para el uso sostenible, la protección de las áreas en recuperación natural o inducida y la reforestación de las áreas alteradas. Este plan debe realizarse de manera concertada con las comunidades locales y las autoridades ambientales del departamento.

El área reforestada con mangle rojo en el sector de Caño Grande por el Proyecto Manglares de Colombia en el 2000, muestra excelentes resultados en cuanto a crecimiento y desarrollo, por tal motivo se recomienda iniciar el seguimiento y evaluación de los cambios en la estructura y regeneración natural del bosque con el fin de replicar estos ensayos de repoblación exitosa en otras zonas afectadas e integrar a las comunidades locales en los procesos de reforestación, protección y uso sostenible del recurso

Debido a que la recuperación del manglar por medio de la regeneración natural es un proceso a largo plazo (que tomaría décadas), es recomendable iniciar jornadas de liberación de propágulos de mangle al interior de áreas deterioradas, sin cobertura vegetal o con presencia de praderas de *Typha domingensis*. La liberación de propágulos puede realizarse a través de sobrevuelos o en asocio con las comunidades locales mediante liberación manual.

Los resultados obtenidos en cuanto al desarrollo de *R. mangle* en las parcelas establecidas por el Proyecto Manglares de Colombia, se sustentan en el hecho de la apertura de microcanales que mantienen los flujos hídricos y permiten el lavado de las sales contenidas en los sedimentos, el ingreso y exportación de nutrientes y propágulos y la

regulación de la temperatura y el nivel del agua al interior de las parcelas. Por todo lo anterior, se recomienda la construcción de microcanales en algunos sectores adecuados, como una actividad fundamental a tener en cuenta para futuros planes de repoblamiento inducido (dispersión de propágulos y reforestación) y recuperación de áreas afectados por la mortalidad del manglar.

La Rinconada ha sido la estación de referencia durante el monitoreo, por presentar un bosque en buenas condiciones de desarrollo y el menor deterioro ambiental, no obstante, las actuales condiciones de deterioro observadas en esta estación sugieren la necesidad de ubicar un nuevo punto de referencia que podría definirse en el costado nor-oriental de la CGSM, el cual hasta el presente no ha sido evaluado, pero que aparentemente no presenta signos de deterioro.

El estado de los recursos pesqueros se mantiene en riesgo de sobreexplotación, especialmente para especies de alta demanda en el mercado local, lo cual hace imperativo la intervención de entidades reguladoras del recurso pesquero (p.e. INCODER), para aplicar estrategias de manejo con base en los resultados de este estudio.

Una vez más se recomienda que esas estrategias, basadas en los resultados del monitoreo continuo, deben ir a escenarios de concertación entre las comunidades de pescadores, investigadores y administradores (INCODER y CORPAMAG) para llegar a consensos que permitan la explotación razonable del recurso. Para ello, es necesario que el proceso de Ordenamiento Pesquero sea retomado como una herramienta clave para lograr puntos de referencia que sirvan para la administración adecuada del recurso.

Las observaciones de campo indican que es preciso hacer una revisión de las tallas medias de madurez de ciertas especies, como la lisa, el mapalé y el chivo cabezón que pueden estar sobrestimadas y esto afectaría su uso como punto de referencia límite (PRL) y el índice de sostenibilidad relacionado.

La variabilidad observada en los recursos pesqueros, es indicativa de la necesidad de mantener el monitoreo hasta realmente tener una idea clara del futuro de la pesquería, incluyendo composición de especies, abundancias, distribución etc. que en últimas inciden en los ingresos de la comunidad de pescadores locales.

6. BIBLIOGRAFÍA

- American Public Health Association. 1998. Standards Methods for the examination of water and wastewater. 20 th ed.; Washington, APHA, AWWA, JWPCF.
- Blaber J.M. 1997. Fish and fisheries of tropical estuaries. Chapman & Hall, Londres. 384 p.
- Bordalo A., Onrassami R., Dechsakulwatana C. 2002. Survival of faecal indicator bacteria in tropical estuarine waters (Bangpakong River, Thailand). Journal of Applied Microbiology, 93: 864-871.

- Botero, L. y H. Salzwedel. 1999. Rehabilitation of the Ciénaga Grande de Santa Marta, a mangrove-estuarine system in the Caribbean coast of Colombia. *Ocean and Coastal Management*. 42: 243–256.
- Day JW, C. Hall, W.M. Kemp, A. Yáñez-Arancibia. 1989. *Estuarine ecology*. Wiley - Interscience, John Wiley y Sons, Nueva York. 558 p.
- Elster, C. 2000. Posibilidades de regeneración del manglar en la zona de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia). *Actualidades Biológicas*. 22(72): 29-36.
- EPA (Ed). 2002. Mid-Atlantic integrated assessment (MAIA) estuaries 1997-98. Summary Report. Environmental Conditions in the Mid-Atlantic Estuaries, Filadelfia. 111 pp.
- Grasshoff, K.M.E. y K. Kremling (Eds.). 1983. *Methods of seawater analysis*, Verlag Chemie, Weinheim, 142 p.
- INVEMAR, 2000. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta, un enfoque de manejo adaptativo. Informe Técnico Final. Convenio MMABID-INVEMAR No. 029/99. Santa Marta, 264p
- INVEMAR. 2003a. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta: un enfoque de manejo adaptativo. Informe Ejecutivo 1999-2002. Convenio MMA-BID-INVEMAR. 68 pp.
- INVEMAR. 2003b. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final. INVEMAR, 71 pp.
- INVEMAR. 2005. Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Informe Técnico Final. INVEMAR, 108 pp.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. 1996. *Climate Change 1995 - Impacts, adaptations and mitigation of climate change: scientific technical analysis*. Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge. 878 pp.
- Minsalud, 1984. Decreto 1594: Disposiciones sanitarias sobre aguas. Ministerio de Salud, Republica de Colombia, Bogotá.
- Narvaez, J.C., E. Vilorio, J. Blanco y M. Rueda, 2000. *Sistema de Información Pesquera del INVEMAR – SIPEIN Versión 2.0. Manual de Usuarios*. INVEMAR, Santa Marta.
- Patterson, J. 1999. Wetlands and climate change. Feasibility investigation of giving credit for conserving wetlands as carbon sinks. *Wetlands International Special Publication 1*, Wageningen, The Netherlands. 35 pp.

- Rivera-Monroy, V.H., R. Twilley, E. Mancera, E. Castañeda, O. Casas, F. Daza, J. Restrepo, L. Perdomo, P. Reyes, M. Villamil, F. Pinto. 2001. Estructura y función de un ecosistema de manglar a lo largo de una trayectoria de restauración en diferentes niveles de perturbación. Informe Técnico Final MMA, INVEMAR, COLCIENCIAS. 331 p.
- Santos-Martínez, A., E.A. Vilorio, C. Sánchez, M. Rueda, R. Tíjaro, M. Grijalba y J.C. Narváez. 1998. Evaluación de los principales recursos pesqueros de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Costa Caribe Colombiana. Informe Final, COLCIENCIAS, INVEMAR y GTZ-PROCIENAGA. Santa Marta.
- Serrano, L. 1995. Evaluación de la estructura del manglar en zonas sometidas a tensión por alteración del equilibrio hídrico en el delta exterior del Río Magdalena, Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Tesis de Biología. Universidad del Valle. 81 pp.
- UNESCO. 2000. List of biosphere reserves: the Ciénaga Grande de Santa Marta. The MAB programme. <http://www.unesco.org/mab/br/brdir/latinam/col4.htm>.

ANEXOS



