

Evaluación Ambiental del Estado del Ecosistema Manglar Afectado por la Acuicultura del Camarón en la Comunidad de Curral Velho (Ceará, Brasil).

Maria Camila Serra Pompei

Tutor: Sergio Rossi

Cotutora: Luciana Queiroz

Licenciatura de Ciencias Ambientales. Universidad Autónoma de Barcelona.

Junio 2014

Resumen - Desde la implantación de fincas de cría de camarón cercanas a la comunidad de Curral Velho (Acarau, Ceara, Brasil), se ha producido un deterioro del medio; afectando por consiguiente al estilo de vida tradicional de la comunidad, la cual depende en gran parte de los servicios ecosistémicos aportados por el manglar. En este artículo se sintetizan los resultados obtenidos durante el estudio de la situación actual del ecosistema manglar afectado por la camaronicultura en la zona de Curral Velho. La incorporación de un análisis de la vegetación, junto con el uso de un indicador de calidad del agua y de fauna, la ostra de manglar (*Crassostrea Rhizophorae*), han permitido realizar una primera aproximación del estado actual del ecosistema; y estimar por ende el efecto de los viveros en la zona. En segundo lugar, mediante la literatura, se han relacionado los resultados observados con los impactos responsables de esta situación. En la zona afectada, los resultados obtenidos muestran: una abundancia más marcada de una especie arbórea, *Avicennia germinans*; un descenso de densidades más pronunciado entre estadios arbóreos; y diámetros inferiores de los árboles; así como densidades y tamaños de concha de *Crassostrea rhizophorae* inferiores respecto a la zona control. Se ha observado también la práctica mortalidad de ostras en la zona de descarga de efluentes. Los principales impactos responsables del deterioro del medio parecen ser la salinización de los acuíferos; las actividades relacionadas con el final de cada ciclo productivo; y los efectos que éstos producen en la fauna y ciclo de nutrientes del ecosistema, repercutiendo por tanto en la productividad del manglar.

Palabras clave: manglar, impacto ambiental, acuicultura, camaronicultura, comunidad tradicional.

Abstract – Environmental evaluation of the mangrove ecosystem affected by shrimp aquaculture in the community of Curral Velho (Acarau, Ceara, Brasil). - An environmental degradation has occurred since the creation of intensive shrimp farms near the community of Curral Velho (Acarau, Ceara, Brazil), thereby affecting the traditional and local lifestyle of the inhabitants. These inhabitants strongly depend on the ecosystem services provided by the mangrove. This paper synthesizes the results obtained in the research

of the mangrove ecosystem's actual situation, which is affected by prawn aquaculture in the area of Curral Velho. The incorporation of vegetation analysis altogether with water quality and faunal indicators, as the mangrove oyster (*Crassostrea rhizophorae*), allowed to perform a first approximation of the mangrove's actual state, and enabled to estimate the effects of shrimp ponds in the area. Secondly, through the scientific research, a linkage between the results and impacts generated by the ponds has been established. In the affected creek, the results show the following: the dominance of an arboreal specie, *Avicennia germinans*; a more pronounced decrease of densities trough tree's stages; lower tree diameters; as well as, lower densities and shell sizes of the oysters compared to the control creek. Also, it has been observed a mortality of almost all the oysters in the nearest zone of the effluent's discharge. The main environmental impacts responsible of the mangrove deterioration seem to be: salt water intrusion, activities related with the end of each productive cycle, and their effects on the nutrient cycle and wildlife of the ecosystem, therefore having repercussions in the mangrove productivity.

Keywords: mangrove, environmental impact, aquaculture, shrimo farming, traditional community.

Resum – Avaluació ambiental de l'estat del ecosistema manglar afectat per l'aquicultura de gambes a la comunitat de Curral Velho (Acarau, Ceará, Brasil). Des de l'implantació de finques de cria de gambes properes a la comunitat de Curral Velho (Acarau, Ceara, Brasil), s'ha produït un deteriorament del medi, afectant per tant l'estil de vida tradicional de la comunitat, la qual depèn en gran mesura dels serveis ecosistèmics aportats pel manglar. En aquest article es sintetitzen els resultats obtinguts durant l'estudi de la situació actual de l'ecosistema manglar afectat per la camaronicultura a Curral Velho. L' incorporació d'un anàlisi de la vegetació juntament amb l'ús d'un indicador de la qualitat de l'aigua i de la fauna, l'ostra de manglar (*Crassostrea rhizophorae*), han permès realitzar una primera aproximació de l'estat actual del ecosistema, i estimar posteriorment l'efecte dels vivers en aquesta zona. En segon lloc, mitjançant la literatura, s'han relacionat els resultats observats amb els impactes responsables d'aquesta situació. En la zona afectada, els resultats obtinguts mostren una abundància més marcada d'una espècie vegetal, *Avicennia germinans*; un descens de densitats més marcat entre estatges arboris; i diàmetres dels arbres inferiors; així com densitats i mides de les closques d'ostres inferiors respecte la zona control. També s'ha observat la pràctica mortalitat absoluta d'ostres en la zona de descàrregues d'efluents. Els principals impactes responsables pel deteriorament del medi semblen ser la salinització dels aquífers; les activitats relacionades amb la fi de cada cicle productiu; i els efectes que aquests provoquen en la fauna i el cicle de nutrients del ecosistema, repercutint per tant en la productivitat del manglar.

Paraulaes clau: mangle, impacte ambiental, aquíicultura, camaronicultura, comunitat tradicional.

1. Introducción

Durante las últimas décadas, la camaronicultura ha experimentado un auge a nivel mundial (MEIRELES et al, 2008); por el fuerte incentivo económico que representa debido a la creciente demanda a nivel mundial (BURFORD et al, 2003). Como resultado, se ha producido una expansión incontrolada de la producción de camarón en varias regiones costeras en las zonas tropicales; siendo éste uno de los principales motivos de destrucción del manglar (QUEIROZ, 2014; ALONGI, 2002)

En la zona de estudio, Curral Velho (Acarau, Ceará, Brasil), son varios los efectos adversos percibidos por la comunidad desde la implantación de los viveros. Partiendo desde la ocupación del ecosistema mediante deforestación; a efectos menos visibles pero sí perceptibles por la comunidad, como serían: la salinización de acuíferos y zonas adyacentes, afectando a las actividades de cultivo de los habitantes; la reducción de fauna presente en la gamboa¹ percibida por los pescadores; o el cierre de zonas de acceso al manglar y playa, entre otros. Este tipo de producción intensiva compite por tanto con la economía tradicional de la comunidad, basada en el aprovechamiento sostenible de los servicios ecosistémicos aportados por el manglar (AMORÓS & CARRASCO, 2014; BRIANSÓ & VIDE, 2014, QUEIROZ, 2014). En la zona de estudio, ya han habido autores que han caracterizado los impactos ambientales decurrentes de la camaronicultura (MEIRELES et al, 2008). Sin embargo, no se tiene noción del

estado del ecosistema en esta zona, ni del grado de degradación del medio. Por ende, el presente estudio tiene como objetivos (I) realizar una primera aproximación del deterioro padecido por el ecosistema manglar de Curral Velho, causado aparentemente por las actividades relacionadas con la acuicultura del camarón; así como, (II) identificar los principales factores responsables de esta situación.

2. Material y métodos

2.1. Área de estudio

La comunidad de Curral velho se sitúa en el área de influencia del estuario del río Acaraú, en el municipio de Acarau, Ceará, Brasil. Esta zona forma parte del segmento IV descrito por Schaeffer-Novelli *et al.*(1990), que se caracteriza por ser una zona afectada considerablemente por las mareas, con una media de 2 m de amplitud, alcanzando las más altas hasta los 2,6 m. Con un clima árido, y una época de sequía larga y pronunciada, se produce un déficit hídrico; siendo el aporte anual por lluvias (1250mm) inferior al potencial de evapotranspiración (1500-1600mm). Debido a estas características, los niveles de salinidad de esta zona suelen ser bastante elevados, evitando que los manglares alcancen su máximo desarrollo y limitando su área de distribución a las zonas más inmediatas de los ríos.

Como ámbito de estudio se seleccionaron dos gamboas: una directamente afectada por las fincas de camarones y la otra libre de este factor. Ambas gamboas son las más cercanas a la comunidad de Curral Velho.

¹ Canal de marea asociado al manglar (portugués).

En la gamboa afectada (figura 1), se encuentra una finca ocupando un área de 0,997Km², para la cría y posterior exportación de camarones. Es por tanto en esta gamboa donde se producen las descargas directas de las fincas. La otra gamboa no se ve afectada, si más no de forma directa, por los viveros. A parte de las fincas de camarón y la comunidad de pescadores en sí, no se han visto otros agentes responsables de forma directa del posible deterioro del manglar.

La gamboa afectada presenta una longitud de 5,837 Km, con una anchura considerable en el tramo más bajo, y una parte más estrecha, de aproximadamente 3 m en las zonas altas adyacentes a las fincas. La zona conocida donde se produce la descarga de las aguas residuales de los tanques se sitúa a 5,357 Km de la desembocadura de la gamboa.

La gamboa control es más corta que la gamboa afectada, midiendo 1,544 Km, con una anchura similar a la parte alta de la gamboa afectada.

2.2. Diseño experimental y procedimiento analítico

Los dos métodos seguidos para la elaboración de este proyecto fueron el análisis de la vegetación presente y el uso de un indicador, la ostra de manglar (*Crassostrea rhizophorae*), como indicador de calidad del agua. Se realizaron ambos métodos por igual en las dos zonas de estudio, con la finalidad de poder comparar una zona afectada de una zona control.

- *Estructura de la vegetación.*

Durante un mes y medio se desarrolló un muestreo de la vegetación envolvente de las gamboas, en el que se tuvieron en cuenta para cada individuo: la

especie, el estadio (plántula, árbol joven, árbol adulto), y el diámetro.

El método consistió en elaborar parcelas de 10 x 10 m usando siempre el borde de la gamboa como eje de la parcela. Éstas podían verse reducidas de tamaño según si había una cantidad muy elevada de plántulas, puesto que el esfuerzo para muestrearlas se volvía excesivo; así pues, para este estadio, algunas parcelas fueron más pequeñas respecto a los otros estadios. En cada una de las parcelas se contaron todos los árboles presentes, identificando a que especie correspondían y en qué estadio de su vida se encontraban (plántulas, jóvenes o adultos), y se midieron sus respectivos diámetros. Los criterios usados para distinguir estos tres estadios se encuentran resumidos en la tabla 1 (DAHDOU-GUEBAS, 2002; KAUFFMAN & COLE, 2010; KAUFFMAN & DONATO 2012; NOVELLI *ET AL.*, 1980).

Se muestreó en un total de 8 parcelas en cada gamboa, suponiendo un área de 650 m² para todos los estadios en la gamboa afectada; y de 680 m² para las plántulas y 780 m² para los árboles jóvenes y adultos en la gamboa control.

Para tratar los datos obtenidos se dividieron los resultados según el estadio en que se encontraba el árbol (plántula, joven o adulto), la especie de los individuos y la gamboa en la que se encontraban. Los datos obtenidos son de carácter estructural, y de riqueza y diversidad de especies.

Para obtener los datos estructurales se usaron los siguientes índices y variables: Media del diámetro (con su respectiva mediana, desviación estándar, varianza, mínimo, máximo y rango), área basal (suma por unidad de superficie

de todos los troncos), dominancia absoluta (área basal total de una especie por unidad de área muestreada), dominancia relativa (dominancia absoluta de una especie respecto a la dominancia absoluta de todas las especies), frecuencia absoluta (número de veces que aparece una especie en las parcelas), frecuencia relativa (frecuencia de una especie respecto a la total de las especies), densidad absoluta (número de individuos por unidad de área), densidad relativa (densidad de una especie respecto a la densidad total), y finalmente el índice de valor de importancia (IVI), siendo éste un índice sintético estructural que permite jerarquizar la importancia estructural de cada especie en las diferentes zonas de muestreo; cuanto mayor sea el número obtenido, mayor es la importancia de la especie en esta zona (CURTIS & MCINTOSH, 1951; CINTRON & SHAEFFER-NOVELLI 1983). La riqueza y diversidad de especies se calcularon con los índices de Margalef, Shannon- Wiener y equidad.

- *Crassostrea rhizophorae*

Mediante el mapa de las gamboas se escogieron varias zonas de muestreo (figura 1). En el caso de la gamboa afectada, se seleccionaron los lugares de muestreo según lo cerca que se encontraban de las fincas de camarones y según la altura a la que se encontraban respecto a la gamboa (tramos bajo, medio y alto), éste último criterio también fue tenido en cuenta en la gamboa control. Se extrajeron las ostras que se encontraban en los primeros 30 cm de la raíz, de un total de 3 raíces por tramo. Posteriormente, se llevaron las muestras al laboratorio donde fueron

pesadas con una balanza de precisión (0,001), y medidas sus conchas con un pie de rey.

Las variables usadas para el análisis de *Crassostrea rhizophorae* han sido: el número de individuos, el mida de la concha y el peso del animal entero. A partir de estos datos se han obtenido las siguientes variables para comparar las dos gamboas: (i) Densidad de *Crassostrea rhizophorae* (ind./cm) en los 30 primeros cm de raíz de *Rhizophora mangle* muestreados de cada tramo; (ii) media, mediana, desviación estándar, varianza, mínimos, máximos, y rangos de distribución de las tallas de las conchas así como del peso en húmedo del animal; (iii) regresión entre la talla y el peso.

2.3. Análisis estadístico

Todo el procedimiento estadístico se elaboró con el programa IBM SPSS Statistics 21. Para las muestras que cumplían normalidad se hicieron los contrastes de hipótesis mediante el análisis de varianza ANOVA. Para las que no seguían una distribución normal, se les aplicó el test de variables independientes de Mann-Whitney.

3. Resultados y discusión

A nivel del análisis de la ostra de manglar, *Crassostrea rhizophorae*, se obtuvieron densidades y tamaños de las conchas inferiores en la gamboa afectada, indicando un posible estrés en esta zona. Sin embargo, el hecho más destacado fue la práctica ausencia de esta especie en la zona de descarga de las fincas, donde las raíces de manglar apenas presentaban ostras, y las pocas que habían estaban muertas. A primera vista, los

resultados indican que el efecto de las fincas tiene un impacto agudo de forma local, y que este se ve considerablemente reducido a medida que van aumentando las distancias de las zonas de descarga (JONES et al, 2001; WOLANSKI et al, 1999), viéndose reflejado en densidades y tallas inferiores de la población de ostras. Por lo tanto, se puede deducir que algunos de los procesos característicos de esta zona más local perjudican gravemente a este bivalvo.

A diferencia de las densidades y tallas de las conchas, el peso no sigue la misma tendencia en las dos gamboas. Éste se puede haber visto sesgado por el método usado, donde se pesaba el animal entero en húmedo, por tanto factores como el agua presente o barro influyen drásticamente en este valor.

Respecto a los resultados del análisis de la vegetación, la tabla 2 muestra que, a nivel de densidades el estadio adulto en la gamboa afectada presenta valores superiores respecto a la control; en cambio, en el resto de estadios, los valores son similares. A nivel de dominancia, el estadio adulto de la gamboa afectada presenta los valores más elevados, respecto al resto de estadios y a la gamboa control. A nivel de abundancias, en el estadio de plántulas de ambas gamboas, se observan tan solo dos especies, y con la dominancia de una única especie muy marcada, siendo ésta *Avicennia germinans* en la gamboa afectada y *Laguncularia racemosa* en la gamboa control; sin embargo los valores de frecuencias muestran que las plántulas tienden a aparecer de forma agrupada, formando rodales monoespecíficos, y apareciendo en pocas parcelas;

por tanto, los valores de este estadio no parecen muy representativos. Por otro lado, los otros estadios presentan frecuencias más equitativas.

A nivel de diversidad y equidad de especies (tabla 3), el estadio adulto presenta valores similares en ambas gamboas; sin embargo, en los estadios más jóvenes, la gamboa afectada presenta valores considerablemente más bajos respecto a la otra gamboa control. Indicando que en los árboles más jóvenes se ha visto reducida la diversidad y equidad de especies, indicando una tendencia hacia la dominancia de una única especie, más concretamente, de *Avicennia germinans*. Y por tanto hacia una banalización del ecosistema.

En término de diámetro (tabla 4), la única especie que ha presentado diferencias estadísticamente significativas es *Avicennia germinans* en el estadio de árboles jóvenes. Lo más probable es que en el resto de especies no se observaran estas diferencias debido a la desigualdad del número de individuos a comparar, siendo *Avicennia germinans* la única que presentaba un número de individuos considerablemente elevados como para ser comparados.

Uno de los posibles motivos que podría explicar el descenso más marcado a nivel de densidades en la gamboa afectada, así como los diámetros inferiores podría ser la competencia interespecífica de los árboles. Se puede observar que la dominancia ejercida por los árboles adultos en la gamboa afectada es bastante superior a la de la gamboa control, provocando que los estadios adultos adquieran más nutrientes en detrimento de los árboles más jóvenes. Sin embargo, éste hecho

no explica de forma satisfactoria la destacada dominancia de *Avicennia germinans* en los estadios más jóvenes, debido a que *Laguncularia racemosa* también es una especie pionera, y ambas especies ocupan indistintamente el medio en que se encuentran (MEIRELES et al, 2008). Además, sí se ha comprobado un deterioro del medio, evidenciado por la muerte de las ostras y por las informaciones aportadas por los pescadores.

Así pues, hay otro factor ejerciendo un estrés en la gamboa afectada. Los dos tipos de estrés principales que pueden afectar las zonas de estudio son las fincas y la comunidad. Sin embargo, la comunidad ejerce por igual en ambas gamboas, por tanto, las fincas son el principal motivo que podría explicar las diferencias encontradas entre las dos zonas estudiadas. Se ha deducido que los principales impactos que explicarían los resultados obtenidos serían principalmente: la salinización de los acuíferos; las actividades relacionadas con el final de cada ciclo productivo de los camarones (despesca); y los efectos que conllevan estos hechos en el ecosistema, que afectan también de forma secundaria a la vegetación. A continuación se discute cuáles de los impactos provocados por las fincas pueden ser responsables de los resultados obtenidos.

- *Salinidad.*

Diversos autores han indicado que uno de los principales impactos de las fincas es la salinización de los acuíferos (MEIRELES et al, 2008; PÁEZ-OSUNA, 2001; C.M.A.D.S., 2008); hecho que ha sido corroborado por los habitantes de la comunidad, indicando que ya no pueden

cultivar más nada en varias zonas cercanas a las fincas, donde anteriormente sí era posible. Éste impacto cobra importancia debido al déficit hídrico de la zona, siendo el aporte de agua subterránea uno de los pocos agentes que pueden compensar la salinización del medio.

Avicennia germinans es una especie que tolera amplios gradientes de salinidad, yendo desde concentraciones nulas, hasta 100 partes por mil, esta especie suele predominar en zonas con concentraciones de salinidad superiores a 50 partes por mil (JIMÉNEZ & LUGO, 1985); sin embargo, este es el umbral a partir del cual el desarrollo de *Laguncularia racemosa* empieza a verse afectado de forma negativa (JIMÉNEZ, 1985). La dominancia de *Avicennia germinans* indica por tanto un aumento en la salinidad del suelo. Ball & Farquhar (1984) demostraron que elevadas concentraciones de salinidad reducen considerablemente la asimilación de CO₂ de los manglares. Y Ye *et al* (2005) observaron que un aumento en los niveles de salinidad llevan a una reducción y/o a un atraso en la germinación de halófitas. Estos factores explicarían los diámetros inferiores de *Avicennia germinans*, y la abundancia y densidad más elevadas en la gamboa afectada. Debido a su mayor resistencia a la salinidad respecto a las otras especies, *Avicennia germinans* encontraría un medio menos competitivo y por tanto más favorable a su establecimiento.

Otros autores han demostrado que la salinidad puede intervenir en el ciclo reproductor de las ostras de manglar (LENZ & BOEHS, 2011). Éstos han comprobado una mayor incidencia de hembras, con conchas inferiores a

las usuales, en zonas con concentraciones de sal más elevadas. El tamaño de las conchas se explica por la estrategia usada para aumentar el éxito reproductivo de la especie: donde las ostras hembra invierten mayor cantidad de energía destinada a la acumulación de reservas para fenómenos de reproducción, durante los que se vuelven especialmente vulnerables. Considerando que son varios los estreses en el medio que provocan las fincas, las ostras pueden presentar niveles de mortalidad más elevados, debido a esta vulnerabilidad durante la época reproductiva. Sin embargo, los datos obtenidos no permiten deducir si lo que se produce es una mayor mortalidad, o si lo que se ve afectado es la distribución de las ostras.

- *Efluentes de las fincas.*

Varios autores han sugerido que manglares afectados por las mareas presentan cierta capacidad de procesar insumos derivados de la camaronicultura (CLOUGHT et al, 1983; TROTT & ALONGI, 2003); comprobando que la calidad del agua y biomasa de fitoplancton presentaban niveles equivalentes a los estándares ambientales a distancias no muy lejanas de la zona de descarga, y que estos parámetros recuperaban rangos ambientales aceptables al cabo de un par de meses del cese de las fincas (TROTT & ALONGI, 2003; COSTANZO et al, 2004, WOLANSKI et al 1999; JONES et al, 2000); llevando a concluir que los efluentes se ven disipados por las mareas, y asimilados y/o mineralizados por la cadena trófica estuarina.

Con los resultados obtenidos en este estudio y la información disponible respecto a las descargas, no se puede determinar si los efluentes derivados

durante el ciclo de producción de los camarones tienen un efecto negativo directo en la vegetación del manglar. Es más, Trott *et al* (2003) demostraron que la presencia de este exceso de nutrientes en el agua apenas se veía reflejada en el sedimento; debido a su elevado nivel de sedimentación y acumulación, impidiendo por tanto el intercambio de materia entre el suelo y el resto de medios.

Por otro lado, a nivel de ostras, McGreer (1981) también advirtió la falta de individuos asentados nuevamente en las zonas más contaminadas. Éste señaló que la mortalidad de larvas de bivalvos puede ser resultado de la toxicidad aguda después de su asentamiento en un lugar contaminado, o de las interferencias que ésta provoca en la habilidad de las ostras para percibir sustratos adecuados y asentarse. No se ha podido determinar si las descargas influyen en el asentamiento en las ramas de *Rhizophora mangle* de los individuos más jóvenes.

Como contaminantes vertidos en la zona, unos de los productos más peligrosos son el bisulfito sódico (NaHSO_3) y metabisulfito ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$), usados durante la despesca de los camarones, y empleados para mantener el estado y aspecto de los camarones en buenas condiciones durante su transporte (BOYD, 2002). Según Burriel (2012) los pescadores indicaron que los episodios de mortalidad de cangrejos y peces, ocurridos también en la zona de estudio, se producían durante las descargas de bisulfito. Por lo tanto, se interpreta que este es el impacto con efectos más directos en la fauna; a pesar de ser éstos efectos muy puntuales debido al carácter disipador realizado por las mareas. Y siendo uno

de los principales responsables de la mortalidad de ostras en la zona de descarga de efluentes.

Desde otro punto de vista, los componentes orgánicos de los efluentes pueden llegar a ser una fuente de alimento considerable para las ostras; éstas pueden incluso facilitar la eliminación de materia inorgánica del medio en suspensión. (JONES et al, 2001; NELSON et al., 2003; DAME & LIBES, 1993; DAME et al., 1984). De hecho, algunos autores han demostrado la utilidad de la ostra de manglar para mejorar la calidad del agua de los fluidos provenientes de los viveros, siempre y cuando no hubiera un exceso de partículas sólidas en suspensión (WANG, 1990; HOPKINS et al, 1992; JONES et al, 2000, 2002; RAMOS et al, 2009).

- *Eliminación de sedimentos.*

Con la intensificación de la camaronicultura, se presentan también densidades de camarones más elevadas, y por tanto un aumento en el uso de agua, alimento, y fertilizantes; resultando en un incremento en la producción de residuos. Éste hecho se refleja en los sedimentos, que acumulados en los viveros durante cada ciclo de producción de camarones, van siendo eliminados de forma periódica, como método de mantenimiento, para obtener calidades de agua aceptables para el siguiente ciclo productivo (PÁEZ-OSUNA, 2001).

El aumento de índices de sedimentación interfiere en el reciclaje de nutrientes, impidiendo el intercambio de gases y nutrientes a través de la superficie del barro, reduciendo su mineralización y provocando la pérdida de la materia orgánica por el efecto de las mareas, hechos por los cuales Trott et al (2003) consideraron como un estrés

considerable a nivel de las plantas y en su desarrollo.

Como se ha dicho anteriormente, una elevada concentración de partículas en suspensión en la columna de agua interfiere en la actividad filtradora de las ostras llegando incluso a inhibirla o a provocar enfermedades (JONES et al, 2000). Por otro lado, estas partículas van sedimentando a lo largo de la gamboa, explicando el efecto agudo en las ostras justo en la zona de descarga de efluentes, y viéndose reducido este efecto en los tramos más bajos de la gamboa, reflejándose en densidades y tamaños inferiores de las ostras respecto a los de la zona control.

- *Fauna.*

Factores bióticos son también importantes a la hora de modelar la estructura de la vegetación y los procesos ecológicos que se producen en los manglares (CANNICCI et al, 2008; SMITH, 1987). Debido al gran volumen en biomasa que representan; y por el hecho de ocupar distintos niveles en la cadena trófica, cangrejos y moluscos procesan grandes cantidades de producción primaria (BOUILLON, 2002), y contribuyen de forma considerable en la retención de materia prima en el manglar. Como ingenieros ecosistémicos, modifican la distribución de partículas, y promueven la aireación del suelo; interviniendo en la dinámica de nutrientes (CANNICCI *et al.*, 2008).

Varios pescadores observaron episodios de mortalidad de peces y cangrejos en el momento de la despesca de los camarones (cuando se recogen al final de cada ciclo productivo). Burriel (2012), comprobó en la comunidad de Cumbe (Ceará, Brasil), una reducción considerable en la

población de cangrejos (*Ucides cordatus* y *Cardisoma guanhumi*) en las zonas más cercanas a las fincas. Así pues, si la fauna se ve afectada negativamente por los viveros, podría verse reflejado en la vegetación y procesos productivos del ecosistema, responsable del desarrollo de ésta.

En primer lugar, una reducción en la fauna puede suponer un incremento en la pérdida de materia orgánica del ecosistema, puesto que tanto cangrejos como moluscos son capaces de retener producción primaria adicional antes de que esta sea removida por los flujos de corrientes (CANNICCI et al., 2008). Una pérdida de materia primaria implica un ecosistema más pobre, y por tanto, una reducción de nutrientes disponibles para la vegetación entre otros.

En segundo lugar, la actividad, principalmente de cangrejos, implica un aumento considerable de los niveles de descomposición respecto a los del material original; promoviendo por tanto una renovación del carbono orgánico mucho más rápida (LEE, 2008; NORDHAUSS & WOLFF, 2007; CANNICCI et al, 2008).

Otro proceso por el cual comunidades de fauna influyen en la dinámica de carbono orgánico es la bioturbación (KRISTENSEN et al, 2008, NORDHAUSS et al, 2007). La remoción de sedimentos, por la excavación y mantenimiento de los agujeros, aumenta la profundidad de la zona de intercambio, incrementando la oxigenación alrededor de los agujeros, y interviniendo en los flujos de agua, resultando en la reducción de sal acumulada alrededor de las raíces de los manglares (STIEGLITZ et al 2000). Kristensen y Alongi (2006) demostraron que estos efectos

provocan en *Avicennia marina* un mayor crecimiento de hojas y neumatóforos.

Finalmente la predación de propágulos, ejercida principalmente por cangrejos, se ha considerado un factor importante determinante en los patrones de distribución de propágulos tanto en manglares como en bosques costeros (CANNICCI et al, 2008). Resultados recientes demuestran que los cangrejos se alimentan más de propágulos varados que de propágulos y plántulas ya establecidas (CLARKE & KERRIGAN, 2002). En el caso de la gamboa afectada, el establecimiento de las especies se ve afectado considerablemente por la salinización del suelo, dificultando el enraizamiento de los propágulos, sobretodo de las especies vulnerables, y por tanto, haciéndolas también más vulnerables a la depredación por la fauna presente, potenciando aún más el establecimiento de *Avicennia germinans*.

4. Conclusión

Con los resultados obtenidos se ha podido observar que realmente, las fincas de camarones están provocando una degradación del ecosistema manglar, no tan solo a nivel de la ocupación del territorio y de la deforestación, sino que están causando una banalización del ecosistema manglar cercano a la comunidad de Curral Velho (Acarau, Ceará, Brasil).

Los resultados han mostrado un deterioro del ecosistema, reflejándose en la dominancia de una única especie con diámetros inferiores en la zona afectada respecto a la gamboa control; y una mortalidad prácticamente absoluta de ostras de

manglar (*Crassostrea rhizophorae*) en las zonas más inmediatas a las descargas de efluentes, y unas densidades y tallas inferiores a lo largo de la gamboa afectada.

Los principales impactos que explican los resultados obtenidos serían: salinización de los acuíferos y por tanto del medio; y actividades desarrolladas durante la despesca, como serían la descarga de sedimentos, o el uso de bisulfito para la conservación de los camarones. En general, a nivel de vegetación, estos impactos no actúan de forma directa, sino que suelen influir en varios niveles del ecosistema, obstaculizando el establecimiento y desarrollo adecuados de la vegetación. En cambio, a nivel de ostras se han podido observar efectos nocivos directos, produciendo episodios de mortalidad elevados, o tallas de la concha y densidades por debajo de los adecuados. A continuación se presentan los resultados y las causas de estos:

- La salinización de los acuíferos interfiere en el establecimiento de especies más sensibles a este factor, permitiendo el asentamiento de *Avicennia germinans*. Afecta también a nivel de los aspectos fisiológicos de la vegetación, resultando en diámetros inferiores en la zona afectada. Y finalmente, influye en el ciclo reproductivo de las ostras de manglar, haciéndolas más vulnerables a otros factores de estrés.
- No se ha encontrado una relación directa entre los efluentes producidos por los viveros y la estructura de la vegetación. En cambio, podría explicar las densidades y tamaños reducidos de las ostras en la gamboa afectada. Éste puede ejercer

mayor estrés en las ostras, las cuales ya se ven afectadas por la salinidad del medio.

- La eliminación de sedimentos durante la despesca no parece tener efectos directos en la vegetación, pero sí indirectos. Interfiere en el intercambio de gases; en la mineralización de nutrientes; y contribuye a la pérdida de materia primaria del ecosistema. En cambio, se ha considerado una de las posibles causas de la mortalidad de ostras, interfiriendo en su sistema filtrador.
- El uso del bisulfito durante la despesca de los camarones parece ser el otro responsable de la mortalidad de ostras en la zona más inmediata a las descargas.
- Todos estos impactos influyen negativamente en la fauna del ecosistema, la cual presenta un papel importante como ingeniera ecosistémica y a nivel de retención de materia prima en el ecosistema, y de mejora de la calidad del suelo mediante sus actividades en los sedimentos.

Así pues, gran parte de los impactos interfieren en el sistema productivo del manglar; afectando el ciclo de nutrientes; la retención de materia prima en el medio; y en el intercambio de gases, efectos que también pueden verse potenciados por la reducción de fauna en el medio; y esta, a su vez, por la degradación del sistema, produciéndose por tanto un *feedback* negativo. Por otro lado, los efectos nocivos locales producidos principalmente durante el final de cada ciclo productivo de camarones (despesca), parecen ser los principales responsables de los episodios de mortalidad de

fauna, observados por los pescadores, y comprobados en este estudio con el análisis de las ostras.

Agradecimientos

A nuestros tutores Sergio Rossi y Luciana Queiroz, y a la comunidad de Curral Velho, por hacer posible la realización de este proyecto.

Referencias

Alongi, D. M. (2002). Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental conservation*, 29(03), 331-349.

Ball, M. C., & Farquhar, G. D. (1984). Photosynthetic and stomatal responses of the grey mangrove, *Avicennia marina*, to transient salinity conditions. *Plant Physiology*, 74(1), 7-11.

Bouillon, S., Koedam, N., Raman, A., & Dehairs, F. (2002). Primary producers sustaining macro-invertebrate communities in intertidal mangrove forests. *Oecologia*, 130(3), 441-448.

Boyd, C. E., & Gautier, D. (2002). Sodium bisulfite treatments improve shrimp appearance but require proper disposal. *Global Aquaculture Advocate*, 5(4), 70-71.

Burford, M. A., Costanzo, S. D., Dennison, W. C., Jackson, C. J., Jones, A. B., McKinnon, A. D., ... & Trott, L. A. (2003). A synthesis of dominant ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 46(11), 1456-1469.

Burford, M. A., Costanzo, S. D., Dennison, W. C., Jackson, C. J., Jones, A. B., McKinnon, A. D., ... & Trott, L. A. (2003). A synthesis of dominant ecological processes in intensive shrimp ponds and adjacent coastal environments in NE Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 46(11), 1456-1469.

Burriel, M. 2012. L'altra cara del progress. Treball final de carrera. UAB.

Cannicci, S., Burrows, D., Fratini, S., Smith III, T. J., Offenber, J., & Dahdouh-Guebas, F. (2008). Faunal impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: a review. *Aquatic botany*, 89(2), 186-200.

Cintrón Molero, G., & Schaeffer Novelli, Y. (1983). *Introducción a la ecología del manglar*. Rostlac.

Clarke, P. J., & Kerrigan, R. A. (2002). The effects of seed predators on the recruitment of mangroves. *Journal of Ecology*, 90(4), 728-736.

Clough, B.F.; Attiwill, P.M. 1975. Nutrient cycling in a community of *Avicennia marina* in a temperate region of Australia. En: Walsh, G.; Snedaker, S.C.; Teas, H., eds. Actas, international symposium on biology and management of mangroves. Gainesville, FL: University of Florida: 137-146.

Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (C.M.A.D.S.). Diagnóstico sobre os impactos da carcinicultura no meio ambiente, nas regiões Norte e Nordeste. 2005. Relatório final.

- Costanzo, S. D., O'Donohue, M. J., & Dennison, W. C. (2004). Assessing the influence and distribution of shrimp pond effluent in a tidal mangrove creek in north-east Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 48(5), 514-525.
- Curtis, J. T., & McIntosh, R. P. (1951). An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 32(3), 476-496.
- Dahdouh-Guebas, F., Van Pottelbergh, I., Kairo, J. G., Cannicci, S., & Koedam, N. (2004). Human-impacted mangroves in Gazi (Kenya): predicting future vegetation based on retrospective remote sensing, social surveys, and distribution of trees.
- Dame, R. F., Zingmark, R. G., & Haskin, E. (1984). Oyster reefs as processors of estuarine materials. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 83(3), 239-247.
- Dame, R., & Libes, S. (1993). Oyster reefs and nutrient retention in tidal creeks. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 171(2), 251-258.
- Garcia, S.; Tapia, A.; Muntané; J. Prat, J. 2012. Evaluación ambiental de la acuicultura de camarón sobre el ecosistema manglar en el tramo bajo del río Jaguaribe.
- Jimenez, J. (1985). *Rhizophora mangle*-red mangrove. *S0-ITF-SM-2. US Government Printing Office, Washington, DC*.
- Jiménez, J. A. (1985). *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. *White mangrove. New Orleans: US department of Agriculture*.
- Jimenez, J. A., & Lugo, A. E. (1985). *Avicennia Germinans (L) L., Black Mangrove: Avicenniaceae, Verbena Family*. US Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station.
- Jones, A. B., Dennison, W. C., & Preston, N. P. (2001). Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. *Aquaculture*, 193(1), 155-178.
- Jones, A. B., O'donohue, M. J., Udy, J., & Dennison, W. C. (2001). Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: biological indicators with standard water quality analyses. *Estuarine, coastal and shelf science*, 52(1), 91-109.
- Jones, A. B., Preston, N. P., & Dennison, W. C. (2002). The efficiency and condition of oysters and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. *Aquaculture research*, 33(1), 1-19.
- Kristensen, E., & Alongi, D. M. (2006). Control by fiddler crabs (*Uca vocans*) and plant roots (*Avicennia marina*) on carbon, iron, and sulfur biogeochemistry in mangrove sediment. *Limnol. Oceanogr*, 51(4), 1557-1571.
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., & Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. *Aquatic Botany*, 89(2), 201-219.
- Lee, S. Y. (1999). Tropical mangrove ecology: physical and biotic factors influencing ecosystem structure and

- function. *Australian Journal of Ecology*, 24(4), 355-366.
- Lenz, T., & Boehs, G. (2011). Ciclo reproductivo del ostión de manglar *Crassostrea rhizophorae* (Bivalvia: Ostreidae) en la Bahía de Camamu, Bahia, Brasil. *Revista de Biología Tropical*, 59(1), 137-149.
- McGreer, E. R. (1982). Factors affecting the distribution of the bivalve, *Macoma balthica* (L.) on a mudflat receiving sewage effluent, Fraser river estuary, British Columbia. *Marine environmental research*, 7(2), 131-149.
- Meireles, A.J.A.; Cassola, R.; Tupinambá, S.V.; Queiroz, L.S. Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, Nordeste do Brasil. 2008.
- Nelson, K. A., Leonard, L. A., Posey, M. H., Alphin, T. D., & Mallin, M. A. (2004). Using transplanted oyster (*Crassostrea virginica*) beds to improve water quality in small tidal creeks: a pilot study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 298(2), 347-368.
- Nordhaus, I., & Wolff, M. (2007). Feeding ecology of the mangrove crab *Ucides cordatus* (Ocypodidae): food choice, food quality and assimilation efficiency. *Marine Biology*, 151(5), 1665-1681.
- Paez-Osuna, F. (2001). The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects, and mitigating alternatives. *Environmental Management*, 28(1), 131-140.
- Páez-Osuna, F. (2001). The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. *Environmental pollution*, 112(2), 229-231.
- Queiroz, L. 2014. Percepción comunitaria de los servicios ecosistémicos de los manglares: caso de estudio en Cumbe, Ceará, Brasil.
- Ramos, R., Vinatea, L., Seiffert, W., Beltrame, E., Silva, J. S., & Costa, R. H. R. D. (2009). Treatment of shrimp effluent by sedimentation and oyster filtration using *Crassostrea gigas* and *C. rhizophorae*. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 52(3), 775-783.
- Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón-Molero, G., Adaime, R. R., & de Camargo, T. M. (1990). Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. *Estuaries*, 13(2), 204-218.
- Smith III, T. J. (1987). Effects of seed predators and light level on the distribution of *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. in tropical, tidal forests. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 25(1), 43-51.
- Stieglitz, T., Ridd, P., & Müller, P. (2000). Passive irrigation and functional morphology of crustacean burrows in a tropical mangrove swamp. *Hydrobiologia*, 421(1), 69-76.
- Trott, L. A., & Alongi, D. M. (2000). The impact of shrimp pond effluent on water quality and phytoplankton biomass in a tropical mangrove estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 40(11), 947-951.
- Wang, J. K. (1990). Managing shrimp pond water to reduce discharge problems. *Aquacultural engineering*, 9(1), 61-73.

Wolanski, E., Spagnol, S., Thomas, S., Moore, K., Alongi, D. M., Trott, L., & Davidson, A. (2000). Modelling and visualizing the fate of shrimp pond effluent in a mangrove-

salt-secreting mangrove species. *Aquatic Botany*, 83(3), 193-205.

	Características del estadio	Especies	Altura de medición del diámetro
r	Plántulas		
i	Plántulas con 6 o menos hojas	A.g.; A.s.; L.r.; R.m.	Base
n	Árboles jóvenes		
g	Plántulas con más de 6 hojas		
e	Árboles con d.a.p. inferior a 2,5 cm	A.g.; A.s.; L.r.; R.m.	Base
d	Árboles adultos		
	Árboles con d.a.p. superior a 2,5	A.g.; A.s.; L.r.	d.a.p.
		R.m.	Por encima de la raíz aérea más alta.

* d.a.p.= diámetro a la altura del pecho; A.g.= *Avicennia germinans*, A.s.=*avicennia schaueriana*; L.r.= *laguncularia racemosa*; R.m.= *rhizophora mangle*. Fuente: elaboración propia.

tidal creek. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(1), 85-97.

Ye, Y., Tam, N. F. Y., Lu, C. Y., & Wong, Y. S. (2005). Effects of salinity on germination, seedling growth and physiology of three

Tabla 1. Características de los estadios y de medición del diámetro en el muestreo de la vegetación

Tabla 2. Dominancia, densidad y frecuencia absolutas de cada una de las especies según estadio gamboa

		Gamboa afectada			Gamboa control				
		n	Do. (*10 ⁵)	De. Ind/m ²	Fr.	n	Do. (*10 ⁵)	De. Ind/m ²	Fr.
Plántulas	<i>Avicennia germinans</i>	85	<u>2,957</u>	<u>0,125</u>	<u>0,875</u>	34	1,107	0,052	<u>0,625</u>
	<i>Avicennia schaueriana</i>	0	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0,000
	<i>Laguncularia racemosa</i>	4	0,222	0,006	0,125	85	<u>1,967</u>	<u>0,131</u>	0,250
	<i>Rhizophora mangle</i>	13	0,739	0,019	0,375	0	0,000	0,000	0,125
	Total	102	3,918	0,150	1,375	119	3,074	0,183	1,000
Jóvenes	<i>Avicennia germinans</i>	324	<u>164,527</u>	<u>0,415</u>	<u>1,000</u>	190	<u>222,074</u>	<u>0,292</u>	<u>0,875</u>
	<i>Avicennia schaueriana</i>	1	1,031	0,001	0,000	7	5,576	0,011	0,250
	<i>Laguncularia racemosa</i>	26	15,281	0,033	0,375	101	120,614	0,155	0,750
	<i>Rhizophora mangle</i>	53	18,338	0,068	0,875	29	13,237	0,045	<u>0,875</u>
	Total	404	199,177	0,518	2,250	327	361,502	0,503	2,750
Adultos	<i>Avicennia germinans</i>	43	<u>435,000</u>	<u>0,055</u>	<u>1,000</u>	19	<u>304,052</u>	0,029	<u>0,625</u>
	<i>Avicennia schaueriana</i>	1	0,789	0,001	0,125	1	4,796	0,002	0,125
	<i>Laguncularia racemosa</i>	19	141,293	0,024	0,500	26	196,846	<u>0,040</u>	<u>0,625</u>
	<i>Rhizophora mangle</i>	11	171,368	0,014	0,500	4	63,395	0,006	0,250
	Total	74	748,450	0,095	2,125	50	569,089	0,077	1,625

* n= número de individuos; Do.= dominancia; De= Densidad; Fr= frecuencia.

Tabla 3. Índices de Margalef, Shannon y equidad

		n	n.esp.	I.M	I.S	Eq.
Gamboa afectada	Plántulas	102	3	1,00	0,75	0,48
	Jóvenes	405	4	1,15	0,91	0,46
	Adultos	74	4	1,60	1,24	0,62
	Total	581	4	0,98	-	-
Gamboa control	Plántulas	119	2	0,48	0,86	0,86
	Jóvenes	327	4	1,19	1,41	0,7
	Adultos	50	4	1,77	1,43	0,71
	Total	496	4	1,00	-	-

* n=número de individuos; n.esp=número de especies observadas; I.M.=índice de Margalef; I.S.=índice de Shannon; Eq.=equidad

Tabla 4. Diámetros (mm)

N	Media	Mediana	Desviación	Varianza	Mínimo	Máximo	Rango
---	-------	---------	------------	----------	--------	--------	-------

		total		típica							
Gamboa afectada	Plántulas	<i>Avicennia germinans</i>	85	5,29	5	1,45	2,11	3	10	7	
		<i>Avicennia schaueriana</i>	0	-	-	-	-	-	-	-	-
		<i>Laguncularia racemosa</i>	4	6,00	4	4,00	16,00	4	12	8	
		<i>Rhizophora mangle</i>	13	6,15	5	3,51	12,31	3	15	12	
	Jóvenes	<i>Avicennia germinans</i>	324	17,54	12	14,05	197,37	4	109	105	
		<i>Avicennia schaueriana</i>	1	-	-	-	-	32	32	-	
		<i>Laguncularia racemosa</i>	26	20,23	17	13,47	181,38	4	49	45	
		<i>Rhizophora mangle</i>	53	17,66	17	5,69	32,34	6	29	23	
	Adultos	<i>Avicennia germinans</i>	43	81,02	66	59,71	3564,88	26	305	279	
		<i>Avicennia schaueriana</i>	1	-	-	-	-	28	28	-	
		<i>Laguncularia racemosa</i>	19	80,84	79	29,95	897,14	34	144	110	
		<i>Rhizophora mangle</i>	11	115,45	135	48,54	2356,27	31	180	149	
Gamboa control	Plántulas	<i>Avicennia germinans</i>	34	5,00	5	1,41	2,00	3	9	6	
		<i>Avicennia schaueriana</i>	0	-	-	-	-	-	-	-	-
		<i>Laguncularia racemosa</i>	85	4,24	4	1,11	1,23	2	8	6	
		<i>Rhizophora mangle</i>	0	-	-	-	-	-	-	-	-
	Jóvenes	<i>Avicennia germinans</i>	190	24,92	19	18,66	348,35	4	118	114	
		<i>Avicennia schaueriana</i>	7	23,86	24	10,25	105,14	11	41	30	
		<i>Laguncularia racemosa</i>	101	23,71	17	20,74	430,29	4	123	119	
		<i>Rhizophora mangle</i>	29	18,45	18	6,23	38,76	8	36	28	
	Adultos	<i>Avicennia germinans</i>	19	95,84	88	65,45	4283,70	27	285	258	
		<i>Avicennia schaueriana</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	
		<i>Laguncularia racemosa</i>	26	72,81	76	31,68	1003,44	21	139	118	
		<i>Rhizophora mangle</i>	4	111,00	112	32,57	1060,67	71	150	79	

* Diámetro basal de plántulas y árboles jóvenes. d.a.p. para los árboles adultos. Diámetro por encima de la raíz más alta para *Rhizophora mangle*

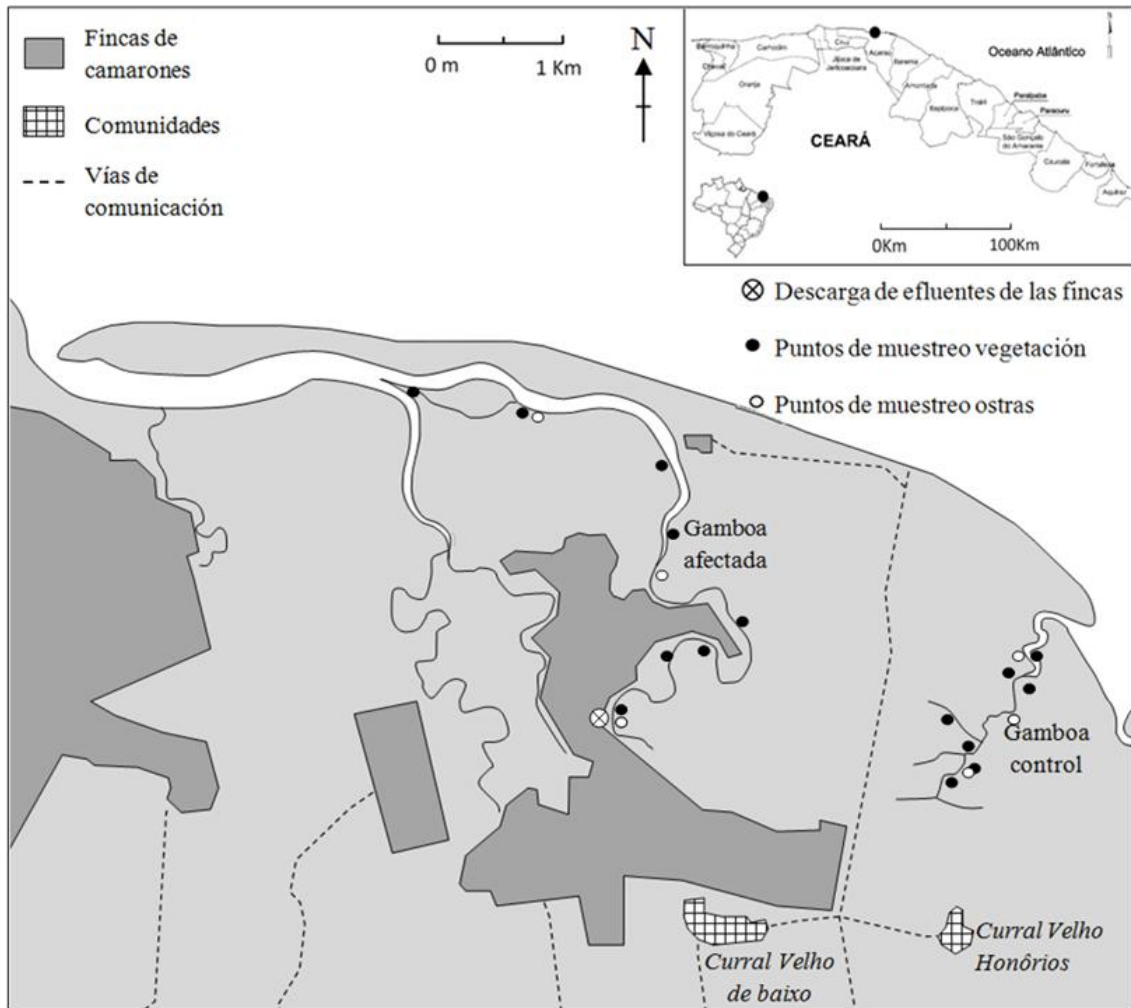


Figura 1. Mapa indicando las zonas de muestreo.