

**IMPLICACIONES DE LA RESOLUCIÓN ESPACIAL SOBRE LA ESTIMACIÓN  
DE MODELOS DE DISTRIBUCIÓN, EVALUACIÓN DE HÁBITAT Y CUOTAS  
DE APROVECHAMIENTO DEL CHIGÜIRO (*Hydrochoerus hydrochaeris*), EN  
LAS SABANAS INUNDABLES DE LA ORINOQUÍA COLOMBIANA**

CARLOS ENRIQUE SARMIENTO PINZÓN

Tesis para optar al título de  
Magíster en Ciencias Biológicas  
Línea de Manejo y Conservación de vida silvestre

Directora

OLGA LUCIA MONTENEGRO DIAZ

Bióloga PhD. Profesora Asociada

Instituto de Ciencias Naturales

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

FACULTAD DE CIENCIAS

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA

BOGOTÁ, D.C.

2011

*A la abuelita María*

## AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero dar reconocimiento al Instituto Geográfico Agustín Codazzi por facilitar la cartografía e imágenes satelitales aquí empleadas, así como al Instituto Alexander von Humboldt, especialmente al Programa SIB, por proveer datos y parte importante de los medios necesarios para el desarrollo de esta investigación.

Quiero también manifestar mi especial agradecimiento a Olga Montenegro por su convicción e incondicional apoyo como directora de esta tesis y a Hugo López y Pedro Sánchez por sus valiosos aportes, y sobre todo por su amable y muy oportuna invitación para hacer parte en su momento de este grupo de trabajo.

Igualmente a Lucia Correa de Parques Nacionales Naturales, quien me animó en su momento a presentarme al programa; a mis compañeros de la maestría, especialmente a Patricia Torrijos, Natalia Atuesta y Adriana Maldonado por compartir su información y conocimiento sobre el Casanare y en particular del chigüiro, desconocido para mí hasta ese momento.

A María Victoria Sarmiento con quien no tengo palabras para agradecerle el haberme ayudado a retomar este trabajo y por sus comentarios en la revisión de los artículos. A la familia Barragán (Hato La Aurora) y especialmente a Jorge y a Nelson Barragán por su confianza y conocimiento, así como por su invaluable hospitalidad y apoyo en el trabajo de campo. A los propietarios y trabajadores de La Veremos, Andalucía, Mapurisa, La Aurora, Taparas, Miramar y muchos otros hatos, que con su tenacidad y persistencia han permitido que la sabana siga siendo ese espectacular paisaje, lleno de contrastes y difícil de comprender. A Veneno por aguantarme!

A mi familia, a Janecita, a quienes les debo su insistencia, fe, gran apoyo y comprensión en todo este proceso.

Finalmente a Clau, mil y mil gracias por toda tu fe y convicción, por darme tu acompañamiento permanente, soporte y paciencia sin límites, durante toda esta etapa y todas las demás!

## **Resumen**

Evaluamos diferentes aspectos relativos a la escala espacial que pueden influir sobre la variabilidad, precisión y confiabilidad de los modelos de distribución geográfica (presencia y densidad) del chigüiro en las Sabanas Inundables de la Orinoquía Colombiana. Dichos aspectos abarcan la resolución espacial y cubrimiento geográfico de las variables independientes y de las localidades de presencia y abundancia, así como las posibles implicaciones del uso de imágenes satelitales de diferente resolución espacial, temporal y espectral sobre el diseño de programas de monitoreo de la calidad del hábitat del chigüiro.

***Palabras clave:** Modelos de distribución potencial. Modelos regionales de densidad potencial, SDM, H. hydrochaeris, Chigüiro, resolución espacial, escala, aprovechamiento de fauna silvestre.*

## **Abstract**

We evaluated various aspects of spatial scale that may influence the variability, accuracy and reliability of the geographical distribution models (presence and density) of the capybara in the floodplain of the Colombian Orinoco. These aspects include the spatial resolution and geographic coverage of the independent variables and the localities of occurrence and abundance, as well as the possible implications of the use of satellite images of different spatial resolution, temporal and spectral on program design quality monitoring capybara habitat.

***Keywords:** Species distribution models, Capybara, GIS, Scale, Spatial Resolution, Wildlife exploitation quotes.*

## Contenido

Resumen.....	4
Introducción General .....	4
Referencias.....	10
Artículo 1. Aplicación de algoritmos de máxima entropía y regresión lineal múltiple para estimar y caracterizar a nivel fisiográfico, el hábitat potencial del chigüiro ( <i>H.</i> <i>hydrochaeris</i> ) en un sector del Departamento del Casanare, Colombia. ....	14
Introducción .....	15
Métodos e Insumos .....	17
Resultados .....	31
Discusión.....	43
Conclusiones .....	44
Agradecimientos .....	47
Referencias.....	48
Anexos .....	52
Artículo 2. Implicaciones de la resolución espacial en modelos de distribución potencial, evaluación de hábitat y abundancia del chigüiro ( <i>H. hydrochaeris</i> ), en las sabanas inundables de la Orinoquía Colombiana.....	60
Resumen.....	60
Introducción .....	61
Métodos e insumos .....	64
Resultados .....	73
Discusión.....	83
Conclusiones .....	85
Agradecimientos .....	87
Referencias.....	88

Síntesis general .....	92
Referencias.....	95

## **Resumen**

El propósito de esta investigación es analizar la confiabilidad de los modelos espaciales de distribución y densidad poblacional del chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*) en las sabanas inundables de la Orinoquía Colombiana, en función de la resolución espacial de las variables temáticas con las que estos son creados. Lo anterior con el fin de considerar las implicaciones sobre el manejo de las poblaciones silvestres que pueden originarse en errores sistemáticos y aleatorios ocasionados por el uso poco cuidadoso de información geográfica para modelar aspectos del hábitat.

Esta investigación se presenta en dos capítulos escritos a manera de artículos científicos: En el primero, se aplicaron algoritmos de máxima entropía y regresión lineal múltiple para estimar en un alto nivel de resolución espacial, el hábitat potencial del chigüiro en el Hato La Autora y sectores aledaños, ubicados en los Municipios de Hato Corozal y Paz de Ariporo, departamento del Casanare y a partir de allí, identificar las características fisiográficas que pueden explicar la distribución de esta especie en paisajes regionales y locales. En el segundo artículo, se obtuvieron diferentes modelos de distribución y abundancia del chigüiro, evaluando las implicaciones del uso de variables o factores predictivos obtenidos en diferentes niveles de resolución espacial sobre la precisión y confiabilidad de los modelos.

## **Introducción General**

La fortaleza de las relaciones observadas entre las especies y su hábitat a través de diferentes escalas espaciales proporcionan una visión de los mecanismos que conducen a estas relaciones y puede orientar el diseño de programas de monitoreo *in situ*, los esfuerzos de conservación y estudios que ofrezcan mayor información sobre las respuestas de las especies y poblaciones a diferentes condiciones de hábitat. La construcción de modelos espaciales de distribución y abundancia potencial de las especies (*species distribution models - SDM*) constituyen una forma de dar respuesta a los interrogantes que surgen de la distribución y abundancia observadas y las variables que expresan las condiciones de hábitat.

En términos generales, los SDM se construyen mediante la extrapolación de los datos disponibles y del conocimiento actual de los patrones de distribución y restricciones ecológicas (Elith y Leathwick, 2009; Schmolke, et al, 2010). Para ello generalmente se hace uso de información cartográfica que busca expresar las restricciones ecológicas que definen el nicho ecológico de las especies (Phillips et al, 2006). Esto conlleva a la necesidad de evaluar el comportamiento de los SDM en función de la escala espacial usada, buscando comprender y valorar la utilidad de las estimaciones y los riesgos de las inferencias y decisiones de manejo que puedan surgir a partir de su uso (Wiens, 1989; Levin, 1992; Schneider, 2001; Turner et al, 2001; Dungan et al, 2002) Los SDM se constituyen en una herramienta importante para la planificación y manejo de recursos naturales en una forma sostenible y balanceada (Wiens, 2002).

En Colombia un amplio número de especies de fauna silvestre requieren de manejo adecuado, debido a que son fuertemente explotadas aun cuando el conocimiento de sus poblaciones y sus relaciones con el hábitat es muy limitado. Un ejemplo de lo anterior es el chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*) que habita principalmente en las planicies de la región de la Orinoquia. Gracias a sus características ecológicas y biológicas, las poblaciones de chigüiros tradicionalmente han sido objeto de aprovechamiento por parte de comunidades locales en la Orinoquia colombiana y venezolana. Esta especie constituye un importante renglón de ingresos en las poblaciones rurales de ambos países, gracias al valor dado a la carne en Venezuela principalmente durante la época de Semana Santa, (Herrera, 1999). Aunque en Colombia también hay consumo de carne de chigüiro, la principal demanda viene del vecino país, llevando a una explotación no controlada del recurso principalmente en los departamentos de Arauca y Casanare.

Los casos de explotación ilegal del chigüiro son frecuentes en los departamentos mencionados y han llevado al estudio del caso y pronunciamiento de autoridades públicas. El caso probablemente más significativo se dio en el año 2001, cuando el Consejo de Estado ratificando una sentencia del Tribunal Administrativo del Casanare, promovió una acción popular contra el Ministerio del Medio Ambiente y Corporinoquia, gracias al otorgamiento de una licencia de exportación de carne de chigüiro que significó



el sacrificio de un número cercano a los 10.000 individuos en estado silvestre, probablemente efectuado en el municipio de Hato Corozal, departamento del Casanare.

Lo anterior llevó al gobierno nacional a diseñar e implementar diferentes políticas de manejo y aprovechamiento sostenible de poblaciones silvestres de chigüiro, lo cual incluye vedas, mejoramiento del hábitat, investigaciones y estudios (Mesa, 2005; Guzmán, 2005) y propuestas de mecanismos de reglamentación de la explotación a nivel comercial de esta especie, entre otras.

Por su parte, el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, MAVDT, emitió el Decreto 4688 del 21 de diciembre de 2005, en el cual se reglamenta la caza con fines comerciales de poblaciones silvestres en Colombia. Entre otros aspectos, dicha norma indica que el mismo Ministerio debe autorizar las especies y el cupo anual que será que será objeto de aprovechamiento, (MAVDT, 2005). Se indica también la obligación de estimar y monitorear la abundancia en la región objeto de aprovechamiento, con el fin de evitar una disminución irreversible de las poblaciones silvestres, sin perjuicio de evaluaciones puntuales o locales de la abundancia del recurso, necesarias para el trámite de las licencias ambientales requeridas según la misma normativa.

Actualmente se desconoce en términos precisos la distribución, abundancia y estructura poblacional del chigüiro en las sabanas inundables de la Orinoquía Colombiana, pese a que múltiples trabajos han estimado la abundancia y densidad en localidades específicas (Quesada, 2006; Guzmán 2005; Mesa, 2005; Atuesta, 2006; Aldana, 1999, entre otros).

Lo anterior ha motivado el desarrollo y puesta a prueba de diferentes métodos para estimar la abundancia de chigüiros en la región de la Orinoquía. Estas aproximaciones incluyen métodos de conteo directo mediante videografía y fotografías aéreas digitales (Mulligan, et al, 2003) así como la construcción de modelos espacialmente explícitos, empleando para ello evaluaciones de la calidad del hábitat a nivel regional y estimaciones de la presión de caza a la cual han sido sometidas las poblaciones silvestres (Guzmán, 2005; Sarmiento, 2006).

Estos modelos se han construido sobre supuestos formulados de acuerdo con el conocimiento actual de los requerimientos de hábitat de la especie, concretamente, la disponibilidad de agua, la necesidad de coberturas de refugio y escape, así como la presencia de diferentes arreglos espaciales de vegetación que suplen las necesidades alimenticias de la especie (Herrera, 1999; Guzmán, 2005).

La construcción de índices de calidad del hábitat y en general de modelos para predecir la distribución de especies en un espacio geográfico determinado, hace uso recurrente de información espacial (geográfica) de diferentes variables ambientales que se supone, tienen incidencia directa en los patrones de presencia/ausencia y abundancia de las poblaciones.

Las diferencias de resolución (grano, nivel de detalle o escala) en los datos espaciales empleados, tienen implicaciones en la reducción de la calidad y precisión de la información, contenida en cada capa o variable (Maurer y Taper, 2002). Esta reducción se verá reflejada en diferentes parámetros, entre ellos la extensión y número de unidades cartográficas, densidad de bordes y en general todos aquellos parámetros o métricas tradicionalmente usados para describir la composición y estructura de los paisajes y ecosistemas, (Salas y Kim, 2002; Siren et al, 2004; Turner, et al, 2001).

De acuerdo con esto, si los modelos empleados para describir parámetros como la calidad del hábitat o la presencia-ausencia de una especie se basan en variables ambientales expresadas cartográficamente, es razonable asumir que el uso no cuidadoso de este tipo de información en diferentes niveles de resolución, tendrá efectos directos en la precisión de los modelos predictivos. En el caso específico de las evaluaciones a nivel regional del hábitat para *H. hydrochaeris*, los efectos se podrán observar en el grado de incertidumbre sobre la sostenibilidad de las diferentes iniciativas de aprovechamiento de las poblaciones silvestres.

Una manera de reducir este grado de incertidumbre es mediante el uso de información con alto nivel de detalle, el cual es típicamente, más cercano a la realidad observada. Para esto, es necesario emplear fotografías aéreas e imágenes satelitales de alto nivel de resolución, que permitan una precisa identificación, mapeo y cuantificación de los

elementos del paisaje necesarios para la presencia de poblaciones de chigüiros. Lo anterior generalmente implica una alta inversión de recursos económicos para su adquisición, procesamiento y análisis, lo cual puede no estar disponible de manera constante para las autoridades ambientales en Colombia, impidiendo la implementación de sistemas de monitoreo confiables.

Un factor adicional que tiende a aumentar el grado de incertidumbre es la dinámica hídrica de las sabanas inundables, las cuales presentan una estacionalidad marcada de acuerdo con las temporadas de lluvia y sequía a lo largo del año. Este comportamiento provoca cambios drásticos en la disponibilidad del recurso hídrico, particularmente en cuerpos de agua de tipo léntico, algunos de los cuales desaparecen en época de verano (Guzmán, 2005). Estas variaciones pueden ayudar a explicar cambios en diferentes parámetros relacionados con la dispersión y abundancia de las poblaciones de *H. hydrochaeris*, (Guzmán, 2005; Forero, et al, 2003; Ojasti, 1997), y así mismo, pueden determinar una reducción estacional de la población por una elevada mortalidad producto de la escasez de agua y alimento, (Ojasti, 1997).

Por lo anterior, se considera relevante evaluar el grado de error inducido en los modelos predictivos asociado al uso de diferentes niveles de resolución en las variables temáticas espacialmente explícitas (expresadas o representadas cartográficamente). Esto a su vez requiere establecer la forma en la cual se afectan las estimaciones de distribución y hábitat en función del nivel de resolución espacial de la información geográfica empleada. Basado en lo anterior, se plantea la pregunta central de esta investigación: Teniendo en cuenta las épocas de lluvia y sequía en las sabanas inundables de la Orinoquía Colombiana, ¿cuáles son las diferencias entre la estimación de modelos predictivos de la distribución geográfica de *Hydrochoerus hydrochaeris*, construidos con datos geográficos en diferentes niveles de detalle o resolución?

Esta pregunta general se desarrolla en dos artículos que serán presentados en revistas indizadas. En el primero, se aplicaron algoritmos de máxima entropía y regresión lineal múltiple para estimar en un alto nivel de resolución espacial, el hábitat potencial del chigüiro en una ventana de 180.000Ha, correspondientes a la ubicación del Hato La

Aurora y sectores vecinos, en las sabanas inundables del departamento del Casanare. A partir de allí, se identificaron las características fisiográficas que pueden explicar la distribución de esta especie en paisajes regionales y locales. En el segundo artículo, se obtuvieron diferentes modelos de distribución y abundancia del chigüiro, abarcando una superficie de 5'227.000 Ha correspondientes a las Sabanas Inundables de la Orinoquía Colombiana, evaluando posibles efectos del uso de variables o factores predictivos en diferentes niveles de resolución espacial sobre la precisión y confiabilidad de los modelos. En términos específicos, con el desarrollo de esta investigación se espera:

1. Modelar en diferentes niveles de precisión espacial, la distribución geográfica de *H. hydrochaeris* en la Orinoquía Colombiana, a partir de registros de presencia de la especie y de variables ambientales relevantes, derivadas de imágenes satelitales de diferentes características.
2. Establecer las diferencias en la capacidad de predicción de los modelos en función de la resolución espacial de las variables empleadas para su construcción y posibles efectos asociados a la estacionalidad de la precipitación en las áreas de estudio.
3. Observar las características fisiográficas del paisaje que determinan la distribución espacial y dinámica de elementos clave, tales como esteros y diferentes tipos de sabanas, que a su vez poseen una fuerte influencia sobre la distribución de las poblaciones de *H. hydrochaeris*.
4. A partir de lo anterior, evaluar la capacidad de los sensores para discriminar los elementos del paisaje, que de acuerdo con el conocimiento actual y los resultados de este estudio, resultan fundamentales en la distribución y abundancia de los chigüiros en la región de la Orinoquía Colombiana.
5. Predecir la distribución espacial potencial para el chigüiro en las sabanas inundables de la Orinoquía, y a partir de allí, avanzar en la construcción de un modelo regional de abundancia, que puede ser usado como punto de partida para la definición de cuotas de aprovechamiento comercial de poblaciones silvestres de *H. hydrochaeris* y el monitoreo de la población.

## Referencias

- Aldana, J. 1999. Tamaño, densidad, estructura y distribución espacial de una población de chigüiros en Caño Limón, Arauca. Trabajo de grado. Facultad de ciencias. Universidad de los Andes. Bogotá. Colombia.
- Atuesta, N. 2006. Métodos de campo para evaluar la calidad de hábitat disponible para el chigüiro. Páginas 5-128 en Corporinoquia & universidad Nacional de Colombia. 2006. registro y análisis de la información de la información para el manejo sostenible de las poblaciones silvestre del chigüiros y de sus hábitats en la Orinoquia Colombiana. Guía de capacitación. Facultad de ciencias. Universidad Nacional de Colombia –Corporinoquia. Bogotá. Colombia.
- Austin, M.P., 2001. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling. *Ecological Modelling* 157 (2002) 101/118
- Dungan, J.L., J.N. Perry, M.R.T. Dale, P. Legendre, S. Citron-Pousty, M.J. Fortin, A. Jakomuiska, M. Miriti and M.S. Rosenberg, 2002. A balanced view of scale in spatial statistical analysis.
- Elith, J. and J.R. Leathwick 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annu. Rev.Ecol.Syst.* 40:677-97.
- Forero, J.M., J. Betancur & J. Cavalier. 2003. Dieta del Capibara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) en Caño Limón, Arauca, Colombia. En: *Biología Tropical*, 51(2): 579-590 (2003).
- Guzmán, A. 2005. Evaluación de los hábitats disponibles para el chigüiro *Hydrochaeris hydrochaeris* durante la época de lluvias en los Municipios de Paz de Ariporo y Hato Corozal (Casanare). Pp. 31- 70, en Fortalecimiento al Control y Seguimiento a las Poblaciones de Chigüiro, para la Implementación de Proyectos de Uso Sostenible en Casanare, Municipios de Paz de Ariporo y Hato Corozal. Unillanos

- y Ministerio del Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Convenio 72. Informe Final. Bogotá.
- Herrera, E. A. 1999. Comportamiento, conservación y manejo de fauna silvestre: el caso del capibara en Venezuela. En: *Etología*, 7:41-46 (1999).
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. In: *Ecology*: 73: 1943-1967.
- Maurer, B. A. and Taper, M. L. (2002), Connecting geographical distributions with population processes. *Ecology Letters*, 5: 223–231.
- Mesa E., 2005. Análisis de la dinámica de poblaciones silvestres de chigüiros como herramienta de manejo hacia el aprovechamiento sostenible y la conservación. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial-MAVDT. 2005. Decreto No. 4688, 21 de diciembre de 2005, versión electrónica. República de Colombia Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Disponible en [www.minambiente.gov.co](http://www.minambiente.gov.co)
- Mulligan, M, A. Jarvis, y S. Burke. 2003. La aplicación de la fotografía aérea digital y la videografía para la estimación de las poblaciones del Chigüiro en los Llanos Orientales de Colombia. King's College London. Informe Final. Instituto Alexander von Humboldt, Bogotá.
- Ojasti, J. 1997. Explotación Humana de Capibaras. En: Robinson, J.G. & K.H. Redford (comps). *Uso y conservación de la vida silvestre neotropical*. Tr. A. Bárcena. Fondo de Cultura Económica, 1997. México, D.F.
- Phillips, Steven J., R. Anderson, R. Schapired, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. Vol.190 (3-4) p.p. 231-259

- Quesada, J.D. 2006. Estimación de la densidad de chiguiro (*hydrochoerus hydrochaeris*) y su relación con la composición de paisaje y presión de caza en dos hatos del municipio de Orocué (Casanare) en la época seca. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de estudios ambientales y rurales, Ecología. Bogotá.
- Salas, A. y J. Kim. 2002. Spatial factors and stochasticity in the evaluation of sustainable hunting of tapirs. *Conservation Biology* 16: 86-96.
- Sarmiento, C. 2006. Estimación de una cuota global-regional de aprovechamiento sostenible de *H. hydrochaeris* en las sabanas inundables de la Orinoquía Colombiana. Informe Final. Facultad de Ciencias y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá.
- Siren A., P. Hambäck y J. Machoa (2004). Including spatial heterogeneity and animal dispersal when evaluating hunting: a model analysis and an empirical assessment in an amazonian community. *Conservation Biology* 18 (5), 1315–1329.
- Schmolke, A., P. Thorbek, D.L. DeAngelis and V. Grimm, 2010. Ecological models supporting environmental decision making: a strategy for the future. In: *Trends in Ecology and Evolution* 25 (2010) 479-486.
- Schneider, D.C. 2001. The rise of the concept of scale in Ecology. In: *BioScience* Vol.51No.7 Pages 543 - 553.
- Steven J.P., R.P. Anderson y R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, Vol 190/3-4 pp 231-259.
- Trani, M.K., 2002. The influence of spatial scale on landscape pattern description and wildlife habitat assessment. En: Scott, J.M., P.J. Heglund y M/L. Morrison (Eds.). *Predicting species occurrences. Issues of accuracy and scale*. Washington, 847p.
- Turner, M.G., Gardner, R.H. y R.V. O'Neill, 2001. *Landscape Ecology in theory and practice. Pattern and process*. Springer Science, N. York, 389p.

Wiens, J.A. (2002). Predicting species occurrences: progress, problems, and prospects. In: *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale* (eds Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A. & Samson, F.B.). Island Press, Covelo, CA, pp. 739–749.

Wiens, J.A. 1989. Spatial scale in Ecology – In *Functional Ecology* 3:385-397.



**Artículo 1. Aplicación de algoritmos de máxima entropía y regresión lineal múltiple para estimar y caracterizar a nivel fisiográfico, el hábitat potencial del chigüiro (*H. hydrochaeris*) en un sector del Departamento del Casanare, Colombia.**

**CARLOS E. SARMIENTO P.** Geógrafo.

**Resumen**

El chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*) tradicionalmente ha sido objeto de aprovechamiento comercial por parte de comunidades rurales en la Orinoquía Colombiana y Venezolana. Por ello, se han desarrollado acciones de regulación por parte de autoridades ambientales en Colombia que han llevado a la necesidad de estimar su distribución y abundancia regional, con el objetivo de asegurar su conservación y uso sostenible.

De acuerdo con el conocimiento actual, los elementos claves en la presencia de poblaciones de chigüiro o capibara, corresponden a la disponibilidad de agua en cuerpos lénticos (localmente denominados esteros), la presencia dominante de ciertas especies de *Poaceae* y *Cyperaceae*, junto con áreas con cobertura vegetal adecuada para el descanso y refugio en radios relativamente estrechos. Dado que estas características del paisaje y cobertura vegetal asociada pueden identificarse usando imágenes satelitales multi-espectrales y fotografías aéreas, es factible modelar su nicho ecológico potencial en escalas cartográficas detalladas.

Siguiendo estas premisas, se estimó la distribución potencial de *H. hydrochaeris* en el Hato La Aurora (Departamento del Casanare, Colombia) y zonas aledañas, usando modelos de Máxima Entropía y Regresión Lineal Múltiple, con registros de presencia obtenidos en campo y variables ambientales derivadas de imágenes satelitales SPOT Xi y fotografías aéreas. Los modelos se validaron con registros de presencia obtenidos en esta investigación y otros estudios adicionales. Los resultados de la modelación se correlacionaron con las características geomorfo-pedológicas identificadas en campo y con unidades cartográficas de paisajes fisiográficos descritas en IGAC (1999).

Los resultados sugieren que las imágenes SPOT Xi poseen la resolución espacial y espectral necesaria para garantizar la detección de características estructurales y

funcionales del paisaje que definen el hábitat potencial de *H. hydrochaeris*. Se encontró que existe una relación entre las características edafológicas, principalmente la estructura y textura del suelo (fracción arcilla, limo y arena), la retención de agua en la estación seca y la presencia de chigüiros.

**Palabras clave:** Chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*), modelamiento de nicho ecológico, Máxima Entropía, Regresión Lineal Múltiple, RNSC Hato La Aurora.

## **Introducción**

El chigüiro o capibara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) es un roedor que suele alcanzar un peso de 50 Kg, y es herbívoro y gregario (Herrera, 1999). Su distribución abarca tierras bajas desde Panamá hasta el norte de Argentina siendo además parte de las especies emblemáticas de la Orinoquía Colombiana y Venezolana, por su valor de uso.

El chigüiro se considera una especie de importancia comercial dada su alta productividad y la calidad de los productos derivados, especialmente su carne y piel (Forero et al, 2003). En Colombia se han desarrollado múltiples acciones de conservación y uso sostenible del chigüiro, incluyendo proyectos de reglamentación para definir un sistema de aprovechamiento de poblaciones no cautivas (MAVDT, 2005).

Actualmente se desconoce en términos precisos la distribución, abundancia y estructura poblacional de *H. hydrochaeris* en las sabanas inundables de la Orinoquía Colombiana, pese a que múltiples trabajos han estimado la abundancia y densidad en varias localidades (Quesada, 2006; Guzmán 2005; Mesa, 2005; Atuesta, 2006; Oikos, 2003; Aldana, 1999, entre otros). Lo anterior ha motivado el desarrollo y puesta a prueba de diferentes métodos para estimar la abundancia de chigüiros en la región de la Orinoquía. Estas aproximaciones incluyen métodos de conteo directo mediante videografía y fotografías aéreas digitales (Mulligan, et al, 2003) y la construcción de modelos espacialmente explícitos, empleando para ello evaluaciones de la calidad del hábitat a nivel regional y estimaciones de la presión de caza a la cual han sido sometidas las poblaciones silvestres (Guzmán, 2005; Sarmiento, 2006).

Estos modelos se han construido empleando hipótesis formuladas de acuerdo con el conocimiento actual de los requerimientos de hábitat de la especie, entre ellos, la disponibilidad de agua, la necesidad de coberturas de refugio y escape, así como la presencia de diferentes arreglos espaciales de vegetación que suplen las necesidades alimenticias de la especie (Herrera, 1999; Guzmán, 2005). De acuerdo con Forero, et al (2003), el chigüiro tiene adaptaciones anatómicas y fisiológicas que le permiten tener una dieta herbívora con alta eficiencia digestiva cuya alimentación se basa en diversas especies de gramíneas, ciperáceas y en menor proporción otras plantas herbáceas (Ojasti, 1997). Sin embargo, se ha documentado también la presencia de chigüiros en cuerpos de agua asociados a espacios transformados para la agricultura, con dominancia de caña de azúcar y pasturas introducidas con densidades superiores a las reportadas en medio natural (Ferraz, et al, 2007 y 2009).

El modelamiento de nicho ecológico permite identificar los factores de medio biofísico que pueden incidir en la distribución geográfica y abundancia de una especie (Ferraz, et al, 2007 y 2009), permitiendo así una caracterización objetiva de las relaciones especie-hábitat en escalas amplias y una estimación del espacio geográfico en donde ocurren dichos factores (área de distribución potencial).

Soberon y Nakamura, (2009) afirman que el propósito del modelamiento de la distribución de especies y del hábitat es el mismo: establecer los sitios adecuados para la supervivencia de las especies por medio de la identificación de sus requerimientos ambientales, con base en el conocimiento de su distribución. La definición de *Nicho ecológico* adoptada en esta investigación corresponde a la expuesta por Chase y Leibold (2003), en donde se entiende como el conjunto de condiciones ambientales que le permiten a una especie satisfacer un mínimo de requerimientos para su supervivencia y desarrollo.

Con esta investigación se buscó estimar el área de distribución potencial para *Hydrochoerus hydrochaeris* en un sector de los municipios de Hato Corozal y Paz de Aripuro, a partir de la aplicación y comparación de algoritmos de máxima entropía y regresión lineal múltiple, con el fin de: a) Estudiar la relación entre diferentes aspectos de composición y estructura (configuración) del paisaje fisiográfico y la presencia de *H.*

*hydrochaeris* y b) Determinar la viabilidad de obtención de variables cuantitativas que expresen dicha configuración, a partir de imágenes satelitales de alta resolución espacial, fuentes de información complementarias y datos de campo. Con ello se busca aportar a la revisión de nuevos métodos y criterios para la obtención de modelos espacialmente explícitos que apoyen la evaluación de la calidad del hábitat en las Sabanas Inundables de la Orinoquía Colombiana, considerando que se espera el desarrollo de programas de aprovechamiento con fines comerciales en la región. (MAVDT, 2005)

## **Métodos e Insumos**

### ***Área de Estudio***

Esta investigación se desarrolló en un área de 186.000 Ha en los municipios de Paz de Ariporo y Hato Corozal (Departamento del Casanare), ubicada entre los 71° 32' y 71° 8' de Longitud Oeste y los 5°50' y 6° 9' de Latitud Norte, entre los 100 y 150 metros de altura del terreno. El trabajo de campo se desarrolló en la Reserva Natural de la Sociedad Civil Hato La Aurora (municipio de Hato Corozal), ubicada en los 71°22'50'' Longitud Oeste y 6°1' 20'' Latitud Norte.

El área de estudio presenta una temperatura promedio anual de 27°C y precipitación promedio anual de 2100 a 2600 mm. Fisiográficamente el área se ubica en las *Planicies Bajas de Sabanas Inundables de Casanare y Arauca*, específicamente sobre las llanuras aluviales de desborde con influencia eólica, en limos y arenas finas (IGAC, 1999).

De acuerdo con este estudio, este tipo de paisajes fisiográficos han sido construidos principalmente por un proceso de subsidencia neotectónica, que ha permitido la formación de una cuenca baja, de geometría plano-cóncava, rodeada al Este y al Oeste por superficies más elevadas (la Altillanura, al sur y sur-este del río Meta y la Cordillera Oriental, respectivamente). Estas condiciones favorecieron la divagación y desbordamiento de corrientes, hasta constituir una extensa *llanura aluvial de desborde*, con acumulación de limos y sobre la que se han depositado arenas finas transportadas por el viento en dirección NE/SO (vientos alisios del noreste). Se evidencia también la influencia de planos aluviales y terrazas bajas a medias de corrientes hídricas de origen andino, fuertemente asociadas a la neo-tectónica del Piedemonte y que transportan

materiales heterogéneos que generan paisajes con características geomorfo-pedológicas diferentes (IGAC, 1999).

La metodología propuesta para esta investigación busca analizar las características intrínsecas de los paisajes fisiográficos presentes en el área de estudio en función de la distribución potencial del chigüiro, determinando los atributos estructurales y funcionales relevantes para la presencia de la especie. La figura No. 2 muestra de forma esquemática la metodología aplicada para luego detallar los componentes de la misma.

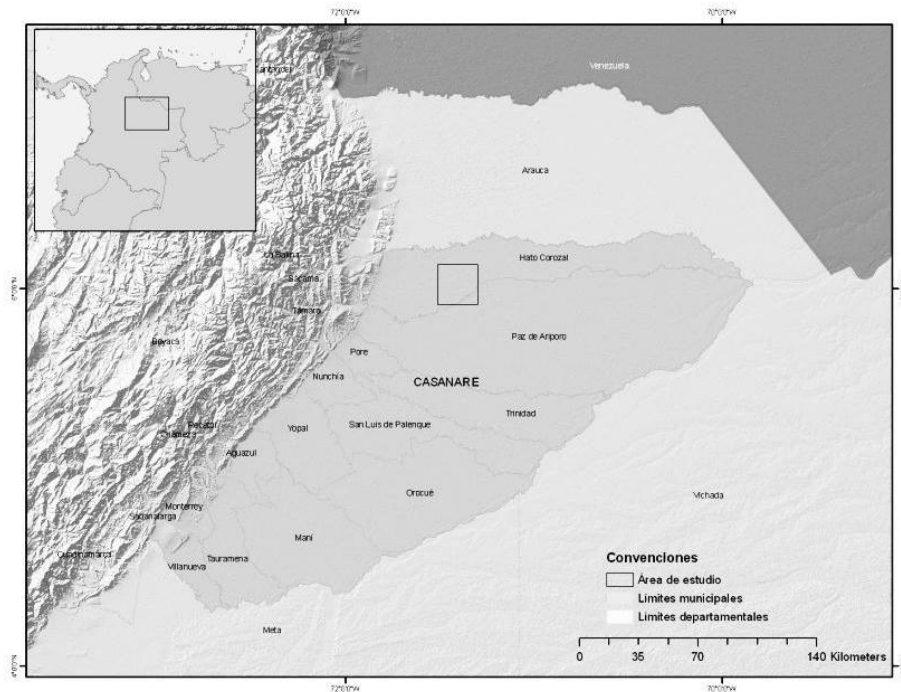


Figura No. 1. Área de Estudio

La metodología propuesta para esta investigación busca analizar las características intrínsecas de los paisajes fisiográficos presentes en el área de estudio en función de la distribución potencial del chigüiro, determinando los atributos estructurales y funcionales relevantes para la presencia de la especie. La figura No. 2 muestra de forma esquemática la metodología aplicada para luego detallar los componentes de la misma.

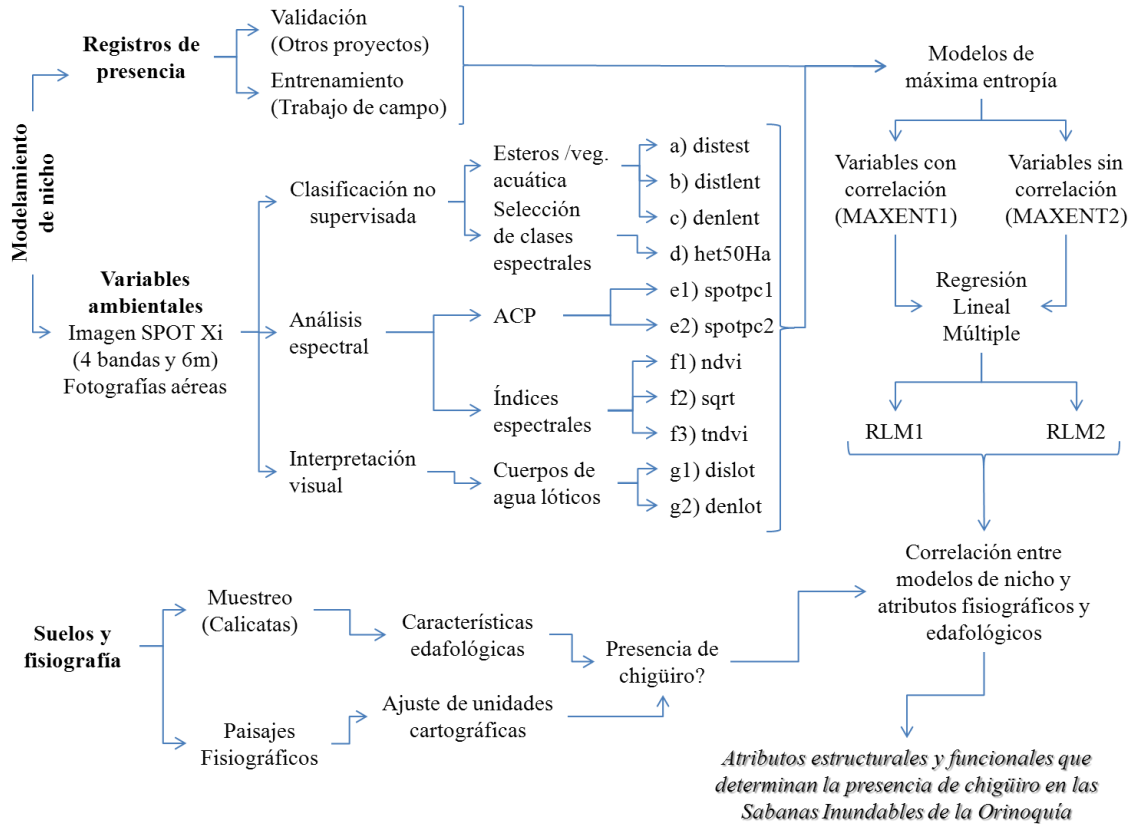


Figura 2. Esquema de metodología empleada.

## ***Modelamiento de la distribución geográfica potencial del chigiüiro***

### ***Registros de entrenamiento y validación***

Los registros de entrenamiento para la construcción de modelos de distribución potencial se obtuvieron mediante visitas a las áreas que localmente son descritas con presencia frecuente de *H. hydrochaeris*. Se geo-referenció la presencia de chigiüiros ya fuera por avistamiento directo, excretas o huellas, usando un receptor GPS Garmin 60cx configurado bajo Datum WGS-84 y formato de posición UTM Zona 19N.

Los registros para validación del modelo se obtuvieron de dos fuentes: Trabajo de campo de esta investigación (geo-referenciados con el mismo instrumento de los registros de entrenamiento) y otros registros, principalmente avistamientos directos, obtenidos en el marco de otras investigaciones en sectores del área de estudio y facilitados para el presente trabajo: Atuesta (2006), así como registros de Galindo y Ramírez (2004) y Aldana et al. (2003), disponibles en el Sistema de Información sobre Biodiversidad

(<http://www.siac.net.co>). Los datos fueron depurados para su uso en el proceso de validación.

#### *Algoritmos empleados para el modelamiento*

Los modelos de nicho ecológico se emplearon para determinar, a partir de un conjunto de sitios con evidencias de la especie, la probabilidad de presencia de *H. hydrochaeris* y su distribución espacial en el área de estudio estableciendo además la contribución de las variables seleccionadas. Para ello se emplearon dos aproximaciones: Un algoritmo de Máxima Entropía, usando el programa *Maximum Entropy Species Distribution Modelling-Maxent*, versión 3.3.3e (Phillips, et al, 2010), y en segunda instancia se construyó un modelo de regresión lineal múltiple (RLM) usando *StatGraphics*, versión 16.1.11. (*StatPoint Technologies*, 2010), con el fin de establecer un algoritmo numérico que modele las probabilidades halladas con MaxEnt y que fuera replicable sin necesidad de registros de presencia y variables equivalentes o similares.

#### *Variables ambientales*

La distribución espacial de las poblaciones de chigüiros en las Sabanas Inundables de la Orinoquía, está asociadas a la presencia de cuerpos de agua (que proveen sitios de reproducción y aclimatación), matorrales y bosques (usados como refugio de predadores, incluyendo la caza furtiva) y diferentes arreglos de pastizales típicos de las sabanas inundables que proveen alimento (*Poaceae*, *Cyperaceae*, *Fabaceae*, entre otras) y diferentes tipos de matorrales y herbazales altos que funcionan como refugio, (Herrera, 1999; Aldana, 1999; Guzmán, 2005). Teniendo estas referencias, se obtuvo un grupo de 11 variables cuantitativas que buscan reflejar el mosaico de paisajes asociado a la presencia de chigüiro.

Las variables se derivaron de una imagen SPOT Xi tomada en Enero de 2003, compuesta de cuatro bandas espectrales con 12m de resolución espacial, en sinergia con una banda pancromática de 6m de resolución. Las características espectrales de la imagen SPOT empleada son:

<b>Banda</b>	<b>Rango del EEM (<math>\mu\text{m}</math>)</b>
1. Verde	0.50-0.59
2. Rojo (R)	0.61-0.68
3. Infrarrojo cercano (IR)	0.79-0.89
4. Infrarrojo medio (MIR)	1.58-1.75

Tabla No. 1. Rango del espectro electromagnético (EEM) de una imagen SPOT Xi.  
(Fuente: SPOT Imagine, 2011)

Se emplearon fotografías aéreas con el fin de complementar el trazado de cursos menores de agua no captados por la imagen satelital. A continuación se definen las variables propuestas y se describen en detalle los métodos empleados para su obtención. El anexo No. 1 muestra la codificación empleada para las variables.

- a) Distancia a esteros cubiertos por vegetación acuática y b) Distancia a cuerpos de agua lénticos

Las variables a) y b) representan la disponibilidad de agua sobre las sabanas de desborde, siendo este uno de los factores más relevantes a tener en cuenta en la modelación espacialmente explícita del nicho ecológico de *H. hydrochaeris*. La variable (a) corresponde a los cuerpos de agua que se encuentran parcialmente cubiertos por vegetación acuática estacional, generalmente *Eichornia* sp (Vieira, 2007), y aquellos que muestran una superficie de agua sin ningún tipo de cubrimiento (espejo de agua), correspondientes a la variable (b). Esta separación obedece a que su respuesta espectral es diferente, especialmente en las bandas que corresponden al espectro visible (Bandas 1 y 2) e infrarrojo cercano (Banda 3) como lo muestra la figura No. 3. El infrarrojo medio (Banda 4) no separa fácilmente la respuesta espectral de estos dos elementos de la superficie.



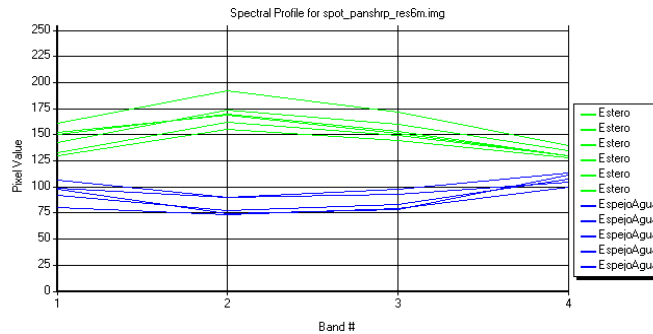


Figura No. 3. Curvas espectrales para cuerpos de agua lénticos con y sin cubrimiento de vegetación acuática.

La división (píxel a píxel) de los niveles digitales entre bandas espectrales de las imágenes satelitales es comúnmente usada para resaltar objetos del terreno que poseen una respuesta espectral similar en dos bandas, con lo cual se crea una nueva imagen en la cual dichas coberturas sean claramente diferenciables. De acuerdo con este principio, los esteros cubiertos por vegetación acuática se obtuvieron de la imagen satelital dividiendo la Banda 3 por la Banda 1 al tiempo que los cuerpos de agua se obtuvieron mediante un proceso de clasificación no supervisada (*isodata*) y separando las clases correspondientes.

Los resultados parciales de estas operaciones fueron depurados por sus características geométricas (relación área/perímetro) para aislar aquellos objetos mal clasificados (características del terreno que mostraron respuestas espectrales similares pero con formas lineales), entre ellos cuerpos de agua lénticos y algunos suelos expuestos en terraplenes (carreteables). Depurados los esteros y cuerpos de agua, se procedió a obtener una capa *raster* de distancias lineales a partir de los bordes de los mismos.

### c) Densidad por Km<sup>2</sup> de cuerpos de agua lénticos

Dado que la diferencia entre elementos del medio ubicados en las variables a) y b) puede ser estacional y estar sujeta a variaciones por uso de la tierra (uso de fuentes de agua para ganadería), se generó una tercer variable que expresa la densidad de este tipo de características a lo largo del paisaje, también bajo el supuesto de que no solo su distancia influye sobre la distribución de los individuos, sino en general su disponibilidad a lo largo del paisaje, en el radio de acción de manadas que ha sido estimado entre 5 y 16Ha, en función del tamaño del grupo, la disponibilidad de recursos y la estación del año (Herrera

y McDonald, 1989). Pardo y Camargo (2006), encontraron que el rango lineal de movimiento tuvo un promedio de 742m, principalmente en búsqueda de agua. Teniendo en cuenta lo anterior, se extrajeron los centroides (coordenadas XY, correspondientes a los centros geométricos) de los objetos contenidos en las variables a) y b) y sobre ellos se estimó la densidad por Km<sup>2</sup> de cuerpos de agua lénticos.

d) Heterogeneidad de clases espectrales

De acuerdo con Herrera y MacDonald, (1989), Guzmán et al (2005), Aldana-Dominguez et al (2007), entre otros, la calidad de hábitat de *H. hydrochaeris* está determinada por la presencia de diferentes tipos de cobertura vegetal y otros elementos del paisaje asociados a las sabanas inundables, dentro de un área de acción que puede alcanzar las 50Ha dependiendo de las distancias lineales a recursos como el agua y bosques de galería (Pardo y Camargo, 2006). Lo anterior permite formular la idea de que características del terreno comúnmente usadas por la especie y que están adyacentes en un radio específico pueden configurar un mosaico apto para la ocurrencia de la misma.

De acuerdo con esto, se obtuvo una variable calculando el grado de heterogeneidad de clases espectrales correspondientes a tipos de cobertura en donde se ha documentado actividad de individuos o manadas de *H. hydrochaeris*, usando un método de ventana en movimiento en un área de 50Ha.

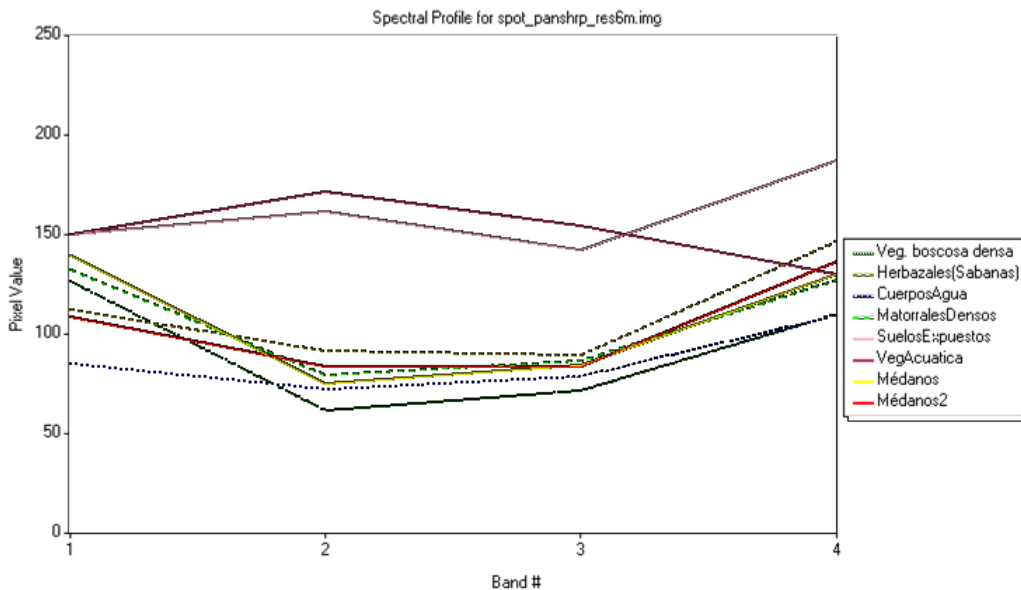


Figura No. 4. Curvas espectrales para diferentes tipos de cobertura

e) Componentes principales de la imagen SPOT (e1 y e2)

Se usaron las bandas espectrales como indicador de respuesta de la vegetación presente en el área de estudio. Dado que algunas bandas pueden representar información redundante de la cobertura de la tierra, se aplicó un análisis de correlación que permitiera identificar que bandas deberían seleccionarse para la construcción de los modelos, con el fin de evitar futuros sesgos por correlación entre las variables. Esto permitió identificar que las bandas 2, 3 y 4 (correspondientes al rojo, infrarrojo cercano y infrarrojo medio) muestran una alta correlación entre sí ( $>0.82$ ), al tiempo que la banda uno (verde) muestra bajos niveles de correlación con las demás bandas ( $<0.27$ ).

Bandas (SPOT Xi)	Spot_14	Spot_13	Spot_12	Spot_11
Spot_14		0.824154	0.864492	0.165381
Spot_13			0.975106	0.277342
Spot_12				0.14355
Spot_11				

Tabla No. 2. Coeficiente de correlación entre las bandas de la imagen SPOT.

De acuerdo con lo anterior, se aplicó un análisis de componentes principales para obtener dos variables con el menor grado de correlación entre sí, que indiquen de manera cuantitativa, diferentes respuestas espectrales de la vegetación.

La figura No. 5 muestra los niveles digitales (para una capa raster de 8bit, con valores de 0 a 255) para cinco grupos de cobertura de la tierra en el área de estudio. Los esteros muestran una mayor variabilidad en ambos componentes. Las sabanas de desborde (asociadas al régimen de inundación) y las sabanas eólicas (médanos) no muestran separación en el primer componente (eje X) mientras que el segundo componente si logra su diferenciación.

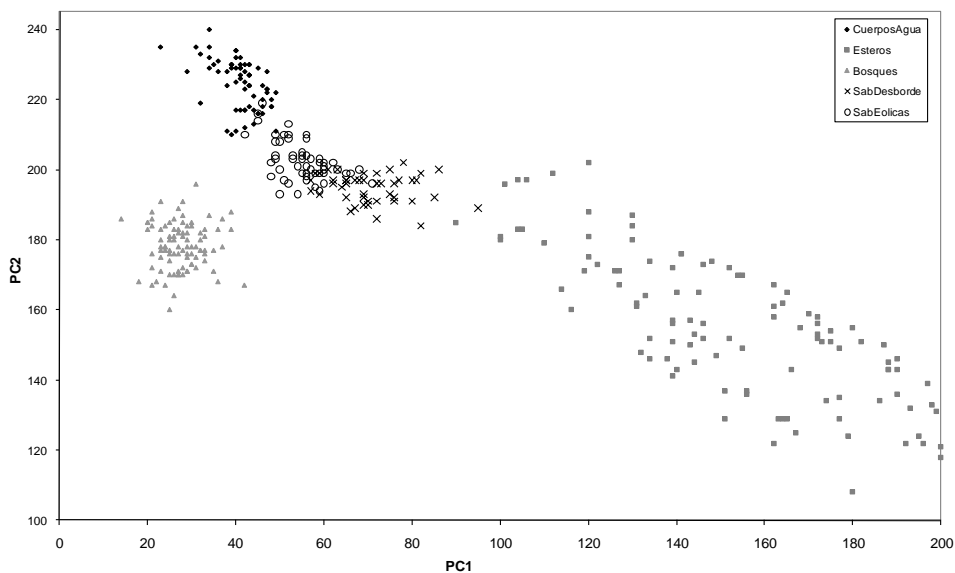


Figura No. 5. Comparación entre los niveles digitales para diferentes tipos de cobertura en los componentes principales obtenidos de la imagen SPOT

f) Índices espectrales de vegetación boscosa (f1, f2 y f3)

Los índices espectrales de vegetación (VI, *Vegetation Index*) son combinaciones lineales de la radiación que puede ser absorbida en el espectro visible, específicamente luz roja (R) y el infrarrojo cercano (IR) y fueron desarrollados con el propósito de monitorear el estado de la vegetación (Tucker, 1977 y 1979), de acuerdo con la presencia de biomasa fotosintéticamente activa. De acuerdo con Roy y Ravan, (1996), la vegetación, dependiendo de sus características intrínsecas y estado sanitario, posee una serie de firmas espectrales que se caracterizan por un marcado contraste entre las bandas visibles, en especial, entre la banda del rojo (0.6 a 0.7  $\mu\text{m}$ ), con respecto al infrarrojo cercano (0.7 a 1.1 $\mu\text{m}$ ), que en buena parte es reflejado por la vegetación. Esto se da debido a que la mayor parte de la radiación solar recibida por la planta en el visible es absorbida por los pigmentos de las hojas, mientras la radiación del infrarrojo cercano es reflejada en buena parte, obteniéndose un alto contraste entre las dos bandas espectrales.

Estos índices se pueden obtener con la mayoría de imágenes satelitales, aún de alta resolución, desde que su rango espectral contenga las bandas necesarias para el cálculo, que son el rojo (R) e infrarrojo cercano (IR). Aquí se aplicaron tres formas de cálculo diferentes, buscando establecer cuál de ellos puede asociarse mejor con la distribución y presencia de *H. hydrochaeris*.

f1) Índice Diferencial Normalizado de Vegetación (*Normalized Differential Vegetation Index* - NDVI).

$$\frac{IR - R}{IR + R}$$

f2) Cuadrado de IR/R (SQRT)

$$\left( \frac{IR}{R} \right)^2$$

f3) TNDVI Índice Normalizado de Vegetación-Transformado (*Transformed Normalized Differential Vegetation Index*).

$$\sqrt{\frac{IR - R}{IR + R} + 0.5}$$

g) Distancia lineal y densidad de cuerpos de agua lóticos de origen no-andino (h1 y h2)

Esta variable busca reflejar la relación entre la presencia de *H. hydrochaeris* y corrientes menores de ríos de bajo caudal de origen local (en las sabanas) que no transportan sedimentos de origen andino. Estos caños están igualmente relacionados con la formación de áreas inundables o encharcables y esteros (IGAC 1999). Por el contrario, los ríos mayores de origen andino (de aguas blancas o barrosas) se caracterizan por tener mayor capacidad de transporte de sedimentos (energía cinética) y por tanto mayor capacidad de disección, gracias a lo cual son capaces de formar diferentes niveles de terrazas y taludes (incisiones de más de 10m de profundidad con respecto al nivel de las sabanas de desborde). Gracias a estas características este tipo de cauces no se relacionan con la dinámica de inundación de la sabana y no fueron incluidos dentro de esta variable.

### ***Evaluación y selección de los modelos***

Los resultados del modelo de máxima entropía se evaluaron mediante el estadístico de AUC (Área bajo la curva ROC) construida con los datos de entrenamiento, así como con el rango de probabilidad obtenido y su distribución en el área de estudio. El AUC es un indicador de la capacidad de predicción del modelo (Phillips et al, 2006), y se obtiene por la relación entre sensibilidad y especificidad. La sensibilidad es definida como la tasa de acierto o “verdaderos positivos”, es decir, el porcentaje de registros de presencia ubicados

dentro del área de predicción), al tiempo que la especificidad es definida como la tasa de sitios sin presencia de la especie (pseudo-ausencias) que son predichos efectivamente como ausentes o de baja probabilidad (verdaderos negativos).

Los modelos de regresión lineal se evaluaron por la significancia estadística del análisis de varianza (ANOVA) y el valor obtenido de  $R^2$ , el cual indica en qué porcentaje el modelo obtenido logra explicar el comportamiento de la variable dependiente, que en este caso es la probabilidad de presencia obtenida por el algoritmo de máxima entropía.

La contribución de las variables fue evaluada en ambos procedimientos. Con MaxEnt se evaluaron las curvas de respuesta y el análisis *Jackknife*, observando la ganancia de entrenamiento regularizada (*regularized training gain*), en ausencia de cada variable. Para los modelos de regresión lineal, se tuvo en cuenta el estadístico *t* y su significancia estadística, lo cual permitió establecer cuando una variable no está aportando información al modelo y por tanto podría suprimirse sin ocasionar pérdida en el ajuste del mismo. Como resultado de estos análisis se corrieron versiones de los modelos suprimiendo las variables altamente correlacionadas con el fin de obtener modelos más simplificados. Posteriormente se compararon los resultados obtenidos.

### ***Comparación de los modelos***

Con el objetivo de probar las diferencias entre modelos obtenidos con variables correlacionadas y sin correlacionar, y en segunda instancia, entre modelos obtenidos con los dos algoritmos (MaxEnt y RLM), se aplicaron los siguientes métodos:

- Comparación de las capas *raster* obtenidas mediante matriz de correlación (un valor cercano a 0.99 indica alta correlación o similaridad numérica-espacial entre las capas)
- Significancia estadística del ajuste de un modelo de Regresión Simple entre los valores de probabilidad de los dos modelos a comparar en una muestra aleatoria de 500 puntos (píxeles).
- Significancia estadística de la prueba *Kolmogorov-Smirnoff* (KS) para comparar la distribución de los valores de probabilidad en dos muestras independientes de 500 puntos, obtenidos aleatoriamente sobre la capa *raster*.

### ***Validación de los modelos***

Para la validación de los modelos se empleó un grupo independiente de datos obteniendo el porcentaje de los datos que se ubicaron por encima de un umbral preseleccionado, para lo cual se seleccionó como criterio el menor valor de probabilidad (*minimum training presence-MTP*) y el percentil 10 de la probabilidad (*10 percentile training presence-10PTP*) de los datos de entrenamiento de los modelos. Alternativamente se evaluó la distribución espacial de la superficie correspondiente a los umbrales mencionados respecto a la ubicación de los puntos de presencia de entrenamiento y validación, buscando una correspondencia general.

### ***Atributos estructurales y funcionales del paisaje asociados a la presencia de H. hydrochaeris***

La asociación entre la presencia de *H. hydrochaeris* y atributos estructurales y funcionales del paisaje fue analizada en dos formas. En primer lugar se analizaron *in situ* las propiedades del paisaje y los suelos en zonas con y sin presencia de chigüiros, mediante un esquema de muestreo en diferentes tipos de terreno. La no presencia de chigüiros se estableció con pobladores locales y se verificó por la ausencia de heces y otro tipo de rastros. No obstante, es necesario tener en cuenta que las ausencias son difíciles de confirmar y pueden generar errores de estimación. En segundo lugar se analizaron los resultados del modelamiento de nicho frente a un mapa ajustado de Unidades Fisiográficas en el área de estudio, modificado a partir de IGAC (1999).

### ***Muestreo de suelos***

Se empleó un método de reconocimiento y evaluación cualitativa *in situ* el cual permite dar cuenta de diferentes características del paisaje y los suelos, que pueden constituir indicadores del comportamiento hidrológico de las sabanas inundables. Para ello se tomaron datos de la estructura (horizontes), variabilidad del nivel freático, oxidación, textura del suelo, compactación, profundidad efectiva, cobertura vegetal asociada, entre otras características edafológicas, en diferentes zonas generalmente asociadas o no a la presencia de *H. hydrochaeris*. En el anexo no. 2 se detallan las características evaluadas *in situ*.

Las áreas de muestra se seleccionaron con base en la respuesta espectral de diferentes tipos de sabanas, su relación con áreas inundables y tipos de vegetación probable y conocimiento local para definir que atributos fisiográficos del paisaje se puede asociar con la presencia de *H. hydrochaeris*. La siguiente tabla muestra las zonas de muestreo seleccionadas:

Zona	Tipo de zona	Descripción
A	Esteros	Zonas de acumulación permanente o estacional de agua, principalmente por desborde de los ríos. Presencia frecuentemente y permanente de chigüiro.
B	Médanos	Colinas de extensión local producto del depósito de arenas transportadas por el viento. Presencia rara o poco frecuente de chigüiro.
C	Planos de desborde boscosos	Vegas y terrazas bajas de ríos, generalmente de origen andino, con presencia de bosques riparios. Presencia ocasional de chigüiro.
D	Planos de desborde no boscosos	Áreas abiertas con predominio de sabanas herbáceas y arbustivas. Ocasionalmente vegas de ríos de origen local, ausencia o escasa presencia de márgenes boscosos. Presencia estacional de chigüiro.

Tabla 3. Zonas definidas para muestreo de suelos.

Dentro de cada unidad de muestreo se tomaron de cuatro a siete sub-muestras de suelo en función de pequeñas variaciones de terreno y vegetación observadas en campo. El muestreo se hizo mediante calicatas, las cuales permitieron hacer una inspección visual de las paredes de la perforación así como establecer y documentar *in situ* las características del terreno.

Las calicatas tuvieron una profundidad de 60 a 90cm por 30cm de diámetro aproximadamente, extrayendo la muestra con pala-draga y depositándola sobre plástico de color azul para obtener una fotografía del perfil con alto contraste. Se tomaron fotografías del interior de la calicata con el fin de analizar la estructura del suelo sin influencia de la extracción, ya que no fue posible mantener la integridad de la muestra al momento de sacarla, principalmente por las fracciones arenosas y el estado de deshidratación del suelo.

#### *Características geomorfo-pedológicas de las unidades fisiográficas*

Las características observadas en terreno se relacionaron con las unidades cartográficas descritas en IGAC, (1999) en las cuales se definen las características geomorfo-



pedológicas de las unidades fisiográficas. Esta perspectiva (*análisis fisiográfico*) se enfoca principalmente en los factores formadores del paisaje a escala general, principalmente clima, hidrología, materiales parentales y procesos geológicos, y sus resultantes en términos de características exógenas (relieve y geoformas) e internas (edáficas), aspectos que constituyen un componente fundamental en la composición y estructura de la vegetación y fauna asociada. La estructura jerárquica del Análisis Fisiográfico define varios niveles de aproximación:

- *Provincia Fisiográfica*
- *Sub-provincias*
- *Gran Paisaje*
- *Unidades geomorfo-pedológicas*

En la zona de estudio se encuentran 3 grandes paisajes fisiográficos, divididos a su vez en 9 unidades geomorfo-pedológicas, según la clasificación propuesta por IGAC (1999). En el Anexo No. 4 se transcribe la descripción detallada de las unidades presentes en el área de estudio, conservando la codificación del estudio original.

Dado que estas unidades se encuentran representadas a escala cartográfica general (1:1'500.000) no es conveniente su inclusión como variable en los modelos de distribución que se busca construir en el marco de esta investigación. Sin embargo, se analizó por superposición los valores de probabilidad obtenidos en función de su ubicación en las unidades fisiográficas descritas. De acuerdo con esto, una vez validados los modelos, se procedió a correlacionar cualitativamente de dos formas:

1. Análisis cualitativo para establecer correspondencia entre las características geomorfo-pedológicas de los sitios muestreados en campo con la presencia o ausencia de *H. hydrochaeris*.
2. Superposición cartográfica de las áreas de mayor y menor probabilidad, obtenidas con los modelos de Máxima Entropía y Regresión Lineal Múltiple, con las unidades cartográficas (paisajes fisiográficos) ajustadas a la escala de trabajo, de tal manera que se establecen aquellas que efectivamente están asociadas a la presencia de *H. hydrochaeris* y se resaltan las características geomorfo-pedológicas que pueden estar asociadas a esta especie, de acuerdo con el primer análisis.

## Resultados

### *Registros de presencia*

Como datos de entrenamiento se obtuvieron 156 registros de presencia de *H. hydrochaeris*, junto con otro grupo de 78 datos independientes para la evaluación formado por registros obtenidos en campo y otros conjuntos de datos de proyectos desarrollados en las mismas zonas por el Grupo de Conservación y Manejo de fauna silvestre de la Universidad Nacional de Colombia, (2004-2006) y del Instituto Alexander von Humboldt (2003 y 2004).

### *Variables ambientales*

De acuerdo con los métodos expuestos se obtuvieron 11 capas *raster* a partir de la imagen SPOT y las fotografías aéreas previamente georeferenciadas. Las variables fueron codificadas como se muestra en el anexo No. 1. Los valores obtenidos en las variables de modelamiento para los 156 puntos de presencia de *H. hydrochaeris* se resumen a continuación:

Variable	Unidad de medida y rango máximo	Rango de la variable en el área de estudio		Estadísticos de los puntos de presencia					
		Mínimo	Máximo	Media	Desviación Estándar	Coficiente de variación	Mínimo	Máximo	Rango
distest	metros	0	14337	747.3	719.03	0.96	0	3067.3	3067.3
distlent	metros	0	6630	812.7	796.78	0.98	0	3207.1	3207.1
denlent	densidad/km2	0	27.8	3.19	4.07	1.28	0	22.2	22.2
het50ha	No. clases espectrales (0 a 255)	0	68	19.69	10.12	0.51	2	48	46
spotpc1	Niveles digitales (0 a 255)	0	255	69.99	30.04	0.43	25	167	142
spotpc2	Niveles digitales (0 a 255)	0	255	172.5	20.96	0.12	122	223	101
ndvi	Niveles digitales (0 a 255)	0	255	177.4	19.97	0.11	123	214	91
sqrt	índice (0 a 2)	0.74	1.17	1.02	0.03	0.03	0.93	1.09	0.16
tndvi	índice, (-1 a 1)	-0.32	0.44	0.19	0.08	0.4	-0.11	0.29	0.4
dislot	metros	0	2989	530.4	408.83	0.77	6	1618.3	1612.3
denlot	densidad/km2	0	4	0.77	0.7	0.91	0	2.41	2.41

Tabla No. 4. Estadísticos asociados a los puntos de presencia para cada variable.

### *Pruebas de correlación entre variables*

A continuación se describen los resultados de las pruebas de correlación de acuerdo con los métodos arriba explicados. El valor de *p* (en cursiva  $p < 0.05$ ) en la tabla No. 5, indican correlaciones significativamente diferentes de cero, con un nivel de confianza del 95%.

No obstante, se consideró como alta correlación únicamente los valores de  $R^2 > 70\%$  (en cursiva en la tabla No. 6).

	denlent	denlot	dislot	distest	Distlent	het50ha	ndvi	spotpc1	spotpc2	sqrt	tndvi
denlent	Valor <i>p</i>	0.02	0.7	0	0	0.62	0	0.07	0	0	0
	Coficiente	-0.18	-0.03	-0.5	-0.59	0.04	-0.3	0.15	0.3	-0.3	-0.38
denlot	0.02		0	0.42	0.04	0.05	0.31	0.19	0.04	0.31	0.67
	-0.18		-0.85	0.07	0.16	0.16	-0.08	0.11	-0.16	-0.08	-0.03
dislot	0.7	0		0.05	0.3	0.02	0.49	0.71	0.5	0.49	0.87
	-0.03	-0.85		0.15	0.08	-0.19	0.06	0.03	-0.05	0.06	-0.01
distest	0	0.42	0.05		0	0.62	0.05	0.51	0	0.05	0.01
	-0.5	0.07	0.15		0.72	0.04	0.16	-0.05	-0.23	0.16	0.21
distlent	0	0.04	0.3	0		0.82	0.28	0.78	0	0.28	0.05
	-0.59	0.16	0.08	0.72		0.02	0.09	-0.02	-0.27	0.09	0.16
het50ha	0.62	0.05	0.02	0.62	0.82		0	0.17	0.16	0	0.88
	0.04	0.16	-0.19	0.04	0.02		-0.27	0.11	0.11	-0.27	-0.01
ndvi	0	0.31	0.49	0.05	0.28	0		0	0.6	0	0
	-0.3	-0.08	0.06	0.16	0.09	-0.27		-0.77	-0.04	1	0.8
spotpc1	0.07	0.19	0.71	0.51	0.78	0.17	0		0	0	0
	0.15	0.11	0.03	-0.05	-0.02	0.11	-0.77		-0.51	-0.77	-0.69
spotpc2	0	0.04	0.5	0	0	0.16	0.6	0		0.56	0.18
	0.3	-0.16	-0.05	-0.23	-0.27	0.11	-0.04	-0.51		-0.05	-0.11
sqrt	0	0.31	0.49	0.05	0.28	0	0	0	0.56		0
	-0.3	-0.08	0.06	0.16	0.09	-0.27	1	-0.77	-0.05		0.8
tndvi	0	0.67	0.87	0.01	0.05	0.88	0	0	0.18	0	
	-0.38	-0.03	-0.01	0.21	0.16	-0.01	0.8	-0.69	-0.11	0.8	

Tabla No. 5. Correlación entre variables para los 156 puntos de presencia (momento de *Pearson*) y valores de *p*.

	tndvi	sqrt	spotpc2	spotpc1	ndvi	het50ha	distest	distlent	dislot	denlot	denlent
tndvi		0.70	-0.17	-0.74	0.70	0.05	0.07	0.03	-0.13	0.14	-0.19
sqrt	0.70		-0.46	-0.81	1.00	0.02	0.05	-0.09	-0.12	0.14	-0.04
spotpc2	-0.17	-0.46		0.00	-0.46	-0.16	0.22	-0.03	0.11	-0.13	0.04
spotpc1	-0.74	-0.81	0.00		-0.81	0.02	-0.15	0.09	0.08	-0.10	0.05
ndvi	0.70	1.00	-0.46	-0.81		0.02	0.05	-0.09	-0.12	0.14	-0.04
het50ha	0.05	0.02	-0.16	0.02	0.02		-0.18	-0.04	-0.16	0.17	-0.02
distest	0.07	0.05	0.22	-0.15	0.05	-0.18		0.06	0.07	-0.12	-0.20
distlent	0.03	-0.09	-0.03	0.09	-0.09	-0.04	0.06		-0.04	-0.02	-0.39
dislot	-0.13	-0.12	0.11	0.08	-0.12	-0.16	0.07	-0.04		-0.75	0.06
denlot	0.14	0.14	-0.13	-0.10	0.14	0.17	-0.12	-0.02	-0.75		-0.04
denlent	-0.19	-0.04	0.04	0.05	-0.04	-0.02	-0.20	-0.39	0.06	-0.04	

Tabla No. 6. Matriz de correlación entre las variables (capas *raster*).

Ambos métodos mostraron resultados similares en la determinación de variables correlacionadas. Las variables obtenidas mediante índices de vegetación (NDVI, SQRT y TNDVI) mostraron altas correlaciones entre sí y con SPOTCPC1 (> 80%). De forma

similar, DISLOT y DENLOT mostraron también una correlación significativa (75% en el método 1 y 85% en el método 2).

## ***Modelos de distribución potencial***

### *Método de Máxima Entropía*

#### *1. Incluyendo variables correlacionadas (MAXENT1)*

Se obtuvo un modelo con un rango de probabilidad de 0.005 a 0.961, con AUC = 0.924 (Figura 5a y 5b) con un umbral de presencia correspondiente al valor de probabilidad más bajo para los datos de entrenamiento (*minimum training presence*), MTP=0.092 y *10 percentile training presence* (10PTP)=0.314.

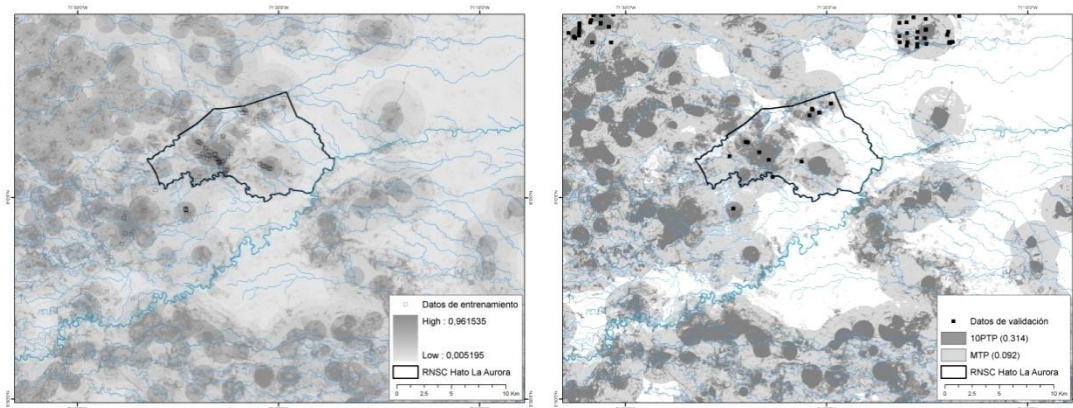


Figura No. 5a y 5b. Modelo de distribución potencial MAXENT1. Valores de probabilidad logística (Izq.) y umbrales seleccionados (Der.)

El análisis de contribución de las variables muestra que la distancia a esteros y el componente 2 de la imagen SPOT contribuyen con el 82% del modelo. Por otra parte el NDVI, y otros índices espectrales similares, incluidos en el modelo con el objetivo de realzar las diferencias *entre* la vegetación boscosa, presentaron una contribución muy baja (inferior al 1%).

Este modelo establece que la probabilidad de presencia de *H. hydrochaeris* aumenta significativamente en distancias inferiores a 2000m de los esteros (probabilidad entre 0.3 y 0.6), que para este estudio se entendieron como cuerpos de agua con vegetación acuática presente, y hasta 3000m de los cuerpos de agua lénticos sin vegetación acuática

(probabilidad mayor a 0.6 hasta 0.8). La densidad de cuerpos de agua lénticos muestra igualmente una alta influencia en la presencia probable de la especie. (0.6 a 0.8 de probabilidad, entre 2 y 30 cuerpos de agua por Km<sup>2</sup>).

Las variables de respuesta espectral (componentes principales de la imagen SPOT) influenciaron igualmente el comportamiento del modelo. El análisis de curvas de respuesta muestra que la probabilidad aumenta en los rangos de niveles digitales de 30 a 40 en el componente 1 y de 160 a 180 en el componente 2, los cuales corresponden con el rango de bosques (incluyendo algunos tipos de matorrales y ecotonos) y cuerpos de agua.

### *Validación del modelo*

La validación del modelo se realizó con 78 datos independientes de los datos de entrenamiento, encontrando que las probabilidades asociadas a dichos datos oscilan entre 0.04 y 0.88 con una media de 0.332 y DS=0.218. El modelo obtenido bajo dicho umbral muestra un error de comisión del 3.85% (sensibilidad del 96.15%).

## 2. *Excluyendo variables correlacionadas (MAXENT2)*

### *Descripción del modelo*

Excluyendo las variables correlacionadas arriba mencionadas, se obtuvo un segundo modelo con un rango de probabilidad de 0.008 a 0.92, con AUC = 0.913 (figura 6a y 6b) con un umbral de presencia correspondiente al valor de probabilidad más bajo para los datos de entrenamiento (*minimum training presence*), MTP=0.134 y *10 percentile training presence* (10PTP)=0.344.

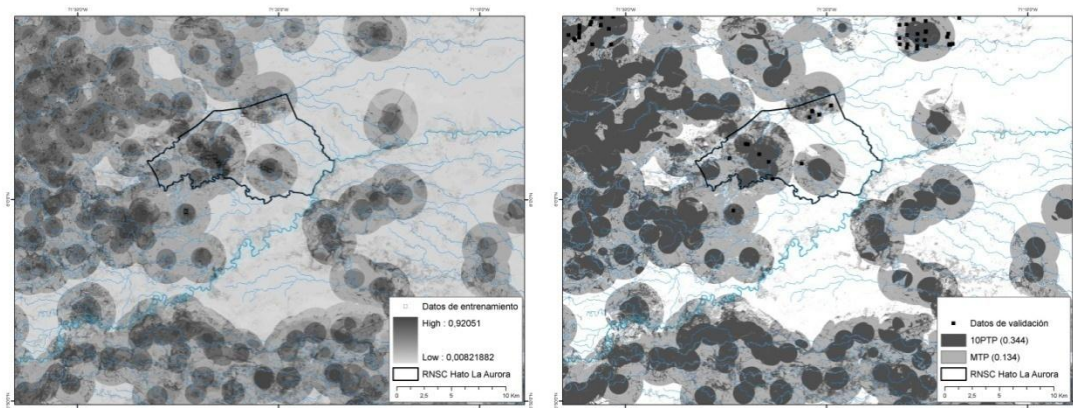


Figura No. 6a y 6b. Modelo MAXENT2. Valores de probabilidad logística (Izq.) y umbrales seleccionados (Der.)

La contribución de las variables no cambia con respecto al modelo MAXENT1, siendo la distancia a esteros y los valores de respuesta del componente 2 de la imagen SPOT los que más contribuyen con el modelo (59.5% y 28.8% respectivamente), sin encontrar mayores diferencias en las curvas de respuestas de las variables.

### *Validación del modelo*

Usando el mismo grupo de 78 datos, se encontró que las probabilidades asociadas a dichos datos oscilan entre 0.036 y 0.86 con una media de 0.366 y DS=0.2079. El modelo obtenido bajo dicho umbral muestra un error de comisión del 6.4%, (sensibilidad del 93.6%), sugiriendo que su capacidad de predicción es inferior a MAXENT1.

### *Método de Regresión Lineal Múltiple (RLM)*

#### *1. Incluyendo variables correlacionadas (RLM1)*

Usando las 11 variables ambientales seleccionadas, incluyendo aquellas que mostraron altos niveles de correlación, se ajustó un modelo de regresión lineal múltiple (RLM) para describir la relación de la probabilidad obtenida en MAXENT1 para los 156 datos de presencia. El modelo obtuvo un  $R^2$  del 73.66% con un valor de  $p < 0.05$ , indicando una relación estadísticamente significativa entre las variables seleccionadas. Los umbrales seleccionados para los modelos se establecieron en MTP=0.199 y 10PTP=0.377. La ecuación del modelo ajustado es:

$$\text{MAXENT1} = 15,3515 + 0,0134909*\text{DENLENT} - 0,0229796*\text{DENLOT} + 0,0000109695*\text{DISLOT} - 0,000111262*\text{DISTEST} - 0,0000703773*\text{DISTLENT} - 0,00335213*\text{HET50HA} + 0,0272645*\text{NDVI} - 0,00229094*\text{SPOTPC1} - 0,00845055*\text{SPOTPC2} - 17,3689*\text{SQRT} - 0,242823*\text{TNDVI}$$

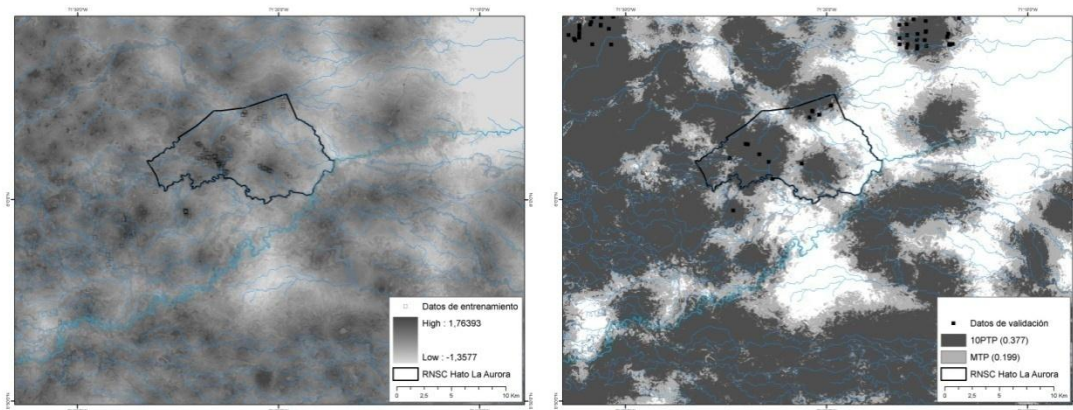


Figura 7a y 7b. Modelo RLM1. Valores de probabilidad modelados (Izq.) y Umbrales seleccionados (Der.)



### Validación del modelo

Se encontró que las probabilidades asociadas a los datos de prueba oscilan entre 0.213 y 1 con una media de 0.498 y DS=0.174. El modelo obtenido bajo dicho umbral presenta una sensibilidad del 100% (figura 7a y 7b), es decir que todos los datos de prueba se encuentran dentro del umbral seleccionado.

#### 2. Excluyendo variables correlacionadas (RLM2)

Se ajustó un segundo modelo de regresión lineal excluyendo las variables con correlación mayor a 75%. Este modelo obtuvo un  $R^2$  del 72.4% con un valor de  $p < 0.05$ , indicando una relación estadísticamente significativa entre las variables seleccionadas. Los umbrales seleccionados para los modelos se establecieron en MTP=0.26 y 10PTP=0.393, (figura 8a y 8b).

La ecuación del modelo ajustado es:

$$\text{MAXENT2} = 1,79737 + 0,0126864 * \text{DENLENT} - 0,0181558 * \text{DENLOT} - 0,000124928 * \text{DISTEST} - 0,0000334694 * \text{DISTLENT} - 0,0024633 * \text{HET50HA} + 0,0000332466 * \text{SPOTPC1} - 0,00573551 * \text{SPOTPC2} - 0,193015 * \text{TNDVI}$$

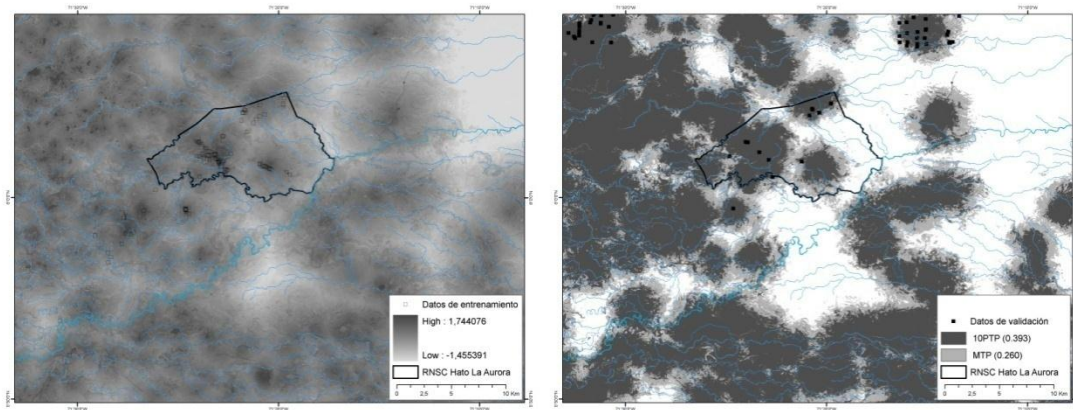


Figura 8a y 8b. Modelo RLM2. Valores de probabilidad modelados (Izq.) y umbrales seleccionados (Der.)

### Validación del modelo

Usando el mismo grupo de 78 datos de prueba, se encontró que las probabilidades asociadas a dichos datos para el modelo RLM2 oscilan entre 0.202 y 1 con una media de 0.498 y DS=0.17. El modelo obtenido bajo dicho umbral muestra un error de comisión del 5.2%, (sensibilidad del 94.8%, ver figura 8b), mostrando menor capacidad de predicción que el modelo RLM1.

## Comparaciones entre modelos

### Modelos MAXENT1 y MAXENT2

La comparación entre las superficies *raster* arrojó un coeficiente de correlación de 0.99. Por otra parte, ajustando un modelo de regresión lineal se obtuvo un coeficiente de correlación de 0.99 con  $R^2=98.85$ , con valor  $p < 0.05$ , indicando, al igual que la primer prueba, una relación estadísticamente significativa entre las muestras de ambos modelos.

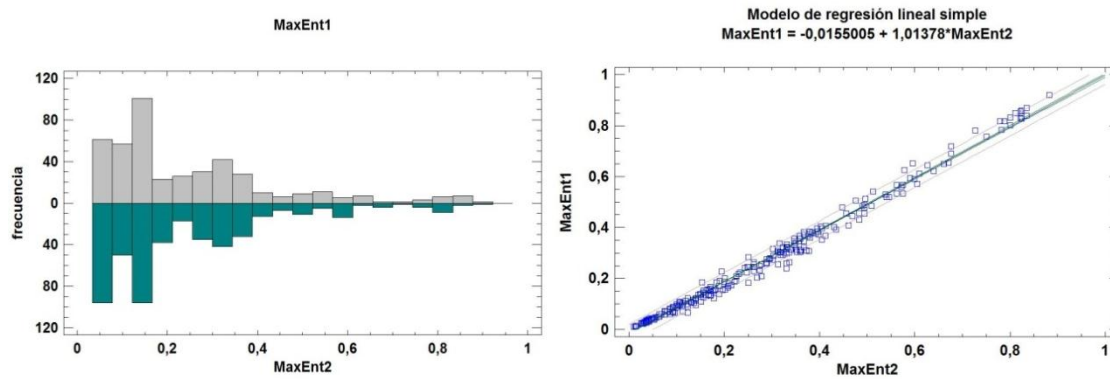


Figura 9a y 9b. Modelo de regresión lineal múltiple entre Maxent1/Maxent2

No obstante, la prueba KS arrojó un valor de  $p < 0.05$ , indicando una diferencia estadísticamente significativa entre las distribuciones de las dos muestras. De las pruebas anteriores se puede inferir que la distribución de probabilidad difiere entre el modelo construido con todas las variables seleccionadas (MAXENT1) y el modelo construido minimizando la correlación entre variables (MAXENT2), pero no la distribución espacial de los valores hallados, es decir que no se presentan cambios a nivel geográfico pero sí en los rangos de probabilidad, aunque esta diferencia es estrecha.

### Modelos RLM1 y RML2

La comparación entre las capas *raster* obtenidas de los modelos de regresión lineal múltiple, arrojó un coeficiente de correlación de 0.99 de forma similar al coeficiente de correlación hallado para la comparación MAXENT1/MAXENT2. Ajustando un modelo de regresión lineal, se obtuvo un coeficiente de correlación de 0.987 con  $R^2=97.53$ , con valor  $p < 0.05$ , indicando, al igual que la primer prueba, una relación estadísticamente significativa entre las muestras de ambos modelos.



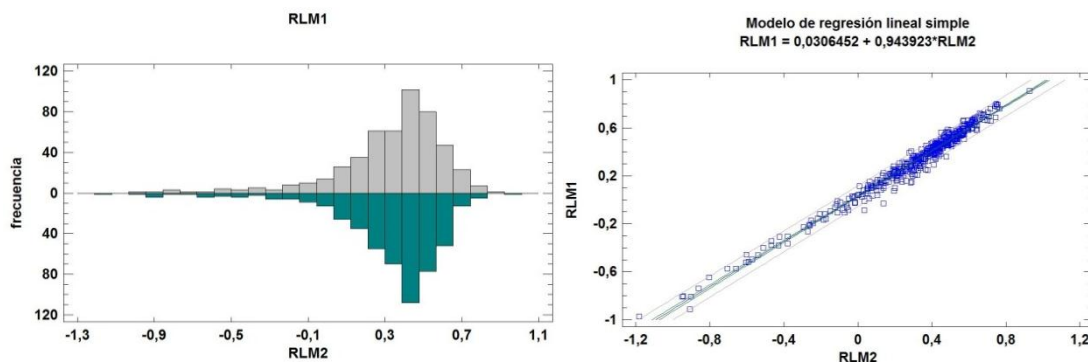


Figura 10a y 10b. Modelo de regresión lineal entre RLM1 y RLM2.

La prueba KS arrojó un valor de  $p > 0.05$ , indicando que no hay diferencia estadísticamente significativa entre las distribuciones de las dos muestras. De acuerdo con lo anterior se puede afirmar que no hay evidencia de diferencias significativas entre los modelos de Regresión Lineal Múltiple construidos con variables con y sin correlación.

### ***Correlación con atributos estructurales y funcionales del paisaje***

#### *Unidades cartográficas asociadas a la presencia de H. hydrochaeris*

A continuación se muestran los promedios de probabilidad obtenidos para cada tipo de paisaje fisiográfico descrito en el área de estudio. Los cuatro modelos desarrollados coinciden en los extremos, es decir, en las unidades con mayor y menor promedio de probabilidad encontrado.

Las áreas que mostraron mayor relación con la presencia predicha en los cuatro modelos de *H. hydrochaeris* aquí construidos, corresponden principalmente a las unidades BI1 y BN2. De acuerdo con IGAC (1999), las unidades BI1 corresponden a terrazas bajas, plano convexas, con drenaje rápido a moderado y ligera influencia eólica. Las unidades BN2 corresponden a terrazas aluviales bajas y medias formadas por la divagación las corrientes superficiales, con la consecuente sedimentación de materiales y posteriormente al incisamiento de su propio cauce.

En las unidades BI3 y BN1 se presentaron altas probabilidades de presencia de chigüiro aunque de manera más localizada que en las dos primeras. Unidades BI3 presentan desbordamientos aluviales activos producto de subsidencia y por tanto está sujeta a

encharcamiento. BN1 se caracteriza mayoritariamente por la presencia de depósitos aluviales producto de la dinámica de desborde de ríos de origen local, ocasionalmente cubiertos o asociados con mantos eólicos discontinuos, con suelos de textura predominantemente limosa y limo-arcillosa.

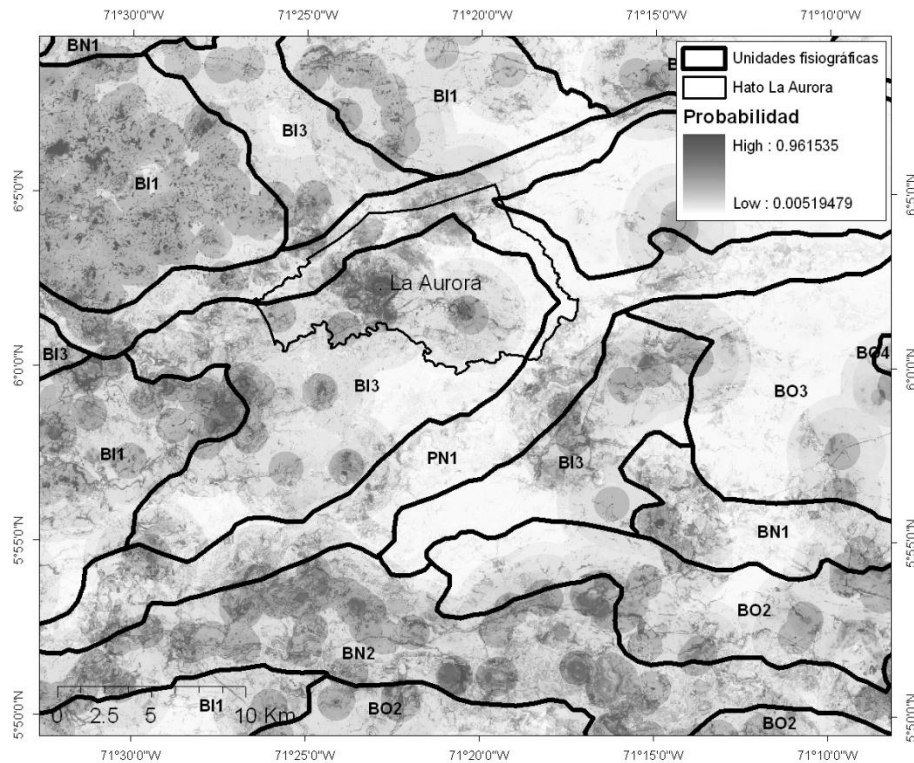


Figura 11. Modelo de distribución potencial y Paisajes Fisiográficos.

Relación con modelos de <i>H. hydrocaeris</i>	UNIDAD	Probabilidad promedio			
		Maxent1	Maxent2	RLM1	RLM2
Alta probabilidad	BN2	0.34	0.38	0.52	0.51
	BI1	0.28	0.32	0.45	0.45
Alta a media	BI3	0.20	0.22	0.34	0.34
	BN1	0.20	0.22	0.39	0.39
Media a baja	BO4	0.19	0.24	0.44	0.40
	BO2	0.22	0.23	0.42	0.40
Baja	PN1	0.17	0.18	0.25	0.25
	BO3	0.08	0.08	0.01	-0.04

Tabla No. 7. Promedios de probabilidad de presencia en diferentes Paisajes Fisiográficos

Las unidades poco asociadas a *H. hydrocaeris* en los modelos, se caracterizaron por una presencia continua de mantos eólicos, algunos de los cuales recubren planicies de desborde, correspondiendo a unidades cartográficas BO2 y parcialmente BO3. Los suelos



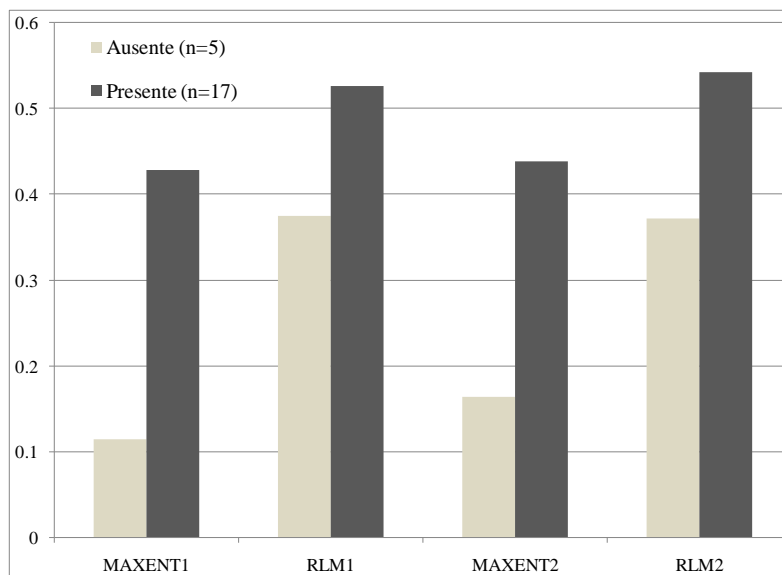


Figura 13. Probabilidades promedio de acuerdo a la presencia de chigiüiro en los sitios de muestreo de suelos.

A continuación se describen las características edafológicas y geomorfológicas asociadas a las unidades de muestreo y su relación con la presencia de chigiüiro.

#### A- Esteros

Para esta unidad de muestreo se obtuvieron 4 sub-muestras. El material predominante es de textura limosa y limo-arcillosa con fracciones de arena en horizontes sepultados (más de 20cm). Generalmente los suelos muestreados en este tipo de zonas presentaron un perfil diferenciado con cuatro a seis niveles, con presencia abundante de óxido de hierro en la mayoría de ellos, con profundidad efectiva entre 1 y 15cm, indicando una constante fluctuación del nivel freático.

Tres de las cuatro calicatas muestran una fuerte tendencia a la compactación de los suelos. La vegetación dominante corresponde a herbazales rasantes, aunque en ocasiones se observa ausencia de vegetación. En las cuatro muestras hubo evidencia de presencia de *H. hydrochaeris* asociada a la presencia de ganado vacuno. Se asocian con las unidades cartográficas BI y BN.

#### B- Médanos (dunas)

Para esta unidad de muestreo se establecieron cinco calicatas. Estas unidades presentan pendientes superiores a los 5°, a diferencia del resto de unidades que se caracterizan por

un relieve predominantemente plano ( $<2^\circ$ ). Los médanos muestreados presentan diferente extensión y altura sobre el nivel de base (planos de desborde) que puede ir entre 3 y 10m. Esta variación está relacionada con el espesor del horizonte arenoso que caracteriza esta unidad, que varió entre 30 y 75cm en las calicatas realizadas. La profundidad efectiva (penetración de raíces) varió entre 20 y 30cm.

Dada su textura, este tipo de sustrato presenta alta conductividad hidráulica (percolación) y por tanto la retención de agua en superficie es mínima, lo cual la hace muy poco apta para la presencia de *H. hydrochaeris*, salvo en médanos de menor extensión en cercanías a esteros en radios menores a 3Km, lo cual hace de estos médanos sitios de paso y por tanto pueden quedar registrados con presencia de chigüiros y de ganado. Las áreas medanosas extensas (varios  $\text{Km}^2$ ) se asocian a unidades cartográficas BO2, al tiempo que los médanos de menor extensión ( $<1\text{Km}^2$ ) se asocian con las unidades cartográficas BO3.

La vegetación asociada en los sitios de muestreo está dominada por herbazales rasantes, con nula o muy baja presencia de elementos arbustivos o arbóreos, salvo en dos sitios en donde la zona de rebalse está asociada con los médanos (manto arenoso discontinuo). Dos de los perfiles mostraron asociación con elementos limosos y limo arcillosos, mostrando presencia de óxidos a los 30cm de profundidad en promedio, lo que puede estar asociado a la fluctuación estacional del nivel freático, sin embargo, no se encontró evidencia de encharcamiento reciente.

#### C- Planos de desborde con vegetación boscosa

Los planos de desborde con vegetación boscosa presente (bosques de galería y elementos arbustivos intercalados, generalmente densos) se encuentran en su mayoría bajo influencia de ríos de mayor extensión relativa en la zona de estudio, la mayoría de ellos ríos de aguas barrosas, es decir de origen andino (IGAC, 1999). Las diferencias en vegetación podrían estarse dando gracias al mayor aporte de nutrientes propios de los ríos de origen andino en comparación con los ríos de origen local. En esta unidad se hicieron seis calicatas de profundidad de 65cm en promedio. Esta unidad mostró suelos altamente heterogéneos de tres a cinco horizontes con texturas intercaladas, principalmente limos y arenas. Se encontró evidencia de oxidación en profundidad variable (15 a 40cm), evidenciando una fuerte fluctuación del nivel freático. A nivel geomorfológico, esta

unidad va desde planos de desborde activos hasta terrazas bajas, ocasionalmente inundables.

El grado de compactación fue igualmente variable siempre asociado a la presencia de ganadería. En dos de los cinco sitios muestreados no se encontró evidencia de presencia de *H. hydrochaeris*, específicamente en aquellos cercanos a las corrientes de mayor caudal. Estos planos de inundación y terrazas bajas hacen parte de la unidad PN1.

#### D- Planos de desborde con vegetación no boscosa

En este tipo de unidad se tomaron siete sub-muestras de tres a seis horizontes, mostrando suelos estructurados y heterogéneos, con texturas en su mayoría limosas y limo-arcillosas, con baja proporción de fracción arenosa y profundidad efectiva muy limitada en la mayoría de sitios. Se encontraron evidencias de oxidación a lo largo de la mayoría de horizontes descritos, indicando fluctuación irregular del nivel freático.

Esta unidad corresponde a planos de inundación y/o encharcamiento de corrientes menores de origen local (unidades cartográficas BN1 y BN2), con predominio de vegetación herbácea y en ocasiones arbustos dispersos (sabanas herbáceas y arbustivas en menor proporción). Presenta dos sub-unidades geomorfológicas: planos de desborde activos frecuentemente inundables, y terrazas bajas ocasionalmente inundables, ligado a eventos extremos de precipitación. El grado de compactación hallado fue medio a alto, igualmente ligado a la presencia de ganado. En este tipo de unidad, al igual que en los esteros, la presencia de *H. hydrochaeris* fue constante en todas las sub-muestras.

### **Discusión**

El paisaje asociado con la presencia del chigüiro en el Departamento del Casanare es usualmente asociado a una matriz de sabana natural con presencia dominante de tres especies (Aldana-Dominguez, et al, 2007): hierbas bajas de Güatara (*Axonopus purpusii*), rabo de vaca (*Andropogon bicorniis*) y pajonales de Víbora (*Imperata contracta*).

De acuerdo con los resultados de esta investigación, estas sabanas pueden estar asociadas mayoritariamente con los planos de inundación estacional ocasionada por desborde con predominio de materiales limo-arcillosos recubiertos de manera variable por mantos

arenosos de origen eólico. La ubicación y distribución espacial de las áreas estimadas mediante los modelos de distribución potencial reafirman características ya documentadas para *H. hydrochaeris*, entre ellas, la importancia de la ubicación y cercanía de los cuerpos de agua y esteros, mostrando una distribución del hábitat con una configuración nuclear alrededor de estas áreas. Este patrón se identificó principalmente en el sector nor-occidental del área de estudio (Hato La Aurora, La Borra, Guamito, entre otros). Las sabanas ubicadas en esta zona se diferencian de las ubicadas hacia el nororiente en cuanto su respuesta espectral, marcada principalmente por las diferencias en la influencia eólica.

Algunos registros de presencia se obtuvieron sobre médanos, lo cual en primera instancia se aleja del modelo obtenido, sin embargo, estas presencias se registraron en distancias inferiores a 5Km de los esteros, sobre pequeñas colinas de origen eólico que funcionan como sitios de paso entre esteros ubicados sobre suelos limo-arcillosos. En sectores localmente denominados *sabanas medanosas o limpias* (ubicadas al nororiente de la zona de estudio) no se registró la presencia de chigüiros ni fue reportada por personas de la región, lo se debe principalmente a la no formación de esteros, dado el predominio de suelos arenosos de origen eólico.

De acuerdo con los registros de presencia usados en este trabajo, es muy poco frecuente encontrar manadas e incluso individuos dispersos sobre los márgenes de corrientes mayores de origen andino (aguas barrosas), pudiendo existir varias razones para ello: La primera, estas áreas pueden no ser aptas para el comportamiento social de la especie, teniendo en cuenta la presencia de taludes y niveles de terrazas, las cuales usualmente son estrechas, no retienen agua en superficie y localmente presentan mayor pendiente que las sabanas. En segundo lugar, las manadas podrían quedar más expuestas a la cacería y a depredadores del medio.

## **Conclusiones**

La diferenciación de los tipos de sabana en función de sus características edafológicas resulta fundamental en la evaluación del hábitat del chigüiro. En esta investigación se encontró que las sabanas de desborde, cuya principal característica edafológica es su alto

grado de compactación y textura limo-arcillosa en diferentes niveles del perfil, les confiere diferentes grados de encharcamiento en época lluviosa y retención de la humedad a lo largo de la estación seca. Esto permite tanto la presencia de *H. hydrochaeris* como la de babillas (*Caiman crocodilus*), tortugas (*Podocnemis* sp), entre otras, así como el ganado vacuno propio de los hatos llaneros. Los cuerpos de agua que se desarrollan en este tipo de paisaje corresponden a aguas estancadas o semi-estancadas producto de la retención de agua en superficies plano-cóncavas formadas por materiales arcillosos y limo-arcillosos.

Las sabanas de marcado origen eólico (BO2, BO3 y BO4, localmente denominadas *medanosas* o *sabanas limpias*), mostraron no constituir un hábitat adecuado para el chigüiro. Estos paisajes se han formado principalmente por la acumulación de arenas transportados principalmente por el viento, concretamente por los vientos Alisios del Noreste (IGAC, 1999), lo cual se traduce en predominancia de suelos arenosos con alta conductividad hidráulica (percolación), limitando así la acumulación de agua en superficie.

Lo anterior sin duda complementa el conocimiento actual relativo a los patrones espacio-temporales del chigüiro, principalmente a nivel de paisaje y permite inferir de forma confiable su distribución a nivel regional. Esta afirmación es evaluada en el segundo artículo de la presente investigación.

Los resultados de esta investigación sugieren que el uso de las imágenes SPOT y particularmente algunos índices de vegetación derivado a partir de estas, permitieron la efectiva discriminación de diferentes tipos de sabana tanto en función de sus características edafológicas como de la vegetación presente, lo cual expresa en su conjunto el hábitat requerido por el chigüiro. Es posible que las imágenes satelitales expresen más el tipo de suelos presente que la vegetación en sí misma, pues éstas tienen características fisonómicas similares y se presentan en arreglos espaciales de difícil separación aún en imágenes de alta resolución.

Los modelos obtenidos en esta investigación logran representar en un alto nivel de resolución espacial (6m de tamaño de píxel, equivalente a una escala cartográfica 1:10.000) la conjunción entre elementos claves para la presencia de *H. hydrochaeris* en la



ventana de estudio. Lo anterior permite establecer con mayor precisión áreas idóneas para poblaciones de chigüiros y constituye un paso fundamental para establecer los sitios específicos y el grado en el cual las poblaciones pueden ser explotadas comercialmente.

Estas conclusiones afirman lo hallado por Egbert, et al (2002) y Buermann et al (2008), para quienes la incorporación de variables derivadas de sensores remotos en los modelos de distribución geográfica potencial empleándolas como sustitutos (*surrogates*) de información a nivel de la vegetación y la cobertura de la tierra, que dada su naturaleza (unidades discretas usualmente clasificadas en pocas categorías y/o clases) son de difícil incorporación en modelos que buscan precisar la distribución geográfica de las especies. Por su parte, Buermann et al, (2008) afirman que en combinación con información climática u otra de utilidad para cada caso en particular, el uso de variables derivadas de imágenes satelitales resulta en un mejoramiento significativo de los resultados de la modelación de la distribución geográfica.

No obstante, el uso de variables e índices obtenidos con sensores remotos presentaron altas correlaciones, ya que el elemento fundamental para estos cálculos es el contraste entre las respuestas espectrales del rango visible e infrarrojo del espectro electromagnético. Sin embargo estos índices fueron fundamentales para modelar con mayor precisión la probabilidad de presencia, más allá de las distancias lineales a cuerpos de agua lénticos y lóticos. Si bien se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre modelos construidos con variables correlacionadas y sin correlación, estas diferencias no se expresaron en la localización y distribución espacial de las áreas con mayor y menor probabilidad.

## **Agradecimientos**

Quiero expresar mi agradecimiento a las siguientes instituciones y personas por su apoyo para la realización de esta investigación:

Al Instituto Geográfico Agustín Codazzi que facilitó cartografía base escala 1:100.000 así como imágenes satelitales SPOT Xi, ASTER y LANDSAT, empleadas en la modelación y especialmente en el trabajo de campo.

Al Instituto Alexander von Humboldt, especialmente al Programa SIB, por proveer datos y parte importante de los medios necesarios para el desarrollo de esta investigación.

A la familia Barragán (Reserva Natural de la Sociedad Civil Hato La Aurora) y especialmente a Jorge y a Nelson Barragán quienes facilitaron y apoyaron el trabajo de campo requerido.

## Referencias

- Aldana, J. 1999. Tamaño, densidad, estructura y distribución espacial de una población de chigüiros en Caño Limón, Arauca. Trabajo de grado. Facultad de ciencias. Universidad de los Andes. Bogotá. Colombia.
- Aldana-Domínguez, J, Vieira-Muñoz, M.I y Ángel Escobar, D.C (eds). 2007. Estudios sobre la ecología del chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*), enfocados a su manejo y uso sostenible en Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia, 2007. 188 p.
- Atuesta, N. 2006. Métodos de campo para evaluar la calidad de hábitat disponible para el chigüiro. Páginas 5-128 en Corporinoquia & universidad Nacional de Colombia. 2006. registro y análisis de la información de la información para el manejo sostenible de las poblaciones silvestre del chigüiros y de sus hábitats en la Orinoquia Colombiana. Guía de capacitación. Facultad de ciencias. Universidad Nacional de Colombia –Corporinoquia. Bogotá. Colombia.
- Chase J.M y M. A. Leibold. 2003. Ecological niches: linking classical and contemporary approaches. The University of Chicago Press. Chicago, 207p.
- Ferraz, S. F., A. Townsend, R. Scachetti-Pereira, C. Vettorazzi and L. Verdade 2009. Distribution of Capybaras in an Agroecosystem, Southeastern Brazil, Based on Ecological Niche Modeling. Journal of Mammalogy, Vol. 90, No. 1, pp. 189-194.
- Ferraz, S. F., Moreira, J. R., Couto, H. and L. Verdade, 2007. Capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) distribution in agroecosystems: a cross-scale habitat analysis. Journal of Biogeography, 34: 223–230.
- Forero, J.M., J. Betancur & J. Cavalier. 2003. Dieta del Capibara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) en Caño Limón, Arauca, Colombia. En: Biología Tropical, 51(2): 579-590 (2003).
- Guzmán, A. 2005. Evaluación de los hábitats disponibles para el chigüiro *Hydrochaeris hydrochaeris* durante la época de lluvias en los Municipios de Paz de Ariporo y Hato Corozal (Casanare). Pp. 31- 70, en Fortalecimiento al Control y Seguimiento

- a las Poblaciones de Chigüiro, para la Implementación de Proyectos de Uso Sostenible en Casanare, Municipios de Paz de Ariporo y Hato Corozal. Unillanos y Ministerio del Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Convenio 72. Informe Final. Bogotá.
- Herrera, E. A. 1999. Comportamiento, conservación y manejo de fauna silvestre: el caso del capibara en Venezuela. En: *Etología*, 7:41-46 (1999).
- Herrera E.A. and D. Macdonald, 1989. Resource utilization and territoriality in Group-Living Capybaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*). *Journal of Animal Ecology*. Vol. 58, No. 2, pp. 667-679
- Instituto Geográfico Agustín Agustín Codazzi. IGAC, 1999. Paisajes fisiográficos de la Orinoquia-Amazonia (ORAM) Colombia. En *Análisis Geográficos* No. 27 -28. 366 p.
- Mesa E., 2005. Análisis de la dinámica de poblaciones silvestres de chigüiros como herramienta de manejo hacia el aprovechamiento sostenible y la conservación. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial-MAVDT. 2005. Decreto No. 4688, 21 de diciembre de 2005, versión electrónica. República de Colombia Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Disponible en [www.minambiente.gov.co](http://www.minambiente.gov.co)
- Mulligan, M, A. Jarvis, y S. Burke. 2003. La aplicación de la fotografía aérea digital y la videografía para la estimación de las poblaciones del Chigüiro en los Llanos Orientales de Colombia. King's College London. Informe Final. Instituto Alexander von Humboldt, Bogotá.
- Oikos, Grupo de Estudios Ecológicos, 2003. Caracterización de las poblaciones silvestres de chigüiro y sus hábitats en sabanas anegables del departamento de Casanare con miras a formular una propuesta de conservación y uso sostenible. Informe final convenio 54 presentado a la Gobernación de Casanare, Yopal, Casanare. 239 p.

- Ojasti, J. 1997. Explotación Humana de Capibaras. En: Robinson, J.G. & K.H. Redford (comps). *Uso y conservación de la vida silvestre neotropical*. Tr. A. Bárcena. Fondo de Cultura Económica, 1997. México, D.F.
- Pardo, L., y A. Camargo, 2006. Área de acción del chigüiro (*Hydrochoerus Hydrochaeris*) en la sabana inundable del departamento de Casanare (Orinoquía Colombiana). Ponencia Oral. VII Congreso Internacional sobre manejo de fauna silvestre de la Amazonía y la América Latina. Septiembre de 2006. Ilheus, Bahía, Brasil.
- Phillips, Steven J., R. Anderson, R. Schapired, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. Vol.190 (3-4) p.p. 231-259
- Quesada, J.D. 2006. Estimación de la densidad de chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*) y su relación con la composición de paisaje y presión de caza en dos hatos del municipio de Orocué (Casanare) en la época seca. Tesis de grado Msc en Desarrollo Rural. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de estudios ambientales y rurales, Ecología. Bogotá.
- Roy. P.S. and S.A. Ravan. Biomass estimation using satellite remote sensing data—An investigation on possible approaches for natural forest. *Journal of Bioscience* Vol. 21, Number 4, June 1996, pp 535-561.
- Sarmiento, C. 2006. Estimación de una cuota global-regional de aprovechamiento sostenible de *H. hydrochaeris* en las sabanas inundables de la Orinoquía Colombiana. Informe Final. Facultad de Ciencias y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá.
- Soberon, J. y M. Nakamura, 2009. Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* Vol. 106 (2) 19644-19650
- StatPoint Technologies, 2010. *StatGraphics*, versión 16.1.11. Steven J.P., R.P. Anderson y R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*. Vol. 190 (3-4) pp 231-259.

Tucker, C J., 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 8 (2) pp 127-150

Tucker, C J., 1977. Resolution of grass canopy biomass classes *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. Vol. 43. pp. 1059-1067.

Vieira-Muñoz, M I., 2007. Identificación y caracterización de los ecosistemas asociados a las poblaciones de chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*) y su relación con el comportamiento en el Casanare, Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia, 2007. 188 p.

## Anexos

### Anexo No. 1

#### Codificación de variables para modelamiento de nicho ecológico

Fuente: Este estudio.

Numeral	Código	Variable
a)	distest	Distancia lineal a esteros
b)	distlent	Distancia lineal a cuerpos de agua lénticos
c)	denlent	Densidad de cuerpos de agua lénticos
d)	het50ha	Heterogeneidad de clases espectrales en un radio de 700m
e1)	spotpc1	Componente principal 1 de la imagen SPOT Xi
e2)	spotpc2	Componente principal 1 de la imagen SPOT Xi
f1)	ndvi	Índice normalizado de vegetación
f2)	sqrt	Cuadrado de IR/R
f3)	tndvi	Índice normalizado de vegetación transformado
g1)	dislot	Distancia a cuerpos de agua lóaticos (corrientes de origen no andino)
g2)	denlot	Densidad de cuerpos de agua lóaticos

## Anexo No. 2

### Características edafológicas para evaluación *in situ* en el área de estudio

Fuente: Este estudio.

Código	Características
a	Profundidad de la calicata efectuada. Generalmente limitada por presencia de un horizonte arenoso no consolidado
b	Descripción de la estructura del suelo. Cada nivel descrito obedece a procesos geo-dinámicos diferenciados. Un nivel se separa de otro por sus características físicas, químicas (indicadas por la coloración), entre otras características susceptibles de observación <i>in situ</i> .
c	A qué profundidad se encuentran las primeras trazas de limos y/o arcillas consolidadas (impermeabilidad), lo cual se relaciona con la retención de agua en superficie.
d	Pendiente del terreno en grados
e	Nivel freático encontrado
f	Fracción predominante (Limo, arcilla, arena)
g	Grado relativo de compactación del suelo
h	Profundidad a la cual se observa oxidación del suelo ( moteados color naranja-ocre, correspondientes a oxidación de hierro o aluminio), evidenciando la fluctuación del nivel freático y por tanto su relación con la inundabilidad
i	Profundidad efectiva, entendida como la profundidad a partir de la cual se observó la penetración de raíces en la estructura del perfil
j	Geoforma observada en terreno
k	Grado relativo de inundabilidad observado/reportado por el guía
l	Altura observada de la vegetación (altura del dosel)
m	Tipo fisionómico observado de la vegetación
n	Densidad observada de la vegetación
o	Tipo general de vegetación presente
p	Uso observado o presencia de ganadería en el sitio
q	Presencia observada o reportada de chigüiros en el sitio



### Anexo No. 3

#### Características edafológicas evaluadas *in situ* en el área de estudio

Fuente: Este estudio.

Zona de muestreo	Muestra	a	b	c	d	e	F	g	h	i	j	k	l	m	n	o	p	q
A-Estero	A1	80	3	8	2	7	Mixto	No compactado	1	3	Estero o bajo	Inundable	Rasante	Herbazal rasante	Abierto	Sabana herbácea	Presente	Presente
	A2	51	3	1	2	51	Arcilla	Alta	13	0	Estero o bajo	Inundable	Rasante	Herbazal	Abierto	Sabana herbácea	Presente	Presente
	A3	50	5	0	0	40	Arcilla	Alta	16	0	Estero o bajo	Inundable	Ausente	Ausente	Ausente	Suelo expuesto	Presente	Presente
	A4	80	6	0	0	15	Limo Arcilla	Media	5	3	Estero o bajo	Inundable	Rasante	Herbazal rasante	Denso	Sabana herbácea	Presente	Presente
B-Médanos	B1	55	2		6		Arena	No compactado		30	Médano	No inundable	Rasante	Herbazal	Denso	Sabana herbácea	Presente	Presente
	B2	30	3		3		Arena	No compactado		20	Médano	No inundable	Rasante	Herbazal	Denso	Sabana herbácea	Presente	Presente
	B3	45	3	0	3		Arena	No compactado	35	30	Médano	Inundable	Bajo	Arbustal	Denso	Sabana arbustiva	Presente	Ausente
	B4	46	3		2		Arena	No compactado		25	Médano	No inundable	Medio	Arbustal	Denso	Sabana arbustiva	Ausente	Ausente
	B5	75	6	1	7		Mixto	Alta	30	2	Médano	No inundable	Rasante	Herbazal rasante	Denso	Sabana herbácea	Presente	Presente
C-Planos de desborde boscosos	C1	60	5	46	0		Mixto	No compactado	16	6	Plano de desborde mayor	Inundable	Alta	Bosque	Denso	Bosque de galería	Ausente	Ausente
	C2	60	5	32	0		Mixto	Media	10	20	Plano de desborde	Inundable	Medio	Arbustal	Abierto	Bosque de galería	Ausente	Ausente
	C3	64	4	8	3	30	Arena	No compactado		30	Cañada	Inundable	Alta	Bosque	Denso	Bosque de galería	Presente	Presente
	C4	72	4	15	0	75	Arcilla	Alta	40	2	Plano de desborde menor	Inundable	Medio	Arbustal	Abierto	Sabana arbustiva	Presente	Presente
	C5	58	4	5	0	50	Mixto	Media	2	15	Costa de cañadas menores	Inundable	Alta	Bosque	Denso	Bosque de galería	Ausente	Presente
	C6	52	3		2		Mixto	Alta		1	Terraza aluvial	Ocasionalmente inundable	Bajo	Arbustal	Abierto	Bosque de galería	Presente	Presente

D-Planos de desborde no boscosos	D1	76	3	1	0	Limo Arcilla	Alta	3	1	Costa de cañadas menores	Inundable	Rasante	Herbazal rasante	Denso	Sabana herbácea	Presente	Presente
	D2	71	3	0	0	Limo Arcilla	Alta	5	1	Costa de cañadas menores	Inundable	Rasante	Herbazal rasante	Denso	Sabana herbácea	Presente	Presente
	D3	70	3	0	0	Limo Arcilla	Alta	5	1	Costa de cañadas menores	Inundable	Baja	Herbazal bajo	Denso	Sabana herbácea	Presente	Presente
	D4	53	4	1	0	Mixto	Alta	10	0	Terraza aluvial	Ocasionalmente inundable	Rasante	Herbazal rasante	Abierto	Sabana herbácea	Presente	Presente
	D5	102	5	1	0	Mixto	Media	35	4	Plano de desborde menor	Inundable	Baja	Herbazal	Abierto	Sabana herbácea	Presente	Presente
	D6	58	5	0	2	Mixto	Alta	7	7	Terraza aluvial	Ocasionalmente inundable	Bajo	Arbustal	Abierto	Sabana arbustiva	Ausente	Ausente
	D7	45	5	0	3	Limo Arcilla	Alta	28	3	Plano de desborde menor	Inundable	Bajo	Arbustal	Abierto	Sabana arbustiva	Ausente	Ausente

## Anexo No. 4

### Características geomorfo-pedológicas de los paisajes fisiográficos en el área de estudio

Fuente: IGAC (1999).

Provincia	Subprovincia	Gran Paisaje	Unidades geomorfo-pedológicas
Megacuena de sedimentación de la Orinoquía	B: Planicies Bajas de la Orinoquía Inundable	BI: Llanura aluvial de desborde con ligera influencia eólica	BI1 BI2 BI3
		BN: Llanuras aluviales menores de ríos orinoquenses con aguas intermedias y régimen meándrico	BN1 BN2
		BO: Llanura Eólica formada sobre llanuras aluviales de desborde	BO1 BO2 BO3 BO4
	P: Piedemonte depositacional derivado de rocas terciarias y cretáceas	PN: Llanuras aluviales de ríos de origen andino con aguas barrosas	PN1

#### ***Provincia Fisiográfica: Megacuena de sedimentación de la Orinoquía***

##### ***- Subprovincia fisiográfica B: Planicies Bajas de la Orinoquía Inundable***

##### ***Gran paisaje BI: Llanura aluvial de desborde con ligera influencia eólica.***

*Los suelos se desarrollaron a partir de material parental constituido por depósitos aluviales cubiertos por mantos eólicos delgados. Estos suelos presentan un avanzado estado de meteorización; son de textura moderadamente gruesa a media, drenaje medio a lento, el cual es manifestado por colores gris muy oscuro a pardo, blanco y amarillento grisáceo con moteados que señalan fluctuaciones del nivel freático. Su constitución mineralógica está conformada en la fracción arena con cuarzo (>70%) y arcilla caolinita (>50%), con altos contenidos de óxido de hierro y aluminio (IGAC, 1986 en IGAC, 1999).*

**Paisaje B11:** Terrazas medias y bajas. Plano convexas, con drenaje rápido a moderado y ligera influencia eólica en sedimentos gruesos a medios, recientes a subrecientes.

**Paisaje B12:** Terrazas bajas y vegas altas aluviales con cierta influencia eólica. Plano-cóncavas. Drenaje moderado a lento. En sedimentos medios a finos. Recientes a sub-actuales

**Paisaje B13:** Diques, vegas y vegones, con desbordamientos aluviales activos producto de subsidencia, moderadamente inundables, en sedimentos medios a finos, subactuales a actuales.

**Gran Paisaje BN:** Llanuras aluviales menores de ríos orinoquenses con aguas intermedias y régimen meándrico.

Son planos aluviales de extensión restringida que indican áreas inundables o encharcables. Los suelos se originan a partir de sedimentos aluviales heterogéneos, de textura media a fina (FAR-Ar), con drenaje lento a muy lento, colores grises-pardo grisáceos y en ocasiones rojizos, limitados por fluctuaciones del nivel freático y eventual pedregosidad. Dominados por cuarzo y caolinita en la fracción arena y arcilla respectivamente.

**Paisaje BN1:** Plano inundable actual de ríos mayores. Vegas y sobrevegas bastante estrechas y con frecuencia asociadas a terrazas bajas y pequeñas. Con relieve predominantemente plano, estas unidades se encuentran frecuentemente sometidas a inundaciones. Cuando no hay formación de terrazas, las corrientes se suelen desbordar y cambiar de curso durante épocas invernales, por divagar en superficies planas que no impiden su cambio de curso. Corresponden con sectores más activos de las llanuras aluviales de desborde, formada desde comienzos del Holoceno.

**Paisaje BN2:** Terrazas aluviales bajas y medias, recientes a subrecientes. Su formación se debe en primera instancia a la divagación del río, con la consecuente sedimentación de materiales y posteriormente al incisamiento de su propio cauce.

**Gran paisaje BO:** Llanura Eólica formada sobre llanuras aluviales de desborde

Llanura Eólica con arenas finas a medias, recubriendo una llanura aluvial de desborde en limos y arenas finas (pleistoceno-holoceno). Presente en planicies bajas

que conforman una amplia faja continua, desde el sector terminal de las llanuras aluviales (BI) hasta la margen occidental de la Llanura Aluvial del río Meta, formando mantos eólicos y dunas (denominados localmente médanos, cuya extensión puede variar de pocos metros cuadrados hasta kilómetros). En el área de estudio se presentan igualmente en complejo con sedimentos aluviales de llanuras de desborde. Los suelos de este gran paisaje se han desarrollado a partir de sedimentos como arenas finas, limos y arcillas, derivados de rocas ígneo-metamórficas y sedimentarias. Están constituidos por fracción arena por más del 90% de cuarzo en unidades BO1 y BO2.

**Paisaje BO1:** Campos de dunas longitudinales (“Médanos”) con arenas medias a finas. Recientes.

**Paisaje BO2:** Mantos eólicos continuos depositados sobre diques y basines, drenajes lento, en limos y arcillas parcialmente recubiertas por arenas finas, recientes a subactuales.

**Paisaje BO3:** Mantos eólicos discontinuos, acumulados en vegones diques y basines, drenaje lento a moderado, en arenas, limos y arcillas sub-recientes a recientes.

**Paisaje BO4:** Mantos eólicos y campos de dunas sedimentadas en superficies plano-cóncavas de una antigua altillanura aluvial con drenaje moderado a lento. En arenas y limos. Recientes – actuales.

- **Subprovincia Fisiográfica P: Piedemonte depositacional derivado de rocas terciarias y cretáceas**

**Gran Paisaje PN: Llanuras aluviales de ríos de origen andino con aguas barrosas**

Fueron formadas a partir de llanuras aluviales de desborde, en donde gracias a la acción aluvial conforman niveles de terrazas en planicies bajas con drenaje lento. Su régimen es depositacional y de equilibrio (meándrico, localmente rectilíneo), debido al control estructural ejercido por fracturas. Este paisaje está compuesto por sedimentos aluviales heterogéneos, con textura media a fina (FL-ArL), colores grises a pardo grisáceos y con poca frecuencia rojizos, limitados por sobresaturación.

**Paisaje PNI:** Plano aluvial de los ríos Mayores, régimen meándrico en equilibrio con control estructural local. Algunos de estos ríos presentan procesos geodinámicos activos relacionados con la neotectónica del

*Piedemonte, lo cual genera acumulación de gran cantidad de material de carga (medio y fino), superando la capacidad de transporte de las corrientes y elevando su nivel de base, por lo cual se caracterizan por desbordes activos y migraciones de curso. Algunos ríos como el Ariporo presentan mayor capacidad de disección sobre las llanuras aluviales de desborde generando llanuras estrechas con uno o dos niveles de terrazas (Sección baja del río Ariporo) a manera de escalonamiento.*

## **Artículo 2. Implicaciones de la resolución espacial en modelos de distribución potencial, evaluación de hábitat y abundancia del chigüiro (*H. hydrochaeris*), en las sabanas inundables de la Orinoquía Colombiana**

**CARLOS E. SARMIENTO P.** Geógrafo.

### **Resumen**

El chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*) tradicionalmente ha sido objeto de aprovechamiento comercial por parte de comunidades rurales en la Orinoquía Colombiana y Venezolana, desarrollándose diferentes proyectos de investigación y acciones de regulación por parte de autoridades ambientales en Colombia. Allí se ha identificado la necesidad de estimar su distribución y abundancia a lo largo de las regiones en donde más uso se hace de la especie (Departamentos de Arauca y Casanare), con el objetivo de asegurar su conservación y uso sostenible.

Una forma de dar respuesta a dicha necesidad, es mediante la construcción de modelos espaciales de distribución potencial y abundancia de la especie (*species distribution models - SDM*). En términos generales, estos modelos se construyen mediante la extrapolación de los datos disponibles y del conocimiento actual de los patrones de distribución y restricciones ecológicas (Elith y Leathwick, 2009; Schmolke, et al, 2010). Para ello generalmente se hace uso de información cartográfica que busca expresar las restricciones ecológicas que definen el nicho ecológico de las especies (Phillips et al, 2006). Esto conlleva a la necesidad de evaluar el comportamiento de los SDM en función de la escala espacial usada, buscando comprender y valorar la utilidad y los riesgos de las inferencias y decisiones de manejo que puedan surgir a partir de su uso (Wiens, 1989; Levin, 1992; Schneider, 2001; Turner et al, 2001; Dungan et al, 2002).

En este orden de ideas, se evaluaron aquí diferentes aspectos relativos a la escala espacial que pueden influir sobre la variabilidad, precisión y confiabilidad de los modelos de distribución geográfica (presencia y densidad) del chigüiro en las Sabanas Inundables de la Orinoquía Colombiana. Dichos aspectos abarcan la resolución espacial y cubrimiento geográfico de las variables y de las localidades presencia y densidad reportadas, así como las posibles implicaciones del uso de imágenes satelitales de diferente resolución espacial, temporal y espectral sobre el diseño de programas de monitoreo de la calidad del hábitat del chigüiro.

Los resultados indican que los modelos de distribución espacial potencial y abundancia del chigüiro son altamente sensibles a factores asociados a la escala espacial de los insumos empleados. Se encontró también que los SDM son sensibles a la resolución y al rango espectral de las imágenes satelitales empleadas y sus derivados para obtener variables independientes. Teniendo en cuenta lo anterior, se construyó un modelo regional de densidad (Individuos/Hectárea) de *H. hydrochaeris*, usando imágenes de baja resolución espacial y evaluando su confiabilidad de acuerdo a los datos existentes. El mejoramiento de estos modelos en cuanto su capacidad de predicción y nivel de resolución espacial, requerirá de una mejor distribución espacial de los esfuerzos de muestreo en función de la heterogeneidad y/o varianza de la información cartográfica.

**Palabras clave:** Modelos de distribución potencial. Modelos regionales de densidad potencial, SDM, *H. hydrochaeris*, Chigüiro, resolución espacial, escala, aprovechamiento de fauna silvestre.

## **Introducción**

Los modelos de distribución geográfica potencial de especies (SDM) son herramientas cuantitativas que combinan observaciones de la presencia o abundancia de especies con variables del ambiente en el cual se han registrado. Elith y Leathwick (2009) definen los SDM como un tipo de modelo que relaciona los registros de presencia y/o abundancia de especies en localidades conocidas con las características ambientales y espaciales de estas localizaciones. De esta forma los SDM pueden ser usados ya sea para indagar las relaciones entre presencia de las especies y los factores medioambientales, o bien para predecir la distribución de las especies a lo largo del paisaje.

En el contexto de las sabanas inundables de la Orinoquía colombiana, en Sarmiento (2011) se evaluó la factibilidad de obtener modelos de distribución de chigüiros en un alto nivel de resolución espacial, basados principalmente en variables construidas de acuerdo al comportamiento espacial de los chigüiros (rango de acción, preferencias de hábitat), y en la respuesta espectral sobre imágenes satelitales de las características del paisaje que constituyen los atributos claves para su distribución y abundancia.

Las imágenes de satélite tienen el potencial de registrar periódicamente información de la superficie de la tierra en diferentes niveles de resolución espacial y espectral. Aún con los avances en teledetección, las imágenes de satélite de alta resolución presentan



fuertes restricciones en dos aspectos fundamentales: Factibilidad de adquisición y cobertura del espectro electromagnético (EEM). En contraste, las imágenes de media y baja resolución espacial presentan mayor resolución y cubrimiento del espectro electromagnético; así mismo presentan mayor resolución temporal, esto es, se dispone de ellas con mayor frecuencia.

Lo anterior quiere decir que si bien una imagen de alta resolución espacial puede ser idónea para representar confiablemente las características del terreno en cuanto a localización, tamaño y geometría, no necesariamente lo es para registrar características radiométricas (energía emitida o reflejada), especialmente en el rango no visible al ojo humano (infrarrojo medio, termal, entre otros). Algunas características de la vegetación se logran discriminar mejor en estas bandas espectrales que en las visibles, razón por la cual las aplicaciones en cobertura vegetal suelen usar imágenes de estos sectores del EEM.

Por otra parte, existe una relación inversa entre la resolución espacial y la disponibilidad de las imágenes, es decir que entre mayor es la resolución espacial, el costo y la posibilidad de adquirir periódicamente dichas imágenes es menor. Por el contrario las imágenes de libre distribución, presentan generalmente mayor resolución espectral y temporal (algunas de ellas se consideran imágenes híper-espectrales y se pueden obtener imágenes diarias).

De acuerdo con lo anterior, es necesario evaluar la respuesta de modelos basados en este tipo de aproximación teniendo en cuenta ambos tipos de resolución (espacial, entendida como el tamaño mínimo de un objeto que puede ser captado por el sensor) y espectral, entendida como la capacidad de registrar diferentes segmentos del espectro electromagnético incluyendo el espectro visible, infrarrojo, entre otros. Estos elementos deben ser tenidos en cuenta a la hora de seleccionar las imágenes especialmente en aplicaciones que requieran una actualización periódica de la información, como por el ejemplo el monitoreo del hábitat de la vida silvestre.

La escala espacial es relevante toda vez que los efectos sobre la confiabilidad de los modelos pueden estar en función de la precisión espacial de los registros y variables usados para la construcción del modelo, las características del terreno y el uso de que él puede hacer la especie. De acuerdo con Levin (1992) no se puede establecer una escala

“natural” en la cual los procesos ecológicos deben ser estudiados. De esta manera es erróneo afirmar la necesidad de obtener una escala “real”, ya que el proceso de mapeo en sí mismo implica una generalización de los objetos o fenómenos observados (Dungan, et al, 2002). Al contrario, la escala espacial (extensión y nivel de detalle – grano-) apropiada debe ser determinada de acuerdo con los objetivos del estudio, el contexto ecológico y los datos disponibles (Wiens, 1989; Levin, 1992; Schneider, 2001; Turner et al, 2001; Dungs et al, 2002).

Al igual que los SDM, los datos que pueden ser usados como variables independientes son en sí mismo modelos y por tanto tienen asociados errores de omisión y comisión que deben ser considerados en el proceso de selección y validación de los SDM, e interpretación de los resultados.

El uso de un enfoque basado en la respuesta espectral y la distribución espacial de características específicas detectables en dichas imágenes, permite evaluar diferentes escalas de aplicación sin limitarse a la disponibilidad de datos previamente procesados como mapas de vegetación, suelos, clima entre otros.

Con esta investigación se busca contribuir con criterios de selección de modelos de distribución geográfica potencial de especies (SDM) para el chigüiro, de acuerdo con las implicaciones de su construcción en diferentes escalas espaciales. En este trabajo se evaluaron las diferencias entre modelos de distribución potencial y abundancia de chigüiros en las sabanas inundables en función de las características espaciales y espectrales de diferentes tipos de imágenes satelitales y su relación con la distribución y concentración espacial de las localidades previamente muestreadas, con el fin de explorar una alternativa viable para la identificación precisa del área de distribución, el monitoreo de la calidad de hábitat y a partir de allí estimar la abundancia poblacional del chigüiro para las sabanas inundables, lo cual permitirá a su vez el establecimiento de cuotas de aprovechamiento experimentales. Todo lo anterior busca contribuir al diseño de sistemas sostenibles de aprovechamiento comercial de la especie.

Se estudió la respuesta de diferentes modelos de distribución construidos con una metodología expuesta en Sarmiento (2011), la cual se basa en uso de índices espectrales y de las bandas mismas de imágenes satelitales de alta resolución. Esto con el fin de: 1) estimar el efecto de cambio de escala (resolución espacial y extensión del área de

estudio) en la confiabilidad de modelos de distribución de chigüiros y 2) establecer su relación con datos a nivel poblacional obtenidos en el área de estudio con el fin de estimar la densidad potencial de *H. hydrochaeris* en las sabanas inundables de la Orinoquía Colombiana.

## Métodos e insumos

### Área de estudio

El área de estudio comprende dos niveles, uno regional y un área de estudio local de menor extensión. El área de estudio regional corresponde a los Departamentos de Arauca y Casanare, ubicados entre los 69°25' y 72°54' de Longitud Oeste y los 4°17' y 7°6' de Latitud Norte, con una extensión de 5'227.000 Ha. Fisiográficamente el área de estudio se ubica en las *Planicies Bajas de Sabanas Inundables de Casanare y Arauca*, (IGAC, 1999).

La ventana de estudio local se desarrolló sobre un área de 186.000 Ha, en los municipios de Paz de Ariporo y Hato Corozal (Departamento del Casanare). Se encuentra localizada entre los 71° 32' y 71° 8' de Longitud Oeste y los 5°50' y 6° 9' de Latitud Norte, entre los 100 y 150 metros de altura del terreno, abarcando los Hatos La Aurora, Guamito y Santa Trinidad, entre otros.

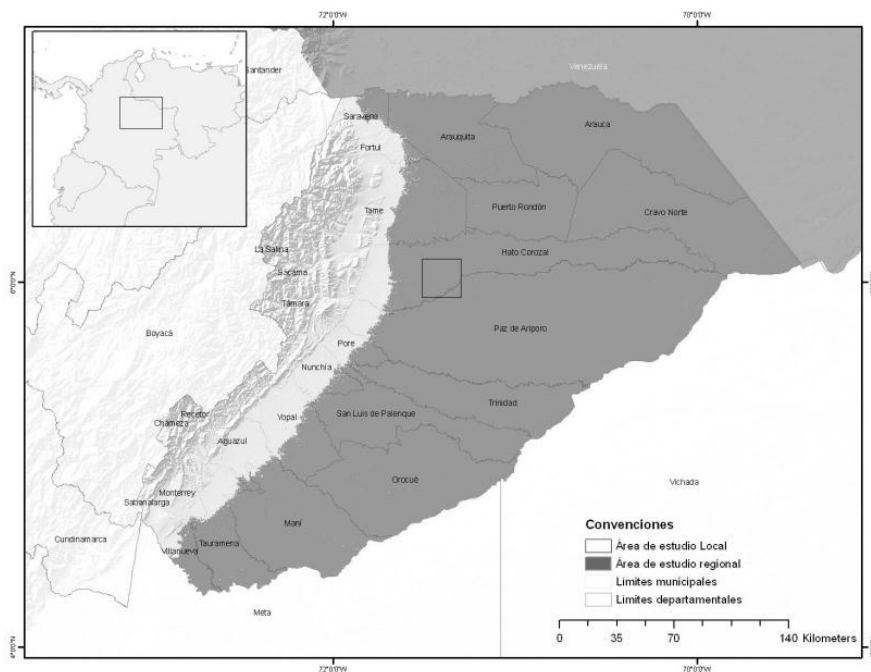


Figura No. 1. Localización del área de estudio

## Métodos de modelamiento

La metodología propuesta busca poner a prueba un métodos de estimación de densidad potencial poblacional de *H. hydrochaeris* en las sabanas inundables de la Orinoquía Colombiana. Inicialmente se definen métodos específicos para la construcción, validación y comparación de modelos de distribución geográfica potencial del chigüiro, analizando registros de presencia existentes en función de su distribución con variables derivadas de sensores remotos, según la metodología empleada en Sarmiento (2011). A partir de allí, se busca estimar la densidad y abundancia potencial del chigüiro a nivel regional, basado en los modelos de distribución potencial y estimaciones de densidad realizadas previamente en el área de estudio (Figura No. 2). De allí se podrán hacer análisis adicionales para proponer una cuota global que regule el aprovechamiento comercial de poblaciones silvestres de chigüiro.

## Fuentes de información

Como variables independientes o predictivas, se emplearon bandas espectrales de mosaicos de imágenes satelitales de sensores remotos en niveles de resolución espacial, espectral y temporal.

Sensor	Bandas espectrales empleadas	Resolución espacial	Resolución temporal (tiempo re-visita del satélite)	Imagen empleada	Fuente
SPOT Xi	Rojo Verde Infrarrojo cercano Infrarrojo medio	MS: 20m Pan: 6m	26 días	SPOT Xi, pansharpening (Marzo de 2005)	Banco Nacional de Imágenes (Instituto Geográfico Agustín Codazzi)
Landsat ETM+	Verde Infrarrojo cercano Infrarrojo medio	28.5m	25 días	Mosaico Landsat ETM+ (2000)	NASA, 2002
MODIS (MOD09)	Visible Infrarrojo cercano y medio	Visible: 250m Infrarrojo:500m	Diaria	Composición 32 días (Dic. de 2008)	NASA, 2008

Tabla No. 1. Características de las imágenes satelitales empleadas para el modelamiento.

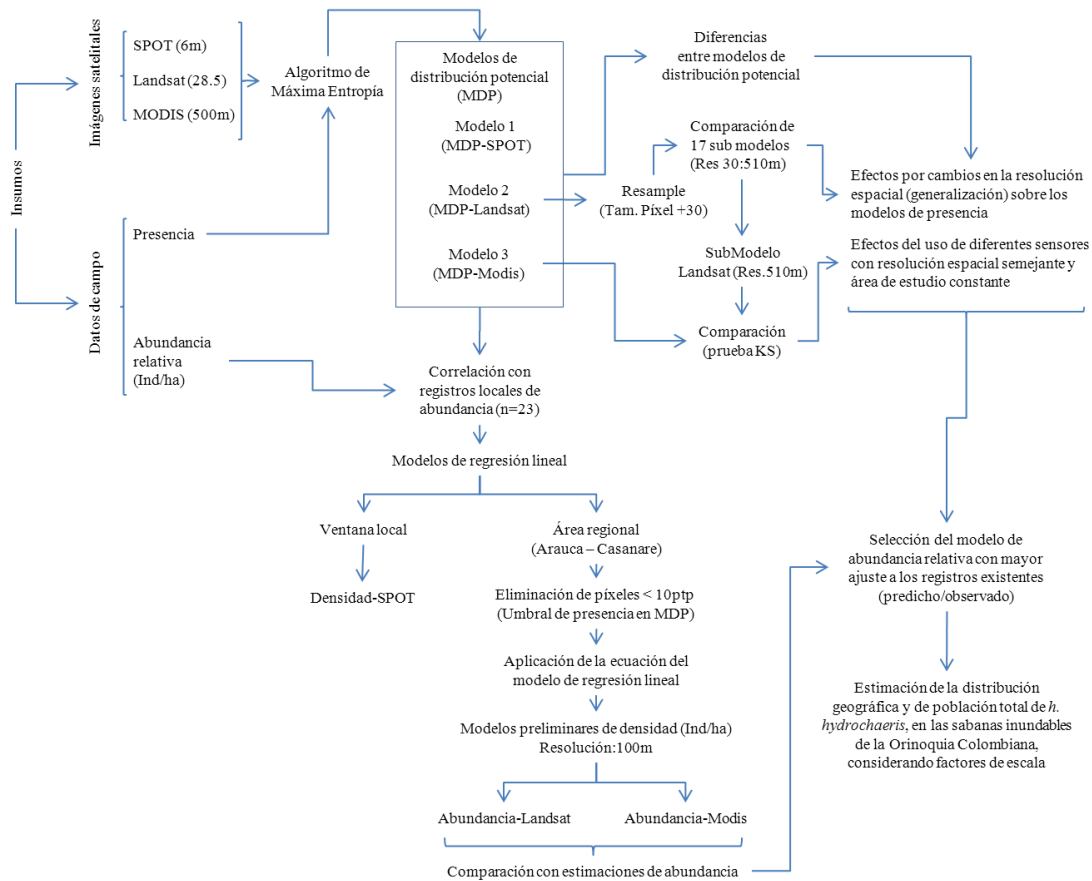


Figura No. 2. Metodología general utilizada.

### Registros de presencia (entrenamiento y validación)

Los registros para la construcción de modelos de distribución potencial se obtuvieron mediante visitas a las áreas que localmente son descritas con presencia frecuente de *H. hydrochaeris*. Se georeferenció la presencia de chigüiros ya fuera por avistamiento directo, excretas o huellas, usando un receptor GPS Garmin 60cx configurado bajo Datum WGS-84 y formato de posición UTM Zona 19N. Adicionalmente se emplearon datos de avistamientos directos obtenidos en el marco de otras investigaciones en sectores del área de estudio y facilitados para el presente trabajo: Atuesta (2006), así como registros de Galindo y Ramírez (2004) y Aldana y Angel-Escobar (2002), disponibles en el Sistema de Información sobre Biodiversidad (<http://www.siac.net.co>). Los datos fueron depurados y convertidos al sistema de referencia mencionado. Se obtuvo un total de 403 registros de presencia, 156 en trabajo de campo realizado en esta investigación y 247 de otros proyectos e investigaciones.

### *Estimaciones locales de abundancia*

Se emplearon 23 localidades en donde se han estimado datos de densidad de la población expresada en Individuos/Ha, recopiladas en Sarmiento (2006) y Aldana-Domínguez, et al (2007). Las variaciones existentes entre localidades similares pueden deberse a diferencias entre métodos empleados, extensión y calidad del hábitat así como la presión de cacería que cada población ha soportado.

La mayoría de localidades se encuentran en el departamento de Casanare (22) y apenas una se desarrolló en el Departamento de Arauca (Aldana,1999), lo cual seguramente generará un alto nivel de incertidumbre en los modelos de abundancia en este departamento. Algunas estimaciones, como las desarrolladas por Mulligan et al. (2007) y Quesada (2006), no fueron incluidos por desconocimiento en la localización precisa de los sitios de trabajo.

Departamento	Municipio	Localidad	Proyecto/Investigación	Densidad (Ind/Ha)
Arauca	Arauca	Caño Limón	Aldana, 1999	0.31
Casanare	Hato Corozal	Hato Guamito	IAVH (2003)	0.10
		Hato Guamito	Unillanos (2004)	0.12
		Hato La Aurora	Oikos (2003)	1.60
		Hato Santa Trinidad	IAVH (2003)	0.50
		Hato Santa Trinidad	Unillanos (2004)	0.17
	Orocué	Hato San Felipe	Oikos (2003)	1.30
		Hato San Pablo	Oikos (2003)	0.94
		Hato Santana	Oikos (2003)	1.50
	Paz de Ariporo	California	Oikos (2003)	1.14
		Caño Chiquito	Oikos (2003)	0.64
		El Cariño	Oikos (2003)	0.98
		Hato Miramar	IAVH (2003)	2.21
		Hato Miramar	IAVH (2003)	4.11
		Hato Miramar	UNAL (2005)	6.29
		Hato Miramar	UNAL (2006)	4.58
		Hato Taparás	IAVH (2003)	2.10
		Hato Taparás	UNAL (2005)	6.53
		Hato Taparás	UNAL (2006)	5.21
		La Esperanza	Oikos (2003)	2.25
		La Estación	Oikos (2003)	0.29
		La Victoria	Oikos (2003)	0.44
		Marbella	Oikos (2003)	1.25

Tabla No. 2. Densidades de chigüiros reportadas en Casanare y Arauca. Fuente: Sarmiento, (2006) y Aldana-Domínguez, et al (2007)

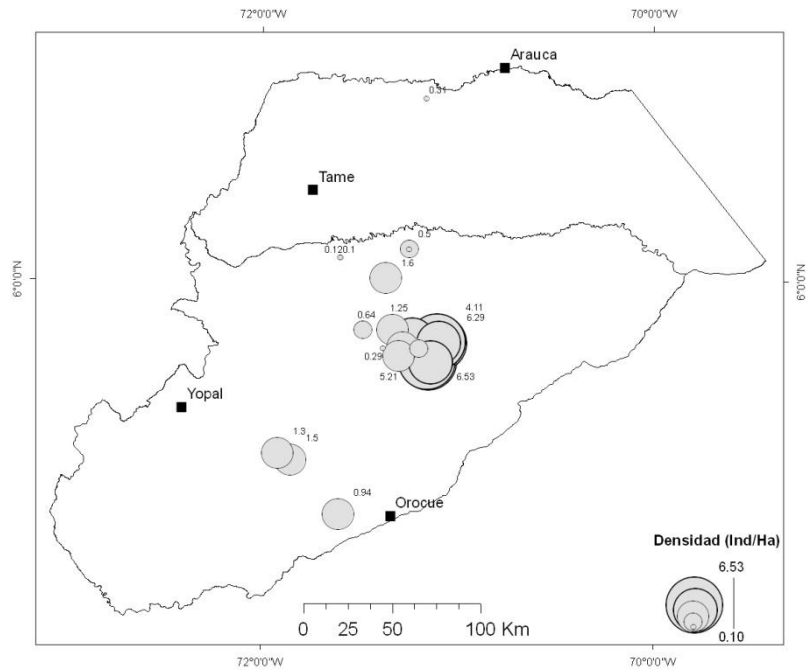


Figura No. 3. Densidades (Individuos/Ha) reportadas en Arauca y Casanare. Fuente: Sarmiento, (2006) y Aldana-Domínguez, et al (2007)

### *Métodos para modelamiento de distribución potencial*

La distribución espacial de las poblaciones de chigüiros en las Sabanas Inundables de la Orinoquía, está asociadas a la presencia de cuerpos de agua (que proveen sitios de reproducción y aclimatación), matorrales y bosques (usados como refugio de predadores, incluyendo la caza furtiva) y diferentes arreglos de pastizales típicos de las sabanas inundables que proveen alimento en donde predominan plantas de las familias *Poaceae*, *Cyperaceae* y *Fabaceae* entre otras (Forero, et al, 2003) y secundariamente refugio, (Vega y Stevenson, 2007; Herrera, 1999; Aldana, 1999; Guzmán, 2005). En Sarmiento (2011), se encontró una relación entre la presencia del chigüiro y distintas configuraciones del paisaje relacionadas con la dinámica de inundación y presencia de suelos limo-arcillosos, así como la factibilidad de obtener indicadores de dichos aspectos a partir de imágenes satelitales.

De acuerdo con lo anterior, para esta investigación se construyeron tres modelos de distribución potencial del chigüiro usando el programa Maxent (*Maximum Entropy Species Distribution Modelling-Maxent*), versión 3.3.3e (Phillips, et al, 2010). Las variables ambientales se derivaron directamente de imágenes satelitales, incluyendo

bandas en el espectro visible e infrarrojo cercano y medio, con diferentes niveles de resolución espacial de acuerdo con lo siguiente:

- **Modelo 1:** Resolución espacial alta (**6 m**), imagen **SPOT Xi** (4 bandas espectrales)
- **Modelo 2:** Resolución espacial media (**28.5 m**), mosaico de imágenes **LANDSAT ETM+** (3 Bandas espectrales)
- **Modelo 3:** Resolución espacial baja (**500 m**), mosaico **MODIS**, producto MOD09 (superficie de reflectancia - 7 bandas espectrales)

Para el modelo 1, se emplearon 156 localidades de presencia observadas durante la fase de campo descrita en Sarmiento (2011). Para los modelos 2 y 3, se compilaron 403 localidades de presencia con datos publicados en [www.siac.net.co/sib](http://www.siac.net.co/sib), incluyendo los datos de campo ya mencionados. Se empleó el 25% de los datos para la evaluación de los modelos respectivos.

#### *Modelo regional de densidad poblacional potencial del chigüiro*

Con el fin de estimar la población total potencial de chigüiro en el área de estudio regional, se elaboraron y evaluaron diferentes modelos de densidad (Individuos/Hectárea), buscando el mayor ajuste posible con datos conocidos.

Para esto se evaluó la relación entre probabilidad de presencia y estimaciones locales de densidad poblacional, mediante un modelo de regresión lineal simple. La fortaleza estadística de dicha relación se evaluó mediante un análisis ANOVA, los valores de  $R^2$  hallados y sus respectivos coeficientes de correlación, efectuados con *StatGraphics*, versión 16.1.11. (*StatPoint Technologies*, 2010).

A partir de las ecuaciones obtenidas, se generaron tres modelos regionales de abundancia (uno en la ventana local y dos en el área de estudio regional). A cada modelo raster de presencia generado con Maxent se le eliminaron los píxeles menores a un umbral de presencia predeterminado (en este caso el valor correspondiente al percentil 10 de los datos de presencia – 10ptp), dejando así solamente el área que se puede considerar con presencia efectiva de la especie (Chase y Leibold, 2003). A la capa raster resultante, se le aplicó la ecuación obtenida en el paso anterior, usando la función



*Raster Calculator* de ArcGIS 9.3-Spatial Analyst y haciendo un re-muestreo (*resample*) a 100 m de resolución espacial (equivalente a píxeles de 1 Ha). La capa resultante expresa la densidad (Individuos/Hectárea) estimada.

Los modelos resultantes se compararon con las estimaciones previamente obtenidas en campo mediante los parámetros: Densidad máxima, mínima, promedio (de las localidades conocidas y de la estimación regional). Se evaluó igualmente la sensibilidad (porcentaje de localidades que se ubican en el área de distribución predicha) así como la significancia estadística de la relación entre la serie de datos conocida y predicha y sus respectivos valores de  $R^2$  y coeficiente de correlación.

Obtenidos los modelos regionales de densidad potencial, se hizo una evaluación de su respuesta comparando los valores de  $R^2$  y coeficiente de correlación obtenidos separando las estimaciones locales previamente existentes, de acuerdo a la metodología general empleada (Grupo 1: Conteos directos y transectos; Grupo 2: Corrección de los valores obtenidos mediante transectos en función de la calidad del hábitat). Con esto se busca establecer el efecto de las diferencias en metodologías empleadas en la estimación regional de densidad y abundancia de chigüiros.

#### *Métodos de evaluación, comparación y selección de modelos*

Se aplicaron diferentes métodos de evaluación, comparación y selección de diferentes aspectos relacionados con la influencia de la escala espacial, de acuerdo con lo expuesto en Schneider, 2001 y Dungan et al, 2002. Estos autores reconocen tres dimensiones asociados al concepto de *escala*: escala de observación, escala de los fenómenos ecológicos y escalas usadas en el análisis geo-estadístico. Cuando las escalas de observación y análisis cambian (tamaño, forma, espaciamiento o extensión de área de estudio cambian), se puede esperar que los resultados estadísticos cambien igualmente (Dungan et al 2002).

La presente investigación se centró en analizar los efectos de la precisión de las estimaciones en función de los cambios en el nivel de resolución espacial (concepto análogo al tamaño o *grano* de las unidades de respuesta de la información). Para ello se requirió definir un marco de comparación, evaluación y selección de modelos de acuerdo con los cambios en el nivel de resolución espacial de la información empleada

y los modelos resultantes. Este marco incluye: a) Comparación de los modelos obtenidos en sí mismos, b) Establecer la forma en que un modelo de distribución espacial puede cambiar en función del nivel de resolución, y c) Evaluar cómo afecta la confiabilidad y la capacidad de predicción.

*a. Comparación de los modelos*

Se buscó establecer las diferencias en la distribución estadística y espacial de los valores cuantitativos de los píxeles correspondientes a través de dos técnicas:

- Comparación de las capas *raster* obtenidas mediante matriz de correlación simple (un valor cercano a 0.99 indica alta correlación o similitud entre las capas).
- Significancia estadística de la correlación entre los valores de probabilidad logística obtenidos en el modelamiento (prueba de t y valor de p asociado). Para ello, se efectuó un muestreo con 8000 puntos. (SPOT/LANDSAT), (LANDSAT/MODIS) y (SPOT/MODIS).
- Comparación de los parámetros de los modelos para analizar las diferencias en cuanto su capacidad de predicción. Para ello se compararon: los valores máximos, mínimos y rango de probabilidades obtenidas y los parámetros de selección que incluyen: el valor de AUC para los datos de entrenamiento y prueba, el valor 10PTP (10 *percentile training presence*). Empleando estos valores como umbral de referencia para establecer el límite inferior de presencia en los modelos respectivos, se calculó el número de casos efectivamente predichos (verdaderos positivos) frente a aquellos que siendo casos observados, no fueron predichos por los modelos respectivos (error de omisión o falsos negativos).

*b. Influencia del nivel de detalle en los modelos de distribución potencial*

En términos generales las implicaciones de cambios en la resolución espacial de información geográfica están asociadas al comportamiento de la variabilidad o heterogeneidad, la cual se espera que sea menor en la medida que se disminuye la resolución espacial de la información (Wiens, 1989; Levin, 1992; Trani, 2000; Schneider, 2001). De acuerdo con esto el efecto de la escala se evaluó mediante la

cuantificación de la variabilidad de los mismos, comparando los valores mínimos y máximos (rango) y desviaciones estándar de los valores asociados a cada píxel que integran las capas raster respectivas.

En primera instancia, se empleó el modelo regional de distribución potencial construido mediante el mosaico de imágenes Landsat (Modelo No. 2), generalizándolo mediante una función de interpolación bilinear, a 30 m, 60 m, 90 m de tamaño de píxel y así sucesivamente hasta disminuir su resolución a 510 m, generando 17 modelos que fueron comparados entre sí por los siguientes parámetros: promedio y desviación estándar de los valores de probabilidad y rango de valores (máximo y mínimo).

Posteriormente se compararon los modelos de LANDSAT (generalizado a 510 m) y MODIS (500 m de resolución) mediante la prueba de *Kolmogorov-Smirnoff* (KS) para comparar las distribuciones de los valores de probabilidad y establecer las posibles diferencias en función del tipo de sensor empleado en un nivel de resolución semejante.

*c. Capacidad de predicción de los modelos de distribución potencial y densidad potencial*

Los resultados de modelos de distribución potencial se evaluaron mediante el estadístico de AUC (Área bajo la curva ROC) construida con los datos de entrenamiento y prueba. El AUC es un indicador de la capacidad de predicción del modelo, y se obtiene por la relación entre sensibilidad y especificidad. La sensibilidad es definida como la tasa de acierto o “verdaderos positivos”, es decir, el porcentaje de registros de presencia ubicados dentro del área de predicción), al tiempo que la especificidad es definida como la tasa de sitios sin presencia de la especie (pseudo-ausencias) que son predichos efectivamente como ausentes o de baja probabilidad (verdaderos negativos), de acuerdo por lo propuesto por Phillips et al, (2006).

Los modelos de densidad potencial se evaluaron por la significancia estadística del análisis de varianza (ANOVA) y el valor obtenido de  $R^2$ , el cual indica en que porcentaje el modelo obtenido logra explicar las densidades previamente reportadas, así como por la significancia estadística de la prueba *Kolmogorov-Smirnoff* (KS) para comparar las distribuciones de los valores de probabilidad y densidades reportadas.

## Resultados

### *Construcción y evaluación de modelos de distribución geográfica potencial*

Se obtuvieron tres modelos de distribución potencial:

- **Modelo 1:** Basado en la imagen SPOT, con resolución espacial alta (6 m) y área de estudio localizada (1860 Km<sup>2</sup>). Se emplearon 156 registros de presencia en una ventana de 180.000 Ha y 78 registros de prueba de proyectos previos. Se obtuvo un modelo altamente confiable, gracias a la facilidad de detección de cuerpos de agua lénticos (esteros), y gracias a que desde la imagen misma y su procesamiento, se logra capturar la variabilidad espacial de diferentes tipos de terrenos con diferentes niveles de asociación a la presencia del chigüiro.
- **Modelo 2:** Basado en el mosaico de imágenes Landsat, con resolución espacial media (28.5 m) y área de estudio regional. Un modelo igualmente confiable, con valores AUC de 0.870 y prediciendo el 93.6% de datos de prueba. Los esteros y algunas características edafológicas de los paisajes asociados y no asociados a la presencia del chigüiro se capturaron adecuadamente (figura No. 4a)
- **Modelo 3:** Basado en la composición MODIS-MOD09, con resolución espacial baja (500 m) y área de estudio regional. Se obtuvo un modelo con altos valores de predictibilidad (AUC=0.895 y prediciendo el 83.3% de los datos de prueba). Sin embargo se puede observar una tendencia a la sobre estimación de la distribución potencial, lo cual puede darse por la mezcla de elementos puntuales del terreno al interior del mismo píxel, confundándose con los elementos edafológicos más extendidos como sabanas desarrolladas sobre suelos limo-arcillosos, (figura No. 4c).

### *Comparación de los modelos*

De acuerdo a los resultados de la comparación se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los tres modelos construidos. En términos generales, los valores de correlación simple son bajos aunque mayores entre MODIS/LANDSAT (37.9%) que entre SPOT/LANDSAT y SPOT/MODIS (13.3% y 11.1% respectivamente). La prueba de *t* arrojó diferencias estadísticamente

significativas entre los tres modelos. Los modelos más parecidos entre sí corresponden a la resolución media y baja. El modelo de mayor resolución (SPOT) se aleja de los dos adicionales.

	SPOT (1)	LANDSAT (2)	MODIS (3)
SPOT (1)	1	0.133	0.111
LANDSAT (2)	0.133	1	0.379
MODIS (3)	0.111	0.379	1

Tabla No. 3. Matriz de correlación simple en los modelos de distribución potencial obtenidos.

	SPOT	LANDSAT	MODIS
SPOT		0.003 (p<0.05)	0.001 (p<0.05)
LANDSAT	0.003 (p<0.05)		0.145 (p<0.05)
MODIS	0.001 (p<0.05)	0.145 (p<0.05)	

Tabla No. 4. Significancia estadística de las diferencias entre los modelos de distribución potencial obtenidos.  
(Estadístico t).

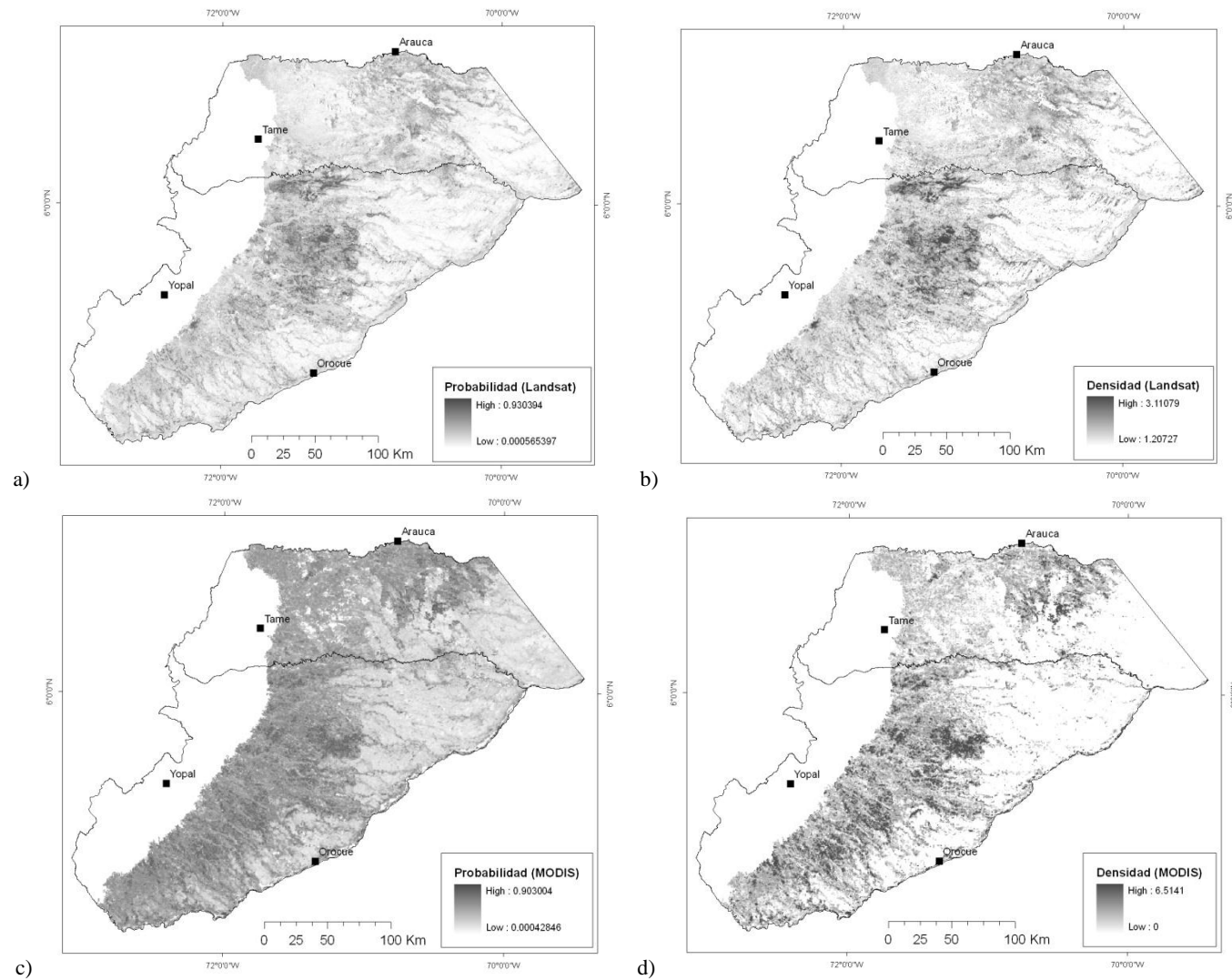
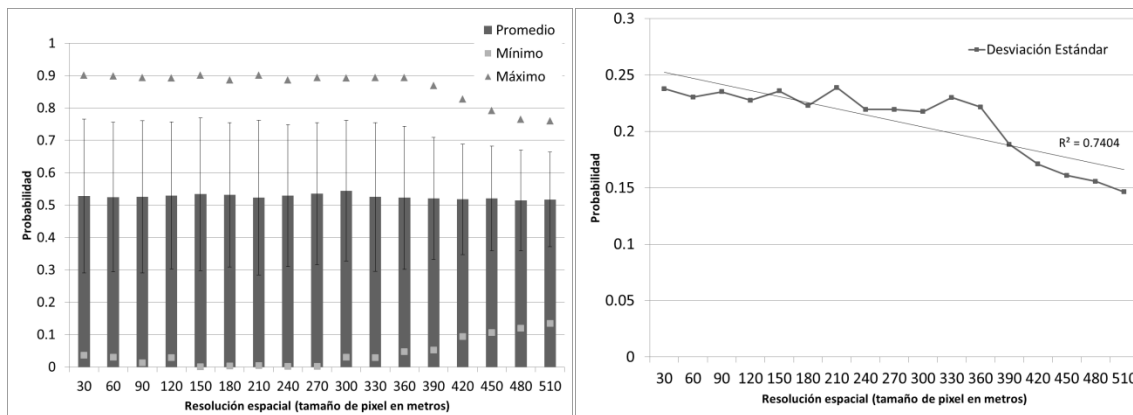


Figura No. 4. Modelos de probabilidad de presencia y densidad de chigüiros construidos con variables derivadas de imágenes Landsat (a y b) y MODIS (b y c).

## Cambios observados en modelos de distribución espacial potencial en diferentes niveles de resolución espacial.

*Heterogeneidad: Varianza de los valores de probabilidad en diferentes niveles de resolución*

Las figuras No. 5a y 5b muestran el comportamiento de algunos estadísticos de los modelos de presencia potencial a lo largo de diferentes niveles de resolución espacial, entre 30 y 500 m.



Figuras No. 5 a) y b). Diferencias entre valores de probabilidad en modelos de distribución potencial en función de la resolución espacial.

Se observa que si bien el valor promedio de los valores de probabilidad de presencia se mantiene relativamente constante, el rango de los valores de probabilidad de presencia se hace más estrecho disminuyendo en un 72% con respecto al modelo de mayor resolución. Se observa también que la varianza disminuye en función de la resolución espacial de los modelos. Así, la varianza del modelo con menor resolución (510 m de tamaño de píxel) disminuye hasta un 61.5% con respecto a la varianza del primer modelo (30 m de tamaño de píxel).

*Comparación entre dos modelos de resolución semejante*

Aplicando una prueba de Kolmogorov-Smirnoff, se evaluó el grado de similitud entre dos modelos de distribución potencial con igual cubrimiento geográfico, resolución espacial semejante, y contruidos con variables derivadas de dos tipos de imágenes satelitales. Para ello se seleccionaron dos modelos, contruidos con variables derivadas de imágenes MODIS y

Landsat, de resolución de 500 y 510 m respectivamente. Se encontró una diferencia estadísticamente significativa entre las distribuciones de los dos modelos ( $p < 0.05$ ). La figura No. 6 muestra dichas diferencias. Se puede observar que si bien el valor promedio es similar, el rango entre valores mínimos y máximos varía considerablemente entre los dos modelos. Lo anterior sugiere que aún con resoluciones espaciales similares y extensión del área de estudio constante, los modelos de distribución potencial construidos con variables derivadas de diferentes sensores, pueden arrojar resultados disímiles.

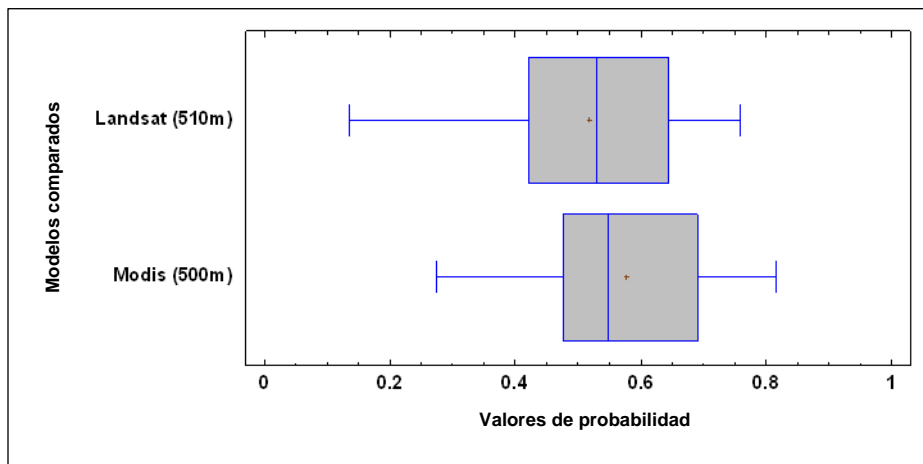


Figura No. 7. Diferencias entre modelos de resolución espacial semejante y diferente origen de imagen satelital

### *Cambios en la capacidad de predicción*

Se emplearon tres localidades con presencia de chigüiro (La Aurora-OIKOS, 2003; Guamito-IAvH, 2003 y Santa Trinidad-IAvH, 2004), para evaluar los cambios en el nivel o grado de predictibilidad de modelos construidos con diferentes niveles de resolución espacial y variables obtenidas de diferentes sensores.

Se encontró que los valores de sensibilidad y del estadístico AUC son significativamente más altos en niveles medios y bajos de resolución espacial, sugiriendo en estos niveles de resolución la predictibilidad del modelo tiende a ser mayor.

Parámetros de evaluación	SPOT (6m)	LANDSAT (30m)	MODIS (500m)
Probabilidad máxima	0.938	0.930	0.903
Probabilidad mínima	0.026	0.000	0.000
AUC (entrenamiento)	0.871	0.870	0.895



AUC (datos de prueba)	0.893	0.854	0.855
MTP	0.057	0.004	0.004
10PTP	0.225	0.192	0.397
Sensibilidad del modelo	51/78 (34.6%)	5/78 (93.6%)	13/78 (83.3%)

Tabla No. 5. Comparación entre la capacidad de predicción de modelos construidos con variables derivadas de imágenes satelitales con diferente resolución espacial.

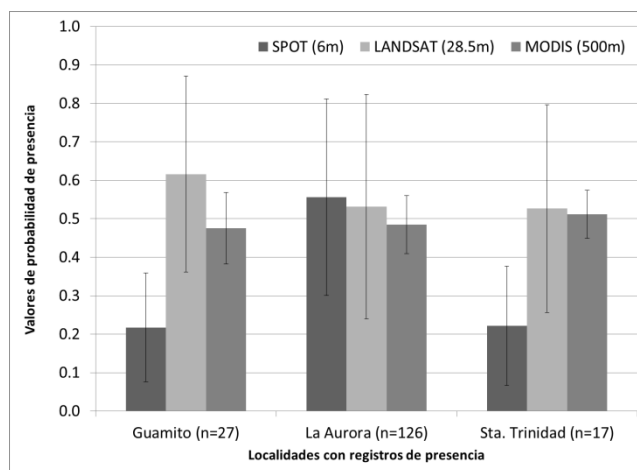


Figura No. 8. Diferencias en valores de probabilidad de presencia en tres localidades usando variables derivadas de imágenes satelitales con niveles de resolución espacial.

En concordancia con lo evaluado en los puntos anteriores, se encontró en tres casos evaluados que cuando la ventana de análisis se mantiene constante, la varianza disminuye en dos de los tres modelos cuando la resolución espacial es menor (Figura No. 8). Se observó igualmente que el coeficiente de variación en los modelos disminuye cuando la resolución espacial es menor (Tabla No. 6).

Sector	SPOT (6m)	LANDSAT (28.5m)	MODIS (500m)
Guamito	65.2%	41.4%	19.6%
La Aurora	46.0%	54.8%	15.5%
Sta. Trinidad	69.8%	51.4%	12.2%
Promedio	60.3%	49.2%	15.8%

Tabla No. 6. Coeficientes de variación de los modelos evaluados

## ***Construcción de un modelo de densidad poblacional potencial a nivel regional***

### *Relación entre densidad reportada y diferentes modelos de distribución potencial*

#### *a. Relación con el modelo SPOT (n=3)*

Se emplearon tres localidades con estimaciones de densidad poblacional del chigüiro (La Aurora-OIKOS, 2003; Guamito-IAvH, 2003 y Santa Trinidad-IAvH, 2004). El modelo de regresión lineal simple explica el 95.9% de la variabilidad en las estimaciones de densidad. El coeficiente de correlación es igual a 0.98 lo cual indica una relación fuerte entre las dos variables. El modelo obtenido en esta ventana de estudio indica que a este nivel de resolución la relación entre las dos variables consideradas sería mayor que en los otros casos aquí analizados. Sin embargo, no se contó con suficientes datos para probar de forma robusta la relación entre el modelo de distribución potencial construido con una imagen SPOT y las estimaciones de densidad poblacional.

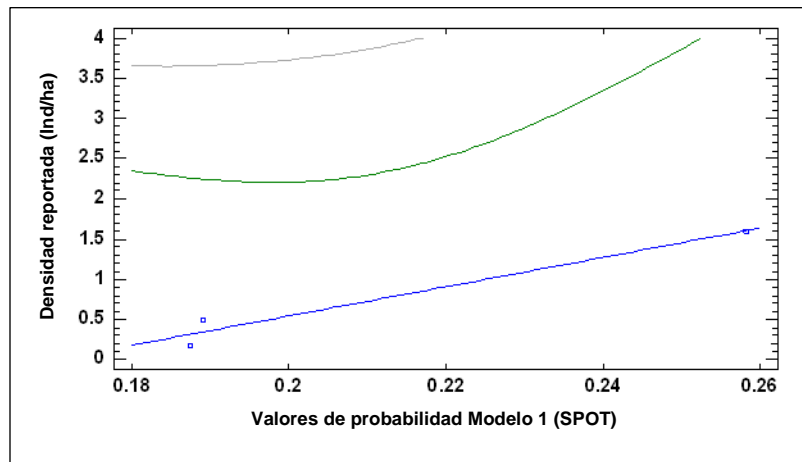


Figura No. 9 Regresión lineal simple entre estimaciones de densidad y probabilidad de presencia con SPOT.

#### *b. Relación con el modelo LANDSAT (n=23)*

Se ajustó un modelo de regresión lineal simple entre estimaciones de densidad poblacional obtenidas en 23 localidades y la probabilidad de presencia obtenida a partir de las imágenes Landsat. No se encontró relación estadísticamente significativa entre las dos variables ( $p > 0.05$ ). El modelo ajustado explica solamente un 4.56% de la variabilidad de los datos de densidad. El coeficiente de correlación es igualmente bajo (0.213), indicando una relación débil entre las

variables, por tanto el modelo no permitiría construir confiablemente un modelo de densidad poblacional potencial a partir de las variables empleadas.

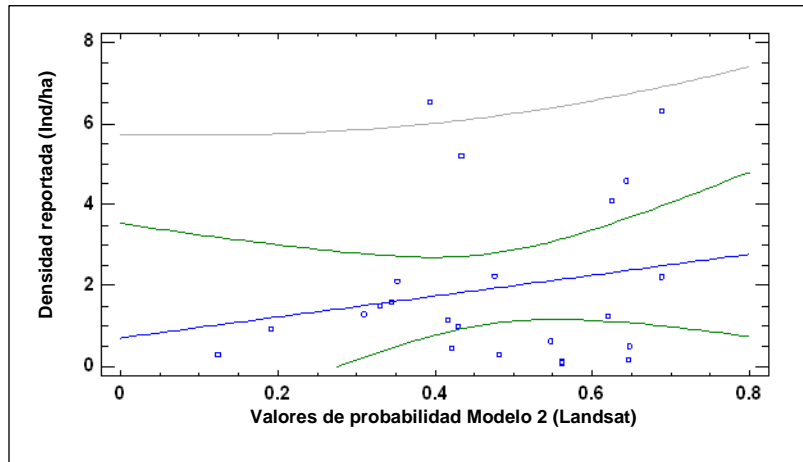


Figura No. 10. Regresión lineal simple entre estimaciones de abundancia y probabilidad de presencia con Landsat.

*c. Relación con el modelo MODIS (n=23)*

Bajo un modelo de regresión lineal simple, se encontró una relación estadísticamente significativa entre las estimaciones de abundancia y el modelo de distribución potencial construido con imágenes MODIS ( $p < 0.05$ ). El modelo obtenido explica un 35% de la variabilidad de las estimaciones de abundancia, con un coeficiente de correlación de 0.552 indicando una relación moderadamente fuerte entre las variables.

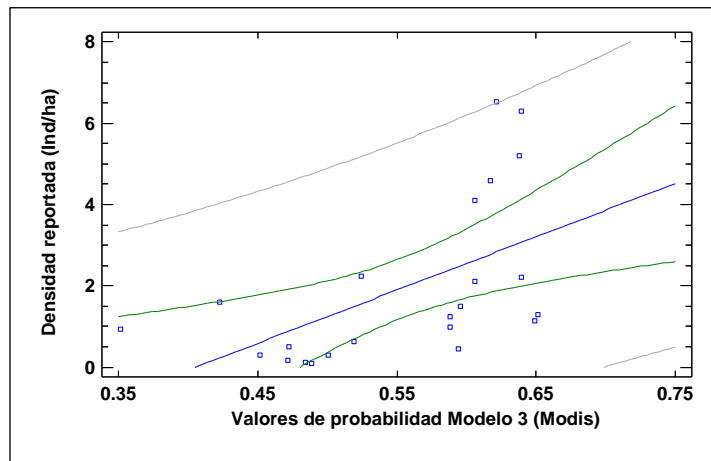


Figura No. 11. Regresión lineal simple entre estimaciones de abundancia y la probabilidad de presencia con Modis.

### *Estimación regional de la densidad potencial de *H. hydrochaeris**

Teniendo en cuenta los resultados del análisis de la relación estadística entre estimaciones locales de densidad y modelos de distribución geográfica potencial, se construyeron dos modelos de densidad potencial a nivel regional, usando variables con niveles bajos y medios de resolución espacial (Modis y Landsat respectivamente). Se evaluó su relación estadística con las estimaciones hechas en localidades específicas (Tabla No. 7).

Parámetro	Densidad (Individuos/Ha)		
	Densidad observada	Densidad poblacional potencial	
		Modis	Landsat
Densidad máxima	6.53	6.5141	3.1108
Densidad mínima	0.1	0.0009	1.2071
Densidad promedio en localidades	1.9374	2.5235	1.9365
Densidad promedio regional		1.6517	1.7169
Prueba de KS		p < 0.05	p > 0.05
R <sup>2</sup> y Coef. de correlación		35% ; 0.552	4.56% ; 0.213
Extensión con presencia probable		2'457.428 Ha	1'904.747 Ha
Sensibilidad de presencia		23/23 (100%)	21/23 (91.3%)
<b>Error típico estimación</b>		<b>527.663</b> <b>(13.0%)</b>	<b>1'083.828</b> <b>(33.1%)</b>
<b>Población regional estimada</b>		<b>4'059.070</b>	<b>3'270.420</b>
<b>Pob. Mínima</b>		<b>3'531.407</b>	<b>2'186.592</b>
<b>Pob. Máxima</b>		<b>4,586,733</b>	<b>4'354.248</b>

Tabla No. 7. Comparación entre las estimaciones de densidad poblacional de chigüiro existentes y modelos regionales obtenidos a partir de la probabilidad de presencia.

La población estimada (tabla no. 7) podría dar indicaciones sobre la cantidad de individuos en estado silvestre que podrían ser aprovechados bajo un esquema de aprovechamiento comercial. Mesa (2005), estima que la población total puede ser aprovechada hasta en un 20% en épocas de verano sin que ello suponga un alto riesgo de declive irreversible de la población. No obstante se encontró que las estimaciones de densidad varían de forma importante aún en las mismas localidades. Lo anterior se puede dar por diferencias en los métodos empleados, presiones por caza, transformaciones del hábitat, entre otros factores.

De acuerdo lo anterior se agruparon las estimaciones de densidad poblacional efectuadas en campo, de acuerdo a las metodologías empleadas (ver Figura No. 12). Se observó que los

modelos se ajustan mejor a aquellas estimaciones que incorporaron calidad del hábitat (UNILLANOS, 2004; UNAL, 2005), que aquellas que se basaron exclusivamente en conteos y transectos (OIKOS, 2003; IAvH, 2003).

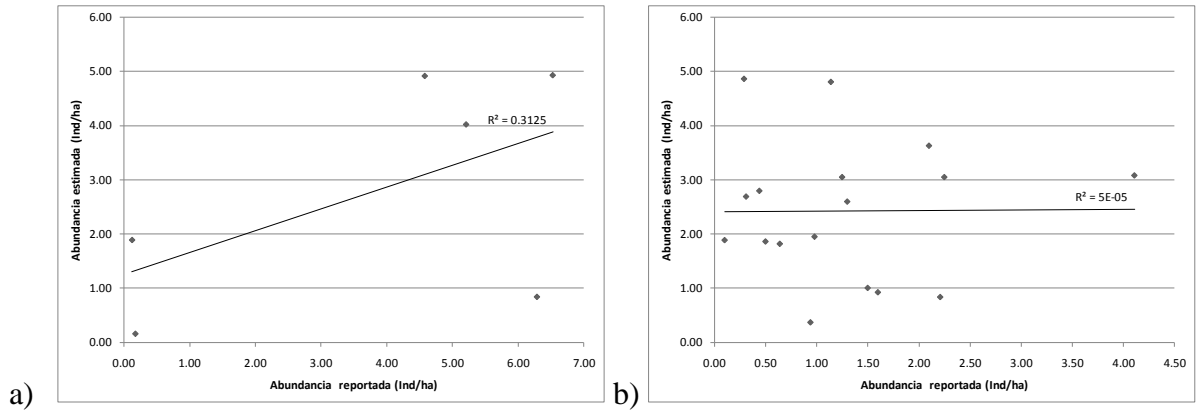


Figura No. 12. Relación entre densidades reportadas y estimaciones obtenidas con Modis: a. Métodos que incorporaron evaluación del hábitat. b) Sin corrección por hábitat.

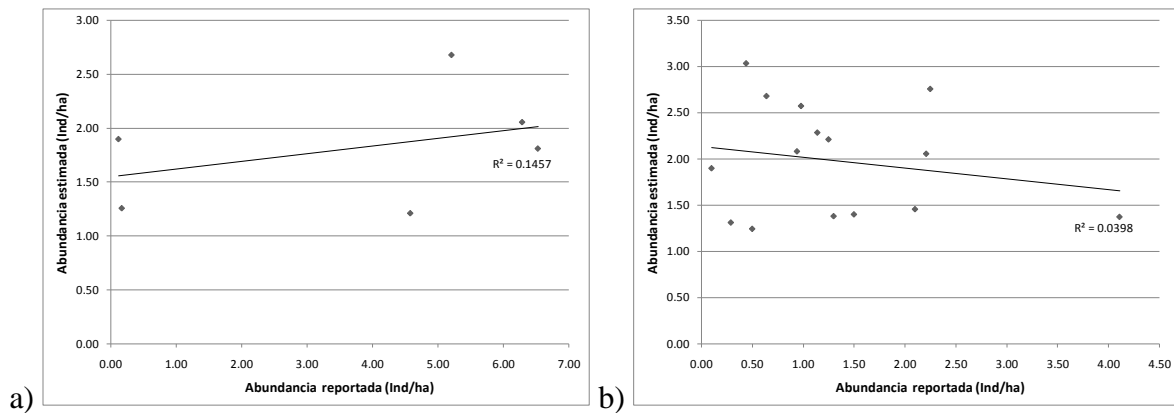


Figura No. 13. Relación entre densidades reportadas y estimaciones obtenidas con Landsat: a. Métodos que incorporaron evaluación del hábitat. b) Sin corrección por hábitat.

En el primer caso el valor de  $R^2$  de MODIS alcanza un 31.25%, el de Landsat un 14.57%. Estadísticamente, los modelos obtenidos con menor resolución espacial tuvieron mejor rendimiento. Cuando se usan datos que han tenido en cuenta el hábitat en la estimación, los modelos de densidad poblacional potencial, particularmente el construido con imágenes MODIS, mejoran el ajuste a las densidades poblacionales de chigüiro reportadas previamente.

## Discusión

### *Variabilidad asociada a la escala e implicaciones de la resolución espacial en modelación*

Se observó que la escala espacial y específicamente el nivel de resolución afecta considerablemente los resultados del modelamiento. Los resultados de este trabajo apoyan la tesis que sugiere que la variabilidad de los modelos de distribución potencial y abundancia de una especie disminuyen en función de la resolución espacial, aumentando la predictibilidad de los mismos por efecto de la escala más que de la calidad misma de las variables o datos empleados para su construcción. Este efecto de los cambios en la resolución espacial han sido documentado previamente en Wiens, 1989; Levin, 1992, entre otros.

La auto-correlación espacial de los registros de presencia puede jugar un papel importante en el comportamiento observado en los modelos. Los registros empleados en esta investigación presentaron una alta correlación espacial, pues independientemente de las estrategias de muestreo, la distribución espacial esperada para los chigüiros presenta una forma nucleada alrededor de los cuerpos de agua, especialmente en época seca. Igualmente las localidades estudiadas en los últimos años han sido prácticamente las mismas, correspondiendo a sitios en donde se espera una mayor abundancia de la especie.

Adicional a lo anterior, el análisis mostró un efecto en los resultados del modelamiento de acuerdo con los sensores aun usando el mismo nivel de resolución. La comparación del modelo construido con imágenes Landsat frente al modelo construido con imágenes MODIS fue mayor al esperado. Una comparación visual permite inferir que estas imágenes podrían sobreestimar el área de distribución, ya que su limitada capacidad de captar elementos de extensión relativamente reducida como son los esteros, haría suponer que una gran proporción de píxeles son efectivamente *aptos* para la presencia del chigüiro aún en ausencia de cuerpos de agua que han sido reconocidos como factores clave para las poblaciones de la especie.

De lo anterior se deriva que el esfuerzo de muestro, tanto de presencia como de densidad, debe capturar la heterogeneidad asociada a las variables independientes, en este caso las bandas y

subproductos derivados de sensores remotos (de las que se puede esperar una alta variabilidad asociada), requiriendo así un mayor cubrimiento geográfico en el muestreo, estratificado de acuerdo a las diferentes características fisiográficas de la región de la Orinoquía y sus variaciones en cuanto respuesta espectral.

### ***Modelamiento de la densidad poblacional regional y estimación de la población***

Se encontró que existe una relación estadística entre la probabilidad de presencia estimada y los reportes de densidad obtenidos con métodos de campo, al menos en modelos construidos con baja resolución espacial, razón por la cual se consideró que es posible construir a partir de allí, un modelo regional de densidad potencial. Lo anterior puede deberse a que los modelos de distribución potencial indican la calidad del hábitat para una especie determinada (Chase y Leibold, 2003). En Sarmiento (2011) se evaluó la factibilidad de obtener buenos modelos a partir de la respuesta espectral del terreno en imágenes de satélite en alta resolución, aprovechando la estrecha relación entre características fisiográficas (paisaje), su fácil detectabilidad con imágenes multi-espectrales y la distribución geográfica del chigüiro. Aquí se estableció que en resoluciones espaciales bajas los modelos siguen siendo relativamente confiables, aunque como se mencionó, dicho comportamiento probablemente está asociado a la baja la variabilidad de los modelos en resoluciones espaciales gruesas y a la baja intensidad de muestreo de poblaciones en el contexto regional (auto-correlación o alta agregación espacial de los sitios muestreados).

Los modelos de alta resolución son altamente confiables para predecir la distribución geográfica, pero no hubo evidencia suficiente para probar su relación con datos de densidad poblacional, lo cual se pudo presentar en parte por la alta heterogeneidad de dichos modelos, así como por las diferencias entre métodos de estimación y temporalidad en los cuales fueron obtenidos los datos de abundancia.

El ajuste que se obtuvo entre las estimaciones de abundancia y el modelo de baja resolución podría ser en realidad un efecto del nivel de resolución espacial, que como se mencionó, tiende a disminuir la varianza en las variables independientes y en consecuencia sobre los modelos de distribución geográfica. De acuerdo con los resultados, es factible que los modelos de baja resolución tiendan a sobre estimar el área con hábitat adecuado, así como los niveles de

probabilidad asociados. No obstante, el modelo de baja resolución, presentó un nivel de correlación moderadamente fuerte con los datos conocidos de abundancia relativa, por tanto se considera que la aproximación puede ser válida para estimar la densidad poblacional potencial a nivel regional.

La población estimada constituye una aproximación basada en los resultados de la correlación entre probabilidad de presencia y las densidades reportadas. Esta aproximación, junto con los valores mínimos y máximos calculados, deben ser tomados con extrema precaución si se usan para el diseño de programas de uso comercial de la especie, como puede ser la definición de cuotas de aprovechamiento. Su uso, bajo el modelo de manejo adaptativo, requiere la puesta a prueba mediante la implementación de programas de monitoreo de alcance regional. En esta investigación no se tuvieron en cuenta otros factores como la vulnerabilidad a la cacería, tasas de mortalidad por el comportamiento estacional del clima, transformaciones del hábitat y otros factores que inciden en la dinámica poblacional de la especie.

Aunque el modelo de presencia obtenido a resolución media (Landsat) presentó un buen rendimiento para predecir presencia (mejor que en resolución gruesa), no respondió de la misma manera para predecir abundancia. Esto puede deberse igualmente a la auto-correlación observada en las localidades muestreadas para estimar abundancia. Una estimación regional basada en un modelo de resolución media puede requerir estimaciones con menor nivel de auto-correlación teniendo en cuenta la variabilidad que se puede obtener del uso de sensores remotos multi-espectrales en niveles de resolución medios (30 a 90 m), como son Landsat, CBERS, ASTER, entre otros. Esto es fundamental ya que justo este tipo de insumos son los de menor costo de adquisición y procesamiento, así que es de esperar que un monitoreo del hábitat se haga con este tipo de imágenes.

## **Conclusiones**

En el contexto de las sabanas inundables de la Orinoquía Colombiana, los modelos empleados de distribución espacial potencial del chigüiro y las estimaciones de abundancia construidas a partir de allí, son altamente sensibles factores asociados a la escala geográfica. Esto incluye: el nivel de resolución espacial, la extensión del área de estudio y la distribución geográfica de las



localidades muestreadas para obtener datos tanto de presencia como de densidad. Se encontró también que los modelos de distribución espacial son igualmente sensibles al rango del espectro electromagnético y la resolución espectral de las imágenes satelitales empleadas y los derivados usados como variables independientes.

Los modelos de distribución espacial potencial construidos en altos niveles de resolución espacial obtuvieron un mejor desempeño gracias a la precisión espacial de los datos de presencia empleados. Al contrario, los modelos de abundancia tuvieron un pobre desempeño en altos niveles de resolución. Lo anterior puede deberse a que las localidades con este tipo de estimación son menos abundantes y menos distribuidas a lo largo del área de estudio, por tanto se puede esperar que se ajusten mejor a modelos con menor heterogeneidad (varianza), propia de niveles gruesos de resolución espacial (Wiens, 1989; Trani, 2000; Dungan et al, 2002).

Teniendo en cuenta estos factores y usando los datos actualmente disponibles, se logró obtener una estimación de densidad potencial usando datos de baja resolución espacial, contando con una relación estadística moderadamente fuerte entre la probabilidad de presencia y las estimaciones locales de densidad poblacional. El mejoramiento de estos modelos en cuanto su capacidad de predicción y nivel de resolución espacial, requerirá validarse con un grupo independiente de datos (no disponible para este estudio) construido con una mejor distribución espacial de los esfuerzos de muestreo, en función de la heterogeneidad y/o varianza de las variables independientes.

## **Agradecimientos**

Quiero expresar mi agradecimiento a las siguientes instituciones y personas por su apoyo para la realización de esta investigación:

Al Instituto Geográfico Agustín Codazzi que facilitó cartografía e imágenes satelitales SPOT Xi aquí empleadas.

Al Instituto Alexander von Humboldt, especialmente al Programa SIB, por proveer datos y parte importante de los medios necesarios para el desarrollo de esta investigación.

A la familia Barragán (Reserva Natural de la Sociedad Civil Hato La Aurora) y especialmente a Jorge y a Nelson Barragán quienes facilitaron y apoyaron el trabajo de campo requerido.

## Referencias

- Aldana, J. 1999. Tamaño, densidad, estructura y distribución espacial de una población de chigüiros en Caño Limón, Arauca. Trabajo de grado. Facultad de ciencias. Universidad de los Andes. Bogotá. Colombia.
- Aldana-Domínguez, J, Vieira-Muñoz, M.I y Ángel Escobar, D.C (eds). 2007. Estudios sobre la ecología del chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*), enfocados a su manejo y uso sostenible en Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia, 2007. 188 p.
- Atuesta, N. 2006. Métodos de campo para evaluar la calidad de hábitat disponible para el chigüiro. Páginas 5-128 en Corporinoquia & universidad Nacional de Colombia. 2006. registro y análisis de la información de la información para el manejo sostenible de las poblaciones silvestre del chigüiros y de sus hábitats en la Orinoquia Colombiana. Guía de capacitación. Facultad de ciencias. Universidad Nacional de Colombia –Corporinoquia. Bogotá. Colombia.
- Chase J.M y M. A. Leibold. 2003. Ecological niches: linking classical and contemporary approaches. The University of Chicago Press. Chicago, 207p.
- Buermann, W., S. Saatchi, T. B. Smith, B.R. Zutta, J. A. Chaves, B. Milá, C. H. Graham, 2008. Predicting species distributions across the Amazonian and Andean regions using remote sensing data. Journal of Biogeography. Vol 35 (7), pp. 1160–1176.
- Dungan, J.L., J.N. Perry, M.R.T. Dale, P. Legendre, S. Citron-Pousty, M.J. Fortin, A. Jakomuiska, M. Miriti and M.S. Rosenberg, 2002. A balanced view of scale in spatial statistical analysis. Ecography 25: 626–640.
- Egbert, S.L.; Martinez-Meyer, E.; Ortega-Huerta, M.; Townsend-Peterson, A. 2002. Use of datasets derived from time-series AVHRR imagery as surrogates for land cover maps in predicting species' distributions. Geoscience and Remote Sensing Symposium., IGARSS '02. IEEE International.

- Elith, J. and J.R. Leathwick 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40:677-97.
- Forero, J.M., J. Betancur & J. Cavalier. 2003. Dieta del Capibara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) en Caño Limón, Arauca, Colombia. En: *Biología Tropical*, 51(2): 579-590 (2003).
- Guzmán, A. 2005. Evaluación de los hábitats disponibles para el chigüiro *Hydrochaeris hydrochaeris* durante la época de lluvias en los Municipios de Paz de Ariporo y Hato Corozal (Casanare). Pp. 31- 70, en Fortalecimiento al Control y Seguimiento a las Poblaciones de Chigüiro, para la Implementación de Proyectos de Uso Sostenible en Casanare, Municipios de Paz de Ariporo y Hato Corozal. Unillanos y Ministerio del Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Convenio 72. Informe Final. Bogotá.
- Herrera, E. A. 1999. Comportamiento, conservación y manejo de fauna silvestre: el caso del capibara en Venezuela. En: *Etología*, 7:41-46 (1999).
- Instituto Geográfico Agustín Agustín Codazzi. IGAC, 1999. Paisajes fisiográficos de la Orinoquia-Amazonia (ORAM) Colombia. En *Análisis Geográficos* No. 27 -28. 366 p.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology*, 73: 1943-1967.
- Mesa E., 2005. Análisis de la dinámica de poblaciones silvestres de chigüiros como herramienta de manejo hacia el aprovechamiento sostenible y la conservación. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia.
- Mulligan M., A. Jarvis y S. Burke. 2007. La aplicación de la fotografía aérea digital y la videografía para la estimación de las poblaciones del Chigüiro en los Llanos Orientales de Colombia. En: Aldana-Domínguez, J, Vieira-Muñoz, M.I y Ángel Escobar, D.C (eds). 2007. Estudios sobre la ecología del chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*), enfocados a su manejo y uso sostenible en Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia, 2007. 188 p.

- Phillips, S.J., R. Anderson, R. Schapire, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190, (3-4): 231-259
- Phillips, et al, 2010. *Maximum Entropy Species Distribution Modelling-Maxent*, versión 3.3.3e
- Quesada, J.D. 2006. Estimación de la densidad de chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*) y su relación con la composición de paisaje y presión de caza en dos hatos del municipio de Oroque (Casanare) en la época seca. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de estudios ambientales y rurales, Ecología. Bogotá.
- Sarmiento, C.E. 2006. Estimación de una cuota global-regional de aprovechamiento sostenible de *Hydrochoerus hydrochaeris* en las sabanas inundables de la Orinoquía Colombiana. Informe Final. Facultad de Ciencias y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá.
- Sarmiento, C.E. (2011). Aplicación de algoritmos de máxima entropía y regresión lineal múltiple para estimar y caracterizar a nivel fisiográfico, el hábitat potencial del chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*) en un sector del Departamento del Casanare, Colombia. En Sarmiento (2011), en Implicaciones de la Resolución Espacial Sobre la Estimación de Modelos de Distribución, Evaluación de Hábitat y Cuotas de Aprovechamiento del Chigüiro (*Hydrochoerus Hydrochaeris*), en las Sabanas Inundables de la Orinoquía Colombiana. Tesis de Grado para optar para el título de Msc. En Ciencias-Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia sede Bogotá.
- Schmolke, A., P. Thorbek, D.L. DeAngelis and V. Grimm, 2010. Ecological models supporting environmental decision making: a strategy for the future. *Trends in Ecology and Evolution*, 25: 479-486.
- Schneider, D.C. 2001. The rise of the concept of scale in Ecology. *BioScience* 51(7): 543 - 553.
- StatPoint Technologies, 2010. *StatGraphics*, versión 16.1.11.

- Trani, M.K., 2002. The influence of spatial scale on landscape pattern description and wildlife habitat assessment. en: Scott, J.M., P.J. Heglund y M/L. Morrison (Eds.). Predicting species occurrences. Issues of accuracy and scale. Washington, 847p.
- Turner, M.G., Gardner, R.H. y R.V. O'Neill, 2001. Landscape Ecology in theory and practice. Pattern and process. Srpinger Science, N. York, 389 p.
- Vega-Orduz y P. Stevenson. 2007. Dieta y preferencias alimenticias del chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*) en el Hato Chaparrito, departamento del Casanare, Colombia. En: Aldana-Domínguez, J, Vieira-Muñoz, M.I y Ángel Escobar, D.C (eds). 2007. Estudios sobre la ecología del chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*), enfocados a su manejo y uso sostenible en Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia, 2007. 188 p.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scale in Ecology. *Functional Ecology* 3:385-397.

## Síntesis general

A partir de la modelación basada en variables cuantitativas derivadas de imágenes satelitales y presencias obtenidas en campo, se identificaron procesos geo-genéticos y características fisiográficas del paisaje que explican en el nivel regional la presencia del chigüiro en el contexto de las *Planicies Bajas de Sabanas Inundables de Casanare y Arauca* (IGAC, 1999). Estas características están fuertemente asociadas a la formación de sabanas de desborde con influencia baja a moderada de sedimentos de origen eólico, excluyendo márgenes de ríos mayores de origen andino. Se evaluó la factibilidad de derivar dicha distribución con imágenes satelitales de diferentes características espectrales, radiométricas y niveles de resolución espacial, encontrando que el tratamiento digital (numérico) permite monitorear las características generales del hábitat. Esto contribuye a identificar los factores limitantes del mismo, que junto con la presión de caza y la transformación del paisaje determinan la distribución actual y abundancia de la especie.

Se encontró igualmente que el nivel de resolución espacial (escala cartográfica y tamaño de píxel) influye sobre la precisión de los modelos de distribución y abundancia. Si bien esto no es sorprendente, los resultados sugieren que la precisión de los modelos, valorados por estadísticos como el AUC (área bajo la curva), entre otros, no mejora significativamente con un aumento en el nivel de resolución de las variables empleadas. De hecho, el mejor rendimiento estadístico de los modelos en bajos niveles de resolución espacial no necesariamente indica un mayor nivel de exactitud en las predicciones. De acuerdo con los resultados de esta investigación, este comportamiento se puede originar en la disminución de la varianza de las variables a medida que se disminuye la resolución espacial, lo cual tiende su capacidad de predicción (medida estadísticamente). Este comportamiento ya ha sido documentado en el desarrollo de SDM por diferentes autores y debe ser tenido en cuenta a la hora de evaluar los resultados de investigaciones basadas en modelamiento (Wiens, 1989; Trani, 2000; Dungan et al, 2002)

Los modelos de alta y media resolución son confiables para predecir la distribución geográfica, pero no hubo evidencia suficiente para probar su relación con datos de densidad obtenidos con métodos de campo. Esto puede obedecer en parte por la alta heterogeneidad de dichos modelos, así como por las diferencias entre métodos de estimación y temporalidad en los cuales fueron obtenidos los datos de densidad poblacional.

De acuerdo con lo anterior, el ajuste que se obtuvo entre las estimaciones de abundancia y el modelo de baja resolución podría ser en realidad un efecto del nivel de resolución, que como se mencionó, tiende a disminuir la varianza en las variables independientes y en consecuencia sobre los modelos de distribución geográfica. De acuerdo con los resultados, es factible que los modelos de baja resolución tiendan a sobre estimar el área con hábitat adecuado y por tanto las estimaciones que se basen en este parámetro.

En esta investigación se aportan elementos de juicio adicionales para establecer las condiciones que definen el hábitat del chigüiro. Se ha sugerido que la distribución espacial de las poblaciones de chigüiros es función de la presencia de elementos específicos del paisaje, tales como cuerpos de agua (que proveen sitios de reproducción y aclimatación), matorrales y bosques (usados como refugio de predadores, incluyendo la caza furtiva) y diferentes arreglos de pastizales típicos de las sabanas inundables que proveen alimento y secundariamente refugio, (Herrera, 1999; Aldana, 1999; Guzmán, 2005).

Respecto a las características fisiográficas relacionadas con la distribución y abundancia del chigüiro, los resultados sugieren que las poblaciones de esta especie están asociadas mayoritariamente con los planos de inundación estacional ocasionada por desborde de ríos de origen local y secundariamente andino, con predominio de materiales limo-arcillosos recubiertos de manera variable por mantos arenosos de origen eólico. Estas condiciones, particularmente el contenido limo-arcilloso en el suelo permiten la formación de esteros y el desarrollo de la vegetación herbácea (*Poaceae* y *Ciperaceae* principalmente), las cuales hacen parte de la dieta conocida del chigüiro (Aldana-Domínguez, et al, 2007). Estas condiciones cubren entre un 30 y 40% de la superficie de los departamentos de Arauca y Casanare, según las estimaciones aquí desarrolladas.

De igual manera, se ha sugerido que la dinámica demográfica se afecta de manera sensible por efecto de la presión de caza, la cual es diferencial de acuerdo con el grado de accesibilidad de una zona en particular, de tal manera que las áreas más cercanas a centros poblados y de manera especial a la frontera con Venezuela, serán las áreas que presenten una mayor presión de caza sobre las poblaciones silvestres, (Guzmán, 2005), afectando negativamente la abundancia de las mismas.



Bajo estos preceptos se puede construir la hipótesis de que una evaluación de la calidad del hábitat y de la presión de caza a nivel regional permitiría estimar la abundancia de la especie en la región de trabajo (Mulligan, et al, 2003; Atuesta, 2006) y por tanto proponer un nivel de aprovechamiento basado en los principios de precaución y de uso sostenible de la biodiversidad, a manera de una hipótesis experimental dentro del concepto de manejo adaptativo (Wilhere, 2002).

Como se mencionó, la población estimada (tabla no. 7) podría dar indicaciones sobre la cantidad de individuos en estado silvestre que podrían ser aprovechados bajo un esquema de aprovechamiento comercial. No obstante se encontró que las estimaciones de densidad varían de forma importante aún en las mismas localidades. Lo anterior puede dar se por diferencias en los métodos empleados, presiones por caza, transformaciones del hábitat, entre otros factores. En este orden de ideas, las estimaciones de distribución, densidad y abundancia obtenidas en la presente investigación se plantean como hipótesis que deben ser estudiadas sistemáticamente con programas de monitoreo considerando las limitaciones expuestas que son subyacentes a los métodos en sí mismos y a la disponibilidad de información analizados dentro de esta investigación.

## Referencias

- Aldana, J. 1999. Tamaño, densidad, estructura y distribución espacial de una población de chigüiros en Caño Limón, Arauca. Trabajo de grado. Facultad de ciencias. Universidad de los Andes. Bogotá. Colombia.
- Aldana-Domínguez, J, Vieira-Muñoz, M.I y Ángel Escobar, D.C (eds). 2007. Estudios sobre la ecología del chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*), enfocados a su manejo y uso sostenible en Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia, 2007. 188 p.
- Atuesta, N. 2006. Métodos de campo para evaluar la calidad de hábitat disponible para el chigüiro. Páginas 5-128 en Corporinoquia & universidad Nacional de Colombia. 2006. registro y análisis de la información de la información para el manejo sostenible de las poblaciones silvestre del chigüiros y de sus hábitats en la Orinoquia Colombiana. Guía de capacitación. Facultad de ciencias. Universidad Nacional de Colombia –Corporinoquia. Bogotá. Colombia.
- Dungan, J.L., J.N. Perry, M.R.T. Dale, P. Legendre, S. Citron-Pousty, M.J. Fortin, A. Jakomuiska, M. Miriti and M.S. Rosenberg, 2002. A balanced view of scale in spatial statistical analysis. *Ecography* 25: 626–640.
- Guzmán, A. 2005. Evaluación de los hábitats disponibles para el chigüiro *Hydrochaeris hydrochaeris* durante la época de lluvias en los Municipios de Paz de Ariporo y Hato Corozal (Casanare). Pp. 31- 70, en Fortalecimiento al Control y Seguimiento a las Poblaciones de Chigüiro, para la Implementación de Proyectos de Uso Sostenible en Casanare, Municipios de Paz de Ariporo y Hato Corozal. Unillanos y Ministerio del Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Convenio 72. Informe Final. Bogotá.
- Herrera, E. A. 1999. Comportamiento, conservación y manejo de fauna silvestre: el caso del capibara en Venezuela. En: *Etología*, 7:41-46 (1999).

- Instituto Geográfico Agustín Agustín Codazzi. IGAC, 1999. Paisajes fisiográficos de la Orinoquia-Amazonia (ORAM) Colombia. En *Análisis Geográficos* No. 27 -28. 366 p.
- Mulligan M., A. Jarvis y S. Burke. 2007. La aplicación de la fotografía aérea digital y la videografía para la estimación de las poblaciones del Chigüiro en los Llanos Orientales de Colombia. En: Aldana-Domínguez, J, Vieira-Muñoz, M.I y Ángel Escobar, D.C (eds). 2007. Estudios sobre la ecología del chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*), enfocados a su manejo y uso sostenible en Colombia. Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D.C., Colombia, 2007. 188 p.
- Trani, M.K., 2002. The influence of spatial scale on landscape pattern description and wildlife habitat assessment. en: Scott, J.M., P.J. Heglund y M/L. Morrison (Eds.). Predicting species occurrences. Issues of accuracy and scale. Washington, 847p.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scale in Ecology. *Functional Ecology* 3:385-397.
- Wilhere, G.F., 2002, Adaptive management in habitat conservation plans. *Conservation Biology*, Vol. 16, pp 20-29.