

**Evaluación del Índice de Aptitud del Hábitat de *Turdus ignobilis* como
Mecanismo de Valoración del Servicio Ecosistémico de Provisión de
Hábitat en Pereira, Colombia**

RESUMEN EJECUTIVO

Juan Carlos Londoño - Betancourth

**Universidad De Caldas
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Maestría en Ciencias Biológicas
Manizales 2018**

**Evaluación del Índice de Aptitud del Hábitat de *Turdus ignobilis* como
Mecanismo de Valoración del Servicio Ecosistémico de Provisión de
Hábitat en Pereira, Colombia**

RESUMEN EJECUTIVO

**Tesis para optar al título de
Magíster en Ciencias Biológicas**

Estudiante

Juan Carlos Londoño - Betancourth

Director

M.Sc. John Mario Rodriguez Pineda

Universidad De Caldas

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

Maestría en Ciencias Biológicas

Manizales 2018

CONTENIDO

Introducción.....	4
1. Planteamiento del problema.....	6
2. Pregunta de investigación.....	6
3. Hipótesis.....	6
4. Justificación.....	6
4.1. Objetivo general	7
4.2. Objetivos específicos	7
5. Marco Teórico.....	9
5.1. Servicios ecosistémicos (SSEE).....	9
5.2. Valoración de servicios ecosistémicos.....	10
5.3. Modelos de índice de aptitud del hábitat (IAH).....	10
6. Metodología	11
6.1. Área de estudio.....	11
6.2. Selección del ave indicadora	11
6.3. Muestreo.....	13
6.4. Evaluación del hábitat.....	14
7. Resultados	18
8. Conclusiones	22
9. Bibliografía	23

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	13
Tabla 2	15
Tabla 3	16
Tabla 4	17
Tabla 5	17
Tabla 6	21
Tabla 7	21

INTRODUCCIÓN

Actualmente escasean los métodos para lograr la evaluación rápida del potencial latente en los socioecosistemas urbanos para proporcionar hábitat con capacidad de sustentar la fauna silvestre (Shanahan, Possingham & Martin, 2011). Las herramientas de gestión de la fauna destinadas a evaluar y mejorar el hábitat urbano desempeñan un importante papel en la reversión de la pérdida de biodiversidad urbana (Montoya, 2016). Son exiguos los esfuerzos enfocados hacia la conservación y mejora de hábitats urbanos (Watts, 1999; Jordan & Siminoni, 2003; Foro de Ministros y Autoridades Máximas de la Vivienda y el Urbanismo de América Latina y el Caribe –MINURVI-, 2016). Esto dificulta la formulación de planes de conservación destinados a mejorar el hábitat de esta clase de organismos en zonas urbanas, dada la falta de referencias que permitan sustentar la importancia de los mismos, sin mencionar el desinterés por parte de algunas administraciones al momento de hacer proyecciones de ciudad (Montoya, 2016). En la búsqueda de una herramienta que sirva para la comprensión acerca de cómo responden las aves a las condiciones del socioecosistema urbano y con el fin de identificar las posibilidades de proporcionar hábitat del mismo, se propone a manera de método el uso de modelos basados en el índice de aptitud de hábitat (IAH) para la valoración ecológica del servicio ecosistémico de provisión de hábitat.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La dificultad para medir los servicios de los ecosistemas en términos biofísicos aumenta según el tipo de servicio ecosistémico que se pretende abordar. Tradicionalmente esa cuantificación se ha basado en análisis económicos de costo/beneficio planteados para ecosistemas naturales desde las escuelas de la economía ambiental. Cuantificar el servicio de provisión de hábitat requiere el uso de mediciones biofísicas e indicadores que se valgan de los atributos ambientales que configuran el ecosistema urbano. La identificación de dichos atributos ambientales en las ciudades es fundamental para realizar un apropiado manejo de la fauna silvestre urbana. Los métodos para lograr la evaluación rápida del potencial latente en los socioecosistemas urbanos para proporcionar hábitat con capacidad de sustentar la fauna silvestre son escasos.

2. PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

¿Cuál es la calidad del servicio ecosistémico de provisión de hábitat en el socioecosistema urbano de Pereira?

3. HIPÓTESIS

El uso de modelos de índice de aptitud del hábitat para especies de aves abordadas como biodicadoras permite valorar el servicio ecosistémico de provisión de hábitat para especies silvestres en socioecosistemas urbanos.

4. JUSTIFICACIÓN

La valoración de servicios ecosistémicos implica el uso de mediciones biofísicas e indicadores que caracterizan los atributos ambientales que configuran el ecosistema urbano (Haase, 2013). Las aves con su sensibilidad

para detectar señales de cambio, amplia distribución, tolerancia al estrés, facilidad de toma de datos y bajo requerimiento económico para su estudio cumplen las características de un indicador (Hess & King, 2002). Este potencial permite realizar mediciones cuantitativas para evaluar la capacidad de los socioecosistemas urbanos de proveer el servicio ecosistémico de hábitat (Cabrera-Cruz *et al.*, 2015). Usar modelos de hábitat permite entender el funcionamiento ecológico y establecer actividades destinadas al manejo o restauración de los ecosistemas (Krebs, 2001; Montoya, 2016).

OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

Evaluar la efectividad del modelo de índice de aptitud del hábitat por medio de un bioindicador como método para la valoración ecológica del servicio ecosistémico de provisión de hábitat en socioecosistemas urbanos.

4.2. Objetivos específicos

- 1.** Construir modelos para el índice de aptitud del hábitat del bioindicador que cuenten con atributos ambientales definidos.
- 2.** Proponer una especie de ave como elemento bioindicador para la valoración ecológica del servicio ecosistémico de provisión de hábitat dentro del socioecosistema urbano de la ciudad de Pereira.
- 3.** Cuantificar las características de los atributos ambientales en el socioecosistema urbano de la ciudad de Pereira asociados a la especie seleccionada para la valoración ecológica.

4. Considerar las actividades antrópicas que influyen en la presencia del bioindicador seleccionado como factor incidente en la efectividad del modelo.

5. MARCO TEÓRICO

5.1. Servicios ecosistémicos (SSEE)

Los bienes y servicios que ofrecen los ecosistemas son conocidos como servicios ecosistémicos (SSEE). Bajo esa designación se integran los beneficios, tangibles e intangibles, que se derivan de la naturaleza para provecho del ser humano y que, de acuerdo a ciertos criterios, pueden tener diferentes valoraciones (Camacho & Ruíz, 2012). Se clasifican según la forma en que son provistos y en cómo se relacionan con el ser humano en las categorías de provisión (aquellos recursos tangibles y finitos, que se contabilizan y consumen), regulación (los que mantienen los procesos y funciones naturales de los ecosistemas), aporte cultural (pueden ser tangibles e intangibles y son producto de percepciones individuales o colectivas; son dependientes del contexto socio-cultural) y de soporte (aquellos que mantienen los procesos de los ecosistemas que mantienen y permiten la provisión del resto de los servicios) (Millenium Ecosystem Assesment, 2005). Hawkins (2003) señaló que es necesario hacer una distinción conceptual entre funciones y servicios, las funciones son: lo que ocurre biológica y químicamente en los ecosistemas, y los servicios están basados en las necesidades, usos y preferencias humanas.

La noción de los SSEE intenta proporcionar un marco de trabajo efectivo para decisiones que involucran el aprovechamiento de los recursos naturales con un enfoque de sustentabilidad. El objetivo principal de introducir el concepto de SSEE es básicamente el de incluir las preocupaciones ecológicas en términos económicos, enfatizar la dependencia de la sociedad en los ecosistemas naturales, e impulsar el interés público en la conservación de la biodiversidad (Camacho & Ruíz, 2012).

5.2. Valoración de servicios ecosistémicos

Evaluación del aporte que hacen los ecosistemas al bienestar humano para comprender los incentivos que tienen los actores cuando eligen la forma de manejo de los ecosistemas, y evaluar las consecuencias de las acciones y comparar alternativas (De Groot, Wilson & Boumans, 2002; Millenium Ecosystem Assesment, 2005). Se ha realizado con metodologías de las ciencias económicas como análisis de externalidades, creación de mercados, cambios en el bienestar, compensaciones económicas, entre otros (y The Economics of Ecosystem and Biodiversity –TEEB-, 2010; Gómez-Baggethum & Barton, 2013; Rincón-Ruíz *et al.*, 2014). Busca identificar aspectos débiles o sensibles para mejorar y con ello fortalecer acciones encaminadas a gestionar la prestación de los SSEE. Al aplicar conceptos de valor a los SSEE, se pueden diferenciar tres formas de valor: valores ecológicos, basados en la sustentabilidad ecológica, valores sociales y culturales relacionados con las percepciones culturales, y valores económicos relacionados con eficiencia y costo efectividad.

5.3. Modelos de índice de aptitud del hábitat (IAH)

Modelos para determinar las condiciones del hábitat en las poblaciones de fauna silvestre (Krebs, 2001). Cuantifican los requisitos de supervivencia de los organismos usando como indicadores la estructura, composición y componentes espaciales del hábitat (U.S. Fish and Wildlife Service, 1981). Son hipótesis de interrelaciones entre la especie y el hábitat, basadas en supuestos de que la especie selecciona y utiliza las zonas que estén en mejores condiciones para satisfacer sus necesidades de vida y en consecuencia estas zonas serán utilizadas con mayor frecuencia como hábitat, ya que tienen mayor calidad para serlo (Schamberger & O'Neil, 1986). El uso de modelos de hábitat, tiene como objetivo entender el funcionamiento ecológico y el establecimiento de actividades destinadas al manejo o restauración de los diferentes ecosistemas.

6. METODOLOGÍA

6.1. Área de estudio

Pereira, capital del departamento de Risaralda (Colombia), está localizada en la región centro-occidente del país (4°49' N and 75°42' W), vertiente oriental de la Cordillera Central de los Andes. Tiene una elevación de alrededor de 1400 msnm, temperatura promedio de 21°C y precipitación media anual de 2750 mm. El área de estudio está delimitada en suelo urbano (3.040,18 ha) y suelo suburbano siguiendo los lineamientos de clasificación del suelo según el Plan de Ordenamiento Territorial (POT) de Pereira el cual se encuentra vigente de 2015 a 2027 (p. 50-55).

6.2. Selección del ave indicadora

Se aplicó el método propuesto por Gónzales - Ortega y colaboradores (2003) que de manera sistemática permite discernir las especies factibles de ser bioindicadoras y susceptibles de monitoreo. Primero se identificó la avifauna presente en el área de estudio, información disponible a partir del listado publicado para la ciudad de Pereira por Londoño-Betancourth (2011). Los criterios utilizados para calificar a cada especie registrada fueron de dos tipos: a) biológicos, siendo estos (1) estado de conservación, (2) endemismo, (3) distribución, (4) historia natural, (5) hábitat y (6) especialización a un hábitat; y b) de manejo de la especie, los cuales fueron (7) susceptibilidad de muestreo, (8) facilidad de determinación y (9) manipulación en campo (Cooperrider *et al.*, 1986). Para establecer los valores de calificación de los criterios biológicos, se consultó bibliografía especializada para cada especie y para los criterios de manejo de la especie se consideró la asesoría de expertos en el tema de manejo de aves en campo. El mecanismo de evaluación consistió en la asignación de criterios de calificación de valores ponderados (v.gr., 0.5, 1, 2, 4) los cuales permitieron calificar individualmente a cada una de las 275 especies

de aves registradas. Los valores más altos se asignaron a las características buscadas en una especie bioindicadora y con posibilidades de tener monitoreo.

Posteriormente se diseñó una matriz de selección de especies, conformada por una sección que califica su biología y otra a su manejo. Las filas corresponden a las especies y las columnas a los criterios o características a ser cuantificados. En el llenado de las secciones, se asignaron los valores numéricos ponderados a cada criterio permitiéndose así calificar individualmente a cada una de las especies de aves registradas en campo y obtener valores globales estándar para un ordenamiento y selección de las mismas. Finalmente, para cada especie se obtuvo un valor total final (valor de selección) resultante de la adición de los valores obtenidos para cada uno de los criterios de su biología (valor de especie) y posibilidad de ser manejada (valor de manejo). Las especies de aves con un valor superior al 80% del valor máximo obtenido de la calificación en la matriz de selección, se consideraron susceptibles de ser monitoreadas. Las especies que resultaron con un valor en el límite inferior de un porcentaje esperado (en este caso 80%), y que, en nuestra consideración, no reflejan cambios en el hábitat, fueron eliminadas a pesar de haber obtenido altos valores de abundancia relativa. El resultado de este método señaló al zorzal piquinegro (*Turdus ignobilis*) como especie susceptible de monitoreo (Cuadro 1).

Tabla 1

Matriz de selección de la especie susceptible de monitoreo

Especie	Matriz Biología de la Especie		
	<i>Turdus ignobilis</i>	<i>Xiphocolaptes promeropirhynchus</i>	<i>Myiodynastes maculatus</i>
Estado de Conservación	0.5	0.5	0.5
Endemismo	0.5	0.5	0.5
Distribución	4	4	4
Historia Natural Conocida	4	4	4
Especialización a un Hábitat	4	4	4
Total Matriz Biología de la Especie	13	13	13
%	32.5	32.5	32.5
	Matriz Manejo de la Especie		
Posibilidades de Muestreo	4	4	4
Posibilidades de Manipulación	4	4	4
Posibilidades de Determinación	4	4	4
Total Matriz Manejo de la Especie	12	12	12
%	50	50	50
	Matriz de Selección de la Especie		
Total Matrices	25	25	25
%	83	83	83

6.3. Muestreo

Se usó un muestreo aleatorio estratificado (Scheaffer, Mendenhall & Ott, 2007) para definir el número de parcelas que se necesitaba muestrear con un límite de 0,05 para el error de estimación. Se ubicaron 127 puntos para el área urbana y 65 en el área suburbana. Cada uno de ellos separado por un intervalo de 500 m. Los muestreos se realizaron mediante el método de conteo por puntos de radio limitado con 25m de r (Ralph *et al.*, 1996; Gallina & López,

2011). Se realizaron en horas de la mañana antes del alba y hasta tres horas después (Blake, 1992). La detección por parcela de la especie se realizó en tres intervalos de tiempo (min 0 al 3, min 3 al 5 y min 5 al 10) con el fin de evitar el recuento de individuos (Ralph *et al.*, 1996). Dentro de cada parcela se tomaron los valores de los atributos ambientales y valores de presión. Se realizaron dos muestreos, en dos períodos cortos, con el fin de mantener el supuesto de una población cerrada (Martella *et al.*, 2012). El primero se realizó en un período de 16 días entre enero y febrero y el segundo en un período de 13 días entre marzo y abril del 2017.

6.4. Evaluación del hábitat

Se realizó a partir de un modelo de IAH definido por la sumatoria de todas las variables ambientales analizadas divididas entre el número total de estas, menos un valor de presión (vp) (Delfín-Alfonso, Gallina & López-González, 2009; Díaz, 2013): $HSI = [2(IIA1) + IIA2 + IIA3 + IIA4 + \dots + IIA_n] / \sum IIA_n - vp$. Donde: HSI = Índice de Aptitud del Hábitat, IIA = Índice de Importancia de un Atributo y vp = valor de presión. Los atributos ambientales fueron: (1) Porcentaje de cobertura arbórea, (2) Altura cobertura arbórea, (3) Diámetro a la altura del pecho (Dap), (4) Área basal, (5) Porcentaje de cobertura arbustiva, (6) Altura cobertura arbustiva, (7) Porcentaje de cobertura herbácea y (8) Altura cobertura herbácea (Ralph *et al.*, 1996). El índice de importancia de los atributos (IIA) se obtuvo de dividir el valor de importancia de cada clase para un atributo específico por el número de clases para cada atributo (Bolívar, 2009; Delfín-Alfonso, Gallina & López-González, 2009; Díaz, 2013): $IIA = VC/n$. Donde: VIC = Valor de importancia de cada clase para un atributo específico y n = número de clases para cada atributo (Cuadro 2). Cuando el índice de importancia de un atributo es relevante para la especie, este se multiplica por dos (2) dentro de la fórmula del IAH. Este atributo se identifica mediante un análisis de regresión lineal entre la densidad y cada uno de los valores de los atributos evaluados (Bolívar, 2009; Delfín-Alfonso, Gallina & López-González, 2009; Díaz, 2013): siendo “Porcentaje de cobertura arbórea” el atributo más relevante con un valor de coeficiente de correlación múltiple de 0,962320561.

Tabla 2

Categorías de los atributos del hábitat y su índice de importancia asignado

Atributos	Calidad Atributo	Clase	VIC	IIA
% cobertura arbórea	Baja	>0-≤25%	1	0,33
	Media	>25-≤50%	2	0,67
	Alta	>50-100%	3	1
Altura cobertura arbórea	Baja	>1-≤10	1	0,33
	Media	>10-≤20	2	0,67
	Alta	>20-≤50	3	1
dap cobertura arbórea	Baja	≥10-≤25	1	0,33
	Media	>25-≤50	2	0,67
	Alta	>50	3	1
Área basal	Baja	≥0,3-≤10	1	0,33
	Media	>10-≤20	2	0,67
	Alta	>20-≤42	3	1
% cobertura arbustiva	Baja	>0-≤25%	1	0,33
	Media	>25-≤50%	2	0,67
	Alta	>50-100%	3	1
Altura cobertura arbustiva	Baja	≥0,2-≤1.5	1	0,33
	Media	>1,5-≤3	2	0,67
	Alta	>3-≤5	3	1
% cobertura herbácea	Baja	>0-≤25%	1	0,33
	Media	>25-≤50%	2	0,67
	Alta	>50-100%	3	1
Altura cobertura herbácea	Baja	≥0,1-≤0,2	1	0,33
	Media	>0,2-≤0,5	2	0,67
	Alta	>0,5	3	1

Los valores de presión fueron: (1) “porcentaje de cobertura de cemento”, (2) “altura máxima de la edificación”, (3) “número de automóviles”, (4) “número de peatones” y (5) “número de perros y gatos” (Dinicola, 1990; Blair, 1996; Melles *et al.*, 2003; Chace & Walsh 2006; Evans, Newson & Gaston, 2009; MacGregor-Fors, Morales-Pérez & Schondube, 2010; Loss, Will & Marra, 2013). Para cada categoría se establecieron tres niveles de riesgo: alto, medio

y bajo; y cada nivel es substituido por un valor: 4, 3 y 2 respectivamente. Los valores finales del impacto antropogénico se ponderaron a valores entre 0 y 1, para ser substituidos como valores de presión (vp) en el cálculo del HSI. Cuando el valor del impacto antropogénico total fue de 4 el vp=1, para 3 el vp=0.66, para 2 el vp=0.33 y para 1 el vp=0 (Bolívar, 2009; Díaz, 2013) (Cuadro 3).

Tabla 3

Categorías de los atributos de valor de presión e índice de importancia asignado

Atributos	Sin Riesgo Valor 0	Niveles de Riesgo		
		Valor Bajo 1	Valor Medio 2	Valor Alto 4
# de edificaciones	0	≤10	≤20	≤34
% cobertura de cemento	0	≤25%	≤50%	≤100%
Altura máxima edificaciones	0	<4 m	4 m	>4 m
# de automóviles	0	≤5	≤10	≤20
# de peatones	0	≤30	≤60	≤120
# de perros y gatos	0	1	2	≥3

Los valores del HSI van de -1 a 1 (Bolívar, 2009). Se generaron una serie de intervalos en base a valores percentiles (Stevens *et al.*, 2008) y se clasificó la calidad del hábitat en tres tipos. Categoría de calidad “baja” utilizando el valor límite correspondiente al 33% de los datos, “media” el valor límite correspondiente al 66% y “alta” valores superiores al 67% de los datos (Díaz, 2013) (Cuadros 4 y 5).

Tabla 4*Intervalos de IAH y categorías de hábitat para los modelos urbanos*

Calidad	IAH1	IAH2	IAH3	IAH4	IAH5	
Baja	-1.000	a -1.000	a -0.750	a -0.708	a -1.000	a
	0.769	0.801	0.577	0.557	0.453	
Media	0.768	a 0.578	a 0.578	a 0.558	a 0.454	a
	0.859	0.783	0.783	0.815	0.848	
Alta	0.860	a 0.917	a 0.784	a 0.816	a 0.849	a
	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	

Tabla 5*Intervalos de IAH y categorías de hábitat para los modelos suburbanos*

Calidad	IAH1	IAH2	IAH3	IAH4	IAH5	
Baja	-0,160	a -0,792	a -0,202	a -1,708	a -0,667	a
	0,490	0,459	0,421	0,792	0,562	
Media	0,491	a 0,460	a 0,422	a 0,793	a 0,563	a
	0,824	0,824	0,660	0,866	0,783	
Alta	0,825	a 0,825	a 0,661	a 0,867	a 0,784	a
	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	

7. RESULTADOS

Se generaron 5 modelos de índices de aptitud del hábitat (uno por cada valor de presión: vp). El modelo con mayor correlación positiva con la densidad de la especie, en la zona urbana, fue el que incluía el valor de presión “# de peatones” (Spearman, $r = 0.720298$), mientras que el de menor relación fue con el valor de presión “altura máxima edificaciones” (Spearman, $r = 0.50781$). En la zona suburbana el modelo de IAH con mayor relación positiva con la densidad fue el que incluía como valor de presión “# de automóviles” (Spearman, $r = 0.82412$) y el de menor relación fue el modelo con valor de presión “# de peatones” (Spearman, $r = 0.491656$). Dentro del área urbana la densidad mínima (0,003 individuos por parcela) se halló en 7 puntos, distribuidos por comunas así: comuna San Joaquín (1), Villasantana (1), Ferrocarril (1) y Centro (4). La mayor densidad registrada (0,078 individuos por parcela) se halló en: comuna El Jardín (2) y en Esperanza-Galicia (5). En la zona suburbana la menor densidad (0,007 individuos por parcela) se registró en 7 puntos dentro del corredor suburbano Cerritos - La Virginia. La mayor densidad (0,153 individuos por parcela) se registró en 10 puntos: corredor suburbano Cerritos - La Virginia (2), corredor Cerritos - Puerto Caldas (7) y corredor Pereira - Armenia (1). Tanto en la zona urbana como en la suburbana los puntos con mayor densidad de la especie estaban asociados directamente a mayores porcentajes de cobertura vegetal y con bajo grado de influencia humana. Por el contrario, las menores densidades poblacionales se hallaron en menores porcentajes de cobertura vegetal con alta influencia urbana. Esta tendencia puede explicarse dado que el “Porcentaje de cobertura arbórea” fue el atributo más relevante para la especie con un valor de coeficiente de correlación múltiple de 0,962320561 y que la mayor parte de los atributos ambientales adicionales estimados relacionados con características de la estructura vegetal estaban altamente correlacionados con el de cobertura arbórea. No se hallaron diferencias estadísticas significativas entre los valores de los atributos ambientales de la zona urbana y suburbana con excepción de: “porcentaje de cobertura arbustiva”, “porcentaje de cobertura herbácea” y “altura cobertura herbácea” (Kruskall — Wallis, $p < 0.05$).

Al realizar la evaluación con los 5 modelos de IAH dentro de la zona urbana se hallaron 12 puntos con categoría de valor “alta”. Con base en la descripción del modelo de hábitat para esta especie los valores óptimos para las características clave del hábitat son los siguientes: Cobertura arbórea de un 75% de área dentro de las parcelas, altura promedio de 13,5m, dap de 48,3cm y área basal de 15,3cm². En la zona suburbana, la evaluación con los 5 modelos de IAH arrojó como resultado 6 puntos con categoría de valor “alta”. En esta zona los valores óptimos para las características clave del hábitat son los siguientes: con coberturas arbóreas de hasta un 75% en las parcelas y unos valores promedios de alturas de 16,8 m, dap de 83,3 cm y área basal de 36 cm².

Al realizar una comparación entre los cinco modelos generados para la zona urbana se hallaron diferencias entre todos los modelos (Friedman, $p < 0,0001$). Esta misma prueba indicó que no hay diferencia significativa al comparar las medias del modelo de IAH con valor de presión (vp) “porcentaje de cobertura de cemento” comparado con el modelo de IAH con vp “número de automóviles”, así como también entre la media del modelo de IAH con vp “número de peatones” comparado con la media del modelo de IAH con vp “número de perros y gatos” (Friedman, $p > 0,050$).

En la zona suburbana esta prueba indicó una diferencia significativa entre las medias de los 5 modelos evaluados (Friedman, $p < 0,0001$). Así mismo se halló que al comparar la media del modelo de IAH con vp “número de peatones” y del modelo de IAH con vp “altura máxima edificaciones” no se hallaron diferencias relevantes, igualmente entre la media del modelo de IAH con vp “altura máxima edificaciones” y del modelo de IAH con vp “cobertura de cemento”, del modelo de IAH con vp “porcentaje cobertura de cemento” y del modelo de IAH con vp “número de automóviles”, del modelo de IAH con vp “porcentaje de cobertura de cemento” y del modelo de IAH con vp “número de automóviles”, y finalmente de la media del modelo de IAH con vp “número de automóviles” y la media del modelo de IAH con vp “número de perros y gatos” (Friedman, $p > 0,050$). Estos resultados pueden responder tanto a la baja tasa de cobertura de cemento, directamente relacionada con la altura máxima de edificaciones, como a la poca presencia de automóviles así como de perros y

gatos registrados en los puntos de muestreo ubicados en la zona suburbana de la ciudad.

Los valores numéricos obtenidos para los cinco modelos de índice de calidad del hábitat señalaron resultados muy similares (Cuadros 6 y 7). Sugiriendo que la calidad de hábitat para la mirlo ollera en la ciudad de Pereira en general es baja. La prueba estadística indicó que hay diferencias significativas entre los modelos de IAH con vp “porcentaje cobertura de cemento”, vp “altura máxima edificaciones” y vp “n° de automóviles” de la zona urbana y la zona suburbana (Kruskall — Wallis, $p < 0.05$) dado que en general los valores entre ambas zonas tendían a ser inversamente proporcionales. No se hallaron diferencias en los modelos de IAH con vp “n° de peatones” y vp “n° de perros y gatos” (Kruskall — Wallis, $p > 0.05$).

Tabla 6*Calidad de parcelas según modelos de índice de aptitud del hábitat (IAH) zona urbana*

Modelo de IAH	Calidad		
	Baja	Media	Alta
valor de presión (vp) “% cobertura de cemento”	117	3	7
vp “altura máxima edificaciones”	118	7	2
vp “# de automóviles”	118	3	6
vp “# de peatones”	114	3	10
vp “# de perros y gatos”	112	3	12

Tabla 7*Calidad de parcelas según modelos de índice de aptitud del hábitat (IAH) zona suburbana*

Modelo de IAH	Calidad		
	Baja	Media	Alta
valor de presión (vp) “% cobertura de cemento”	58	3	4
vp “altura máxima edificaciones”	58	3	4
vp “# de automóviles”	56	3	6
vp “# de peatones”	57	3	5
vp “# de perros y gatos”	56	3	6

8. CONCLUSIONES

Los modelos de IAH pueden documentar los requerimientos ambientales para una especie en particular demostrando el potencial para valorar el servicio ecosistémico de provisión de hábitat en ecosistemas urbanos; dado que proporcionan una evaluación inicial sustancial del potencial del hábitat, al tiempo que ayudan a los responsables de la toma de decisiones con el objetivo final de mejorar el hábitat urbano de las aves.

Al discriminar entre los diferentes atributos ambientales y valores de presión, la herramienta reconoce las diferentes debilidades y amenazas que enfrenta el ecosistema frente a la prestación del servicio y las estrategias de manejo asociadas brindando mayores oportunidades de intervención.

La preferencia de la especie por distintos sitios dentro de la ciudad, tanto en las zonas urbanas como suburbanas, permite medir las consecuencias de la urbanización, a su vez, sobre los impactos de la composición y abundancia de la vegetación en la población de la especie presente en estas zonas.

Los modelos traducen la información detallada de los datos acerca de la composición y estructura del ecosistema en evaluaciones relativas del valor del hábitat para la especie reconociendo la importancia de las características locales y paisajísticas para brindar el servicio ecosistémico de provisión de hábitat.

Es importante utilizar variables que tomen en cuenta la presión antropogénica, ya que esta influye fuertemente en la generación de modelos de calidad de hábitat.

Este primer acercamiento de validación apoya la eficacia de la utilización de los modelos de hábitat para predecir la calidad del hábitat de las zonas urbanas que pudiera ser útil a una variedad de especies.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Blair, R. B. (1996). Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*, 6 (2), 506-519.
- Blake, J.C. (1992). Temporal variation in point counts of birds in a lowland wet forest in Costa Rica. *Condor*, 94, 265-267.
- Bolívar, B del S. (2009). *Análisis del hábitat óptimo y modelado de nicho ecológico para la conservación del venado cola blanca en el centro de Veracruz*. Tesis de grado no publicada. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, México.
- Cabrera-Cruz, R.B.E., González-González, M.A., Rolón-Aguilar, J.C. & Gaytán-Oyarzún, J.C. (2015). Indicadores bióticos de calidad ambiental del sur del estado de Tamaulipas, México. Caso de estudio: Aves. *Estudios en Biodiversidad*, 130-141.
- Camacho, V. & Ruíz, L. (2012). Marco Conceptual y clasificación de los servicios ecosistémicos. *Revista BioCiencias*, 1(4), 3-15.
- Chace, J. F. & J. J. Walsh. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74, 46-69.
- Cooperrider, A. Y., Boyd, R. J. & Stuart, H. R. (comp.). (1986). *Inventory and monitoring of wildlife habitat*. Denver, Co., USA.: U.S. Dept. Inter., Bur. Land Manage. Service Center.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A. & Boumans, R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, 393–408.
- Delfín-Alfonso, C.A., Gallina, S., & López-González, C.A. (2009). Evaluación del hábitat del venado de cola blanca utilizando modelos espaciales y sus implicaciones para el manejo en el centro de Veracruz, México. *Tropical Conservation Science*, 2, 215-228.
- Díaz, H. H. (2013). *Evaluación del hábitat del venado de cola blanca (Odocoileus virginianus mexicanus) en cuatro unidades de manejo para la conservación de la vida silvestre en la mixteca poblana*. Trabajo de grado. Colegio de Postgraduados. Puebla, México.

- Dinicola, R. S. (1990). Characterization and simulation of rainfall runoff relations for headwater basins in Western King and Snohomish Counties, Washington. U.S. Geological Survey. *Water Resources Investigations Report*, 89, 40-52.
- Evans, K. L., Newson, S. E. & Gaston, K. J. (2009). Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis*, 151, 19-39.
- Foro de Ministros y Autoridades Máximas de la Vivienda y el Urbanismo de América Latina y el Caribe –MINURVI-. (2016). *América Latina y el Caribe. Desafíos, dilemas y compromisos de una agenda urbana común*. Santiago de Chile: Naciones Unidas.
- Gallina, S. & López, S. (Eds.). (2011). Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Querétaro, México: Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología A.C.
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235–245.
- González-Ortega, M. A., Guzmán, J., Martín, M.F. & Domínguez, L.E. (2003). Un método para la selección de aves bioindicadoras con base en sus posibilidades de monitoreo. Huitzil. *Revista Mexicana de Ornitología*, 4 (2), 10-16.
- Hawkins, K. (2003). *Economic valuation of ecosystem services*. Minnesota, Minneapolis, U.S.: University of Minnesota.
- Hess, G. R & King, T. J. (2002). Planning open spaces for wildlife. I. Selecting focal species using a Delphi survey approach. *Landscape and Urban Planning*, 58, 25-40.
- Jordán, R. & Simioni, D. (Comps.). (2003). *Gestión urbana para el desarrollo sostenible en América Latina y el Caribe*. Santiago de Chile: Naciones Unidas.
- Krebs, C.J. (2001) *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. San Francisco, USA: Benjamin Cummings.
- Londoño-Betancourth, J. C. (2011). Una Mirada a la Diversidad Ornitológica de Pereira. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. U. de Caldas*, 15 (1), 84-103.
- Loss, R.S., Will, T. & Marra, P.P. (2013). The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nature Communications*, 4, 1-7.

- Martella, M. B., Trumper, E., Bellis, L.M., Renison, D., Giordano, P.F., Bazzano, G. & Gleiser, R.M. (2012). Manual de ecología poblaciones: Introducción a las técnicas para el estudio de las poblaciones silvestres. *Reduca (Biología). Serie Ecología*. 5 (1), 1-31.
- MacGregor-Fors, I., Morales-Pérez, L. & Schondube, J. (2010). Migrating to the city: responses of neotropical migrant bird communities to urbanization. *The Condor*, 112 (4), 711-717.
- Melles, S. U. O., Glenn, S. M. G., & Martin, K. O. B. (2003). Urban bird diversity and landscape complexity: Species–environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology*, 7 (1). Recuperado el 17 de mayo de 2016, en: <http://www.ecologyandsociety.org/vol7/iss1/art5/main.html>
- Millenium Ecosystem Assessment, MEA. (2005). *Evaluación de ecosistemas del milenio. 2005. Ecosystems and human wellbeing: synthesis*. Washington, DC: Island Press. Recuperado el 12 de mayo de 2016 en www.millenniumassessment.org/
- Montoya, J. (2016). Reconocimiento de la biodiversidad urbana para la planeación en contextos de crecimiento informal. *Cuadernos de vivienda y urbanismo* 9 (18), 232-275.
- Ralph, C., Geupel, G., Pyle, P., Martin, T., DeSante, D. & Milá, B. (1996). *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Albany, CA, EEUU: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.
- Rincón-Ruíz, A., Echeverry-Duque, M., Piñeros, A. M., Tapia, C. H., David, A., Arias-Arévalo, P. & Zuluaga, P. A. (2014). *Valoración integral de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos: Aspectos conceptuales y metodológicos*. Bogotá, D. C. Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH).
- Schamberger, M. & I. J. Ó Neil. (1986). Concepts and constraints of habitat-model testing. En Verner, J., Morrison, M. L. & Ralph, C.J. (Eds). *Wildlife 2000: Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates* (pp. 5- 10). Madison, Wisconsin, U.S.: University of Wisconsin Press.
- Scheaffer, L., Mendenhall, W. & Ott, L. (2007). *Elementos de Muestreo*. Madrid: Editorial Paraninfo.

- Secretaría de Planeación Municipal. (2015). *Plan de Ordenamiento Territorial (POT) de Pereira para la vigencia 2015 -2027*. Pereira, Risaralda, Colombia: Secretaría de Planeación Municipal.
- Shanahan, D.F., Possingham, H.P. & Martin, T.G. (2011). Foraging height and landscape context predict the relative abundance of bird species in urban vegetation patches. *Austral Ecology*, 36 (8), 944–953.
- Stevens, S.D., Page, D. & Prescott, D.R.C. (2008). Habitat suitability index for the Northern Leopard Frog in Alberta: Model derivation and validation. *Alberta Sustainable Resource Development, Fish and Wildlife Division, Alberta Species at Risk Report*, 132, 1-16.
- The Economics of Ecosystems and Biodiversity, TEEB. (2010). The economics of ecosystems and biodiversity. London and Washington: Ecological and Economic Foundations. Earthscan.
- U.S. Fish and Wildlife Service. (1981). *Standards for the development of suitability index models*. Washington, D.C.: Ecol. Serv. Man. 103. U.S. Fish and Wildl. Serv., Division of Ecological Services. U.S. Gov. Print. Off., Verner, J., Morrison, M.L. & Ralph, C.J. (1986). *Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. University of Wisconsin, Madison.
- Watts, B.D. (1999). Partners in flight: Mid-Atlantic Coastal Plain bird conservation plan: physiographic Area #44. Recuperado el 23 de mayo de 2017 desde el sitio web de partners in flight http://www.partnersinflight.org/bcps/plan/pl_44_10.pdf