



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

Procesos de invasión de plantas terrestres en los parques ecológicos distritales de humedal de Bogotá

Julián Esteban Díaz Triana

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias, Departamento de Biología
Bogotá, Colombia
2018

Procesos de invasión de plantas terrestres en los parques ecológicos distritales de humedal de Bogotá

Julián Esteban Díaz Triana

Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título
de:

Magister en Ciencias - Biología

Director (a):

M.Sc. Jesús Orlando Vargas Ríos

Línea de Investigación:

Ecología

Grupo de Investigación:

Grupo de Restauración Ecológica

Universidad Nacional de Colombia
Facultad de Ciencias, Departamento de Biología
Bogotá, Colombia

2018

Dedicado a mi familia, en especial a mis padres María Consuelo y Luis Eduardo, a los líderes ambientales que trabajan por la conservación de los humedales en Bogotá y a todos los que aman y respetan la naturaleza remanente en las “selvas de cemento y asfalto”.

La naturaleza es la mejor maestra de la verdad.

San Ambrosio

No podemos engañar a la naturaleza, pero sí podemos ponernos de acuerdo con ella

Albert Einstein

Agradecimientos

A mis padres, María Consuelo y Luis Eduardo por sus enseñanzas y ejemplo a lo largo de la vida y su compañía permanente en las primeras etapas del crecer académico, en especial su respaldo en las decisiones que he tomado y su apoyo en los momentos difíciles. A Andry Yiset, por su valiosa compañía en estos últimos años.

A Jesús Orlando Vargas Ríos, profesor asociado del Departamento de Biología y director del Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia, por sus enseñanzas desde el pregrado, por la oportunidad de crecer académica y profesionalmente dentro del grupo y sobretodo su paciencia y comprensión para el desarrollo y finalización de este trabajo de tesis.

A la Bióloga Adriana Marcela Díaz Espinosa, miembro inicial del Grupo de Restauración Ecológica y actual estudiante de doctorado, por su importante ejemplo y liderazgo en el desarrollo de las líneas de investigación en especies invasoras y restauración ecológica de los humedales urbanos, por brindarme su apoyo, amistad y consejos además de valiosas enseñanzas en el inicio del aprendizaje en los Sistemas de Información Geográfica (SIG).

A la Secretaria Distrital de Ambiente, por ser promotora de los inicios en la investigación de invasiones de plantas en los Humedales de Bogotá y el apoyo administrativo, logístico y financiero en las etapas antecedentes que dieron origen a esta tesis, en particular a las Biólogas Jormmy Machado y Libia Hernández de la subdirección de ecosistemas y ruralidad.

A la profesora María Argenis Bonilla Gómez del Departamento de Biología de la Universidad Nacional de Colombia por las valiosas bases y conocimientos otorgados en diferentes cursos de Ecología durante el pregrado y posgrado, por enseñar y transmitir a sus estudiantes el amor por la Biología trascendiendo la visión de la misma más allá de una profesión o disciplina. En especial por su orientación en el análisis de datos ecológicos.

Al profesor Agustín Rudas Lleras del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia por sus enseñanzas en Cartografía y SIG y fomentar en mí el interés por desarrollar métodos para el desarrollo de este trabajo académico.

A la Bióloga Alejandra Narváez y al profesor Álvaro Lema por sus orientaciones para el tratamiento estadístico de los datos.

Al profesor Germán Domingo Amat García, asociado al Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, por su ejemplo como trabajador incansable, por su amistad y apoyo en otros intereses académicos dentro de mi formación.

A los compañeros y amigos del Grupo de Restauración Ecológica que a pesar del transcurrir de los años siguen siendo influyentes como al principio en el camino por la ciencia y la restauración. En especial agradecimientos a Patricia Velasco Linares y Olga Adriana León Moya.

A Dios infinitas gracias por permitirme la vida y la aventura de encontrar sorpresas gratas a pesar de los avatares, en particular por pintar el cuadro hermoso de la naturaleza cuyo mágico colorido me ha fascinado y motivado...

Resumen

Los humedales de Bogotá son ecosistemas urbanos afectados por invasiones biológicas entre las cuales se destacan los procesos de invasión por plantas terrestres. Para estos humedales se identificaron procesos de invasión en el hábitat terrestre y el hábitat de borde de la zona de transición terrestre-acuática. Con base en reportes de plantas terrestres invasoras de doce Parques Ecológicos Distritales de Humedal y su georreferenciación, se cuantificó el grado de invasión a través de la riqueza, abundancia (cobertura) y frecuencia de las invasiones y se evaluó: i) su correlación con medidas morfométricas de los humedales referentes al tamaño, la forma y el hábitat, ii) su variación con la distancia a la interfase terrestre-acuática, y iii) su correlación con factores de disturbio y áreas relativas de tipos de uso del suelo en el área adyacente. Se encontró mayor correlación entre la frecuencia total de las invasiones y el área total de los humedales ($\rho=0,9$). El grado de invasión disminuyó con la distancia a la interfase terrestre-acuática pero fue significativamente diferente entre rangos de distancia inferiores y superiores a 30 m ($p<0,05$). Referente al número de disturbios las mayores correlaciones se presentaron con la frecuencia total ($\rho=0,9$) y la abundancia total ($\rho=0,8$) de las invasiones. La única correlación con tipos de uso del suelo se presentó entre el área relativa de predios abandonados y la frecuencia de plantas individuales ($\rho=0,7$). Se evaluó la correlación entre la longitud del hábitat de borde y la frecuencia de parches grandes y en reproducción pero no fue significativa. Los procesos de invasión de plantas terrestres son independientes para cada especie y están influenciados por múltiples factores. Los grados de invasión actuales de plantas terrestres en los humedales no se relacionan en forma simple con un solo factor pero podrían estar determinados por los créditos de invasión históricos.

Palabras clave: humedales urbanos, invasiones biológicas, morfometría, franja terrestre, hábitat de borde, disturbios, usos del suelo.

Abstract

Bogota wetlands are urban ecosystems affected by biological invasions, among which the processes of terrestrial plants invasion stand out. For these wetlands, invasion processes in the terrestrial habitat and in the edge habitat of the terrestrial-aquatic transition zone were identified. Based on reports and georeferencing of invasive terrestrial plants of twelve District Wetland Ecological Parks the degree of invasion was quantified through the richness, abundance (coverage) and frequency of the invasions. With these quantitative parameters the following was evaluated: i) their correlation with the wetlands morphometric measurements (size, shape and habitat), ii) their variation with the distance to the edge habitat, and iii) their correlation with disturbance factors and the relative size of the adjacent area land use types. The greatest correlation was found between the invasions total frequency and the wetlands total area ($\rho = 0.9$). The degree of invasion decreased with the distance to the edge habitat, but was significantly different between ranges of distance lower than and greater than 30 m ($p < 0.05$). Regarding the number of disturbances, the greatest correlations were with the total coverage ($\rho = 0.8$) and the invasions total frequency ($\rho = 0.9$). The only significant correlation concerning the land use types was between the relative areas of abandoned lands and the individual plants frequency ($\rho = 0.7$). The correlations between the edge habitat length and the frequencies of large patches and patches with sexual reproduction were not significant. It was concluded that the processes of terrestrial plants invasion are species – specific and are influenced by multiple factors. The current degree of terrestrial plants invasion in the wetlands are not simply related to a single factor but could be determined by historical invasion credits.

Keywords: urban wetlands, biological invasions, morphometry, land strip, edge habitat, disturbances, land use.

Contenido

	Pág.
Resumen	IX
Lista de figuras.....	XIII
Lista de tablas	XVI
Lista de cuadros.....	XVIII
Introducción	1
1. Las invasiones de plantas terrestres y los humedales de Bogotá	7
1.1 Resumen	7
1.2 Generalidades sobre el proceso de las invasiones biológicas.....	8
1.3 Plantas terrestres invasoras y potencialmente invasoras reportadas para los humedales de Bogotá: listado y clasificación.....	19
1.4 Patrones y procesos de invasión de plantas terrestres observados en hábitats susceptibles a ser invadidos.....	23
1.4.1 Patrones y procesos de invasión en el hábitat terrestre	25
1.4.2 Procesos de invasión en el hábitat de borde	28
1.5 Parques Ecológicos Distritales de Humedal de Bogotá.....	33
1.5.1 PEDH Capellanía	36
1.5.2 PEDH Córdoba	38
1.5.3 PEDH El Burro	39
1.5.4 PEDH Guaymaral.....	40
1.5.5 PEDH Jaboque	40
1.5.6 PEDH Juan Amarillo	42
1.5.7 PEDH La Conejera.....	44
1.5.8 PEDH La Vaca	45
1.5.9 PEDH Meandro del Say	47
1.5.10 PEDH Santa María del Lago	48
1.5.11 PEDH Techo	49
1.5.12 PEDH Torca.....	50
2. Estado y grado de las invasiones de plantas terrestres y su relación con variables morfométricas de los humedales	53
2.1 Resumen	53
2.2 Marco conceptual	54
2.3 Métodos.....	59
2.3.1 Recopilación, depuración y organización de datos de plantas invasoras terrestres.....	59

2.3.2	Recopilación, depuración y unificación de datos de georreferenciación de plantas invasoras terrestres	61
2.3.3	Caracterización del estado de invasión de plantas terrestres en los humedales: cuantificación del grado de invasión	62
2.3.4	Obtención de datos espaciales relacionados con medidas morfométricas de los humedales y localización de invasiones de plantas terrestres	64
2.3.5	Análisis de datos.....	68
2.4	Resultados	70
2.4.1	Composición de las invasiones de plantas terrestres.....	70
2.4.2	Riqueza, abundancia y frecuencia de las invasiones de plantas terrestres	70
2.4.3	Distribución de tamaños de parches.....	80
2.4.4	Medidas morfométricas de los humedales de estudio.....	82
2.4.5	Invasiones de plantas terrestres con respecto a las variables morfométricas de los humedales	85
2.4.6	Invasiones de plantas en la franja terrestre con particular referencia al borde de interfase terrestre acuática.....	91
2.5	Discusión.....	98
3.	Las invasiones de plantas terrestres en los humedales con relación a factores de disturbio y usos del suelo.....	111
3.1	Resumen.....	111
3.2	Marco conceptual	112
3.3	Métodos	116
3.3.1	Identificación de factores de disturbio	116
3.3.2	Identificación y cuantificación de usos del suelo alrededor de los humedales	116
3.3.3	Análisis de datos.....	119
3.4	Resultados	120
3.4.1	Factores de disturbio	120
3.4.2	Usos del suelo alrededor de los humedales.....	124
3.4.3	Invasiones de plantas terrestres con respecto a factores de disturbio y usos del suelo.....	127
3.4.4	Heterogeneidad de los usos del suelo en el área adyacente a los humedales y desarrollo de las invasiones.....	136
3.5	Discusión.....	138
4.	Conclusiones y recomendaciones	147
4.1	Conclusiones.....	147
4.2	Recomendaciones.....	151
	A. Anexo: Matriz de incidencias (composición) de especies invasoras encontradas en doce humedales de Bogotá.....	154
	B. Anexo: Algunas salidas de pruebas realizadas con R	157
	Bibliografía	163

Lista de figuras

	Pág.
Figura 1-1: Separación cronológica de un proceso de invasión idealizado en pasos y etapas.	10
Figura 1-2: Filtros multiescalas que influyen el ensamble de comunidades con especies invasoras a escala local.....	13
Figura 1-3: Secuencia e iteraciones de dispersión y establecimiento de propágulos individuales que originan el fenómeno emergente de persistencia y expansión. Tomado de Davis (2009).	14
Figura 1-4: Modelo conceptual de causas de invasión en los humedales y relación con tipos de especies invasoras.....	18
Figura 1-5: Perfil de zonación de hábitats en un humedal.	24
Figura 1-6: Comparación de humedales alterados y no alterados por construcción de jarillones.....	25
Figura 1-7: Localización de doce Parques Ecológicos Distritales de Humedal en el área urbana de la ciudad de Bogotá, D. C.....	35
Figura 1-8: Localización del humedal de Capellanía.	37
Figura 1-9: Localización del humedal de Córdoba.....	38
Figura 1-10: Localización del humedal de El Burro.....	39
Figura 1-11: Localización del humedal de Guaymaral.	41
Figura 1-12: Localización del humedal de Jaboque.....	42
Figura 1-13: Localización del humedal de Juan Amarillo.....	43
Figura 1-14: Localización del humedal de La Conejera.	45
Figura 1-15: Localización del humedal de La Vaca.	46
Figura 1-16: Localización del humedal Meandro del Say.....	47
Figura 1-17: Localización del humedal Santa María del Lago.....	48
Figura 1-18: Localización del humedal de Techo.....	50
Figura 1-19: Localización del humedal de Torca.	51
Figura 2-1: Pasos metodológicos para el estudio del estado y grado de invasión de plantas	60

Figura 2-2: Creación de capas de límites y hábitat en los humedales y representación de localización y distribución de invasiones de plantas terrestres georreferenciadas usando de base el ortofomosaico de Bogotá año 2009.	65
Figura 2-3: Representación de capas vectoriales en el sistema de coordenadas planas para el cálculo de medidas morfométricas de los humedales y distancias entre las invasiones de plantas terrestres y el borde de interfase terrestre-acuática.	67
Figura 2-4: Rangos de distancia utilizados para estimar la riqueza, abundancia y frecuencia relativas de invasiones de plantas terrestres.	68
Figura 2-5: Dendrograma de similitud de los humedales de Bogotá en la composición de plantas terrestres invasoras y potencialmente invasoras.	71
Figura 2-6: Riqueza relativa de especies de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con respecto al hábito.	74
Figura 2-7: Abundancia relativa de especies de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con respecto al hábito.	75
Figura 2-8: Frecuencia relativa de especies de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con respecto al hábito.	76
Figura 2-9: Riqueza relativa de especies de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con respecto a categorías de clasificación.....	77
Figura 2-10: Abundancia relativa de especies de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con respecto categorías de clasificación.	78
Figura 2-11: Frecuencia relativa de especies de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con respecto categorías de clasificación.	79
Figura 2-12: Distribución de tamaños de parches de plantas invasoras terrestres en los humedales de Bogotá.	80
Figura 2-13: Proporción de parches de plantas invasoras terrestres en ERS y ENR dentro de los humedales de Bogotá.	82
Figura 2-14: Diagrama bidimensional (triplot) del análisis de correspondencia canónico realizado entre medidas morfométricas de los humedales y frecuencias relativas de plantas terrestres clasificadas por hábitos.....	89
Figura 2-15: Diagrama bidimensional (triplot) del análisis de correspondencia canónico realizado entre medidas morfométricas de los humedales y frecuencias relativas de plantas terrestres clasificadas por categorías.	90
Figura 2-16: Diagrama de dispersión de la riqueza relativa de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con relación a la distancia al borde de interfase terrestre acuática.	91
Figura 2-17: Diagrama de dispersión de la abundancia relativa de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con relación a la distancia al borde de interfase terrestre acuática.	92
Figura 2-18: Diagrama de dispersión de la frecuencia relativa de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con relación a la distancia al borde de interfase terrestre acuática.	93

Figura 2-19: Frecuencias de categorías de tamaños de parches con relación a la distancia a la interfase terrestre-acuática.	96
Figura 2-20: Correspondencia entre categorías de tamaños de parches y posiciones de distancia al borde de interfase terrestre-acuática en los humedales.	97
Figura 2-21: Cantidad de parches grandes y parches en ERS con relación a la longitud del borde de interfase terrestre-acuática de los humedales.	97
Figura 3-1: Interpretación de usos del suelo y digitalización de capas de polígonos en el área adyacente a los humedales sobre el ortofomosaico de Bogotá del año 2009.	117
Figura 3-2: Representación de polígonos de categorías de uso del suelo en del área de influencia adyacente a los humedales en sistema de coordenadas planas para el cálculo de áreas relativas.	118
Figura 3-3: Dendrograma de similitud de los humedales de Bogotá con relación a la asociación de factores de disturbio.	122
Figura 3-4: Porcentaje de área relativa de cuatro tipos de uso del suelo en el área adyacente a los humedales de Bogotá estudiados.	125
Figura 3-5: Dendrograma de similitud de los humedales de Bogotá con relación al área relativa de usos del suelo en sus alrededores.	127
Figura 3-6: Riqueza de las plantas terrestres que conforman invasiones y número de factores de disturbio identificados para los humedales de estudio.	128
Figura 3-7: Abundancia total de las plantas terrestres que conforman invasiones y número de factores de disturbio identificados para los humedales de estudio.	129
Figura 3-8: Abundancia relativa de las plantas terrestres que conforman invasiones y número de factores de disturbio identificados para los humedales de estudio.	130
Figura 3-9: Frecuencia de las plantas terrestres que conforman invasiones y número de factores de disturbio identificados para los humedales de estudio.	131
Figura 3-10: Diagrama (triplot) del análisis de correspondencia canónica entre el área relativa de usos del suelo en el área adyacente a los humedales y la frecuencia de hábitos de especies invasoras.	134
Figura 3-11: Diagrama (triplot) de análisis de correspondencia canónica entre el área relativa de usos del suelo en el área adyacente a los humedales y la frecuencia de categorías de especies invasoras.	135
Figura 3-12: Cantidad de parches grandes con producción de semillas según la heterogeneidad de usos del suelo en el área adyacente a los humedales.	138

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 1-1: Procesos ecológicos, patrones y escalas en diferentes fases del proceso de invasión de plantas.	9
Tabla 1-2: Ejemplos de factores que controlan los pasos del proceso de invasión según el modelo de pasos y etapas.....	11
Tabla 1-3: Especies de plantas invasoras terrestres registradas en doce humedales de Bogotá, clasificación por hábito y categoría, y presencia de plantas individuales y parches.	20
Tabla 1-4: Parques Ecológicos Distritales de Humedal de la ciudad de Bogotá, D.C. seleccionados para el desarrollo del estudio.	33
Tabla 2-1: Valores de riqueza, abundancia y frecuencia de invasiones de plantas terrestres en los humedales de Bogotá.	71
Tabla 2-2: Frecuencias absolutas y relativas de plantas individuales y parches de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá.	73
Tabla 2-3: Medidas morfométricas calculadas para los humedales de Bogotá con referencia al tamaño, forma y la oferta del hábitat.	83
Tabla 2-4: Valores de correlación de Pearson entre medidas morfométricas de los humedales.	85
Tabla 2-5: Correlaciones entre medidas morfométricas y medidas del grado de invasión de plantas terrestres de los humedales de Bogotá.	87
Tabla 2-6: Resultados de los análisis de correlación canónica CCA entre medidas morfométricas de los humedales y las frecuencias relativas de plantas terrestres agrupadas por hábitos y categorías de clasificación.	90
Tabla 2-7: Valores promedio de la riqueza, abundancia y frecuencia relativas en rangos de distancia sobre la franja terrestre desde en el borde de interfase terrestre acuática. .	94
Tabla 2-8: Resultados del análisis de varianza para comparar la riqueza, abundancia y frecuencia relativa en los rangos de distancia de las invasiones de plantas terrestres con respecto al borde de interfase terrestre acuática.	94

Tabla 3-1: Factores de disturbio identificados (recuadro gris) para cada uno de los PEDH de Bogotá seleccionados para el estudio.	120
Tabla 3-2: Resultados de comparaciones múltiples de Dunn para áreas relativas de tipos de uso del suelo.	126
Tabla 3-3: Valores del coeficiente de correlación de Spearman entre el número de factores de disturbio y atributos ecológicos de las invasiones de plantas en los humedales.....	132
Tabla 3-4: Valores del coeficiente de correlación de Spearman entre el área relativa de tipos de uso del suelo (% del área de influencia adyacente) y atributos ecológicos de las invasiones de plantas en los humedales.	132
Tabla 3-5: Resultados del análisis de correspondencia canónica entre el área relativa de los tipos de uso del suelo en el área adyacente a los humedales y la frecuencia de especies invasoras de acuerdo a agrupación por hábitos y categorías de especies.	135
Tabla 3-6: Valores de los índices de Shannon y Simpson para estimar la heterogeneidad de los usos del suelo en el área adyacente a los humedales.	136
Tabla 3-7: Valores del coeficiente de correlación de Spearman calculados para la heterogeneidad de usos del suelo en el área adyacente de los humedales y atributos referentes al grado de las invasiones.	137

Lista de cuadros

Cuadro 1-1: Principales patrones y procesos de invasión de plantas terrestres en el hábitat terrestre de los Parques Ecológicos Distritales de Humedal de Bogotá.....	26
Cuadro 1-2: Principales patrones y procesos de invasión de plantas terrestres en el hábitat de borde de los Parques Ecológicos Distritales de Humedal de Bogotá.....	29
Cuadro 3-1: Evidencia fotográfica de algunos factores de disturbio identificados en los humedales.....	123

Introducción

Las especies invasoras representan uno de los mayores problemas a nivel mundial para la conservación biológica y la restauración de ecosistemas. El fenómeno por el cual las especies invasoras colonizan, se establecen y expanden en un lugar diferente al de su origen se conoce como invasión biológica (Sakai *et al.* 2001, Hufbauer y Torchin 2007). Las invasiones biológicas son promovidas por el hombre a través del comercio, el turismo, el transporte y migración humana, la transformación de los ecosistemas y el cambio global; estos movimientos han ocasionado la llegada de especies exóticas, algunas de las cuales producen efectos negativos a nivel ecológico, económico y social en los sitios donde han logrado establecerse (Schüttler y Karez 2008).

El fenómeno de las invasiones biológicas es quizá uno de los hechos a nivel global y en la historia de la biosfera que cobra mayor relevancia considerando los efectos del cambio climático y global. En los últimos 150 años con la globalización el número de invasiones biológicas ha aumentado provocando efectos a nivel mundial, llegando a considerarse la segunda causa de pérdida de la biodiversidad después de la destrucción del hábitat y la transformación de paisajes (McNeely *et al.* 2001, Baptiste *et al.* 2010). Las invasiones biológicas mediadas por el hombre se consideran como uno de los problemas ambientales más importantes en el mundo, pues la introducción y redistribución de especies es uno de los factores de mayor impacto sobre la extinción de especies del planeta.

Las especies invasoras no son solo una amenaza para la biodiversidad, sino también para el funcionamiento de los ecosistemas y la economía de los países. Según Caughley y Gunn (1995) las especies invasoras están involucradas en un 40% de las extinciones de animales a escala mundial; los efectos que causan las invasiones se ven marcadamente sobre la biodiversidad nativa, la economía, los sistemas agrícolas y la salud humana (Sakai *et al.* 2001, Baptiste *et al.* 2010). Las especies exóticas invasoras pueden alterar la estructura de los ecosistemas y las especies que lo componen, compitiendo directamente

con ellas por los recursos y modificando el ciclo de los nutrientes (McNeely *et al.* 2001, Mathews, 2005, CDB 2009), generando la extinción y pérdida del acervo genético de las especies nativas (Baptiste *et al.* 2010); además causan muchos problemas a los ecosistemas acuáticos y terrestres y su control es cada vez más costoso. En las regiones tropicales de América el tema de la introducción de especies y su impacto es poco conocido, contradictorio y complicado, además no se mantiene previsión al respecto, y se continúa con la tradición y costumbre de introducir y traslocar biota con criterios de utilidad y necesidad (Gutiérrez 2006). En Colombia este fenómeno ocurre sin conocerse registros precisos y cuantificados de los efectos producidos y sus consecuencias en la economía, la salud pública y la prestación de servicios ecosistémicos en las diferentes ciudades y regiones.

Los estudios sobre el desarrollo de invasiones biológicas en el país se encuentran en una etapa inicial. En Colombia se reconoce la presencia masiva de especies exóticas de plantas y animales en diversos ecosistemas en todas las regiones (Chaves y Arango 1997, Calderón 2003); sin embargo, se tienen pocos datos de la extensión geográfica de las invasiones biológicas y su impacto. Dentro de los esfuerzos recientes que se hicieron en el país para conocer las especies invasoras están el análisis de riesgo y categorización de especies introducidas para Colombia elaborado por Baptiste *et al.* (2010), la estandarización e integración de datos a la Red de Especies Invasoras I3N; el plan nacional para la prevención, control y manejo de las especies introducidas, trasplantadas e invasoras desarrollado por MINAMBIENTE (2011); el inventario y análisis de riesgo de plantas introducidas en la Amazonía colombiana publicado por el Instituto Sinchi (Cárdenas *et al.* 2011); la guía de las especies introducidas marinas y costeras de Colombia desarrollada por el INVEMAR y MINAMBIENTE (Gracia *et al.* 2011); el catálogo de plantas invasoras para los humedales de Bogotá desarrollado el Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional en convenio con la Secretaria Distrital de Ambiente (Díaz-Espinosa *et al.* 2012) y; la herramienta para la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas en Colombia adelantada por el Instituto Humboldt (Cárdenas *et al.* 2015); y el catálogo de especies invasoras del territorio CAR elaborado por la Universidad Javeriana en convenio con la Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca-CAR (Mora *et al.* 2016). La mayoría de estos trabajos son de tipo descriptivo, desarrollados a escalas geográficas superiores a la escala local, su principal objetivo ha sido el reporte de especies y los análisis de riesgo. Sin embargo, el conocimiento de las invasiones a nivel

local requiere información de campo a la misma escala que trascienda la derivación de estudios botánicos, e integre aspectos ecológicos relacionados con el análisis del desarrollo de los procesos de invasiones en los ecosistemas que afectan, como el régimen de disturbios y el legado del paisaje.

La ciudad de Bogotá tiene en su territorio un sistema de humedales originalmente naturales en la Sabana de Bogotá (AB-CI 2003), declarados recientemente áreas de protección bajo la categoría de Parques Ecológicos Distritales de Humedal (PEDH), y que enfrenta un gran riesgo debido a la introducción de especies exóticas (van der Hammen 2008) y el desarrollo de procesos de invasión biológica. Pese a ser áreas de administración especial establecidas dentro del Plan de Ordenamiento Territorial, aún se encuentran sometidos a fuertes presiones y procesos de transformación, que desde el pasado redujeron su extensión y capacidad hidrológica tras el desarrollo rural, urbano e industrial de la ciudad (SDA-UN 2012). La gama de humedales comprende variedad de tamaños, formas, y configuraciones espaciales del hábitat terrestre y acuático. Los humedales inmersos en la matriz urbana, o rodeados parcialmente por ésta, son ecosistemas semi-naturales, fragmentados y transformados por actividades humanas vinculadas precisamente con la aparición y aumento de invasiones de plantas terrestres y acuáticas en los diferentes hábitats.

Los procesos de invasión de plantas en los PEDH se presentan en el área de franja terrestre, la franja acuática y la zona de interfase entre estas dos franjas. Las plantas allí establecidas crecen rápidamente y se expanden desplazando a las especies de plantas nativas. Como es característico de las plantas invasoras, las plantas terrestres en los humedales utilizan rápidamente los nutrientes del suelo, forman grandes parches o colonias y se relacionan con una fuerte presión de propágulos. Una de las principales consecuencias de la operación de los procesos de invasión de plantas terrestres en los humedales es la alteración de características ambientales del hábitat, favoreciendo la presencia de otras especies exóticas, inhibiendo el desarrollo de especies nativas y disminuyendo o alterando la capacidad y la calidad de los servicios ambientales prestados por estos ecosistemas a la ciudad. Con esta perspectiva, el problema de investigación que se abordó fue el estudio de los procesos de invasión de plantas terrestres en cuanto a su identificación general, y la cuantificación del grado de invasión y su relación con factores como las características de los humedales, los disturbios recientes y los tipos de uso del

suelo en sus alrededores, más allá del inventario de plantas invasoras y potencialmente invasoras encontradas en los PEDH.

Tomando como base la experiencia de Díaz-Espinosa *et al.* (2012) sobre el inventario de especies invasoras de los PEDH de Bogotá, se plantearon las siguientes hipótesis de investigación con respecto a los procesos de invasión: i) Las invasiones de plantas terrestres aumentan con el tamaño de los humedales y la variedad y oferta de hábitats, ii) Las invasiones de plantas terrestres disminuyen con la distancia al hábitat de borde, y iii) Las invasiones de plantas terrestres aumentan con mayor incidencia de disturbios en los humedales y de usos del suelo en su área adyacente.

Los objetivos de investigación de este estudio fueron: i) Determinar el grado de invasión en doce PEDH a partir de las variables ecológicas riqueza, abundancia, frecuencia y tamaño de los parches, y compararlo entre hábitos y tipos de especies invasoras, ii) Medir la correlación entre el grado de invasión y el tamaño y la oferta de hábitats en los humedales iii) Comparar el grado de invasión de plantas terrestres con respecto a la distancia al borde de interfase terrestre-acuática para distintos rangos de distancia sobre la franja terrestre iv) Medir la correlación entre la longitud del hábitat de borde y la cantidad de parches de tamaño grande o la cantidad de parches con producción de semillas, y v) Medir la correlación entre el grado de invasión y a) el número de factores de disturbio y b) el área destinada a tipos de uso del suelo en el área adyacente de los humedales.

La metodología aplicada consistió en acceder a los datos de georreferenciación de sitios puntuales con ocupación de especies invasoras y potencialmente invasoras al interior de los humedales, y tablas de registro de presencia, cobertura y estado fenológico de individuos y parches (colonias), proporcionados por el Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional (proyecto SDA-UN 2010). La información de los archivos y tablas fue revisada y depurada para su manejo y análisis. Se estimaron las variables de cuantificación del grado de invasión por especies, categorías de tipos de especies y hábitos para los doce humedales. Se utilizó el programa Quantum GIS versión 1.8.0. (Lisboa) para varios propósitos: i) Cargar el ortofotomosaico de Bogotá del año 2009 por Web Map Service, para representar sobre éste los límites de los humedales, digitalizar los bordes de interfase terrestre-acuática, y calcular las medidas morfométricas como el área y perímetro entre otros, ii) Representar en capas vectoriales de puntos la ubicación de plantas

individuales y parches de las especies registradas, para lo cual se hallaron centroides en el caso de los parches, iii) Utilizar la función de análisis vectorial matriz de distancia y calcular las distancias más próximas de plantas individuales y parches a la interfase terrestre-acuática, iv) Digitalizar y calcular áreas de diferentes tipos de uso del suelo en el área adyacente a los humedales a partir de la interpretación del ortofotomosaico. Posteriormente los datos se analizaron mediante análisis de varianza, correlaciones, y métodos multivariados de clasificación y ordenación.

La investigación contribuye a comprender los procesos de invasión de plantas terrestres en los humedales como un fenómeno conjunto, simultáneo y continuo entre grupos de especies, superando la simple labor de generar reportes de la presencia de especies que se muestran menos contundentes al considerar el problema de las invasiones en ecosistemas vulnerables e importantes como los humedales de Bogotá. Se espera probar que las invasiones de plantas aumentan con el tamaño de los humedales y en proximidad al hábitat de borde, revelando la importancia de tomar en cuenta la oferta del hábitat, pero también de los procesos de degradación propiciados por los disturbios y los cambios históricos en el uso del suelo. Con los resultados se pretende incidir en la investigación de los procesos de invasión de plantas para que este fenómeno biológico-cultural cobre relevancia a nivel local y regional, y que el conocimiento gradual y profundizado de éstos se use en la predicción de su comportamiento en diferentes escalas, sirviendo en la formulación y ejecución de medidas de acción para su posible solución o manejo en diferentes plazos o etapas. Se propone la integración de información de los procesos de invasión de plantas terrestres en humedales urbanos correspondiente a diferentes escalas espacio-temporales para superar los alcances de este trabajo y aumentar el poder de explicación y comprensión de estos fenómenos.

1.Las invasiones de plantas terrestres y los humedales de Bogotá

1.1 Resumen

En este capítulo se presenta la definición de las especies invasoras y los modelos conceptuales sobre el proceso de invasión de éstas especies, basados en fases discretas o en iteraciones cíclicas, incluyendo factores o filtros que controlan o influyen las invasiones biológicas. Se expone la relación de los disturbios como los principales promotores de las invasiones biológicas en los ecosistemas y se aborda paralelamente el concepto de invasibilidad. Se menciona la condición altamente susceptible de los humedales para ser invadidos particularmente en paisajes urbanos, y se introduce sobre los fenómenos de invasiones de plantas en los humedales urbanos haciendo referencia a sus causas y consecuencias. Se introducen los conceptos de grado de invasión y patrones de invasión.

Se presenta la recopilación de especies invasoras y potencialmente invasoras reportadas para el conjunto de humedales de Bogotá declarados Parques Ecológicos Distritales de Humedal (PEDH) y su clasificación con referencia a hábitos de las plantas y tipos de especies invasoras categorizadas según sus antecedentes registrados en procesos de invasión conocidos a nivel mundial, regional o local. Se identifican los principales procesos y patrones de invasión de plantas terrestres para hábitats susceptibles de ser invadidos en los humedales y localizados en la franja terrestre y la zona de transición terrestre-acuática. Se describen doce Parques Ecológicos Distritales de Humedal seleccionados para la investigación con respecto a su localización geográfica y aspectos relevantes de su caracterización reciente.

1.2 Generalidades sobre el proceso de las invasiones biológicas

Las especies invasoras son aquellas especies naturalizadas que están en expansión en un área de distribución donde no son nativas y cuya presencia tiene un impacto negativo para la comunidad biótica (Gordon y Thomas 1997, Vilà 1999, Williamson 2000). El concepto de especie invasora implica que la especie se caracterice por tener la capacidad agresiva para colonizar y dispersarse en diferentes hábitats naturales, seminaturales y transformados (New 2000). Según Primack *et al.* (2001) las especies que desplazan a las nativas a través de depredación, competencia, enfermedades o alteración del hábitat son las verdaderas especies invasoras.

Se entiende por especie invasora una especie exótica que se establece en un ecosistema o hábitat natural, seminatural o transformado y es un agente que induce cambios y amenaza la biodiversidad nativa (CDB 2009, UICN 1999), las características de estas especies comprenden: i) ser especies exóticas, ii) ser especies que no existían previamente en una región, y iii) especies que se expanden rápidamente fuera de su rango nativo, con mediación humana voluntaria o involuntaria (Ríos y Vargas 2003). Por su parte, Pullin (2002) señala que la mayoría de las especies invasoras cumplen con: i) ser especies con alta tasa reproductiva que pueden formar rápidamente una gran población bajo condiciones favorables, ii) ser especies generalistas con amplio rango de requerimientos de hábitat y dieta y iii) tener buena dispersión y poder desplazarse a nuevas áreas y encontrar hábitats apropiados para vivir y alimentarse. En otros casos, las especies nativas invasoras, conocidas como *invasores nativos* o *invasores locales*, son aquellas especies que se introducen por sus propios medios en hábitats modificados y a continuación sufren una explosión demográfica que a menudo causa importantes perjuicios económicos a los cultivos u otros componentes de la diversidad biológica (UICN 1999).

De acuerdo a los aportes de Cousens y Mortimer (1995), Groves (1986), Forman (1995) y Sauer (1988) las tres grandes fases de la invasión consisten en introducción, colonización y naturalización y aunque son fases arbitrarias ocurren en diferentes escalas geográficas y biológicas, incluso los procesos que determinan la estabilidad de las poblaciones son dependientes de la escala y varían entre plantas individuales a metapoblaciones (Tabla

1-2). Según Radosevich *et al.* (2003) la introducción de plantas ocurre cuando los propágulos llegan a un sitio más allá de su rango geográfico previo y establecen poblaciones de plantas adultas reproductivas, el éxito de la introducción depende del reclutamiento de individuos en un nuevo lugar; la colonización ocurre cuando las plantas de una población fundadora se reproducen y se incrementan lo suficiente como para auto-perpetuarse; y la naturalización cuando las especies establecen exitosamente nuevas poblaciones con la capacidad de auto-perpetuarse, y se dispersan ampliamente a través de una región y además se incorporan dentro de la flora residente.

Tabla 1-1: Procesos ecológicos, patrones y escalas en diferentes fases del proceso de invasión de plantas.

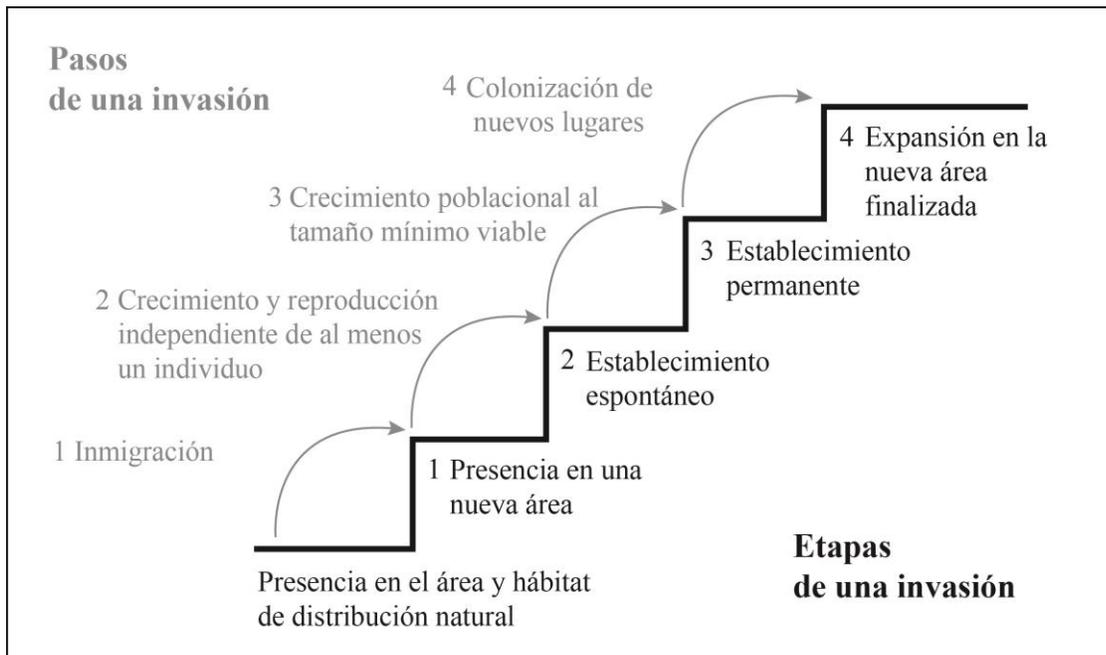
Fase de invasión	Procesos ecológicos	Patrón ecológico	Escala ecológica
Introducción	-Dispersión -Inmigración -Supervivencia	Reclutamiento de especies	Individuos
Colonización	-Nacimientos -Muertes -Inmigración -Emigración	Formación y expansión de parches	Población
Naturalización	-Nacimientos -Muertes -Inmigración -Emigración	Expansión del rango de hábitat	Metapoblación

Fuente: Adaptado de Radosevich *et al.* (2003).

Las invasiones biológicas son procesos de movilización de especies desde sus lugares de origen hacia lugares fuera de estos, se inician con el traslado e importación por parte del hombre y con la posterior liberación y establecimiento en regiones apartadas en donde pueden propagarse hasta constituir poblaciones viables que terminan trayendo consecuencias graves en el entorno (Williamson 2000). Según Ríos y Vargas (2003) para que una invasión sea exitosa, al igual que la sucesión vegetal, se deben dar algunos pasos

como: dispersión de semillas, establecimiento inicial de plántulas, establecimiento definitivo y persistencia de poblaciones viables. De acuerdo con New (2000) los pasos básicos para que una especie exótica se convierta en invasora son: arribo, establecimiento, colonización y dispersión en el ambiente natural. Numerosos autores han propuesto entre tres a seis etapas del proceso de invasión, estas propuestas hacen parte del modelo de etapas en el cual el proceso se concibe como un continuo cuyas fases son discretas. El modelo de pasos y etapas visualiza el proceso de invasión de manera idealizada como una escalera (Figura 1-1), con etapas definidas por separación cronológica (Heger y Trepl 2003). Durante el proceso las especies suben varias veces la escalera en diferentes lugares y algunos individuos y poblaciones fallan en los pasos inferiores y nunca alcanzan los últimos debido a factores que controlan los diferentes pasos (Tabla 1-2).

Figura 1-1: Separación cronológica de un proceso de invasión idealizado en pasos y etapas.



Fuente: Heger y Trepl (2003) basado en Heger 2001.

Tabla 1-2: Ejemplos de factores que controlan los pasos del proceso de invasión según el modelo de pasos y etapas.

Pasos de la invasión	Factores determinantes del proceso de invasión	
	Posibles amenazas a la planta	Características favorables de la planta
Paso 1: Inmigración	En esta etapa, el éxito depende enormemente de actividades humanas, los factores antropogénicos son más importantes que los factores ecológicos.	
Paso 2: a) Germinación b) Crecimiento a la madurez c) Reproducción independiente	-Depredadores -Competidores -Condiciones abióticas desfavorables. -Ausencia de parejas para reproducción sexual	-Mecanismos de defensa contra predadores. -Fuerza competitiva -Amplia valencia ecológica -Reproducción vegetativa
Paso 3: Crecimiento poblacional	-Estocasticidad genética, ambiental y demográfica. -Ausencia de sitios adecuados en la vecindad inmediata de los individuos fundadores.	-Tasa intrínseca de incremento alta. -Variabilidad genética -Capacidad de crecimiento clonal.
Paso 4: Colonización de nuevos sitios	-Ausencia de sitios adecuados cerca, relacionados con la capacidad de expandirse. -Ausencia de medios apropiados de dispersión.	-Amplia valencia ecológica. -Producción de muchos propágulos. -Dispersión no especializada. -Dispersión directa.

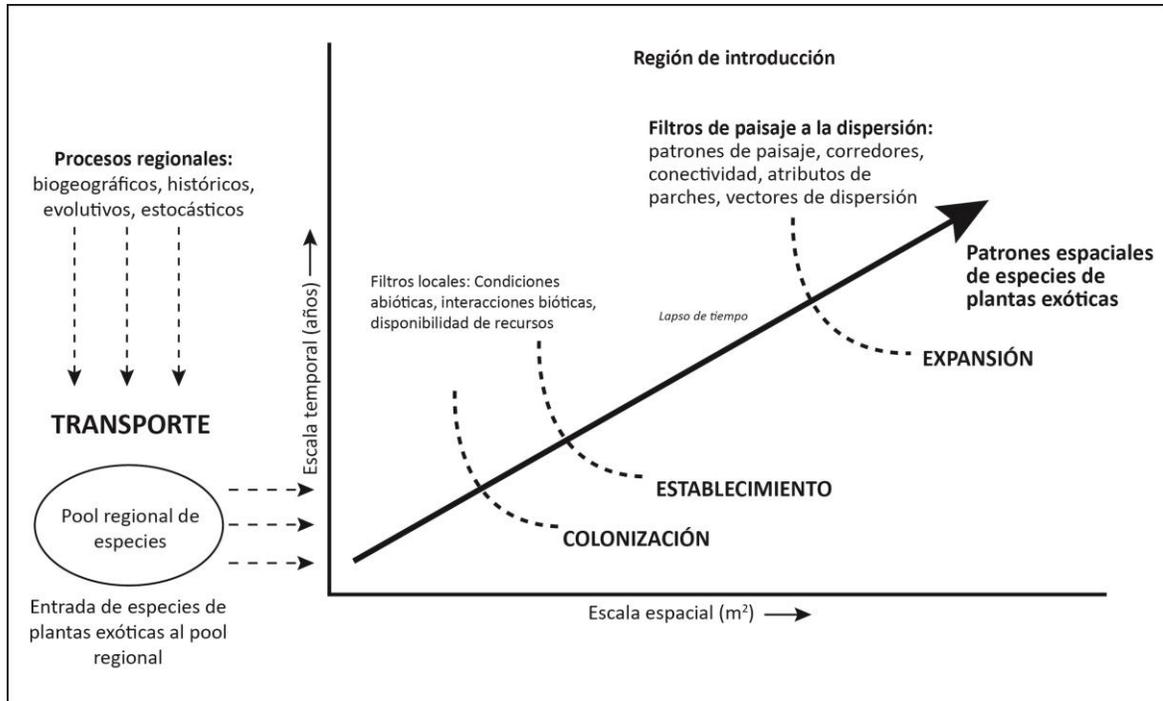
Fuente: Tomado de Hegel y Trepl (2003)

Los procesos de invasión han sido descritos como una serie de estados o etapas, y aunque enfocarse en porciones particulares del proceso de invasión tiene ciertos valores como ayudar a identificar estrategias de manejo potencialmente efectivas, también tiene algunas desventajas como dar a entender que el proceso de invasión es una clase de frente de movimiento a través del paisaje o que existe una secuencia predeterminada y única en el proceso (Davis 2009). En general la caracterización de los procesos de invasión basada en el modelo de etapas establece que primero ocurre la dispersión, cuando esta termina

ocurre el establecimiento y si este último es exitoso entonces ocurre el estado de naturalización seguido de la fase de expansión con la misma condición: ocurrencia y éxito. En la realidad, la actividad asociada a las etapas iniciales no se detiene con el inicio de las etapas subsecuentes, una invasión en estado de expansión continúa teniendo periodos de dispersión y establecimiento simultáneos.

Theoharides y Duker (2007) proponen una serie de filtros que influyen el ensamble de comunidades locales con estados de invasión en diferentes escalas espaciales durante cuatro estados de invasión: transporte a largas distancias, colonización, establecimiento y expansión en el paisaje (Figura 1-2). A partir de procesos regionales biogeográficos, históricos, evolutivos y estocásticos las especies invasoras son transportadas largas distancias y logran integrar el pool regional de especies. Después del arribo, las condiciones ambientales locales, las interacciones bióticas y procesos demográficos limitan la entrada a una nueva comunidad. Luego del establecimiento, las especies se dispersan extendiéndose a través del paisaje superando las barreras a la dispersión. El éxito de las invasoras refleja probablemente la interacción de filtros locales que reducen la diversidad y los procesos regionales que la mantienen. Complementario a lo anterior Gonzalez-Moreno *et al.* (2015) establecen que el grado de invasión de un determinado ecosistema está relacionado con numerosos factores ecológicos, tales como el clima, el tipo de hábitat o las características del paisaje, estos factores interactúan y actúan en distintas escalas y fases del proceso de invasión.

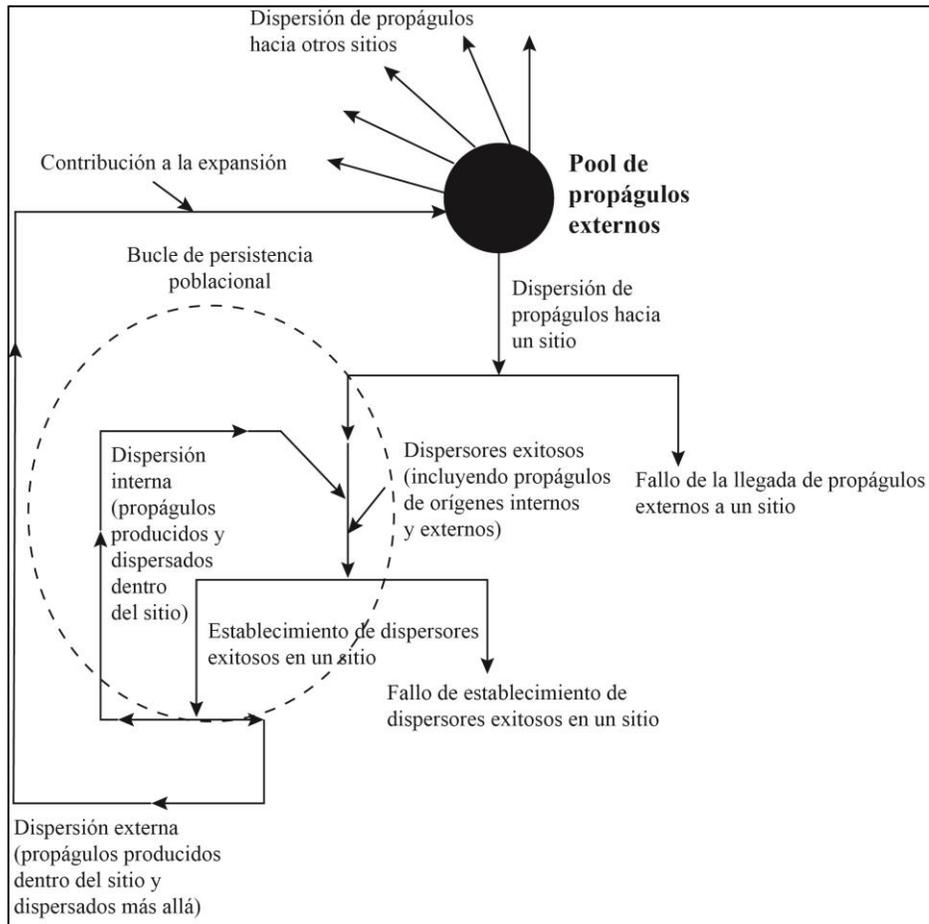
Figura 1-2: Filtros multiescalas que influyen el ensamble de comunidades con especies invasoras a escala local.



Fuente: Theoharides y Duker (2007).

Según Davis (2009) los modelos que representan las invasiones como una serie de pasos y procesos pueden distorsionar el proceso de invasión, nublando el entendimiento científico de las invasiones. Como alternativa este autor sugiere concebir el proceso como una serie de iteraciones cíclicas en marcha (Figura 1-3) en las que hay solamente dos procesos fundamentales: dispersión y establecimiento; los cuales operan a nivel de organismo (individuo). Por lo tanto, la persistencia y la expansión se conciben como propiedades emergentes a nivel de poblaciones y metapoblaciones, ambas originándose de los procesos basados en el individuo. De los procesos de dispersión se origina la importancia de la presión de propágulos en el proceso de invasión, la cual se entiende como la medida combinada del número de individuos de las especies que alcanzan una nueva área colonizada en un evento de liberación y el número de estos eventos (Lockwood *et al.* 2005, Theoharides *et al.* 2007).

Figura 1-3: Secuencia e iteraciones de dispersión y establecimiento de propágulos individuales que originan el fenómeno emergente de persistencia y expansión. Tomado de Davis (2009).



Fuente: Davis (2009).

A escala local la presión de propágulos se encuentra entre uno de los principales factores identificados para explicar la invasibilidad del hábitat junto con la historia evolutiva, los disturbios, el estrés abiótico y la estructura de una comunidad (Alper *et al.* 2000 citado en Kühn y Klotz 2008). De acuerdo con Rouget y Richardson (2003) la presión de propágulos es un factor clave en las invasiones biológicas, tanto mayor es la disponibilidad de propágulos, se incrementa la oportunidad de establecimiento, persistencia y naturalización de una especie en el proceso de invasión. La fuerza de las diferentes barreras a la invasión depende del número de propágulos, entendiendo la variedad de grados de barrera en

diferentes sistemas, por lo que con la existencia de mayor número de propágulos aumenta la oportunidad de superar una barrera determinada y por consiguiente lograr la invasión. En los estados tempranos de invasión las especies invasoras aún no se encuentran en equilibrio con el ambiente por lo que las invasiones son más frecuentemente constreñidas por la disponibilidad de propágulos que por los requerimientos de hábitat.

Primack *et al.* (2001) señalan que las comunidades más susceptibles a las especies invasoras tienen pocas especies y están altamente perturbadas por la acción humana. Las zonas donde se establecen las especies invasoras tienen condiciones climáticas parecidas a la región de origen de la especie invasora y deben presentar estados sucesionales tempranos con ausencia de depredadores y parásitos naturales que controlen su crecimiento poblacional. Pullin (2002) por su parte señala las siguientes características de lugares potencialmente susceptibles a las invasiones:

- Áreas con etapas sucesionales tempranas o áreas disturbadas con nichos vacíos con tendencia a tener recursos que son inexplorados y están disponibles para especies inmigrantes con poca o sin competencia.
- Islas remotas con baja diversidad taxonómica y baja vulnerabilidad porque pocas especies han sido capaces de colonizar naturalmente y las comunidades y redes tróficas son a menudo simples con nichos potenciales vacíos y potencialmente explotables.
- Islas remotas sin depredadores y presas inexpertas (incluyendo plantas pobremente adaptadas a herbivoría) dando o proveyendo fácil recurso alimenticio.

De acuerdo con los estudios de invasión, el disturbio es el principal agente promotor de las invasiones biológicas ya que los ecosistemas disturbados tienen menos especies que opongan resistencia biótica a nuevos inmigrantes (Elton 1958). La invasión es una propiedad intrínseca de los ecosistemas que determina la tasa de supervivencia de las especies. Los disturbios naturales son parte integral de la dinámica de los ecosistemas y la invasión de estos es una condición ligada al ciclo natural de los mismos. Solamente los disturbios que alteran los patrones históricos de recambio o flujo de recursos son considerados factores asociados con las invasiones (Sher y Hyatt 1999).

Los disturbios por si solos no son el único factor que determina las invasiones biológicas. El tiempo es uno de los factores importantes en la invasibilidad, dado que esta no es estática en los hábitats. Alpert *et al.* (2000) argumentan que los hábitats con una larga historia de disturbios antrópicos representan ambientes más difíciles de invadir para especies exóticas, debido a que las especies nativas de estos hábitats evolucionaron siendo más competitivas. En este caso cobra mayor relevancia el tiempo relativo de un disturbio en contraste con su tiempo absoluto cuando se analiza la invasibilidad por especies exóticas.

Los disturbios son una de las condiciones ambientales más comunes que fomentan la introducción y expansión de especies de plantas exóticas e invasoras a sistemas naturales (Lake y Leishman 2003). La mayoría de las invasoras están mejor adaptadas a la frecuencia de disturbios y consumo rápido de recursos, la disponibilidad de los nichos y los recursos no explotados, previamente a la aparición de los disturbios, pueden hacer a una comunidad más susceptible a la invasión (Kelly *et al.* 2009). Las plantas invasoras entran a los ecosistemas y se propagan rápidamente usando menos energía en la competencia con especies nativas (Davis *et al.* 2000).

Según Zedler y Kercher (2005) los humedales son extremadamente susceptibles a ser invadidos. La vulnerabilidad de los humedales a las invasiones biológicas radica en que son paisajes de sumidero que acumulan materiales producidos por los disturbios de ecosistemas terrestres y acuáticos circundantes entre los que se encuentran agua, sedimentos, materia orgánica, nutrientes, sales y otros (Zedler y Kercher 2005, Díaz-Espinosa *et al.* 2012). Lo anterior, permite a las especies invasoras establecerse, expandirse y desplazar especies nativas.

En el caso de los humedales la aparición de paisajes de desarrollo urbano puede afectar las comunidades de plantas a través de impactos que emanan de tierras circundantes. Los tipos de uso del suelo adyacentes (residencial, comercial e industrial), densidad de vías y densidad poblacional humana en la región que rodea a los humedales, afectan todos el flujo de agua al interior de los humedales. Los mismos factores influyen la entrada de nutrientes y contaminantes a partir de deposición hídrica y atmosférica (véase citas en Ehrenfeld 2008, Vilà y Ibañez 2011). A su vez, estos factores generan otros procesos que

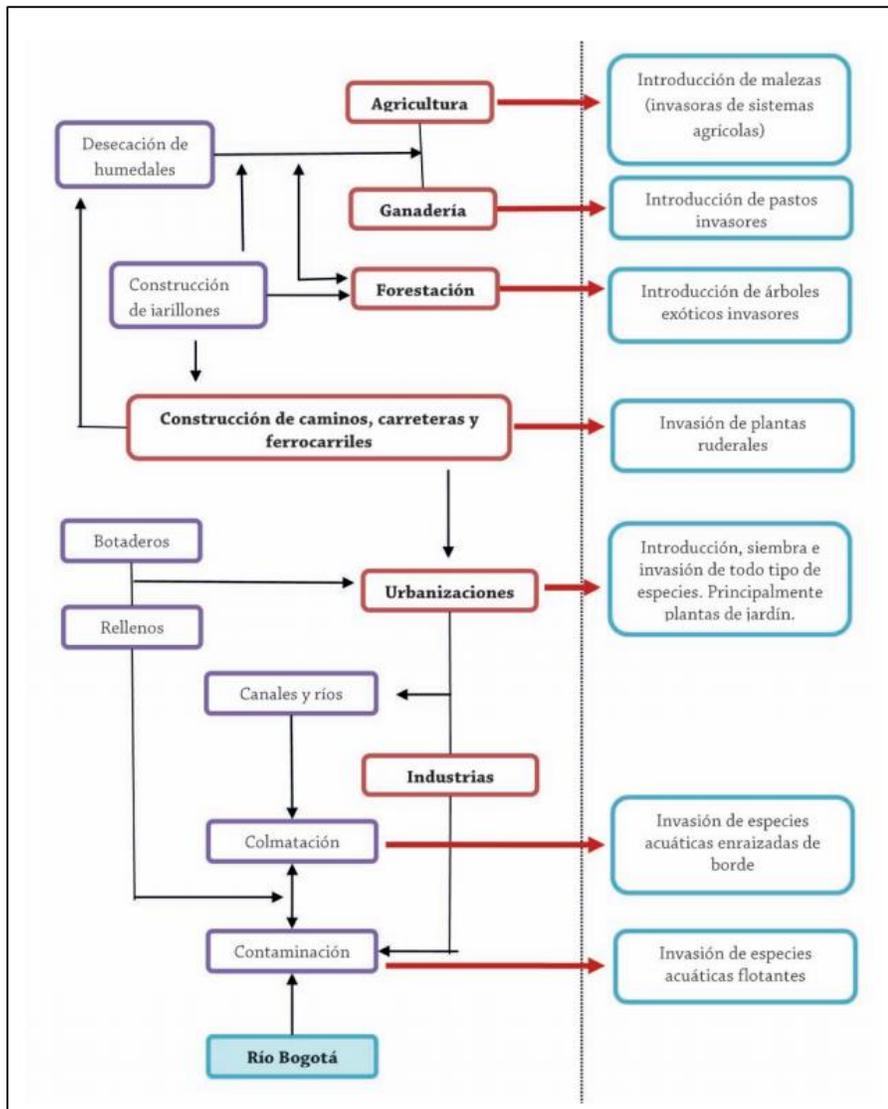
influyen la invasión. Ehrenfeld (2008) señala los impactos directos resultantes de la presencia de población dentro o alrededor de los humedales y enumera algunos factores que promueven las invasiones por exóticas:

- a) Drenaje de canales y diques dentro del humedal.
- b) Presencia de senderos establecidos creados formal o informalmente con disturbios concomitantes derivados del tráfico a pie o vehicular.
- c) Presencia de mascotas que sirven como dispersores de semillas o predadores de dispersores de semillas de plantas nativas.
- d) Uso frecuente de los límites de los humedales como sitios de basurero o depósito de desperdicios de jardines, etc. lo cual aumenta el transporte de propágulos al interior de los humedales o nuevas áreas de disturbio creadas.
- e) Otros tipos de disturbios físicos que son frecuentemente observados incluyendo excavaciones y amontonamientos de tierra reflejando con frecuencia el abuso de los humedales para la disposición de material derivado de actividades de desarrollo.

De acuerdo con Surendra *et al.* (2013) en ecosistemas urbanos muchas especies son introducidas deliberadamente con propósitos intencionales. De hecho, otros autores reportan el desarrollo residencial como uno de los factores que actúan como fuente de propágulos de plantas ornamentales y que son comúnmente invasoras en comunidades naturales. Finalmente, el desarrollo de las invasiones en conjunto con los disturbios puede tener efectos sinérgicos o de retroalimentación positiva que impulsen la expansión de las invasiones existentes o la aparición de nuevas invasiones de plantas terrestres.

SDA-UN (2012) propusieron un modelo general que explica las causas de invasiones para los humedales de Bogotá (Figura 1-4). Estas causas se relacionan con la historia de usos y tenencia de la tierra en proximidades a los humedales que determinó la introducción de tipos de especies invasoras característicos y para las cuales operaron vías de introducción particulares. Respecto a las consecuencias, una medida del impacto de las invasiones biológicas en estos ecosistemas se obtiene cuantificando el grado de invasión (González-Moreno *et al.* 2015), el cual se define como la extensión o la intensidad de las invasiones por especies exóticas observada y se cuantifica principalmente a través de la riqueza o abundancia de exóticas (Lonsdale 1999, Chytrý *et al.* 2008, Catford *et al.* 2012).

Figura 1-4: Modelo conceptual de causas de invasión en los humedales y relación con tipos de especies invasoras.



Fuente: (SDA-UN 2012).

Al resultado de los procesos de invasión reflejado en la distribución de individuos de una especie se le conoce como patrón de invasión (Cannas et al. 2003). Estudiar los patrones espaciales y temporales del grado de invasión y los factores que los controlan es fundamental para determinar el alcance real de las invasiones biológicas y posteriormente diseñar estrategias apropiadas de gestión, sin embargo, se sabe que los factores que

controlan los procesos de invasión interactúan en múltiples escalas y fases (González-Moreno *et al.* 2015). Este estudio contribuye al avance del conocimiento e interpretación de los procesos de invasión de plantas terrestres en algunos de los humedales de Bogotá a partir de su identificación, la evaluación del grado de invasión en un punto del tiempo, y la relación del grado de invasión y su distribución espacial al interior de los humedales, con algunas medidas morfométricas usadas en ecología del paisaje y estudios ambientales (Reyes *et al.* 2010, López 2012).

1.3 Plantas terrestres invasoras y potencialmente invasoras reportadas para los humedales de Bogotá: listado y clasificación

Para los humedales de la ciudad de Bogotá se reportan 60 especies de plantas terrestres invasoras o potencialmente invasoras (Tabla 1-3). Con respecto al hábito, 20 de las especies halladas son hierbas, 13 son enredaderas o trepadoras, 15 son arbolitos o árboles y 12 son arbustos. De estas especies 38 se clasificaron en las cinco categorías de tipos de especies definidas con base en antecedentes y reportes de invasión a nivel mundial, regional y local trabajados por SDA-UN 2010 y Díaz-Espinosa *et al.* 2012:

- Categoría I: Especies señaladas como invasoras a nivel mundial y que son invasoras en los humedales de Bogotá
- Categoría II: Especies no señaladas como invasoras a nivel mundial pero invasoras en los humedales de Bogotá.
- Categoría III: Especies señaladas como invasoras moderadas a nivel mundial y potencialmente invasoras en los humedales de Bogotá.
- Categoría IV: Especies señaladas como invasoras a nivel mundial y potencialmente invasoras en los humedales de Bogotá.
- Categoría V: Especies con bajos antecedentes de invasión a nivel mundial y con baja abundancia en los humedales de Bogotá.

De las especies clasificadas en las categorías anteriores 17 correspondieron a la categoría V, 9 la categoría III, 6 a la categoría I, 4 a la categoría IV, y 2 a la categoría II. Las 22 especies restantes constituyeron un grupo de otras especies exóticas introducidas sin el mismo detalle de información pero con probabilidad de desarrollar invasiones dadas sus

características y las condiciones de degradación de los humedales (SC – Otras). Para 51 especies se registró la formación de parches, para 44 especies la existencia de plantas individuales aisladas y para 35 especies ambas condiciones. En este estudio los parches se definen como la agregación de clones o individuos generalmente de la misma especie (una especie dominante) o de dos o más especies asociadas, que forman colonias que se pueden identificar separadamente en sitios distintos. Estos parches están rodeados o inmersos en la matriz de *Cenchrus clandestinum*, pueden contener individuos propagados a partir de reproducción sexual (cerca de las plantas parentales), y pueden haberse originado por siembras directas o intencionales y/o dispersión y establecimiento natural.

Tabla 1-3: Especies de plantas invasoras terrestres registradas en doce humedales de Bogotá, clasificación por hábito y categoría, y presencia de plantas individuales y parches.

Especie	Hábito	Categoría	Plantas individuales	Formación de parches
<i>Acacia baileyana</i>	Árbol	Otras	SI	SI
<i>Acacia decurrens</i>	Árbol	I	SI	SI
<i>Acacia melanoxylon</i>	Árbol	I	SI	SI
<i>Acanthus mollis</i>	Hierba	Otras	NO	SI
<i>Albizia lophantha</i>	Árbol	I	SI	SI
<i>Araucaria heterophylla</i>	Árbol	Otras	SI	NO
<i>Brugmansia candida</i>	Arbusto	V	SI	SI
<i>Canna coccinea</i>	Hierba	Otras	NO	SI
<i>Canna indica</i>	Hierba	IV	SI	SI
<i>Canna sp.</i>	Hierba	Otras	NO	SI
<i>Cenchrus clandestinum</i>	Hierba	I	SI	SI
<i>Cirsium echinatum</i>	Hierba	V	SI	SI
<i>Cirsium vulgare</i>	Hierba	III	SI	SI
<i>Cobaea scandens</i>	Enredadera o trepadora	V	SI	SI
<i>Commelina diffusa</i>	Enredadera o trepadora	Otras	NO	SI
<i>Conium maculatum</i>	Hierba	V	NO	SI
<i>Corymbia ficifolia</i>	Árbol	Otras	SI	NO
<i>Cotoneaster pannosus</i>	Arbusto	V	SI	SI

Tabla 1-3: (Continuación)

Especie	Hábito	Categoría	Plantas individuales	Formación de parches
<i>Cucurbita pepo</i>	Enredadera o trepadora	II	SI	SI
<i>Cucurbita</i> sp.	Enredadera o trepadora	Otras	SI	NO
<i>Cupressus lusitanica</i>	Árbol	V	SI	SI
<i>Cyclanthera explodens</i>	Enredadera o trepadora	V	NO	SI
<i>Cyclanthera</i> sp.	Enredadera o trepadora	Otras	NO	SI
<i>Eucalyptus globulus</i>	Árbol	I	SI	SI
<i>Eucalyptus grandis</i>	Árbol	Otras	NO	SI
<i>Eucalyptus</i> sp.	Árbol	Otras	SI	SI
<i>Genista monspessulana</i>	Arbusto	V	SI	SI
<i>Hedera helix</i>	Enredadera o trepadora	III	SI	NO
<i>Holcus lanatus</i>	Hierba	III	SI	NO
<i>Impatiens walleriana</i>	Hierba	III	NO	SI
<i>Kalanchoe blossfeldiana</i>	Hierba	Otras	SI	SI
<i>Kalanchoe</i> sp.	Hierba	II	SI	SI
<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	Enredadera o trepadora	Otras	NO	SI
<i>Passiflora</i> sp.	Enredadera o trepadora	Otras	SI	NO
<i>Passiflora tripartita</i>	Enredadera o trepadora	V	SI	SI
<i>Philodendron</i> sp.	Arbusto	Otras	NO	SI
<i>Pinus patula</i>	Árbol	III	SI	SI
<i>Pinus radiata</i>	Árbol	III	SI	NO
<i>Pinus</i> sp.	Árbol	Otras	SI	SI
<i>Pittosporum undulatum</i>	Árbol	IV	SI	SI
<i>Pteridium aquilinum</i>	Hierba	V	SI	SI
<i>Pyracantha coccinea</i>	Arbusto	V	SI	NO
<i>Ricinus communis</i>	Arbusto	IV	SI	SI
<i>Rubus bogotensis</i>	Arbusto	V	SI	SI
<i>Rubus floribundus</i>	Arbusto	Otras	SI	SI
<i>Rubus glaucus</i>	Arbusto	V	SI	SI
<i>Rubus</i> sp.	Arbusto	Otras	SI	SI
<i>Rumex conglomeratus</i>	Hierba	V	NO	SI
<i>Rumex crispus</i>	Hierba	IV	NO	SI

Tabla 1-3: (Continuación)

Especie	Hábito	Categoría	Plantas individuales	Formación de parches
<i>Sambucus nigra</i>	Árbol	V	SI	SI
<i>Senecio mikanioides</i>	Enredadera o trepadora	III	NO	SI
<i>Silybum marianum</i>	Hierba	Otras	SI	SI
<i>Sinapis arvensis</i>	Hierba	Otras	NO	SI
<i>Solanum marginatum</i>	Arbusto	V	SI	SI
<i>Solanum nigrum</i>	Hierba	Otras	NO	SI
<i>Solanum</i> sp.	Hierba	Otras	SI	NO
<i>Thunbergia alata</i>	Enredadera o trepadora	III	SI	SI
<i>Tropaeolum majus</i>	Enredadera o trepadora	V	SI	SI
<i>Ulex europaeus</i>	Arbusto	I	SI	SI
<i>Zantedeschia aethiopica</i>	Hierba	III	SI	SI

Fuente: Adaptado de SDA-UN (2010) y Díaz-Espinosa *et al.* (2012).

Dentro de las especies sembradas directamente en los humedales con propósitos forestales, generación de cercas vivas, estabilización de jarillones y desecación de terrenos se encuentran principalmente las del género *Acacia*, *Albizia lophanta*, *Araucaria heterophylla*, *Cupressus lusitánica*, las del género *Eucalyptus* y las del género *Pinus*. Entre las especies que tienen usos agrícolas y conforman o están en cultivos dentro o en inmediaciones de los humedales están *Cucurbita pepo*, *Conium maculatum*, *Cyclanthera explodens*, las del género *Passiflora*, las del género *Rubus* y *Sinapis arvensis*. Otras especies introducidas en los humedales y de uso ornamental en jardines o espacios públicos como jardines, parques y separadores viales son *Brugmansia candida*, las especies del género *Canna*, *Cotoneaster pannosus*, *Hedera hélix*, *Pittosporum undulatum*, *Pyracantha coccinea*, *Thunbergia alata*, *Tropaeolum majus* y *Zantedeschia aethiopica*.

1.4 Patrones y procesos de invasión de plantas terrestres observados en hábitats susceptibles a ser invadidos

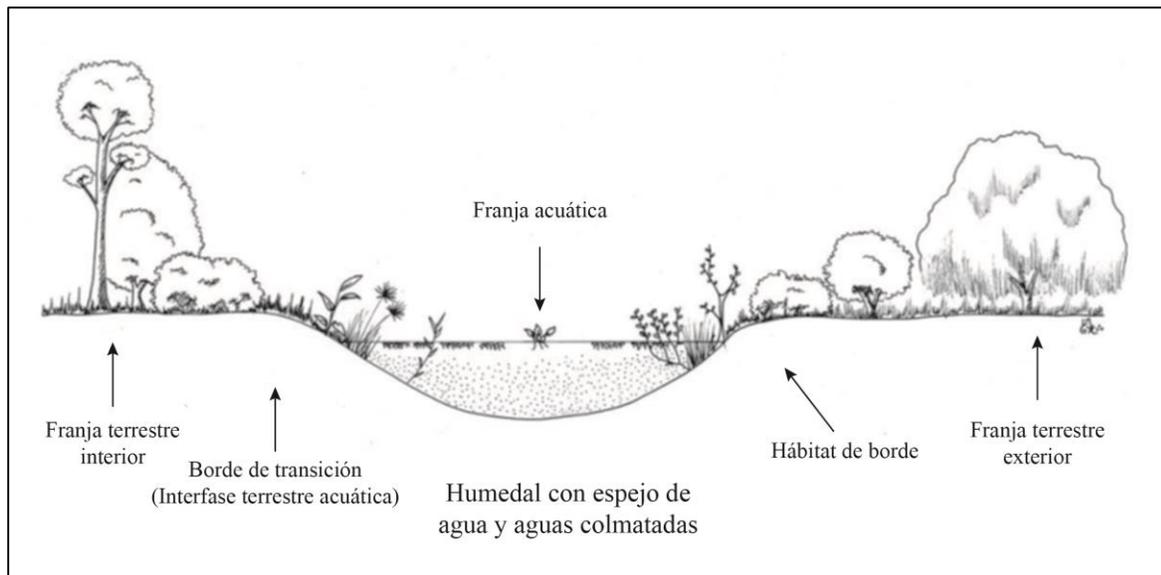
Las invasiones de plantas terrestres que actualmente se encuentran dentro de los humedales de la ciudad de Bogotá forman parte del proceso de invasión general de estos ecosistemas y son el reflejo de múltiples procesos de invasiones biológicas desarrolladas en el espacio-tiempo que no se limitan a la escala local y que alcanzan una dimensión regional afectando cuerpos acuáticos de características ecológicas similares en centros poblados y áreas rurales de la Sabana de Bogotá, como sucede por ejemplo en humedales localizados en los municipios de Funza, Soacha y Mosquera, aledaños a la ciudad.

Las observaciones de las invasiones de plantas terrestres en los humedales urbanos de Bogotá indican que los procesos de invasión son históricos, complejos, continuos, reiterativos y están asociados a diversas causas, la principal de ellas y que explica su origen es la introducción y uso de especies exóticas características de sistemas agrícolas, sistemas forestales y jardines, asociados a la actividad humana y el desarrollo urbano y rural. Como procesos, las invasiones en los humedales han ocurrido a partir de la introducción intencional o accidental de dichas especies exóticas en una o más localidades, en áreas próximas a los humedales o en los humedales como tal, a través de diferentes vías de introducción. Como procesos, el establecimiento y la dispersión y expansión local de dichas especies (dados sus rasgos de especies invasoras fuera de su rango de hábitat nativo) han sucedido con el tiempo. Las especies se han naturalizado y establecido como poblaciones viables, alterando y modificando el hábitat de los humedales y consolidándose eminentemente como especies invasoras. Actualmente los procesos de invasión y su desarrollo se evidencian en los humedales capitalinos por: i) la observación de especies exóticas y nativas con comportamiento invasor, ii) la formación de parches o colonias de éstas especies de diferentes tamaños, iii) la colonización de nuevos sitios o hábitats por nuevos individuos, iv) la reproducción y dispersión de especies claramente invasoras y v) la ocupación progresiva del área de los humedales por las especies invasoras.

Las invasiones de plantas terrestres en los humedales de Bogotá se localizan en diferentes hábitats dentro de estos ecosistemas. Existen invasiones de esta clase de plantas

principalmente en hábitats propiamente terrestres, hábitats de borde (interfase terrestre-acuática), y hábitats colmatados y en proceso de terrización (Figura 1-5). En los hábitats mencionados las invasiones de plantas generalmente se caracterizan por presentar especies dominantes particulares combinadas con otras especies invasoras o de potencial invasor menos abundantes. La combinación de especies que conforman las invasiones se puede dar entre especies de diferentes hábitos ocupando diferentes estratos de la vegetación. En algunos casos es notoria la introducción intencional en el pasado de especies forestales y ornamentales actualmente establecidas y a partir de las cuales se originaron invasiones considerables. En otros casos se presentan mezclas entre especies sembradas intencionalmente y otras establecidas naturalmente, por lo que en los sitios en los que se sembraron especies principalmente exóticas se propició el desarrollo de otros procesos de invasión diferentes a los iniciados por la introducción intencional de especies.

Figura 1-5: Perfil de zonación de hábitats en un humedal.



Fuente: Tomado y modificado de Díaz-Espinosa *et al.* (2012).

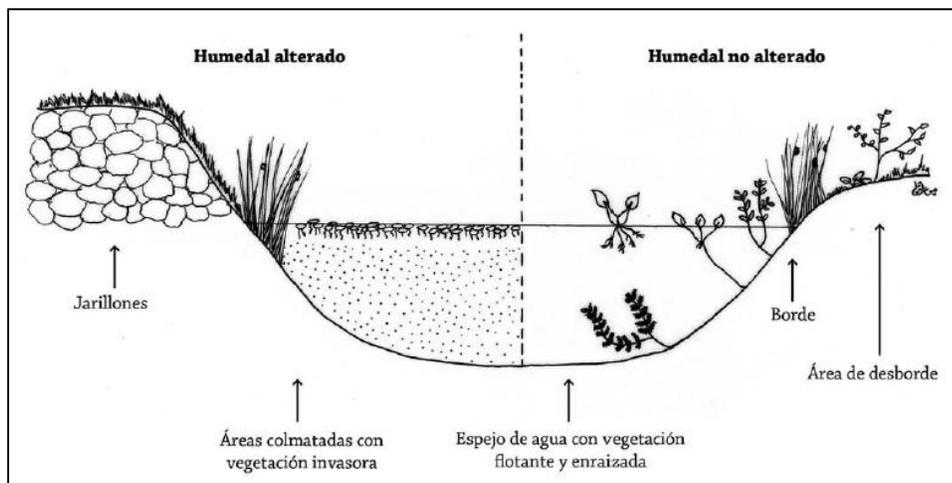
En los humedales de Bogotá los hábitats acuáticos también se encuentran invadidos y se presentan invasiones de plantas acuáticas flotantes como *Eichhornia crassipes*, *Limnobium laevigatum*, *Azolla filiculoides*, *Lemna minuta* y plantas acuáticas enraizadas emergentes como *Thypha latifolia* y *Bidens laevis*. En estos hábitats rara vez se encuentran

especies de plantas terrestres, pero algunas especies como *Acacia decurrens* y *Acacia melanoxylon* son capaces de resistir condiciones de anegamiento. Aunque las invasiones de plantas acuáticas no se toman en cuenta para este trabajo, se hace mención de las mismas por su importancia en el fenómeno global de los procesos de invasión en humedales urbanos y la problemática que representan para su manejo.

1.4.1 Patrones y procesos de invasión en el hábitat terrestre

La franja terrestre de los humedales es una zona históricamente transformada que se ha modificado con la construcción de jarillones y terraplenes, el establecimiento de cultivos, el relleno con escombros o basuras y la siembra de especies exóticas para la desecación de terrenos. En la mayoría de humedales, la franja terrestre es una franja artificial conformada por jarillones (Figura 1-6) y un plano o depresión topográfica continua (Díaz-Espinosa *et al.* 2012). En esta franja se ubican un grupo diverso de especies de plantas exóticas que se han introducido y establecido de manera espontánea desde áreas periféricas a los humedales, que han sido sembradas directamente por el hombre, o que han sido transportadas a su interior involuntariamente por el hombre y animales domésticos. Los principales procesos de invasión en la franja terrestre se presentan en el Cuadro 1-1.

Figura 1-6: Comparación de humedales alterados y no alterados por construcción de jarillones.



Fuente: Tomado de Díaz-Espinosa *et al.* (2012).

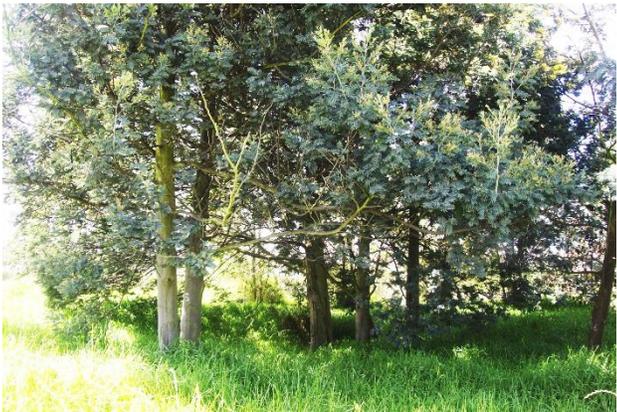
Cuadro 1-1: Principales patrones y procesos de invasión de plantas terrestres en el hábitat terrestre de los Parques Ecológicos Distritales de Humedal de Bogotá.

<p>1. Invasión de pasto kikuyo (<i>Cenchrus clandestinum</i>)</p> <p>Es el proceso de invasión más problemático en los PEDH. Se originó por el uso de la especie en fincas, haciendas y zonas verdes, separadores de avenidas etc. <i>C. clandestinum</i> ocupa grandes extensiones en espacios abiertos de la franja terrestre donde forma parches en muchos casos monotípicos que se extienden en todas las direcciones principalmente debido a la propagación vegetativa. Esta especie es capaz de trepar sobre arbustos. La especie se encuentra en zonas de pastoreo de los humedales. Como proceso de invasión es bastante avanzado y es difícil su control y erradicación. Además se mezcla con otras especies.</p>	
<p>2. Invasión de kikuyo y otras plantas herbáceas</p> <p>En este proceso el estrato herbáceo es ocupado y compartido por otros pastos diferentes a <i>C. clandestinum</i>, entre los que se encuentran <i>H. lanatus</i>, <i>L. multiflorum</i> y <i>P. monspeliensis</i>, y hierbas erectas o postradas como <i>C. echinatum</i>, <i>C. vulgare</i>, <i>T. repens</i>, <i>T. pratense</i> y <i>S. madagascariensis</i>. Estas plantas forman coberturas que se encuentran muchas veces en pequeños núcleos dentro de la matriz de pasto kikuyo pero no se extienden tanto como esta especie.</p>	

Cuadro 1-1: (Continuación)

3. Invasión de plantas enredaderas o trepadoras	
<p>Es el proceso de invasión que involucra a especies típicas como <i>C. pepo</i>, <i>C. explodens</i>, <i>T. alata</i> y <i>T. majus</i>. Estas especies crecen sobre el estrato rasante o herbáceo cubriendo extensiones considerables de área para su hábito. En ocasiones crecen sobre <i>C. clandestinum</i> y también trepan sobre árboles llegando a doseles formados por especies de alto porte.</p>	
4. Invasión de pasto kikuyo y plantas arbustivas	
<p>Son procesos de invasiones de plantas leñosas de hábito arbustivo que forman matorrales persistentes y frecuentes, con parches de tamaños pequeños a grandes y que además tienen presencia de plantas individuales dispersas por la franja terrestre y alrededor de los parches entre la matriz de <i>C. clandestinum</i>. Estos procesos los caracterizan especies como <i>U. europaeus</i>, <i>G. monspesulana</i>, <i>S. marginatum</i>, <i>R. communis</i>, y <i>C. pannosus</i>. Los parches de las dos primeras especies pueden llegar a ser muy densos. La mayoría de estos arbustos llegaron a los humedales por colonización espontánea y su dispersión en el interior de los humedales es activa, pues al parecer se reproducen durante todas las épocas del año.</p>	

Cuadro 1-1: (Continuación)

5. Invasión de pasto kikuyo y plantas tipo arbolito-árbol	
<p>A este proceso lo caracterizan especies leñosas de mayor porte como <i>S.nigra</i>, <i>A. decurrens</i>, <i>A. melanoxylon</i>, <i>A. lophanta</i>, <i>E. globulus</i>, <i>C. lusitanica</i> y <i>P. patula</i> las cuales fueron sembradas directamente para el establecimiento de cercas vivas. Estas especies forman coberturas medianas, altas y densas que en ocasiones no dejan penetrar la luz al suelo y producen exceso de hojarasca. Algunas especies como las acacias forman parches naturales de tamaños medianos a grandes, incluso parches pequeños y medianos de individuos juveniles. Estas especies pueden encontrarse también como plantas individuales juveniles y adultas dispersas en la franja terrestre en zonas con suelo desnudo o con baja densidad de pasto kikuyo.</p>	

1.4.2 Procesos de invasión en el hábitat de borde

El hábitat de borde se encuentra entre la franja terrestre y la franja acuática de los humedales y su límite no es unidimensional sino que constituye una pequeña franja de transición entre el medio terrestre y el medio acuático. En muchos de los humedales el hábitat de borde al igual que la franja terrestre se modificó por el hombre con la construcción de senderos, miradores, jarillones y canales entre otras estructuras, de forma que la transición entre el medio terrestre y el medio acuático en algunos sectores es completamente artificial. Aunque el hábitat de borde también presenta la invasión de

algunas plantas acuáticas enraizadas emergentes, los procesos de invasión de plantas terrestres son notables en éste. Algunas de las plantas exóticas o nativas con comportamiento de plantas invasoras se sembraron intencionalmente sobre el borde o muy cerca de este, donde crecieron y se propagaron, extendiéndose y ocupando mayor área en este hábitat. Los principales procesos de invasión en el hábitat de borde se presentan en el Cuadro 1-2.

Cuadro 1-2: Principales patrones y procesos de invasión de plantas terrestres en el hábitat de borde de los Parques Ecológicos Distritales de Humedal de Bogotá.

1. Invasión de pasto kikuyo (<i>Cenchrus clandestinum</i>)	
<p>Los tapetes que forma <i>C. clandestinum</i> se extienden hasta el hábitat de borde donde esta especie desplaza a otras especies nativas características de este hábitat. <i>C. clandestinum</i> se ha observado trepando sobre especies heliófitas emergentes como <i>Schoenoplectus californicus</i> y <i>Thypha</i> spp. Una vez se establece en el borde, <i>C. clandestinum</i> se convierte en especie dominante y se reestablece luego de episodios de inundaciones. Esta especie es colonizadora rápida de hábitats colmatados y terrizados inmediatos al hábitat de borde.</p>	

Cuadro 1-2: (Continuación)

2. Invasión de calabaza (<i>Cucurbita pepo</i>)	
<p><i>C. pepo</i> forma parches densos que se extienden paralelamente a la zona de borde, ocupando este hábitat y trepando sobre especies heliófitas emergentes como <i>Schoenoplectus californicus</i> y <i>Thypha</i> spp. <i>C. pepo</i> es una especie de uso agrícola y comercial, su introducción y continuidad en los humedales puede además de ser intencional tener fines de cultivo sobre el hábitat de borde.</p>	
3. Invasión de mora silvestre (<i>Rubus</i> spp.)	
<p>Diferentes especies de mora silvestre como <i>R. glaucus</i>, <i>R. floribundus</i> y <i>R. bogotensis</i> se introdujeron en los humedales con múltiples propósitos, entre ellos generar barreras vivas de protección, ornato y cultivo. Sin embargo, esta especie forma densos matorrales en la zona de borde y se extiende paralelamente al cuerpo de agua en forma de largas franjas que incluso superan la altura del estrato herbáceo. Las especies de mora desplazan y sustituyen a especies nativas típicas del borde.</p>	

Cuadro 1-2: (Continuación)

<p>4. Invasión de higuera (<i>Ricinus communis</i>)</p>	
<p><i>R. communis</i> es una especie que crece bien y se adapta en hábitats de borde, formando parches medianos a pequeños. Se reproduce rápidamente y forma bancos de plántulas, además tiene una alta producción de semillas, rasgo notable para su dispersión al interior de los humedales. Prolifera bien con la influencia de aguas contaminadas que humedecen el suelo en el borde. El alcance del hábitat de borde por parte de esta especie se produce principalmente de manera espontánea.</p>	
<p>5. Invasión de sauco (<i>Sambucus nigra</i>)</p>	
<p><i>S. nigra</i> es una especie que crece bien en el hábitat de borde adaptándose y siendo resistente a la inundación. Sin embargo, la invasión de esta especie se debe a su crecimiento desproporcionado y la formación de parches densos que impiden el paso de la luz y producen exceso de hojarasca. Esta especie se encuentra en los humedales debido a su uso en procesos de revegetalización y es típica de zonas verdes y jardines. En algunos casos la especie fue sembrada intencionalmente sobre el hábitat de borde pero también llegó dispersada desde la franja terrestre.</p>	 <p>En algunos casos <i>S. nigra</i> forma pequeñas islas en sitios terrizados.</p>

Cuadro 1-2: (Continuación)

6. Invasión de acacias (varias especies)	
<p>Sobre el hábitat de borde se encuentran establecidas especies de acacias como <i>A. melanoxylon</i>, <i>A. decurrens</i>, <i>A. baileyana</i> y <i>A. lophanta</i>. Muchas de ellas conforman largas filas de árboles alrededor del cuerpo de agua, a veces sobre jarillones. Su origen se debe a la siembra directa para la desecación de terrenos y la estabilización de jarillones. Especies como <i>A. decurrens</i> son resistentes a los periodos de inundación. Especies como <i>A. melanoxylum</i> se vuelcan en sitios inestables generando microdisturbios que a la vez originan invasiones en el mismo sitio. En algunos casos las especies forman parches alargados como grandes franjas paralelas al borde. Aunque estas especies pudieron ser establecidas por siembra también se dispersan en los humedales a partir de propagación vegetativa y por semillas. Por consiguiente, la colonización del borde también se desarrolla de forma espontánea.</p>	

1.5 Parques Ecológicos Distritales de Humedal de Bogotá

Los humedales de Bogotá hacen parte de un complejo sistema de planicie aluvial que forma el río Bogotá (van der Hammen *et al.* 2008), que originalmente abarcaba 50.000 hectáreas de lagos y humedales (DAMA 2000), de las cuales subsisten menos de 800 hectáreas en la actualidad. Estos humedales forman parte legalmente de la Estructura Ecológica Principal del Distrito adoptada por el Plan de Ordenamiento Territorial (AB – CI 2003). Según el Decreto 190/04 – Revisión del POT los Parques Ecológicos Distritales de Humedal (PEDH) corresponden a los humedales de Tibanica, La Vaca, El Burro, Techo, Capellanía o La Cofradía, Meandro del Say, Santa María del Lago, Córdoba y Niza, Jaboque, Juan Amarillo o Tibabuyes, La Conejera, y Torca y Guaymaral (van der Hammen *et al.* 2008). El régimen jurídico bajo el cual se encuentran estas áreas de administración especial involucra su destinación a la preservación, restauración y aprovechamiento sostenible y su uso para actividades como la educación ambiental, la recreación pasiva y la investigación científica.

La Tabla 1-4 muestra la selección de PEDH considerados para el desarrollo del presente estudio. Esta selección corresponde a un conjunto de doce humedales ubicados en tres grandes zonas del área urbana, cinco de las localidades administrativas del Distrito Capital y cinco subcuencas importantes de la gran cuenca del río Bogotá. El PEDH Juan Amarillo forma parte de dos localidades colindantes, y los PEDH de Torca y Guaymaral se consideran por separado por su división originada por la construcción de la Autopista Norte, aunque también corresponden a dos localidades diferentes respectivamente.

Tabla 1-4: Parques Ecológicos Distritales de Humedal de la ciudad de Bogotá, D.C. seleccionados para el desarrollo del estudio.

Zona	Localidad	Cuenca o subcuenca	Parque Ecológico Distrital de Humedal
Sur	Kennedy	Subcuenca Tintal (entre Fucha y Tunjuelo)	La Vaca
			El Burro
			Techo

Tabla 1-4: (Continuación)

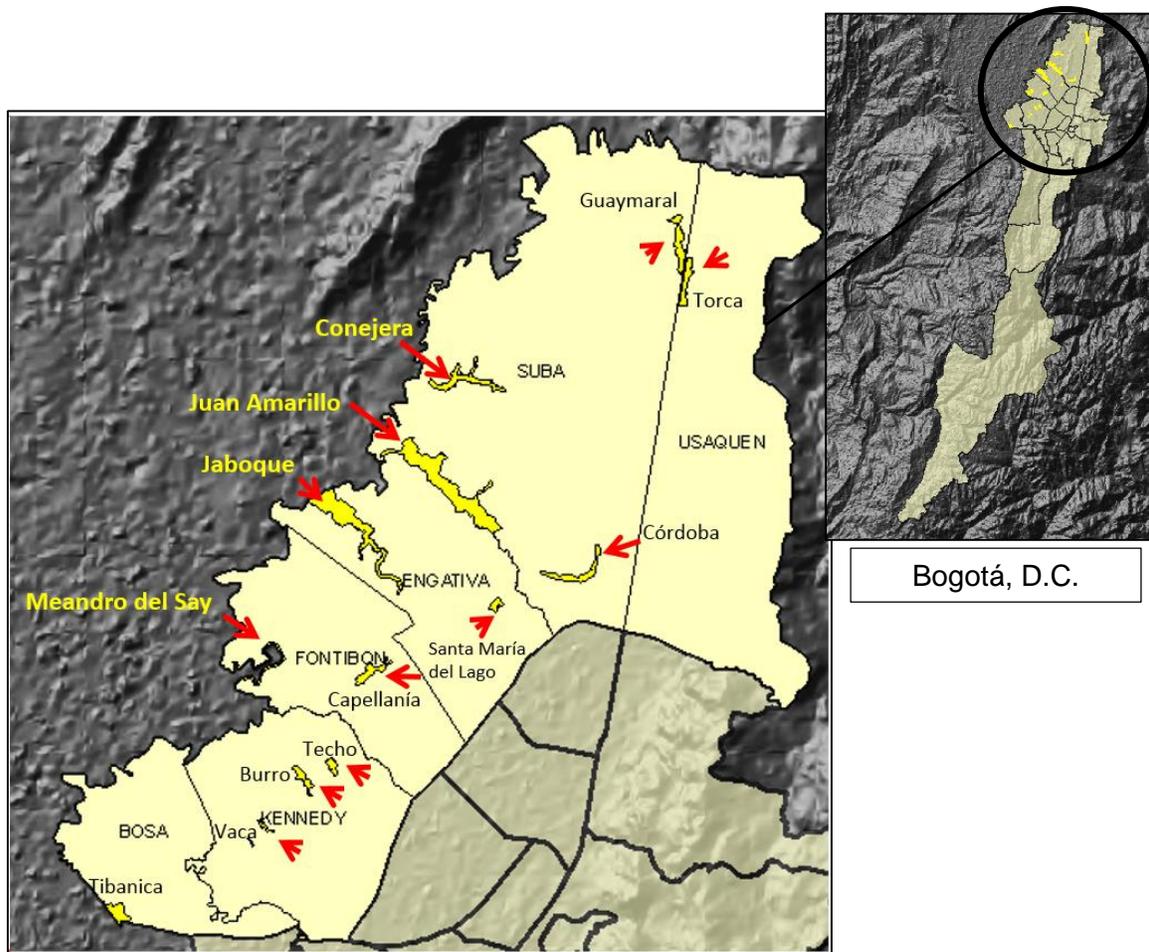
Zona	Localidad	Cuenca o subcuenca	Parque Ecológico Distrital de Humedal
Occidente	Fontibón	Río Fucha	Capellanía
			Meandro del Say
	Engativá	Río Salitre	Santa María del Lago
		Río Jaboque	Jaboque
	Engativá/Suba		Juan Amarillo o Tibabuyes
Norte	Suba	Río Salitre	Córdoba
			La Conejera
			Guaymaral
	Usaquén	Río Torca	Torca

La ubicación espacial de los doce PEDH se muestra en la Figura 1-7. Todos los humedales en general se consideran ecosistemas urbanos por su historia de transformación asociada con el crecimiento de la ciudad y la construcción de áreas residenciales y vías que fueron reduciendo su extensión, encerrándolos o limitándolos a las áreas presentes (DAMA 2000). Sin embargo, la mitad de los humedales pueden clasificarse como rural-urbanos y periurbanos dada su relación limítrofe con predios rurales destinados a uso agropecuario (principalmente el pastoreo de ganado bovino) que se extienden hasta inmediaciones de los humedales, pertenecientes a Bogotá o municipios aledaños. Los PEDH Jaboque, La Conejera y Juan Amarillo, drenan directamente en el río Bogotá siendo limítrofes con el área rural de municipios aledaños como Funza, Cota y El Rosal respectivamente, además son los más grandes y reconocidos. Los PEDH Torca, Guaymaral y Meandro del Say también tienen influencia de áreas rurales, en el caso de los dos primeros con zonas propias de las localidades de Usaquén y Suba respectivamente, y en el caso del tercero con fincas del municipio de Mosquera.

Los humedales netamente urbanos comprenden a los PEDH de La Vaca, El Burro, Techo, Capellanía, Santa María del Lago y Córdoba. Dentro de estos los más pequeños corresponden a la zona sur y se encuentran relativamente cerca, aunque separados por

urbanizaciones, porque en el pasado formaron parte de la antigua laguna El Tintal al igual que Capellanía. Los PEDH Santa María del Lago y La Vaca se caracterizan por ser aulas ambientales y viveros. Los PEDH de El Burro, Capellanía y Córdoba se caracterizan por estar fragmentados por la construcción de avenidas que los atraviesan. El PEDH de Capellanía pese a encontrarse inmerso dentro de la matriz urbana presenta actividades de pastoreo, aspecto común con los humedales rural-urbanos y periurbanos.

Figura 1-7: Localización de doce Parques Ecológicos Distritales de Humedal en el área urbana de la ciudad de Bogotá, D. C.



Fuente: SDA-UN 2010.

En los PEDH Santa María del Lago, Juan Amarillo, La Vaca y El Burro la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá y entidades del Distrito Capital ejecutaron obras de reconfiguración hidrogeomorfológica antes del año 2012 con las cuales se intentó

recuperar algunas características y funciones ecológicas de estos ecosistemas. No obstante, algunas de estas intervenciones incorporaron elementos artificiales produciendo ecosistemas nuevos con algunos remanentes de lo que fueron antiguamente. Por otro lado, para el mismo año, históricamente sólo los humedales de Santa María del Lago, La Vaca, Jaboque, Juan Amarillo, Córdoba, La Conejera, Jaboque y Techo contaban con administraciones encargadas de la vigilancia y mantenimiento de estos espacios urbanos.

Según lo informado por la Secretaria Distrital de Ambiente para el año 2012, aunque en varios de los Parques Ecológicos Distritales de Humedal se desarrollaron labores de mantenimiento relacionadas con el control y la remoción de especies acuáticas flotantes, el conjunto de humedales seleccionado para el estudio no tuvo labores de mantenimiento con relación al control, contención o erradicación de especies invasoras en la franja terrestre antes de dicho año, salvo por los casos en los cuales se desarrollaron labores de reconfiguración hidrogeomorfológica en algún sector. Sin embargo, en todos los casos las obras comprendieron cuerpos de agua y sus inmediaciones más que la extensión de la franja terrestre propia de los humedales.

Los humedales que tienen procesos históricos de organización de las comunidades vecinas para su defensa, cuidado y conservación son en orden de antigüedad La Conejera, Córdoba, Torca-Guaymaral y los humedales del Sur. Sin embargo, los humedales de Capellanía y Meandro del Say cuentan con la acción de líderes ambientales de la localidad de Fontibón que también velan por su protección. En el caso de humedales grandes como Jaboque y Juan Amarillo las iniciativas comunitarias son más restringidas así como el sentido de pertenencia y la apropiación por estos espacios naturales y urbanos.

En las secciones siguientes se describe la localización particular y algunos aspectos generales de cada uno de los doce Parques Ecológicos Distritales de Humedal seleccionados para el estudio.

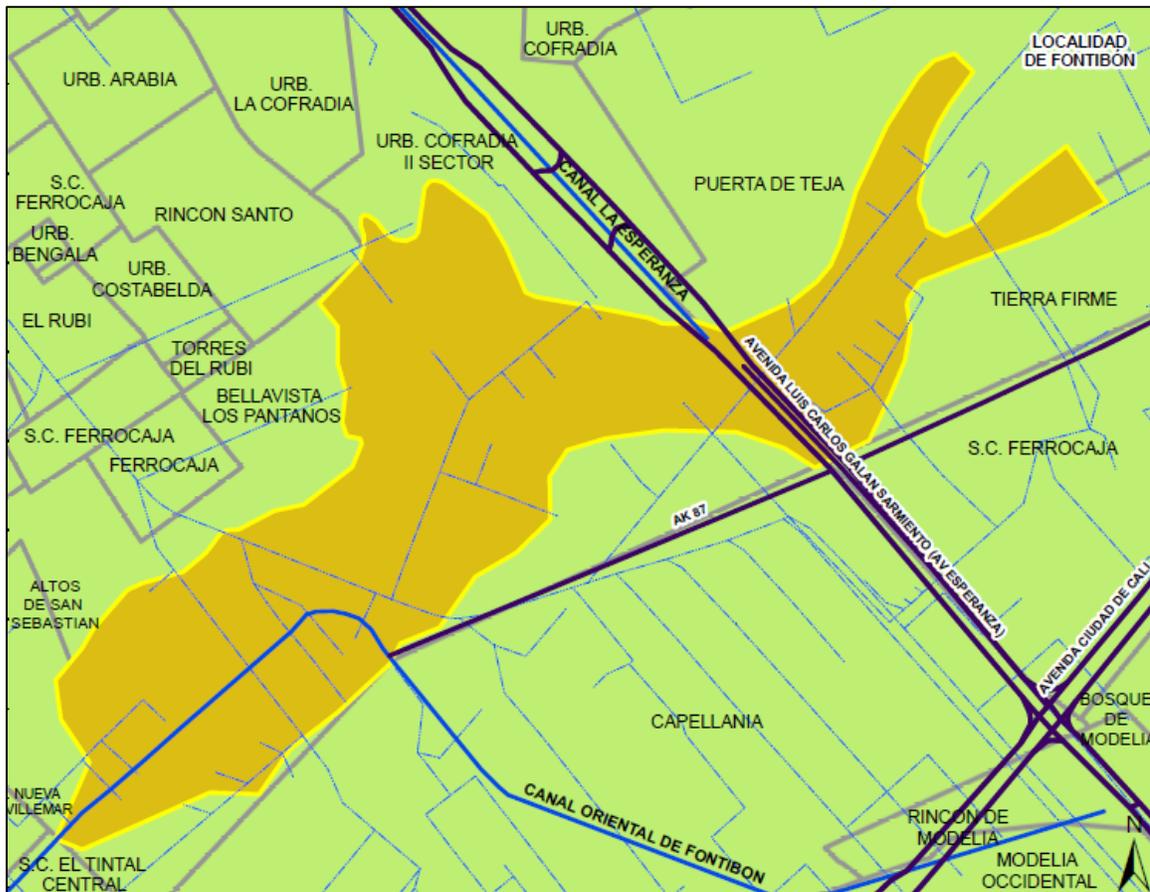
1.5.1 PEDH Capellanía

El humedal Capellanía se encuentra en la cuenca del río Fucha y corresponde a la localidad de Fontibón. Sus coordenadas de ubicación son 4°40'31.24"N y 74° 7'48.01"O.

Este ecosistema en su área legal tiene una extensión de 27,03 hectáreas y se encuentra dividido en dos sectores por la avenida La Esperanza (Figura 1-8). El sector norte se encuentra rodeado por industrias entre las cuales se encuentran Coca-Cola, Challenger y Kokoriko. El sector sur, de mayor extensión, limita por el occidente con el barrio Rincón Santo y al suroccidente con la avenida del Ferrocarril de Occidente, al oriente con la urbanización Bosque de Modelia.

El sector norte recibe la descarga de vertimientos por parte de las industrias aledañas. En el sector sur el principal punto de vertimientos es el canal oriental. Sin embargo, existen al menos dos canales reconocidos que ingresan por la parte occidental del sector sur. Existe otra tubería de consideración que ingresa al humedal y descarga vertimientos y se encuentra localizada en la esquina de la avenida La Esperanza con transversal 94.

Figura 1-8: Localización del humedal de Capellanía.

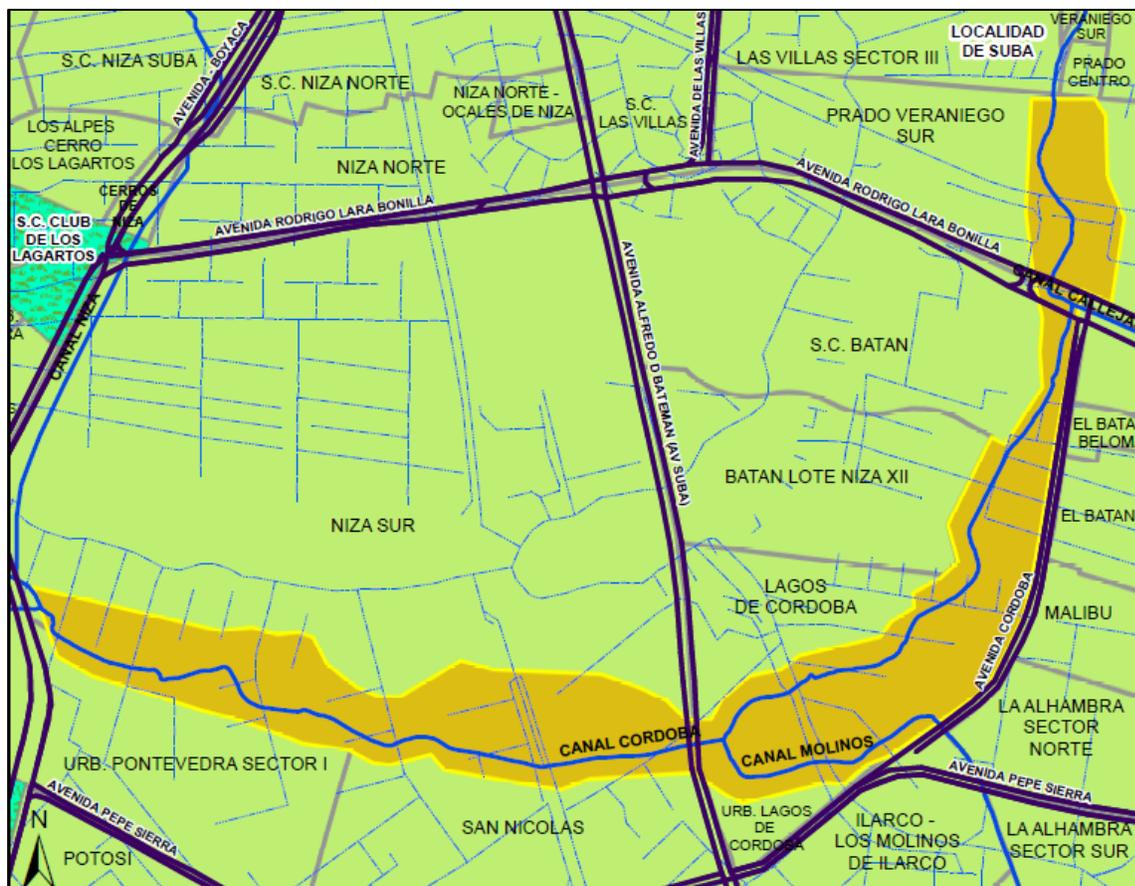


Fuente: SDA-UN (2012).

1.5.2 PEDH Córdoba

El humedal Córdoba se encuentra dentro de la cuenca del río Salitre y está en la localidad de Suba. Sus coordenadas de ubicación son 4°42'10.79"N y 74° 4'5.69"O. El humedal tiene una extensión de 40,51 hectáreas y está dividido por la avenida Suba y la calle 127, por lo cual se reconocen tres sectores: el primero está comprendido entre la calle 128 A Bis y la calle 127, el segundo entre la calle 127 y la avenida Suba, y el tercero entre la avenida Suba y la avenida Boyacá (Figura 1-9). De estos tres sectores el de mayor área es el segundo y está en inmediaciones de los barrios Córdoba y la urbanización Lagos de Córdoba. El sector 3 limita con el Centro deportivo Choquenzá del Banco de la República y el Club de los Lagartos.

Figura 1-9: Localización del humedal de Córdoba.

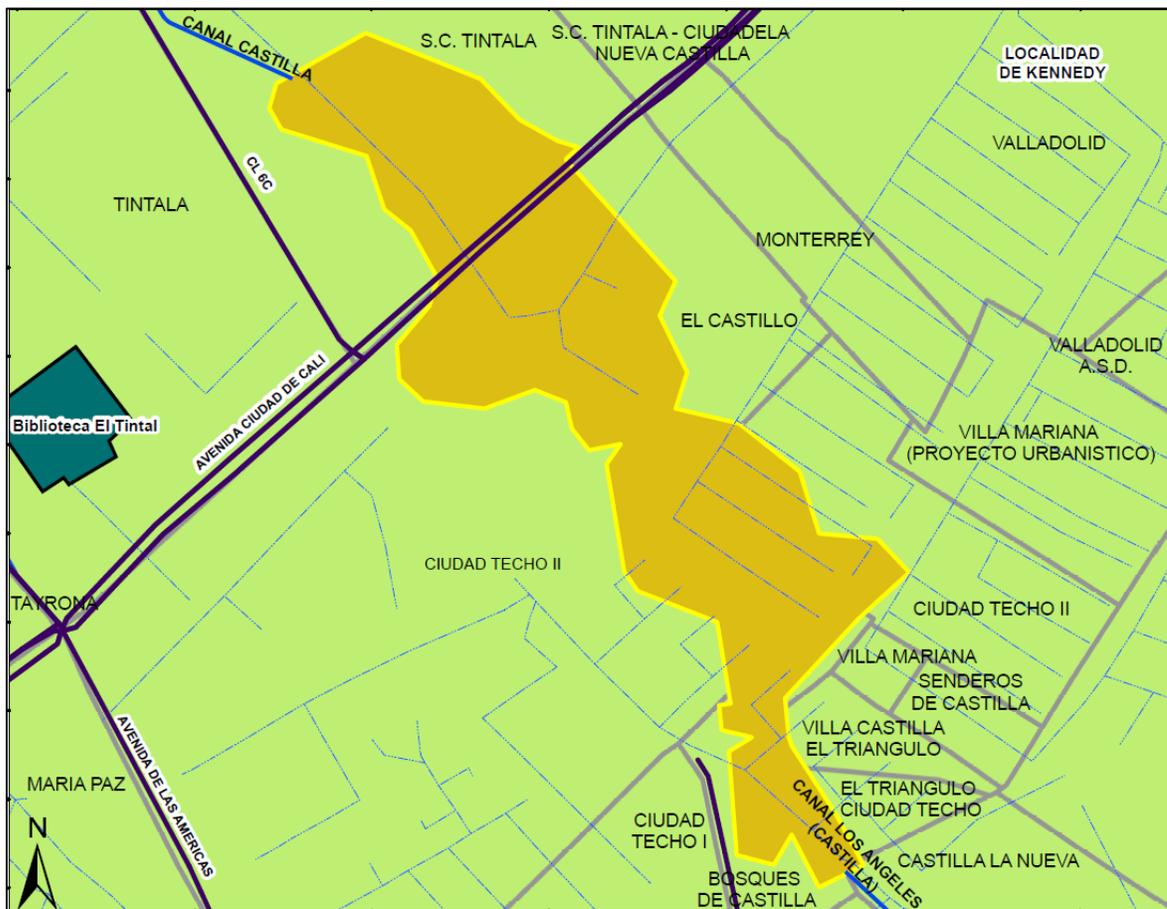


Fuente: SDA-UN (2012).

1.5.3 PEDH El Burro

El humedal El Burro es uno de los tres humedales de la localidad de Kennedy, se encuentra en la subcuenca El Tintal localizada entre las cuencas de los ríos Fucha y Tunjuelo. Sus coordenadas de ubicación son 4°38'30,24" N y 74° 9'0.17" O, tiene una extensión de aproximadamente 23 ha. La avenida Ciudad de Cali lo divide en dos sectores, el oriental y occidental (Figura 1-10).

Figura 1-10: Localización del humedal de El Burro.



Fuente: SDA-UN (2012).

El sector oriental y de mayor tamaño se encuentra entre la carrera 80A y la avenida Ciudad de Cali. Por el norte limita con los barrios Monterrey y El Castillo, por el oriente con los barrios Villa Castilla y Villa Mariana, por el sur con los barrios Pio XII y Las Dos Avenidas, y por el occidente con urbanizaciones del barrio Castilla. El sector occidental se encuentra

entre la Av. Ciudad de Cali y la Cra. 87B, al norte limita con el barrio Gibraltar y al sur con la calle 6D sobre la cual se ubica la Biblioteca El Tintal. Ambos sectores se encuentran conectados entre sí por una caja hidráulica (Box Culvert), por la cual pasan aguas negras que drenan en sentido oriente-occidente. El sector oriental tiene encerramiento total mientras que en el sector occidental es parcial y únicamente por el costado sur. El principal punto de vertimientos es el canal Castilla ubicado en la parte suroriental del humedal. En el costado occidental también se encuentra el canal Los Ángeles como otro punto de vertimientos.

1.5.4 PEDH Guaymaral

El humedal de Guaymaral se encuentra en la cuenca del río Torca en zona rural de la localidad de Suba (vereda Casablanca). Sus coordenadas de ubicación son 4°48'3.35"N 74° 2'27.19"O. El área legal tiene una extensión de 49,66 hectáreas y está dividida en dos sectores (Figura 1-11). La parte norte está entre las calles 235 y 222 (avenida El Jardín), limita al norte con las haciendas La Floresta y San Simón, al oriente con la finca La Esperanza y el centro comercial Bima y la finca El Porvenir, al occidente con la parcelación El Jardín. La parte sur se encuentra entre las calles 222 y 215 y al oriente limita con la autopista Norte. El humedal ha requerido de saneamiento predial, el área legal incluye algunos predios privados pertenecientes a personas naturales y empresas.

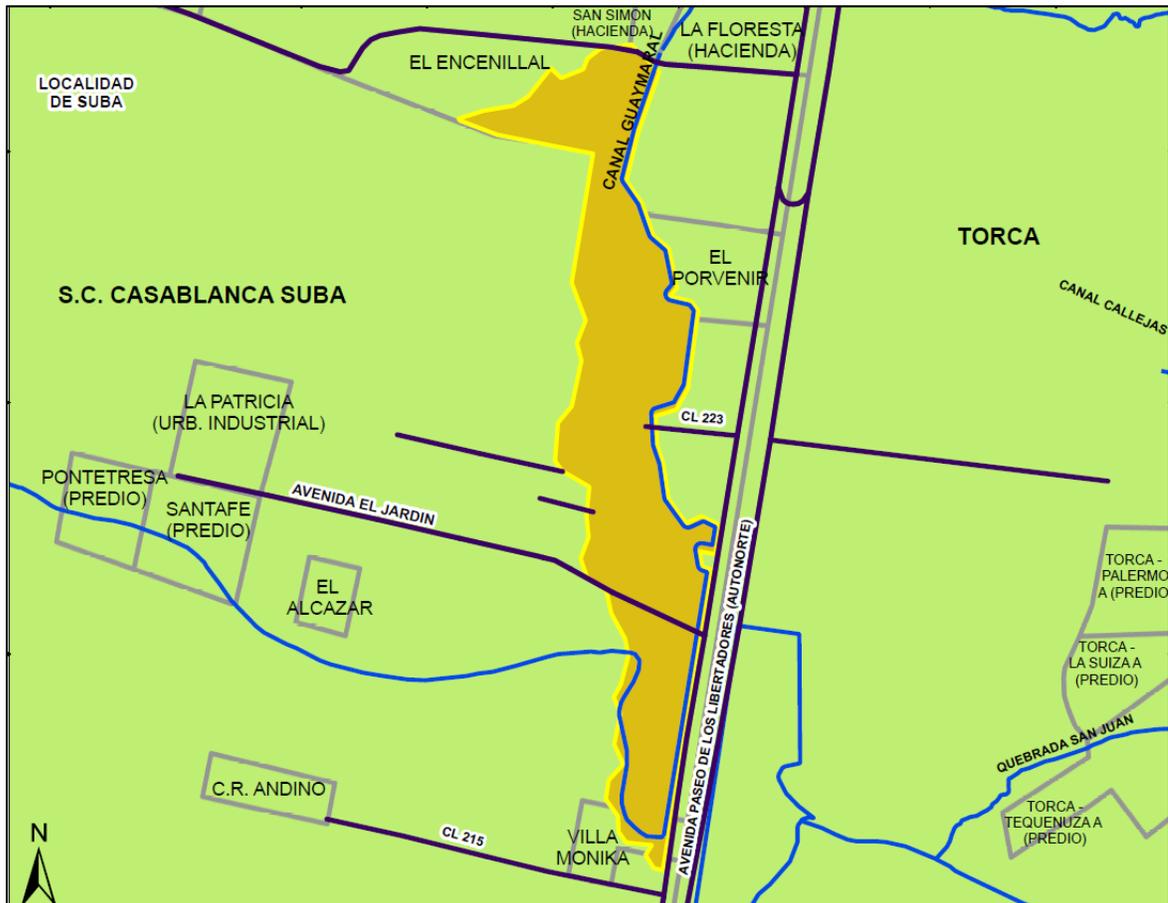
Este humedal se caracteriza principalmente por la existencia de rellenos de escombros, lo que produjo en el pasado la fragmentación del humedal en varios cuerpos de agua. Al humedal entran aguas contaminadas provenientes del canal de Torca, lo cual promueve la expansión de especies invasoras acuáticas como los buchones (Jacinto de agua y buchón cucharita).

1.5.5 PEDH Jaboque

El humedal Jaboque se encuentra dentro de la cuenca del río Jaboque y está en la localidad de Engativá. Sus coordenadas de ubicación son 4°43'11.53"N y 74°8'9.84"O. El humedal tiene una extensión de 148 hectáreas y se extiende en dirección noroccidente-suroriente. Al noroccidente limita con el río Bogotá y El Parque de La Florida, al occidente con los barrios Torquigua, Engativá Central y La Faena, al suroriente con los barrios La

Riviera y Villa Amalia, al nororiente con los barrios Villas del Granada y Villas de Alcalá y al norte con el barrio Unir (Figura 1-12).

Figura 1-11: Localización del humedal de Guaymaral.



Fuente: SDA-UN (2012).

Este humedal se divide en tres tercios. El tercio alto tiene canales perimetrales, alamedas y ciclorrutas por lo cual no existe propiamente área natural, por el contrario son áreas artificiales y públicas. Los tercios medio y bajo cuentan con encerramientos parciales; sin embargo, hay actividades de pastoreo y depósito de escombros y basuras (sector Unir). En cuanto a los vertimientos los principales puntos son los canales Los Ángeles y Carmelo y el colector Torquigua. El humedal presenta un problema grave y es el paso de aguas del río Bogotá hacia el interior en épocas de fuertes lluvias, intensificando la contaminación del cuerpo de agua en el sector del tercio bajo.

Figura 1-12: Localización del humedal de Jaboque.



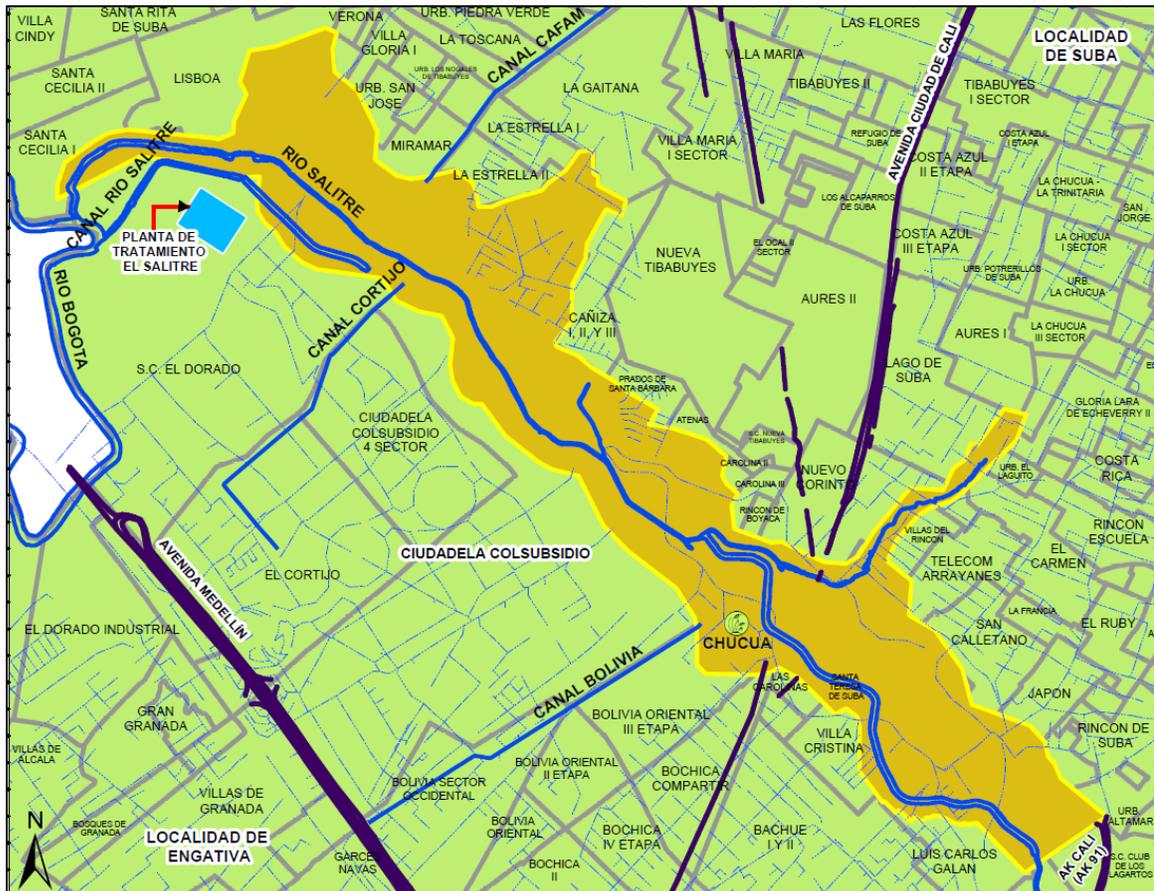
Fuente: SDA-UN (2012).

1.5.6 PEDH Juan Amarillo

El humedal Juan Amarillo o Tibabuyes se localiza en la cuenca del río Salitre y pertenece a las localidades de Suba y Engativá. Sus coordenadas de ubicación son $4^{\circ}43'42.80''N$ y $74^{\circ}6'29.73''O$. Es el humedal más grande de Bogotá con 222,76 hectáreas y se extiende de noroccidente a suroriente. El principal punto de referencia del humedal es la intersección entre la avenida Ciudad de Cali y la transversal 91. Hacia la localidad de Suba el humedal limita por el noroccidente con los barrios Lisboa y Miramar; al norte con los barrios Tibabuyes, Cañiza, Aures II y Nuevo Corinto; y al suroriente con los barrios San Cayetano, Japón y Rincón de Suba. Hacia la localidad de Engativá el humedal limita al noroccidente con la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) Salitre, al sur con

los barrios Cortijo, Ciudadela Colsubsidio y Bolivia y al suroriente con los barrios Bachué y Luis Carlos Galán. Por el occidente el humedal limita con el río Bogotá (Figura 1-13).

Figura 1-13: Localización del humedal de Juan Amarillo.



Fuente: SDA-UN (2012).

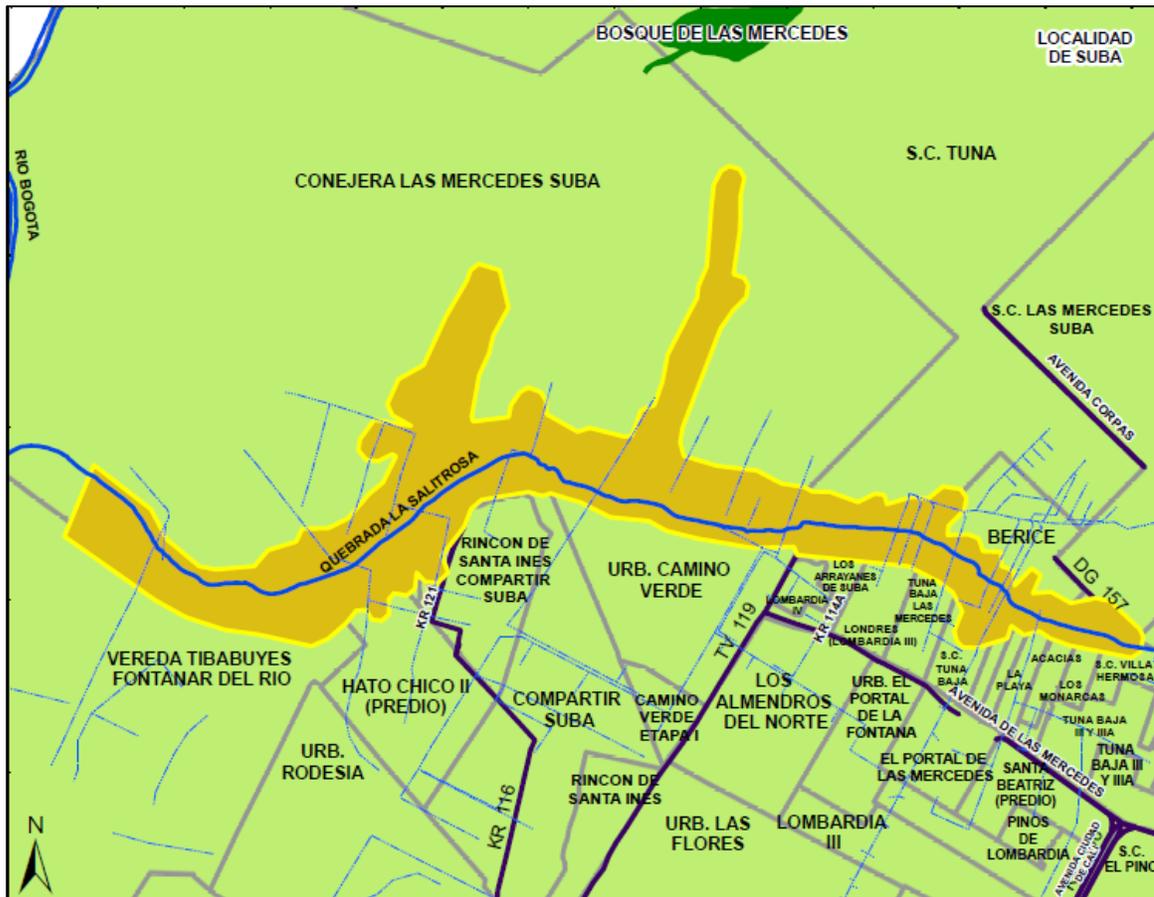
El humedal se divide en tres tercios: Tercio Alto, Tercio Medio y Tercio Bajo. El Tercio Alto del humedal tiene obras de reconfiguración con: una laguna artificial, ciclorutas y caminos para los transeúntes. En este sector se reconoce el Brazo del Humedal. El Tercio Alto y el Tercio Medio están divididos por una compuerta. En el Tercio Medio se reconoce el sector conocido como Chucua de Los Curies (Engativá). En el Tercio Bajo se reconoce la PTAR del Salitre. El canal principal que ingresa al humedal es el canal del río Juan Amarillo o Salitre. Este canal recorre el humedal en su totalidad, la primera parte en el Tercio Alto se encuentra canalizada. Al humedal también ingresan dos canales importantes que

descargan aguas negras (mixtas) por el sector de Engativá, el canal Bolivia y canal Cortijo. Por el sector de Suba ingresa el canal CAFAM. Sin embargo, el humedal presenta muchos puntos de vertimientos con conexiones erradas provenientes de las urbanizaciones aledañas.

1.5.7 PEDH La Conejera

El humedal La Conejera se localiza en la cuenca del río Salitre y pertenece a la localidad de Suba. Sus coordenadas de ubicación son 4°45'40.50"N y 74°6'6.89"O. La extensión del humedal es 58,89 hectáreas y tiene forma alargada de occidente a oriente; al norte limita con la finca Las Mercedes y la avenida Corpas, al occidente con el río Bogotá, al oriente con el canal de la quebrada La Salitrosa y al sur con diferentes urbanizaciones entre las cuales se encuentran Fontanar del Río, Rincón de Santa Inés (Suba Compartir), Camino Verde, Los Arrayanes, Londres, Tuna Baja, La Playa, Acacias y Villa Hermosa (Figura 1-14).

El humedal tiene encerramiento parcial, el costado sur se encuentra cercado con malla, mientras el costado norte está cercado con alambre de púas en el sector oriental. También cuenta con vigilancia y el permanente cuidado de la Fundación Humedal La Conejera. La principal entrada de vertimientos del humedal es la quebrada La Salitrosa, sin embargo, hay diferentes puntos de vertimientos provenientes de las urbanizaciones vecinas.

Figura 1-14: Localización del humedal de La Conejera.

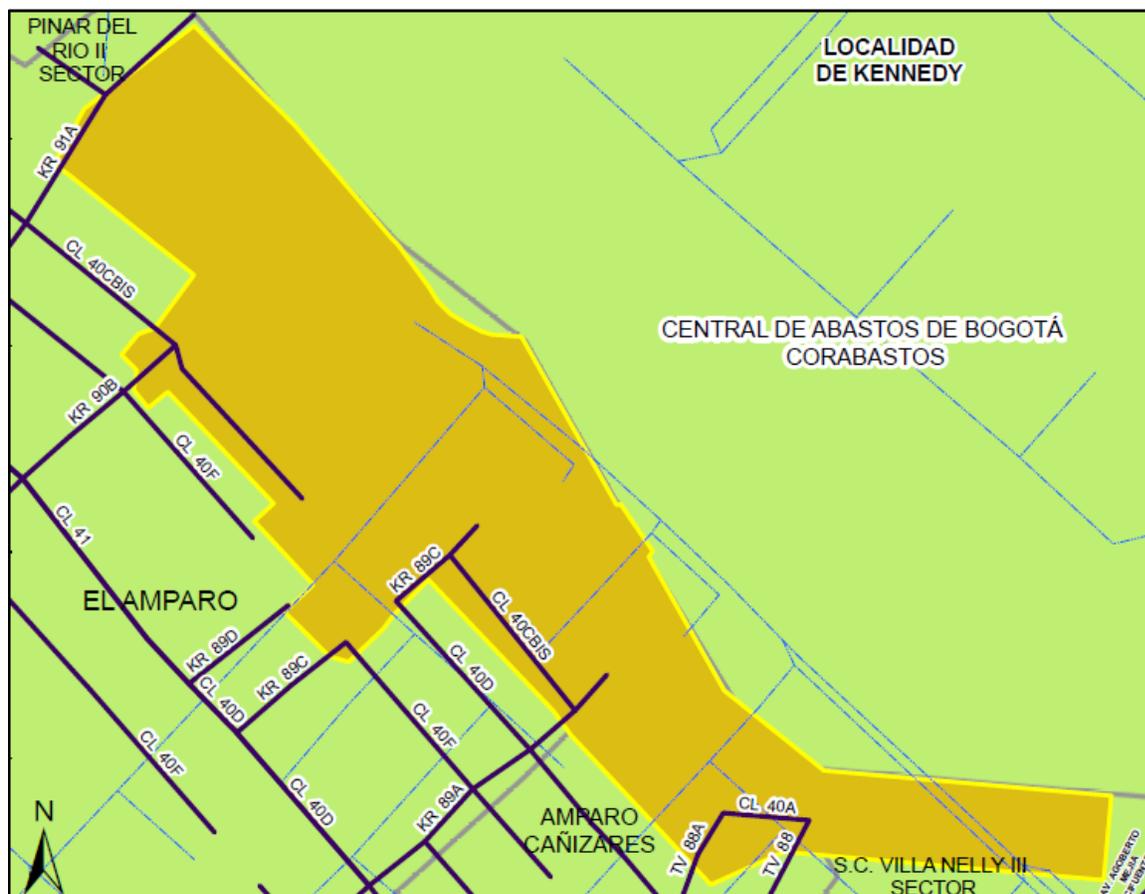
Fuente: SDA-UN (2012).

1.5.8 PEDH La Vaca

El humedal La Vaca está dividido en dos sectores no contiguos: norte y sur.. El ecosistema se localiza en la subcuenca El Tintal entre las cuencas de los ríos Fucha y Tunjuelo, y es el tercer humedal de la localidad de Kennedy. Las coordenadas de ubicación del sector norte son $4^{\circ}37'41.63''N$ y $74^{\circ}9'41.74''O$ y las del sector B $4^{\circ}37'27.24''N$ y $74^{\circ}9'58.18''O$. El sector norte tiene una extensión de 5,73 hectáreas, en este sector la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) hizo obras de reconfiguración hidrogeomorfológica entre las cuales se encuentra la construcción de un biofiltro. El sector sur tiene una extensión de 2,25 hectáreas pero es un lote de invasión no recuperado. El sector norte tiene encerramiento casi en su totalidad y cuenta con administración y vigilancia. Para el estudio se consideró exclusivamente el sector norte.

El humedal La Vaca limita al norte con la Carrera 91 A y Corabastos, al oriente con Corabastos y la Cra. 80 (Avenida Dagoberto Mejía), al sur con el parque Cayetano Cañizares y el barrio Villa Nelly, y al occidente con los barrios Amparo Cañizares y El Amparo (Figura 1-15). El principal punto de vertimientos proviene del canal que llega al humedal por el extremo suroriental. Sin embargo, el humedal cuenta con un biofiltro sobre el cual crecen juncos de la especie *Schoenoplectus californicus*, que sirve para retener materia orgánica y contaminantes.

Figura 1-15: Localización del humedal de La Vaca.



Fuente: SDA-UN (2012).

1.5.9 PEDH Meandro del Say

El humedal Meandro del Say se encuentra en la cuenca del río Fucha pero en inmediaciones del río Bogotá. Es un antiguo cauce o “madre vieja” del río Bogotá. Corresponde a la localidad de Fontibón, pero también está en jurisdicción del municipio de Mosquera. Sus coordenadas de ubicación son 4°40'34.03"N y 74° 9'38.54"O, y tiene una extensión de 26 hectáreas.

Figura 1-16: Localización del humedal Meandro del Say.



Fuente: SDA-UN (2012).

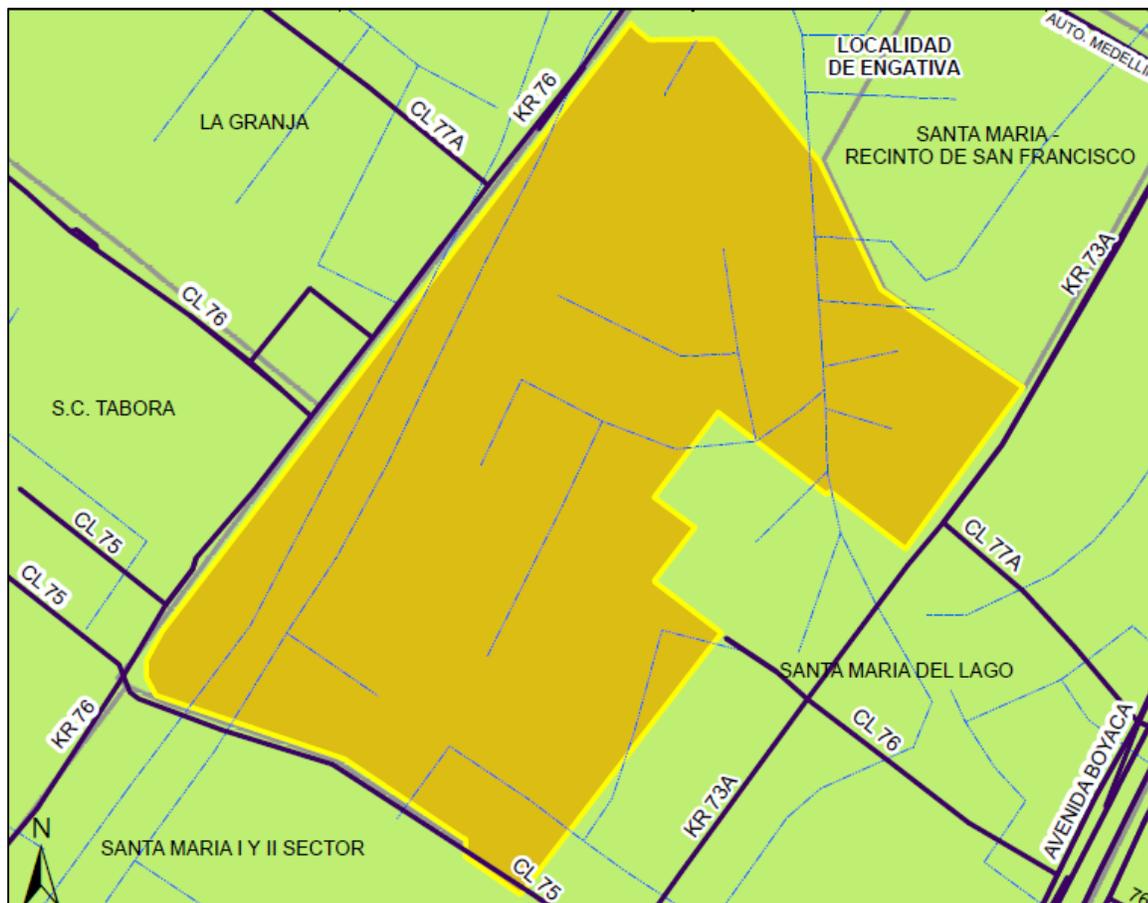
El humedal limita al nororiente con la avenida Centenario y la industria EMPACOR, por el norte con El Charco I, al sur con la Zona Franca, y al occidente con el río Bogotá (Figura 1-16). No cuenta con encerramiento salvo por el sector sur colindante a la Zona Franca, tampoco cuenta con vigilancia, y es sometido a actividades de pastoreo y vertimientos

provenientes de las industrias del sector norte. La zona intermedia entre el cauce del meandro y correspondiente al municipio de Mosquera es una zona inundable en la cual pululan bastantes aves acuáticas.

1.5.10 PEDH Santa María del Lago

El humedal Santa María del Lago se encuentra en la cuenca del río Salitre y corresponde a la localidad de Engativá. Sus coordenadas de ubicación son $4^{\circ}41'41.20''N$ y $74^{\circ}5'39.39''O$. Cuenta con una extensión de 10,86 hectáreas. El humedal es administrado por la Secretaría Distrital de Ambiente y funciona como aula ambiental incluyendo alamedas y plazoletas sobre las zonas terrestres y de borde.

Figura 1-17: Localización del humedal Santa María del Lago.



Fuente: SDA-UN (2012).

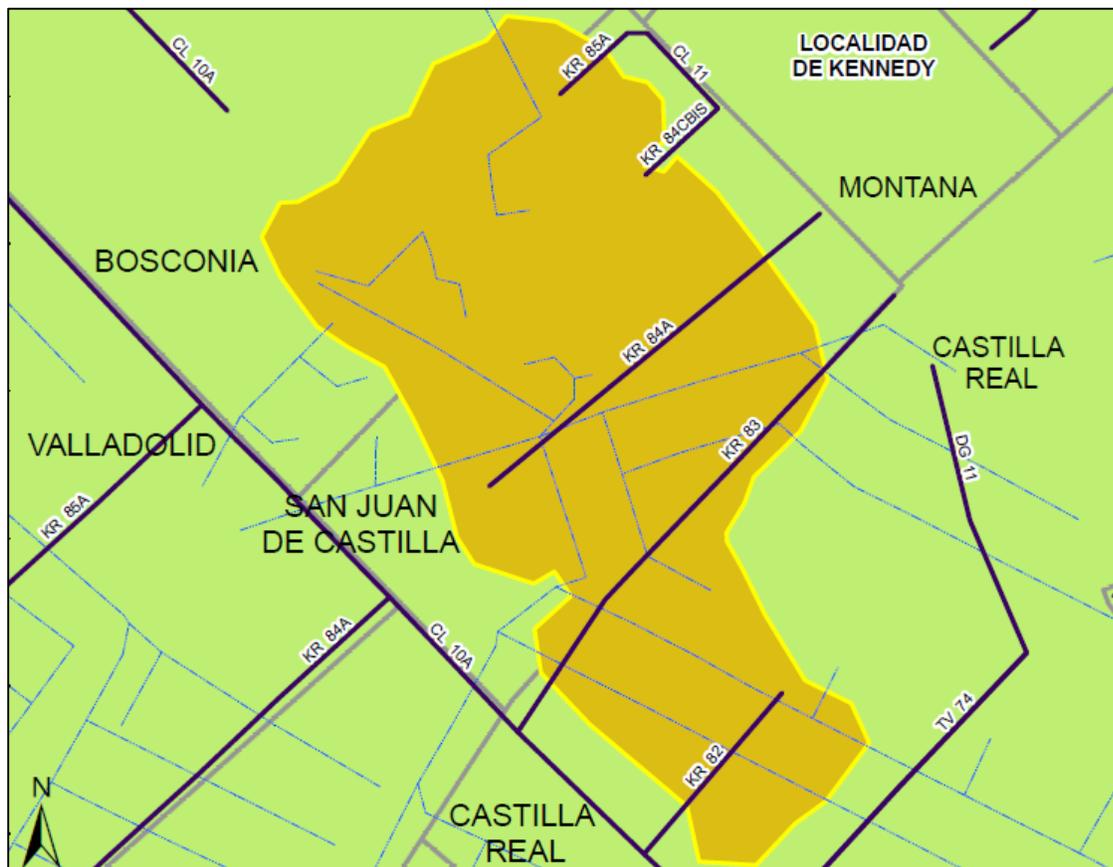
El humedal limita al norte con la calle 80, al occidente con los barrios La Granja y Tabora, y al sur y oriente con el barrio Santa María (Figura 1-17). Tiene dos puntos de acceso, uno por la carrera 76 y otro por la carrera 73A. Cuenta con encerramiento total, vigilancia y acceso libre al público. Este es el humedal con mejor calidad del agua, La Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá construyó algunos desarenadores que contribuyen a la descontaminación de las aguas que entran al humedal, de esta forma es posible apreciar una buena porción del cuerpo de agua libre de especies flotantes.

1.5.11 PEDH Techo

El humedal de Techo se localiza en la subcuenca El Tintal entre las cuencas de los ríos Fucha y Tunjuelo, pertenece a la localidad de Kennedy. Sus coordenadas geográficas son 4°38'52.56"N y 74° 8'35.44"O, y tiene una extensión de 11,67 hectáreas, en su interior se encuentra la urbanización Lagos de Castilla. El humedal limita al norte con el barrio Bosconia, al occidente con los barrios Valladolid y San Juan de Castilla, al oriente con los barrios Montana y Castilla Real y al sur con Castilla Real (Figura 1-18).

Aunque gran parte del área legal del humedal corresponde a urbanización (zona construida) existe un sector remanente del cuerpo de agua, invadido por enea y colindante con el barrio Valladolid. Otro sector corresponde a la zona de canalización de aguas negras de los alrededores y está rodeado exclusivamente de vías y construcciones residenciales. El remanente del cuerpo de agua no presenta vertimientos, sin embargo se caracteriza por el estancamiento de sus aguas y la presencia de canales. Este sector limita al noroccidente con un parqueadero taller y prados dedicados al pastoreo.

Figura 1-18: Localización del humedal de Techo.



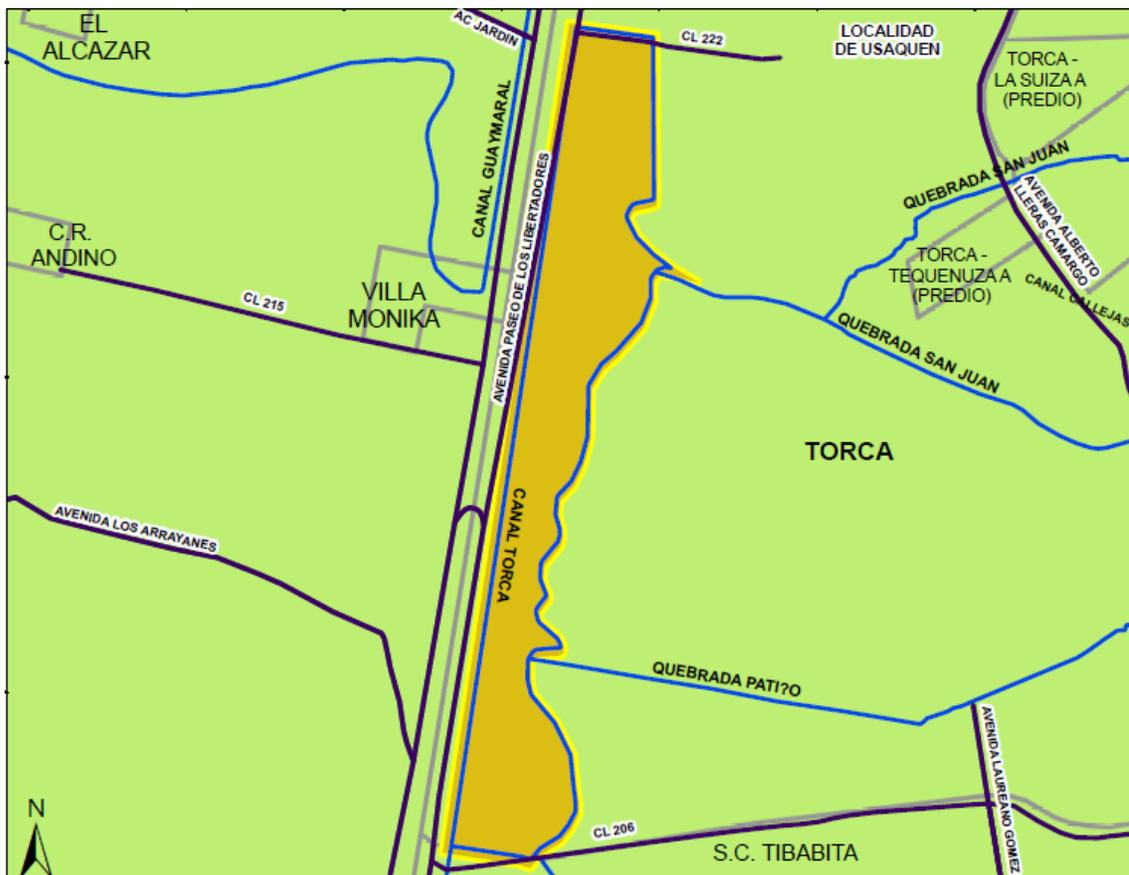
Fuente: SDA-UN (2012).

1.5.12 PEDH Torca

El humedal Torca se localiza en la cuenca del río Torca, en la vereda de Torca, localidad de Usaquén. Sus coordenadas de ubicación son $4^{\circ}47'19.88''N$ y $74^{\circ}2'21.95''O$. El humedal cuenta con una extensión de 30,27 hectáreas y su área legal incluye parte de la autopista Norte (Avenida Paseo de Los Libertadores) y el separador de la misma en el extremo norte. El humedal limita al sur con el Cementerio Jardines de Paz y la quebrada Aguas Calientes y se extiende hacia el norte, paralelo a la autopista Norte, con la cual limita hacia el occidente. Al norte limita con la Escuela de Fútbol Alejandro Brand y la calle 222 (Figura 1-19). Al oriente limita con la finca La Francia y algunos predios privados de empresas como Mazda, de igual manera con las quebradas San Juan y Patiño. El humedal no cuenta con encerramiento ni administración y ha requerido de saneamiento predial.

El humedal fue desecado cuando el caudal de la quebrada Aguas Calientes se desvió hacia el canal de Torca. Este canal, que también corre paralelo a la autopista Norte, se construyó con el fin de evitar inundaciones en la autopista, pero también afectó el régimen hidrológico del humedal. La quebrada Patiño tampoco abastece el cuerpo de agua remanente.

Figura 1-19: Localización del humedal de Torca.



Fuente: SDA-UN (2012).

2. Estado y grado de las invasiones de plantas terrestres y su relación con variables morfométricas de los humedales

2.1 Resumen

En este capítulo se presentan los resultados obtenidos de la evaluación y comparación del grado de invasión de plantas terrestres en doce Parques Ecológicos Distritales de Humedal de Bogotá, de la caracterización de estos humedales a partir de medidas morfométricas y de la relación entre las variables descriptoras del grado de invasión y las medidas morfométricas calculadas. El grado de invasión se estableció con la estimación de la riqueza, abundancia y frecuencia del conjunto de plantas invasoras y potencialmente invasoras a partir de la producción de datos derivados, y además se obtuvo la distribución de clases de tamaño de parches. Las medidas morfométricas correspondieron principalmente al área, el perímetro exterior, el área de franja terrestre, el área de franja acuática, la longitud del borde de interfase terrestre-acuática, la amplitud media de la franja terrestre y el cociente perímetro-área y se obtuvieron con la digitalización de capas vectoriales sobre el ortofomosaico de la ciudad de Bogotá y el cálculo de áreas y longitudes con un software de SIG de uso libre. Los resultados indicaron que existen diferencias estadísticamente significativas entre la riqueza, abundancia y frecuencia (relativas) de hábitos y categorías de especies invasoras, y correlación estadísticamente significativa, positiva y fuerte principalmente entre el área o tamaño de los humedales y el grado de invasión.

También se presentan resultados sobre el cambio del grado de invasión de plantas terrestres con respecto a la distancia al borde de interfase terrestre-acuática de los humedales de estudio y sobre la franja terrestre. El cálculo de la distancia de plantas individuales y parches de especies invasoras distribuidas en la franja terrestre, con respecto al borde de interfase terrestre-acuática, se realizó mediante operaciones

vectoriales desarrolladas con el software de SIG de uso libre. Se establecieron rangos de distancia en 60 m lineales, para los cuales se calcularon los valores la riqueza, abundancia y frecuencia relativas de las invasiones que fueron comparados entre rangos. Los resultados indicaron que existe diferencia estadísticamente significativa entre del grado de invasión entre una primera porción de franja terrestre más cercana al espejo de agua y una segunda porción de franja terrestre más distante, disminuyendo el grado de invasión hacia la segunda porción.

2.2 Marco conceptual

El grado de invasión se define como la extensión o magnitud de las invasiones por especies exóticas observada en un determinado lugar y se cuantifica principalmente a través de la riqueza y/o abundancia de especies exóticas (González-Moreno *et al.* 2015). De acuerdo con Chytrý *et al.* (2011) el grado de invasión se refiere al número real o la proporción de especies exóticas en un hábitat, mientras la *invasibilidad* de un hábitat denota el número relativo o la proporción de exóticas cuando los efectos de la presión de propágulos y otras variables diferentes a las propiedades locales del hábitat, permanecen constantes. Para Catford *et al.* (2012) el grado de invasión se refiere a la extensión o severidad de la invasión de una determinada especie exótica en un ecosistema y es un prerrequisito para cuantificar la *invasibilidad* a partir de la comparación de grados de invasión entre varios ecosistemas.

El grado de invasión de un determinado ecosistema está relacionado con numerosos factores ecológicos como el clima, el tipo de hábitat o las características del paisaje; las interacciones entre estos factores y su desarrollo en diferentes escalas y fases del proceso de invasión hacen complejo el entendimiento de los mecanismos que controlan las invasiones biológicas (González-Moreno *et al.* 2015). En la evaluación del grado de invasión la extensión espacial debe corresponder con los límites del ecosistema de interés, la resolución espacial debe considerarse en torno a los organismos estudiados, y el tiempo en el cual se lleva a cabo la evaluación constituye un factor crucial (Catford *et al.* 2012). En el panorama mundial los estudios desarrollados para evaluar el grado de invasión son relativamente escasos y poco comparables, dadas sus limitaciones metodológicas, por lo cual los estudios existentes carecen de procedimientos y directrices para la

estandarización de índices. Según Bradley y Mustard (2006) el modelado espacial de invasión por especies no nativas, por ejemplo, ha dependido principalmente de datos empíricos y de la opinión de expertos para establecer algún conocimiento a priori de la relación entre la presencia de especies invasoras y variables predictoras espacialmente explícitas.

Muchos de los estudios sobre invasión de los ecosistemas se confunden con estudios del grado o la extensión de la invasión (presencia, abundancia, riqueza o diversidad de invasoras), intentando incluso comparar la invasión de diferentes regiones, ecosistemas y tipos de comunidades (Catford *et al.* 2012). Sin embargo, la invasión propiamente dicha describe la susceptibilidad del ambiente a la colonización y establecimiento de otras especies, siendo una propiedad intrínseca del mismo que se refiere también de a la resistencia a la invasión (Davis 2009), y un atributo que visto sobre una comunidad concierne a la probabilidad del establecimiento de especies particulares por cada arribo de propágulo correspondiéndose con un periodo de tiempo específico (Catford *et al.* 2012). En consecuencia, la invasión es un atributo de los ecosistemas mucho más difícil de evaluar que el grado de invasión, no obstante, el grado de invasión y el desarrollo de los pasos del proceso de invasión dependen de los factores que determinan la invasión de un área específica. El uso del grado de invasión en alguno de sus atributos como aproximación o interpretación exclusiva de la invasión puede llegar a tener sesgos (Chytrý *et al.* 2011, Catford *et al.* 2017).

El grado de invasión puede variar entre distintos tipos de hábitat, de forma que hábitats con buenas condiciones de humedad y nutrientes, como los bosques de ribera, parecen sufrir mayor grado de invasión por plantas exóticas que hábitats de matorral o de vegetación esclerófila (González-Moreno *et al.* 2015). De acuerdo con Eschtruth y Battles (2009) un grado de invasión mayor en bosques ribereños se produce como resultado del incremento de la disponibilidad de propágulos más que del aumento en la invasión. En el caso de los humedales en las regiones urbanas el grado (extensión) de invasión difiere con base en la relación con el flujo de agua (Cutway y Ehrenfeld 2009). Uno de los efectos probables de la urbanización sobre los humedales es la presencia de un gran número de especies exóticas presentes y una gran fuente de recursos para la re-invasión continua de estas especies, además de la aparición de gran cantidad de terreno con suelos recientemente disturbados que son adecuados para las especies invasoras (Ehrenfeld

2001). Los humedales son ecosistemas especialmente vulnerables a la invasión dada su condición de sumideros en el paisaje, los cuales acumulan sedimentos, agua, nutrientes y residuos, que facilitan las invasiones creando aperturas de dosel o acelerando el crecimiento de otras especies (Zedler y Kercher 2004). Los humedales de Bogotá no son la excepción y también son especialmente susceptibles a las invasiones por ser ecosistemas abiertos y de gran variedad de hábitats, además de estar continuamente intervenidos y disturbados (Díaz-Espinosa *et al.* 2012). En general los hábitats más resistentes a la invasión tienden a presentar baja disponibilidad de nutrientes, bajos niveles de perturbación, alta competencia interespecífica, y a estar en zonas con condiciones ambientales extremas (González-Moreno *et al.* 2015).

Para algunas especies de plantas la calidad del hábitat es esencialmente determinada por las propiedades del suelo y la disponibilidad de recursos (incluyendo agua, nutrientes del suelo y luz) los cuales deben ser compatibles con la autoecología de las especies, además las condiciones bióticas como la composición biótica de la comunidad receptora de una invasión pueden hacer al hábitat más o menos adecuado para las especies invasoras (Chabrerie *et al.* 2007). Para el caso de las plantas de humedal, aquellas especies que se convierten en invasoras tienen características particulares de reproducción, dispersión, uso eficiente del carbono, captación de nutrientes y crecimiento, y aunque la mayoría son frecuentemente exóticas existe un grupo de especies que nativas que exhiben o despliegan características de especies invasoras ante los cambios ambientales suscitados en los humedales por el hombre (Zedler y Kercher 2004). Cada especie pasa a través de una serie de etapas antes de llegar a ser una especie invasora, por lo que la etapa o estado colectivo de varias especies determinará la etapa de invasión en la cual se encuentra un ecosistema como un humedal, sin desconocer que las poblaciones y comunidades son afectadas por especies de todos los estados de invasión pese a que los efectos a nivel de ecosistema se vuelven más aparentes en las últimas etapas de invasión (Catford *et al.* 2012). Según Chabrerie *et al.* (2007) la colonización o el éxito de la invasión dependerá principalmente de tres atributos ecológicos: su calidad, su patrón espacial y su variabilidad temporal.

Las métricas frecuentemente usadas para examinar el grado de invasión tienen un alto valor en la revelación de la dinámica del proceso de invasión, ya que con éstas se

construyen trayectorias de cambio de las invasiones en el espacio-tiempo, contribuyendo al seguimiento del curso de la invasión con respecto a los disturbios, la sucesión, las oportunidades de invasión que surgen con la fluctuación en la disponibilidad de recursos y los procesos de invasión de otras especies exóticas (Catford *et al.* 2012). Es muy importante también identificar los componentes del paisaje que promueven o limitan las invasiones biológicas; muchos índices de riesgo a nivel de paisaje están disponibles en la literatura, sin embargo, las aproximaciones multivariadas con sistemas de información geográfica (SIG) parecen estar entre las más eficientes para evaluar la compleja naturaleza de los patrones del paisaje (Chabrierie *et al.* 2007). El uso del suelo y las características de forma del terreno relacionadas con el incremento de la probabilidad de especies invasoras pueden ser usados como variables para informar sobre el desarrollo y éxito de acciones de conservación y manejo. Los patrones espaciales de invasión se puede predecir mediante la vinculación de la presencia y ausencia actual de especies invasoras a variables espacialmente explícitas y predictoras como el uso del suelo, geomorfología y topografía, usando sistemas de información geográfica (Bradley y Mustard 2006).

Los esfuerzos exitosos de modelación de invasiones biológicas han demostrado que el establecimiento de relaciones espaciales de las invasiones requiere datos de campo amplios (Bradley y Mustard 2006). Para los humedales urbanos Cutway y Ehrenfeld (2009) cuantificaron la invasión de plantas a partir de la riqueza de especies exóticas (número absoluto de especies presentes) como un primer indicador del grado de invasión; a su vez, la contribución de plantas exóticas a la flora local se adaptó como un indicador de la capacidad del sitio para soportar diversidad de plantas. Estos mismos autores cuantificaron espacialmente la extensión de la invasión (o su grado) a partir de la frecuencia de la ocurrencia de exóticas y señalaron que aunque la riqueza y la frecuencia estén correlacionadas, cada una por aparte provee una pieza de información acerca del grado de invasión en los humedales forestales.

Respecto a las invasiones de plantas en los humedales y las características de paisaje de estos ecosistemas no se conocen trabajos que intenten explorar la integración de escalas con datos geográficos y datos de campo, para describir o relacionar el grado de invasión. Sin embargo, trabajos como el Park *et al.* (2014) involucraron medidas morfométricas para determinar la relación de las mismas con la calidad del agua, particularmente características morfométricas de lagos y reservorios conocidas por ser útiles en la

anticipación de cambios dentro del sistema y la predicción de cómo estos cambios afectan a los organismos residentes. Kassawmar *et al.* (2011) por su parte evaluaron parámetros morfométricos para determinar la variabilidad espacial y temporal de lagos de Etiopía, entre los que involucraron área del lago, longitud, profundidad, volumen y propiedades de nivel. Sánchez-Carrillo *et al.* (2010) describen rasgos morfométricos principales en la evaluación de humedales mediterráneos en España tales como longitud máxima, ancho máximo, profundidad máxima, profundidad relativa, área de superficie, volumen, línea de costa, desarrollo de costa, área de isla y desarrollo del volumen. Otros trabajos como el de Brooks *et al.* (2013) comprenden específicamente la clasificación hidrogeomorfológica a partir de características morfométricas en inventarios de humedales de referencia, en Garg (2015) usaron parámetros morfométricos como la extensión del área y los tipos y dinámica del ambiente acuático en la evaluación, monitoreo y manejo de humedales a partir de técnicas geoespaciales.

Wang *et al.* (2008) desarrollaron un estudio sobre el paisaje de humedales basado en sistemas de información geográfica, en el que se hizo la clasificación de tipos de paisaje aplicando la teoría ecológica y usando métodos de análisis espacial para reflejar el cambio de la estructura del paisaje con métricas asociadas a éste. De acuerdo con este estudio, las métricas con relación a la estructura del paisaje son frecuentemente usadas para reflejar los cambios del hábitat contribuyendo a reflejar el mecanismo de cambio del hábitat de las plantas, entre las métricas utilizadas generalmente se incluye al área. Léonard *et al.* (2008) en un estudio de la heterogeneidad espacial de macrófitas en paisajes fluvio-lacustres emplearon descriptores morfométricos del paisaje que se correlacionaron con patrones de la vegetación. La caracterización de sitios de los humedales tratados en este estudio se efectuó a partir del contexto morfométrico del paisaje descrito a partir de medidas como el ancho, la longitud, el ancho relativo, la complejidad de la línea de costa, la distancia a los cursos de agua y el orden de los cursos de agua.

Los humedales urbanos subsisten en el paisaje a manera de islas (Galatowitsch *et al.* 2000), lo que también los hace vulnerables a las invasiones de plantas. Tomando en cuenta bases de la teoría biogeográfica de islas de McArthur y Wilson (1967) y la condición de islas de los humedales de Bogotá, este estudio busca evaluar la relación entre el tamaño del área actual de los humedales (y la consecuente oferta de hábitat) y el grado

de invasión de plantas terrestres, utilizando algunas medidas morfométricas de paisaje obtenidas por procedimientos de SIG. De acuerdo a la teoría se espera que haya correlación positiva entre el tamaño del área, la oferta del hábitat en los humedales y atributos ecológicos que cuantifican el grado de invasión. Dado que los humedales constituyen ecotonos con gradientes ambientales a nivel local o en el paisaje (Holland 1996, Garg 2015), el estudio también busca evaluar el cambio del grado de invasión al interior de los humedales con la distancia al hábitat de borde, es decir, la interfase entre las fases terrestre y acuática. Se espera que en términos generales las invasiones disminuyan cuanto más lejos se encuentren del hábitat de borde.

2.3 Métodos

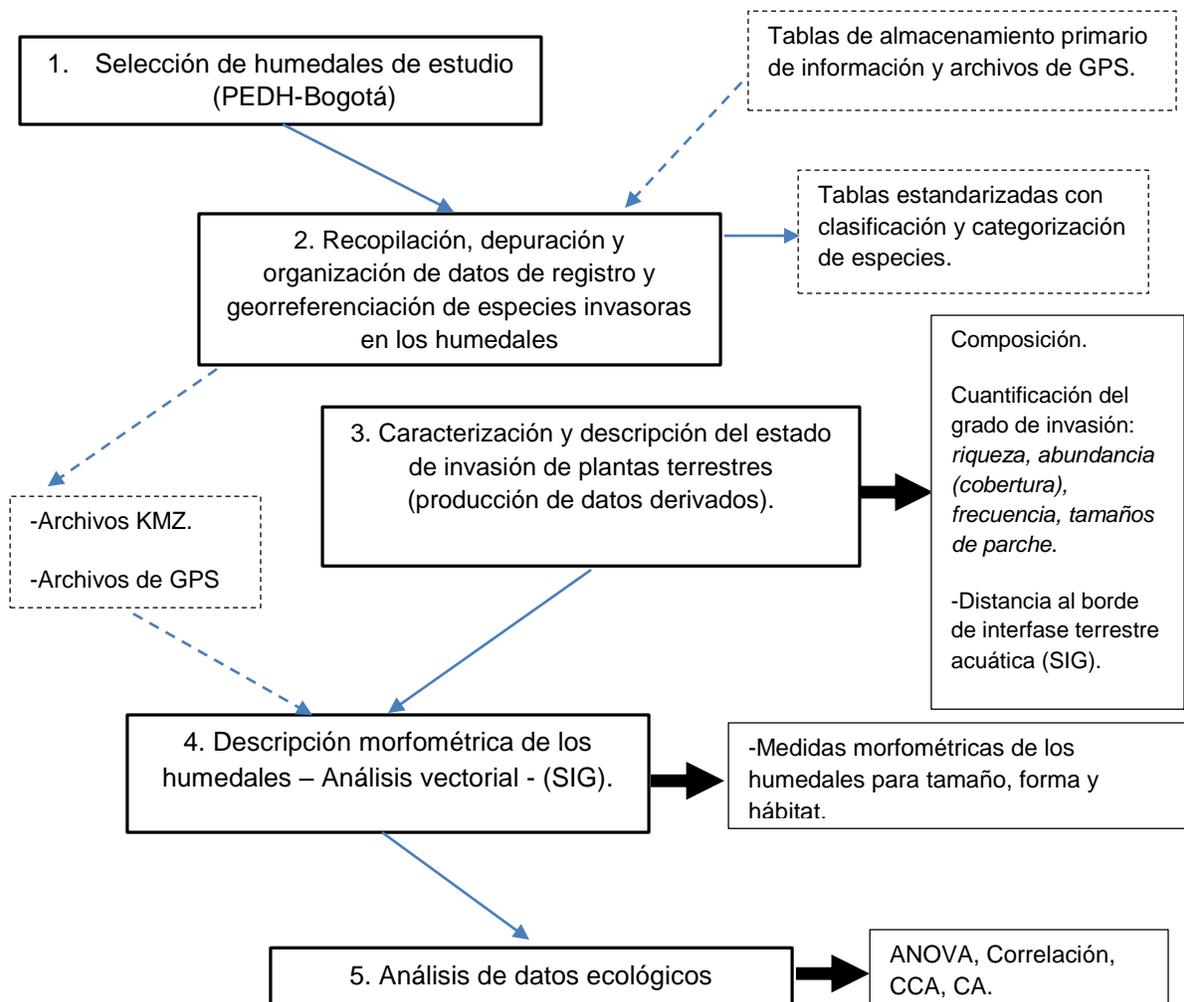
La metodología comprendió el desarrollo de cinco pasos fundamentales del procedimiento que se resume en la Figura 2-1.

2.3.1 Recopilación, depuración y organización de datos de plantas invasoras terrestres

Se accedió a la información obtenida por el Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional Sede Bogotá, en la evaluación de plantas invasoras de Parques Ecológicos Distritales de Humedal (PEDH) del Distrito Capital en convenio con la Secretaría Distrital de Ambiente (SDA-UN 2010, Díaz-Triana *et al.* en preparación). Para explicar el origen de los datos consultados, la evaluación de invasoras referida, la cual no forma parte de la metodología desarrollada en este estudio, se realizó a partir de una serie de visitas de campo durante las cuales se efectuaron recorridos de observación y registro de las plantas invasoras en los diferentes sectores y sitios de acceso en cada humedal. El método de registro de los datos consultados se basó en lo descrito por Huebner (2007) en consideración y modificación al método del meandro cronometrado, realizando recorridos en zig-zag o en línea recta según la configuración espacial de los sitios visitados y censando las poblaciones de las especies halladas paso a paso y sin límites de tiempo hasta cubrir el terreno disponible al acceso. Simultáneamente con el censo de poblaciones de invasoras encontradas se realizó la georreferenciación de los puntos de ubicación de individuos aislados o parches formados por las diferentes especies en diferentes modalidades de registro, a través de waypoints unitarios, conjuntos de waypoints y tracks de área. La información consultada no contenía registros particulares de

georreferenciación de la especie *C. clandestinum* por ser la especie más común y de mayor cobertura del estrato herbáceo en los humedales, razón por la cual la metodología empleada para la obtención de datos sobre las demás invasiones no fue aplicable. Los datos obtenidos se seleccionaron para los doce PEDH por ser aquellos con información estandarizada y completa.

Figura 2-1: Pasos metodológicos para el estudio del estado y grado de invasión de plantas terrestres y su relación con medidas morfométricas de los humedales de Bogotá.



Los datos crudos a los cuales se accedió, aplicando la metodología de este estudio, correspondieron a los registros individualizados del censo de poblaciones de plantas terrestres invasoras del que se derivó información de su identidad taxonómica, cobertura

(m²), estado fenológico, clasificación por tipos de registro (plantas individuales o parches-colonias formadas) y asociación con la georreferenciación efectuada, es decir con los nombres de archivos de almacenamiento de datos de GPS. Estos datos se tomaron de archivos digitales de almacenamiento primario procedentes de la sistematización original de la información en formato de hoja electrónica. Posteriormente, los datos se verificaron y depuraron para generar nuevas versiones de los archivos. A partir de los datos depurados se organizaron nuevas tablas de trabajo por cada uno de los humedales de estudio en una estructura estandarizada y procesable para la producción de información derivada concerniente al grado de invasión de plantas terrestres.

2.3.2 Recopilación, depuración y unificación de datos de georreferenciación de plantas invasoras terrestres

Se recopilaron los archivos originales de datos de georreferenciación de las especies invasoras creados en diferentes jornadas de campo y almacenados en formatos *.GDB y/o *.GPX. Estos archivos se depuraron y unificaron con el uso del software MapSource versión 6.16.3 y BaseCamp de Garmin versión 2.3.1.0 con el fin de disponer su uso en el análisis espacial por cada humedal. Para la unificación de los archivos se crearon nuevos archivos con los *waypoints* y *tracks* exclusivamente relativos a la posición espacial de las especies dentro de los humedales, manteniendo la información geodésica en el sistema de coordenadas geográfico WGS 84. En este procedimiento se cotejó la información registrada en las matrices de datos organizadas para asegurar el manejo correcto y respectivo de los archivos y sus contenidos. Por otro lado, se mantuvieron los tipos de georreferenciación empleados por Díaz *et al.* (2012): **i)** plantas individuales georreferenciadas por un *waypoint*, **ii)** parches pequeños (<5 m²) georreferenciados por *waypoint*, **iii)** parches alargados con forma de franja georreferenciados por dos o más *waypoints* y **iv)** parches grandes (>5 m²) georreferenciados por *tracks* de área; de manera que por cada tipo de georreferenciación se creó un archivo en formato estandarizado *.GPX. Los archivos generados se emplearon para el procesamiento de información espacial referente al cálculo de la distancia entre la ubicación de sitios de invasión ocupados por plantas individuales o parches y el borde de interfase terrestre-acuática de los humedales, mediante la creación de capas vectoriales desde dichos archivos.

2.3.3 Caracterización del estado de invasión de plantas terrestres en los humedales: cuantificación del grado de invasión

La cuantificación del grado de invasión de plantas terrestres en los humedales de Bogotá no tiene estudios precedentes, por lo cual no se conocen variables recomendadas o estandarizadas para su estimación. Para este estudio la estimación del grado de invasión consistió en el uso y adaptación de variables tradicionales de descripción de comunidades bióticas con base en la información recopilada y disponible como fue descrito en el numeral 2.3.1. Dichas variables fueron la **riqueza, abundancia y frecuencia**, con sus debidas aclaraciones e interpretaciones, pues la abundancia y la frecuencia en particular difieren en cuanto a su definición y uso común en los estudios de vegetación por muestreos de campo. Las variables empleadas constituyen una aproximación y aporte a la cuantificación del grado de invasión tomando en cuenta las complejidades metodológicas para su estudio y la particularidad de los datos disponibles.

Los datos de composición y abundancia de las plantas invasoras de cada humedal se produjeron como datos derivados, para lo cual se organizaron y procesaron los datos crudos haciendo filtros y sumatorias de los registros depurados para construir nuevas matrices de datos. La composición de especies invasoras por cada humedal se obtuvo a partir la lista de especies generada con la construcción de tablas dinámicas. A partir de los datos de presencia/ausencia de las especies en los humedales se construyó una matriz de incidencias mediante la cual se estimó y comparó la riqueza de plantas invasoras entre los diferentes humedales de estudio.

En este estudio la abundancia de las plantas terrestres invasoras no coincide con la definición tradicional de abundancia y cuya estimación se realiza a partir del conteo de número de individuos. La abundancia se tomó como la cobertura de plantas individuales aisladas y parches (colonias), especialmente porque muchas de las especies poseen reproducción asexual y son clonales, y para estandarizar los datos entre todas las especies. La abundancia se determinó a partir del cálculo de la sumatoria de la cobertura de plantas individuales y parches de cada especie y por consiguiente fue la medida de cobertura total de las invasiones de plantas terrestres (invasoras y potencialmente invasoras) dentro los humedales. También se calculó la abundancia relativa con base en

la cobertura y exclusivamente con referencia al área absoluta de la franja terrestre del humedal:

$$\text{Abundancia Relativa (\%)} = \frac{\text{Cobertura total de invasiones de plantas terrestres}}{\text{Área terrestre del humedal}} \times 100$$

La frecuencia de plantas terrestres invasoras se determinó como el número de veces que apareció registrada cada especie en los censos poblacionales, de manera que la frecuencia total correspondió a la suma de las frecuencias de todas las especies. Por tal razón, la frecuencia no corresponde en este estudio a la aparición de las especies en diferentes muestras para tamaños de muestra y unidades muestrales iguales, corresponde a la frecuencia basada en la presencia o número de apariciones neto de las especies (invasoras y potencialmente invasoras) en cada uno de los humedales, bien fuesen registros de plantas individuales o de parches (colonias). En otras palabras la frecuencia correspondió al número de registros de **presencia de plantas individuales aisladas** y de **presencia de parches o colonias** en diferentes sitios dentro de los humedales. La frecuencia total se disgregó en la frecuencia perteneciente a los registros de plantas individuales y a la frecuencia de registros de parches para ser variables analizadas independientemente.

Las variables de riqueza, abundancia y frecuencia descritas se expresaron en medidas relativas (porcentajes de proporción) para las comparaciones hábitos y categorías de clasificación de las especies entre el grupo de humedales estudiados.

Con base en la cobertura de cada uno de los parches o colonias de plantas terrestres invasoras y potencialmente invasoras, se establecieron tres categorías o clases de tamaño para determinar la distribución proporcional de tamaños de parche en cada humedal. Estas categorías fueron parches pequeños con cobertura menor a 100 m², parches medianos con cobertura entre 100 y 1000 m², y parches grandes con cobertura mayor a 1000 m². Adicionalmente se evaluó la proporción de parches registrados con clones o individuos en estados fenológicos asociados a reproducción sexual (en estado reproductivo sexual-ERS: flor, fruto y semillas); versus la proporción de parches registrados con clones o individuos en estado fenológico vegetativo (sin estado de reproducción sexual-ENR), haciendo uso de la información proporcionada por los datos crudos consultados (véase numeral 2.3.1.).

2.3.4 Obtención de datos espaciales relacionados con medidas morfométricas de los humedales y localización de invasiones de plantas terrestres

Los datos de medidas morfométricas de los humedales se obtuvieron mediante cálculos geométricos básicos desarrollados con el software de uso libre Quantum GIS (QGIS) versión 1.8.0. (Lisboa). En dichos procedimientos se utilizó el ortofotomosaico del Distrito Capital del año 2009, es decir, el ortofotomosaico anterior a la fecha de los registros de plantas invasoras recopilados, y disponible a través del servicio de Web Map Service (WMS) de Catastro Distrital en la siguiente dirección electrónica:

<http://imagenes.catastrobogota.gov.co/arcgis/services/Mosaico2009/MapServer/WMServer>.

El ortofotomosaico sirvió de base para creación de capas vectoriales y la digitalización de líneas y/o polígonos en el sistema de referencia WGS 84. También se usaron de base archivos KMZ de los límites predefinidos de los humedales (declarados legalmente en el POT) seleccionados para el estudio los cuales fueron provistos por SDA-UN (2010), para la rápida identificación de los humedales sobre el ortofotomosaico entre otros fines (Figura 2-2).

Se calcularon tres medidas morfométricas directas de área y tres medidas directas de longitud para conformar el conjunto de medidas con relación al tamaño y el hábitat de los humedales y se establecieron otras tres medidas derivadas con relación a la forma de los humedales y el hábitat. Las tres medidas morfométricas de área fueron las siguientes:

-Área de los humedales dentro de los límites legales: área legal declarada y aprobada en el POT de Bogotá por el Concejo Distrital (acto administrativo).

-Área de la franja terrestre: porción terrestre de los humedales dentro del polígono de área legal.

-Área de franja acuática: porción acuática de los humedales dentro del polígono de área legal (a pesar de considerar invasiones exclusivamente de plantas terrestres en el estudio).

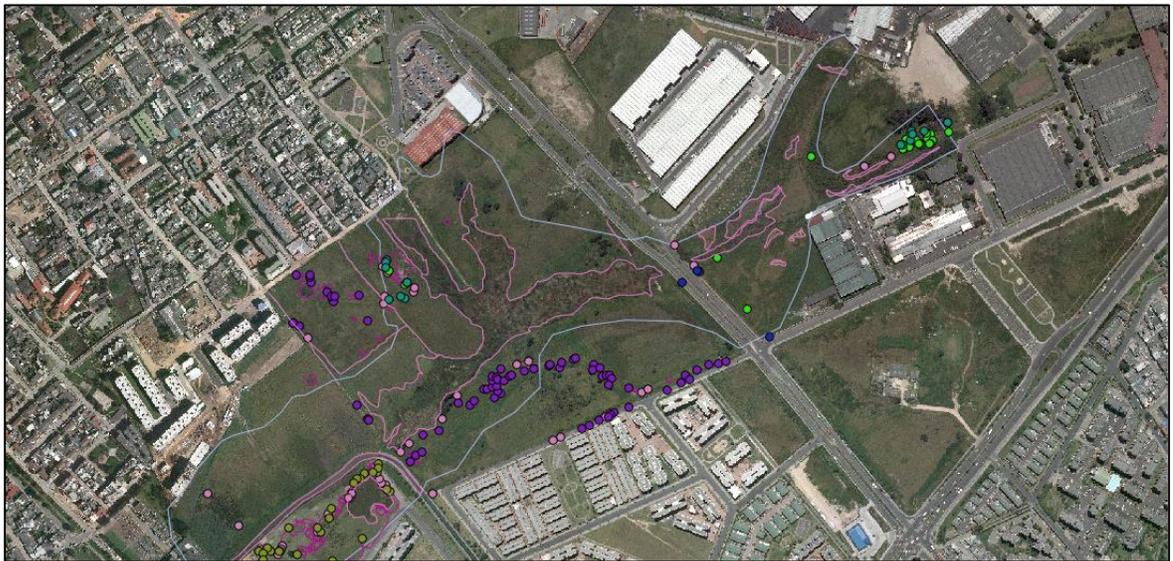
Las tres medidas de longitud fueron:

-**Perímetro exterior de los humedales:** longitud de la periferia de los humedales con base en el polígono de área legal y en contacto inmediato con la matriz urbana.

-**Longitud del borde de interfase terrestre-acuática:** equivalente al perímetro de las áreas de espejo de agua identificadas en el ortofotomosaico y dentro del área legal.

-**Amplitud media de la franja terrestre:** promedio de distancia transversal o perpendicular entre el borde de interfase terrestre-acuática y el perímetro exterior de los humedales.

Figura 2-2: Creación de capas de límites y hábitat en los humedales y representación de localización y distribución de invasiones de plantas terrestres georreferenciadas usando de base el ortofotomosaico de Bogotá año 2009.



Las tres medidas derivadas fueron:

-**Cociente entre el perímetro y área de los humedales:** índice de relación de forma del humedal, cuanto mayor es su valor indica formas alargadas que se alejan de formas circulares.

-**Área relativa de franja terrestre (%):** proporción de la franja terrestre con respecto al área legal.

-**Área relativa de franja acuática (%):** proporción de la franja acuática con respecto al área legal.

Los archivos KMZ con los límites predefinidos de los humedales estudiados sirvieron para el cálculo del perímetro exterior, ya que se cargaron como capas de líneas a las cuales se les añadió como atributo la longitud. Estas líneas posteriormente se convirtieron en capas de polígonos para el cálculo del área añadiendo como atributo el área. Para el cálculo del área de franja acuática se digitalizó sobre el ortofotomosaico una capa de líneas para representar el borde de interfase terrestre-acuática, esta capa se convirtió a polígonos y con ello se añadió como atributo de la capa el área obteniendo su valor. La digitalización del borde de interfase terrestre-acuática sirvió para calcular la longitud de este mismo dada su condición original de capa de líneas. El área de franja terrestre se obtuvo mediante la operación vectorial de corte entre polígonos para sustraer el área de franja acuática del polígono del área total y obtener exclusivamente el polígono de franja terrestre, posteriormente se le añadió a la capa el atributo de área.

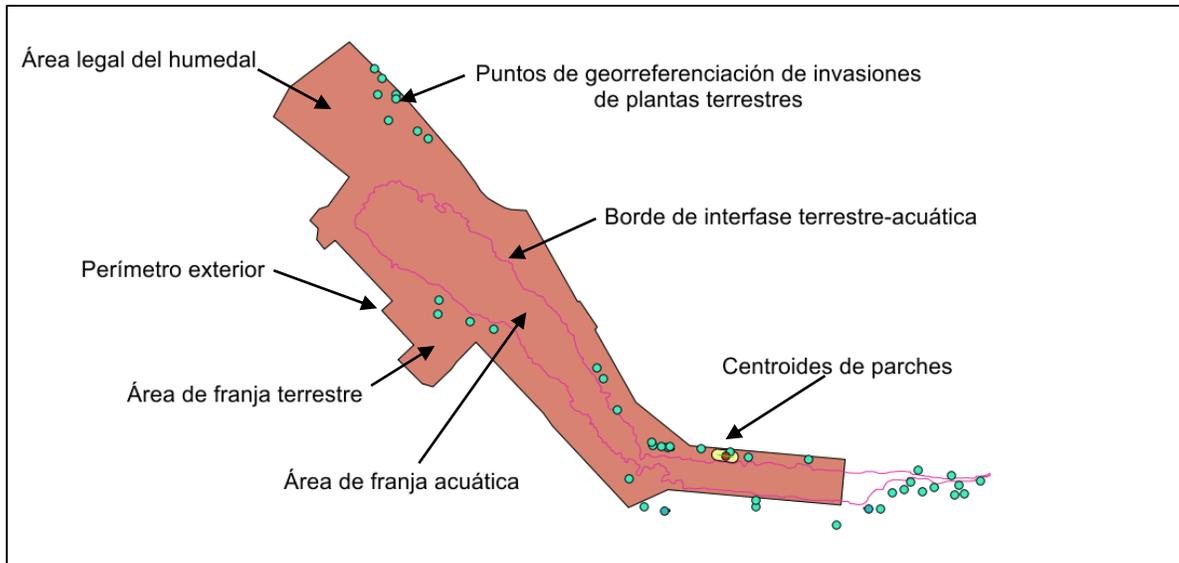
Para todos los cálculos de área y longitud en el sistema métrico, luego de hechas las digitalizaciones y los procedimientos de obtención de capas iniciales de líneas o polígonos, se realizó la transformación de coordenadas del sistema WGS 84 al sistema de coordenadas planas (Bogotá 1975/Colombia Bogota zone de la proyección trasversa de Mercator) de todas las capas involucradas y originalmente establecidas en el primer sistema de referencia.

La estimación de la distancia entre las especies invasoras y el borde de interfase terrestre-acuática se efectuó creando capas geográficas de tipo vectorial (puntos, líneas y polígonos) para representar tanto a las plantas individuales como a los parches georreferenciados a partir de la carga de archivos GPX a QGIS. Adicionalmente se crearon otras capas de polígonos y centroides para los parches más grandes y alargados con el fin de determinar un solo punto de ubicación y georreferenciación espacial. Todas las capas se transformaron al sistema de coordenadas planas con origen Bogotá (Bogotá 1975/Colombia Bogota zone de la proyección trasversa de Mercator) para efectuar el cálculo de distancias en el sistema métrico (

Figura 2-3). Posteriormente se empleó el método de análisis vectorial “Matriz de distancia” incorporado en el software para calcular la distancia entre los puntos de ubicación de las especies invasoras y el borde de interfase terrestre-acuática de cada humedal. En este procedimiento se efectuó el cambio de geometría de líneas a puntos (nodos) de la capa de líneas creada con la digitalización del hábitat de borde como requisito del método. El

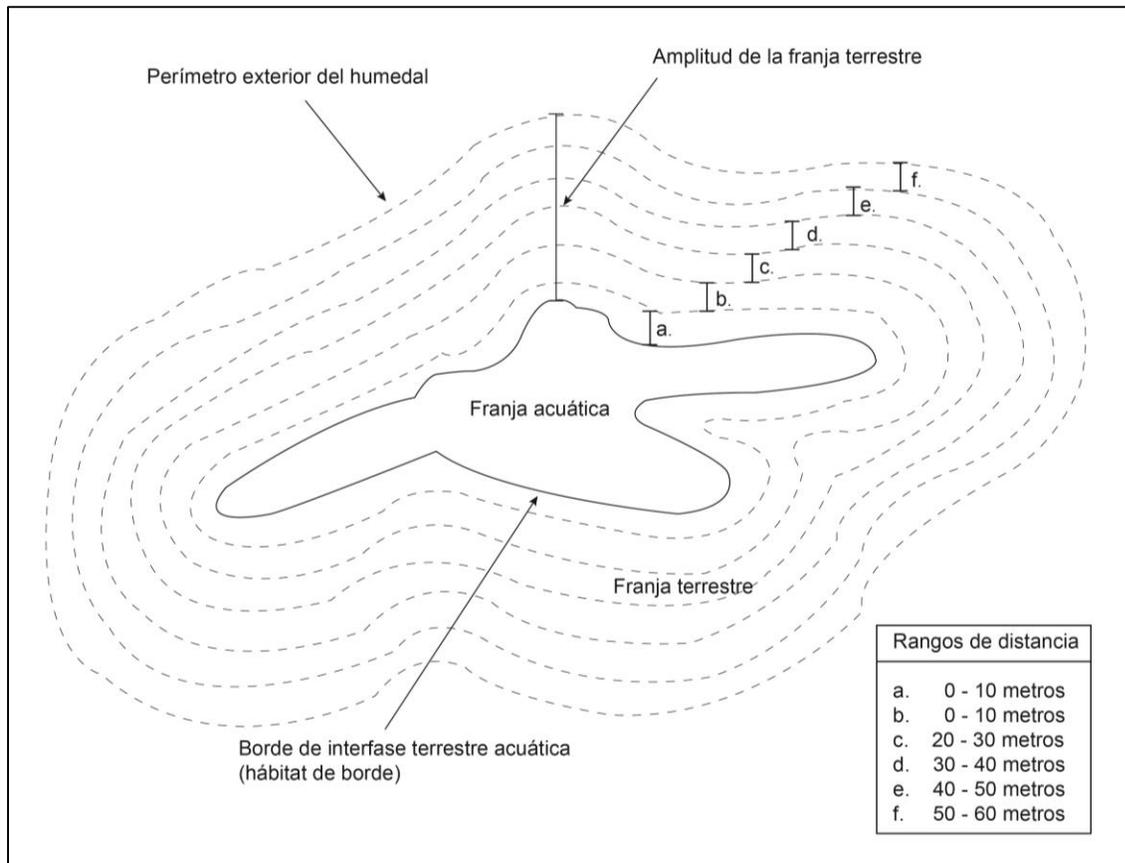
valor de distancia obtenido comprendió siempre la distancia más cercana entre la planta invasora y el hábitat de borde.

Figura 2-3: Representación de capas vectoriales en el sistema de coordenadas planas para el cálculo de medidas morfométricas de los humedales y distancias entre las invasiones de plantas terrestres y el borde de interfase terrestre-acuática.



Los valores de distancia entre plantas individuales o parches y el hábitat de borde de interfase terrestre-acuática se añadieron a las tablas de trabajo creadas para cada humedal. Posteriormente se crearon seis rangos de distancia cada 10 m para una distancia total de 60 m equivalente al promedio de amplitud media de la franja terrestre entre el conjunto de humedales (Figura 2-4). Con estos rangos se realizaron filtros para estimar la **riqueza, abundancia y frecuencia relativas** de las invasiones para cada fracción de la franja terrestre similar a un anillo. Los rangos también sirvieron para evaluar el número de parches por cada clase de tamaño asociados a cada valor de distancia.

Figura 2-4: Rangos de distancia utilizados para estimar la riqueza, abundancia y frecuencia relativas de invasiones de plantas terrestres.



2.3.5 Análisis de datos

La composición de plantas terrestres invasoras se analizó mediante un análisis de conglomerados y se construyó un dendrograma de similitud entre los humedales basado en el índice de Jaccard.

Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) para comparar la riqueza, abundancia y frecuencia relativas de las invasiones de plantas terrestres agrupadas por hábitos y categorías de clasificación (capítulo 1). Para esto se comprobó la normalidad en los datos y la homogeneidad de varianza, en los casos en que los supuestos no se cumplieron, se empleó el ANOVA no paramétrico mediante la prueba de Kruskal-Wallis (H) para determinar las diferencias estadísticamente significativas. Posteriormente se aplicó la

prueba de comparaciones múltiples de Dunn y se identificaron aquellas comparaciones de hábitos y categorías específicas para las cuales se presentaron las diferencias. Las diferencias se aceptaron de acuerdo con los valores-p corregidos por el método de Bonferroni y empleando un nivel de significancia de 0,05. El ANOVA no paramétrico también se usó para comparar las proporciones de clases de tamaños de parche de los humedales con estos mismos criterios.

Se analizó la correlación lineal de las medidas morfométricas de los humedales mediante el cálculo del coeficiente de correlación de Pearson y se identificaron las correlaciones estadísticamente significativas comparando los valores-p con un nivel de significancia de 0,05. También se analizó la correlación entre las variables de cuantificación del grado de invasión de plantas terrestres y las medidas morfométricas mediante el cálculo del coeficiente de correlación de Spearman, y se identificaron las correlaciones estadísticamente significativas de acuerdo a mismo valor del nivel de significancia para la comparación de valores-p.

Se desarrollaron análisis de correspondencia canónica (CCA) entre las variables morfométricas de los humedales con menor número de correlaciones lineales y relevantes en el contexto de las invasiones dentro de la franja terrestre, y las frecuencias de los hábitos y las categorías de clasificación de las especies invasoras. Para estos análisis se construyeron los diagramas en versión triplot y las tablas de varianza acumulada en los dos primeros ejes.

Se comparó el cambio de la riqueza, abundancia y frecuencia relativa de las invasiones de plantas en la franja terrestre entre los seis rangos de distancia establecidos con respecto al hábitat de borde mediante pruebas de ANOVA. Se realizó un análisis de correspondencia (CA) entre las frecuencias de las clases de tamaño de parches establecidos y los rangos de distancia mencionados. Adicionalmente se analizaron las correlaciones entre la longitud del hábitat de borde con la frecuencia de las clases de tamaño de parches grandes y con la frecuencia de parches en ERS, mediante el cálculo del coeficiente de correlación de Spearman (ρ).

Todos los resultados y análisis cualitativos incluyeron datos de *C. clandestinum* pero para resultados o análisis cuantitativos no se incluyó a esta especie pues no existen datos de

su abundancia y frecuencia equivalentes o comparables a los obtenidos para las demás especies. Las invasiones de esta especie conforman una matriz herbácea y su crecimiento clonal es generalizado en la franja terrestre, de modo que de antemano se conoce es la especie más abundante y frecuente. El tratamiento de los datos se realizó mediante el paquete estadístico R versión 3.4.3 a través del uso el software RStudio versión 0.99.903 y con el uso de PAST versión 3.19 (Hammer *et al.* 2001).

2.4 Resultados

2.4.1 Composición de las invasiones de plantas terrestres

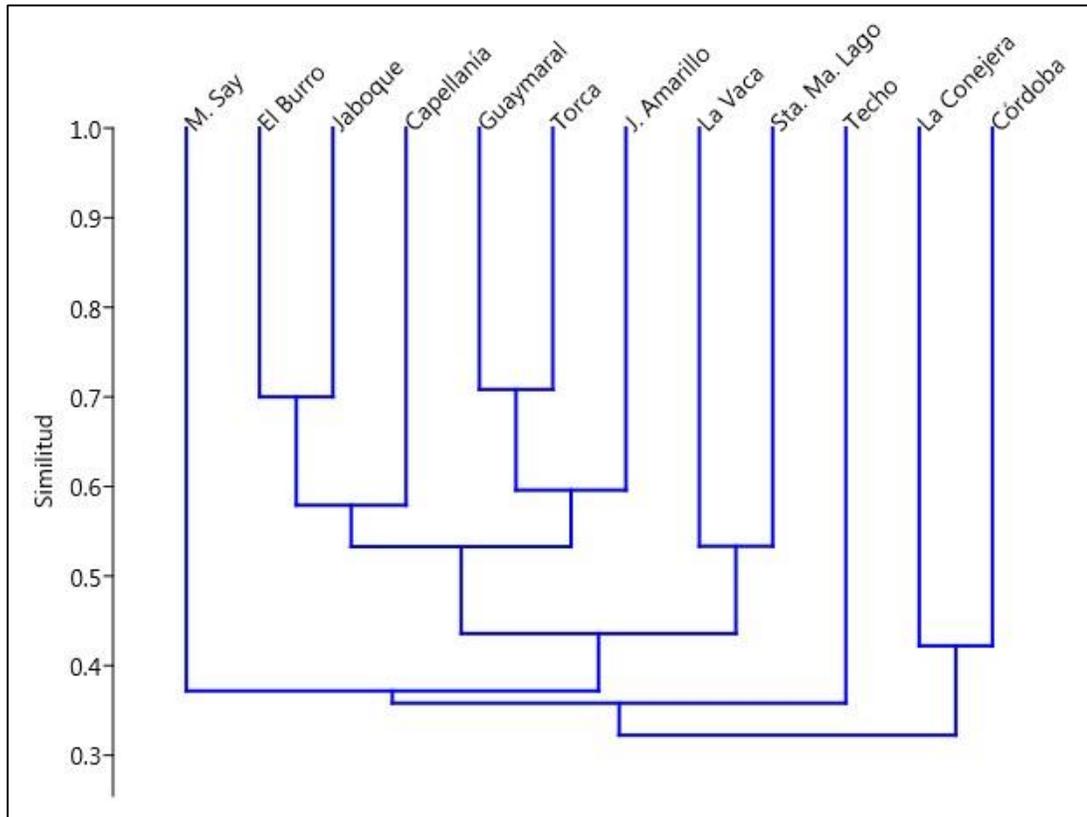
Se hallaron combinaciones diferentes de plantas terrestres exóticas introducidas y nativas, invasoras y potencialmente invasoras, que están involucradas en los procesos de invasión en los humedales dentro de la franja terrestre (Anexo A). Las especies más comunes entre el grupo de humedales de estudio fueron *Acacia decurrens*, *Acacia melanoxylon*, *Cenchrus clandestinum* y *Sambucus nigra*, las cuales se reportaron para todos los humedales. Otras especies comunes fueron *Albizia lophanta*, *Cupressus lusitanica*, *Genista monspessulana*, *Ulex europaeus*, *Ricinus communis*, *Rubus glaucus*, *Solanum marginatum* y *Thunbergia alata*. En términos de la composición los humedales con mayor similitud fueron Torca y Guaymaral, y El Burro y Jaboque; sin embargo, más del 50% de la composición de especies la compartieron grupos de humedales como El Burro, Jaboque, Capellanía, Guaymaral, Torca y Juan Amarillo, y Santa María del Lago y La Vaca (Figura 2-5). Los demás humedales presentaron composiciones de especies particulares especialmente diferenciados por algunas especies exclusivas (Anexo A).

2.4.2 Riqueza, abundancia y frecuencia de las invasiones de plantas terrestres

La riqueza, abundancia y frecuencia de las invasiones de plantas terrestres fue variable entre los doce humedales de estudio (Tabla 2-1). El valor mayor de riqueza de invasoras terrestres se registró para el humedal de Córdoba (36 especies) mientras el valor menor se obtuvo para el humedal de Techo (10 especies). La abundancia de las invasiones fue mayor para los humedales de Guaymaral y Juan Amarillo, mientras el humedal con menor abundancia fue el de La Vaca. La frecuencia total de plantas invasoras tuvo los valores

más altos en los humedales de Juan Amarillo y La Conejera, y los valores más bajos en los humedales de Santa María del Lago y La Vaca.

Figura 2-5: Dendrograma de similitud de los humedales de Bogotá en la composición de plantas terrestres invasoras y potencialmente invasoras.



(Método de grupo pareado, índice de Jaccard, coeficiente de correlación cofenética = 0,8)

Tabla 2-1: Valores de riqueza, abundancia y frecuencia de invasiones de plantas terrestres en los humedales de Bogotá.

Humedal	Riqueza (No. especies)	Abundancia (Cobertura Ha)	A.R. ¹ (% cobertura en F.T. ²)	Frecuencia total (No. apariciones)
Capellanía	13	2,13	9,7	336
Córdoba	36	3,73	17,3	323

¹ A.R. = Abundancia relativa, ² F.T. = Franja terrestre.

Tabla 2-1: (Continuación)

Humedal	Riqueza (No. especies)	Abundancia (Cobertura Ha)	A.R. ¹ (% cobertura en F.T. ²)	Frecuencia total (No. apariciones)
El Burro	17	1,08	8,3	320
Guaymaral	23	7,86	24,6	482
Jaboque	17	2,04	4,6	351
Juan Amarillo	29	7,21	7,2	570
La Conejera	28	5,23	11,8	522
La Vaca	11	0,08	2,2	50
Meandro del Say	15	2,26	14,5	242
Santa María del Lago	12	0,13	1,6	47
Techo	10	0,66	32,1	81
Torca	18	0,80	3,5	88
Promedio	19	2,8	11,5	284

¹ A.R. = Abundancia relativa, ² F.T. = Franja terrestre.

La frecuencia absoluta de plantas individuales fue muy superior en el humedal de Juan Amarillo con un valor mayor a 400; en los humedales de Capellanía, El Burro, Guaymaral, Jaboque y La Conejera la frecuencia fue superior a 200; para los humedales de Córdoba, La Vaca, Santa María del Lago, Techo y Torca los valores de frecuencia fueron inferiores a 100 y por consiguiente los más bajos (Tabla 1-6). La frecuencia absoluta de parches fue mayor en los humedales de La Conejera y Córdoba con valores próximos a 300, seguida de la de los humedales de Guaymaral, Juan Amarillo y Capellanía para los cuales el valor de la frecuencia fue entre 100 y 200, en el caso de los demás humedales esta frecuencia fue inferior a 100 pero particularmente baja para los humedales de La Vaca y Santa María del Lago (Tabla 2-2).

De acuerdo con las proporciones obtenidas de plantas individuales aisladas y parches, los humedales con mayor proporción de plantas individuales fueron La Vaca, Santa María del Lago y Meandro del Say. Los humedales con la mayor proporción de parches fueron La Conejera y Córdoba, es decir, los mismos que se destacaron en la frecuencia absoluta de parches. Entre los doce humedales el porcentaje promedio de plantas individuales fue de 69,6% y el de parches 31,3%.

Las especies que presentaron mayor frecuencia promedio de plantas individuales fueron *A. lophantha* y *U. europaeus*, sin embargo, *A. decurrens* y *S. nigra* fueron las especies con más incidencia de plantas individuales en los humedales. Las especies con mayor frecuencia promedio de parches fueron *U. europaeus*, *S. nigra* y *A. decurrens*, pero las de mayor incidencia de parches fueron *A. melanoxylon*, *C. lusitanica* y *S. nigra*.

Tabla 2-2: Frecuencias absolutas y relativas de plantas individuales y parches de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá.

Humedal	Frec. abs. ¹ plantas ind. ³	Frec. rel. ² plantas ind. (%)	Frec. abs. parches	Frec. rel. parches (%)
Capellanía	235	70	101	30
Córdoba	50	15	273	85
El Burro	250	78	70	22
Guaymaral	287	60	195	40
Jaboque	266	76	85	24
Juan Amarillo	435	73	165	27
La Conejera	234	45	288	55
La Vaca	46	92	4	8
Meandro del Say	203	84	39	16
Santa María del Lago	43	91	4	9
Techo	61	75	20	25
Torca	67	76	21	24
Promedio	181	70	105	31

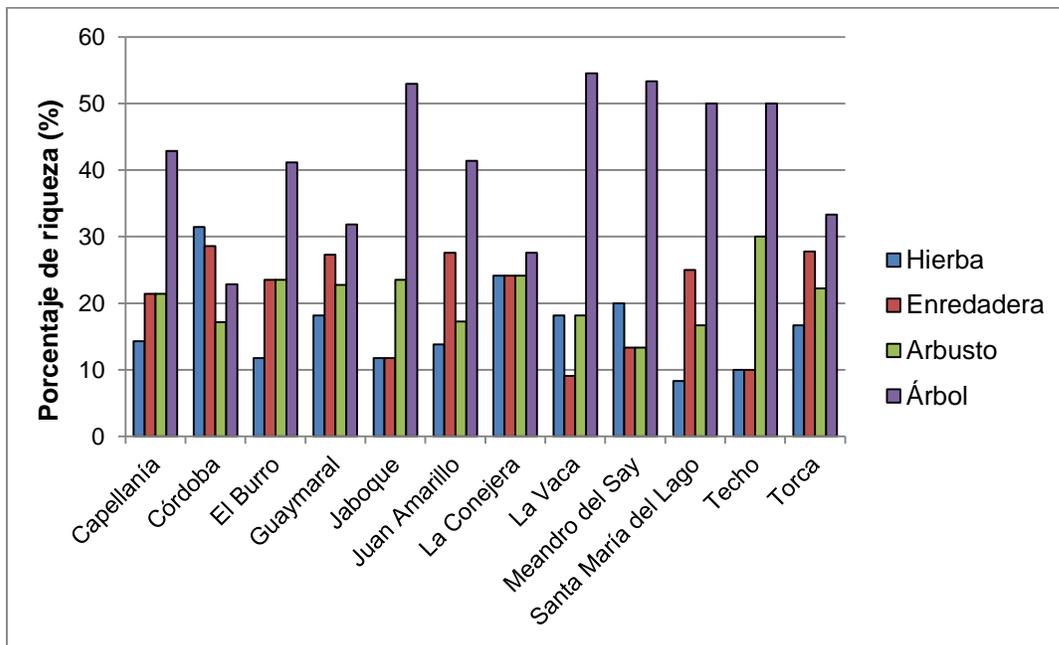
¹ Frec. abs. = Frecuencia absoluta, ² Frec. rel. = Frecuencia relativa, ³ plantas ind.= plantas individuales.

- Hábitos de especies invasoras

Con respecto al hábito de las plantas terrestres invasoras todos los humedales presentaron mayor riqueza relativa de árboles y/o arbolitos (entre 32 y 55%), con excepción del humedal de Córdoba para el cual fue superior la riqueza relativa de hierbas (31%) (Figura 2-6). En los humedales de La Conejera, Guaymaral, Córdoba y Torca la riqueza relativa de enredaderas o trepadoras fue importante ($\geq 24\%$) mientras la riqueza relativa de arbustos fue sobresaliente para el humedal de Techo (30%). Para el humedal de la

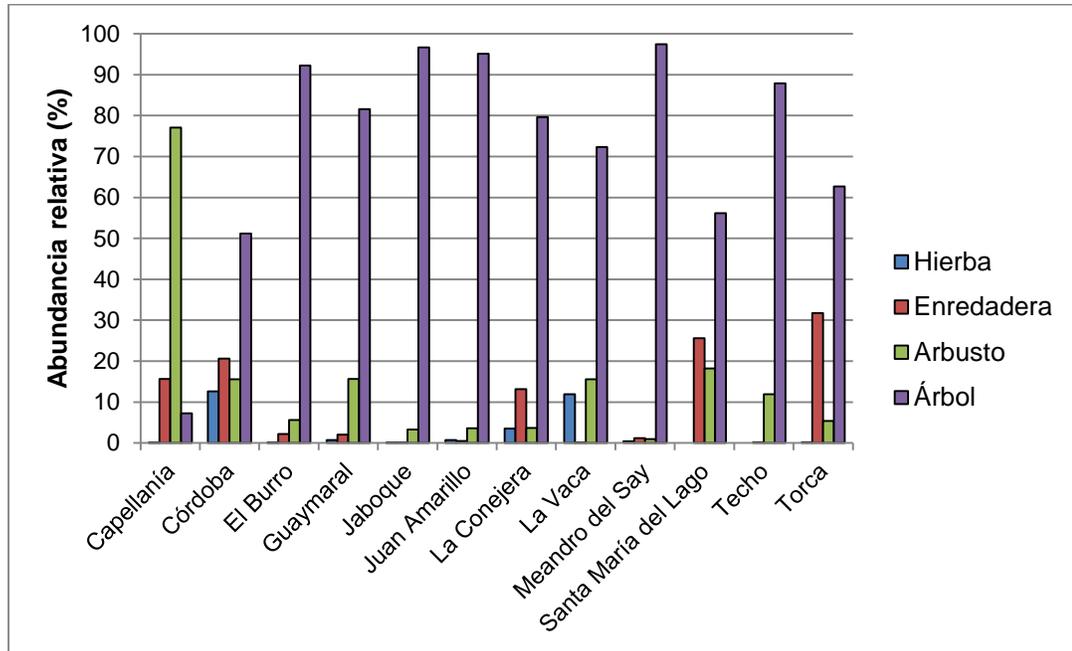
Conejera se obtuvo la distribución de riqueza relativa más uniforme entre los hábitos con valores entre 24 y 28%. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la riqueza relativa de los diferentes hábitos ($H=24,53$, $p<0,001$). Según la prueba de comparaciones múltiples de Dunn las diferencias significativas se presentaron específicamente entre los árboles (y/o arbolitos) y los demás hábitos ($p<0,001$).

Figura 2-6: Riqueza relativa de especies de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con respecto al hábito.



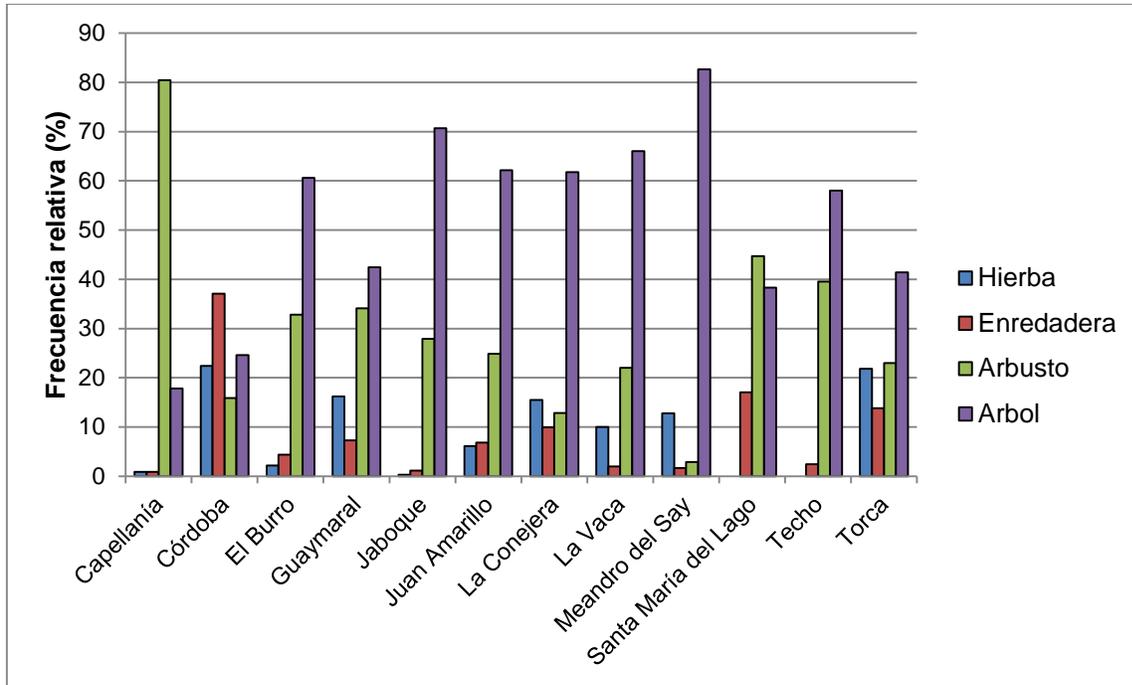
En cuanto a la abundancia relativa, los árboles (y/o arbolitos) predominaron sobre los otros tipos de hábitos en todos los humedales (>50%) con excepción del humedal de Capellanía para el cual predominaron los arbustos (77%) (Figura 2-7). Las enredaderas o trepadoras fueron más abundantes en el humedal de Torca (31,7%) y las hierbas en los humedales de Córdoba (12%) y La Vaca (11%). Se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre la abundancia relativa de los diferentes hábitos ($H=29,38$, $p<0,001$). Las diferencias también se presentaron específicamente entre los árboles y los demás hábitos ($p<0,05$).

Figura 2-7: Abundancia relativa de especies de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con respecto al hábito.



La frecuencia relativa de árboles (y/o arbolitos) fue superior para los humedales de Meandro del Say, Jaboque, La Vaca, Juan Amarillo, La Conejera, El Burro, Techo, Guaymaral y Torca comparada con la frecuencia relativa de los otros hábitos. En los humedales de Capellanía y Santa María del Lago las frecuencias relativas de los arbustos superaron a las frecuencias relativas de los árboles (>44%) destacándose el valor del primero de estos dos humedales (80,4%). El humedal de Córdoba fue el único para el cual la frecuencia relativa fue superior para las enredaderas o trepadoras (Figura 2-8). Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la frecuencia relativa de los diferentes hábitos ($H=29,61$, $p<0,001$). Las diferencias específicas correspondieron a las comparaciones formadas entre árboles con enredaderas-trepadoras y hierbas ($p<0,001$), y arbustos con enredaderas-trepadoras y hierbas ($p<0,05$).

Figura 2-8: Frecuencia relativa de especies de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con respecto al hábito.

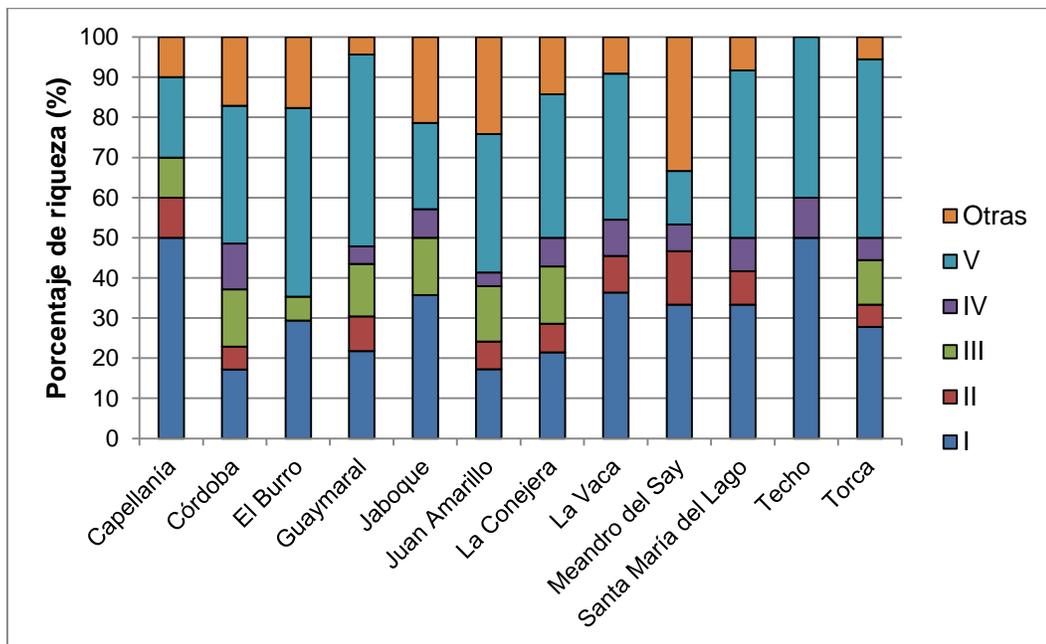


- Categorías de especies invasoras

Referente a la clasificación de plantas terrestres por categorías (véase numeral 1.3), se obtuvo mayor representación en la riqueza relativa sumando las categorías I y V, para todos los humedales (riqueza $\geq 60\%$) (Figura 2-9). Para los humedales de Capellanía, El Burro, Guaymaral, La Vaca, Santa María del Lago, Techo y Torca la suma de la riqueza relativa de estas dos categorías fue igual o superior a 70%. La riqueza relativa de especies de la categoría I fue del 50 % en los humedales de Capellanía y Techo, siendo superior a cualquier valor de riqueza relativa obtenida de cualquier humedal o categoría; y superior para los humedales de Capellanía, Meandro del Say y Techo en comparación con la riqueza relativa de la categoría V, presentando diferencias entre 10 y 30%. La riqueza relativa de especies de la categoría V fue superior para los humedales de Guaymaral y El Burro (48 y 47%), y superior respecto a la riqueza de la categoría I en los humedales de Córdoba, El Burro, Guaymaral, Juan Amarillo, La Conejera, Santa María del Lago y Torca, con una diferencia entre 8 y 26%.

Las categorías II, III y IV de las especies estuvieron representadas por porcentajes de riqueza que variaron entre los humedales en un rango entre 5 y 20%, destacándose los valores de la categoría III en los humedales de Córdoba, Jaboque, Juan Amarillo y La Conejera. Para la categoría II la riqueza relativa más alta se obtuvo para el humedal Meandro del Say (13%) y referente a la categoría IV para el humedal de Córdoba (11%). La categoría de “Otras especies” tuvo mayor riqueza relativa en los humedales de Juan amarillo y Jaboque (>20%). Se obtuvo diferencias estadísticamente significativas para la riqueza relativa de las diferentes categorías de clasificación de plantas invasoras ($H=51,3$, $p<0,001$). Las diferencias se presentaron entre la categoría I con las categorías II, III y IV, y entre la categoría V y las categorías II, III, IV y otras especies.

Figura 2-9: Riqueza relativa de especies de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con respecto a categorías de clasificación.

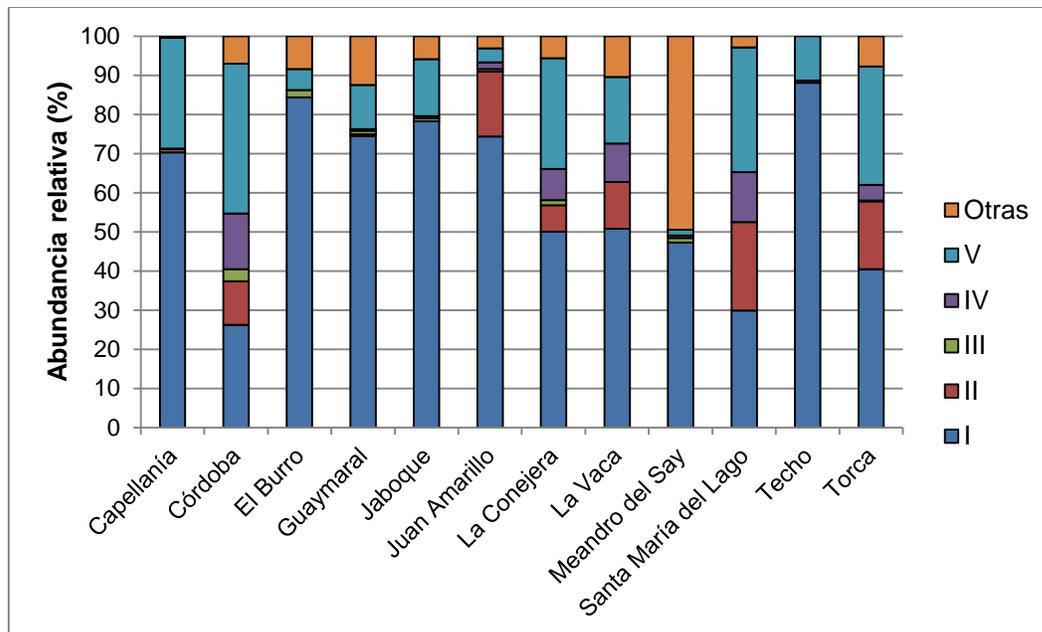


I: Especies reportadas como invasoras a nivel mundial y que son invasoras en los humedales de Bogotá, II: Especies no reportadas como invasoras a nivel mundial pero invasoras en los humedales de Bogotá, III: Especies reportadas como invasoras moderadas a nivel mundial y potencialmente invasoras en los humedales de Bogotá, IV: Especies reportadas como invasoras a nivel mundial y potencialmente invasoras en los humedales de Bogotá, V: Especies con bajos antecedentes de invasión a nivel mundial y con baja abundancia en los humedales de Bogotá.

La abundancia relativa fue mayor para la categoría I en los humedales de Capellanía, El Burro, Guaymaral, Jaboque, Juan Amarillo, La Conejera, La Vaca, Techo y Torca, entre

los que El Burro y Techo presentaron valores superiores a 80 % (Figura 2-10). Para la categoría V este atributo fue mayor en los humedales de Córdoba y Santa María del Lago sin superar un 40%. Para el humedal Meandro del Say la mayor abundancia relativa correspondió a la categoría “Otras especies” con un valor aproximado del 49 % casi igual al de la categoría I de este mismo humedal. Las categorías II, III y V tuvieron menor importancia, sus valores de abundancia relativa en general fueron menores al 20 % salvo por la categoría II en el humedal Santa María del Lago para el cual se obtuvo un 17,2%. Se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre las abundancias relativas de las categorías de especies invasoras ($H=42,04$, $p<0,001$). Las diferencias se presentaron específicamente entre la categoría I con las categorías II, III, IV y otras especies ($p<0,05$), y entre la categoría III y V ($p<0,05$).

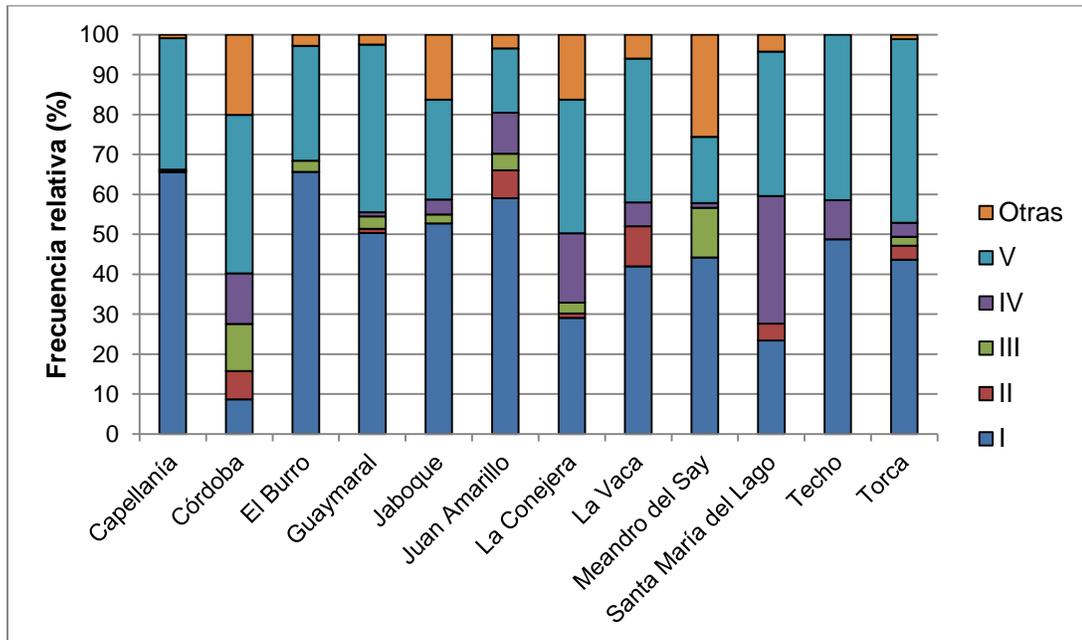
Figura 2-10: Abundancia relativa de especies de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con respecto categorías de clasificación.



I: Especies reportadas como invasoras a nivel mundial y que son invasoras en los humedales de Bogotá, II: Especies no reportadas como invasoras a nivel mundial pero invasoras en los humedales de Bogotá, III: Especies reportadas como invasoras moderadas a nivel mundial y potencialmente invasoras en los humedales de Bogotá, IV: Especies reportadas como invasoras a nivel mundial y potencialmente invasoras en los humedales de Bogotá, V: Especies con bajos antecedentes de invasión a nivel mundial y con baja abundancia en los humedales de Bogotá.

La frecuencia relativa de la categoría I fue igual o mayor a 50% para los humedales de Capellanía, El Burro, Guaymaral, Jaboque y Juan Amarillo, aunque también fue superior para los humedales de La Vaca, Meandro del Say y Techo (>40%) con relación a otras categorías (Figura 2-11). Para los humedales de Capellanía y El Burro, la frecuencia relativa de la categoría I se destacó por ser mayor a 60%. La frecuencia relativa de la categoría V fue mayor con respecto a otras categorías en el caso de los humedales de Córdoba, La Conejera, Santa María del Lago y Torca, con valores entre 34 y 46%. Para el humedal de Santa María del Lago se obtuvo la mayor frecuencia relativa de la categoría IV (32%), para el humedal Meandro del Say la mayor frecuencia relativa de la categoría III (12,4%) y para el humedal de La Vaca la mayor frecuencia relativa de la categoría II (10%). Se halló diferencia estadísticamente significativa entre la frecuencias relativas de las categorías de especies invasoras ($H=46,12, p<0,001$). Las comparaciones con las cuales se obtuvo esta diferencia fueron la categoría I con las categorías II, III, IV y otra especies ($p<0,05$); la categoría V con las categorías II, III, IV y otras especies ($p<0,05$).

Figura 2-11: Frecuencia relativa de especies de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con respecto categorías de clasificación.



I: Especies reportadas como invasoras a nivel mundial y que son invasoras en los humedales de Bogotá, II: Especies no reportadas como invasoras a nivel mundial pero invasoras en los humedales de Bogotá, III: Especies reportadas como

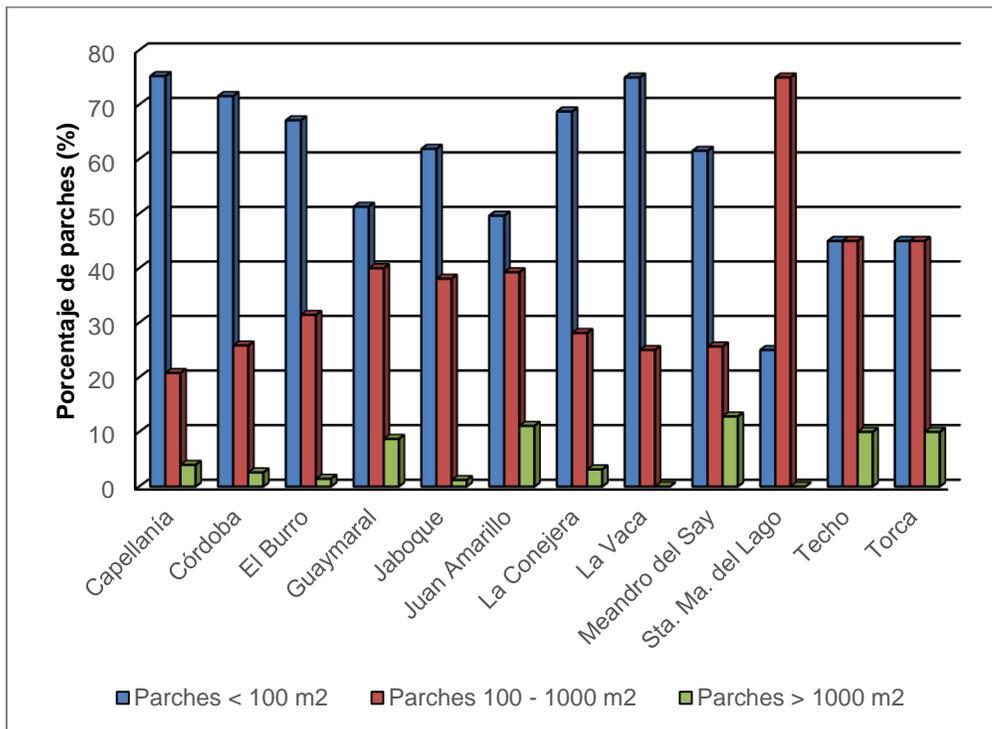
invasoras moderadas a nivel mundial y potencialmente invasoras en los humedales de Bogotá, IV: Especies reportadas como invasoras a nivel mundial y potencialmente invasoras en los humedales de Bogotá, V: Especies con bajos antecedentes de invasión a nivel mundial y con baja abundancia en los humedales de Bogotá.

2.4.3 Distribución de tamaños de parches

- Tamaños de parche

Se encontró que la proporción de parches de tamaños pequeños (< 100 m²) fue mayor en los humedales de Capellanía, Córdoba, El Burro, Guaymaral, Jaboque, Juan Amarillo, La Conejera, La Vaca y Meandro del Say (Figura 2-12). En el humedal de Santa María del Lago predominó la proporción de parches de tamaño mediano (entre 100 y 1000 m²). En los humedales de Techo y Torca la proporción de parches de tamaño pequeño y tamaño mediano fue igual. La proporción de parches de tamaño grande (> 1000 m²) en general fue inferior o igual a 10% salvo por los humedales de Meandro del Say y Juan Amarillo para los cuales se superó este valor ligeramente por 2 y 1% respectivamente.

Figura 2-12: Distribución de tamaños de parches de plantas invasoras terrestres en los humedales de Bogotá.



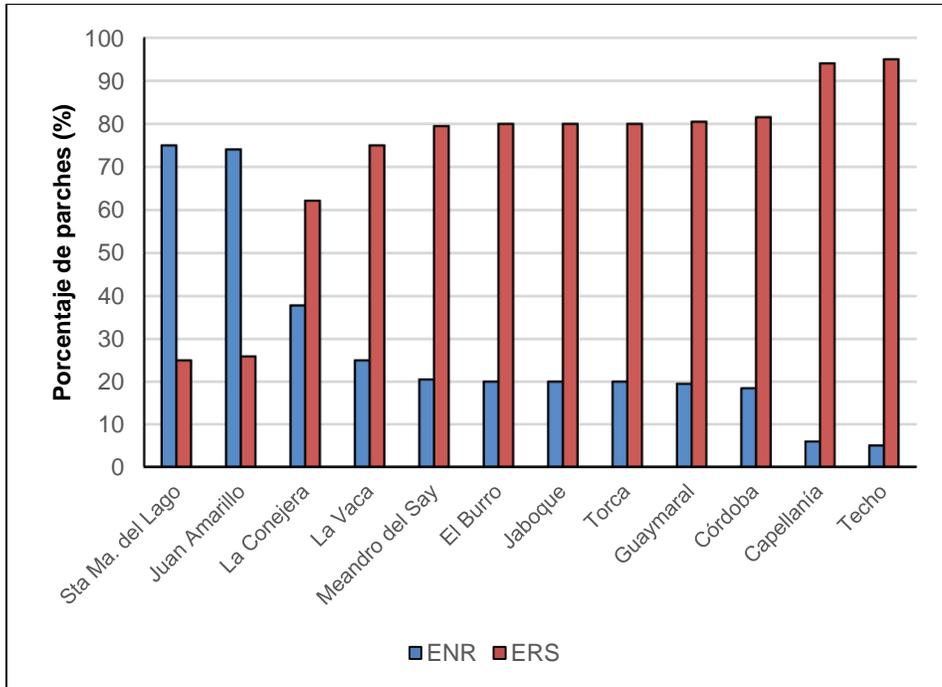
Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la proporción de parches de las distintas clases de tamaño ($H=27,11$, $p<0,001$). Las diferencias se presentaron específicamente entre la proporción de parches grandes y las proporciones de parches de tamaño pequeño y tamaño mediano respectivamente ($p<0,001$).

Se encontró mayor número de especies formadoras de parches pequeños (47) y menos especies formadoras de parches medianos (29) y pequeños (16). Las especies formadoras de parches grandes de mayor frecuencia fueron *A. decurrens* y *A. melanoxydon*. Para estas dos especies se registró la formación de parches grandes combinados y en combinación con *A. lophanta*. Las especies con más frecuencia de parches medianos fueron *S. nigra* y *A. decurrens*. La especie con mayor reporte de parches pequeños fue *U. europaeus*.

- Estado reproductivo de los parches

La proporción de parches en ENR (individuos únicamente con desarrollo foliar y/o posible reproducción vegetativa) fue mayor para los humedales de Santa María del Lago y Juan Amarillo (>70%) (Figura 2-13). Para los demás humedales la proporción de parches en ERS (individuos con presencia de estructuras reproductivas sexuales como botones, flores, frutos o semillas) superó a la proporción de parches en estado vegetativo, destacándose los humedales de Capellanía y Techo con proporciones mayores a 90%. Los humedales de Meandro del Say, El Burro, Jaboque, Torca y Guaymaral presentaron las mismas proporciones de parches en ENR (20%) y ERS (80%). La menor diferencia de proporción entre los dos estados se presentó para el humedal de La Conejera (25%).

Figura 2-13: Proporción de parches de plantas invasoras terrestres en ERS y ENR dentro de los humedales de Bogotá.



ENR = Estados sin reproducción sexual, ERS = Estados con reproducción sexual y producción de semillas.

Con referencia a las clases de tamaño se encontró un promedio de 46 parches pequeños en ERS, mientras para las otras clases de tamaño no se superó los 10 parches como promedio. Se halló correlación estadísticamente significativa entre la cantidad de parches en ERS y el número de parches pequeños ($\rho=0,97$) y medianos ($\rho= 0,91$).

2.4.4 Medidas morfométricas de los humedales de estudio

El grupo de humedales seleccionados para el estudio se caracterizó por ser heterogéneo en cuanto al tamaño. Los humedales con mayores tamaños de área absoluta fueron Juan Amarillo y Jaboque, siendo los más grandes del conjunto (Tabla 2-3). Otros humedales con tamaños intermedios entre 30 y 60 Ha de área total fueron los humedales de Torca, Guaymaral, Córdoba y La Conejera. Los humedales pequeños en tamaño con áreas absolutas inferiores a 30 Ha fueron Capellanía, El Burro, Meandro del Say, La Vaca, Santa María del Lago y Techo.

Tabla 2-3: Medidas morfométricas calculadas para los humedales de Bogotá con referencia al tamaño, forma y la oferta del hábitat.

Humedal	Área (Ha)	Ar_FT ¹ (Ha)	Ar_FA ² (Ha)	Ar_FT-R ³ (%)	Ar_FA-R ⁴ (%)	Per ⁵ (Hm)	Per/Ar ⁶	Bor_ITA ⁷ (Hm)	Am_Me_FT ⁸ (m)
Capellanía	27,0	22,0	5,0	81,4	18,6	39,7	14,7	53,4	48,1
Córdoba	40,5	21,5	19,0	53,1	46,9	59,4	14,7	103,1	38,4
El Burro	18,8	13,0	5,8	69,0	31,0	30,7	16,3	28,5	37,9
Guaymaral	41,1	31,9	9,2	77,7	22,3	51,0	12,4	44,7	137,6
Jaboque	151,8	44,5	107,2	29,3	70,7	134,5	8,9	149,4	28,5
Juan Amarillo	222,4	99,9	122,5	44,9	55,1	143,3	6,4	291,8	50,5
La Conejera	58,8	44,1	14,7	75,0	25,0	87,8	14,9	79,2	130,7
La Vaca	5,7	3,7	2,0	64,9	35,1	15,9	27,7	13,4	42,9
M. del Say	26,2	15,5	10,6	59,3	40,7	104,9	40,1	56,1	19,1
Sta. Ma. Lago	10,9	8,2	2,6	75,9	24,1	16,5	15,2	27,6	35,3
Techo	4,0	2,1	1,9	51,8	48,2	8,5	21,5	7,2	34,4
Torca	30,2	22,9	7,4	75,7	24,3	39,5	13,1	50,3	87,4

¹ Área franja terrestre ² Área franja acuática ³ Área franja terrestre relativa ⁴ Área franja acuática relativa ⁵ Perímetro exterior del humedal ⁶ Proporción área-perímetro ⁷ Borde de interfase terrestre acuática ⁸ Amplitud promedio de franja terrestre.

El área de hábitat terrestre y acuático también fue variable entre los humedales. Los humedales más grandes, Juan Amarillo y Jaboque, tuvieron las mayores áreas absolutas de franja terrestre y franja acuática (Tabla 1-7), mientras los humedales más pequeños como Techo y La Vaca presentaron los menores valores de área absoluta de estas dos franjas. Con referencia al área relativa el humedal de Capellanía se destacó por tener el más alto valor de área de franja terrestre (81,4%) y el humedal de Jaboque por tener el valor más alto de franja acuática (70,7%). Los humedales con más del 50% del área ocupada por la franja terrestre fueron Capellanía, Guaymaral, Santa María del Lago y Torca, dentro de los que se destacó el humedal de Capellanía con un 62,8%. Por otro lado, los únicos humedales con mayor área relativa de franja acuática con respecto a la franja terrestre fueron Jaboque y Juan Amarillo, de los cuales Jaboque se destacó con un 41,4%. Los promedios de las áreas relativas de las franjas terrestre y acuática fueron 63,2% y 36,8% respectivamente. Se halló diferencia estadísticamente significativa entre el área

relativa de franja terrestre y el área relativa de la franja acuática del conjunto de humedales (ANOVA, $F=16,55$, $p<0,001$).

La heterogeneidad en la forma de los humedales se reflejó en los valores del cociente entre el perímetro y el área (Tabla 1-7). El humedal con mayor valor de este cociente fue Meandro del Say (40,1) siendo el más irregular en forma. Los humedales con formas más alargadas obtuvieron un cociente inferior a 10 como en el caso de los humedales de Juan Amarillo y Jaboque. Otros humedales con formas menos alargadas tendientes a formas cuadradas o rectangulares obtuvieron un cociente entre 10 y 30.

Respecto al hábitat de borde de interfase terrestre-acuática (ITA), la longitud calculada fue mayor para el humedal de Juan Amarillo (291,8 Hm) y casi el doble de la longitud calculada para el humedal de Jaboque cuyo valor fue el segundo mayor (Tabla 1-7). El humedal de Córdoba se destacó por presentar una longitud de borde ITA ligeramente superior a 100 Hm mientras los demás humedales presentaron valores de longitud menores a 80 Hm. Los humedales de Techo y La Vaca fueron los de menor longitud de borde ITA (<15 Hm). El conjunto de longitudes de borde ITA de los humedales se promedió en 75,4 Hm.

La amplitud promedio de la franja terrestre fue superior para los humedales de La Conejera y Guaymaral (≥ 130 m) mientras para los demás humedales el valor de esta medida no superó los 100 m. Entre los humedales con valores intermedios de amplitud de franja terrestre se encontraron los humedales de Torca, Juan Amarillo y Capellanía (>40 m). Los demás humedales presentaron amplitudes promedio inferiores a 40 m siendo el humedal Meandro del Say el que presentó la franja terrestre más estrecha (19,1 m). El conjunto de promedios de amplitud de franja terrestre de los humedales se promedió en 57,6 m.

El área de los humedales fue la medida morfométrica con mayor número de correlaciones lineales estadísticamente significativas con otras medidas morfométricas (Tabla 2-4). De estas correlaciones se destacaron las presentadas con el área absoluta de franja acuática, la longitud del borde ITA y el área absoluta de franja terrestre, todas mayores a 0,9 y por tanto positivas y fuertes, siendo las dos primeras muy próximas a 1. La amplitud media de la franja terrestre fue la única medida con la cual el área no presentó correlación lineal.

Tabla 2-4: Valores de correlación de Pearson entre medidas morfométricas de los humedales.

	Área	Ar_FT	Per	Bor-ITA	Per/Ár	Am_Me_ FT	Ar_FA	Ar_FT_ R	Ar_FA_ R
Área		5,3E-06	3,5E-04	3,4E-07	6,4E-02	9,7E-01	5,3E-08	2,7E-02	2,7E-02
Ar_FT	0,94		0,001	2,9E-06	0,053	0,466	0,001	0,223	0,223
Per	0,86	0,81		0,001	0,528	0,977	0,001	0,039	0,039
Bor-ITA	0,97	0,95	0,84		0,093	0,879	2,4E-05	0,048	0,048
Per/Ár	-0,55	-0,57	-0,20	-0,51		0,271	0,096	0,755	0,755
Am_Me_FT	-0,01	0,23	-0,01	-0,05	-0,35		0,608	0,088	0,088
Ar_FA	0,98	0,85	0,84	0,92	-0,50	-0,17		0,004	0,004
Ar_FT_R	-0,63	-0,38	-0,60	-0,58	0,10	0,51	-0,76		7,9E-50
Ar_FA_R	0,63	0,38	0,60	0,58	-0,10	-0,51	0,76	-1	

Los valores del coeficiente de correlación de Pearson se ubican debajo de la diagonal de la tabla y los valores correspondientes al valor-p se ubican por encima de ésta. Se resaltan en negrita las correlaciones estadísticamente significativas y sus valores-p correspondientes.

Para el área absoluta de franja terrestre se hallaron correlaciones lineales positivas y fuertes con el perímetro exterior, la longitud de borde ITA y el área absoluta de franja acuática, dentro de las cuales se destacó la correlación con la longitud de borde ITA ($>0,9$). El área de franja acuática y la longitud de borde ITA presentaron otra de las correlaciones positivas y fuertes mayores a 0,9. En cuanto al perímetro exterior, las correlaciones más significativas y diferentes a la presentada con el área, ocurrieron con el borde ITA y el área de franja acuática, ambas mayores a 0,8. La correlación entre las áreas relativas de franja acuática y franja terrestre fue igual a -1 dada su complementariedad proporcional en cuanto al área total de los humedales.

2.4.5 Invasiones de plantas terrestres con respecto a las variables morfométricas de los humedales

Se hallaron correlaciones estadísticamente significativas ($p > 0,05$) entre diferentes atributos de las invasiones de plantas terrestres y algunas de las medidas morfométricas de los humedales. Las medidas morfométricas para las cuales no se hallaron correlaciones significativas con atributos de las invasiones fueron el área relativa de franja terrestre, el área relativa de franja acuática y la amplitud promedio de la franja terrestre. La riqueza y la frecuencia total fueron los atributos de las invasiones con mayor número de

correlaciones estadísticamente significativas (Tabla 2-5). Las mayores correlaciones se presentaron entre la frecuencia total de las invasiones y el área total, y la frecuencia total y el área absoluta de la franja terrestre, dichas correlaciones fueron positivas y fuertes ($\rho > 0,8$).

En el caso de la riqueza de plantas terrestres de las invasiones la mayor correlación se presentó con el área total de los humedales, siendo una correlación positiva y fuerte. Sin embargo, la correlación también fue de este tipo con referencia al área absoluta de la franja terrestre y la longitud del borde ITA. Con respecto al cociente perímetro-área la correlación con la riqueza fue negativa y moderadamente fuerte. Con respecto al perímetro exterior y al área de franja terrestre las correlaciones fueron positivas y mayores a 0,5.

Para la abundancia total de las invasiones de plantas terrestres la mayor correlación se presentó con el área total de los humedales aunque la correlación con el perímetro exterior fue casi igual, dichas correlaciones fueron positivas y fuertes pero menores a 0,8. La correlación con la longitud de borde fue positiva y moderadamente fuerte mientras la correlación con el área de franja acuática fue moderada. Esta variable no presentó correlación significativa con el cociente perímetro-área y la abundancia relativa en la franja terrestre no presentó correlaciones significativas con ninguna medida morfométrica.

Aunque la frecuencia total de las invasiones de plantas terrestres tuvo la mayor correlación con el área total de los humedales la correlación con el área absoluta de franja terrestre también fue alta positiva y fuerte. La correlación con el perímetro exterior fue positiva y fuerte al igual que con la correlación con la longitud de borde ITA ($\rho > 0,7$). La correlación con el área de franja acuática fue positiva y moderada aunque menor a 0,5 y la más baja entre todas las correlaciones. Con relación al cociente perímetro-área la correlación fue moderadamente fuerte y negativa.

Tabla 2-5: Correlaciones entre medidas morfométricas y medidas del grado de invasión de plantas terrestres de los humedales de Bogotá.

Variable morfométrica	Variable ecológica de las invasiones	Spearman - ρ	Valor-p
Área total (Ha)	Riqueza	0,83	0,001
	Abundancia total	0,78	0,003
	Abundancia relativa en franja terrestre	0,05	0,879
	Frecuencia total	0,89	0,0001
	Frecuencia de plantas individuales	0,7	0,011
	Frecuencia de parches	0,78	0,003
Área franja terrestre (Ha)	Riqueza	0,75	0,005
	Abundancia total	0,73	0,007
	Abundancia relativa en franja terrestre	-0,02	0,948
	Frecuencia total	0,87	0,0002
	Frecuencia de plantas individuales	0,75	0,005
	Frecuencia de parches	0,71	0,01
Área de franja acuática (Ha)	Riqueza	0,51	0,001
	Abundancia total	0,47	0,005
	Abundancia relativa en franja terrestre	0,09	0,779
	Frecuencia total	0,48	0,003
	Frecuencia de plantas individuales	0,3	0,048
	Frecuencia de parches	0,49	0,009
Perímetro exterior (Km)	Riqueza	0,69	0,012
	Abundancia total	0,77	0,004
	Abundancia relativa en franja terrestre	0,12	0,721
	Frecuencia total	0,8	0,002
	Frecuencia de plantas individuales	0,64	0,025
	Frecuencia de parches	0,68	0,016
Longitud del borde de interfase terrestre-acuática (ITA)-(Hm)	Riqueza	0,74	0,006
	Abundancia total	0,68	0,015
	Abundancia relativa en franja terrestre	0,02	0,94
	Frecuencia total	0,75	0,005
	Frecuencia de plantas individuales	0,50	0,094
	Frecuencia de parches	0,69	0,013

Tabla 2-5: (Continuación)

Variable morfológica	Variable ecológica de las invasiones	Spearman - ρ	Valor-p
Perímetro/Área	Riqueza	-0,64	0,024
	Abundancia total	-0,52	0,081
	Abundancia relativa en franja terrestre	0,09	0,787
	Frecuencia total	-0,68	0,014
	Frecuencia de plantas individuales	-0,63	0,029
	Frecuencia de parches	-0,54	0,07

Respecto a la frecuencia de plantas individuales las correlaciones significativas y positivas se presentaron con el área total, el área absoluta de franja terrestre y el perímetro exterior, todas fueron superiores a 0,6 por lo que fueron moderadamente fuertes. La mayor correlación se presentó con el área de franja terrestre (0,75). Con relación al cociente perímetro-área la correlación fue negativa y moderada, y la de menor valor entre todo el conjunto. No hubo correlación significativa con el área absoluta de franja acuática.

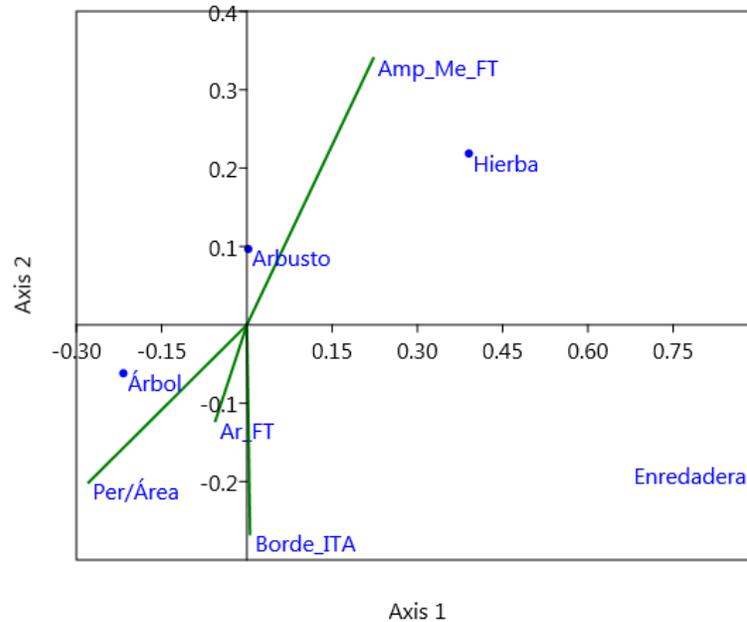
Para la frecuencia de parches la mayor correlación se dio con el área total, seguida de la correlación con el área absoluta, ambas correlaciones fueron superiores a 0,7 y por consiguiente fuertes y positivas. Sin embargo, las correlaciones de este atributo con el perímetro exterior y la longitud de borde ITA fueron muy próximas a 0,7. La correlación más baja se obtuvo con el área absoluta de la franja acuática ($\rho < 0,5$). No hubo correlación significativa con el cociente perímetro-área.

- Hábitos de plantas invasoras terrestres

De acuerdo con el análisis de correspondencia canónica entre la selección de medidas morfológicas y la frecuencia de las plantas invasoras terrestres clasificadas por hábitos, las hierbas se relacionaron más con la amplitud media de la franja terrestre y los árboles (y/o arbolitos) con el cociente perímetro-área (Figura 2-14). Los arbustos tuvieron un grado de asociación con la amplitud de la franja terrestre, mientras las enredaderas o trepadoras

no se asociaron claramente con ninguna medida morfométrica. En este análisis el 99% de la varianza se acumuló en los primeros dos ejes (Tabla 2-6).

Figura 2-14: Diagrama bidimensional (triplot) del análisis de correspondencia canónico realizado entre medidas morfométricas de los humedales y frecuencias relativas de plantas terrestres clasificadas por hábitos.



- **Categorías de especies invasoras**

Según el análisis de correspondencia canónica efectuado entre medidas morfométricas seleccionadas y la frecuencia de las plantas terrestres invasoras clasificadas por categorías, se obtuvo que la categoría I fue la más relacionada con el área de franja terrestre y otras variables como la longitud de borde ITA y el cociente perímetro-área (Figura 2-15). La categoría V estuvo más relacionada con la amplitud media de la franja terrestre. Las categorías II, III y IV en cambio no mostraron ninguna relación particular con las medidas morfométricas implicadas en el análisis. En este análisis el 96,4% de la varianza se concentró en los dos primeros ejes (Tabla 2-6).

Figura 2-15: Diagrama bidimensional (triplot) del análisis de correspondencia canónico realizado entre medidas morfométricas de los humedales y frecuencias relativas de plantas terrestres clasificadas por categorías.

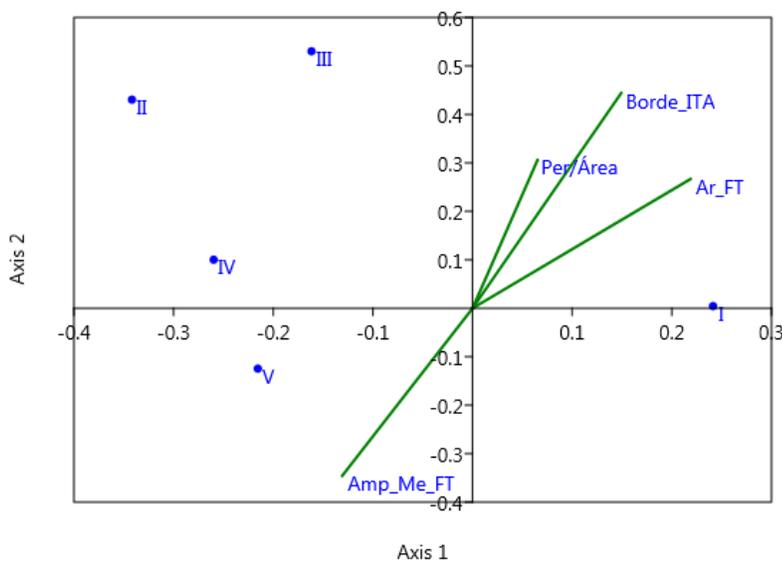


Tabla 2-6: Resultados de los análisis de correlación canónica CCA entre medidas morfométricas de los humedales y las frecuencias relativas de plantas terrestres agrupadas por hábitos y categorías de clasificación.

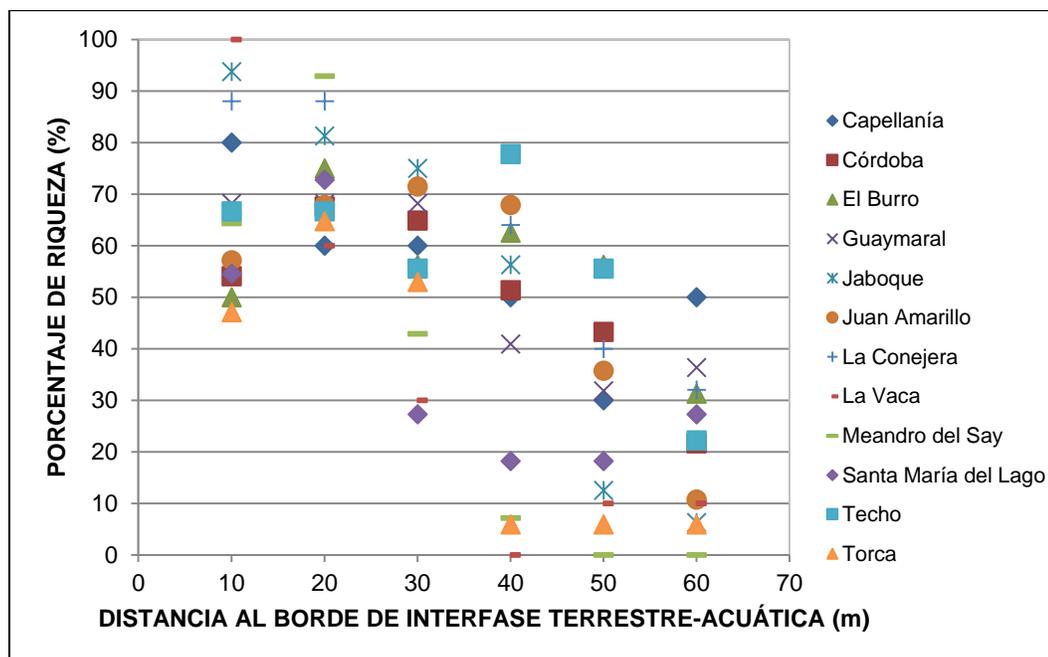
Eje	Agrupación por hábitos		Agrupación por categorías	
	Autovalor	Porcentaje de varianza (%)	Autovalor	Porcentaje de varianza (%)
1	0,10735	89,5	0,055	68,2
2	0,0123	10,3	0,023	28,2
3	0,00031462	0,26	0,003	3,63
4	-	-	3,76 E-07	0,0004619

2.4.6 Invasiones de plantas en la franja terrestre con particular referencia al borde de interfase terrestre acuática

- Riqueza, abundancia y frecuencia

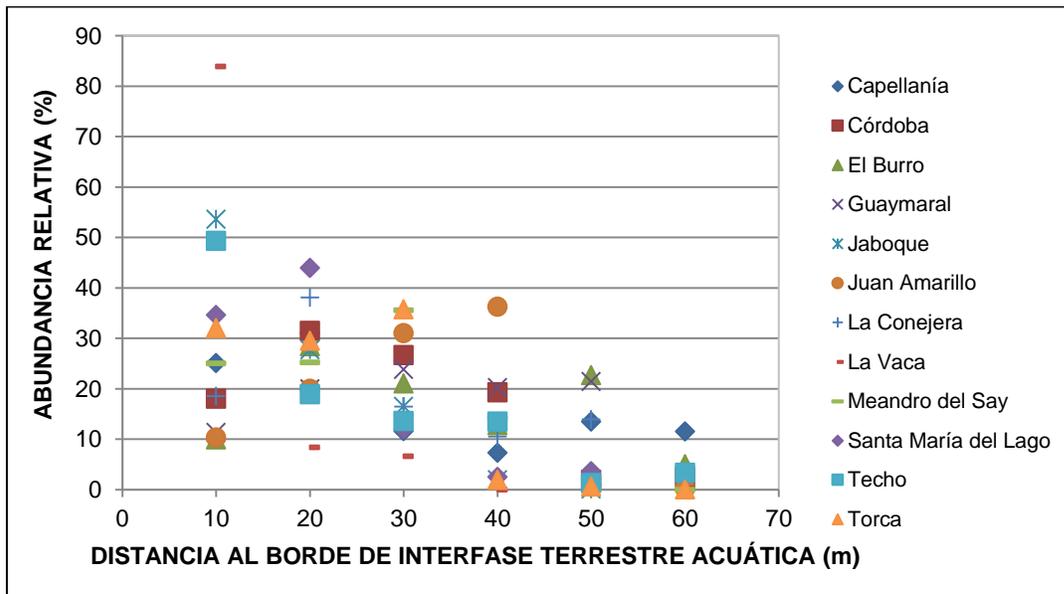
Se encontró que la riqueza relativa de las invasiones de plantas terrestres disminuyó con el incremento de la distancia entre los individuos y/o parches de las especies y el borde de interfase terrestre-acuática (ITA) considerando la porción de franja terrestre entre los 0 y 60 m. La dispersión de los datos mostró una tendencia inversa o negativa entre ambas variables (Figura 2-16). En los humedales de La Vaca, Torca y Meandro del Say la riqueza disminuyó abruptamente a los 40 m y en otros humedales como Torca, El Burro y Meandro del Say la riqueza relativa fue mayor a los 20 m en comparación con la obtenida para los 10 m de distancia al borde ITA. La dispersión de la riqueza relativa fue más amplia a los 40 m de distancia. En algunos humedales como Guaymaral y Santa María del Lago la riqueza relativa a los 60 m fue mayor que en los 50 m, mostrando la presencia de mayor número de especies hacia la periferia de los mismos.

Figura 2-16: Diagrama de dispersión de la riqueza relativa de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con relación a la distancia al borde de interfase terrestre acuática.



Con la abundancia relativa sucedió algo similar a lo descrito con la riqueza relativa. El gráfico de dispersión mostró una tendencia de disminución de la abundancia relativa con el incremento de la distancia, pero menos pronunciada que como se observó para la riqueza (Figura 2-17). Para los humedales de Córdoba, Santa María del Lago, La Conejera, y Guaymaral se presentó un incremento de la abundancia relativa de los 10 a los 20 m de distancia al borde ITA. Para el humedal de Juan Amarillo la abundancia relativa se incrementó entre los 10 y los 40 m y para el humedal de Guaymaral entre los 10 y los 30 m. En la mayoría de humedales la abundancia relativa fue inferior a los 60 m de distancia al borde ITA con relación a los 50 m y en los casos en los esto no se presentó la diferencia fue menor a un 10%.

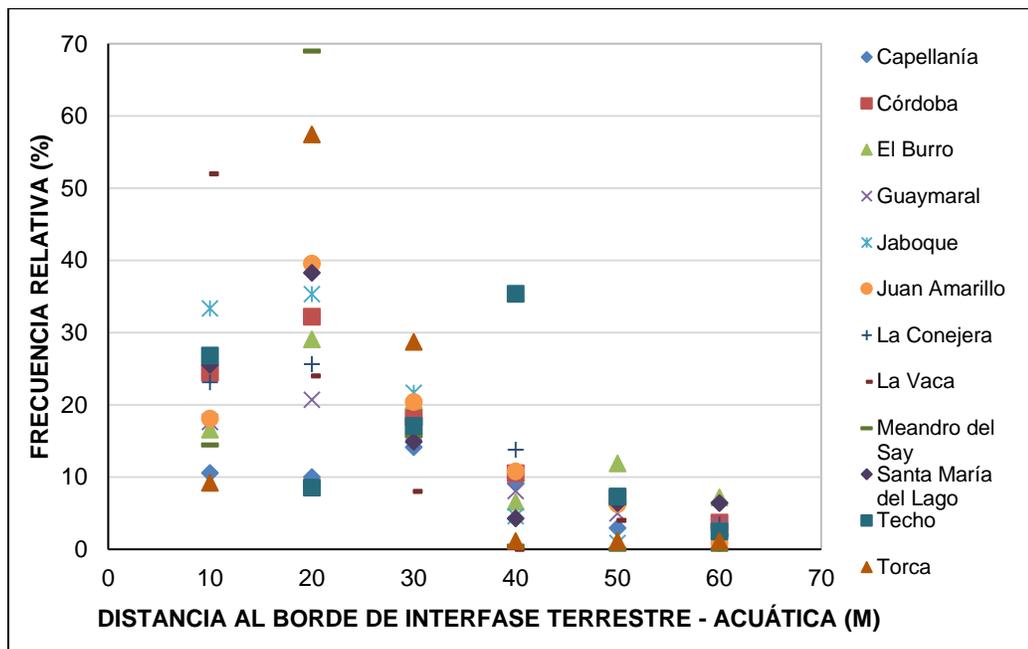
Figura 2-17: Diagrama de dispersión de la abundancia relativa de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con relación a la distancia al borde de interfase terrestre acuática.



Con referencia a la frecuencia relativa se observó mayor dispersión de los datos para los 10 y 20 m de distancia, como mayor amplitud del rango para la distancia de 20 m. Para el resto de distancias las frecuencias relativas se agruparon con tendencia a la disminución (Figura 2-18). Igual que ocurrió con la riqueza y la abundancia, algunos valores de frecuencia relativa aumentaron de los 10 a los 20 m de distancia antes de disminuir con el

aumento de ésta última, fue el caso de los humedales de El Burro, Córdoba y Juan Amarillo especialmente. Para el humedal de Techo se presentó un incremento abrupto en la frecuencia relativa a los 40 m. Para los humedales de El Burro y Santa María del Lago la frecuencia relativa fue mayor a los 60 m que a los 50 m.

Figura 2-18: Diagrama de dispersión de la frecuencia relativa de plantas terrestres involucradas en procesos de invasión en los humedales de Bogotá con relación a la distancia al borde de interfase terrestre acuática.



Los promedios de la riqueza, abundancia y frecuencia relativas de las invasiones de plantas terrestres para cada rango de distancia al borde ITA se presentan en la tabla (Tabla 2-7). Los valores indicaron una reducción consecutiva de cada atributo con el incremento de la distancia. Se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre los rangos de distancia para los tres atributos evaluados. Las diferencias se presentaron en específicamente entre rangos de distancia discontinuos y extremos, es decir, entre algunos de los tres primeros rangos de distancia y algunos de los tres últimos. La frecuencia relativa fue el atributo para el cual se obtuvo más comparaciones de rangos de distancia con diferencias estadísticamente significativas, mientras la abundancia relativa fue para la cual se registró menor cantidad de estas diferencias (Tabla 2-8).

Tabla 2-7: Valores promedio de la riqueza, abundancia y frecuencia relativas en rangos de distancia sobre la franja terrestre desde en el borde de interfase terrestre acuática.

Rango de distancia (m)	Riqueza relativa	Abundancia relativa	Frecuencia relativa
5 (0-10)	68,6	31	22,7
15 (10-20)	72,1	26,9	32,5
25 (20-30)	55	20,9	17,7
35 (30-40)	41,8	11,7	8,7
45 (40-50)	28,3	6,9	4,9
55 (50-60)	21,1	2,6	3,2

Tabla 2-8: Resultados del análisis de varianza para comparar la riqueza, abundancia y frecuencia relativa en los rangos de distancia de las invasiones de plantas terrestres con respecto al borde de interfase terrestre acuática.

Atributo ecológico invasiones	Kruskal-Wallis (H- χ^2)	Valor-p	Comparaciones de rangos de distancia con diferencia significativa		Valores p (prueba de Dunn-Bonferroni)
Riqueza relativa	39,98	1,49E-07	5	45	0,004
			5	55	0,0003
			15	35	0,031
			15	45	0,0001
			15	55	7,97E-06
			25	55	0,029
Abundancia relativa	37,54	4,65E-07	5	45	0,008
			5	55	0,0002
			15	45	0,002
			15	55	4,57E-05
			25	55	0,003

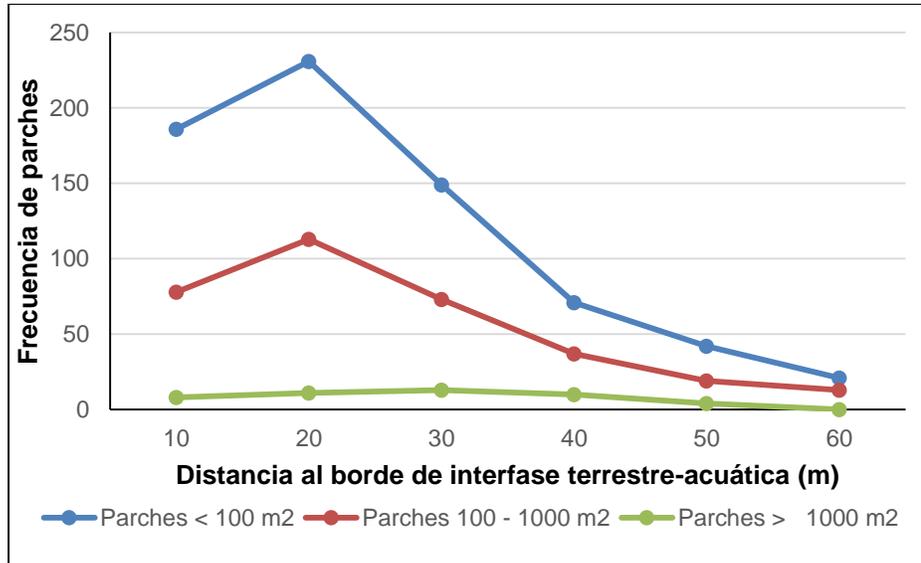
Tabla 2-8: (Continuación)

Atributo ecológico invasiones	Kruskal-Wallis (H- χ^2)	Valor-p	Comparaciones de rangos de distancia con diferencia significativa		Valores p (prueba de Dunn-Bonferroni)
Frecuencia relativa	49,17	2,05E-09	5	35	0,045
			5	45	0,002
			5	55	0,0001
			15	35	0,002
			15	45	4,06E-05
			15	55	1,59E-06
			25	45	0,013
			25	55	0,001

- Tamaños de parche y longitud del borde de interfase terrestre-acuática

En el conjunto de humedales dominaron los parches pequeños (<100 m²) sobre parches medianos (100 – 1000 m²) y grandes (>1000 m²), tomando en cuenta la porción de franja terrestre comprendida entre el hábitat de borde y los 60 m (Figura 2-19). La frecuencia de parches pequeños y medianos aumentó a los 20 m de distancia y en adelante decreció hasta ser casi igual a los 60 m. Los parches de tamaños grandes en cambio tuvieron un leve incremento de frecuencia a los 30 m, sin embargo decrecieron y fueron inexistentes a los 60 m. Para los humedales con amplitudes de franjas terrestres más grandes la tendencia respecto a la proporción de categorías de tamaño de parches fue similar. Se encontraron nueve registros de distancias superiores a los 60 m en las que se reportaron parches grandes pero su proporción fue muy baja con relación a los parches pequeños y medianos.

Figura 2-19: Frecuencias de categorías de tamaños de parches con relación a la distancia a la interfase terrestre-acuática.



El análisis de correspondencia (CA) mostró que los parches de tamaño grande están más asociados dentro de la franja terrestre a los 30 metros de distancia con respecto al borde de interfase terrestre-acuática de los humedales (Figura 2-20). Los parches de tamaños medianos y pequeños no se corresponden particularmente con ningún valor de distancia al borde, sino que se distribuyen a lo largo de toda la franja sin particular desarrollo en un punto de distancia.

No se halló correlación estadísticamente significativa entre la longitud del borde de interfase terrestre-acuática y la frecuencia de parches grandes o la cantidad y proporción de parches registrados en ERS (Figura 2-21). Humedales con gran perímetro del espejo de agua y por tanto mayor longitud de del borde ITA presentaron baja o alta cantidad de parches en ERS entre el grupo, otros humedales con longitudes intermedias de borde ITA presentaron bajo número de parches grandes. Las correlaciones significativas se presentaron entre la longitud del borde ITA y la cantidad de parches de tamaño pequeño ($\rho=0,66$, $p<0,05$) y mediano ($\rho=0,65$, $p<0,05$), siendo ambas positivas y moderadamente fuertes.

Figura 2-20: Correspondencia entre categorías de tamaños de parches y posiciones de distancia al borde de interfase terrestre-acuática en los humedales.

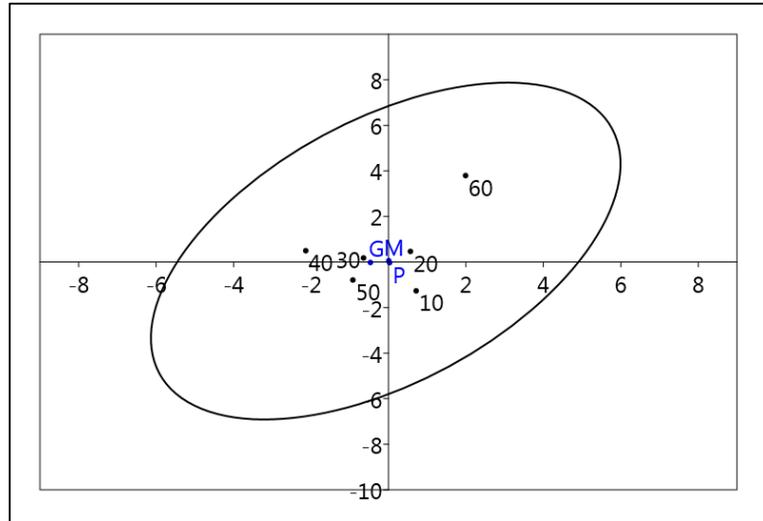
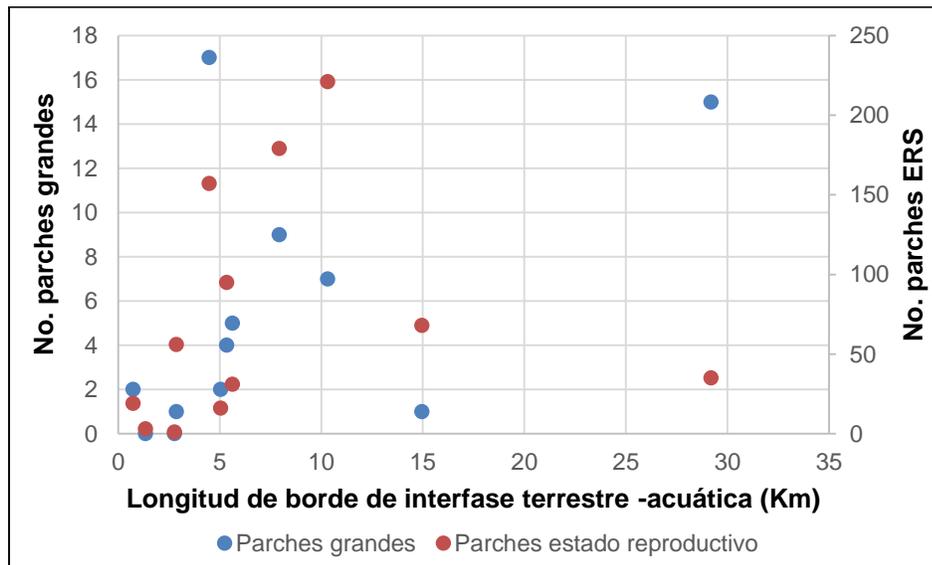


Figura 2-21: Cantidad de parches grandes y parches en ERS con relación a la longitud del borde de interfase terrestre-acuática de los humedales.



2.5 Discusión

Uno de los primeros aspectos a considerar en la evaluación del estado de las invasiones biológicas concierne al método y a las variables o atributos escogidos para su descripción. De acuerdo con Lindig-Cisneros (comunicación personal) en el caso de ecosistemas de humedal no se conoce ningún método específico para la evaluación de invasoras más que la evaluación de coberturas vegetales tradicional. Por otro lado, llegar al punto de determinar a priori una variable biológica o ecológica que permita describir o caracterizar fehacientemente el conjunto de invasiones de plantas de un humedal continental, el grado de invasión comparativo y los cambios secuenciales en el proceso de invasión durante el tiempo es algo complejo y que requiere de estudios específicos y de larga duración.

La evaluación de las invasiones de plantas terrestres representa un reto metodológico en ecosistemas como los humedales urbanos. La escogencia de sectores representativos puede ser una tarea de cierto grado de dificultad y el muestreo puede presentar sesgos debido a múltiples circunstancias (seguridad, logística, permisos, accesos, época climática, distribución de las invasiones). La estandarización de metodologías y medidas para estimar el grado de invasión de plantas terrestres en los humedales requiere de nuevos estudios y análisis. De acuerdo con Catford *et al.* (2012), la selección de índices para evaluar el grado de invasión depende mucho de los objetivos de estudio, la selección de índices adecuados debe hacerse con base en criterios como el significado ecológico, la aplicabilidad y replicación, la posibilidad de ser interpretados, la independencia de las escalas, la costo-eficiencia, la disponibilidad de datos, entre otros. Los resultados de esta investigación permitieron cuantificar el grado de invasión a partir de medidas simples y con buena disponibilidad de datos. Por ejemplo, aunque la abundancia y la riqueza tengan algunas limitaciones pueden ser variables de medición fácil, comparables y combinables, para proveer información útil sobre las invasiones (Catford *et al.* 2012) y con relación a otras variables explicativas (Staudhammer *et al.* 2015).

Este estudio aportó una aproximación al conocimiento de los procesos de invasión de plantas terrestres a partir de la combinación de métricas generales, algunas de ellas relativas y comparables como sugieren Catford *et al.* (2012). La riqueza, abundancia y frecuencia global de las invasiones de plantas terrestres en los humedales son

características del grado de invasión que representan y resumen el fenómeno conjunto de las invasiones en estos ecosistemas, pero a la vez son el producto de la operación cíclica de los procesos de invasión independientes de las diferentes especies invasoras y potencialmente invasoras (Richardson *et al.* 2016). Estas variables constituyen atributos ecológicos colectivos de los ecosistemas invadidos pero los efectos y las respuestas con respecto a las causas y los factores promotores de la invasión se producen a nivel de cada especie y de acuerdo a las características particulares del hábitat y las variables ambientales (Rouget y Richardson 2003) en cada humedal. Prueba de ello son las diferencias significativas encontradas para estos atributos al agrupar las especies por hábitat o por categorías de acuerdo a sus antecedentes de invasión, clasificaciones que reúnen especies con base en características similares puntuales. No obstante, para Galatowitsch *et al.* (1999) y autores citados, considerar aspectos de especies y comunidades por separado no caracteriza efectivamente el proceso de invasión en los humedales.

Como propiedades colectivas para describir y cuantificar el grado de invasión, la riqueza, abundancia y frecuencia de las invasiones permitieron dilucidar la operación de los procesos de invasión en diferentes fases, por ejemplo, la frecuencia de plantas individuales sugiere la ocurrencia de fases de introducción y colonización de algunas especies o la dispersión y expansión de las mismas al interior de los humedales en la fase de expansión local. La frecuencia de parches y su tamaño también sugiere la ocurrencia de la fase de expansión dentro del proceso de invasión. La dinámica entre la persistencia y la expansión reflejada en la coexistencia de plantas individuales y parches de las mismas especies refleja el modelo de Davis (2009) sobre el desarrollo de las invasiones y el fenómeno emergente de dispersión y establecimiento continuos en el proceso de invasión al interior de los humedales. La proporción de parches en ERS refleja la presión de propágulos en el interior de los humedales como parte de la fase de colonización de nuevos sitios y por consiguiente de la expansión a nivel poblacional (Eschtruth y Battles 2011; Richardson *et al.* 2016). No obstante no debe perderse de vista el fenómeno a escala regional (Kuhman *et al.* 2010), de manera que el reporte de las mismas especies formadoras de parches, con parches grandes y en ERS confirman la adaptación de éstas a estos ecosistemas, derivada de su naturalización histórica (McDonald *et al.* 2008; Dawson *et al.* 2009) ocurrida en otros escenarios como los agroecosistemas, y la expansión del rango de su hábitat.

La composición de plantas terrestres invasoras y potencialmente invasoras demuestra la distribución alta y variada de estas especies y la operación histórica y actual de procesos de invasión a escala regional y local (Dawson *et al.* 2009; Kuhman *et al.* 2010). Este resultado concuerda con lo hallado por Ehrenfeld (2008) para humedales forestales urbanos en la ciudad de New Jersey, contrastantes con los humedales urbanos de Bogotá por la presencia de diversos estratos de la vegetación conformados de la intervención y transformación de su vegetación original, que en principio era característica de ecosistemas abiertos de vegetación típica de ribera y de bajo porte (Hernández y Rangel 2009). De acuerdo con Theoharides y Dukes (2007) el éxito de las invasiones ocurre en áreas de alta disponibilidad de recursos y bajo condiciones de fluctuación de los mismos donde la heterogeneidad temporal en la disponibilidad de recursos abre una ventana para la colonización de especies exóticas no nativas (ver citas en Theoharides y Dukes 2007). El incremento de luz, humedad o nutrientes en el suelo favorecen el éxito de las especies invasoras como ocurre en el caso de los humedales urbanos estudiados, lo cual es sustentado por Cutway y Ehrenfeld (2009) quienes señalaron la importancia de factores como los disturbios físicos de inundaciones y la alta disponibilidad de nutrientes asociada con la disponibilidad de sedimentos, para la alta riqueza de especies exóticas en humedales ribereños de paisajes urbanos y no urbanos.

La riqueza global de especies reportadas a escala regional fue abarcada en más de un 50% por plantas herbáceas y enredaderas o trepadoras. Este resultado es contrastante con lo obtenido a escala local para la cual los arbolitos y árboles sobresalieron no solamente en cuanto a riqueza sino también en abundancia y frecuencia relativas. A pesar que un 10% del conjunto de especies reportadas correspondió a la categoría I y un 28% a la categoría V (invasoras poco conocidas y de baja abundancia), a escala local predominaron notoriamente en abundancia y frecuencia las plantas invasoras de la categoría I (invasoras mundiales). Lo anterior sugiere que la interpretación de los estados de invasión depende de la escala de observación y que los patrones en atributos como la riqueza, la abundancia o la frecuencia pueden verse reflejados o no con el cambio de nivel en escalas jerárquicas como la escala ecológica y espacial. Por otra parte, las diferencias potenciales entre la presencia y abundancia de plantas invasoras es mediada por

diferentes aspectos con relación al hábitat que invaden o al estado del proceso de invasión (González-Moreno *et al.* 2014).

La similitud del 50% en la composición de plantas invasoras de nueve de los humedales estudiados sugiere que existen procesos de invasión simultáneos y que se deben a causas comunes, parecidas o relacionadas, que producen o son intermediarias en la colonización de dichas especies. En un caso, humedales cercanos (Torca y Guaymaral) presentaron similitudes moderadamente altas, pero en otro caso, la similitud también fue moderadamente alta entre humedales relativamente distantes (El Burro y Jaboque). Esto indica que la conectividad entre humedales en el paisaje puede influir (Johnson *et al.* 2013), pero no es un factor que determine por completo la composición de especies de las invasiones de plantas terrestres o el desarrollo de las mismas (Staudhammer *et al.* 2015), especialmente cuando los humedales se encuentran completamente inmersos en la matriz urbana (Cutway y Ehrenfeld 2009, Johnson *et al.* 2013) por lo que la conectividad hidrológica es limitada o interrumpida (corredores ecológicos terrestres reemplazados por coberturas urbanas). Algunos componentes que pueden contribuir en la explicación de similitudes o diferencias de los procesos de invasión de plantas terrestres en los humedales son el tipo y la ocurrencia de disturbios en los humedales y los tipos de uso del suelo en áreas adyacentes (Cutway y Ehrenfeld 2009, Cutway y Ehrenfeld 2010, Thomas y Moloney 2015). Sin embargo, en el caso de muchos de los humedales de Bogotá al parecer el legado histórico y el tiempo (AB-CEI 2003, van der Hammen *et al.* 2008) tienen mayor relevancia en la explicación particular de la composición de las invasiones y del estado de invasión presente e inmediato. Para dar un ejemplo, humedales pequeños como La Vaca y Santa María del Lago se identificaron como humedales con similitud alta en la composición de plantas invasoras y ambos hacen parte de un grupo de humedales fragmentados y reducidos con reconfiguración hidrogeomorfológica reciente.

Ya que la conectividad entre los humedales de la ciudad es limitada como para asegurar que las invasiones de plantas terrestres son secuenciales y se transmiten de unos humedales a otros, la presión de propágulos que origina las invasiones en los mismos se debe a cuatro causas fundamentales: la primera, es la cercanía y proximidad histórica y actual con áreas agrícolas y de uso agropecuario, las cuales fueron y continúan en algunos casos siendo fuentes de propágulos de especies asociadas a pastizales y cultivos; la segunda, es la fragmentación producida por la construcción de caminos o vías de tránsito,

alrededor de las cuales se generaron disturbios que fomentaron la aparición de especies ruderales y su expansión (los caminos rústicos funcionan como corredores); la tercera, es la proximidad a áreas residenciales en las que existen jardines con plantas exóticas introducidas; la cuarta, es la introducción intencionada y no intencionada de propágulos en los humedales por el depósito de basuras y escombros, o por siembra directa de semillas. Eventualmente la fauna doméstica y silvestre podría ser vehículo de introducción de propágulos al interior de los humedales (Ehrenfeld 2008).

Los humedales de Bogotá se caracterizan por ser ecosistemas abiertos y fragmentados, altamente heterogéneos en su configuración espacial. Las medidas morfométricas confirmaron la heterogeneidad de la selección de humedales estudiados en aspectos como el tamaño, la forma y la variedad y oferta de hábitats. Entre el conjunto de humedales fueron notables las diferencias en área, perímetro y forma, teniendo humedales pequeños y medianos de formas redondeadas y rectangulares, hasta humedales grandes y alargados con formas más irregulares. Esto difiere estudios como los de Sánchez-Carrillo *et al.* (2010) y Brooks *et al.* (2013) realizados con otros propósitos en los que se emplearon humedales de características estandarizadas. Para el estudio de las invasiones, la variación del grado de invasión y las diferencias de procesos de invasión de plantas sólo pueden ser notables con humedales de variadas características que aunque se encuentran principalmente dentro del área urbana exhiben diferencias contrastables dados los matices de ordenación del territorio y procesos demográficos urbanos y rurales en torno a los mismos a lo largo del tiempo. Aunque las características morfométricas actuales de los humedales puedan ser el reflejo o la reminiscencia de características morfométricas originales, los procesos de invasión de plantas terrestres han sido simultáneos a los cambios en área, forma y proporción del hábitat terrestre y acuático de los humedales con su transformación a lo largo del tiempo. Salvo los humedales de Juan Amarillo y El Burro, la franja acuática corresponde a menos del 50% del área actual, lo cual refleja la fragmentación y reducción de cuerpos de agua, ampliando las zonas terrizadas o con estrategias de desecación y relleno (DAMA 2000, Beltrán *et al.* 2012).

Aspectos como el área delimitada legalmente para los humedales pudieron fijarse dentro del plan de ordenamiento territorial con criterios arbitrarios de tipo administrativo más que con criterios naturales o con una combinación de ambos. Sin embargo, el área total como

medida del tamaño de los humedales es la característica más importante relacionada con el grado de invasión de las plantas terrestres. La correlación positiva entre el área total y el grado de invasión valida el enunciado inicial de la primera hipótesis de estudio, sustentándose que con mayor área de los humedales existe mayor probabilidad de encontrar invasiones de plantas terrestres, guardando las especificidades referentes a cada medida de su cuantificación. Estos resultados contrastan con lo reportado por Ehrenfeld (2008) en humedales forestales de New Jersey quien describe menor grado de invasión en humedales grandes de áreas urbanas en comparación con sitios pequeños con grados de invasión altamente variables y no relacionados claramente con el área. De acuerdo a este mismo autor, la evaluación de la invasión depende en parte de la métrica usada para medir la invasión, así como la relación entre el área y el grado de invasión depende del rango de tamaño de los humedales estudiados. Las diferencias entre los dos estudios se deben esencialmente al contexto regional de ambos tipos de humedales urbanos y la estructura de su vegetación original; para el caso de Bogotá los humedales están rodeados de áreas urbanas heterogéneas y su vegetación original era de bajo porte, mientras los humedales forestales de New Jersey se caracterizan por mantenerse en áreas urbanas homogéneas cuya vegetación de alto porte y leñosa, nativa y remanente, y mayormente conservada en áreas grandes, contribuye a mitigar el ingreso de invasiones principalmente desde los bordes perimetrales (Cutway y Ehrenfeld 2010).

Los resultados revelaron que el grado de invasión medido por la riqueza, abundancia (cobertura) y frecuencia de las plantas invasoras terrestres también aumenta con el área de franja terrestre. En el área de franja terrestre las plantas invasoras encuentran nichos disponibles que se van aumentando con el proceso de invasión (MacDougall *et al.* 2009). Hierbas, enredaderas-trepadoras, árboles y arbustos de diferentes orígenes y asociados a diferentes vías de introducción, conforman nuevos hábitats que se modifican y otorgan nuevos recursos disponibles para que suceda y persista la invasión (Seastedt *et al.* 2011). En contraste, la correlación menor, presentada entre el área de franja acuática y el grado de invasión, fue un resultado de esperar porque el grado de invasión se midió específicamente para plantas terrestres cuyo hábitat no es el cuerpo de agua y cuya presencia allí es condicionada. A pesar de esto, existen casos observados de especies terrestres que sobreviven en hábitats anegados (temporales o permanentes), producidos por episodios de inundación o alteración del régimen hidrológico, pero en sitios de poca profundidad. Por otra parte, la correlación con la longitud del borde de interfase terrestre-

acuática cobró mucha relevancia, indicando que el grado de invasión también aumenta con el aumento de esta medida que es directamente proporcional tanto con el área total del humedal como con el área de franja acuática.

La correlación negativa entre algunas de las medidas del grado de invasión y el cociente perímetro-área se debe a que este cociente como índice de forma es sensible y se reduce con áreas de gran tamaño. Este índice aumenta con formas cuya semejanza es apartada a la de un círculo, es decir, con formas cuadradas a irregulares, pero se reduce con tamaños demasiado grandes como los humedales de Jaboque y Juan Amarillo. Los resultados mostraron que es más importante el tamaño del área que la forma en la consolidación del grado de invasión de plantas terrestres. Independientemente de la forma, el grado de invasión en los humedales puede ser alto o bajo, pero para humedales específicos con formas alargadas o irregulares y de amplitudes de franja terrestre estrechas y proporción de la franja terrestre baja, los procesos de invasión pueden desarrollarse de forma más notoria. La amplitud de franja terrestre parece ser más importante para hierbas invasoras porque muchas crecen como tapetes y menos importante para enredaderas o trepadoras porque crecen sobre vegetación de otros estratos diferentes al herbáceo, aunque algunas especies también pueden formar tapetes sobre el suelo. Esta apreciación coincide también con la frecuencia de especies de la categoría I donde se encuentran hierbas invasoras como *C. clandestinum*, la invasión más problemática en los humedales.

Los resultados con relación al hábitat de borde en la interfase terrestre-acuática y la distribución de las invasiones en la franja terrestre permiten validar la segunda hipótesis de estudio parcialmente. Los datos mostraron que la disminución del grado de invasión es relativamente progresiva con la distancia, pero únicamente significativa entre un área sobre la franja terrestre más cercana al espejo de agua y un área más lejana y próxima al perímetro exterior de los humedales, ubicada más o menos a partir de los 30 m. Autores como Pyšek *et al.* (2010) postulan que los hábitats de transición son altamente susceptibles a las invasiones por la entrada de nutrientes, lo que concuerda con la hipótesis planteada y los resultados, particularmente porque la proximidad al espejo del agua involucra la aparición de transiciones naturales y seminaturales, mientras el distanciamiento de éste involucra transición o cambio abrupto a la matriz urbana.

En los humedales existe un gradiente microambiental debido al cambio de la fase abiótica en el espacio y la influencia o interacción de las fases terrestre y acuática en una porción de área (Garg 2015). Respecto a los gradientes en los humedales Gabrielsen *et al.* (2016) señalan que un humedal puede exhibir un rango de temporalidad efímera comprendiendo límites muy efímeros para la franja acuática hasta reservorios de agua notablemente permanentes en el centro del mismo, con lo que al menos el gradiente de humedad puede cambiar en el tiempo. Las características ambientales que influyen localmente las invasiones de plantas y que se relacionan con los gradientes no tienen límites discretos y los gradientes pueden representar diferentes características de los mismos procesos expresados en diferentes maneras como por ejemplo la probabilidad de ocurrencia de las especies invasoras (Lortie *et al.* 2004, Manning *et al.* 2004, McIntyre y Barret 1992 citados en Gabrielsen *et al.* 2016).

En los primeros 10 m de franja terrestre el grado de invasión no es necesariamente mayor al encontrado en el siguiente rango de distancia (10-20 m) lo que puede deberse a que el área concéntrica más próxima al hábitat de borde experimenta cambios con la dinámica hidrológica debidos a la fluctuación del nivel del agua principalmente en los periodos de lluvias, que a la vez generaran microdisturbios (Torbick *et al.* 2010) que favorecen a un grupo particular de especies adaptadas a estos cambios (especies enraizadas emergentes) o condicionan el reinicio procesos de invasión permanentemente a esta escala. Con particularidad al hábitat de borde la dinámica hidrológica puede otorgar ventanas temporales a la invasión que permanentemente están cambiando (Johnstone 1986), salvo por que las especies invasoras oportunistas establecidas dominan completamente dicho hábitat y lo transformen para la expansión y permanencia de la misma especie como sucede con *C. clandestinum*. Otras de las razones para encontrar menos grado de invasión de plantas terrestres en los primeros 10 m de franja terrestre son la alteración de este hábitat y su configuración artificial con la construcción de canales, jarillones y senderos que en el caso de algunos humedales son frecuentemente transitados, y el margen de error en los registros de georreferenciación como en la digitalización del hábitat de borde. Sin embargo, no debe descartarse como posibilidad que en los primeros metros de transición acuática-terrestre la mezcla entre especies terrestres y especies enraizadas emergentes reduzca el grado de invasión relativo de las primeras.

Para comprobarlo deberán realizarse nuevos estudios de campo a escala de parcela que lo evalúen.

Los resultados indican que el área de franja terrestre entre los 10 y 20 m de distancia con respecto al hábitat de borde constituye una zona estable para que las invasiones de plantas persistan. A esta distancia el gradiente de humedad puede tener una condición menos efímera o variable, dadas las fluctuaciones del nivel del agua durante el año climático (Gabrielsen *et al.* 2016). Para cualquier planta dada, la calidad del hábitat es esencialmente determinada por las propiedades del suelo y la disponibilidad de recursos (incluyendo agua, nutrientes del suelo y luz) más compatibles con la autoecología de la especie (Chabrerie *et al.* 2007). De acuerdo con la teoría de la fluctuación de disponibilidad de recursos, una comunidad vegetal es más susceptible a la invasión con recursos no usados como agua, nutrientes, espacio o luz (Heger y Treppl 2003). En el caso de los humedales urbanos como los de Bogotá, el hábitat de borde y el área terrestre más próxima a éste constituyen zonas con permanente oferta de humedad en el suelo, acumulación de nutrientes acentuada por la contaminación y disponibilidad de espacios abiertos (con luz) para ser colonizados, razones que soportan el éxito de las invasiones de plantas terrestres.

En resumen la distribución de especies invasoras en los humedales sugiere que los procesos de invasión de plantas terrestres ocurren en toda el área y la amplitud de la franja terrestre de estos ecosistemas. Sin embargo, con la proximidad al hábitat de borde puede aumentar la calidad del hábitat para las plantas y así mismo la disponibilidad de nichos según los gradientes de humedad, nutrientes y luz, con lo que el grado de invasión también se incrementa. A esto se suma la alteración de las condiciones del suelo por especies invasoras que favorece el incremento de la colonización por otras especies siguiendo el modelo de facilitación descrito por Connell y Slatyer (Myers y Bazely 2003). En otros casos, la presencia de especies nativas no siempre suprime el crecimiento de las especies invasoras sino que favorece su éxito por mecanismos de facilitación (Theoharides y Dukes 2007). De otra parte en el área colindante a la periferia de los humedales los procesos de invasión pueden verse propiciados o limitados con las actividades humanas, los disturbios y los usos del suelo (Cutway y Ehrenfeld 2009), que no necesariamente tienen límites discretos y que en muchos sectores de los humedales ocurren entre el interior del humedal y las áreas periféricas, particularmente donde no se cuenta con encerramientos o estos se

violan, y en especial en sectores donde la amplitud de la franja terrestre es estrecha. La influencia de los disturbios y los usos del suelo en la dinámica de las invasiones en áreas periféricas limítrofes produce condiciones para la introducción y colonización de hábitats de las especies invasoras al interior de los humedales pero también para la supresión frecuente de fases iniciales que pueden repetirse cíclicamente por su continuidad o reinicio. La disminución de las invasiones con la distancia respecto al hábitat de borde, en particular cuando está es mayor de 30 m, también puede deberse a la variabilidad de amplitudes de la franja terrestre (van der Hammen *et al.* 2008) y a la constricción de la misma por las presiones externas sobre los humedales, de forma que en algunos sectores la amplitud de la franja terrestre no supera este valor y la representatividad de dichos rangos de distancia es menor.

La correspondencia de parches grandes a los 30 metros de distancia con el hábitat de borde también soporta la noción de una franja de área terrestre más estable para el desarrollo de las invasiones de plantas terrestres y la expansión y fusión de parches pequeños y medianos en parches grandes. La expansión de parches de la misma especie en sitios puntuales puede deberse a efectos de facilitación entre plantas viejas y plantas jóvenes (Foggi *et al.* 2011) y no solo a sus mecanismos de dispersión (Dietz 2002) en el interior de los humedales. De acuerdo con Chaberie *et al.* (2007) parches agregados, formando uno o pocos bloques promueven la expansión de una especie exótica más que parches aislados difuminados o esparcidos a través de matriz de paisaje, lo cual puede suceder en los humedales a escala local. La expansión futura de las invasiones biológicas en los humedales también pueden deberse a que como lo sugiere este mismo autor, el nivel actual de colonización o invasión en el paisaje se relacionan con la historia de invasión de manera que los hábitat donde las especies invasoras ya están presentes son más susceptibles a la invasión que los inicialmente libres, incluso porque la presencia de las especies determinada por su existencia en el banco de semillas del suelo (Galatowitsch *et al.* 1999, Clout y Williams 2009). En conclusión un sector intermedio de la franja terrestre en los humedales brinda las condiciones óptimas para la expansión de las invasiones sin verse afectadas por las influencias naturales del interior (inundaciones permanentes, inestabilidad del suelo) y por las influencias antropogénicas del exterior asociadas con la matriz urbana (disturbios periféricos).

El desarrollo de parches de tamaño grandes no necesariamente se asocia con mayor área, mayor perímetro o mayor longitud del hábitat de borde de los humedales. La amplitud de la franja terrestre condiciona o restringe la extensión de los parches de invasoras en una dimensión, por lo que los parches grandes alargados paralelos al borde de interfase-terrestre acuática son más habituales que los parches grandes de formas redondas en sectores donde la franja terrestre es estrecha. La expansión de parches de tamaños progresivamente más grandes puede limitarse por varios factores, entre ellos la propia existencia de otras especies invasoras, de forma que aunque en una etapa del proceso de invasión ocurra facilitación (Hager 2004; Seastedt *et al.* 2011) entre unas especies, en otra etapa puede haber competencia entre las mismas u otras nuevas (Stohlgren 2002). La existencia de *C. clandestinum* como principal especie invasora y la observación de competencia con otras especies confirman esta idea.

Las anteriores observaciones y la ausencia de correlación entre la longitud del hábitat de borde y la cantidad de parches grandes o la cantidad de parches con producción de semillas impiden generar una predicción al respecto. Por otro lado, la correlación existente entre la longitud del hábitat de borde y la cantidad de parches pequeños o medianos, se debe al aporte de cada una de estas clases de tamaño a la frecuencia total de las invasiones y su evidente predominio en la proporción. La frecuencia de parches grandes y la cantidad o proporción de parches en ERS pueden no ser buenas variables que describan procesos de invasión de plantas terrestres avanzados en los humedales, principalmente porque una buena parte de las especies que componen las invasiones tienen estrategias reproductivas y de dispersión que no dependen de la reproducción sexual (Zedler y Kercher 2004). Bien que esto sea cierto, el crecimiento rápido y la reproducción sexual acelerada y activa en las plantas invasoras contribuye a garantizar su supervivencia aún en condiciones de inundación (Seabloom y Valk 2003) en los humedales.

De acuerdo con Bradley y Mustard (2006) la reducción exitosa de la colonización y establecimiento de especies invasoras requerirá la detección temprana y actividades de rápida respuesta, mientras el control de la expansión de invasoras será más efectiva enfocada en fuentes de propágulos probables de nuevos colonizadores y la prevención de condiciones que permiten a las especies invasoras dominar una comunidad o un ecosistema nativo. González-Moreno *et al.* (2015) sugieren gestión de las invasiones a

nivel de paisaje con acciones de prevención basadas en análisis de riesgos, y acciones de control y erradicación, centrándose primero en especies de menor potencial invasor que deben ser remplazadas por especies nativas mediante acciones de refuerzo como la restauración. Sin embargo, como indican Arim *et al.* (2006) se requiere un entendimiento más profundo del proceso de expansión de las especies invasoras y el éxito de su establecimiento para desarrollar estrategias de respuesta a los impactos causado por las invasiones biológicas.

Es necesario establecer el monitoreo de las invasiones de plantas terrestres en los humedales de Bogotá y realizar estudios cronológicos que permitan seguir los procesos de invasión más importantes e independientes y su relación con variables específicas del hábitat, para conocer la trayectoria de los grados de invasión en el tiempo y la invasibilidad de estos ecosistemas. La información científica obtenida permitirá crear herramientas para la gestión y manejo de estos ecosistemas ante los fenómenos de invasión vigentes que amenazan con el patrimonio natural de la ciudad y servicios ecosistémicos esenciales para las áreas urbanas y periurbanas. Para estos fines, los procesos de invasión de plantas terrestres y acuáticas deben comprenderse a escala regional y local para incidir en los factores que las promueven, analizando la vulnerabilidad de los distintos tipos de humedales en sus contextos geográficos y demográficos, y en particular comprendiendo su origen natural e historia.

3. Las invasiones de plantas terrestres en los humedales con relación a factores de disturbio y usos del suelo

3.1 Resumen

En este capítulo se presentan los resultados sobre la identificación y comparación del grupo de factores de disturbio presentes en doce Parques Ecológicos Distritales de Humedal de Bogotá, la tipificación, cuantificación y comparación de usos del suelo en un área adyacente al área de los humedales delimitada administrativamente, y la relación de estos dos aspectos con características del grado de invasión de plantas terrestres en estos ecosistemas (véase el capítulo 2). Los factores de disturbio más recientes se identificaron con base en registros de visitas de campo y entrevistas informales. Los usos del suelo se identificaron y clasificaron con base en el conocimiento acumulado de los alrededores de los humedales en visitas de campo y la interpretación del ortofotomosaico de Bogotá. La cuantificación del uso del suelo se realizó creando áreas de influencia (“buffers”) proporcionales al tamaño de los humedales y la franja terrestre, y digitalizando polígonos de categorías de uso del suelo para los cuales se calculó el área, todo con el uso de un software de SIG de uso libre. Las áreas calculadas se unificaron para tipos de uso del suelo generales y se calculó su proporción con respecto al área total del área de influencia.

Los resultados mostraron que existe correlación estadísticamente significativa y positiva entre el número de factores de disturbio y la abundancia (cobertura) y frecuencia de las invasiones en los humedales. Se hallaron diferencias estadísticamente significativas entre el área relativa de los diferentes tipos de uso del suelo, pero no se halló correlación estadísticamente significativa en general entre el área relativa de tipos de uso del suelo actuales y las variables de las invasiones involucradas en el análisis, señalando que para

los créditos de invasión son más importantes e influyentes los cambios históricos en el uso del suelo que los usos del suelo actuales.

3.2 Marco conceptual

Los disturbios son uno de los más importantes factores que promueven la invasión por especies exóticas (Hierro *et al.* 2013) y están comúnmente implicados en este fenómeno (Eschtruth y Battles 2009). Los disturbios son eventos y no mecanismos, los posibles mecanismos que facilitan la invasión incluyen cambios en la composición de la comunidad, en procesos ecosistémicos y/o en el suministro de propágulos, que ocurren como resultado de los mismos disturbios (Davis 2009).

Diferentes tipos de disturbios impactan diferentes procesos y aun el mismo disturbio puede facilitar invasiones de múltiples especies por diferentes razones como por ejemplo el mecanismo involucrado en la introducción respectiva (Davis 2009). El mecanismo principal por el cual los disturbios facilitan la invasión puede deberse a la reducción consecutiva y temporal de la competencia, la emergencia de una alta disponibilidad de recursos y el incremento de la presión de propágulos. Los cambios en la severidad, frecuencia y tipo de disturbios puede alterar la susceptibilidad de una comunidad biótica a la invasión (Eschtruth y Battles 2009).

Según Milbau citado en Thomas y Moloney (2013) en el marco jerárquico de las invasiones biológicas diferentes factores afectan la probabilidad del éxito de invasión en diferentes escalas, el clima es el factor dominante en la escala continental, mientras la topografía, el uso del suelo y la cobertura del suelo importan más en la escala regional y finalmente a pequeña escala los disturbios, las condiciones de suelo y las interacciones bióticas desempeñan un papel determinístico. Los disturbios incrementan la disponibilidad de recursos para las plantas, incluyendo las especies invasoras, además pueden alterar el balance competitivo y la ocupación de sitio de comunidades vegetales, haciendo a los factores abióticos determinantes y más importantes que los factores bióticos en cuanto al éxito de la invasión (Kohli *et al.* 2009). Los disturbios comúnmente mejoran la abundancia y distribución de las plantas exóticas, y los mecanismos generales por los cuales los disturbios promueven la invasión de exóticas incluyen además de la alteración de los

niveles de recursos y la reducción de la presión competitiva de otras plantas, a la estimulación de la germinación, favoreciendo la estrategia *ruderal* de las especies (Hierro *et al.* 2013).

Los disturbios generalmente no son suficientes para explicar el éxito de las invasiones, pues la invasión no difiere de la colonización y los disturbios pueden operar alternativamente en asociación con otros mecanismos propuestos para el éxito de las plantas exóticas, como la liberación de enemigos naturales, nichos vacíos, cambio evolutivo y “nuevas armas”, lo que causa que las especies alcancen la dominancia en las comunidades bióticas donde son eminentemente exóticas (Hierro *et al.* 2013). De acuerdo a la teoría de la aceptación biótica (Stohlgren *et al.* 2006) en lugares naturales donde hay heterogeneidad ambiental y gradientes ambientales, los disturbios y el intercambio de especies se incrementan cuanto más grande es el área del lugar (aumento de la escala espacial). Los ecosistemas naturales tienden a acomodar especies exóticas a pesar de la presencia y abundancia de especies nativas (Pyšek *et al.* 2010), por lo que el efecto de los disturbios sobre la invasión no está limitado a la respuesta directa de las especies exóticas, sino que el éxito de una especie invasora puede también ser influenciado por la respuesta de especies residentes nativas al disturbio, las cuales pueden depender de la familiaridad de una comunidad con un régimen de disturbios particulares (Hierro *et al.* 2013).

Los hábitats urbanos son generalmente considerados altamente invadidos por especies exóticas debido a la frecuencia y extensión de disturbios causados por las actividades humanas y el desarrollo (Cutway y Ehrenfeld 2010). Las invasiones de plantas son promovidas por los disturbios y la dispersión mediada por humanos, ambos de los cuales son altos en el ambiente urbano, pues las áreas metropolitanas tradicionales tienen actividades antropogénicas y un impacto estructurado según la distancia con referencia a un centro de dispersión (Gulezian y Nyberg 2010). En las áreas urbanas los parches de vegetación están frecuentemente caracterizados por relictos de la vegetación natural original y altas frecuencias y densidades de especies de plantas no nativas, cuya presencia es usualmente atribuida al disturbio físico, la cantidad elevada de nutrientes, la abundancia de bordes disturbados a lo largo de corredores de transporte y la proximidad de plantaciones de huertas (Cutway y Ehrenfeld 2009).

Los ambientes urbanos son conocidos por ser paisajes heterogéneos con parches en los cuales una variedad de diferentes tipos de uso del suelo se yuxtaponen (Cutway y Ehrenfeld 2009). La urbanización se ha identificado como un factor principal que promueve las invasiones biológicas y desempeña un rol significativo en estos procesos en gran parte porque la ciudad contiene hábitats heterogéneos y altamente disturbados que proveen nichos para especies exóticas (Wang *et al.* 2011). A la luz de la hipótesis del disturbio intermedio de Connell y Huston, que predice el incremento de la diversidad a intensidades intermedias de disturbio debido a las condiciones que favorecen la coexistencia de especies, en ambientes urbanos donde los disturbios producidos por humanos son ubicuos y varían en intensidad, las comunidades bajo intensidades de disturbios intermedios podrían tener un incremento de riqueza a causa de las condiciones que soportan tanto especies nativas como exóticas (Mandryk y Wein 2006). La abundancia de áreas altamente antropizadas tales como las zonas urbanas o redes de comunicación, son las más asociadas a la riqueza y la abundancia de plantas exóticas, atribuyéndose su importancia al aumento de la presión de propágulos como a un mayor grado de perturbación (González-Moreno *et al.* 2014).

La concentración de plantas exóticas alrededor de áreas de actividades humanas puede reflejar la dispersión mediada por humanos y los disturbios antropogénicos (Cattford *et al.* 2017). De hecho, el ambiente urbano puede ser fuente de especies ecológicamente problemáticas o simplemente el recipiente de propágulos para las áreas naturales (Gulezian y Nyberg 2010). Las áreas urbanas frecuentemente actúan como puertas de inmigración donde las especies exóticas pueden entrar a través de aeropuertos, puertos, estaciones de tren, mercados, jardines y parques urbanos y pueden llegar a ser fuentes de propágulos para la expansión a áreas naturales (Wang *et al.* 2011). Dado que el suelo urbano abarca un amplio rango de actividades humanas y patrones de uso del suelo, es posible que el grado de invasión varíe entre los tipos de uso del suelo (Cutway y Ehrenfeld 2009). Por otra parte, los hábitats generalmente asociados con disturbios inducidos por el agua y el hombre, alta fertilidad, y presión de propágulos exhiben los más altos niveles de invasiones (Pyšek *et al.* 2010). En comparación con las áreas urbanas aquellas tierras rurales no desarrolladas presentan una tasa de ocurrencia de especies exóticas invasoras muy baja (Cutway y Ehrenfeld 2009). Varios estudios realizados en gradientes urbano-rurales han documentado gran número de invasiones en la parte urbana en comparación

con los sitios rurales, existiendo en ambas partes vegetación y lluvia y bancos de semillas de especies exóticas; las comparaciones de sitios con regiones desarrolladas han demostrado que hay una variabilidad mayor en el grado de invasión entre estos sitios, frecuentemente correlacionado con las diferencias en los tipos de uso del suelo urbano. Los mecanismos que generan diferencia en invasiones entre usos del suelo urbanos se mantienen desconocidos (Cutway y Ehrenfeld 2010).

Las características del paisaje con mayor relevancia en los patrones de invasión están relacionadas con la composición del paisaje, es decir, la abundancia y diversidad de los distintos tipos de cubierta de suelo; paisajes muy diversos en cubiertas de suelo presentan un gradiente de condiciones ambientales que puede permitir el establecimiento y expansión de una gran variedad de especies (González-Moreno *et al.* 2014). Los tipos de cobertura de la tierra como áreas construidas y cultivos están altamente asociadas con las invasiones de plantas debido al incremento de la presión de propágulos y los disturbios, los cuales benefician el establecimiento de especies exóticas (González-Moreno *et al.* 2014). La distribución de plantas invasoras a lo largo de un paisaje está ampliamente gobernada por los disturbios, involucrando prácticas de uso del suelo antropogénicas y presión de propágulos; los estudios demuestran que el uso del suelo en la forma de disturbios antropogénicos en un área adyacente, afecta a un hábitat focal o a la susceptibilidad de invasión de un sitio, por la alteración de la calidad del hábitat o por el incremento del número de propágulos que arriban a los sitios (ver citas en Thomas y Moloney 2015). Según Hobbs (2010), existe un vínculo entre los disturbios y el uso del suelo, este último definido como la medida de extensión de la modificación y predominio de distintos tipos de disturbio en un área dada.

Los humedales en las regiones urbanas están sujetos a una amplia variedad de disturbios antropogénicos, muchos de los cuales promueven invasiones de plantas exóticas (Ehrenfeld 2008, van der Hammen 2008). Disturbios como la alteración del régimen hidrológico y la introducción de propágulos y nutrientes facilitan la invasión en los humedales y crean oportunidades que son bien aprovechadas por especies oportunistas típicas de estos ecosistemas, obteniendo como resultado un declive en la calidad y cantidad de especies de plantas nativas (Zedler y Kercher 2004). En los humedales, cuando los disturbios antropogénicos coinciden con el incremento en el suministro bruto de recursos, especies más tolerantes, de rápido crecimiento y morfológicamente plásticas

pueden invadir rápidamente, por lo que la hipótesis de fluctuación de recursos se debe redefinir para considerar el papel de la interacción de los disturbios en la facilitación de las invasiones (Kercher *et al.* 2007).

Los humedales como las áreas riparias experimentan un alto grado de cambio de uso del suelo (Dyer y Cowell en Kohli *et al.* 2009). Diferentes formas de disturbios antropogénicos combinados con diferentes condiciones ambientales subyacentes entre tipos de humedales pueden resultar en comunidades divergentes de especies no nativas (Skultety y Matthews 2018). La hipótesis basada en el enfoque ecosistémico que propone explicar cómo las comunidades llegan a ser susceptibles a la invasión incluye la disponibilidad de recursos no usados y la exposición a disturbios que debilitan las especies nativas y permiten que especies más tolerantes invadan (Kercher *et al.* 2007). Para las plantas invasoras las áreas vecinas que son más disturbadas o propensas a los disturbios toman relevancia en la conducción a su establecimiento (Thomas y Moloney 2013). Por lo anterior, estudios previos han identificado la importancia de los factores ambientales y los disturbios incluyendo los usos recientes del suelo en el control del establecimiento y la expansión de plantas invasoras (McDonald *et al.* 2008).

3.3 Métodos

3.3.1 Identificación de factores de disturbio

Se identificaron factores de disturbio del pasado reciente (operantes en la última década) en cada uno de los humedales con base en las observaciones de campo hechas durante el proyecto SDA-UN (2010), entrevistas informales realizadas a líderes ambientales de las comunidades de barrios adyacentes en cada caso y registros fotográficos que brindaron evidencia. Los factores se estandarizaron siguiendo lo descrito por Enrenfeld (2008) en cuanto a disturbios e impactos en humedales urbanos.

3.3.2 Identificación y cuantificación de usos del suelo alrededor de los humedales

La identificación de los usos del suelo se realizó con base en el conocimiento acumulado de los alrededores de los humedales con las visitas de campo, el uso de cartografía proporcionada por SDA-UN (2012), y la observación e interpretación hechas sobre el

ortofotomosaico de Bogotá. La información espacial referente a las áreas de las categorías de uso del suelo se obtuvo con el uso del programa Quantum GIS (QGIS) versión 1.8.0. (Lisboa). El procedimiento consistió en crear un área de influencia (buffer) de amplitud proporcional al tamaño de cada humedal en un rango de 100 a 600 m, a partir de la capas de líneas construidas para los límites legales de los humedales. Dentro del área de influencia se digitalizaron capas de polígonos individuales para cada categoría de uso del suelo mediante interpretación visual sobre el ortofotomosaico del Distrito Capital del año 2009 (WMS Catastro Distrital-WGS 84) (Figura 3-1). Los usos del suelo se clasificaron en un grupo de categorías iniciales, de fácil y rápida identificación, y comunes entre el conjunto de humedales con algunas excepciones particulares para un grupo menor. Las categorías primarias fueron las siguientes: i) Agropecuario, ii) Cementerio, iii) Colegio campestre, iv) Comercial, v) Construcción-relleno, vi) Industrial, vii) Predios en abandono, construcción o relleno, viii) Recreativo-ornamental, ix) Residencial y ix) Tránsito y otros.

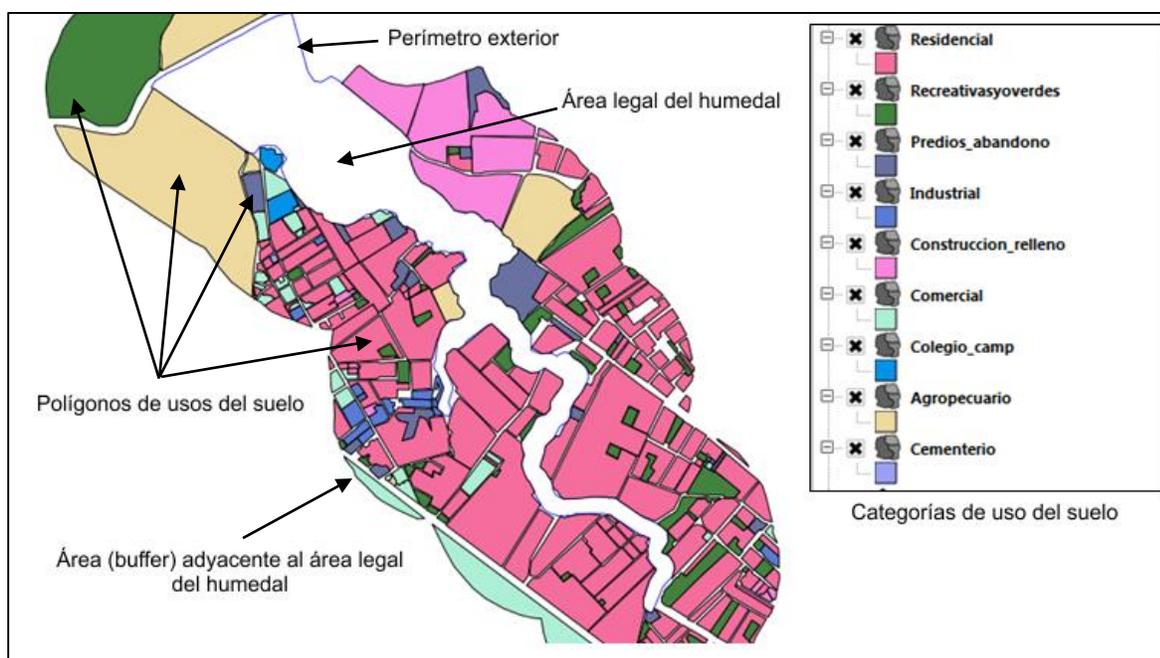
Figura 3-1: Interpretación de usos del suelo y digitalización de capas de polígonos en el área adyacente a los humedales sobre el ortofotomosaico de Bogotá del año 2009.



La cuantificación de los usos del suelo se realizó calculando la proporción de área correspondiente a las categorías de clasificación iniciales en el área adyacente a los humedales. Para esto las capas se transformaron previamente al sistema de coordenadas planas (Figura 3-2) y posteriormente se añadió a su tabla de atributos una columna con la

“calculadora de campos” del software donde se seleccionó la función “área” dentro de lista de opciones de geometría. Las áreas de los polígonos de las categorías de uso del suelo se sumaron en cada caso para obtener un valor de área global para cada una. Además se calculó el área de superficie de cada área de influencia creada.

Figura 3-2: Representación de polígonos de categorías de uso del suelo en del área de influencia adyacente a los humedales en sistema de coordenadas planas para el cálculo de áreas relativas.



Las categorías de clasificación iniciales del uso del suelo se agruparon en tipos de usos del suelo representativos y forman parte de los resultados presentados. Con esta agrupación las áreas calculadas se sumaron para los tipos de uso del suelo correspondientes y se obtuvo su proporción en porcentaje (%) con relación al área de superficie del área de influencia. Los datos se incorporaron en tablas de trabajo unificadas para el manejo de datos.

3.3.3 Análisis de datos

Se analizaron las correlaciones entre el número de factores de disturbio identificados para los humedales y las variables del grado de invasión de plantas terrestres descritas en el capítulo 2 de este trabajo, es decir, la riqueza, la abundancia total, la abundancia relativa en la franja terrestre y las frecuencias del total de las invasiones, de plantas individuales y de parches. También se hallaron las correlaciones entre el área relativa de los tipos de uso del suelo en el área adyacente a los humedales y los mismos atributos de las invasiones de plantas terrestres. Las correlaciones se calcularon con el coeficiente de correlación de Spearman a partir del uso del software estadístico R versión 3.4.3 a partir del uso del software RStudio versión 0.99.903 y se aceptaron las correlaciones con valores-p inferiores a un nivel de significancia de 0,05.

Se realizó un ANOVA no paramétrico (prueba Kruskal-Wallis = H) para probar diferencias significativas entre las áreas relativas de los tipos de uso del suelo del conjunto de humedales. Posteriormente se empleó el test de comparaciones múltiples de Dunn para identificar las comparaciones específicas de tipos de uso del suelo con diferencias significativas utilizando los valores-p corregidos por el método de Bonferroni y con un nivel de significancia de 0,05. Para esta prueba también se empleó el software RStudio.

Se realizaron dos análisis de agrupación basados en la conformación de conglomerados por similitud y el método de grupo pareado, uno cualitativo con la información de la incidencia de factores de disturbios en los humedales y usando el índice de similitud de Jaccard; y otro cuantitativo con la información de las áreas relativas de los tipos de uso del suelo calculadas, usando el índice de similitud de Bray-Curtis. Estos análisis se desarrollaron con el software PAST versión 3.19 (Hammer *et al.* 2001).

Se realizaron dos análisis de correspondencia canónica (CCA), uno entre el área relativa de los tipos de uso del suelo y la frecuencia de los hábitos de las plantas invasoras y otro entre el área relativa de los tipos de uso del suelo y la frecuencia de las categorías de especies invasoras presentada en el capítulo 2. Estos análisis se desarrollaron con el software PAST y el software RStudio.

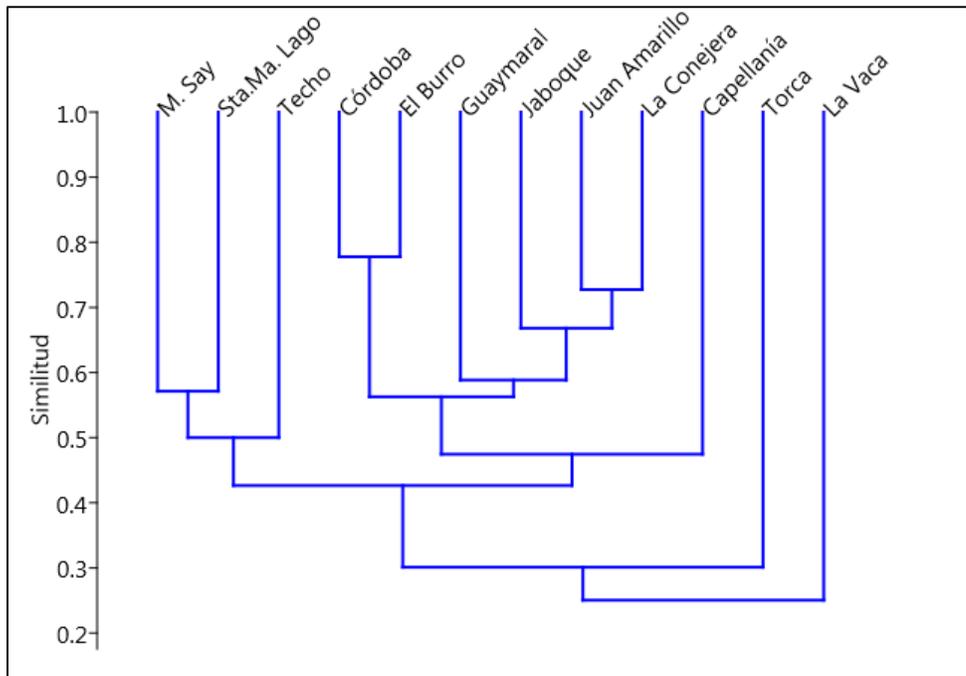
Tabla 3-1: (Continuación)

Factor de disturbio	Humedales											
	Cap.	Cor.	Bur.	Gua.	Jab.	J.Ama.	L.Con.	L.Vac.	M. Say	S.M. Lago	Tec.	Tor.
5. Siembra de especies exóticas y ornamentales.												
6. Vertimientos domésticos y/o industriales.												
7. Fragmentación.												
8. Urbanización.												
9. Industrialización.												
10. Pastoreo.												
11. Cultivos.												
12. Fauna exótica o de origen doméstico.												
13. Excavaciones.												
Total No. disturbios	8	7	9	9	8	10	9	4	7	4	5	4

Cap: Capellanía, Cor: Córdoba, Bur: El Burro, Gua: Guaymaral, Jab: Jaboque, J.Ama: Juan Amarillo, L.Con: La Conejera, L.Vac: La Vaca, S.M.Lago: Santa María del Lago, Tec: Techo, Tor: Torca.

De acuerdo con el análisis de agrupación basado en los factores de disturbio reconocidos para los humedales, a un nivel de corte de similitud de 0,8 no se formaron conglomerados de más de un humedal (Figura 3-3). Aplicando un nivel de corte de similitud de 0,7 se identificaron dos grupos formados por los humedales de Córdoba y El Burro, y Juan Amarillo y La Conejera, y se obtuvo ocho humedales separados. Tomando como nivel de corte una similitud de 0,6, se mantuvo el conglomerado Córdoba-El Burro y se obtuvo un conglomerado de tres humedales formado por Jaboque, Juan Amarillo y La Conejera, más los siete humedales restantes sin agrupación. El cambio abrupto del número de conglomerados se presentó entre los niveles de corte correspondientes a similitudes de 0,5 y 0,6.

Figura 3-3: Dendrograma de similitud de los humedales de Bogotá con relación a la asociación de factores de disturbio.



(Método de grupo pareado, índice de Jaccard, coeficiente de correlación cofenética = 0,82).

En el Cuadro 3-1 se presenta la evidencia fotográfica de algunos de los principales factores de disturbio identificados.

Cuadro 3-1: Evidencia fotográfica de algunos factores de disturbio identificados en los humedales.

<p>Canalización</p>	<p>Urbanización y vertimientos</p>
	
<p>Siembra de plantas exóticas</p>	<p>Relleno de escombros</p>
	
<p>Pastoreo</p>	<p>Fauna doméstica</p>
	

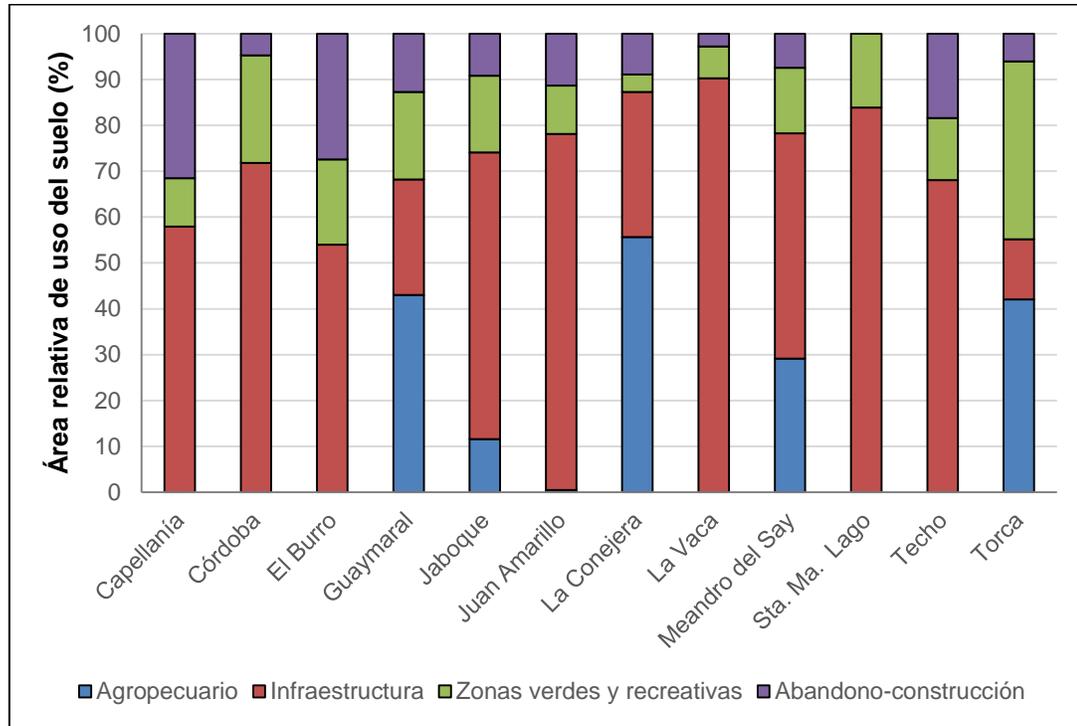
3.4.2 Usos del suelo alrededor de los humedales

Los usos del suelo alrededor de los humedales se agruparon en cuatro tipos principales cuyos porcentajes de área relativa dentro del área de influencia adyacente variaron para cada humedal. Los tipos de uso del suelo fueron:

- **Agropecuario:** comprende actividades económicas y culturales como la plantación de cultivos y huertas, y la cría de ganado bovino y ovino en pastizales.
- **Infraestructura:** comprende el uso del suelo destinado a vías para vehículos motorizados, edificaciones industriales, edificaciones comerciales y edificaciones de vivienda ya establecidas.
- **Zonas verdes y recreativas:** comprende el uso de predios para parques recreo-deportivos, jardines públicos, clubes privados y colegios campestres, cementerios, ciclorrutas y alamedas.
- **Predios en abandono:** comprende áreas baldías sin aparente uso, o áreas rellenadas con usos aparentemente transitorios para parqueaderos, sitios de almacenaje de herramientas o depósito de escombros, e incluso sitios rellenados y nivelados con aparente inicio de labores para la construcción de edificaciones.

Los usos destinados a infraestructura, zonas verdes y recreativas, predios en abandono, y fueron identificados dentro del área de influencia de todos los humedales de estudio, mientras el uso agropecuario se identificó exclusivamente para los humedales de Guaymaral, Torca, Jaboque, La Conejera y Meandro del Say. El uso del suelo más representativo entre el conjunto de humedales fue el uso destinado a infraestructura (Figura 3-4).

Figura 3-4: Porcentaje de área relativa de cuatro tipos de uso del suelo en el área adyacente a los humedales de Bogotá estudiados.



El área relativa promedio dentro del área de influencia adyacente a los humedales fue mayor para el uso de suelo destinado a infraestructura (57%). Los valores de área relativa promedio para los demás tipos de uso de suelo fueron inferiores a 20%, 16% para el uso destinado a zonas verdes y recreativas, 15% para el uso agropecuario y 12% para predios abandonados, en construcción o relleno. Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las áreas de los distintos tipos de uso del suelo ($H=21,59$, $p<0,001$), las cuales se presentaron específicamente entre el uso para infraestructura y los otros tres tipos de usos (Tabla 3-2).

El uso del suelo destinado a infraestructura fue mayor para el humedal de La Vaca alcanzando un 90% de área relativa, seguido del humedal de Santa María del Lago con 83%, y de los humedales Juan Amarillo y Córdoba para los cuales el valor del área fue superior a 70%. El área relativa de uso destinado a zonas verdes y recreativas fue mayor para el humedal de Torca (39%) seguida del humedal de Córdoba (23%). Respecto al uso relacionado con predios en abandono, el humedal de Capellanía fue el de mayor área

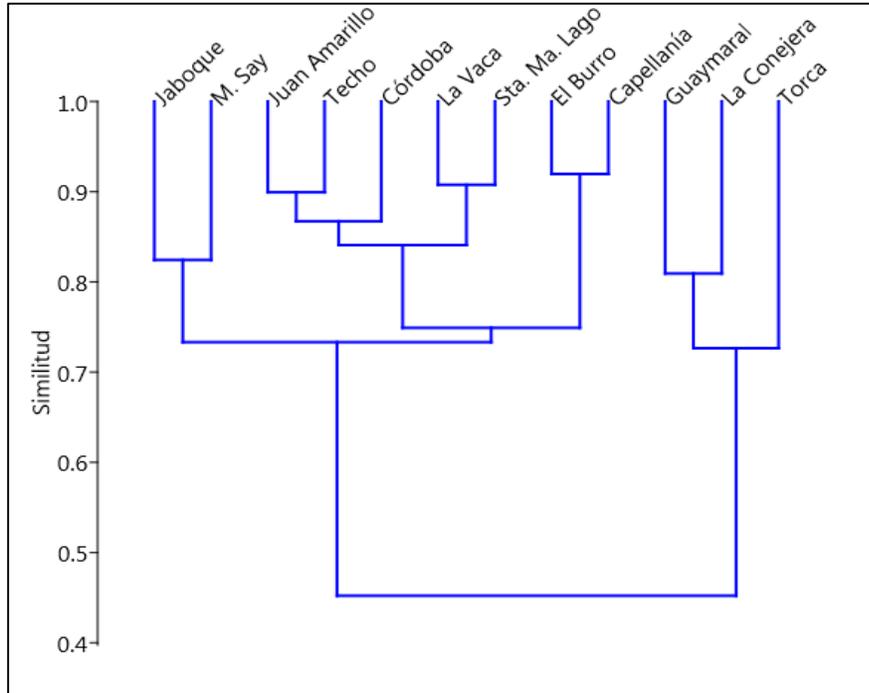
relativa (31%) seguido del humedal El Burro (27%). El uso agropecuario fue superior para el humedal de La Conejera (55,7%) aunque también se destacaron los humedales de Guaymaral (43%) y Torca (42% entre el conjunto de humedales para los cuales se identificó este tipo de uso.

Tabla 3-2: Resultados de comparaciones múltiples de Dunn para áreas relativas de tipos de uso del suelo.

Parejas de comparación de tipos de uso del suelo		Valor-p
Agropecuario	Infraestructura	0,0002*
Agropecuario	Zonas verdes y/o recreativas	1
Agropecuario	Predios en abandono	1
Infraestructura	Zonas verdes y/o recreativas	0,018*
Infraestructura	Predios en abandono	0,0005*
Zonas verdes y/o recreativas	Predios en abandono	1

De acuerdo con el análisis de agrupación basado en el área relativa de los diferentes tipos de uso del suelo y con un nivel de corte en similitud de 0,7, se obtuvo dos grandes conglomerados de humedales, uno conformado por los humedales de Torca, La Conejera y Guaymaral y otro conformado por los nueve humedales restantes (Figura 3-5). A un nivel de corte en similitud de 0,8 se obtuvo tres conglomerados de dos humedales, un conglomerado de cinco humedales y un humedal por separado. El cambio más abrupto y aceptado para el dendrograma se observó con un nivel de corte de 0,85 en similitud, con el cual se obtuvo un conglomerado de tres humedales (Juan Amarillo-Techo-Córdoba), dos conglomerados de dos humedales (La Vaca-Santa María del Lago y El Burro-Capellanía) y cinco humedales separados. Según la agrupación dentro de estos últimos conglomerados, los humedales caracterizados por presentar mayor similitud fueron en su orden El Burro-Capellanía, La Vaca-Santa María del Lago, y Juan Amarillo-Techo, todos con similitudes iguales o ligeramente superiores a 0,9.

Figura 3-5: Dendrograma de similitud de los humedales de Bogotá con relación al área relativa de usos del suelo en sus alrededores.

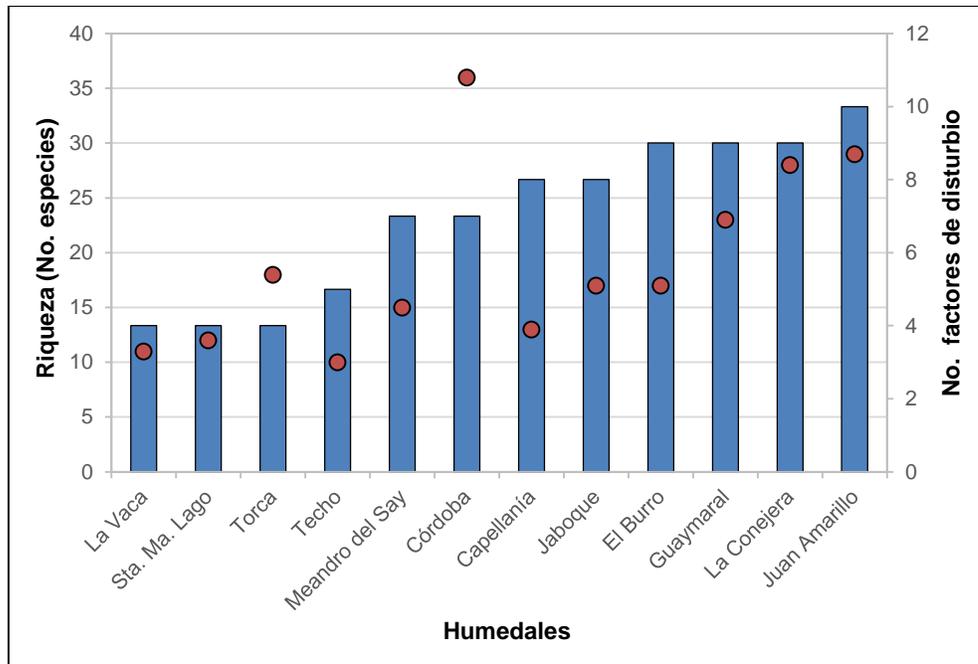


(Método de grupo pareado, índice de Bray-Curtis, correlación cofenética = 0,87)

3.4.3 Invasiones de plantas terrestres con respecto a factores de disturbio y usos del suelo

La riqueza de plantas terrestres invasoras en los humedales no fue necesariamente mayor con mayor número de factores de disturbio (Figura 3-6), en el caso del humedal de Córdoba se encontró mayor riqueza de invasoras pero no fue coincidente con el mayor número de disturbios identificados entre el conjunto de humedales. Sin embargo, el humedal de Juan Amarillo tuvo la segunda mayor riqueza y el número de factores de disturbio más alto. Humedales como La Conejera, Guaymaral y El Burro, con el segundo mayor número de disturbios, presentaron riquezas de invasoras variables. Humedales como La Vaca, Santa María del Lago y Torca se caracterizaron por tener menor número de disturbios pero también presentaron riquezas variables que en todos los casos no fueron la menor riqueza entre todo el conjunto.

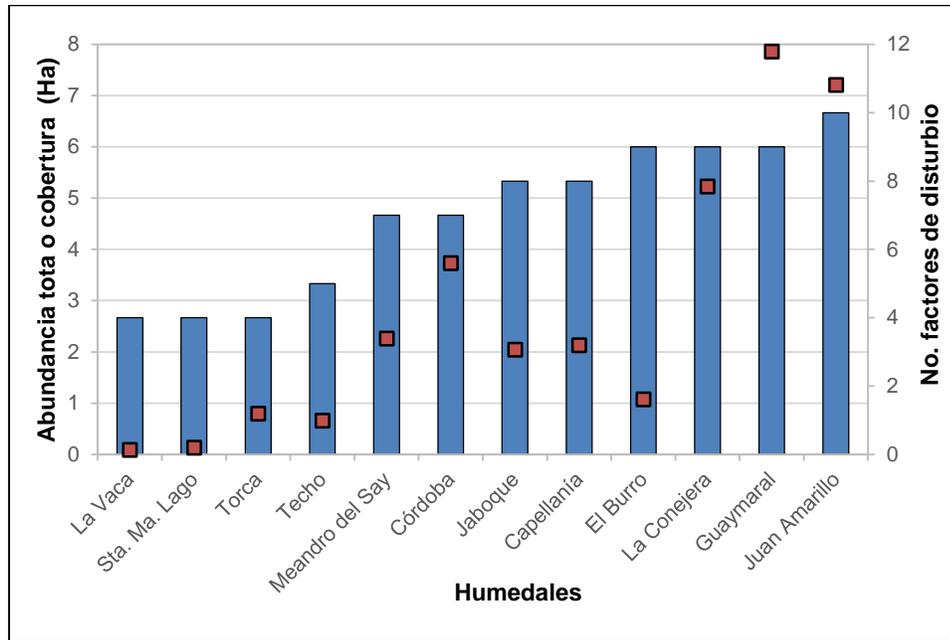
Figura 3-6: Riqueza de las plantas terrestres que conforman invasiones y número de factores de disturbio identificados para los humedales de estudio.



Con respecto a la abundancia total de plantas terrestres invasoras, los humedales con menor número de factores de disturbio presentaron los valores más bajos y humedales como La Conejera, Guaymaral y Juan Amarillo presentaron los valores de abundancia más altos (

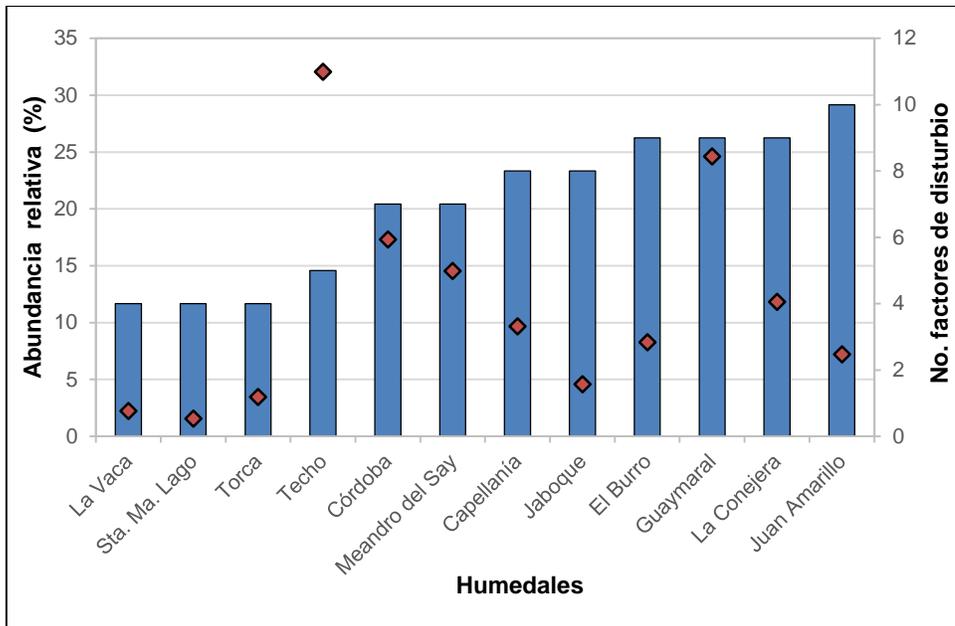
Figura 3-7). Sin embargo, en otros casos como el del humedal El Burro, aunque el número de factores de disturbio fue alto la abundancia de invasoras registrada fue relativamente baja. Los humedales de Meandro del Say, Jaboque y Capellanía con un número de disturbios similar presentaron valores de abundancia de invasoras similares. El humedal de Córdoba a pesar de tener el mismo número de disturbios que el humedal de Meandro del Say presentó una abundancia más alta que éste y que la de los humedales de Jaboque, Capellanía y El Burro.

Figura 3-7: Abundancia total de las plantas terrestres que conforman invasiones y número de factores de disturbio identificados para los humedales de estudio.



Los valores de abundancia relativa de las plantas invasoras en la franja terrestre variaron entre el grupo de humedales y con respecto al orden del número de factores de disturbio (Figura 3-8). El humedal de Juan Amarillo presentó una abundancia relativa comparativamente baja (7%) a pesar de tener mayor número de factores de disturbio asociados. El humedal de Techo fue el de mayor abundancia relativa (32%) a pesar de no asociarse con un número de factores de disturbio alto. Los humedales de La Vaca, Santa María del Lago y Torca presentaron las abundancias relativas comparativamente más bajas (<5%) y al mismo tiempo fueron los humedales con menor número de factores de disturbio. Los humedales de Guaymaral, La Conejera y El Burro presentaron abundancias relativas diferentes entre las que se destacó la superioridad de la abundancia del humedal de Guaymaral (25%), a pesar de tener todos el mismo número de factores de disturbio asociado, el cual fue relativamente alto entre el conjunto de humedales. Entre los humedales de Capellanía y Jaboque, y Córdoba y Meandro del Say, se presentaron contrastes similares al anterior con diferencias del valor de abundancia relativa de 5% y 3% respectivamente para cada pareja de humedales comparada.

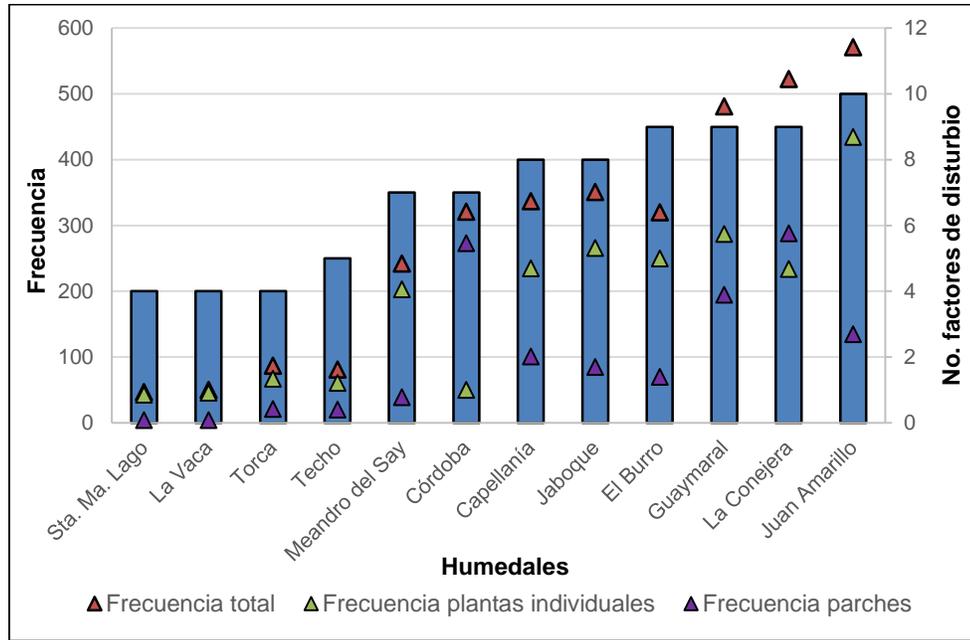
Figura 3-8: Abundancia relativa de las plantas terrestres que conforman invasiones y número de factores de disturbio identificados para los humedales de estudio.



La frecuencia total de las plantas invasoras terrestres se incrementó con el número de factores de disturbio (Figura 3-9). Los humedales de La Vaca y Santa María del Lago presentaron frecuencias totales iguales o menores a 50. Los humedales Meandro del Say, Córdoba, Capellanía, El Burro y Jaboque tuvieron frecuencias totales entre 200 y 400 con dos a tres factores de disturbios más en comparación con los humedales de menor número. Los humedales de Guaymaral, La Conejera y Juan Amarillo presentaron las frecuencias totales más altas entre el conjunto de humedales, superiores a 400, así como el mayor número de factores de disturbio.

Discriminando las frecuencias de plantas invasoras terrestres entre los registros de plantas individuales y parches se observó la misma tendencia en general descrita para la frecuencia total. Sin embargo, para el humedal de Córdoba la superioridad de parches con respecto al número de plantas individuales no formó parte de esta tendencia, y para el humedal Juan Amarillo el número de parches no fue mayor con el incremento en el número de factores de disturbio dado la superioridad notable del número de plantas individuales.

Figura 3-9: Frecuencia de las plantas terrestres que conforman invasiones y número de factores de disturbio identificados para los humedales de estudio.



Se encontraron correlaciones positivas entre el número de factores de disturbio y la riqueza, la abundancia, la frecuencia total, la frecuencia de plantas individuales y la frecuencia de parches de las invasiones de plantas terrestres (Tabla 3-3). Las correlaciones fueron fuertes y estadísticamente significativas con todas las variables ($p < 0,05$) a excepción de la riqueza y la abundancia relativa en la franja terrestre. Para estas dos variables la correlación fue positiva y moderada pero no estadísticamente significativa ($p \geq 0,05$).

Se halló correlación positiva, fuerte y estadísticamente significativa entre el área relativa de uso de suelo destinado a predios en abandono y la frecuencia de plantas individuales (Tabla 3-4). Las demás correlaciones de comparación de variables no fueron estadísticamente significativas.

Tabla 3-3: Valores del coeficiente de correlación de Spearman entre el número de factores de disturbio y atributos ecológicos de las invasiones de plantas en los humedales.

Atributo de invasiones	<i>Spearman - ρ</i>	<i>p-valor</i>
Riqueza	0,57	0,05
Abundancia total	0,8	0,002
Abundancia relativa en franja terrestre	0,4	0,26
Frecuencia total	0,9	6,48E-05
Frecuencia de plantas individuales	0,88	6,49E-05
Frecuencia de parches	0,77	1,65E-03

Tabla 3-4: Valores del coeficiente de correlación de Spearman entre el área relativa de tipos de uso del suelo (% del área de influencia adyacente) y atributos ecológicos de las invasiones de plantas en los humedales.

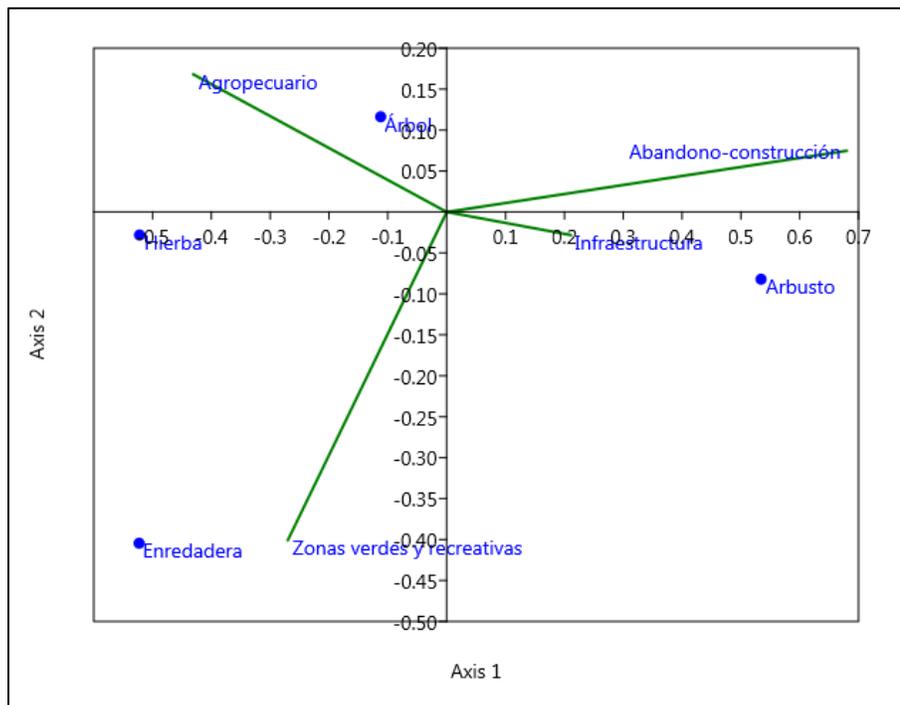
Tipo de uso del suelo	Atributo de invasiones	<i>Spearman - ρ</i>	<i>Valor-p</i>
Agropecuario	Riqueza	0,49	0,104
	Abundancia total	0,57	0,052
	Abundancia relativa en franja terrestre	0,16	0,627
	Frecuencia total	0,53	0,079
	Frecuencia plantas individuales	0,45	0,141
	Frecuencia parches	0,44	0,147
Infraestructura	Riqueza	-0,32	0,307
	Abundancia total	-0,41	0,186
	Abundancia relativa en franja terrestre	-0,36	0,255
	Frecuencia total	-0,33	0,297
	Frecuencia plantas individuales	-0,41	0,191
	Frecuencia parches	-0,37	0,24
	Frecuencia parches	0,02	0,957

Tabla 3-4: (Continuación)

Tipo de uso del suelo	Variable de invasiones	<i>Spearman - ρ</i>	<i>Valor-p</i>
Predios en abandono construcción o relleno	Riqueza	-0,02	0,948
	Abundancia total	0,33	0,291
	Abundancia relativa en franja terrestre	0,49	0,106
	Frecuencia total	0,47	0,124
	Frecuencia plantas individuales	0,7	0,013
	Frecuencia parches	0,33	0,301
Zonas verdes y/o recreativas	Riqueza	0,33	0,291
	Abundancia total	0,03	0,923
	Abundancia relativa en franja terrestre	0,06	0,846
	Frecuencia total	-0,12	0,713
	Frecuencia plantas individuales	0,02	0,948

Según el análisis de correspondencia canónica entre los tipos de uso del suelo y la frecuencia de las especies invasoras agrupadas en hábitos (Figura 3-10), las especies con hábito de enredaderas o trepadoras se asociaron más con la proporción de área de las zonas verdes y recreativas, los arbustos con la proporción de área de los predios en abandono, los árboles con la proporción de área de uso agropecuario y las hierbas entre el área de uso agropecuario y las zonas verdes y recreativas. En este análisis el 92,7% de la varianza se concentró en los dos primeros ejes (Tabla 3-5).

Figura 3-10: Diagrama (triplot) del análisis de correspondencia canónica entre el área relativa de usos del suelo en el área adyacente a los humedales y la frecuencia de hábitos de especies invasoras.



De acuerdo con el análisis de correspondencia canónica entre los tipos de uso del suelo y la frecuencia de las especies invasoras agrupadas por categorías de clasificación, las especies de la categoría I se asociaron más con la proporción de área de los predios abandonados o en construcción, las categorías III y V más con la proporción de área de zonas verdes y recreativas, y las categorías II y IV en alguna manera con la proporción de áreas destinadas a infraestructura (Figura 3-11). En este análisis el 97,3% de la varianza se concentró en los dos primeros ejes (Tabla 3-5).

Figura 3-11: Diagrama (triplot) de análisis de correspondencia canónica entre el área relativa de usos del suelo en el área adyacente a los humedales y la frecuencia de categorías de especies invasoras.

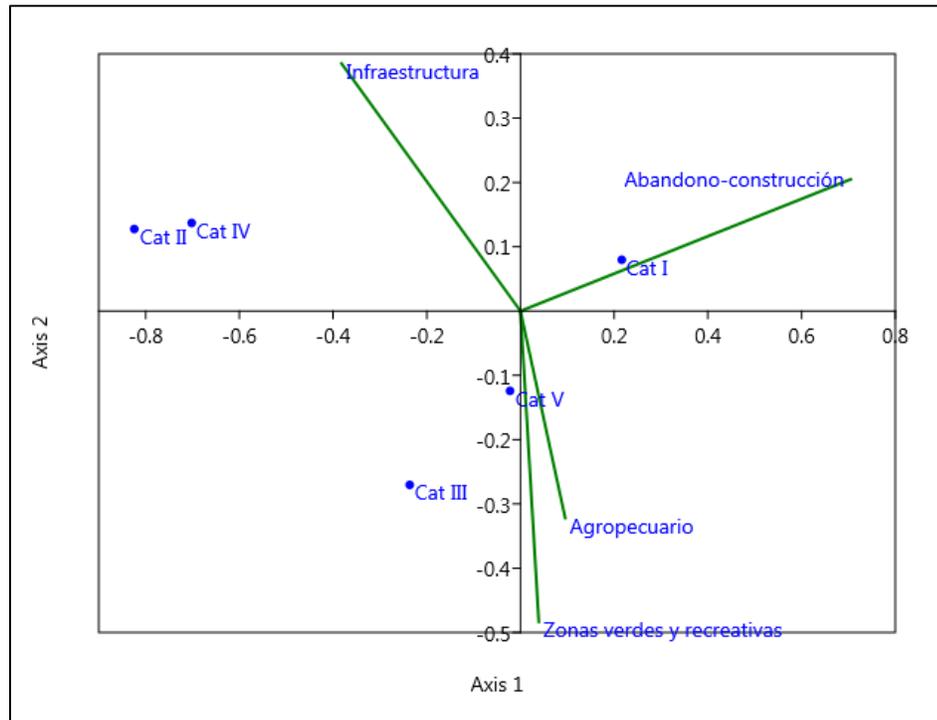


Tabla 3-5: Resultados del análisis de correspondencia canónica entre el área relativa de los tipos de uso del suelo en el área adyacente a los humedales y la frecuencia de especies invasoras de acuerdo a agrupación por hábitos y categorías de especies.

Agrupación por hábitos			Agrupación por categorías de especies		
Eje	Autovalor	Por. (%)	Eje	Autovalor	Por. (%)
1	0,13945	79,5	1	0,089624	84,6
2	0,023207	13,2	2	0,013548	12,8
3	0,012722	7,25	3	0,0028138	2,66
-	-	-	4	5,72E-14	5,397E-11

3.4.4 Heterogeneidad de los usos del suelo en el área adyacente a los humedales y desarrollo de las invasiones

La Tabla 3-6 contiene los índices de Shannon y Simpson calculados para los humedales de estudio con respecto a los tipos de uso del suelo y sus áreas relativas dentro del área de influencia adyacente. De acuerdo con el índice de Shannon el humedal con mayor heterogeneidad respecto a los usos del suelo fue el humedal de Guaymaral, aunque los humedales Meandro del Say y Torca también presentaron índices superiores a 1. En el otro extremo los humedales caracterizados por tener la heterogeneidad más baja en este aspecto fueron Juan Amarillo y La Vaca. En consideración al índice de Simpson los humedales más influenciados por la dominancia de alguno de los tipos de uso del suelo en el área adyacente fueron La Vaca y Santa María del Lago, y los humedales de Juan Amarillo y Córdoba fueron aquellos con influencia intermedia de la dominancia.

Tabla 3-6: Valores de los índices de Shannon y Simpson para estimar la heterogeneidad de los usos del suelo en el área adyacente a los humedales.

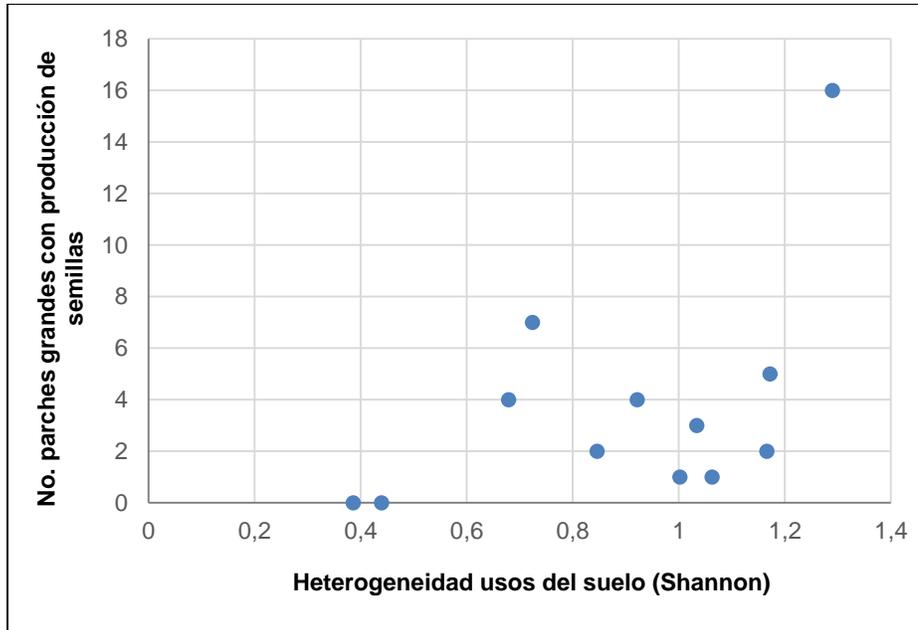
Humedal	Índice de Shannon	Índice de Simpson (1-D)
Capellanía	0,92	0,56
Córdoba	0,72	0,43
El Burro	1	0,6
Guaymaral	1,29	0,7
Jaboque	1,06	0,56
Juan Amarillo	0,68	0,37
La Conejera	1,03	0,58
La Vaca	0,39	0,18
Meandro del Say	1,17	0,64
Santa María del Lago	0,44	0,27
Techo	0,85	0,49
Torca	1,17	0,65

No se hallaron correlaciones estadísticamente significativas entre la heterogeneidad de los usos del suelo y las variables de las invasiones de plantas terrestres. Tampoco se encontraron correlaciones entre la heterogeneidad y la cantidad parches clasificados por categoría de tamaños y el número de parches con individuos o clones en producción de semillas (Tabla 3-7). Sin embargo, se identificó como tendencia el posible aumento de la cantidad de parches grandes en ERS (estados fenológicos asociados a la reproducción sexual) a mayor heterogeneidad de usos del suelo (Figura 3-12) como lo ejemplifica el humedal de Guaymaral.

Tabla 3-7: Valores del coeficiente de correlación de Spearman calculados para la heterogeneidad de usos del suelo en el área adyacente de los humedales y atributos referentes al grado de las invasiones.

Variable de las invasiones		Spearman-ρ	Valor-p
Atributos generales	Riqueza	0,27	0,403
	Abundancia total	0,45	0,14
	Abundancia relativa en la franja terrestre	0,35	0,259
	Frecuencia total	0,35	0,265
	Frecuencia de plantas individuales	0,35	0,106
	Frecuencia de parches	0,33	0,291
Atributos sobre parches	No. parches pequeños	0,33	0,291
	No. parches medianos	0,4	0,194
	No. parches grandes	-0,01	0,973
	No. parches con producción de semillas	0,36	0,255

Figura 3-12: Cantidad de parches grandes con producción de semillas según la heterogeneidad de usos del suelo en el área adyacente a los humedales.



3.5 Discusión

Los estudios realizados acerca de la incidencia de factores de disturbio y usos del suelo en el desarrollo de los procesos de invasiones de plantas terrestres, especialmente en humedales urbanos, son poco conocidos en Colombia y prácticamente inexistentes. El estudio de las relaciones entre el estado y grado de invasión y la degradación y transformación de los humedales de la ciudad de Bogotá requiere mayor atención no solo en el contexto de la investigación sino también dentro de la gestión ambiental y territorial. Las invasiones biológicas aceleradas o acentuadas por la transformación y la degradación de ecosistemas vulnerables como los humedales amenazan la provisión de servicios ecosistémicos en el área urbana y afectan el patrimonio natural de la ciudad.

Pese a que varios de los humedales del Distrito Capital forman parte del sistema de PEDH desde hace varios años, su condición no ha evitado del todo la incidencia de los diferentes factores de disturbio identificados en este estudio. Dichos factores hicieron referencia a actividades y procesos antrópicos que dentro de las áreas legales de los humedales aún persisten o cuyos impactos aún son evidentes. El estudio de Moges *et al.* (2017) realizado

en seis humedales de Etiopía sometidos a diferentes usos de la tierra, señaló que actividades como establecimiento de drenajes, urbanización, cosechas, cultivo, pastoreo y descarga de vertimientos, crean diversos microhábitats que mejoran el establecimiento de especies colonizadoras que exterminan a las plantas nativas; siendo los disturbios más frecuentes los más determinantes en la alteración de la composición y diversidad de plantas nativas de humedal. En este estudio uno de los factores de disturbio más comunes entre el grupo de humedales fue la siembra de especies exóticas, muchas de ellas forestales y ornamentales, constituyendo una de las causas directas y fácilmente reconocibles que explican la introducción de plantas invasoras terrestres dentro de estos ecosistemas de manera intencional y dirigida. Otros de los factores de disturbio como el depósito de escombros y basuras constituye la causa indirecta de la introducción de otro grupo de plantas exóticas cuyas semillas, entre otros propágulos, llegan al interior de los humedales entre los residuos de construcciones y los residuos orgánicos, algunas veces muy cerca del espejo de agua. De acuerdo con Cutway y Ehrenfeld (2010) los sitios disturbados actúan como corredores para la dispersión de semillas en los humedales y desempeñan un papel importante en la introducción de nuevas especies al interior de los mismos dando como resultado un alto número de especies exóticas en los bancos de semillas de áreas residenciales. Por consiguiente los disturbios en el exterior de los humedales también son importantes e influyen en el inicio del proceso de las invasiones de plantas (Chen *et al.* 2011), pero adicionalmente la dispersión de semillas ocurre a través de corredores como zanjas y caminos que alcanzan los límites de los humedales y pueden extenderse a través de éstos, garantizando su introducción.

Los humedales para los cuales se presentó mayor número de disturbios forman parte de un grupo de éstos con áreas grandes e influencia urbana y periurbana (Simpson y Newsome 2017) debido a su extensión y límites en diferentes sectores rodeados por zonas residenciales, industriales, fincas y sus transiciones. Estos mismos humedales se agruparon en el análisis de similitud, mostrando tener los mismos factores de disturbio. Los humedales más pequeños rodeados por la matriz urbana y aquellos con mayor influencia periurbana, en cambio presentaron menor número de disturbios diferentes entre sí y con relevancias distintas. Existen muchas clasificaciones de los humedales basadas en características de la vegetación, hidrología, química del agua, sustrato y forma del terreno pero pocas incluyen consideraciones acerca de sus alteraciones (Skultety y Matthews 2018). La agrupación de humedales por factores de disturbio mostró asociaciones entre

humedales de las mismas cuencas, por cuanto las cuencas tienden a tener los mismos procesos de degradación (Faulkner y Gov 2004). Sin embargo, también existen humedales que se asemejan en su combinación de factores de disturbio sin pertenecer a las mismas localidades o zonas de la ciudad, lo que indica que dentro de la región los regímenes de disturbio y perturbaciones, históricos y actuales, pueden ser comunes o compartidos, y por consiguiente han incidido en el desarrollo de procesos de invasión que pueden asemejarse. En todos los casos, la discontinuidad de los humedales en el paisaje urbano los hace propensos a impactos de factores de estrés externos impuestos por los usos del suelo en sus alrededores, prácticamente existiendo como islas biogeográficas (Galatowitsch *et al.* 2000) muy susceptibles a las invasiones.

En el área adyacente a los humedales el mayor porcentaje y predominio del área destinada a la infraestructura se debe a su naturaleza de humedales urbanos que fueron reduciéndose, fragmentándose y reemplazándose histórica y paulatinamente con el establecimiento de áreas potrerizadas y la posterior construcción de avenidas, barrios residenciales y establecimientos industriales y comerciales, con el desarrollo consecutivo de la ciudad (DAMA 2000, van der Hammen *et al.* 2008, Beltrán *et al.* 2012). Por otra parte el uso agropecuario del suelo fue más notable en humedales mucho más relacionados con límites rurales relacionados con la proximidad al río Bogotá en el occidente de varias localidades o el nororiente de las localidades de Usaquén y Suba. Esto coincide con lo descrito por Gulezian y Nyberg (2010), en cuyo estudio se demostró que las construcciones urbanas cambian con el aumento de la distancia al centro de la ciudad, pasando de ser predominantemente altas, costosas y multiunitarias, a residencias familiares unitarias densas y luego a residencias menos densas con más prados y jardines hasta encontrar terrenos destinados a la agricultura.

El uso del suelo destinado a zonas verdes y/o recreativas fue común entre el conjunto de humedales, sin embargo, resaltó su contraste entre humedales inmersos en la matriz urbana y humedales mixtos con influencia de área rural. Básicamente la existencia y la cantidad de zonas verdes y/o recreativas de diferentes tipos en el área adyacente a los humedales se relaciona en todos los humedales por el uso del suelo destinado a la infraestructura de edificación, es decir, sectores residenciales para los cuales se construyeron dichas zonas con fines públicos de recreación y ornato (Gulezian y Nyberg

2010, Brundu 2014), mucho más notables en humedales ubicados en sectores de estratos económicos medios a altos.

La correlación positiva y fuerte entre atributos del grado de invasión de plantas terrestres como la abundancia y la frecuencia, y el número de factores de disturbio de los humedales permite calificar como válido el primer enunciado de la tercera hipótesis de estudio. Lo anterior concuerda con la concepción de los disturbios inducidos por el hombre como factores promotores de invasión (Rouget y Richardson 2003, Gulezian y Nyberg 2010, Hierro *et al.* 2013). Según Rouget y Richardson (2003) los disturbios exponen el suelo desnudo, permitiendo el establecimiento de semillas, por lo que a escala local la configuración del suelo desnudo afecta enormemente la expansión de especies invasoras. En los humedales de Bogotá factores de disturbio como la canalización, la construcción de jarillones y caminos, el depósito de escombros, las excavaciones, la fragmentación y urbanización (van der Hammen *et al.* 2008) se relacionan fuertemente con la remoción del suelo en la franja terrestre dando paso al origen y progresión de los procesos de invasión de plantas terrestres tratados en este estudio. Sin embargo, el número de disturbios puede correlacionarse también con el área de los humedales, por cuanto a mayor área de éstos hay mayor probabilidad de ocurrencia e influencia de disturbios diferentes. Es importante considerar que el efecto sobre el grado de invasión también puede relacionarse con la magnitud, intensidad y frecuencia de los disturbios, atributos cuya cuantificación es dispendiosa, representando dificultades metodológicas y que no se abordaron en este trabajo.

La ausencia de correlación en general entre el área relativa de los tipos de uso del suelo y las variables que miden del grado de invasión se contrapone al segundo enunciado de la tercera hipótesis de investigación y requiere de aclaración. Este resultado se debe principalmente a que la importancia de los usos del suelo alrededor de los humedales con respecto al origen y progresión de las invasiones no es principalmente actual sino histórica y sobretodo asociada a los cambios de un tipo de uso de suelo a otro cuyas perturbaciones asociadas generan los conocidos créditos de invasión que terminan por expresarse con el tiempo (González-Moreno *et al.* 2015) y que además hacen parte del legado del paisaje. En efecto, los tipos de uso del suelo definidos y su cuantificación, fueron relativamente actuales y recientes con respecto a la temporalidad de los datos concernientes al grado de invasión, según Galatowitsch *et al.* (2000) determinar los impactos del uso del suelo sobre

las comunidades biológicas son un problema frecuente porque la conversión sustancial del paisaje ocurre de décadas a siglos, mucho antes de la caracterización de los cambios bióticos. Esta misma razón puede justificar la ausencia de correlación entre la heterogeneidad basada en áreas relativas de usos del suelo y las medidas del grado de invasión. La riqueza, abundancia o frecuencia de las invasiones como atributos colectivos del grado de invasión no necesariamente se relacionan con un solo tipo específico de uso del suelo y el área destinada al mismo. Los tipos de uso del suelo, y en especial sus cambios en el tiempo en las inmediaciones de ecosistemas como los humedales, pueden incidir positiva o negativamente en diferentes fases del proceso de invasión de una o más especies (Vilà y Ibáñez 2011). De esta manera, el grado de invasión actual de plantas terrestres en los humedales es en parte producto de los cambios de uso del suelo sucedidos a lo largo de su historia de transformación a escala regional, pero los tipos de uso del suelo recientes y actuales mantenidos como estables en el tiempo a escala local pueden tener menos incidencia para el global de las invasiones caracterizadas actualmente, que el impacto reciente de los factores de disturbio al interior de los humedales. Las especies exóticas invaden los humedales urbanos como resultado de una compleja mezcla de influencias que incluyen propiedades intrínsecas de sitio, efectos antropogénicos dentro y alrededor de los humedales y respuestas individuales de las especies a todos los factores (Ehrenfeld 2008).

Según lo encontrado por Cutway y Ehrenfeld (2009) en su estudio en humedales forestales urbanos de New Jersey, diferentes tipos de uso del suelo en el área adyacente a los humedales producen grandes diferencias en la invasión de plantas exóticas. Humedales con áreas adyacentes de uso residencial por ejemplo están sujetos a un alto nivel de disturbio y grandes fuentes de propágulos de plantaciones adyacentes como huertos, lo cual no ocurre en humedales embebidos completamente en áreas eminentemente industriales. Las áreas residenciales de hecho son fuente de incorporación de materia orgánica y sedimentos a los humedales a través de drenajes naturales y artificiales. El depósito de residuos de jardinería también incide en el aumento de nutrientes en el suelo alrededor del cuerpo de agua y zonas de la franja terrestre y llevando propágulos de especies ornamentales a los humedales. Ehrenfeld (2008) señala que las declaraciones generales sobre alta invasión en áreas urbanas no son del todo confiables y se deben reevaluar con respecto a diferentes tipos de uso del suelo más específicos, a raíz de

resultados que mostraron que los efectos diferenciales del uso del suelo relacionados con actividades comerciales, industriales y residenciales requieren estudios de escala fina para representar la heterogeneidad dentro de las categorías del uso del suelo urbano.

Los resultados mostraron principalmente la relación entre el uso del suelo destinado a zonas verdes y recreativas y la frecuencia de plantas invasoras con hábito de enredaderas o trepadoras, lo cual se debe al carácter ornamental de muchas de estas especies o su uso en jardines (Brundu 2014) comunes asociados a parques de recreación, como se evidenció en el caso de especies como *T. alata*, *H. hélix*, *T. majus*, *Passiflora sp.* y *C. explodens*, que fueron registradas visualmente en estos espacios e incluso en jardines residenciales contiguos a áreas públicas. También se evidenció la relación entre el uso agropecuario y las hierbas, varias de ellas especies de fines comerciales; y entre el uso agropecuario y los árboles (ver ejemplos en Staudhammer *et al.* 2015) con representación de especies tradicionalmente utilizadas como cercas vivas en las antiguas haciendas o para desecar terrenos y estabilizar jarillones asociados a canales. La asociación de predios en abandono y las plantas invasoras de hábito arbustivo (ver ejemplos en SCBD 2001) se justifica porque dicho uso del suelo permite el depósito no controlado de escombros que llevan semillas de especies como *U. europaeus*, *G. monspesulana* y *S. marginatum* las cuales se expresan fuera de los humedales convirtiéndose rápidamente en plantas adultas que se reproducen y luego se dispersan al interior de los humedales. Estas especies son unas de las más oportunistas, compiten por el recurso lumínico y aprovechan las condiciones de contaminación que encuentran en drenajes que conectan con los humedales en áreas de infraestructura como las zonas industriales o residenciales.

Se resalta la asociación entre el las áreas usadas como predios en abandono, rellenos para construcción o construcciones recientes e incipientes, y especies invasoras de la categoría I (invasoras mundialmente conocidas), incluyendo no solo especies de hábito arbustivo sino también de hábito arbóreo, mundialmente invasoras, extremadamente agresivas y con la capacidad de formar parches grandes y dispersarse rápidamente a otros sitios (SCBD 2001, Von Der Lippe y Kowarik 2007). Este resultado es congruente con lo expuesto anteriormente con respecto a la asociación con los hábitos de las plantas, pero también con observaciones realizadas en casos particulares como los presentados para los humedales de Juan Amarillo y Capellanía en cuyas inmediaciones los predios abandonados para la construcción de la Avenida Longitudinal de Occidente no solo

presentan invasiones de plantas de la categoría I sino que son en el presente áreas fuente para la dispersión de estas especies hacia los humedales. Lo anterior se confirma con la correlación positiva y fuerte encontrada entre el área relativa de este tipo de uso del suelo y la frecuencia de plantas individuales, las cuales simbolizan la operación de procesos como dispersión desde áreas cercanas, y el arribo y la colonización de especies invasoras como fases del proceso de invasión.

En resumen los tipos de uso del suelo pueden ayudar a explicar parcialmente el origen y la procedencia de algunas de las invasiones de plantas terrestres en los humedales con base en características de agrupación de las especies (Gassó *et al.* 2006). Sin embargo, las cuotas y créditos de invasión originados por los cambios de uso del suelo (Vilà y Ibáñez 2011) son más importantes que el uso del suelo actual en el área adyacente a los humedales, para vincular su efecto sobre el proceso de invasiones consolidadas y en particular para correlacionar y explicar el grado de invasión global mediante una métrica específica. Esto eleva la importancia de realizar estudios históricos sobre la transformación paulatina de las áreas colindantes con los humedales y vincular datos multitemporales a escala de décadas (Bejarano y Bonilla 2009, Gómez 2009, Rodríguez 2015), para analizar el fenómeno de las invasiones en los humedales, su proceso y cambio, con el cambio simultáneo de las coberturas en el paisaje, pero también, para deducir las causas de invasiones actuales relacionadas con los cambios de uso del suelo a escala local.

El seguimiento de los factores de disturbio y los tipos de uso del suelo a escala local permitirán desarrollar medidas correctivas por parte de los entes territoriales y organizaciones vinculadas con uno o varios humedales de la ciudad, para evitar el progreso de las invasiones de plantas con acciones enfocadas a la prevención, que incidan sobre causas de las invasiones de plantas terrestres aún vigentes y que de hecho logren prevenir procesos de invasión nuevos, diferentes y futuros de cualquier tipo de organismos. Aunque el Distrito Capital ha desarrollado esfuerzos por conservar el patrimonio natural remanente en los humedales capitalinos, en materia de las invasiones de plantas aún falta la unificación y estandarización de estas medidas para que se hagan efectivas en todo el conjunto de humedales. La comprensión de los procesos de invasión a nivel y regional y local por parte de actores locales, administrativos, líderes ambientales y la sociedad en general, más el conocimiento de los factores de transformación y degradación de los

humedales, permitirá retroalimentar las iniciativas que pretendan solucionar el problema ambiental de las invasiones en estos ecosistemas urbanos en el corto, mediano y largo plazo.

4. Conclusiones y recomendaciones

4.1 Conclusiones

Los humedales del Distrito Capital son áreas sumamente transformadas e intervenidas, de forma que perdieron su carácter de ecosistemas naturales de la Sabana de Bogotá convirtiéndose en ecosistemas urbanos y periurbanos. Las invasiones de plantas terrestres en los humedales son el resultado del legado histórico de transformación de estos ecosistemas a escala del paisaje debido al crecimiento y desarrollo del área urbana y las presiones ambientales ejercidas desde el pasado a la actualidad. El régimen de disturbios, la alteración o modificación de los hábitats, las vías de introducción de especies exóticas y la susceptibilidad de los humedales a las invasiones son los principales aspectos en consideración a la aparición y operación de los procesos de invasión de plantas terrestres en estos ecosistemas.

Los procesos de invasión de plantas terrestres en los doce Parques Ecológicos Distritales de Bogotá tratados en esta investigación comprenden la introducción, establecimiento, dispersión y expansión de plantas exóticas de herbáceas, enredaderas-trepadoras, arbustos, arbolitos y árboles al interior de los humedales, que ocupan diferentes hábitats de borde y zonas de la franja terrestre con la presencia de plantas individuales y la formación de parches monoespecíficos y mixtos de diferentes tamaños. Los procesos de invasión para cada una de las especies son independientes pero no necesariamente secuenciales, de forma que su dinámica puede implicar el desarrollo de diferentes fases de la invasión de manera simultánea, y la iteración cíclica de la dispersión y el establecimiento dentro de jerarquías de espacio-tiempo. Dentro de los procesos de invasión de los humedales el más destacado y representativo es el del pasto kikuyo (*C. clandestinum*) que invade todos los hábitats y contribuye a la terrización que reduce los cuerpos de agua.

Los humedales de Bogotá son ecosistemas urbanos heterogéneos en sus características físico-bióticas. Con relación a las invasiones de plantas terrestres la heterogeneidad se vio reflejada en la variación de la composición, riqueza, abundancia y frecuencia del conjunto de especies invasoras y potencialmente invasoras reportadas para los diferentes humedales, medidas que cuantifican el estado y grado de invasión de estos ecosistemas. Con relación a los humedales propiamente dichos, la heterogeneidad se evidenció en las diferencias de tamaños, formas y proporciones de oferta del hábitat caracterizadas por las medidas morfométricas consideradas. La heterogeneidad en el exterior de los humedales se comprobó por la variedad de tipos de usos del suelo en los alrededores y las diferentes proporciones de área cuantificadas para los mismos.

Los humedales de tamaño grande y los de tamaño intermedio presentaron mayor riqueza y frecuencia de plantas invasoras, pero los humedales de tamaño pequeño mayor porcentaje de abundancia relativa de las invasiones en la franja terrestre. Se obtuvo diferencias significativas de la riqueza, abundancia y frecuencia relativas de grupos de especies invasoras clasificadas por hábitos y categorías basadas en antecedentes de invasión de las especies. En el caso de los hábitos, predominaron en general las especies invasoras con hábitos de árbol y/o arbolito y en el caso de las categorías de tipos de especies invasoras las especies clasificadas en la categoría I (invasoras de antecedentes mundiales y mundialmente conocidas). La frecuencia de plantas individuales aisladas fue en general mayor que la frecuencia de parches de especies invasoras. Con respecto a la frecuencia de plantas individuales se destacaron las especies *Albizia lophanta* y *Ulex europaeus*. Con respecto a la frecuencia de formación de parches se destacaron *U. europaeus*, *Sambucus nigra* y *Acacia decurrens*, reconociendo a estas dos últimas como especies introducidas a los humedales por siembra directa sin ser la única vía de introducción.

En cuanto a clases de tamaño de parches se encontraron diferencias significativas entre la proporción de parches de tamaño grande ($>1000 \text{ m}^2$) y las proporciones de parches de tamaño pequeño (10 m^2) y mediano ($>10 \text{ m}^2 < 1000 \text{ m}^2$) respectivamente, siendo más baja la proporción de parches grandes. Las especies con más frecuencia de parches grandes en los humedales fueron *A. decurrens* y *Acacia melanoxylon*, las de mayor frecuencia de parches medianos *S. nigra* y *A. decurrens* y la de mayor frecuencia de parches pequeños

U. europaeus. Se encontró mayor cantidad de parches de tamaño pequeño con individuos o clones en producción de semillas en comparación con las otras categorías de tamaño de parches.

Con respecto a las hipótesis planteadas para el estudio, se comprobó que el grado de invasión de las plantas terrestres aumenta principalmente con el incremento del área de los humedales, implicando una correlación positiva significativa y fuerte. También se comprobó parcialmente que el grado de invasión disminuye con el aumento de la distancia entre las invasiones y el hábitat de borde (interfase terrestre-acuática), pero la reducción es estadísticamente significativa entre una franja terrestre interior comprendida hasta los 30 m y una franja exterior comprendida al menos hasta los 60 m, cuando la amplitud de la franja terrestre no es muy estrecha. No se halló correlación entre la longitud del hábitat de borde y la cantidad de parches de tamaño grande o la cantidad de parches con producción de semillas. Se halló correlación positiva entre el número de factores de disturbios y el grado de invasión pero no entre el área relativa de alguno de los tipos de uso de suelo en el área adyacente a los humedales y el grado de invasión.

La amplia distribución y variedad de especies invasoras y potencialmente invasoras dentro de la franja terrestre y desde el hábitat de borde responde a la disponibilidad de micrositios y nichos en los humedales que son utilizados y ocupados secuencialmente por estas especies. La transición entre el hábitat acuático y el hábitat terrestre en los humedales genera un gradiente de humedad y nutrientes en el suelo que espacialmente cambia con la distancia al hábitat de borde, disminuyendo estas variables con mayor lejanía. Aparentemente el hábitat para el conjunto de especies invasoras es comparativamente mejor para su establecimiento, persistencia y expansión en el rango de distancia entre los 10 y 30 m, sin embargo, esta relación es muy particular dependiendo de cada especie. En el proceso de invasión pueden operar mecanismos de facilitación pero también de competencia igual que en las comunidades naturales. Sin embargo, en los humedales la tendencia parece ser el incremento paulatino de las invasiones. La amplitud de la franja terrestre puede limitar la expansión de las invasiones de plantas solamente por menos oferta de hábitat terrestre; sin embargo, este puede aumentar progresivamente con la desecación, y los procesos de colmatación y terrización.

La agrupación de los humedales de acuerdo a los factores de disturbio identificados y los tipos de usos del suelo sugiere que hay procesos de degradación comunes en los humedales pertenecientes a las mismas cuencas, cuencas cercanas o zonas de la ciudad y por tanto los relacionaron. Aunque los humedales próximos espacialmente comparten legados históricos y del paisaje similares y usos actuales del suelo similares; la composición de las invasiones no se explica explícitamente por estos factores sino que también intervienen el tiempo de degradación, los cambios históricos de uso del suelo, las condiciones físico-químicas del cuerpo acuático y el suelo de los humedales, las fuentes de propágulos y las vías de introducción operantes a escala local y regional. Los predios en abandono en el área adyacente a los humedales pueden ser determinantes para el grado de invasión actual, pero no dejan de tener importancia e incidencia las áreas residenciales con jardines y las zonas verdes y recreativas en la incorporación rápida de nuevas especies exóticas principalmente herbáceas y enredaderas o trepadoras de uso ornamental en estos espacios.

El conocimiento de los procesos de invasión debe basarse en el monitoreo continuo de las invasiones y este debe servir para emprender, orientar, dirigir o ajustar acciones que eviten que los humedales regionales pierdan la capacidad de prestar servicios ambientales a la ciudad, sus alrededores y a la biosfera en general, debido al avance de las invasiones de plantas terrestres y la aceleración de los procesos de colmatación y terrización que contribuyen a producir algunas de estas especies por la modificación del hábitat que ejercen. Las entidades gubernamentales y no gubernamentales, la administración de la ciudad, la empresa de acueducto y alcantarillado, y las organizaciones comunitarias con misión común de cuidar, proteger o conservar los humedales declarados como Parques Ecológicos Distritales deben desarrollar acciones paulatinas y contundentes de control, contención o erradicación de plantas invasoras terrestres y acuáticas, con prioridad a las más agresivas y principalmente en hábitats críticos como el borde de interfase terrestre-acuática. Además de esto, deben desarrollar un sistema de alertas tempranas respecto a las invasiones biológicas para regular o impedir la introducción directa o indirecta de especies a partir de usos indebidos o ilegales de los humedales, es decir, implementar una estrategia de prevención. Esto no es ajeno a humedales reconfigurados donde también se han introducido deliberadamente y como parte de las obras de ingeniería especies problemáticas como *C. clandestinum*. También, es necesario hacer mayor labor de

educación ambiental entre los actores involucrados alrededor de la gestión ambiental de los humedales urbanos para comprenderlos y manejarlos como espacios diferentes de jardines, parques o bosques, reconociendo sus propias características naturales y especies particulares, además de entender su naturaleza de ecosistemas altamente vulnerables a las invasiones biológicas que requieren de extrema vigilancia e investigación complementaria al respecto.

En adelante y secuencialmente las especies más problemáticas en los humedales pueden ser sustituidas por especies menos problemáticas y especies nativas de bajo porte, por lo menos en la ronda alrededor del cuerpo de agua comprendida entre los primeros 20 metros o creando una franja de enriquecimiento que blinde al hábitat de borde y el perímetro del humedal que generen resistencia a las invasiones. Por lo tanto, es necesario indagar sobre cuáles especies y cuáles estrategias son las más aptas para excluir a las especies invasoras de los humedales y si estos tratamientos son efectivos aún con limitaciones de escala y problemas como la contaminación del agua. También es necesario continuar con investigación sobre el proceso y desarrollo de las invasiones integrando la información de diferentes escalas espacio-temporales y ecológicas, y vincular a estos estudios el análisis multitemporal de los cambios de uso del suelo alrededor de los humedales y su incidencia en la aparición y cambios de las invasiones de plantas terrestres y acuáticas.

4.2 Recomendaciones

De acuerdo con los resultados obtenidos en esta investigación es necesario efectuar estudios de seguimiento a las invasiones de plantas terrestres en los humedales para comprender mejor la dinámica de las mismas, involucrando variables de hábitat más específicas a los sitios donde se desarrollan y variables con relación a las vías de introducción y disposición de fuentes de propágulos en el paisaje. Estos estudios deben formar parte del monitoreo a largo plazo de las invasiones y poder determinar con certeza la relación entre el cambio en los niveles de invasión, los niveles de presión de propágulos y la vulnerabilidad de los ecosistemas a la invasión. Además, estudios particulares deben fortalecer la información con respecto a los mecanismos que operan exteriormente a los humedales, en su alrededor inmediato y la matriz urbana, influenciando los procesos de invasión.

Es indispensable conocer las interacciones específicas existentes entre diferentes especies invasoras para establecer si existen mecanismos de facilitación o competencia entre combinaciones de especies, que contribuyan a formular las estrategias de control o exclusión de las mismas. Para esto se pueden desarrollar evaluaciones y experimentos a escala de parcela en los humedales, cuyos resultados revelen con qué clase de tratamientos se pueden sustituir las invasoras más problemáticas secuencialmente y así rehabilitar los hábitats terrestres y de borde de los humedales. Los resultados de estos experimentos deberán proyectarse y replicarse a escala local y evaluar su pertinencia e impacto a escala del paisaje.

Por último, se considera de alto valor la realización de investigaciones que demuestren el impacto de las invasiones de plantas terrestres en la integridad ecológica de los humedales urbanos, y en particular sobre los problemas asociados al deterioro de la prestación de servicios ambientales que estos ecosistemas brindan a la ciudad por causa de las invasiones biológicas, en especial si no se desarrollan acciones efectivas a largo plazo en el control y manejo de la progresión y permanencia de las invasiones biológicas identificadas. Se recomienda que estos estudios incluyan simulaciones en escenarios de cambio climático.

A. Anexo: Matriz de incidencias (composición) de especies invasoras encontradas en doce humedales de Bogotá.

Especies / Humedales	Cap.	Cór.	Bur.	Gua.	Jab.	J. Ama.	La Con.	La Vac.	M. Say	S. M. Lag.	Tec.
<i>Acacia baileyana</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0
<i>Acacia decurrens</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Acacia melanoxylon</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Acanthus mollis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Albizia lophantha</i>	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Araucaria heterophylla</i>	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Brassica arvensis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Brugmansia arborea</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Canna coccinea</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Canna indica</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Canna sp.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Cirsium echinatum</i>	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0
<i>Cirsium vulgare</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cobaea scandens</i>	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Commelina diffusa</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Conium maculatum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corymbia ficifolia</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cotoneaster pannosus</i>	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1
<i>Cucurbita pepo</i>	1	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0
<i>Cucurbita sp.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0

Especies / Humedales	Cap.	Cór.	Bur.	Gua.	Jab.	J. Ama.	La Con.	La Vac.	M. Say	S. M. Lag.	Tec.
<i>Cupressus lusitanica</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0
<i>Cyclanthera explodens</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclanthera sp.</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Eucalyptus globulus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Eucalyptus grandis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Eucalyptus sp.</i>	0	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0
<i>Genista monspessulana</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1
<i>Hedera helix</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Holcus lanatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Impatiens walleriana</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Kalanchoe blossfeldiana</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Kalanchoe sp.</i>	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0
<i>Muehlenbeckia tamnifolia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Passiflora sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Passiflora tripartita</i>	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cenchrus clandestinum</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Philodendron sp.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pinus patula</i>	0	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0
<i>Pinus radiata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Pinus sp.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pittosporum undulatum</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Pteridium aquilinum</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pyracantha coccinea</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ricinus communis</i>	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Rubus bogotensis</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Rubus floribundus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Rubus glaucus</i>	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0

Especies / Humedales	Cap.	Cór.	Bur.	Gua.	Jab.	J. Ama.	La Con.	La Vac.	M. Say	S. M. Lag.	Tec.
<i>Rubus</i> sp.	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Rumex conglomeratus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rumex crispus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sambucus nigra</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Senecio mikanioides</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Silybum marianum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Solanum marginatum</i>	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0
<i>Solanum nigrum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solanum</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Thunbergia alata</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0
<i>Tropaeolum majus</i>	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1
<i>Ulex europaeus</i>	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	1
<i>Zantedeschia aethiopica</i>	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0

Cap: Capellanía, Cor: Córdoba, Bur: El Burro, Gua: Guaymaral, Jab: Jaboque, J.Ama: Juan Amarillo, L.Con: La Conejera, L.Vac: La Vaca, S.M.Lago: Santa María del Lago, Tec: Techo, Tor: Torca.

B. Anexo: Algunas salidas de pruebas realizadas con R

Correlaciones RStudio

```
> variables<- read.csv2(file="D:/Tablas Asesoría R/Datos_Correlaciones_Regresiones.csv",
header=TRUE)
> variables<-variables[,-1]
> cor1<-function(x){cor(x,variables$Área..ha., method="pearson")} # para correlaciones
> #cor2<-function(x){a<-cor.test(x,DistDensi$mean, method="spearman", exact=T)
> #a$p.value
> #a$estimate
> }# para p valor
Error: unexpected '}' in ""
> (correlaciones<-as.data.frame(sapply(variables[,c(10:15)],FUN=cor1 )))
      sapply(variables[, c(10:15)], FUN = cor1)
Riq_Tot          0.5507975
Riq_Inv_Te       0.4484243
Frec_Inv         0.6468045
No_ind           0.7427984
No_parch         0.2615728
Cob_Inv_Te      0.5564036
> names(correlaciones) <- "Spearman rho"
> correlacionstot<-c(1:ncol(variables))
> for (v in 1:length (variables) ){
+ cor1<-function(x){cor(x,variables[,v], method="spearman")} # para correlaciones
+ (correlaciones<-as.data.frame(sapply(variables,FUN=cor1 )))
+ correlacionstot<-cbind(correlacionstot, correlaciones)
+ }
> colnames(correlacionstot) <-c("ss",rownames(correlacionstot))
> View(correlacionstot)
```

```
> which((cor.totales.pear-cor.totales.spear)>0.1)
[1] 5 9 19 20 24 35 39 47 50 54 58 61 62 63 64 66 67 70 71 72 73 74 75 80 90
95
[27] 99 121 122 123 124 127 133 140 155 170 184 185 189 200 215 216
> cor.totales.pear[which((cor.totales.pear-cor.totales.spear)>0.1)]
[1] -0.5491233 0.6347592 0.9474169 -0.5703300 0.3802140 -0.2024030 0.6015278
0.9474169 -0.5058288
[10] 0.5798540 0.6900799 -0.5491233 -0.5703300 -0.2024030 -0.5058288 -0.3458024 -
0.5025855 -0.5043567
[19] -0.4253592 -0.4548538 -0.3682952 -0.3775212 -0.3934361 -0.3458024 0.6067543 -
0.5025855 0.7570640
[28] 0.6347592 0.3802140 0.6015278 0.5798540 0.7570640 0.2170510 -0.5043567 -
0.4253592 -0.4548538
[37] 0.6900799 -0.3682952 0.2170510 -0.3775212 -0.3934361 0.6067543
```

ANOVA RStudio

```
> variables<- read.csv2(file="E:/Tablas Asesoría R/Distancias_Frecuencia.csv", header=TRUE)
> variables<- read.csv2(file="E:/Tablas Asesoría R/Distancias_Abundancia.csv", header=TRUE)
> names(variables)<-c("independiente", "dependiente")
> table(variables$independiente)

10 20 30 40 50 60
12 12 12 11 10 7
> variables$independiente<-factor(variables$independiente,ordered=TRUE)
> str(variables)
'data.frame': 64 obs. of 2 variables:
 $ independiente: Ord.factor w/ 6 levels "10"<"20"<"30"<...: 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 ...
 $ dependiente : int 25 18 10 11 54 10 19 84 25 35 ...
> model.aov<-aov(dependiente ~ independiente, data = variables)
> summary(model.aov)

          Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
independiente 5 5581 1116.2 7.062 3.24e-05 ***
Residuals 58 9167 158.1
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

> #plot(model)
> plot(model,1)
```

```
> plot(model,2)
> shapiro.test(model.aov$residuals)
```

Shapiro-Wilk normality test

```
data: model.aov$residuals
W = 0.91137, p-value = 0.0002209
```

```
> car::leveneTest(dependiente ~ independiente, data = variables)
```

Levene's Test for Homogeneity of Variance (center = median)

```
  Df F value Pr(>F)
group 5  2.4248 0.04598 *
      58
```

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```
> plot(model$residuals)
```

```
> str(variables)
```

```
'data.frame': 64 obs. of 2 variables:
```

```
$ independiente: Ord.factor w/ 6 levels "10"<"20"<"30"<...: 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 ...
```

```
$ dependiente : int 25 18 10 11 54 10 19 84 25 35 ...
```

```
> model.kw<-kruskal.test(dependiente ~ independiente, data = variables)
```

```
> model.kw
```

Kruskal-Wallis rank sum test

```
data: dependiente by independiente
```

```
Kruskal-Wallis chi-squared = 28.101, df = 5, p-value = 3.478e-05
```

```
> summary(model.kw)
```

```
  Length Class Mode
statistic 1  -none- numeric
parameter 1  -none- numeric
p.value   1  -none- numeric
method    1  -none- character
data.name 1  -none- character
> sort(rank(variables$dependiente))
```

```

[1] 2.0 2.0 2.0 6.0 6.0 6.0 6.0 6.0 11.0 11.0 11.0 11.0 11.0 14.0 15.0 16.5 16.5 18.0 19.5 19.5
21.5
[22] 21.5 24.0 24.0 24.0 26.0 29.0 29.0 29.0 29.0 29.0 32.5 32.5 34.0 36.0 36.0 36.0 39.0 39.0 39.0
41.0 42.0
[43] 43.0 44.0 46.0 46.0 46.0 48.0 49.0 50.0 51.0 52.5 52.5 54.5 54.5 56.0 58.0 58.0 58.0 60.0 61.0
62.0 63.0
[64] 64.0
> sort(rank(variables$dependiente, ties.method="max"))
[1] 3 3 3 8 8 8 8 8 13 13 13 13 13 14 15 17 17 18 20 20 22 22 25 25 25 26 31 31 31 31 31 33
33 34 37
[36] 37 37 40 40 40 41 42 43 44 47 47 47 48 49 50 51 53 53 55 55 56 59 59 59 60 61 62 63 64
> variables$dependiente.tie<-rank(variables$dependiente, ties.method="random")
> str(variables)
'data.frame': 64 obs. of 3 variables:
 $ independiente : Ord.factor w/ 6 levels "10"<"20"<"30"<...: 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 ...
 $ dependiente : int 25 18 10 11 54 10 19 84 25 35 ...
 $ dependiente.tie: int 45 34 19 22 63 20 36 64 46 56 ...
> comp.mult<-posthoc.kruskal.nemenyi.test(dependiente~ independiente, data = variables,
dist="Tukey")
Warning message:
In posthoc.kruskal.nemenyi.test.default(c(25L, 18L, 10L, 11L, 54L, :
 Ties are present, p-values are not corrected.
> comp.mult.tie<-posthoc.kruskal.nemenyi.test(dependiente.tie~ independiente, data = variables,
dist="Tukey")

```

ANOVA en R

```

attach(difrinv)
names(difrinv)
[1] "dist" "frinv"
shapiro.test(frinv)
      Shapiro-Wilk normality test

data: frinv
W = 0.85876, p-value = 9.667e-07
No hay normalidad

```

```
krusk<-kruskal(frinv, dist,alpha=0.05, p.adj= "bonferroni", group=TRUE, main = "Prueba de Kruskal-
Wallis",console=FALSE)
```

```
> krusk
```

```
$statistics
```

```
Chisq p.chisq LSD
```

```
49.15212 2.065918e-09 14.9713#Hay diferencias significativas
```

```
$parameters
```

```
Df ntr t.value alpha test name.t
```

```
5 6 3.045792 0.05 Kruskal-Wallis dist
```

```
$means
```

```
frinv rank std r Min Max
```

```
15 32.481667 59.25000 17.578158 12 8.54 69.01
```

```
25 17.770833 47.66667 5.001668 12 8.00 28.74
```

```
35 8.716667 26.91667 9.478071 12 0.00 35.37
```

```
45 4.948333 19.16667 3.374180 12 0.00 11.88
```

```
5 22.632500 52.16667 11.599271 12 9.20 52.00
```

```
55 3.151667 13.83333 2.420537 12 0.00 7.19
```

```
$comparison
```

```
NULL
```

```
$groups
```

```
trt means M#los tre primeros tratamientos son similares y los ultimos tambien
```

```
1 15 59.25000 a
```

```
2 5 52.16667 a
```

```
3 25 47.66667 a
```

```
4 35 26.91667 b
```

```
5 45 19.16667 b
```

```
6 55 13.83333 b
```

ANÁLISIS DE CORRESPONDENCIA RStudio

Principal inertias (eigenvalues):

```
dim value % cum% scree plot
1 0.009794 86.0 86.0 *****
2 0.001589 14.0 100.0 ***
```

```
-----
```

```
Total: 0.011383 100.0
```

Rows:

	name	mass	qlt	inr	k=1	cor	ctr	k=2	cor	ctr
1	10	252	1000	167	-71	663	129	-50	337	403
2	20	329	1000	101	-56	901	106	19	99	72
3	30	218	1000	79	64	988	91	7	12	7
4	40	109	1000	433	211	991	499	20	9	27
5	50	60	1000	49	91	893	51	-31	107	37
6	60	32	1000	171	-197	629	125	151	371	454

Columns:

	name	mass	qlt	inr	k=1	cor	ctr	k=2	cor	ctr
1	Grnd	43	1000	817	467	998	948	-19	2	9
2	Mdns	309	1000	97	-6	11	1	60	989	690
3	Pqñs	649	1000	86	-28	509	51	-27	491	301

Bibliografía

- [AB-CI] Acueducto de Bogotá y Conservación Internacional. 2003. Los humedales de Bogotá y la Sabana. Vol I y Vol II. Bogotá: Panamericana formas e impresos.
- Alpert P, Bone E, Holzapfel C. 2000. Invasiveness, invisibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspect. Plant. Evol. Syst.* 3:52-66.
- Arim M, Abades SR, Neill PE, Lima M, Marquet PA. 2006. Spread dynamics of invasive species. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 103:374–378. doi:10.1073/pnas.0504272102.
- Baptiste MP, N Castaño, D Cárdenas, Gutiérrez FP, Gil DL, Lasso CA, editores. 2010. Análisis de riesgo y propuesta de categorización de especies introducidas para Colombia. Bogotá, D. C.:Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Bejarano P, Bonilla MA. 2009. Dinámica espacio-temporal del humedal Juan Amarillo entre 1950-2005. *Acta biol. Colomb.* 14(1):87-106. doi:10.15446/abc
- Beltran J, Leal RO, Almanza C. 2012. Historia Ambiental de Bogotá, siglo XX – Elementos históricos para la formulación del medio ambiente urbano. Bogotá: Centro de Investigaciones y Desarrollo Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Brundu G. 2014. Plant invaders in European and Mediterranean inland waters: profiles, distribution, and threats. *Hydrobiologia* 746:61–79. doi:10.1007/s10750-014-1910-9.
- Burgos, N. 2012. Mapas de coberturas y especies invasoras de PEDH. Convenio Especial de Cooperación Ciencia y Tecnología celebrado entre la Secretaría Distrital de Ambiente y la Universidad Nacional de Colombia No. 011 de 2010. Componente SIG. Bogotá.
- Catford JA, Vesk PA, Richardson DM, Pyšek P. 2012. Quantifying levels of biological invasion: Towards the objective classification of invaded and invulnerable ecosystems. *Glob. Chang. Biol.* 18:44–62. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02549.x.
- Catford JA, Vesk PA, White MD, Wintle BA. 2017. Hotspots of plant invasion predicted by propagule pressure and ecosystem characteristics. *17:1099–1110.*

- Cárdenas D, Castaño N, Cárdenas-Toro J. 2011. Plantas introducidas, establecidas e invasoras en Amazonía colombiana. Bogotá: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas – Sinchi.
- Cárdenas TJ, Baptiste MP, Ramírez W, Aguilar GM, editores. 2015. Herramienta de decisión para la gestión de áreas afectadas por invasiones biológicas en Colombia. Bogotá, D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Caughley J, Gunn A. 1995. Conservation Biology in theory and practice. Cambridge: Blackwell Science – Wiley & Sons.
- Chen H, Liu J, Xue T, Wang RQ. 2011. Roads Accelerate the Invasion Process of Alien Species. *Adv. Mater. Res.* 347–353:1483–1487. doi:10.4028/www.scientific.net/AMR.347-353.1483.
- [CDB] Convenio sobre Diversidad Biológica. 2009. Conferencia de las Partes COP 6, Decisión VI/23: Especies exóticas que amenazan a los ecosistemas, los hábitats o las especies.
- Chabrierie O, Roulier F, Hoeblich H, Sebert-Cuvillier E, Closset-Kopp D, Leblanc I, Jaminon J, Decocq G. 2007. Defining patch mosaic functional types to predict invasion patterns in a forest landscape. *Ecological Applications* 17(2): 464-481.doi:10.1890/06-0614.
- Chytrý MV, Jarosik V, Pysek P, Hájek O, Knollová I, Tichý L, Danihelka J. 2008. Separating habitat invisibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology* 89(6):1541-1553.
- Clout MN, Williams PA. 2009. *Invasive Species Management: A handbook of principles and Techniques*. New York: Oxford University Press.
- Cousens R, Mortimer M. 1995. *Dynamics of Weed Populations*. New York: Cambridge University Press.
- Cutway HB, Ehrenfeld JG. 2009. Exotic plant invasions in forested wetlands: Effects of adjacent urban land use type. *Urban Ecosyst.* 12:371–390. doi:10.1007/s11252-009-0088-9.
- Cutway HB, Ehrenfeld JG. 2010. The influence of urban land use on seed dispersal and wetland invasibility. *Plant Ecol.* 210:153–167. doi:10.1007/s11258-010-9746-5.
- Davis MA 2009. *Invasion Biology*. New York: Oxford University Press.
- Davis MA, Grime JP, Thompson K. 2000. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *J. Ecol.* 88:528-534.

- DAMA. 2000. Historia de los humedales de Bogotá con énfasis en cinco de ellos. Bogotá: Alcaldía Mayor de Bogotá – Departamento Administrativo del Medio Ambiente.
- Dawson W, Burslem DFRP, Hulme PE. 2009. Factors explaining alien plant invasion success in a tropical ecosystem differ at each stage of invasion. *J. Ecol.* 97:657–665. doi:10.1111/j.1365-2745.2009.01519.x.
- Díaz-Espinosa A, Díaz-Triana JE, Vargas O, editores. 2012. Catálogo de plantas invasoras de los humedales de Bogotá: Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional y Secretaria Distrital de Ambiente.
- Dietz H. 2002. Plant invasion patches - Reconstructing pattern and process by means of herb-chronology. *Biol. Invasions* 4:211–222. doi:10.1023/A:1020971509871.
- Ehrenfeld JG. 2001. Evaluating wetlands within an urban context. *Urban Ecosyst.*:69–85.
- Ehrenfeld JG. 2008. Exotic invasive species in urban wetlands: Environmental correlates and implications for wetland management. *J. Appl. Ecol.* 45:1160–1169. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01476.x.
- Elton CS. 1958. The ecology of invasions by animals and plants. Methuen. London 181.
- Eschtruth AK, Battles JJ. 2009. Assessing the relative importance of Disturbance, herbivory, diversity, and propagule pressure in Exotic Plant Invasion. *Ecol. Monogr.* 79:265–280. doi: 10.1890/08-0221.1.
- Eschtruth AK, Battles JJ. 2011. The importance of quantifying propagule pressure to understand invasion: an examination of riparian forest invisibility. *Ecology* 92(6): 1314-1322.
- Faulkner S, Gov S. 2004. Urbanization impacts on the structure and function of forested wetlands. *Urban Ecosyst.* 7:89–106. doi:10.1023/B:UECO.0000036269.56249.66.
- Foggi B, Lastrucci L, Viciani D, Brunialti G, Benesperi R. 2011. Long-term monitoring of an invasion process: The case of an isolated small wetland on a Mediterranean Island. *Biologia* 66(4):638–644. doi:10.2478/s11756-011-0057-7.
- Forman, RTT. 1995. Land Mosaics, The Ecology of Landscapes and Regions. New York: Cambridge University Press.
- Gabrielsen CG, Murphy MA, Evans JS. 2016. Using a multiscale, probabilistic approach to identify spatial-temporal wetland gradients. *Remote Sens. Environ.* 184:522–538. doi:10.1016/j.rse.2016.07.034.
- Galatowitsch SM, Anderson NO, Ascher PD. 1999. Invasiveness in wetland plants in temperate North America. *Wetlands* 19:733–755. doi:10.1007/BF03161781.

- Galatowitsch SM, Whited DC, Lehtinen R, Husveth J, Schik K. 2000. The vegetation of wet meadows in relation to their land-use. *Environ. Monit. Assess.* 60:121–144. doi:10.1023/A:1006159028274.
- Garg JK. 2015. Wetland assessment, monitoring and management in India using geospatial techniques. *J. Environ. Manage.* 148:112–123. doi:10.1016/j.jenvman.2013.12.018.
- González-Moreno P, Delgado JD, Vilà M. 2015. Una visión a escala de paisaje de las invasiones biológicas. *Ecosistemas* 24:84–92.
- González-Moreno P, Diez JM, Ibáñez I, Font X, Vilà M. 2014. Plant invasions are context-dependent: Multiscale effects of climate, human activity and habitat. *Divers. Distrib.* 20:720–731. doi:10.1111/ddi.12206.
- González-Moreno P, Domingo Delgado J, Vilà M. 2014. An overview of biological invasions at the landscape scale. *Ecosistemas* 24:84–92. doi:10.7818/ECOS.2015.24-1.13.
- Gómez AM. 2009. Estudio multitemporal de la dinámica de transformación espacial de la cobertura por crecimiento urbano, en una zona de la localidad de Suba, Bogotá-Colombia, en el periodo 1955-2006. [Tesis]. [Bogotá]: Pontificia Universidad Javeriana.
- Gordon DR, Thomas KP. 1997. Florida's invasion by nonindigenous plants: history, screening, and regulation. En: Simberloff D, Schmitz DC, Brown TC, editores. *Strangers in paradise: impact and management of nonindigenous species in Florida*. Washington, D.C.: Island Press. p. 21–38.
- Gracia A, Medellín-M J, Gil-A DL, Puentes V, editores. 2011. Guía de las especies introducidas marinas y costeras de Colombia. Bogotá: INVERMAR – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- Groves RH. 1986. Invasion of Mediterranean ecosystems by weeds. En: Dell BA, Hopkins JM, Lamont BB, editores. *Resilience in Mediterranean-Type Ecosystems*. Dordrecht, The Netherlands: Springer. p. 129-145.
- Gulezian PZ, Nyberg DW. 2010. Distribution of invasive plants in a spatially structured urban landscape. *Landscape Urban Plan.* 95:161–168. doi:10.1016/j.landurbplan.2009.12.013.

- Gutiérrez, F. 2006. Estado del conocimiento de especies invasoras. Propuesta de lineamientos para el control de los impactos. Bogotá D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Hager HA. 2004. Competitive effect versus competitive response of invasive and native wetland plant species. *Oecologia* 139:140–149. doi:10.1007/s00442-004-1494-6.
- Hammen-Van Der T, Stiles FG, Roselli L, Chisacá ML, Camargo G, Guillot G, Useche Y, Rivera D. 2008. Protocolo de recuperación y rehabilitación ecológica de humedales en centros urbanos: Secretaría Distrital de Ambiente.
- Hammer Φ , Harper DAT, Ryan PD. 2001. Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Pelaeontologia Electronica* 4(1):9pp.
- Heger T, Trepl L. 2003. Predicting biological invasions. *Biol. Invasions* 5:313-321.
- Hernández-R J, Rangel-Ch O. 2009. La Vegetación del Humedal de Jaboque. *Caldasia* 31(2):355-379. doi: 10.15446/caldasia
- Hierro JL, Villarreal D, Eren Ö, Graham JM, Callaway RM, The S, Naturalist A, August N, Graham JM, Callaway RM. 2013. Disturbance Facilitates Invasion: The Effects Are Stronger Abroad than at Home. *The American Naturalist* 168:144–156.
- Huebner CD. 2007. Detection and Monitoring of Invasive Exotic Plants: A Comparison of Four Sampling Methods. *Northeast. Nat.* 14(2):183- 206.
- Hufbauer RA, Torchin M. 2007. Integrating Ecological and Evolutionary Theory of Biological Invasions. En: Nentwig W, editor. *Biological Invasions, Ecological Studies Vol. 193*. Berlin- Heidelberg: Springer-Verlag. p. 79-96.
- Johnson PTJ, Hoverman JT, McKenzie VJ, Blaustein AR, Richgels KLD. 2013. Urbanization and -wetland communities: Applying metacommunity theory to understand the local and landscape effects. *J. Appl. Ecol.* 50:34–42. doi:10.1111/1365-2664.12022.
- Kohli RK, Shibu J, Singh HP, Batish DR, editores. 2009. *Invasive plants and forest ecosystems*. Boca Ratón, FL: CRC Press Taylor & Francis Group.
- Kelly AB, Small CJ, Dreyer GD. 2009. Vegetation classification and invasive species distribution in natural areas of southern New England. *Journal of the Torrey Botanical Society* 136(4):500-519.
- Kercher SM, Herr-Turoff A, Zedler JB. 2007. Understanding invasion as a process: The case of *Phalaris arundinacea* in wet prairies. *Biol. Invasions* 9:657–665. doi:10.1007/s10530-006-9066-9.

- Koehncke A, Telschow A., Kondoh M. 2013. Invasibility as an emergent property of native metapopulation structure. *Oikos* 122:332-340.
- Kühn I, Klotz S. 2007. From Ecosystem Invasibility to Local, Regional and Global Patterns of Invasive Species. En: Nentwig W, editor. *Biological Invasions, Ecological Studies*, Vol. 193. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. p. 181-196.
- Kuhman TR, Pearson SM, Turner MG. 2010. Effects of land-use history and the contemporary landscape on non-native plant invasion at local and regional scales in the forest-dominated southern Appalachians. *Landsc. Ecol.* 25:1433–1445. doi:10.1007/s10980-010-9500-3.
- Lake JC, Leishman MR. 2003. Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biol. Conserv.* 117:215-226.
- Léonard R, Legendre P, Jean M, Bouchard A. 2008. Using the landscape morphometric context to resolve spatial patterns of submerged macrophyte communities in a fluvial lake. *Landsc. Ecol.* 23:91–105. doi:10.1007/s10980-007-9168-5.
- Lonsdale WM. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invisibility. *Ecology* 80(5):1522-1536.
- López RH. 2012. Estado trófico de un humedal urbano andino tropical: Santa María del Lago Bogotá D. C. Colombia. Bogotá: Universidad Militar Nueva Granada – Facultad de Ciencias Básicas.
- MacDougall AS, Gilbert B, Levine JM. 2009. Plant invasions and the niche. *J. Ecol.* 97:609–615. doi:10.1111/j.1365-2745.2009.01514.x.
- Mandryk AM, Wein RW. 2006. Exotic vascular plant invasiveness and forest invasibility in urban boreal forest types. *Biol. Invasions* 8:1651–1662. doi:10.1007/s10530-005-5874-6.
- Mathews S. 2005. Sudamérica Invadida - El creciente peligro de las especies exóticas invasoras.. Programa Mundial sobre Especies Invasoras (GISP). UICN.
- McDonald RI, Motzkin G, Foster DR. 2008. Assessing the influence of historical factors, contemporary processes, and environmental conditions on the distribution of invasive species. *J. Torrey Bot. Soc.* 135:260–271. doi:Doi 10.3159/08-Ra-012.1.
- McNeely JA, Mooney HA, Neville LE, Schei P, Waage JK, editores. 2001 *Estrategia mundial sobre especies exóticas invasoras*. Gland (Suiza) y Cambridge (Reino Unido): UICN.

- [MINAMBIENTE] Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. 2011. Plan nacional para la prevención, el control y manejo de las especies introducidas, trasplantadas e invasoras: diagnóstico y listado preliminar de especies introducidas trasplantadas e invasoras en Colombia. Bogotá, D.C.: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y The Nature Conservancy – Colombia.
- Moges A, Beyene A, Ambelu A, Mereta ST, Triest L, Kelbessa E. 2017. Plant species composition and diversity in wetlands under forest, agriculture and urban land uses. *Aquatic Botany* 138:9-15.
- Mora MF, Rubio JA, Gutiérrez RO, Barrera JI. 2016. Catálogo de especies invasoras del territorio CAR. Bogotá: Pontificia Universidad Javeriana y Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca (CAR).
- Myers, J. H. & D. R. Bazely. 2003. *Ecology and Control of Introduced Plants – Evaluating and Responding to Invasive Plants*. New York: Cambridge University Press.
- New. T.R. 2000. *Conservation Biology. An introduction for southern Australia*. Victoria, Australia: Oxford University Press.
- Gassó N, Sol D, Pino J, Dana ED, Lloret F, Sanz-Elorza M, Sobrino E, Vilá M. 2009. Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. *Divers. Distrib.* 15:50-58.
- Park YS, Kwon YS, Hwang SJ, Park S. 2014. Characterizing effects of landscape and morphometric factors on water quality of reservoirs using a self-organizing map. *Environ. Model. Softw.* 55:214–221. doi:10.1016/j.envsoft.2014.01.031.
- Primack R, Rozzi R, Feinsinger P, Massardo F. 2001. *Fundamentos de conservación biológica perspectivas latinoamericanas*. México: Fondo de Cultura Económica. Especies exóticas, enfermedades y sobreexplotación. p.225-252.
- Pullin AS. 2002. *Conservation Biology*. UK: Cambridge University Press.
- Pyšek, P., Chytrý, M., & Jarošík, V. 2010. Habitats and land-use as determinants of plant invasions in the temperate zone of Europe. En: Perrings C, Mooney H, M. Williamson, editors. *Bioinvasions and globalization: ecology, economics, management and policy*. Oxford: Oxford University Press. p. 66-79.
- Radosevich SR, Stubbs MM, Ghera CM. 2003. Plant Invasions: Process and Patterns. *Weed Science* 51(2):254-259.
- Reyes A, Barroso FU, Carvajal Y. 2010. *Guía básica para la caracterización morfométrica de cuencas hidrográficas*. Cali: Universidad del Valle.

- Richardson DM, Pyšek P, Rejmanek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. 2000. Naturalization and Invasion of Alien Plants: Concepts and Definitions. *Divers. Distrib.* 6:93–107.
- Ríos F, Vargas O. 2003. Ecología de las especies invasoras. *Pérez – Arbelaezia* (14):119-148.
- Rodríguez CA. 2015. Análisis multi-temporal del humedal de La Conejera ubicado en la localidad de suba, Bogotá D.C. [Tesis]. [Bogotá]: Universidad Distrital Francisco José de Caldas.
- Rouget M, Richardson DM. 2003. Inferring Process from Pattern in Plant Invasions: A Semimechanistic Model Incorporating Propagule Pressure and Environmental Factors. *Am. Nat.* 162:713–724. doi:10.1086/379204.
- Sakai A, Allendorf FW, Holt JS, Lodge DM, Molofsky J, With KA, Baughman S, Cabin RJ, Cohen JE, Ellstrand NC, McCauley DE, O'Neil P, Parker IM, Thompson JN, Weller SG. 2001. The population biology of invasive species. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32:305-332.
- Sauer JD. 1988. *Plant Migration. The Dynamics of Geographic Patterning in seed Plant Species.* Berkeley CA: University of California Press.
- Schüttler E, Karez CS, editores. 2008. *Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas.* Montevideo: UNESCO.
- [SDA-UN] Secretaría Distrital de Ambiente y Universidad Nacional de Colombia. 2010. *Convenio Especial de Cooperación en Ciencia y Tecnología No. 011 de 2010.* Bogotá, D.C.
- [SDA-UN] Secretaría Distrital de Ambiente y Universidad Nacional de Colombia. 2012. *Informe final Convenio Especial de Cooperación en Ciencia y Tecnología No. 011 de 2010.* Bogotá, D.C: Grupo de Restauración Ecológica.
- Seabloom EW, Valk AG. 2003. Plant diversity, composition, and invasion of restored and natural prairie pothole wetlands: Implications for restoration. *Wetlands* 23:1–12. doi:10.1672/0277-5212(2003)023[0001:PDCAIO]2.0.CO;2.
- Seastedt TR, Pysek P. 2011. Mechanisms of Plant Invasions of North American and European Grasslands. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 42:133–153.

- Sher AA, Hyatt LA. 1999. The disturbed resource - flux invasion matrix. A new framework for patterns of plant invasion. New England: Greater New England Symposium on the Ecology of Invasive Species-27 February 1999.
- Schüttler E, Karez, CS (eds) 2008. Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. Un informe técnico para fomentar el intercambio de experiencias entre las Reservas de Biosfera y promover el manejo efectivo de las invasiones biológicas. Montevideo: UNESCO.
- Simpson G, Newsome D. 2017. Environmental history of an urban wetland: from degraded colonial resource to nature conservation area. *Geo Geogr. Environ.* 4. doi:10.1002/geo2.30.
- Skultety D, Matthews JW. 2018. Human land use as a driver of plant community composition in wetlands of the Chicago metropolitan region. *Urban Ecosyst.* doi:10.1007/s11252-018-0730-5.
- Staudhammer CL, Escobedo FJ, Holt N, Young LJ, Brandeis TJ, Zipperer W. 2015. Predictors, spatial distribution, and occurrence of woody invasive plants in subtropical urban ecosystems. *J. Environ. Manage.* 155:97–105. doi:10.1016/j.jenvman.2015.03.012.
- Stohlgren TJ. 2002. Beyond theories of plant invasions: lessons from natural landscapes. *Comments Theor. Biol.* 7:355–379. doi:10.1080/08948550214858.
- Surendra B, Muhammed AA, Temam SK & Solomon RAJ. 2013. Invasive Alien Plant Species Assessment in Urban Ecosystem: A Case Study from Andhra University, Visakhapatnam, India. *International Research Journal of Environmental Sciences* 2(5):79-86.
- Thomas SM, Moloney KA. 2013. Hierarchical factors impacting the distribution of an invasive species: Landscape context and propagule pressure. *Landsc. Ecol.* 28:81–93. doi:10.1007/s10980-012-9816-2.
- Thomas SM, Moloney KA. 2015. Combining the effects of surrounding land-use and propagule pressure to predict the distribution of an invasive plant. *Biol. Invasions* 17:477–495. doi:10.1007/s10530-014-0745-7.
- Tibebu Kassawmar N, Ram Mohan Rao K, Lemlem Abraha G. 2011. An integrated approach for spatio-temporal variability analysis of wetlands: A case study of Abaya and Chamo lakes, Ethiopia. *Environ. Monit. Assess.* 180:313–324. doi:10.1007/s10661-010-1790-z.

- Torbick NM, Becker BL, Hession SL, Qi J, Roloff GJ, Stevenson RJ. 2010. Assessing invasive plant infestation and disturbance gradients in a freshwater wetland using a GIScience approach. *Wetl. Ecol. Manag.* 18:307–319. doi:10.1007/s11273-009-9171-5.
- [UICN] Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. 1999. *Especies Invasoras Exóticas*, Cuarta Reunión del Órgano Subsidiario de Asesoramiento Científico, Técnico y Tecnológico. Montreal: UICN.
- Vilà M. 1999. Efecto de la introducción de especies vegetales en el funcionamiento de los ecosistemas terrestres. *Montes* 55:26-30.
- Vilà M, Ibáñez I. 2011. Plant invasions in the landscape. *Landsc. Ecol.* 26:461–472. doi:10.1007/s10980-011-9585-3.
- Wang H-F, López-Pujol J, Meyerson LA, Qiu J-X, Wang X-K, Ouyang Z-Y. 2011. Biological invasions in rapidly urbanizing areas: a case study of Beijing, China. *Biodivers. Conserv.* 20:2483–2509. doi:10.1007/s10531-011-9999-x.
- Wang YZ, Hong W, Wu CZ, He DJ, Lin SW, Fan HL. 2008. Application of landscape ecology to the research on wetlands. *J. For. Res.* 19:164–170. doi:10.1007/s11676-008-0029-0.
- Williamson M. 2000. The ecology of invasions. En: Preston G, Brown G, van Wyk E, editors. *Best Management Practices for Preventing and Controlling Invasive Alien Species*. Cape Town: Working for Water Programme. p. 56–65.
- Zedler JB, Kercher S. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: Opportunities, opportunists, and outcomes. *CRC. Crit. Rev. Plant Sci.* 23:431–452. doi:10.1080/07352680490514673.
- Zedler, JB, Kercher S. 2005. Wetland resources: status, ecosystem service, degradation, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources* 30(1):39-74. es la relación de las fuentes documentales consultadas por el investigador para sustentar sus trabajos.