



UNIVERSIDAD DE CHILE
Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza
Programa Interfacultades
Magíster en Gestión y Planificación Ambiental

**CONTRIBUCIÓN AL MANEJO DE LA COTORRA ARGENTINA
INVASORA EN LA REGION METROPOLITANA, A TRAVÉS DE UN
MODELO PREDICTIVO DE OCUPACIÓN DE NIDOS.**

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de
Magíster en Gestión y Planificación Ambiental

PAOLA ADARY SANHUEZA SALAZAR
Médico Veterinario

Profesora Guía: Cristóbal Briceño U. Médico Veterinario. PhD University of Cambridge

Proyecto U-Inicia UI9/2015, VID, Universidad de Chile. FONDECYT de Iniciación N° 11160852

SANTIAGO, CHILE
2020

INDICE

LISTA DE FIGURAS	ii
LISTA DE TABLAS	ii
LISTA DE ANEXOS	ii
RESUMEN	iii
SUMMARY	iv
1. INTRODUCCIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	1
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	4
3. HIPÓTESIS	14
4. OBJETIVOS	14
5. MATERIALES Y MÉTODOS	15
5.1 Área de estudio	15
5.2 Trabajo de campo, variables a describir y materiales	16
5.3 Métodos de análisis	19
5.4 Evaluación de los análisis estadísticos	21
6. RESULTADOS	23
6.1 Análisis Estadísticos	27
7. BIBLIOGRAFÍA	43
8. CONCLUSIÓN	42
9. DISCUSIÓN	36

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Nidos de cotorra argentina (<i>Myiopsitta monachus</i>) instalado en un poste eléctrico	12
Figura 2: Área de 23,4 km ² achurada de color rojizo que corresponde a la superficie de la comuna de La Reina.	16
Figura 3: Nidos de cotorra argentina (<i>Myiopsitta monachus</i>). A) Nido instalado en una falsa acacia (<i>Robinia pseudoacacia</i>). B) Nido instalado en una araucaria brasileña (<i>Araucaria angustifolia</i>).....	17
Figura 4: Mapa con la ubicación de árboles con presencia de nidos de cotorra argentina encontrados en la comuna de La Reina.	24
Figura 5: Porcentajes de especies de árboles encontrados con nidos de cotorra argentina (<i>Myiopsitta monachus</i>)	25
Figura 6: Especies de árboles con nidos de cotorra argentina, encontrados en los distintos sectores de la comuna de La Reina	26
Figura 7: Estado Sanitario de los árboles identificados con nidos de cotorra argentina (<i>Myiopsitta monachus</i>)	26
Figura 8: Número de árboles con la cantidad de nidos de cotorra argentina encontrados en ellos.	27
Figura 9: Número de nidos encontrados en A) Eucalipto común, B) Falsa acacia y C) Araucaria brasileña ..	27
Figura 10: Grafica de las jerarquías de las variables según el método Random Forest.	35

LISTA DE TABLAS

Tabla 1: Variables, métodos y materiales usados.....	18
Tabla 2: Promedio de las medidas dasométricas en cm, de los árboles que más se utilizaron para anidar	25
Tabla 3: Listados de variables obtenidas	28
Tabla 4: Resumen de los resultados obtenidos al analizar con regresion lineal, diferentes combinaciones de variables	30
Tabla 5: Resumen de los resultados obtenidos al analizar con gml, diferentes combinaciones de variables...	32
Tabla 6: Resumen de los resultados obtenidos al analizar con gam, diferentes combinaciones de variables ..	33
Tabla 7: Valores de cada variable según los dos criterios que utiliza random forest	36

LISTA DE ANEXOS

ANEXO A: Ficha elaborada para recoger los datos en terreno.....	a
ANEXO B: Tabla Excel con los datos de las variables a analizar	d
ANEXO C: Combinacion analizadas con el metodo de regresion simple	g
ANEXO D: Combinacion analizadas con el Modelo Lineal Generalizado (GML)	j
ANEXO E: Combinación analizadas con el el modelo aditivo generalizado (GAM)	o

RESUMEN

La Cotorra Argentina (*Myiopsitta monachus*) es una especie invasora muy exitosa y una plaga agrícola en muchos de los países en que se encuentra establecida. Fue detectada por primera vez en Chile (La comuna de La Reina) a inicios de los '80s. Actualmente se desconoce la población total presente en la Región Metropolitana.

Este estudio fue realizado en la comuna de La Reina, cuya extensión de terreno es de 23,4 km², en donde se encontraron 126 árboles con nidos de cotorra argentina, los que registraron un total de 320 nidos. De cada árbol que se encontró con nido, se registró su especie y características estructurales. Se hallaron 15 especies seleccionadas por las cotorras para nidificar. De estas especies, nueve son de hoja caduca y seis perennes, mientras que 14 fueron introducidas y solo una es endémica de Chile Central. Siendo el eucalipto común (*Eucalyptus globulus*), la falsa acacia, robinia (*Robinia pseudoacacia*) y la araucaria brasileña (*Araucaria angustifolia*), las especies de árboles más utilizados por la cotorra argentina para anidar.

La selección de árboles para la construcción de nido, es un proceso dependiente del contexto, que está guiado por la necesidad de satisfacer los requerimientos de la cotorra, por lo que el mejor lugar será aquel que le entregue las mejores. El estudio de estas características puede ser una herramienta valiosa para controlar esta especie invasiva.

En cuanto al componente humano y viviendas, este estudio, no pudo establecer una relación directa, pero si se ve que es un factor importante, ya que los ciudadanos tienden a interactuar con esta ave, pudiendo así fomentar su llegada y asentamiento o evitarla.

Se resalta la gran importancia de contar con equipos interdisciplinarios, tanto para desarrollar, como para implementar los modelos de distribución de especies como una herramienta de control. Además de educar a la población y establecer una perspectiva multidisciplinaria que convoque a todos los actores, lo que permitiría realizar un control y manejo más adecuado de la propagación de la cotorra argentina en nuestro país.

SUMMARY

The Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) is a very successful invasive species and an agricultural pest in many of the countries where it is established. It was detected for the first time in Chile (La Reina commune) in the early '80s. Currently the total population present in the Metropolitan Region is unknown.

This study was carried out in the commune of La Reina, whose land area is 23.4 km², where 126 trees with Monk Parakeet nests were found, which recorded a total of 320 nests. Of each tree found with a nest, its species and structural characteristics were recorded. There were 15 species selected by the Monk Parakeet to nest. Of these species, nine are deciduous and six are perennial, while 14 were introduced and only one is endemic to Central Chile. Being the common eucalyptus (*Eucalyptus globulus*), the false acacia, robinia (*Robinia pseudoacacia*) and the Brazilian araucaria (*Araucaria angustifolia*), the tree species most used by the Monk Parakeet for nesting.

The selection of trees for nest construction is a context-dependent process, which is guided by the need to satisfy the Monk Parakeet's requirements, so the best place will be the one that delivers the best ones. The study of these characteristics can be a valuable tool to control this invasive species.

Regarding the human component and houses, this study could not establish a direct relationship, but it is seen that it is an important factor, since citizens tend to interact with this bird, thus being able to promote its arrival and settlement or avoid it.

The great importance of having interdisciplinary teams is highlighted, both to develop and to implement species distribution models as a control tool. In addition to educating the population and establishing a multidisciplinary perspective that brings together all actors, which would allow a more adequate control and management of the spread of the Monk Parakeet in our country.

1. INTRODUCCIÓN Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La diversidad biológica enfrenta muchas amenazas en todo el mundo. Entre estas, las especies exóticas invasoras (EEI), se reconocen como una de las amenazas más importantes y generalmente de carácter irreversible. Son consideradas tan perjudiciales para las especies nativas y los ecosistemas a escala global como la pérdida y degradación de los hábitats, siendo la amenaza más importante para la diversidad biológica en islas, produciendo daños estimados en un 5% de la economía mundial (IUCN, 2000; Domènech, *et al.*, 2003; Tadich y Briceño, 2019).

El alcance y costo de las invasiones biológicas es global y enorme, tanto en términos ecológicos como económicos. El costo ecológico se refiere a la pérdida irrecuperable de especies nativas y ecosistemas. A veces, la información que podría alertar a las agencias de gestión de los peligros potenciales de las nuevas introducciones no se conoce (IUCN, 2000). Esta falta de información limita la capacidad para generar programas de control o erradicación y como consecuencia, las iniciativas propuestas en muchos casos tienen un éxito limitado. De esta forma, un tema relevante en esta materia, es poder predecir el comportamiento de las especies invasoras, para poder detectar el establecimiento de nuevos grupos en etapas tempranas y/o monitorear sus cambios en la población y de este modo, poder tomar acciones para mitigar estas invasiones. La cotorra argentina se ha convertido en una de las especies de aves más invasoras a nivel mundial, que, junto con el comercio impulsado por el mercado de mascotas, se ha establecido en 20 nuevos países (Briceño *et al.*, 2019). En el área donde la cotorra ha sido introducida y se ha establecido, ocupa sobre todo hábitats urbanos o semi-urbanos, por lo que es lógico que los informes de daños en cultivos sean escasos (Molina, *et al.*, 2016).

La cotorra argentina o perico monje (*Myiopsitta monachus*), es una ave invasora, que se ha expandido ampliamente en sectores urbanos de la Región Metropolitana, y de la cual se desconoce cuáles son los riesgos que podrían generar tanto sobre las especies nativas, como sobre el ecosistema. Sin embargo, se ha descrito que podría representar un peligro para la salud pública (Briceño *et al.*, 2017). Una característica clave, es la capacidad única entre la familia Psittacidae, de poder construir estructuras de nidos complejas que pueden pesar cientos de kilogramos (Briceño *et al.*, 2019). Por lo que se ha descrito que producen daños en las ciudades, como la defoliación de árboles o el corte de ramas para la construcción de nidos donde las poblaciones son abundantes, como se ha registrado en el estado de New Jersey en Estados Unidos o en Chile (Iriarte *et al.*, 2005, Molina, *et al.*, 2016). Igualmente se ha visto que, al construir sus nidos, causan daños considerables a árboles ornamentales y líneas eléctricas, así como a edificios y otras estructuras. Además de producir problemas de contaminación acústica, caída de nidos y daño a la agricultura (Rodríguez–Pastor *et al.*, 2012).

Aunque está prohibida su comercialización en muchos países como Estados Unidos desde 1992, Chile desde 1997 o España desde 2011, la importante población existente en cautividad unida a una esperanza de vida en cautividad de 20 años, puede reducir la efectividad de cualquier programa de control de la especie. (Iriarte *et al.*, 2005; Molina, *et al.*, 2016).

El Servicio Agrícola Ganadero (SAG) ha declarado a las cotorras argentinas como “plaga y especie perjudicial” (Art. 6 y Art 25, Ley de Caza N° 19.473), esto significa que está permitida su caza en cualquier

época del año. El problema es que la Ley de Caza tiene jurisdicción rural y la cotorra al encontrarse en un área urbana se encontraría en un vacío legal territorial (Tala, *et al.*, 2004).

Actualmente, Chile no cuenta con un marco regulatorio ni una institucionalidad que se haga cargo del control de las EEI. Por esta razón, el Ministerio del Medio Ambiente a través de su Proyecto GEF de Especies Exóticas Invasoras, apoyado por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), trabaja promoviendo el desarrollo y fortalecimiento de los marcos nacionales y capacidades institucionales, que permitan controlar las especies exóticas que actualmente generan daño a la flora y fauna local (Ministerio del Medio Ambiente, 2018)

Respecto a los avances en materia de políticas públicas, es importante destacar que se han elaborado indicaciones (Art. 6, n y Art. 78, Proyecto de ley Boletín N° 9404-12) para ser incorporadas en el proyecto de ley del Servicio de Áreas Protegidas y Biodiversidad (Boletín N° 9404-12); y se ha propuesto que dicho Servicio cuente con atribuciones legales, que permitan llenar el vacío legal en relación al control y fiscalización de especies exóticas invasoras dentro del territorio, asumiendo la gestión nacional en materia de EEI. Uno de los principales resultados esperados de este proyecto en el ámbito institucional, es contar con un Programa Nacional Integrado para la Gestión de las Especies Exóticas Invasoras (PEEI) (Ministerio del Medio Ambiente, 2018).

En un catastro realizado por estudiantes de la Universidad de Chile en conjunto con la División de Protección de los Recursos Naturales Renovables (DIPROREN) de SAG, en el período 2000-2004 se estableció la presencia de estas aves en diferentes regiones del país y que la mayor parte de las colonias ocupan ambientes urbanos. En esa fecha, se determinó que estaban presentes en 50 sitios de Santiago y que las comunas más comprometidas de la Región Metropolitana eran La Reina, Las Condes, Ñuñoa, La Florida, Providencia, Maipú y Huechuraba (Tala, *et al.*, 2004; Bevilacqua, 2014).

Para algunos residentes, las cotorras ya son parte de su entorno natural y las consideran un ave bastante atractiva, pero para otros representan un problema (Bevilacqua, 2014). Sin embargo, puesto que la legislación no permite practicar la caza en zonas urbanas, se deben adoptar otras medidas en las plazas públicas, cuya mantención es competencia de cada municipio (Economía y Negocio online, 2016). No existen un programa nacional para su erradicación y los municipios solo pueden encargarse del problema cuando los nidos colectivos de estas aves (la mayoría construido sobre los 15 metros y pueden llegar a pesar hasta 200 kilos) representan un peligro para la población (Arce y Heusser, 2018; Ministerio del Medio Ambiente. 2018). Para realizar estos procedimientos, se requiera de un permiso del SAG además de autorización municipal de donde se realice la captura. Esta es la forma en que operan las empresas de control de plagas que controlan poblaciones urbanas de palomas, ratas y ratones, entre otras (Tadich y Briceño, 2019).

Municipios como Las Condes y Ñuñoa, han realizado limpiezas ocasionales en las plazas públicas de las comunas, sin embargo, las cotorras vuelven a instalarse en el lugar (Sol *et al.* 1997; Bevilacqua, 2014; Economía y Negocio online, 2016; Arce y Heusser, 2018). Además, para realizar un control de cotorras argentinas en zona urbana, se requiere la autorización del SAG mediante una resolución que faculta al solicitante regular esta especie (Economía y Negocio online, 2016). También existe un peligro potencial, ya

que estas aves tienden a construir sus nidos sobre estructuras del tendido eléctrico, lo que podría ser un riesgo debido a los cortocircuitos que se podrían generar (CABI, 2018).

Es así que, con los antecedentes planteados, se hace necesario tener más conocimiento de esta ave a nivel de la ciudad, y en particular, establecer en que zonas de la comuna de La Reina (Región Metropolitana), la cotorra argentina prefiere construir sus nidos, junto con identificar aquellas variables ambientales y de diseño urbano, a escala comunal, que se encuentren relacionadas con su distribución y que favorezcan el asentamiento de esta ave. “Las relaciones entre variables obtenidas, serán incorporadas en un modelo, el que permitirá diseñar un mapa predictivo de la ubicación de los nidos de cotorra argentina, facilitando la búsqueda y evaluación de peligro de nidos, junto con identificar las variables que permitan realizar un manejo con el fin de controlar el impacto de esta especie. Así, se busca otorgar herramientas de manejo que integren y sintetizen variables obtenidas en terreno y que contribuyan a enfocar los esfuerzos por parte de los municipios afectados por esta especie invasora.”

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Una de las principales amenazas a la diversidad biológica nativa son las invasiones biológicas causadas por las EEI (IUCN, 2000; Strubbe y Matthysen, 2009). El Convenio de Diversidad Biológica (CDB), define como EEI a una especie exótica que se establece en ecosistemas o hábitats naturales o seminaturales, siendo un agente de cambio y amenaza a la diversidad biológica nativa (ONU Medio Ambiente, 1992). De esta forma, las EEI son una de las cinco causas principales de la pérdida de biodiversidad, junto con la destrucción del hábitat, la sobreexplotación, la contaminación y el cambio climático. El ritmo en el número de introducciones ha ido creciendo a lo largo de la historia. Pero, es a partir de las últimas décadas del siglo XX, cuando alcanza valores sin precedentes (Hulme, 2009). Muchas de las especies introducidas, de forma accidental o voluntaria, pueden llegar a naturalizarse en un nuevo territorio, establecer poblaciones, y convertirse en especies invasoras (Meyerson y Mooney, 2007; Hulme, 2009; Capdevila-Argüles, *et al.*, 2013). Para que una especie exótica introducida en un nuevo ambiente se vuelva invasora debe atravesar dos filtros: uno biogeográfico y otro biológico, este último determinado por sus propias características biológicas y las del ecosistema receptor (Capdevila-Argüles, *et al.*, 2013).

El establecimiento a largo plazo de una especie en una región requiere de (i) condiciones ambientales favorables para la supervivencia y la reproducción, (ii) interacciones bióticas que no son lo suficientemente perjudiciales para causar la extinción local (las interacciones bióticas negativas incluirían competencia, alelopatía, depredación, enfermedad; la falta de interacciones bióticas positivas también tiene un impacto negativo, como la falta de polinizadores), y (iii) la capacidad de la especie para dispersarse en áreas con condiciones ambientales favorables e interacciones bióticas (Mainali, *et al.*, 2015). De esta forma, compiten, desplazan, depredan e incluso se hibridan con las especies nativas, alterando la estructura y composición de las comunidades bióticas y en ocasiones, llegando a alterar los ecosistemas (Meyerson y Mooney, 2007; Hulme, 2009; Capdevila-Argüles, *et al.*, 2013). Las especies invasoras pueden modificar tanto ecosistemas rurales como urbanos, causando efectos perjudiciales tales como la amenaza a especies y comunidades nativas, modificación de procesos vitales como el ciclo de nutrientes y la depuración del agua, produciendo cambios en estructura y funcionalidad de los ecosistemas (Tadich y Briceño, 2019). Sus impactos, que varían según la especie y sus interacciones con el ecosistema invadido, resultan en una pérdida de biodiversidad. También, pueden causar importantes pérdidas económicas derivadas de sus impactos directos, de los costos de gestión, de la pérdida de los servicios que ofrecen los ecosistemas, y problemas sanitarios pudiendo actuar como reservorio de virus, bacterias o parásitos, vector de patógenos o agente agresor (Surot, 2009; Capdevila-Argüles, *et al.*, 2013; Briceño *et al.*, 2017).

Durante milenios, las barreras naturales como los océanos, montañas, ríos y desiertos proporcionaron el aislamiento esencial para que las especies se adaptaran a ecosistemas específicos y en consecuencia, se especiaron. En tan sólo unos pocos cientos de años, estas barreras se han vuelto menos eficaces gracias a la globalización y el crecimiento del comercio y el turismo, lo que proporcionan más oportunidades para que las especies se propaguen (IUCN, 2000). La introducción de especies por el ser humano ha sido una conducta reincidente a lo largo del tiempo; en algunos casos estas introducciones han sido intencionales y en otros

involuntarias (Strubbe y Matthysen, 2009; Vilches, *et al.*, 2010). La población y la actividad humanas pueden tener efectos directos e indirectos en el establecimiento de especies exóticas invasoras. Como efecto directo, la población y la actividad humanas pueden aumentar la posibilidad de introducciones repetidas y fortalecer el esfuerzo de introducción, que a menudo sigue siendo desconocido. Los efectos indirectos incluyen el (i) aprovisionamiento de alimentos: mediante la entrega directa de alimentos en los parques y en los comederos de aves de traspatio, o mediante la introducción de una amplia variedad de especies de plantas (exóticas) en parques y jardines urbanos, (ii) la perturbación del ecosistema empobreciendo la fauna nativa y dejando nichos disponibles para las especies introducidas y (iii) la fragmentación del hábitat: por ejemplo, parques urbanos, y esto puede llevar a una mayor heterogeneidad del hábitat, lo que crea oportunidades para que las especies nativas y exóticas se establezcan (Strubbe y Matthysen, 2009; Borray-Escalante *et al.*, 2020). Las EEI se encuentran en todos los grupos taxonómicos: incluyen virus, hongos, algas, musgos, helechos, plantas superiores, invertebrados, peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos. Estos, han invadido y afectado a la biota nativa en casi todos los ecosistemas en la Tierra. (IUCN, 2000). Las consecuencias de las invasiones de especies no nativas deben ser evaluadas desde tres enfoques: ecológico, socio-económico y sanitario (Vilches, *et al.*, 2010).

La degradación de los hábitats naturales, los ecosistemas y las tierras agrícolas (por ejemplo, la pérdida de cubierta y del suelo, la contaminación de la tierra y las vías navegables) que ha ocurrido en todo el mundo, ha facilitado el establecimiento y la invasión de las especies exóticas. Muchas invasoras exóticas son especies "colonizadoras" que se benefician de la competencia reducida que sigue a la degradación del hábitat. El cambio climático mundial es también un factor importante que ayuda a la propagación y el establecimiento de especies exóticas invasoras (IUCN, 2000). Los ecosistemas que han sido invadidos por especies exóticas pueden no tener los depredadores naturales y competidores, que están presentes en su ambiente nativo y que controlan normalmente sus poblaciones (PNUD Chile; 2012). Las áreas urbanas en particular, pueden presentar tipos de hábitats únicos para especies exóticas. Contienen fuentes alimentarias antropogénicas, que a menudo son abundantes y están disponibles de forma consistente (Davis, *et al.*, 2014; Borray-Escalante *et al.*, 2020). Esto se ve agravado por el hecho de que las especies invasoras exitosas poseen atributos de comportamiento que les permiten adaptarse y explotar recursos clave en el rango no nativo (Avery, *et al.*, 2012). Son hábiles en la utilización de recursos que las especies nativas no podrían, y es probable que tengan altas tasas de innovación alimentaria. Además, las especies nativas tienden a ser escasas en las áreas urbanas, reduciendo la resistencia biótica y/o competencia, creando nichos ecológicos vacíos, que potencialmente pueden ser ocupados por especies exóticas oportunistas (Sol *et al.*, 2012), sumado a que en las ciudades pueden existir menores niveles de depredación y de competencia, lo que facilita el proceso de establecimiento de especies introducidas (Murgui y Valentín, 2003, Guzmán, 2009). Las áreas urbanas generalmente difieren climática y físicamente de las áreas circundantes, creando microclimas o hábitats que pueden ser más adecuados para algunas especies, que las áreas periféricas menos perturbadas (Davis, *et al.*, 2014).

Los tomadores de decisiones están bajo una creciente presión para responder frente a los impactos de las especies invasoras no nativas y requieren evidencia en la cual basar las decisiones. Dado el gran número de

especies involucradas, los costos a menudo altos asociados con la gestión y los recursos limitados, existe la necesidad de que la gestión sea cuidadosamente priorizada. Sin embargo, faltan herramientas prácticas, transparentes y robustas para apoyar la priorización de la gestión (Booy, *et al.*, 2017a).

Los impactos de las especies exóticas introducidas representan una de las principales amenazas a la biodiversidad mundial actual. Por lo tanto, se recomienda un cuidadoso monitoreo de tendencias de estas poblaciones para minimizar cualquier daño a las biogeocenosis¹ indígenas locales (Di Febbraro y Mori, 2015).

Pocos países han desarrollado una estructura legal e institucional integral capaz de responder eficazmente a estos nuevos flujos de bienes y visitantes. Muchos ciudadanos, grupos sectoriales clave y gobiernos tienen una mala apreciación de la magnitud y los costos económicos del problema. Como consecuencia, las respuestas son fragmentarias, tardías e ineficaces. Es en este contexto que la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), ha identificado el problema de las especies exóticas invasoras como una de sus principales amenazas para la biodiversidad a nivel mundial (IUCN, 2000).

El Gobierno de Chile ha reconocido la amenaza que constituyen las EEI para el bienestar nacional y está realizando inversiones en líneas de base para el sistema de inspección y cuarentena, para controlar el arribo de especies exóticas que pudiesen afectar el bienestar económico y la salud humana del país. Sin embargo, en su mayoría, estas inversiones están enfocadas en regulaciones para proteger a sectores económicos tales como la agricultura, el sector forestal, la ganadería y la acuicultura, no haciéndose cargo de las EEI que constituyen amenaza a las biodiversidad y funciones ecosistémicas del país (PNUD CHILE; 2012).

A pesar de su pequeño número, algunas de estas especies invasoras ya han dejado profundas impresiones en comunidades y paisajes, por ejemplo, conejos en el centro de Chile (Jaksic & Fuentes 1991; Anón, 2005) y castor americano en el sur de Chile (Jaksic *et al.*, 2002; Anón 2005).

El primer paso para controlar las especies exóticas invasoras es identificarlas, determinar su origen geográfico, sus vías de invasión, sus interacciones con especies nativas y el efecto dominó² que tienen en las comunidades y ecosistemas. A excepción de los países desarrollados, el conocimiento de las especies invasoras y sus efectos es muy limitado en la mayor parte del mundo. Chile no es una excepción a esta tendencia, aunque las recientes publicaciones de Fuentes-Contreras *et al.* (1997) sobre áfidos, Jaksic (1998) sobre vertebrados terrestres, Valdovinos-Zarges (1999) sobre moluscos, y Arroyo *et al.* (2000) sobre plantas vasculares ayudan a reducir esta brecha. Jaksic (1998) informó que sólo 24 especies de vertebrados terrestres (3,9% de las aproximadamente 610 especies nativas) invadieron Chile, de las cuales los humanos introdujeron 20, mientras que el resto ingresó al país por su cuenta (Iriarte, *et al.*, 2005; Tadich y Briceño, 2019).

El Ministerio del Medio Ambiente a través de su Proyecto GEF de Especies Exóticas Invasoras, apoyado por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y producto del trabajo desarrollado por

¹ La biogeocenosis es un agregado de componentes naturales en un área particular de tierra o agua, que se caracteriza por relaciones específicas entre los componentes; tipos específicos de flujos de materia, energía e información que proporcionan un cierto grado de integridad y sus cambios con el tiempo (Ostroumov, 2002)

² Se define como efecto dominó un incidente o evento primario se propaga, desencadenando uno o más eventos secundarios que resultan en consecuencias generales más graves que las del evento principal (Cozzani, *et al.*, 2005)

académicos chilenos apoyados por el proyecto, ha elaborado un estudio diagnóstico, a través del cual se han contabilizado más de 2.000 especies exóticas asilvestradas o naturalizadas en el territorio nacional, de ellas 25 se han calificado dentro las 100 especies invasoras más dañinas del mundo (Ministerio del Medio Ambiente, 2018).

El Ministerio del Medio Ambiente informó el año 2014 que existen, al menos 128 especies exóticas invasoras que están distribuidas a lo largo del territorio. Dentro del grupo de los vertebrados, se han priorizado las siguientes especies como una amenaza para la biodiversidad del país: burro, cabra, castor, ciervo rojo, conejo, cotorra argentina, jabalí, liebre europea, paloma, perro, roedores sinantrópicos, sapo africano, tortuga de orejas rojas, trucha arcoíris y visón (SAG, 2014).

Los psitaciformes desempeñan un papel predominante entre las especies exóticas importadas deliberadamente por los seres humanos de todo el mundo, siendo las aves más populares. Cuando se liberan, a menudo establecen poblaciones naturalizadas, ya que presentan una amplia plasticidad ecológica y sinantropía (Di Febbraro y Mori, 2014). Dentro de esta familia de loros encontramos a la cotorra argentina o perico monje (*Myiopsitta monachus*), ave invasora relativamente reciente (Iriarte, *et al.*, 2005), pero altamente exitosa en su proceso de invasión (Viana, *et al.*, 2016). Es una especie originaria de Sudamérica, que se distribuye naturalmente al este de Los Andes, desde Bolivia central y sur de Brasil, hasta el centro de Argentina, incluyendo Paraguay y Uruguay. Su hábitat preferido corresponde a bosques abiertos, aunque también se le puede encontrar en áreas abiertas, bosquesillos de palmeras, áreas agrícolas y ciudades. No obstante, se ha asilvestrado en varios países de América y Europa (23 estados de Estados Unidos, Canadá, Bahamas, Bélgica, Italia, Francia, España y Reino Unido, entre otros) (Tala, *et al.*, 2004; Burger y Gochfeld, 2005; Avery, *et al.*, 2012; Senar, *et al.*, 2016; Romero, *et al.*, 2015; Viana, *et al.*, 2016; CABI, 2018). Durante los últimos 150 años, la especie ha ampliado considerablemente su área de distribución nativa, aprovechando los cambios en el uso de la tierra inducidos por el ser humano (Viana, *et al.*, 2016). Esta especie fue liberada en Chile por ciudadanos en 1972, en el área oriental de la ciudad de Santiago (Iriarte, *et al.*, 2005). Aunque no existen registros exactos de su internación, se puede inferir que la primera colonia se habría instalado hace unos 40 años (inicios de los '80s), en una antena de radio ubicada en calle Bilbao, en las inmediaciones del Prince of Wales Country Club, en el límite de las comunas de La Reina y Las Condes, desde donde posiblemente, se habría iniciado un lento pero progresivo proceso de dispersión (Tala, *et al.*, 2004). La cotorra se ha extendido por toda la región central de Chile, con grupos reproductores presentes en grandes ciudades de la V Región y la Región Metropolitana. Además, se han realizado avistamientos de cotorras en Copiapó (Región III) y Puerto Montt (Región X) (Iriarte, *et al.*, 2005). Se ha descrito que la presencia humana favorece la invasión de las cotorras, no solo porque la actividad humana propicia los escapes y las liberaciones de individuos, sino también por la ventaja de obtener comida más fácilmente (Rodríguez-Pastor *et al.*, 2012; Romero, *et al.*, 2015).

Este éxito se debe en gran parte a su fácil adaptación al medio urbano, dentro del cual, los parques urbanos juegan un rol importante y por ello este estudio se centra en ellos como hábitat y nicho. Dentro de ellos, la presencia de árboles donde nidificar y la abundancia de recurso alimenticio es muy alta, por lo que favorecen

el crecimiento exitoso de poblaciones de esta especie (Sol *et al.*, 2012). Varios estudios a gran escala han encontrado que las poblaciones de periquito monje introducidas se asocian con una alta densidad de población humana, no sólo porque las personas puedan favorecer el escape y liberación de nuevos individuos, sino que pueden disfrutar del forrajeo ya que mayoritariamente en parques urbanos las personas son una fuente de suministro de alimentos, lo que ha provocado un cambio en el comportamiento de la búsqueda de alimento en esta especie en los últimos años, adaptándose a las condiciones novedosas y el uso de nuevos recursos alimenticios que los hábitats urbanos ofrecen (Muñoz y Real 2006; Minor *et al.*, 2012, Rodríguez-Pastor *et al.*, 2012; Romero, *et al.*, 2015; Di Santo *et al.*, 2017; Borray-Escalante *et al.*, 2020).

Durante los años '80s hubo un gran flujo de internación de cotorras importadas legalmente a Chile desde Argentina y Uruguay para el comercio de mascotas (Iriarte, *et al.*, 2005), pero en 1999 se estableció una prohibición de importación para esta especie; respaldado por las nuevas facultades conferidas mediante una modificación a la ley de caza en 1996. El Servicio Agrícola y Ganadero (SAG) restringió el ingreso al país de la cotorra argentina, mediante la Resolución N° 863, donde se le declaró como una especie que puede perturbar el equilibrio ecológico y la conservación del patrimonio ambiental (Art. 25, Ley de Caza N° 19.473). Además, el Reglamento de la Ley de Caza la clasificó como perjudicial, lo cual no sólo implica que está permitida su caza en cualquier época del año y sin limitación de número, sino que también permite ejercer algunas acciones de control más eficientes, como la eliminación de nidos y huevos (Tala, *et al.*, 2004; Iriarte *et al.*, 2005).

Esta especie de loro tiene talla media a pequeña y mide aproximadamente 30 cm de longitud total con una envergadura de 53 cm y una masa de 90-120 g. Se caracteriza por su colorido verde claro, con tonos grises o blanquecinos en cara, mejillas, garganta y pecho. Las plumas de vuelo son azul oscuro, y las plumas de la cola son largas y verdes. Tienen un pico de color amarillo pálido o anaranjado y patas grises. Los individuos inmaduros son de un verde más brillante con una frente verdosa. No exhiben dimorfismo sexual (Avery, *et al.*, 2012; CABI, 2018). Son aves ariscas y casi no vocalizan palabras³, aunque sí muestran un amplio repertorio de diversos chillidos y graznidos. Si bien, dentro de los Psittaciformes no destaca por su colorido, su conducta reproductiva la convierte en un ave sorprendente, son monógamas, altamente gregarias, y construyen nidos comunales, los que pueden estar aislados o muy cerca de otros, y un nido puede tener una o más entradas (Domènech, *et al.*, 2003; Tala, *et al.*, 2004; Avery, *et al.*, 2012; Briceño, *et al.*, 2019). La cotorra argentina anida colonialmente, a menudo en estructuras comunales, las bandadas se someten a fisiones y fusiones frecuentes, y los grupos exhiben una estructura social compleja (Hobson *et al.*, 2015; Briceño, *et al.*, 2019). Es única entre los psitácidos en el uso de palos y ramitas para construir nidos colectivos voluminosos, que albergan de una a muchas cámaras de anidación individuales y donde se puede producir la cría cooperativa, en lugar de ocupar cavidades secundarias (Domènech, *et al.*, 2003; Avery, *et al.*, 2012; Molina, *et al.*, 2016, Viana, *et al.*, 2016; Booy, *et al.*, 2017b; Postigo *et al.*, 2016), donde varias parejas nidifican simultáneamente en las distintas subcámaras que los conforman (Tala, *et al.*, 2004). Estos nidos,

³ Los psitácidos son aves que tiene la habilidad de imitar sonidos y cuando están en cautiverio pueden imitar palabras.

confeccionados con ramas de arbustos y árboles del área, varían en tamaño desde pequeños, con una sola pareja, hasta grandes colonias que son usados simultáneamente por varias parejas generando grandes nidos durante todo el año, en ocasiones con más de 30 cámaras, cuyo tamaño puede llegar a ser de 1 a 2 m de diámetro y pesar hasta 200 kg (Tala, *et al.*, 2004; Molina, *et al.*, 2016; Booy, *et al.*, 2017b; CABI, 2018). Un nido sencillo y simple consiste en una galería que comunica una única cámara con el exterior. A menudo otras cotorras construyen sus cámaras adosadas a otras ya existentes, formando nidos compuestos comunales donde cada cámara tiene una única galería de salida. Durante la época reproductora las cámaras pueden estar ocupadas por parejas reproductoras, por un número variable de individuos no reproductores o desocupadas (Molina, *et al.*, 2016). Los nidos se ubican, generalmente en árboles de más de 10 metros de altura indicándose una marcada preferencia por instalar nidos en araucaria brasileña (*Araucaria angustifolia*), seguido por palmeras (*Washingtonia filifera*, *Trachycarpus fortunei*) (Tala, *et al.*, 2004; Briceño *et al.*, 2019) y eucaliptos (*Eucaliptus spp.*) (Tala, *et al.*, 2004; Codesido *et al.*, 2015; Viana, *et al.*, 2016). Hay investigaciones que indican que, tanto en la ciudad de La Plata, como en las zonas rurales de la provincia de Buenos Aires, las cotorras argentinas muestran una alta afinidad por los árboles altos de eucaliptos, lo que se ha relacionado con la reducción del riesgo de depredación y el control humano (Codesido *et al.*, 2015; Romero, *et al.*, 2015). En la ciudad de Buenos Aires las especies arbóreas seleccionadas para anidar incluyen cedros, araucarias, pinos y palmeras (Romero, *et al.*, 2015). En estudios en el sur de Uruguay y en España, se ha visto que estas aves prefieren anidar en las palmeras y árboles de hoja ancha. En el estado de Mato Grosso, en Brasil, las cotorras mostraron una fuerte preferencia por los árboles de piuva (*Tabebuia spp.*) y mandovi (*Sterculia apetela*), que proporcionan ramas gruesas y resistentes que pueden soportar estructuras de nidos pesados. Parece ser que seleccionan grandes árboles, robustos y altos, lo que proporciona soporte para sus nidos voluminosos y protección contra las tormentas (Burger y Gochfeld, 2005). Las especies de árboles seleccionadas para anidar, también se caracterizan por tener follaje perenne y, por lo tanto, pueden ofrecer un mejor refugio y una mejor protección contra las perturbaciones naturales, que los árboles con follaje de hoja caduca. El follaje permanente, junto con una estructura de árbol particular, puede determinar la selección del árbol nido por los periquitos monjes (Romero, *et al.*, 2015). No obstante, es posible encontrar nidos en estructuras artificiales altas (**Fig. 1**), incluidos los postes de utilidad (postes de alta tensión, alumbrado público y antenas de radiotelefonía), tanto en su distribución nativa como invasora (Avery, *et al.*, 2012; Burger y Gochfeld, 2005; Burger y Gochfeld, 2009; Romero, *et al.*, 2015; Viana, *et al.*, 2016; Briceño *et al.*, 2019). También se ha observado que, alrededor del nido, existen árboles de menor envergadura usados como posaderos; con lugares de alimentación en las cercanías, de preferencia con frutos secos y carnosos (a no más de 1 km de distancia). Estudios en parques de la ciudad de Buenos Aires indican que los árboles utilizados para la construcción de nidos por los periquitos monjes son un conjunto no aleatorio de los árboles disponibles, y que las especies de árboles seleccionadas para la construcción de nidos dependen del contexto, es decir, de aquellas especies de árboles disponibles en un parque urbano en particular (Sol *et al.*, 1997; Romero, *et al.*, 2015). El periodo reproductor se extiende de noviembre a marzo en el hemisferio sur y de abril a septiembre en el hemisferio norte, aunque puede hacerlo todo el año en cautividad (Molina, *et al.*,

2016; Briceño *et al.*, 2019). En sus nidos, ellos ponen cinco a ocho huevos por nidada, que se incuban por un período aproximado de 26 días (Tala, *et al.*, 2004, Molina, *et al.*, 2016). Adicionalmente, la cotorra argentina ha sido definida como un ingeniero ecosistémico, porque a través de la construcción de nidos, genera un nicho de reproducción para otras especies. En Santiago, se ha visto a nueve especies de aves (dos introducidas y siete nativas) utilizando nidos de cotorra para reproducirse (Briceño *et al.*, 2019).

Su dieta es variada e incluye una alta diversidad de granos, tanto silvestres como cultivados; entre estos últimos, destacan el sorgo, maíz y arroz. También se ha observado que puede comer una variedad de semillas, frutos, flores, insectos, brotes de hojas, hierbas, cítricos y otras partes de árboles (Tala, *et al.*, 2004; Bucher y Aramburú, 2014; CABI, 2018). Borray-Escalante *et al.*, (2020) identificó que los alimentos antropogénicos (maní y semillas de girasol y arroz y pan), las plantas herbáceas, las hojas y semillas son las fuentes alimentarias más consumidas por la cotorra argentina en la ciudad de Barcelona, España.

Es una especie que se adapta muy bien a distintas condiciones ambientales, sean tropicales, templadas o frías, lo que le ha permitido asilvestrarse en lugares muy fríos como: Nueva York, Canadá y Bélgica (Tala, *et al.*, 2004; CABI, 2018). Sin embargo, pese a que los periquitos monje son relativamente tolerantes a las bajas temperaturas del aire, su tasa metabólica aumenta drásticamente con temperatura decreciente, requiriendo abundante consumo de alimentos para mantener estas tasas metabólicas más altas, junto con que las temperaturas más fría también limita la cantidad de energía disponible para el crecimiento y la reproducción (Postigo, *et al.*, 2019)

Se afirma que un importante impacto negativo de la cotorra en Chile, es el daño a los árboles frutales y ornamentales (Iriarte, *et al.*, 2005; Briceño, *et al.*, 2019). En Argentina, se ha informado que los periquitos monje causan más de mil millones de dólares anuales en daños a las cosechas, debido al 2-15% de pérdidas de cosechas principalmente de maíz y girasol, pero la fama de esta ave como plaga agrícola, parece exagerada (Iriarte, *et al.*, 2005). Curiosamente, las colonias salvajes de cotorras han estado presentes en los E.E.U.U. durante más de 30 años y no han demostrado los brotes masivos o los daños agrícolas indicados anteriormente (Iriarte, *et al.*, 2005; Briceño *et al.*, 2019). Estudios realizados por Senar, *et al.*, (2016) muestran que el daño causado por la cotorra a los cultivos en áreas invadidas (cultivos del área metropolitana de Barcelona, España) ya no es solo “potencial”, sino que se ha convertido en una amenaza real, que requiere de un control sobre las poblaciones de esta especie, para así evitar mayores pérdidas y daños.

La capacidad de dispersión de la cotorra argentina es muy limitada, ya que se trata de una especie sedentaria (Del Hoyo *et al.*, 1997; Truffi y Stastny, 1997; Martín y Bucher, 1993), por lo que habría que distinguir los procesos de invasión de los de dispersión. Se considera proceso de invasión a la aparición de cotorras a más de 50 km de municipios con presencia de la especie, que normalmente coinciden con capitales de provincia o ciudades de cierto tamaño. Por el contrario se considera que el proceso de dispersión depende de la presencia de cotorras en municipios próximos ya ocupados, siempre que exista un entramado urbano más o menos continuo entre dos localidades y que en total estén separadas menos de 20 km como sucede en los alrededores de Madrid, Barcelona y en la costa de Málaga, Valencia y Cartagena. En numerosas ocasiones esta especie se concentra en colonias y su área de forrajeo es más bien pequeña, en ocasiones no superior a un kilómetro, por

lo que la localización de ejemplares es un buen indicador para encontrar los núcleos de nidificación en aquellas zonas de nueva ocupación (Molina, *et al.*, 2016). En consecuencia, los periquitos monje necesitan un área de paisaje mínima que incluya sitios de anidación y disponibilidad de alimento durante todo el año dentro de un radio máximo de aproximadamente 15 km desde el nido (Bucher y Aramburú, 2014).

La capacidad de la cotorra argentina para prosperar en entornos alterados por el ser humano a menudo crea conflictos y la necesidad de un manejo agresivo (Avery, *et al.*, 2012). En su rango introducido, los impactos se asocian principalmente con su comportamiento flexible al construir los nidos, que contribuye al éxito de su establecimiento, y es exactamente lo que ha creado el conflicto (Newman *et al.*, 2004; Burger y Gochfeld, 2009; Strubbe y Matthysen, 2009; Avery, *et al.*, 2012; CABI, 2018). Los periquitos monje construyen grandes nidos voluminosos en torres de comunicación y de utilidad eléctrica como postes de distribución y torres de transmisión. En las torres de comunicación son simplemente un problema de mantenimiento y no afectan las comunicaciones. Sin embargo, los nidos en las instalaciones eléctricas pueden provocar apagones e incendios, ya que los grandes nidos pueden completar los circuitos eléctricos. Este problema se manifiesta más en climas húmedos (Newman *et al.*, 2004). Los nidos de cotorra monje pueden causar efectos significativos a las instalaciones eléctricas, incluyendo la disminución de la confiabilidad eléctrica, daños al equipo y pérdida de ingresos por apagones causados por aves y nidos, aumento en los costos de operación y mantenimiento asociados con la eliminación de nidos y reparación de estructuras dañadas (Newman *et al.*, 2004; Burger y Gochfeld, 2009; Postigo *et al.*, 2016; CABI, 2018).

Los daños que causa esta especie dentro de la ciudad no están determinados, salvo en huertos caseros. Sin embargo, la situación puede cambiar drásticamente cuando esta ave emigre de la ciudad y afecte cultivos agrícolas (Guzmán, 2009). También existe la posibilidad de que la cotorra argentina propague las enfermedades de las plantas mediante el transporte de material infectado e introducción de parásitos foráneos a los árboles no infectados, afectando las áreas verdes de la ciudad, junto con defoliación arbórea en zonas verdes (Newman *et al.*, 2004; CABI, 2018). Asimismo, las interacciones de los periquitos con otras aves introducidas como los gorriones (*Passer domesticus*) o las palomas bravías (*Columba livia*) podrían suponer un riesgo potencial de transmisión de patógenos (Briceño *et al.*, 2019). Por esta razón resulta necesario abordar integralmente el problema para sentar las bases de un futuro manejo, a fin de controlar esta especie de nuestros ecosistemas (Guzmán, 2009). Conjuntamente, se han tornado en un problema importante dentro del departamento de higiene Ambiental de diversos municipios de la Región Metropolitana, ya sea porque suelen incomodar a los vecinos debido a su ruidosa actividad, por el consumo de frutales, o por riesgo de caídas de ramas. Es así, que han tenido que intervenir, bajando nidos o podando árboles, sin embargo, estas aves suelen ser persistentes vuelven a establecer sus nidos en el sector (Sol *et al.* 1997; Bevilacqua, 2014; Economía y Negocio online, 2016; Arce y Heusser, 2018). Además, se exponen a los equipos de mantenimiento, tanto de aseo y ornato, como los de electricidad, a material alergénico asociado a los nidos (incluidos los ácaros de nidos) (Booy, *et al.*, 2017b; Briceño *et al.*, 2017; Briceño *et al.*, 2019); asimismo, las interacciones ecológicas de los periquitos monje con otras aves introducidas, como gorriones o palomas, podrían representar un riesgo de transmisión de patógenos zoonóticos, especialmente a individuos inmunológicamente susceptibles como

niños pequeños, ancianos o individuos enfermos (Briceño *et al.*, 2017; Briceño *et al.*, 2019); Por otra parte, podría haber un riesgo potencial sobre el tendido eléctrico de la ciudad, ya que, como se ha descrito en Argentina, Uruguay, Paraguay y E.E.U.U., hay daños en líneas de transmisión eléctrica causados por la construcción de nidos en aisladores y postes (**Fig. 1**), lo que en período de lluvia facilita cortes de circuito y pérdida de transmisión de electricidad. El material del nido puede provocar cortocircuitos e incendios eléctricos, que pueden provocar daños y cortes de energía y un aumento en los costos de operación, mantenimiento y reparación, asociados a los costos que significa la remoción del nido (Tala, *et al.*, 2004; Newman *et al.*, 2004; Booy, *et al.*, Anón, 2005; 2017b; CABI, 2018). En el sur de la Florida en E.E.U.U., un análisis económico estimó los costos de remoción de nidos de US\$ 415–1500 por nido y, durante un período de 5 años, se valoró que la remoción de nidos solo costó entre US\$ 1.3–4.7 millones (Booy, *et al.*, 2017b). Kumschick *et al.* (2016) realizó un estudio donde se tabulan los impactos que generan diferentes especies de aves invasoras, en el que se indica que la cotorra puede generar los siguientes tipos de impactos: ambientales (competencia y transmisión de enfermedades) o de tipo económicos: (agricultura, infraestructura y la vida social humana). Es así, que se ha demostrado que el número creciente de estas especies de loros invasores está causando pérdidas económicas (Avery *et al.*, 2002; Senar *et al.*, 2016; Borray-Escalante *et al.*, 2020) y preocupaciones ecológicas, afectando negativamente la biodiversidad, como la vida silvestre nativa (Borray-Escalante *et al.*, 2020). Los impactos negativos causados por estas especies seguramente se intensificarán en el futuro cercano, ya que el cambio climático, las vías de introducción aumentadas y los cambios en el uso de la tierra generan mayores oportunidades para su expansión (Borray-Escalante *et al.*, 2020).

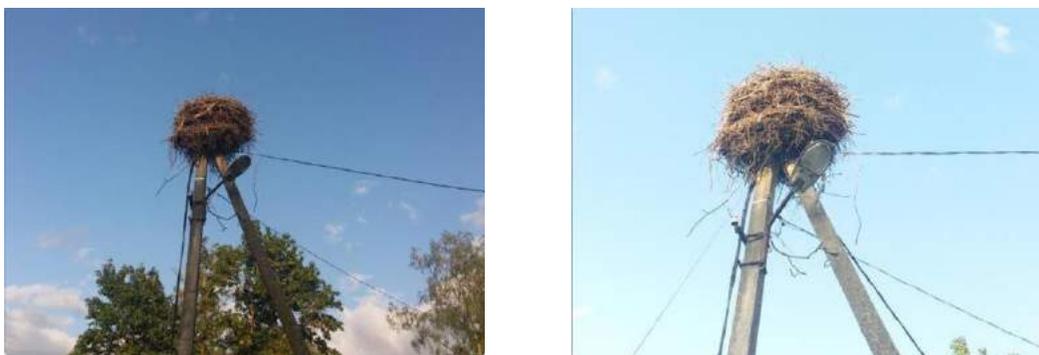


Figura 1: Nidos de cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) instalado en un poste eléctrico. (Fuente: fotografía tomada en la ciudad de Estonia, Europa del este, Agosto 2019)

Los modelos de distribución de especies (*species distribution model*; SDM), son modelos empíricos que relacionan observaciones de campo con variables de predicción ambiental, basadas en respuestas generadas estadística o teóricamente (Guisan y Thuiller, 2005; Pearson, 2010; Pliscoff y Fuentes-Castillo, 2011). Los modelos de distribución de especies se han convertido en una herramienta importante en estudios de biogeografía, ecología, evolución, biología de la conservación y cambio climático debido, principalmente, a la gran cantidad de información ambiental disponible. Los modelos, en última instancia, estiman los requerimientos ecológicos de las especies mediante la asociación de sus distribuciones geográficas con los

conjuntos de variables predictoras utilizadas en su construcción, de modo que permiten simular procesos ecológicos con el objetivo de predecir respuestas. Por tanto, constituyen un instrumento de gran utilidad en biogeografía, ya que nos acercan al conocimiento de las relaciones entre las especies y su entorno abiótico y biótico (Molina, *et al.*, 2016). Esto implica que la predicción de las distribuciones de las especies puede, en algunos casos, realizarse de manera segura solo con variables ambientales, especialmente en ausencia de interacciones bióticas fuertes (Mainali, *et al.*, 2015). Los datos de especies pueden ser observaciones simples, de presencia, ausencia o abundancia basadas en muestreos de campo, aleatorios o estratificados, u observaciones obtenidas oportunamente, como las obtenidas en su ambiente natural. La estrategia más común para estimar la distribución geográfica real o potencial de una especie es caracterizar las condiciones ambientales que son adecuadas para la especie e identificar entonces, donde se distribuyen los ambientes adecuados en el espacio (Guisan y Thuiller, 2005; Pearson, 2010; Plischoff y Fuentes-Castillo, 2011). Los SDM representan una herramienta confiable, que a menudo se han utilizado, entre otras aplicaciones, para evaluar el potencial de invasión de especies en nuevos hábitats o para explorar problemas de estabilidad de nicho y modelamiento de nichos durante la invasión (Zimmermann *et al.*, 2010; Di Febbraro y Mori, 2015). El impacto de las especies no nativas en la infraestructura, y el riesgo de que la infraestructura en sí pueda propagar especies no nativas, ha generado orientaciones específicas para los administradores de infraestructura. Dada la naturaleza costosa y global de este problema, se requieren más mecanismos para desarrollar y compartir esa buena gestión práctica (Booy, *et al.*, 2017b).

En aves, muchos estudios se han centrado en la selección de sitios de nidificación, siendo estos uno de sus recursos más importantes, por lo que el comportamiento involucrado en la selección del sitio del nido se considera adaptativo. Entre los atributos que determinan la selección del sitio de anidación, los más estudiados incluyen el sustrato, la protección contra las condiciones climáticas y los depredadores, y la proximidad a los recursos alimentarios (Bucher y Aramburú, 2014; Romero, *et al.*, 2015). Siendo el uso y selección del hábitat un rasgo básico de la autoecología de las especies de aves, y en las últimas décadas, ha aumentado la importancia de esta característica, al proporcionar información básica en el contexto del manejo y conservación de las especies (Guzmán, 2009). Es así, que investigar las relaciones de hábitat de las especies introducidas es un aspecto clave para comprender su distribución y predecir su propagación (Minor *et al.*, 2012). El conocimiento de la selección de árboles para anidar, podría ser una herramienta valiosa para el control de plagas, dado que la expansión de la población podría controlarse de manera más efectiva al reducir la disponibilidad de posibles árboles nidos (Codesido *et al.*, 2015; Romero, *et al.*, 2015). Esta también sería una alternativa menos agresiva a los métodos químicos y físicos letales tradicionalmente utilizados (Romero, *et al.*, 2015).

De forma análoga, un buen conocimiento de los patrones y procesos de selección de hábitat, podría evitar algunos de los eventuales problemas medioambientales asociados a las especies introducidas, o mitigar sus efectos a través de una gestión adecuada (Murgui y Valentín, 2003; Guzmán, 2009).

Dicho lo anterior, la comprensión del proceso invasor y la caracterización ecogeográfica de las zonas ocupadas por las especies invasoras resultan fundamentales frente a la necesidad de proponer medidas de

manejo y control y de desarrollar políticas de prevención. Es en este punto donde los modelos de distribución de especies pueden ayudarnos a predecir la distribución potencial de un taxón invasor en una zona determinada, así como facilitarnos la comprensión de su propia dinámica de invasión (Molina, *et al.*, 2016). De este modo, el estudio de las variables responsables de la distribución de la cotorra argentina dentro de los hábitats urbanos, debería permitir predecir qué variables ambientales son indicativas del hábitat preferido, junto con los factores responsables del crecimiento poblacional y el aumento de rango de esta especie potencialmente dañina, lo que nos permitiría diseñar características del paisaje que hagan que estas áreas sean menos propicias para estas especies (Rodríguez–Pastor *et al.*, 2012; Codesido *et al.*, 2015; Pereira y Boldt, 2015), y las densidades de la población de periquitos en las zonas urbanas podrían gestionarse limitando el número de nidos potenciales disponibles en los parques públicos (Romero, *et al.*, 2015). Es así, que podríamos obtener una herramienta útil para el manejo, la mitigación y el control de la invasión de la cotorra argentina en zonas urbanas de la Región Metropolitana de Chile.

3. HIPÓTESIS:

La distribución de sitios de nidificación de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*), dentro de zonas urbanas no es aleatoria y está determinada por variables ambientales y de diseño urbano que permitan soportar y mantener la estructura de nidificación.

4. OBJETIVOS

4.1. OBJETIVO GENERAL

Generar un modelo predictivo de presencia de nidos activos de cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en un área urbana de la Región Metropolitana

4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a.** Elaborar un catastro de nidos de cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) presente en áreas del origen de la invasión en la Región Metropolitana (i.e. Comuna de La Reina).
- b.** Identificar y analizar las variables que permitan predecir la ubicación de nidos con presencia de cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en las comunas urbanas de la Región Metropolitana que cuenten con un catastro de sus árboles (arbolado).
- c.** Proponer el modelo predictivo de presencia de nidos, para que sea considerado como una herramienta de control y gestión para esta especie exótica invasora.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

5.1. Área de estudio

La investigación se realizó en la comuna de La Reina, perteneciente a la Provincia de Santiago, en la Región Metropolitana. Esto, basado en que es en esta comuna donde se cuenta con el primer registro de avistamiento de nido de cotorra argentina en el país (Tala, *et al.*, 2004) y presumiblemente el origen de su introducción.

La Comuna de La Reina se encuentra ubicada el sector oriente de la Región Metropolitana, en la precordillera. La Reina inicia su poblamiento de poniente a oriente, a través de los ejes de penetración hacia la cordillera, formado por las vías de acceso a las parcelas que allí existían. El territorio de la Comuna (23,4 km²) se encuentra ubicado sobre terrenos con pendientes crecientes hacia la zona alta, desde 608 m.s.n.m. en su extremo altitudinal más bajo, y 2.000 m aproximados en su punto más alto. La superficie comunal es cruzada por los canales San Carlos, De Ramón, Las Perdices y El Bollo, constituyendo elementos de riego, recepción y transporte de aguas lluvias. El clima es templado mediterráneo, con una estación lluviosa en invierno y un verano seco y prolongado. Las precipitaciones varían entre los 200 y 479 mm de aguas anuales. La temperatura media promedio alcanza a los 14,4°C. Por su ubicación dentro de la ciudad de Santiago y a la cercanía con la Cordillera de Los Andes, la Comuna de La Reina presenta menor contaminación atmosférica, en comparación con el resto de la ciudad (Municipalidad de La Reina, 2017). De acuerdo al censo del año 2017, La Reina cuenta con una población de 92.787 habitantes, distribuidos en un total de 29.801 viviendas (INE, 2017).

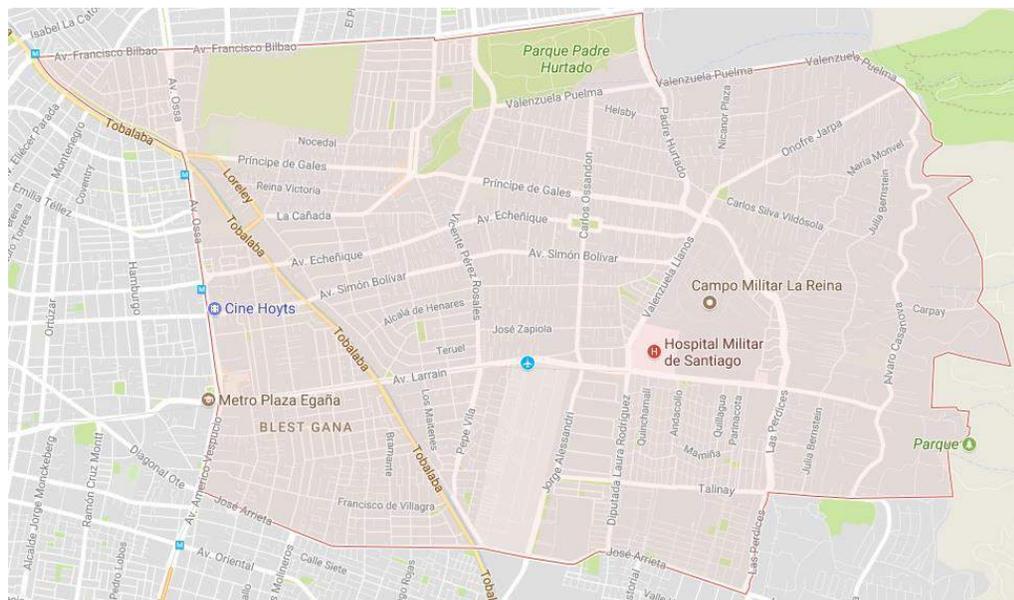


Figura 2: Área de 23,4 km² achurada de color rojizo que corresponde a la superficie de la comuna de La Reina. (Fuente: elaboración propia)

Su delimitación territorial es la siguiente (**Fig. 2**): Norte: Avenida Francisco Bilbao, desde el Canal San Carlos hasta el Canal Las Perdices, desde Avenida Francisco Bilbao hasta calle Valenzuela Puelma, desde el

Canal Las Perdices hasta su intersección con las Cales Onofre Jarpa y Álvaro Casanova. Sur: La calle Talinay y su prolongación en línea recta, desde el Canal de Las Perdices, hasta la Línea de Altas Cumbres; Canal Las Perdices desde calle Talinay hasta Avenida José Arrieta; y Avenida José Arrieta, desde el Canal Las Perdices hasta Avenida Egaña. Este: La Línea de Cumbres que limita por el norte la hoya de la Quebrada de Ramón, desde la intersección de las calles Valenzuela Puelma, Onofre Jarpa y Álvaro Casanova, hasta la prolongación en línea recta de la Calle Talinay. Oeste: Avenidas Egaña y Ossa, desde Avenida José Arrieta hasta el Canal San Carlos y Canal San Carlos entre Avenida Ossa y Avenida Francisco Bilbao (Municipalidad de La Reina, 2017).

5.2. Trabajo de campo, variables a describir y materiales

Para representar la distribución espacio temporal y el tamaño de la población de la cotorra argentina, se identificaron los nidos de esta especie, ya que son estructuras conspicuas de gran envergadura (**Fig. 3**). Para esto, se recorrieron todas las calles y lugares públicos como plazas y veredas, de la comuna de La Reina, con el fin de localizar e identificar visualmente todos los nidos de cotorra.

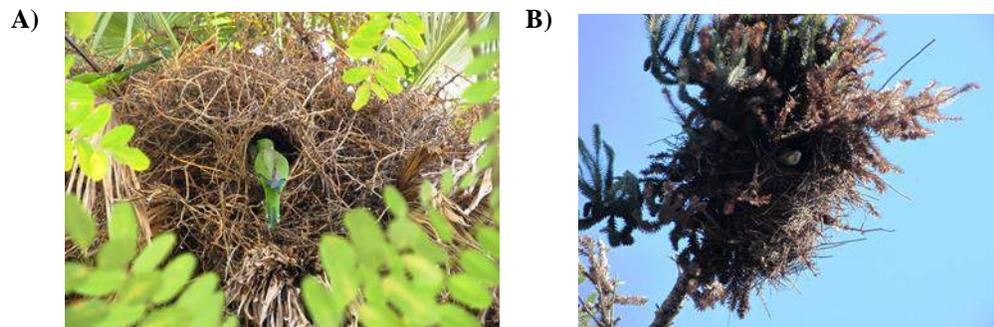


Figura 3: Nidos de cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*). **A)** Nido instalado en una falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*). **B)** Nido instalado en una araucaria brasileña (*Araucaria angustifolia*). (Fuente: Fotografías tomadas en terreno, 2017)

Cada árbol con al menos un nido de cotorra argentina, fue registrado como un árbol nido. De los árboles identificados con nidos de cotorra se registraron las siguientes variables: Especie de árbol en que se ubica el nido, su ubicación geográfica en coordenadas UTM, estado sanitario del árbol, diámetro de copa, diámetro a la altura del pecho (DAP), altura del árbol, cantidad de nidos por árbol, altura en la que se encuentra el o los nidos, número total de “cámaras” observadas en cada nido, para referirnos a cada cavidad en un nido (estos nidos pueden tener varias de estas cavidades⁴), si hay ocupancia de los nidos, observando la presencia o ausencia de cotorras activas en este y tipo de rama en la que se ha construido el nido, clasificando como rama

⁴ Con el paso de los años los nidos van creciendo por nuevas cámaras construidas por la población ya existente o por nuevas parejas, mientras que otras van siendo abandonadas y a veces desaparecen, por lo que es normal que haya cámaras (nidos individuales dentro del nido comunal) ocupadas y desocupadas (Molina, *et al.*, 2016)

primaria a aquella al tronco o en una rama que emerge de él y secundaria a una rama que emergió de una rama primaria, y así sucesivamente. Todos los datos fueron registrados en una ficha elaborada para este fin (**Anexo A**).

Para realizar el modelo de distribución, además de incluir las variables descritas anteriormente, fue necesario recopilar la siguiente información topográfica: Cantidad de construcciones mayores a 4 pisos, tipos de calle, ubicación, tipo y tamaño de las fuentes de agua, cobertura de suelos y cálculo del Índice de Vegetación Normalizada (NDVI). Junto con información sociodemográfica correspondiente al número de habitantes y número de viviendas presentes en la comuna de La Reina. Estas variables se obtuvieron a través de imágenes confeccionadas a partir de *Google Earth Pro*, archivos del Laboratorio de Geomática de la Facultad de Ciencias Forestales, Universidad de Chile y del Censo Nacional, cuyos datos pertenecen al Instituto Nacional de Estadística (INE, 2017), Chile. Además se utilizó el software de licencia libre *QGis Desktop* (versión 3.4.2 with GRASS 7.4.2) para procesar la información a utilizar.

En la siguiente **tabla (1)** se muestra las variables elegidas para crear el modelo, el método utilizado para capturarlas y el material empleado en la realización de este trabajo:

Tabla 1: VARIABLES, MÉTODOS Y MATERIALES USADOS

VARIABLE	MÉTODO	MATERIALES
Ubicación Geográfica del árbol con nido (IDARB)	Georreferenciación en terreno (UTM)	*GPS Etrex (12 channel). Marca Garmin. N° de serie: 69588417 y GPSMAP 64S. Marca Garmin. N° de serie: 3BP256094
Tipo de árbol (SP)	Observación directa.	Guía de campo: El Árbol Urbano En Chile (Hoffmann, 2010) y consulta directa con Jaime Hernández, Ingeniero Forestal, PhD. Profesor asociado del Departamento de Gestión Forestal y su Medio Ambiente de la Facultad de Cs. Forestales y Conservación de la naturaleza de la U de Chile
Altura del árbol (ALTURA)	Observación directa.	Hipsómetro. Marca Suunto. PM-5/1520 Opti Heicht Meter. N° de serie: 16305588 e Hipsómetro. Marca Haga. N° de serie: S/N
Diámetro de copa del árbol (D_COPA)	Observación/medición directa.	Cinta métricas de 50m. Sin Marca. N° de serie: S/N
Diámetro a la altura del pecho (DAP)	Observación/medición directa.	Forcípula 65cm. Marca Silvanus. Type 1208. N° de serie: S/N o cinta métricas de 50m. Sin Marca. N° de serie: S/N

Altura de los nidos (ALT_NIDOS)	Observación directa.	Hipsómetro. Marca Suunto. PM-5/1520 Opti Heicht Meter. N° de serie: 16305588 e Hipsómetro. Marca Haga. N° de serie: S/N
Numero de nidos por árbol (N_NIDOS)	Observación directa.	Binocular Aculon. Marca Nikon. A211 8x42 8°. N° de serie: 2132487
Número de "cámaras" (N_CAMARAS)	Observación directa.	Binocular Aculon. Marca Nikon. A211 8x42 8°. N° de serie: 2132487
Presencia o ausencia de cotorras (OCUPANCIA)	Observación directa. Se permanece alrededor del árbol por 20 minutos, observando la salida o llegada de aves al sector.	Binocular Aculon. Marca Nikon. A211 8x42 8°. N° de serie: 2132487
Ubicación y cálculo de distancia a edificios \geq a 4 pisos (D_EDIF)	Georreferenciación directa	Uso de Google Earth Pro para la detención de edificios, QGis Desktop (versión 3.4.2 with GRASS 7.4.2, Madeira) para crear la capa (shape) de polígonos y para medir distancias.
Ubicación y cálculo de distancia a fuentes de agua (D_AGUA)	Georreferenciación directa	Uso de Google Earth Pro para la detención de edificios, QGis Desktop (versión 3.4.2 with GRASS 7.4.2) para crear el shape de polígonos y para medir distancias.
Ubicación y cálculo de distancia a árbol con nido (D_ALT_ARB_NIDO)	Georreferenciación directa	Uso de GPS* y QGis Desktop (versión 3.4.2 with GRASS 7.4.2) para la ubicación y para medir distancias.
Ubicación y cálculo de distancia a área verde pública (DIST_AV)	Georreferenciación directa	Uso de QGis Desktop (versión 3.4.2 with GRASS 7.4.2) y archivos del Laboratorio de Geomática de la Facultad de Ciencias Forestales para la detención de áreas verdes públicas y para medir distancias.
Cobertura de suelos (NDVI)	Calculo del NDVI	Uso de imágenes Landsat 8 obtenidas desde la página de U.S. Geological Survey (USGS, 2019) y QGis Desktop (versión 3.4.2 with GRASS 7.4.2).
Número de habitantes (PERSONAS)	Georreferenciación directa	Uso de datos del censo 2017 (INE, 2017) y QGis Desktop (versión 3.4.2 with GRASS 7.4.2) para rasterizar la información.

Número de viviendas (TOTAL_VIVI)	Georreferenciación directa	Uso de datos del censo 2017 (INE, 2017) y QGis Desktop (versión 3.4.2 with GRASS 7.4.2) para rasterizar la información.
---	-------------------------------	---

5.3. Métodos de análisis

Una vez obtenidas las variables se procedió al preprocesamiento de estos datos. En esta etapa, se preparó la información recogida, elaborando una única **tabla** Excel (**Anexo B**) con toda la información requerida. En esta fase, se revisó la fiabilidad de la información y se incluyó la limpieza de datos, tales como el manejo de los valores perdidos y la eliminación de ruido o valores atípicos, generando la información necesaria y manejable, para la fase siguiente. Es así que, los datos faltantes o en blanco fueron reemplazados por valores moda de su categoría, y los datos inconsistentes o que están fuera de rango se eliminaron del estudio, obteniéndose al final una estructura de datos adecuada para su posterior análisis. Así, luego de este procesamiento, de los 128 árboles con nido encontrados en terreno, solo 126 de ellos se seleccionaron para el estudio.

Luego, se realizó el tratamiento preliminar de los datos, transformación y generación de nuevas variables a partir de las ya existentes con una estructura de datos apropiada, consolidando los datos de una forma necesaria para la fase siguiente. Así, haciendo uso de QGis Desktop (versión 3.4.2 *with GRASS 7.4.2*) los shape elaborados anteriormente se tradujeron a capas Raster con extensión .TIF, las que a su vez se convirtieron a formato .ASC⁵, los que poseen las siguientes características: sistema de referencia espacial de coordenada en UTM: SRC 32719 WGS 84 UTM Zone 19s; una extensión de: 352706,1537 oeste, 361817,5538 este, 6300101,8605 sur y 6296062,6782 norte; con un número de columnas de: 1822 y numero de filas: 808, con un tamaño de pixel de: 5, -5 metro y un valor de no data de: -999. Que posteriormente se reproyectaron⁵ al sistema de referencia espacial de coordenadas geográficas: SRC EPSG: 4326 - WGS 84 - Geográfico; una extensión de: -70.5850376811044100, -70.4863757778526008 de longitud y -33.4660078319104954, -33.4283550142682202 de latitud; con un número de columnas de: 1884 y numero de filas: 719, con un tamaño de pixel de: 5.23683e-05,-5.23683e-05 y un valor de no data de: -9999. Puesto que las imágenes Landsat8 obtenidas desde *U.S. Geological Survey* (USGS, Landsat8_29-Oct-2016) son de una mayor extensión y tamaño de pixel, requieren de ser ajustadas a las características indicadas anteriormente.

Una vez terminada la preparación de la información, con el programa RStudio (versión 1.1.456 – © 2009-2018, RStudio, Inc.), se procedió a analizar estadísticamente las variables obtenidas. Para ello se utilizaron cuatro algoritmos: dos correspondientes a los métodos supervisados: (i) modelo lineal generalizado (GLM) y (ii) los modelo aditivo generalizado (GAM); y dos métodos de máquinas de Vectores de Soporte (*support vector machine SVM*): (iii) método de clasificación Random Forest (RF) (Breiman, 2001; Salford Systems, 2018), y (iv) el método basado en algoritmos específicos: MaxEnt (Phillips *et al.*, 2006).

⁵ Esta reproyección y cambio de extensión desde .TIF a .ASC, son paso requeridos para poder introducir estas capas al software que realiza el modelo Maxent

(i) Los GLM son extensiones matemáticas de modelos lineales para variables en escalas no naturales y por lo tanto, permiten estructuras de varianza no lineales y no constantes en los datos. Se basan en una relación asumida (llamada función de enlace) entre la media de la variable de respuesta y la combinación lineal de las variables explicativas. Se puede suponer que los datos provienen de varias familias de distribuciones de probabilidad, incluidas la distribución normal, binomial, Poisson, binomial negativa o gamma, muchas de las cuales se ajustan mejor a las estructuras de error no normales de la mayoría de las variables ecológicas. Por lo tanto, los GLM son más flexibles y más adecuados para analizar las relaciones ecológicas, que pueden estar mal representadas por las distribuciones gaussianas clásicas (Guisan, 2002; Elith *et al.*, 2010).

(ii) Los GAM son extensiones semiparamétricas de GLM; El único supuesto subyacente que se hace es que las funciones son aditivas y que los componentes son suaves. Un GAM, como un GLM, utiliza una función de enlace para establecer una relación entre la media de la variable de respuesta y una función "suavizada" de la(s) variable(s) explicativa(s). La fortaleza de los GAM es su capacidad para lidiar con relaciones altamente no lineales y no monótona entre la respuesta y el conjunto de variables explicativas. Los GAM a veces se denominan como datos en lugar del modelo impulsado. Esto se debe a que los datos determinan la naturaleza de la relación entre la respuesta y el conjunto de variables explicativas, en lugar de asumir alguna forma de relación paramétrica. Al igual que los GLM, la capacidad de esta herramienta para manejar estructuras de datos no lineales puede ayudar al desarrollo de modelos ecológicos que representan mejor los datos subyacentes y, por lo tanto, aumentan nuestra comprensión de los sistemas ecológicos (Guisan, 2002, Elith *et al.*, 2010). Este método incorpora funciones no paramétricas que se adaptan mejor a estructuras no lineales de los datos. Se trata de modelos de regresión basados en polinomios continuos por intervalos (splines) que proporcionan una potente alternativa para introducir variables explicativas continuas con efectos no lineales sobre la variable dependiente. GAM es reconocido actualmente como un método versátil para la modelación de la distribución de especies. Modelos GAM requieren de datos de pseudoausencias (Vaca y Golicher, 2016).

(iii) El método de clasificación Random Forest (RF) consiste en la construcción de árboles de decisión, utilizando distintos muestreos tanto de los datos como de la cantidad de variables, para luego predecir la variable dependiente en base a los "votos"⁶ de cada uno de los árboles. Las principales ventajas de esta metodología son: que proporciona una buena capacidad predictiva incluso cuando hay más variables que observaciones y cuando la mayoría de las variables son ruido, proporciona un ranking de importancia de las variables, no sobre ajusta los datos y contempla el uso de pocos parámetros: el número de variables en el subconjunto aleatorio en cada nodo y el número de árboles en el bosque⁷ (Breiman, 2001; Salford Systems, 2018).

(iv) MaxEnt aplica un conjunto de funciones lineales, cuadráticas, de producto, de umbral y discretas para estimar (aproximar) la probabilidad de distribución desconocida de una especie (Phillips *et al.* 2006), en toda

⁶ "votos": para un dato, cada árbol de decisión genera una predicción de categoría. La categoría con mayor frecuencia será la predicción final de ese dato.

⁷ Se denomina "bosque" al conjunto completo de árboles de decisión construidos.

el área de estudio, al encontrar la distribución de probabilidad de máxima entropía, o más cercana al uniforme, sujeta a los valores de las ubicaciones donde la especie ha sido detectada (Phillips *et al.*, 2006, Elith *et al.*, 2010). Es decir, el programa busca la distribución más amplia sujeta a una serie de restricciones (variables ambientales). Algunas de las ventajas de MaxEnt incluyen: (1) se desempeña bien incluso con muestras de tamaños pequeños, (2) requiere solo datos de presencia, pero puede usar datos de ausencia, y en ambos casos en conjunto con variables ambientales, (3) puede usar tanto datos continuos como categóricos y puede incorporar interacciones entre distintas variables, (4) utiliza eficientes algoritmos que han sido desarrollados para garantizar convergencia en una óptima (entropía máxima) distribución probabilística, (5) la distribución probabilística de MaxEnt tiene una definición matemática concisa (Itla, 2012).

Los métodos de regresión (GLM, GAM) modelan variables de especies usando un modelo de error binomial, y necesitan ausencias verdaderas o una muestra de antecedentes de los entornos de la región con los que comparar los registros de presencia. MaxEnt utiliza una muestra de fondo para calcular la distribución máxima de entropía (Elith *et al.*, 2010). Por lo tanto, los algoritmos requieren de un conjunto de datos de presencia y pseudoausencia (PA) para construir los modelos. Usando sugerencias de Barbet-Massin *et al.* (2012) como guía, generamos "pseudoausencias" en el 20% de las células desocupadas para cada especie del área de estudio.

Todos estos algoritmos se ejecutaron utilizando las librerías: *caret*, *dismo*, *dplyr*, *mgcv*, *Openxlsx*, *party*, *plotmo*, *plyr*, *randomForest*, *raster*, *rgdal*, *rgeos*, *rJava*, *rpart*, *Stack*, según corresponda a cada modelo y que se encuentran de acceso libre en el software libre R y RStudio (RStudio Team, 2015).

5.4. Evaluación de los análisis estadísticos

La medida de bondad de un método estará normalmente fundamentada en una evaluación del error, que en modelización se mide como la proporción de casos clasificados incorrectamente por el modelo. Hay dos tipos de error: el de comisión, que consiste en clasificar una ausencia como presencia; y el de omisión, consistente en clasificar una presencia como ausencia. El último es un error mucho más criticable en un modelo, ya que es un error del que hay total certeza, mientras que del de comisión no podemos estarlo si no hay validación de campo; al fin y al cabo predecir presencias en donde no sabemos con certeza si vive un organismo es el objetivo de hacer modelos. El investigador debe decidir cuál de los dos debe minimizar; por ejemplo, si estamos seguros de que los datos de entrada son de buena calidad, lo acertado sería reducir al mínimo el error de omisión, o incluso reducirlo a cero (Mateo *et al.*, 2011).

Todo lo anterior se refiere a cómo juzgar la calidad de los modelos desde un punto de vista estadístico, aunque es recomendable que también se evalúen los resultados críticamente en cuanto a su coherencia espacial y a lo que se conoce desde la historia natural de la especie: algunos autores valoran muy positivamente la interpretabilidad del modelo a la hora de elegir una determinada técnica (Guisan & Thuiller 2005; Mateo *et al.*, 2011).

La evaluación del resultado final de un modelo de distribución y la comparación entre los diferentes métodos aplicables al problema se realiza mediante estadígrafos que miden el desempeño y la consistencia del modelo (*predictive performance*) en cuanto a su capacidad de discriminar entre los datos de entrada (Mateo *et al.*, 2011). Un modelo puede ajustarse bien a la distribución actual, según se evalúa a través del ajuste a los datos de entrenamiento o prueba, pero tiene propiedades que conducen a malas predicciones en otros momentos o lugares. Nos centramos aquí en crear múltiples líneas de evidencia para evaluar los modelos creados en este trabajo (Elith *et al.*, 2010).

6. RESULTADOS

Durante el periodo de octubre del 2016 y junio del 2017 se recorrieron todas las calles, lugares públicos (plazas y veredas) y algunos sectores privados pertenecientes a la Comuna de La Reina, con el fin de localizar e identificar los nidos de cotorra argentina. Es así que, en una extensión de terreno de 23,4 km², se encontraron un total de 128 árboles (**fig.4**), con presencia de nidos de cotorra argentina, de los cuales 126 fueron útiles para la realización del estudio.



Figura 4: Mapa con la ubicación de árboles con presencia de nidos de cotorra argentina encontrados en la comuna de La Reina. (Fuente: elaboración propia)

De estos 126 árboles, 63 se encuentran localizados en áreas públicas y 63 están ubicados en sectores privados (casas de particulares, condominios habitacionales, centros habitacionales y recreacionales de autoridades gubernamentales). Se identificaron un total de 15 variedades de árboles con presencia de nido de cotorra argentina. Las especies de árboles identificadas son las siguientes: abeto / *Abies alba* (ABE), álamo blanco / *Populus alba* (ALA_B), álamo negro / *Populus nigra* (ALA_N), araucaria brasileña / *Araucaria angustifolia* (ARA_BR), araucaria australiana o bunyabunya/ *Araucaria bidwillii* (ARA_BU), aroma australiano / *Acacia melanoxylon* (ARO_AU), cedro del Líbano / *Cedrus libani* (CED_LIB), árbol del paraíso / *Eleagno angustifolia* (ELE_ANG), eucalipto común / *Eucalyptus globulus* (EUC_GLO), pino de canarias / *Pinus canariensis* (PIN), quillay / *Quillaja saponaria* (QUI_SA), falsa acacia, robinia / *Robinia pseudoacacia* (ROB_PSEU), sauce / *Salix babilonia* (SAL_BAB), seíbo / *Erythrina falcata* (SEI) y palmera china / *Trachycarpus fortunei* (TRA_FOR). De estas especies, nueve (60%) son de hoja caduca y seis (40%) perennes, mientras que 14 (93, 3%) fueron introducidas y solo una (6,6%) es endémicas de Chile Central. En el **figura 5** se observa la proporción de árboles encontrados con nidos de cotorra argentina, siendo EUC_GLO, ROB_PSEU y ARA_BR, los árboles más utilizados por la cotorra argentina para anidar. En la

Tabla 2 se pueden apreciar los promedios de los variables dasométricas⁸ de estos árboles. Las especies que se presentaron en menor proporción (con solo uno o dos árboles identificados) fueron: ALA_N, ARO_AU, ELE_ANG, QUI_SA, SEI, SAL_BAB, ABE, TRA_FOR.

Tabla 2: PROMEDIO DE LAS MEDIDAS DASOMÉTRICAS EN CM, DE LOS ÁRBOLES QUE MÁS SE UTILIZARON PARA ANIDAR

ESPECIE	ALTURA	D_COPA	DAP
ARA_BR	1676.92	915.38	52.15
EUC_GLO	2195.12	838.15	45.93
ROB_PSEU	1745.71	1314.29	69.14

De estas mismas especies, los árboles encontrados en mayor proporción en lugares públicos fueron ROB_PSEU versus EUC_GLO y ARA_BR, que se encontraron en mayor proporción en sectores privados de la comuna (**figura 6**).

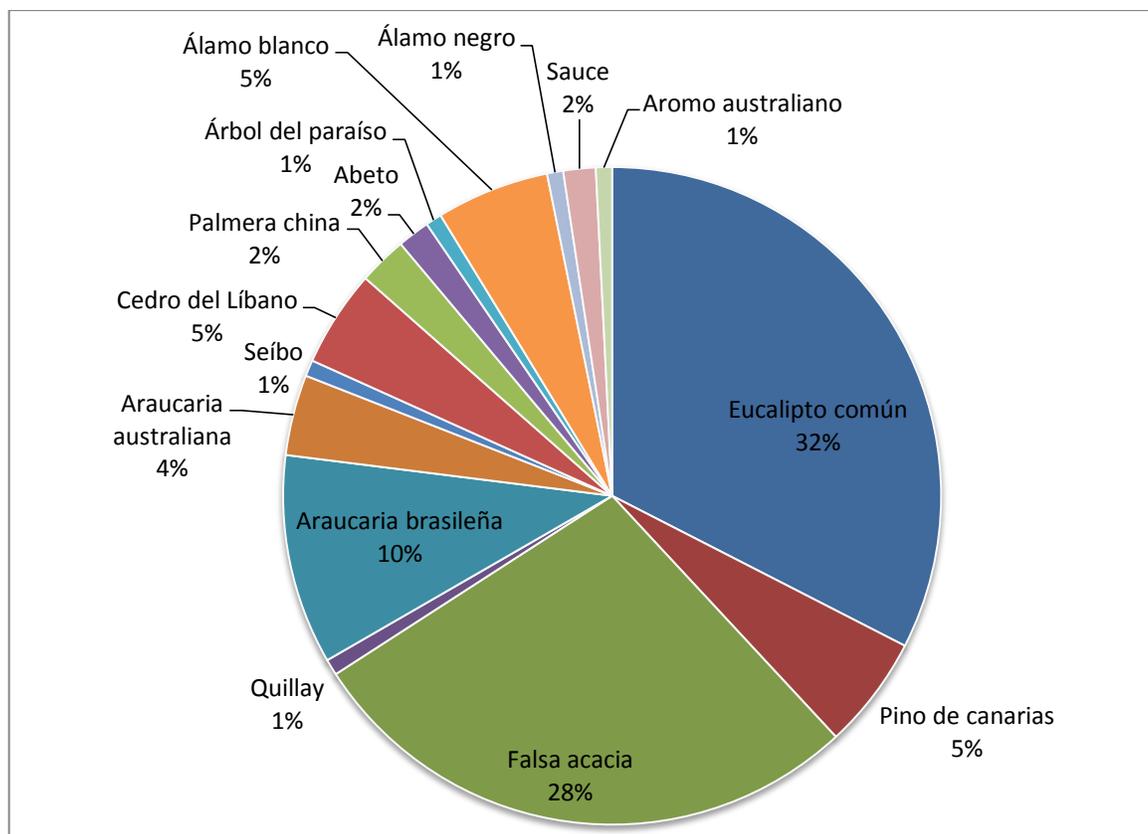


Figura 5: Porcentajes de especies de árboles encontrados con nidos de cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*)

⁸ Dasometría: especialidad de la Ingeniería Forestal que trata de la mensura (mediciones) en el árbol y/o en rodales o bosques. se ocupa de la determinación de volúmenes y crecimientos de los árboles y de las masas forestales, así como del estudio de las relaciones métricas y leyes que rigen su desarrollo (Álvarez, 2010).

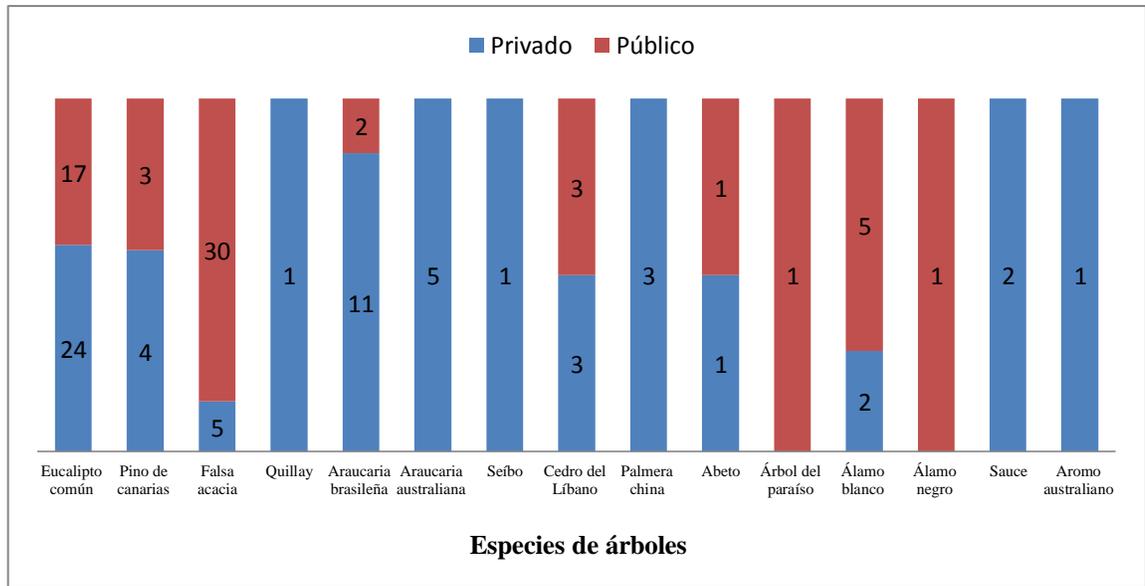


Figura 6: Especies de árboles con nidos de cotorra argentina, encontrados en los distintos sectores de la comuna de La Reina.

Los árboles con presencia de nidos se clasificaron en función de su estado sanitario en cuatro categorías: Sano, problema menor, problema mayor y senescente. Siendo los rasgos “sano” y “problemas menores” los más evidenciados (**Figura 7**). Solo un árbol de los que presentaba nidos de cotorra, fue detectado en estado senescente y correspondía a un pino de canarias (*Pinus canariensis*) ubicado en el Parque Padre Alberto Hurtado.

Dentro de los 126 árboles con nidos, se contabilizaron un total de 320 nidos, encontrándose árboles que presentaban un solo nido hasta otros que contenían nueve estructuras nidales, siendo los árboles con un solo nido lo que más frecuentemente se encontró (**Figura 8**).

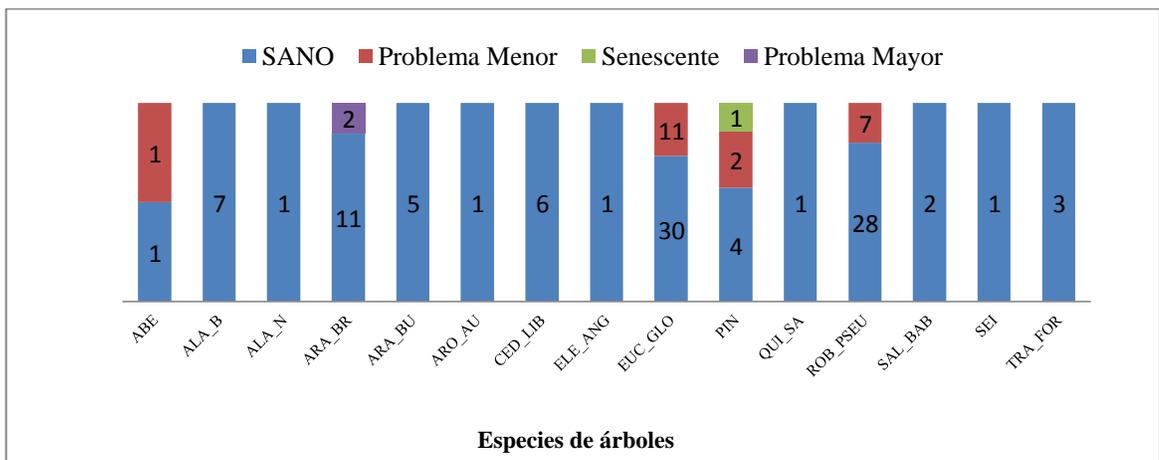


Figura 7: Estado Sanitario de los árboles identificados con nidos de cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*)

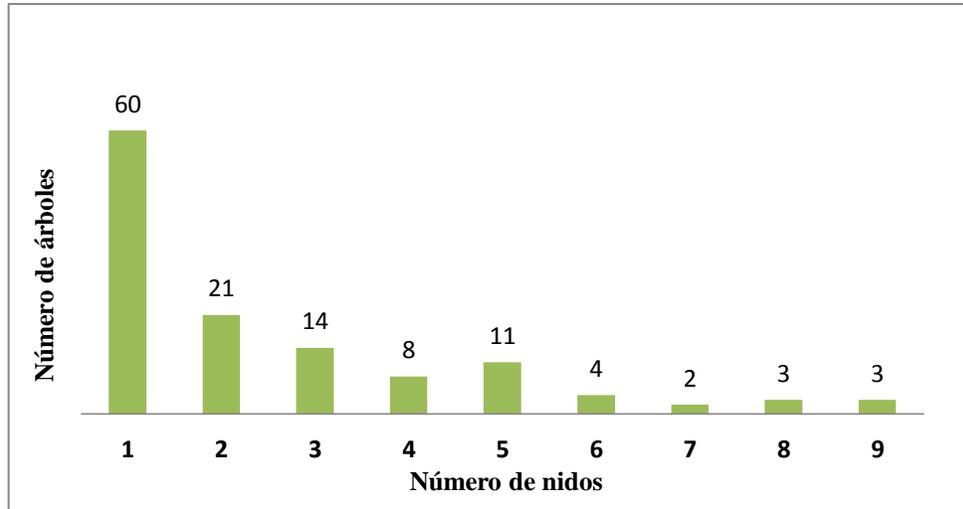


Figura 8: Número de árboles con la cantidad de nidos de cotorra argentina encontrados en ellos.

Solo una especie de árbol presentó nueve nidos y correspondió al cedro del Líbano / *Cedrus libani* (CED_LIB). En la **figura 9** se puede observar la distribución de nidos que presentaron los árboles detectados con mayor proporción de nidos: EUC_GLO y ROB_PSEU, ARA_BR. Cabe destacar, que los nidos encontrados en araucarias a veces fueron difíciles de identificar individualmente, ya que por la característica del árbol y la de las aves para construir sus nidos, tienden a formar una sola gran estructura con muchas cámaras.

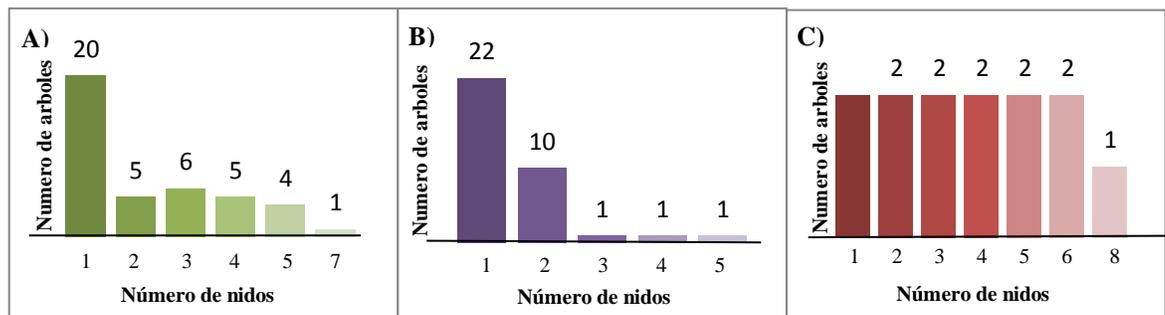


Figura 9: Número de nidos encontrados en A) Eucalypto común, B) Falsa acacia y C) Araucaria brasileña

En relación a la altura de los árboles, 8 metros fue la altura mínima detectada que corresponde a un árbol de la especie araucaria australiana y 42 metros la altura máxima observada en un pino de canarias. La altura promedio fue de 20 metros, altura encontrada en un total de 18 árboles distribuidos de la siguiente forma: cinco álamos blancos, tres araucarias brasileñas, un árbol del paraíso, cuatro eucaliptos comunes, cuatro falsas acacias y una palmera china.

Con respecto al DAP de los árboles, 0.04 metros fue el valor mínimo medido en un árbol de la especie eucalypto común y 1.21 metros el máximo tasado en una falsa acacia. El DAP moda fue de cinco metros,

encontrado en un total de 15 árboles distribuidos de la siguiente forma: un álamo blanco, seis araucarias brasileñas, cinco araucarias australianas, tres eucaliptos comunes.

Por último para el Diámetro de Copa de los árboles identificados con nidos de cotorra argentina, el valor mínimo fue de un metro, medido en una palmera china y el valor máximo observado fue de 23 metros en un álamo negro. El Diámetro de Copa moda fue de ocho metros, encontrado en un total de 23 árboles distribuidos de la siguiente forma: siete araucarias brasileñas, cinco araucarias australianas, nueve eucaliptos comunes, un pino de canarias y una falsa acacia.

6.1 Análisis Estadísticos

En la **tabla 3** se ve el listado de datos contenidos en la hoja Excel (**Anexo B**). Aquellas variables que están destacados con negrilla, son las que se consideraron para ser analizadas estadísticamente, con ayuda del programa RStudio (versión 1.1.456 – © 2009-2018, RStudio, Inc.).

Tabla 3: LISTADOS DE VARIABLES OBTENIDAS

ABREVIACIÓN	NOMBRE DE LA VARIABLE
N	Número
SEC	Sector: público (pu) / privado (pri)
IDARB	Identificación asignada al árbol en relación a la calle o sector donde fue encontrado
XCOR	Coordenada UTM (Longitud)
YCOR	Coordenada UTM (Latitud)
MSNM	Metros sobre el nivel del mar
SP	Especie de árbol
EST_SAN	Estado sanitario: senescente (senes) / problema mayor (pro_ma) / problema menor (pro_me) / sano
DAP	Diámetro altura pecho
ALTURA	Altura total del árbol con nido
D_COPA	Diámetro de copa
N_NIDOS	Numero de nidos presentes en el árbol
ARB_VEC	Identificador árbol más cercano
DIST_ARB	Distancia al árbol más cercano
EDIF_VEC	Identificador edificio más cercano
DIST_EDIF	Distancia al edificio más cercano
AGUA_VEC	Identificador fuente de agua más cercana
DIST_AGUA	Distancia a la fuente de agua más cercana
AV_VEC	Identificador área verde más cercana

DIST_AV	Distancia al área verde más cercana
COD_DIST	Código distrito de la comuna
COD_ENT	Código de entidad/manzana
FID	Entrada en la tabla del censo
PERSONAS	Número de personas totales en esa manzana
HOMBRES	Numero de hombre totales en esa manzana
MUJERES	Número de mujeres totales en esa manzana
DE_0_A_5_A	Número de personas dentro de este rango etario en esa manzana
DE_6_A_14_	Número de personas dentro de este rango etario en esa manzana
DE_15_A_64	Número de personas dentro de este rango etario en esa manzana
DE_65_MAS_	Número de personas dentro de este rango etario en esa manzana
TOTAL_VIVI	Cantidad total de viviendas presentes en esta manzana
Shape__Area	Área de la manzana
Shape__Length	Longitud de la manzana

Primero, se realizó una regresión lineal con toda la variable resaltadas con negrilla en la **tabla 3**, luego se procedió a evaluar una serie de combinaciones de variables, para encontrar aquella que tuviese la relación más significativa. En la **tabla 4** se resumen las variables que fueron de importancia en las distintas combinaciones estimadas (**Anexo C**), además de indica el coeficiente de determinación R^2 obtenido en cada regresión. Este valor nos explica cuanto se ajustan el conjunto de variables al modelo, por tanto es un indicador del grado de ajuste de la recta de regresión a los valores de la muestra. Cuanto menos disperso sean los residuos, mejor será la bondad del ajuste. Cuando tenemos valores cercanos al 0% indica que el modelo no explica ninguna porción de la variabilidad de los datos de respuesta en torno a su media, en cambio sí se acerca al 100% indica que el modelo explica toda la variabilidad de los datos de respuesta en torno a su media. El otro valor importante a considerar, es el de P, que nos indica cuan significativa o no es una variable respecto a la que estamos estudiando, Un valor p bajo ($< 0,05$) indica que es probable que un predictor sea una adición significativa al modelo, porque los cambios en el valor del predictor se relacionan con cambios en la variable de respuesta (Molina Arias, M., 2017).

Al observar estos resultados y comparar los R^2 obtenidos, cinco combinaciones de variables tiene un valor más cercano a uno, los que ordenados de menor a mayor valor de R^2 son los siguientes: reg_D, reg_H, reg_B, reg_F, reg_A, los que se podrían considerar como modelos más adecuados y de utilidad para proveernos de información en relación a la presencia de árboles con nidos de cotorra. De estas cinco combinaciones, todas tienen en común que la variable especie de árbol (SP) es la que tiene una mayor importancia como valor predictivo. En la reg_A, se destaca a SPSAL_BAB como la variable más significativa, en le reg_D es TOTAL_VIVI y dentro de las SP, destaca SPALA_B; en la reg_H encontramos a SPALA_B; en la reg_B se ve a la variable SPROB_PSEU como significativa y por último en la reg_F nuevamente encontramos a SPALA_B con un valor de P significativo. En resumen, al hacer una regresión lineal simple, los datos de

especie de árbol, número de personas totales y cantidad total de viviendas presentes por manzana, son los que podrían resultar de mayor importancia para predecir la anidación y asentamiento por parte de la cotorra argentina.

Tabla 4: RESUMEN DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS AL ANALIZAR CON REGRESION LINEAL, DIFERENTES COMBINACIONES DE VARIABLES

NOMBRE	VARIABLES UTILIZADAS	R²	VARIABLE CON SU NIVEL DE SIGNIFICANCIA: P
REG_A	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + EST_SAN + DAP + ALTURA + D_COPA + DIST_ARB + DIST_EDIF + DIST_AGUA + DIST_AV + PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_ + TOTAL_VIVI)	0.5594374	SPALA_B 0.0311 * SPROB_PSEU 0.0466 * SPSAL_BAB 0.0257 * SPSEI 0.0976 . SPTRA_FOR 0.0451 *
REG_B	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + EST_SAN + DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI, data = base)	0.5151414	SPALA_B 0.0204 * SPALA_N 0.0763 . SPQUI_SA 0.0820 . SPROB_PSEU 0.0180 * SPSAL_BAB 0.0257 * SPSEI 0.0971 . SPTRA_FOR 0.0261 * TOTAL_VIVI 0.0282 *
REG_C	lm(formula = N_NIDOS ~ PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_, data = base)	0.1074053	DE_6_A_14_ 0.082 .
REG_D	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI, data = base)	0.5007245	SPALA_B 0.0302 * SPCED_LIB 0.0897 . SPROB_PSEU 0.0377 * SPSAL_BAB 0.0581 . SPTRA_FOR 0.0675 . TOTAL_VIVI 0.0183 *
REG_E	lm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_, data = base)	0.1960631	ALTURA 0.0173 * DIST_AGUA 0.0160 * PERSONAS 0.0907 . DE_6_A_14_ 0.0526 .
REG_F	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + PERSONAS + TOTAL_VIVI, data = base)	0.5302893	SPALA_B 0.0175 * SPALA_N 0.0802 . SPROB_PSEU 0.0432 * SPSAL_BAB 0.0272 * SPTRA_FOR 0.0584 . PERSONAS 0.0356 *

REG_G	lm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DE_65_MAS_ + DIST_EDIF, data = base)	0.07792049	ALTURA 0.00804 **
REG_H	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS, data = base)	0.5139122	SPALA_B 0.0184 * SPCED_LIB 0.0721 . SPROB_PSEU 0.0676 . SPSAL_BAB 0.0680 . PERSONAS 0.0627 .
REG_I	lm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS, data = base)	0.09937644	ALTURA 0.00395 **
REG_J	lm(formula = N_NIDOS ~ DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI, data = base)	0.09017638	ALTURA 0.00425 **

Significado de los códigos: 0 '**' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1**

Luego, se realizó el mismo procedimiento para el Modelo Lineal Generalizado (GML) (ver **Anexo D**), este modelo utiliza el índice “criterio de Información de Akaike” (AIC del inglés *Akaike Information Criterion*). Este índice evalúa tanto el ajuste del modelo a los datos, como la complejidad del modelo. Cuanto más pequeño es el AIC mejor es el ajuste. El AIC es muy útil para comparar modelos similares con distintos grados de complejidad o modelos iguales (mismas variables) pero con funciones de vínculo distintas. Un valor individual de AIC no es interpretable por sí solo, y los valores AIC, sólo tienen sentido cuando se realizan comparaciones utilizando los mismos datos experimentales. (Martínez *et al.*, 2009; Guzmán-Castellanos *et al.*, 2014). En la **tabla 5** se encuentra los valores AIC para cada combinación de variables que se evaluó. Si bien todas han tenido valores relativamente altos de AIC, la composición donde se incluyen todas las variables es la que tiene un valor más bajo, el que podría indicar que es de los modelos cuyas variables podrían tener más significancia para predecir la ubicación de nidos. Vuelve a ser notoria la importancia de las especies de árboles, el número de vivienda y número de personas. En menor medida se ve la altura de los árboles tiene alguna significancia, pero esto solo se ve en dos modelos, cuyo valor AIC, está sobre los 500 puntos, así que esta variable podría estar sobreestimada en estos modelos.

Otro modelo de correlación de variables que se utilizó fue el modelo aditivo generalizado (GAM) (**Anexo E**); sus resultados fueron resumidos en la **tabla 6**. Este modelo también utiliza el indicador de R^2 para evaluar su ajuste, en esta ocasión, la mayoría de los modelos obtuvieron un valor R^2 inferior a 0.5, solo el modelo donde se evalúan el conjunto total de las variables, es el que posee un R^2 levemente sobre el 0.5 y cuyas variables que adquieren significancia corresponden a la especie de árbol (destacándose el SPALA_B y SPSAL_BAB), junto con la cantidad de viviendas totales presentes en la manzana.

**Tabla 5: RESUMEN DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS AL ANALIZAR CON GML, DIFERENTES
COMBINACIONES DE VARIABLES**

NOMBRE	DATOS USADOS	AIC	VARIABLE CON SU NIVEL DE SIGNIFICANCIA: P
REG_A	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + EST_SAN + DAP + ALTURA + D_COPA + DIST_ARB + DIST_EDIF + DIST_AGUA + DIST_AV + PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_ + TOTAL_VIVI)	391.7	SPALA_B 0.0634 . SPSAL_BAB 0.0230 * TOTAL_VIVI 0.0113 *
REG_B	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + EST_SAN + DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI, data = base)	492.34	SPALA_B 0.0274 * SPALA_N 0.0775 . SPARA_BU 0.0739 . SPROB_PSEU 0.0194 * SPSAL_BAB 0.0267 * SPTRA_FOR 0.0304 * TOTAL_VIVI 0.0921 .
REG_C	lm(formula = N_NIDOS ~ PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_, data = base)	436.81	DE_6_A_14 0.082 .
REG_D	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI, data = base)	488.72	SPALA_B 0.0319 * SPCED_LIB 0.0774 . SPROB_PSEU 0.0355 * SPSAL_BAB 0.0574 . SPTRA_FOR 0.0670 . TOTAL_VIVI 0.0384 *
REG_E	lm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_, data = base)	432.45	ALTURA 0.0173 * DIST_AGUA 0.0160 * PERSONAS 0.0907 . DE_6_A_14_ 0.0526 .
REG_F	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + PERSONAS + TOTAL_VIVI, data = base)	478.93	SPALA_B 0.01545 * SPALA_N 0.07049 . SPCED_LIB 0.09257 . SPROB_PSEU 0.05517 . SPSAL_BAB 0.02381 * SPTRA_FOR 0.07416 . PERSONAS 0.00201 ** TOTAL_VIVI 0.00764 **
REG_G	lm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DE_65_MAS_ + DIST_EDIF, data = base)	456.18	ALTURA 0.00804 **

REG_H	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS, data = base)	476.91	SPALA_B 0.01666 * SPCED_LIB 0.05488 . SPROB_PSEU 0.08701 . SPSAL_BAB 0.05776 . TOTAL_VIVI 0.01241 * PERSONAS 0.00341 **
REG_I	lm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS, data = base)	539.12	ALTURA 0.00395 **
REG_J	lm(formula = N_NIDOS ~ DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI, data = base)	544.4	ALTURA 0.00425 **

Significado de los códigos: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '.' 0.1 '.' 1

Con este sistema de modelamiento, la variable altura total de árbol con nido tiene significancia en seis combinaciones (ver **Anexo E**), y toma mayor importancia cuando se contrasta solo con la distancia a la fuente de agua más cercana, la cantidad total de viviendas y el número de personas totales presentes en esta manzana (REG_I). Sin embargo, al poseer un R^2 muy por debajo de 0.5 ($R^2 = 0.069$), se pone en duda si esta variable tiene alguna importancia, ya que podría estar siendo sobreestimada por el modelo, pues al ser confrontadas con todas las variables, en la REG_A, su valor de P (ver **Anexo E**) no refleja ninguna significancia.

Tabla 6: RESUMEN DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS AL ANALIZAR CON GAM, DIFERENTES COMBINACIONES DE VARIABLES

NOMBRE	DATOS USADOS	R^2	VARIABLE CON SU NIVEL DE SIGNIFICANCIA: P
REG_A	lm(formula N_NIDOS ~ SP + EST_SAN + DAP + ALTURA + D_COPA + DIST_ARB + DIST_EDIF + DIST_AGUA + DIST_AV + PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_ +	0.5060908	SPALA_B 0.0634 . SPSAL_BAB 0.0230 * TOTAL_VIVI 0.0113 **
REG_B	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + EST_SAN + DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI, data = base)	0.4368432	SPALA_B 0.0274 * SPALA_N 0.0775 . SPARA_BU 0.0739 . SPQUI_SA 0.0819 . SPROB_PSEU 0.0194 * SPSAL_BAB 0.0267 * SPSEI 0.0947 . SPTRA_FOR 0.0304 * TOTAL_VIVI 0.0921 .*

REG_C	lm(formula = N_NIDOS ~ PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_, data = base)	0.06942257	
REG_D	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI, data = base)	0.4389065	SPALA_B 0.0319 * SPCED_LIB 0.0774 . SPROB_PSEU 0.0355 * SPSAL_BAB 0.0574 . SPTRA_FOR 0.0670 . TOTAL_VIVI 0.0384 **
REG_E	lm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_, data = base)	0.4874006	ALTURA 0.0173 * DIST_AGUA 0.0160 * DE_65_MAS_ 0.0327 *
REG_F	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + PERSONAS + TOTAL_VIVI, data = base)	0.4354439	SPALA_B 0.01545 * SPALA_N 0.07049 . SPCED_LIB 0.09257 . SPROB_PSEU 0.05517 . SPSAL_BAB 0.02381 * SPTRA_FOR 0.07416 . PERSONAS 0.00201 ** TOTAL_VIVI 0.00764 **
REG_G	lm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DE_65_MAS_ + DIST_EDIF, data = base)	0.05025811	ALTURA 0.00804 **
REG_H	lm(formula = N_NIDOS ~ SP + ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS, data = base)	0.485803	SPALA_B 0.0184 * SPCED_LIB 0.0721 . SPROB_PSEU 0.0676 . SPSAL_BAB 0.0680 . PERSONAS 0.0627 . SPALA_B 0.01666 * SPCED_LIB 0.05488 . SPROB_PSEU 0.08701 . SPSAL_BAB 0.05776 . ALTURA 0.07226 . TOTAL_VIVI 0.01241 * PERSONAS 0.00341 **
REG_I	lm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS, data = base)	0.06960376	ALTURA 0.00395 **
REG_J	lm(formula = N_NIDOS ~ DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI, data = base)	0.04430292	ALTURA 0.00425 **

Significado de los códigos: 0 **** 0.001 *** 0.01 ** 0.05 ' 0.1 ' ' 1

El cuarto modelo que se realizó con los datos del **Anexo B**, fue el Modelo Random Forest. Este método tiene grandes ventajas como son: (i) Es posible hacer predicciones, siendo mejor que otros métodos, reduciendo la varianza y el error, ya que no discrimina entre las variables y las elige de forma aleatoria con cada árbol. (ii) Es más estable ante cambios de la base de datos, valores anómalos y presencia de ruido. (iv) Es muy eficiente con grandes bases de datos. (v) Es uno de los algoritmos de aprendizaje más precisos. (vi) No atribuye previamente una distribución estadística a los datos. (vii) Puede manejar un gran número de variables, aun cuando el número de observaciones es relativamente pequeño. (viii) Posee un método eficaz para estimar datos incompletos. Por otra parte, también presenta las siguientes desventajas: (i) Desde el punto de vista de cálculo computacional es más complejo que los métodos basados en CART. (ii) No permite el análisis de árboles por separado (Breiman, 2001; Salford Systems, 2018).

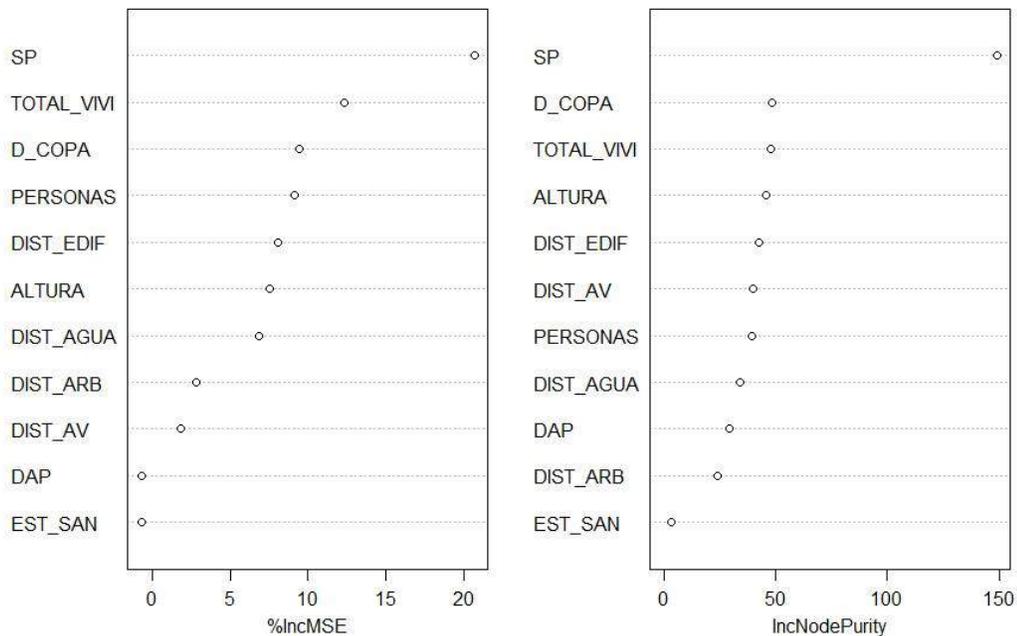


Figura 10: Gráfica de las jerarquías de las variables según el método Random Forest.

Al realizar este modelo, se obtiene la medida de importancia de las variables poder compararlas con aquellas que se consideren importantes en regresión lineal múltiple. En la gráfica de la **figura 10** se observan dos medidas, la medida más robusta e informativa corresponde a *%IncMSE*. Se trata de la medida de aumento del MSE explicada en los modelos teóricos escalada. Cuanto mayor sea la cantidad, más importante será la variable. Como puede apreciarse en la gráfica izquierda de la **figura 10**, el orden de la relevancia de las variables para que se haya presencia de nidos de cotorras, va de la zona superior a la zona inferior en sentido decreciente. Por tanto las variables más importantes son: SP es la que tiene mayor relevancia, seguida de TOTAL_VIVI y en tercer lugar observamos D_COPA, variable que no había sido reportada como significativa en los modelos antes realizados. La medida *IncNodePurity* se relaciona con la función de pérdida

(MSE para regresión) que se elige por mejores divisiones. Las variables más útiles logran mayores incrementos en la pureza de los nodos, es decir, la diferencia entre MSE antes y después de la división que se suma a todas las divisiones para esa variable en todos los árboles. Sin embargo, *IncNodePurity* es una medida que está sesgada y solo debe usarse si el tiempo de cálculo adicional del cálculo *de%IncMSE* es inaceptable (Breiman, 2001; Salford Systems, 2018).

En la **tabla** siguiente, se muestran los valores de cada variable según los dos criterios que utiliza Random Forest:

Tabla 7: VALORES DE CADA VARIABLE SEGÚN LOS DOS CRITERIOS QUE UTILIZA RANDOM

FOREST		
VARIABLE	%IncMSE	IncNodePurity
SP	20.7121120	148.984486
EST_SAN	-0.7072423	3.288903
DAP	-0.6873874	29.239740
ALTURA	7.5385826	45.550735
D_COPA	9.4636280	48.522968
DIST_ARB	2.8481085	24.303721
DIST_EDIF	8.0828893	42.528554
DIST_AGUA	6.8664973	33.879657
DIST_AV	1.8000020	39.813330
PERSONAS	9.1154357	39.398923
TOTAL_VIVI	12.3572658	47.760718

En relación al modelo predictivo de ocupación de nidos, en la discusión se detallan los procedimientos realizados y las dificultades encontradas que no permitieron su realización.

7. DISCUSIÓN

Este estudio se desarrolló en la comuna de La Reina, cuya extensión de terreno es de 23,4 km², en donde se encontraron 126 árboles con nidos de cotorra argentina, los que registraron un total de 320 nidos. Romero, *et al.* (2015) describe que en cinco parques públicos de la provincia de Buenos Aires, Argentina, cuya extensión de terreno suma 60 ha. (0.6 km²), la presencia de 128 nidos de cotorra en 60 árboles, presentando ellos, una mayor densidad de nido, que la que se expone en esta investigación.

En esta comuna, durante el periodo que se recolectaron los datos, se observó la existencia de abundantes recursos alimenticios para la cotorra argentina, en sectores cercanos a los sitios donde encontraba árboles con nidos de cotorra, por la presencia de pequeños huertos casero y la existencia de árboles frutales tales como ciruelos o parronales, y en conversaciones con algunos vecinos del sector acentuaban lo muy apetecidos que eran estos recursos por estas aves. Al parecer estos recursos son suficientes para mantener a las aves en este lugar, no siendo necesario grandes traslados para conseguir alimentos.

Se considera generalistas a las cotorras con respecto a la selección del sitio de colonias y las especies de árboles. Las cotorras suelen anidar en árboles, sin embargo, también anidan en estructuras artificiales altas, incluidos postes de servicios públicos tanto en sus tierras nativas como adoptivas. Las elecciones acertadas aumentan la probabilidad de que sus estructuras de nidos no se desalojen (Sol *et al.* 1997; Burger y Gochfeld 2005; Burger y Gochfeld 2009). En el estado de Florida (E.E.U.U.), se encontró que anidan en Melaleuca (*Melaleuca quinqueneria*) y en cocoteros (*Cocos nucifera*). En el estado de Mato Grosso, en Brasil, las cotorras mostraron una fuerte preferencia por los árboles de piuva (*Tabebuia spp.*) y mandovi (*Sterculia apetela*), que proporcionan ramas gruesas y robustas que pueden soportar estructuras de nido pesadas. En la provincia de Buenos Aires, Argentina, se informó que los eucaliptos eran los seleccionados (Burger y Gochfeld 2005, Bucher y Aramburú, 2014; Codesido *et al.*, 2015). Sin embargo Romero, *et al.* (2015) indicó que en los parques urbanos de Buenos Aires, se observa que los Cedros (*Cedrus atlántica*), la araucaria (*Araucaria spp.*) y plameras (*Butia capitata*, *Washingtonia robusta*, *Syagrus romanzoffiana*, *Phoenix sp.*) son los árboles de preferencia para anidar. Estudios en el sur de Uruguay y en España, han observado que estas aves prefieren anidar en las palmeras y árboles de hoja ancha (Sol *et al.*, 1997). En la ciudad de Valencia (España) los árboles de preferencia para instalar los nidos por parte de la cotorra fueron las palmeras (*Phoenix spp.*) y pinos (*Pinus spp.*) (Sol *et al.*, 1997; Murgui y Valentín, 2003). En Israel (distrito de Tel-Aviv y el distrito central) se encontraron nidos de periquitos monje en cinco especies de árboles (nombrados según orden de importancia): pinos carrascos (*Pinus halepensis*), palmeras datileras (*Phoenix spp.*), eucalipto (*Eucalyptus spp.*), pinos canarios (*Pinus canariensis*), palmas de abanico (*Washingtonia spp.*) Las especies de árboles diferían entre hábitats; la mayoría de los nidos de cotorras en las zonas urbanas se construyeron en árboles de eucalipto, seguidos de pinos carrascos y palmeras datileras, mientras que en las zonas semi-agrícolas y agrícolas la gran mayoría de los nidos se construyeron en Pinos carrasco (Postigo *et al.*, 2016). En 24 comunas de la ciudad de Santiago (Chile), durante las temporadas reproductivas de 2017 y 2018, se identificaron 25 especies de árboles con presencia de nidos de cotorra argentina y donde además se registraron observaciones de interacciones con otras especies de aves. Las especies de árboles reconocidas,

ordenadas desde mayor a menor frecuencia de presentación, fueron: araucaria brasileña (*Araucaria angustifolia*), cedro del Líbano (*Cedrus libani*), palmera china (*Trachycarpus fortunei*), falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*), eucalipto común (*Eucalyptus globulus*), pino insigne (*Pinus radiata*), pimienta americana (*Schinus molle*), álamo negro (*Populus nigra*), fresno común (*Fraxinus excelsior*), palmera canaria (*Phoenix canariensis*) araucaria australiana o bunyabunya (*Araucaria bidwillii*), olmo americano (*Ulmus americana*), palmera de california (*Washingtonia filifera*), saúco de caja o arce de hoja de (*Acer negundo*), pino de la Isla Norfolk (*Araucaria heterophylla*), castaño (*Castanea sativa*), cedro del Atlas (*Cedrus atlantica*), peumo (*Cryptocarya alba*), ciprés de Monterrey (*Cupressus macrocarpa*), seíbo (*Erythrina umbrosa*), palmera chilena (*Jubea chilensis*), liquidambar americano (*Liquidambar styraciflua*), álamo blanco (*Populus alba*), roble americano (*Quercus nigra*), sauce (*Salix babylonica*) (Briceño, *et al.*, 2019). Dentro de la comuna de La reina (Santiago, Chile), las especies de árboles más utilizados por la cotorra argentina para anidar ordenados de mayor a menor importancia fueron: eucalipto común (*Eucalyptus globulus*), falsa acacia, robinia (*Robinia pseudoacacia*), araucaria brasileña (*Araucaria angustifolia*), álamo blanco (*Populus alba*), pino de canarias (*Pinus canariensis*), cedro del Líbano (*Cedrus libani*), araucaria australiana o bunyabunya (*Araucaria bidwillii*), palmera china (*Trachycarpus fortunei*), abeto (*Abies alba*), sauce (*Salix babilonia*), álamo negro (*Populus nigra*), aroma australiano (*Acacia melanoxylon*), árbol del paraíso (*Eleagno angustifolia*), quillay (*Quillaja saponaria*), seíbo (*Erythrina falcata*).

La altura de los eucaliptos encontrados con nido, fluctúan entre los 9 y 38 metros, y tiene una moda de 23 metros. La falsa acacia, se encuentra entre los 10 y 26 metros de altura, cuya moda es de 17 metros. La araucaria brasileña presenta rango de valores de altura desde 11 hasta 21 metros, siendo el valor moda de 20 metros. Se elige el valor moda como descriptor, ya que sería el valor que más se repite, lo que nos permite inferir que es la altura en que más frecuentemente se podría establecer los nidos de cotorra. Muchos autores han informado que la altura es importante (Sol *et al.*, 1997; Burger y Gochfeld 2005). Si contrastamos los datos recogidos en terreno, con las evaluaciones estadísticas, estas indican que la especie de árboles es un factor más importante que la altura, y que la especie con mayor importancia sería la falsa acacia, especie que se encuentra en segundo lugar en cuanto a proporciones de nidos encontrados en ella.

Se habla entonces de una preferencia en particular por una especie de árbol con determinadas características de altura y estructura, pero aún es difícil determinar si las cotorras están seleccionando un árbol en particular, porque son los más altos (como sugirieron Sol *et al.* 1997), o porque prefieren una especie de árbol. Sin embargo, al observar los resultados de los análisis propuestos en esta investigación, siendo que la especie de árboles es una variable con cierta importancia, dentro de ellas aparecen destacadas especies de árboles que en terreno fueron detectadas tanto en alta como en baja cantidad con la presencia de nidos de cotorras y en comparación a los estudios revisado, si bien se repiten algunas especies, hay una gran diversidad de especies encontradas. Es así, que se sugiere que la instalación de nido va en relación a aquel árbol/sitio que proporcionen una mejor combinación de altura y diámetro de copa que le permita establecer la estructura de los nidos. Tal como lo indican Burger y Gochfeld, (2009) y Di Santo *et al.*, (2017), las cotorras argentinas podrían usar las especies de árboles que satisfagan sus necesidades, que le entreguen seguridad estructural

(que no se caigan los nidos), las limitaciones climáticas (evitar vientos fuertes) y la evitación de depredadores y no necesariamente se especialicen en ellas.

De los 320 nidos detectados, los árboles con un solo nido fue lo que más frecuentemente se encontró. Asimismo se hizo un conteo del número de cámaras que poseían estos nidos, encontrando nidos desde una hasta nueve cavidades, sin embargo esta variable no se consideró, ya que son datos aproximados, puesto que en algunos nidos no se podía evaluar completamente el número de cavidades que poseían realmente. Hay estudios realizados en Pantanal de Brasil que hallaron un promedio de siete cavidades por estructura (Burger y Gochfeld 2005) y otro realizado en Cataluña, España, en el cual se contabilizó que la mayoría de los nidos detectados, contenían una o dos cámaras, con cinco nidos exhibiendo 16 o más cámaras, siendo 36 el número máximo de cámaras en un solo nido (Domènech, *et al.*, 2003).

El aumento de la disponibilidad de alimentos, se reconoce como uno de los principales efectos indirectos que la actividad humana tiene en la ecología urbana de las aves, y la abundancia de alimentos podría explicar el vínculo entre el éxito de establecimiento de las cotorras y la densidad de la población humana (Strubbe y Matthysen, 2009; Rodríguez-Pastor *et al.* 2012; Tadich y Briceño, 2019; Borray-Escalante *et al.*, 2020). Las personas aumentan la disponibilidad de alimentos al proporcionar alimentos comerciales para aves silvestres o al introducir una gran cantidad de especies de plantas (en su mayoría exóticas) en parques y jardines urbanos. El acceso a abundantes recursos alimenticios podría ser especialmente relevante para las especies introducidas porque, en su nuevo entorno, tienen que probar nuevos alimentos o adoptar nuevas estrategias de forrajeo (Strubbe y Matthysen, 2009; Borray-Escalante *et al.*, 2020). Domènech, *et al.*, (2003), en su estudio realizado en Cataluña, España, pone de relieve que los cinco condados que presentaron un mayor número de nidos de cotorra argentina también eran los cinco con mayor densidad poblacional humana. En nuestro estudio, no se pudo establecer una relación directa, con el número de habitantes, pero si se aprecia que la variable número de viviendas si tiene cierta importancia, de esto se puede desprender que puede ser una suma entre la presencia humana, la posible infraestructura que le proporcione alimento (parques, jardines, patios con huertos o árboles frutales, presencia de basureros), junto con que la mayor construcción urbana cambia la temperatura (Smith, y Romero, 2016) generando pequeñas islas de calor⁹ que protejan térmicamente la ubicación de los nidos.

Cuando las poblaciones humanas locales proporcionan un porcentaje importante de los alimentos ingeridos por una especie invasora, educar al público para que detenga el suministro de este alimento adicional puede reducir en gran medida el tamaño de la población de plagas (Borray-Escalante *et al.*, 2020).

Los ciudadanos tienden a interactuar y valorar las distintas especies animales de acuerdo a atributos (características propias de la especie) tales como: la estética de la especie, su impacto (negativo o positivo) en el ecosistema, riesgo percibido (amenaza), beneficios y costos de su manejo, conocimiento de la especie en cuestión, experiencias previas, la utilidad y el contexto en que se encuentra, entre otros factores (Tadich y Briceño, 2019). Es así que los habitantes podrían fomentar la llegada y asentamiento de cotorras mediante el uso de comederos para pájaros, o evitarla mediante la eliminación de sus nidos (Minor, *et al.*, 2012). Las

⁹ La “isla de calor urbana” es un fenómeno de origen térmico que se produce en áreas urbanas y que consiste en que existe una temperatura diferente, que tiende a ser más elevada especialmente durante la noche.

actitudes y percepciones de las personas hacia las distintas especies animales dependerán por lo tanto de los factores ya expuestos, los cuales pueden ser modificados a través del aprendizaje factores (Tadich y Briceño, 2019). Durante el terreno realizado se pudo evidenciar esta ambigüedad de sentimientos que genera en algunos habitantes de la comuna, ya que nos encontramos con personas que les gustaba mucho la presencia de estas aves, así como otras que no las toleraban. Sin embargo, con las pocas conversaciones que tuvimos, se notaba el poco conocimiento que se tenía en relación a que esta especie es de carácter invasivo. Por lo que se hace necesario poder realizar un catastro del conocimiento que tiene los habitantes acerca de que reconoce como una especie invasora y complementarlo con programas de educación al respecto.

La selección del hábitat de los periquitos tiene implicaciones importantes para el manejo de especies, porque sugiere que podríamos limitar la densidad de población limitando el número de sitios para anidar disponibles. Una técnica efectiva de control ha sido la remoción de los nidos. Desafortunadamente, esta es una solución a corto plazo que exige mucho trabajo y puede complicar el problema Si las aves no son capturadas, ya que parejas individuales de una colonia se dispersarán para comenzar nuevas colonias de nidificación. El mismo caso sucede en Chile (Guzmán, 2009). Además, esta medida de eliminación de nidos sin más, promueve la dispersión de la especie y la colonización de áreas nuevas (Molina, *et al.*, 2016). Por lo que, la simple destrucción de los nidos no es una medida eficaz de control porque las aves regresan para construir sus nidos en un par de días (Sol *et al.* 19979, Guzmán, 2009; Molina, *et al.*, 2016). En conversaciones con personal de la municipalidad y con un vecino de la comuna, se evidencio este problema, al comentar que una vez que los nidos se retiran, las aves se vuelven a establecer en el sector.

Codesido *et al.*, (2015) sugiere que el control efectivo de estas especies de aves plaga en zonas rurales de las Pampas de Argentina, podría lograrse mediante el manejo de árboles perennes exóticos: (i) mediante la reducción de la cobertura de áreas de bosques cerca de los cultivos; (ii) plantando especies de árboles cortos y caducifolios en lugar de especies altas de árboles perennes; y (iii) al reducir la altura de los árboles en pie a 15 metros, lo que los hace menos adecuados para anidar y posarse. Sin embargo, Domènech, *et al.*, (2003), indica que cualquier intento de control poblacional basado en la eliminación de sustratos del nido, podría simplemente conducir a un cambio en la preferencia del sustrato del nido, limitando así este método de control.

El manejo de las especies invasoras tiene como objetivo prevenir o mitigar los impactos de las especies introducidas, pero las intervenciones de manejo pueden generar impactos sociales que deben entenderse y abordarse (Crowley, *et al.*, 2017).

Los modelos de distribución de especies representan una información que sintetiza relaciones entre especies y variables ambientales que serían difíciles de interpretar o incluso de apreciar por otros medios. Es una técnica en evolución, donde aún queda mucho trabajo por hacer desde el punto de vista metodológico, especialmente a la hora de incluir los factores espacial, temporal y biótico en su forma de operar. Estos modelos deben considerarse, por tanto, como un acercamiento útil y mejorable, y como una herramienta aplicable a otros problemas actuales como, por ejemplo, la previsión de los potenciales impactos del cambio climático en la distribución de las especies (Mateo *et al.*, 2011).

En el transcurso de esta investigación, se pretendía elaborar la distribución probabilística de la posible ubicación de nuevos nidos de cotorra argentina, utilizando el programa MaxEnt, pero se tuvieron algunos inconvenientes. Al generar las capas raster en el programa QGIS Desktop (versión 3.4.2 with GRASS 7.4.2), se presentaron dificultades en el proceso, como el poder desarrollar la matriz de distancia hacia las fuentes de agua, de edificios y de áreas verde públicas, por lo que fue una primer limitante técnica en el proceso. Luego, una vez obtenidas, estas capas que se encontraban en formato .tif, se convertían a formato .asc. Al hacer este proceso se perdían los valores nulos. Sin embargo durante un largo proceso se logró aprender y entender el funcionamiento del programa, por lo que finalmente se lograron tener todas las capas con igual extensión (-70.5850376811044100, -70.4863757778526008 de longitud y -33.4660078319104954, -33.4283550142682202 de latitud), igual tamaño de pixel (5.23683e-05,-5.23683e-05), igual número de columnas (1884), igual número de filas (719), igual número de No data (-9999) e igual proyección geográfica (SRC EPSG: 4326 - WGS 84 – Geográfico), requisitos indispensables, para poder hacer correr el programa, ya sea en programa RStudio (versión 1.1.456 – © 2009-2018, RStudio, Inc.), como en la misma aplicación de Maxent (*software for modeling species niches and distributions*. Versión 3.4.1). Además de las capas de variables ambientales, se elaboró una lista con los datos de las coordenadas de ubicación de los árboles que presentaron nidos de cotorra argentina, el que se guardó con formato texto (.txt) y formato de texto delimitado por comas (.csv). Esta lista tiene que llevar como identificador un solo nombre, por lo que los códigos de árboles asignados anteriormente se reasignaron con el único nombre de árbol_nido. Este listado debe llevar la referencia de ubicación de estos árboles; puesto que estos datos fueron anotados con su valor en coordenadas UTM (XCOR e YCOR), se procedió a transformar a registro de tipo coordenada geográfica: Longitud, Latitud. Todos los datos de las capas se revisaron en Qgis, en Kedit y en Rstudio verificando que todo estuviera correcto ya que esto es un requerimiento por parte del software Maxent para poder hacer el modelaje. Una vez listos todos estos insumos, se inició el proceso de modelación, los códigos o script para realizar el modelaje están a libre disposición en páginas como <https://rpubs.com> y <https://github.com/rstudio/>, o bien cuando uno carga los paquetes de las librerías de Rstudio, puede acceder a las páginas de ayuda donde se explica las bases matemáticas y lógicas detrás de cada función. Se ingresaron las siguientes capas: las nueve bandas, junto con el NDVI de las imágenes satelitales, las 11 capas elaboradas con los datos recogidos en terreno (AGUA, ALT_ARB_NIDOS, D_AGUA, D_ALT_ARB_NIDO, D_AV, D_EDIF, EDIF, N_NIDOS, PERSONAS, SP_ARB, VIVIENDA). Se siguieron los procedimientos indicados en los script, pero no se pudo obtener un modelo, todas las veces que se desarrollaron los pasos indicados, terminaban generando un error: “*error: no background point with data in all layers*”, se buscó la forma de corregir este problema, pero la mayoría de las causas para que se genere este tipo en particular de contrariedad, hacen referencia a que las capas no coinciden en sus datos de extensión, pixel, sistema de referencia (SCR), numero de columnas /filas y valor no data. Estos problemas se presentaron en un inicio, pero luego de entender la lógica y el procedimiento que hay detrás, y de revisarlas una a una cada capa, en los programas QGIS, en RStudio y en

Kedit¹⁰, se verificó que todas coincidían perfectamente. Sin embargo el error sigue persistiendo, tanto en Rstudio, como en el software de MaxEnt. También se intentó realizar Random Forest, pero de igual forma se presentaron problemas, ya que Random Forest es un algoritmo que para realizar sus análisis requieren que los datos suministrados no presenten valores NA o valores nulos en sus conjunto de datos, al elaborar el Stack (suma de capas en un solo objeto de R) requerido para su funcionamiento, aparecían mucho valores de este tipo, los que al limpiarlos, igual presentaron dificultades para su ejecución. Al parecer muchos de los puntos que se generaban par el entrenamiento de los datos y para crear las pseudoausencias, caían en las celdas donde no había datos.

Ambos algoritmos (Random Forest y MaxEnt) junto con hacer una determinación experimental de los datos, también entrega determinación descriptiva grafica que facilita la interpretación de los resultados, las que no fueron posible obtener. Es así que, según lo expuesto anteriormente, solo se realizaron los análisis estadísticos (anteriormente presentados) con los datos de presencia de nidos que fueron colectados en terreno y no se pudo evaluar las importancia de las variable cuando se ven comparadas con las pseudousencia, información requerida para predecir la distribución espacial de la especie. El investigador, luego de múltiples intentos, asume que el modelo de distribución espacial no se puede realizar por imposibilidad técnica ya sea porque, la calidad de los datos de entrada, tanto en sus valores como en su distribución esté mal diseñado o es inadecuado y este generando una información insuficiente o irregular. Así mismo, puede ser que la superficie donde se está modelando sea demasiado pequeña o la cantidad de datos de presencia sea insuficiente. Dada que la formación profesional y los conocimientos del investigador no son los más idóneos para desarrollar esta parte de la investigación, se dejan los avances expuestos para que alguien con otra mirada y con los conocimientos adecuados lo puedan evaluar.

Si bien en este trabajo no se logró cumplir con el objetivo principal de entregar una herramienta que ayudase a la gestión del control de la cotorra argentina, como era el realizar un modelo predictivo de ocupación de nidos, aun se considera que los modelos de distribución pueden ayudar a establecer medidas de control, pero para ello se requiere de un personal entrenado que pueda realizar toda la parte técnica necesaria para hacer un modelo de distribución de especies. El proceso técnico es engorroso y complejo, como para ofrecerlo a la municipalidad, sin antes explicarles en que consiste, como elaborarlo e interpretar los resultados. Por lo que se sugiere que si se logra obtener esta herramienta, hay que implementarla con equipos multidisciplinarios que sepan desarrollar e interpretar modelos de distribución espacial.

Las decisiones de manejo para disminuir el daño ocasionado, están atravesadas por factores psicológicos (tolerancia y percepción del daño, presión social hacia determinados comportamientos), demográficos (edad, educación) y económicos (pérdidas reales, relación costo-beneficio) (Aramburú *et al.*, 2013). La percepción de la comunidad sobre las especies invasoras lleva consigo una serie de valores, los cuales pueden diferir a través de las personas o grupos involucrados en el debate (Tadich y Briceño, 2019). En este marco, los

¹⁰ Kedit es un editor visual para DOS y Windows, un clon de XEDIT. Es el editor de texto de Mansfield Software Group para las versiones de 32 y 64 bits de Windows 7, 8.1 y 10. Proporciona muchas funciones potentes y útiles para trabajar con archivos de texto. KEDIT se usa generalmente para editar programas de computadora, notas y memorandos, correo electrónico, listas de información y otros archivos de datos textuales (fuente: <https://www.kedit.com>)

conflictos causados por cotorras no son la excepción (Aramburú *et al.*, 2013). Esto resalta la gran importancia de la dimensión humana en los estudios de ornitología y ecología urbana, ya que los humanos podemos ser tanto parte de la solución, como parte del problema (Borray-Escalante *et al.*, 2020).

Un desafío considerable para los científicos y tomadores de decisiones sobre invasiones radica en el control y la erradicación de especies de regiones habitadas, donde los desafíos relacionados con la percepción de la problemática con distintos enfoques, de las múltiples partes interesadas de la comunidad (científicos, políticos, empresarios y el público general) sobre la necesidad de actuar, los derechos de los animales y la incertidumbre en torno a la presencia y abundancia de especies invasoras pueden amenazar el desarrollo del programa y su implementación (Moon *et al.*, 2015; Tadich y Briceño, 2019). Esta multiplicidad de visiones hace de la gestión de las invasiones un tema complejo que requiere no solo enfoques biológicos, sino que también sociales para su resolución y toma de medidas que integren las diferentes miradas de estos actores (Tadich y Briceño, 2019).

8. CONCLUSIÓN

Las cotorras argentinas se han vuelto una especie generalista en la selección de hábitat, ya que si bien en este estudio se vio una cierta predilección de especies de árboles elegidos para anidar, al contrastar esta información con otros estudios, se observa una variedad amplia de especie de árboles. Por lo que se recalca que, la construcción de nido va en relación al lugar que mejor satisfagan sus requerimientos.

Puesto que el uso de control letal es cada vez más discutido por varios sectores de nuestra sociedad. El desarrollo de nuevos conocimientos y tecnologías, es útil para la aplicación de nuevos enfoques en el manejo de conflictos con aves, por esto se sugiere volver a hacer una revisión de este trabajo y complementarla con información actualizada que permitan desarrollar un modelo predictivo de distribución de especies, el que podría ayudar en la orientación de que variables poder gestionar para realizar el control de esta especie.

Si bien no se logró el objetivo principal, si se genera un aporte en cuanto al censo de nidos presentes en la comuna de la reina, contribuyendo a generar a un catastro de nidos de cotorra que sirva como base de datos para estudios posteriores.

Es importante promover y difundir el conocimiento de la población en relación a las especies exóticas en Chile y sus impactos no solo sobre la biodiversidad, sino también sobre los de tipo sanitario y de infraestructura pública, que si bien en Chile aún no presenta grandes problemas con las estructuras de este tipo, es mejor instaurar un principio precautorio en esta área, para evitar que se lleguen a presentar.

Para realizar el control de la cotorra argentina es fundamental seguir recolectando información de sus hábitos de anidación, forrajeo junto con los conflictos o impactos que esta genera. Y hacerlo desde una perspectiva multidisciplinaria que convoque a todos los actores: productores, autoridades municipales y provinciales, vecinos, profesionales de disciplinas sociales (mediadores, sociólogos, o especialistas en manejo de conflictos ambientales), ambientalistas, y a científicos, lo que permita entregar una educación a escala local, generar estímulo a los residentes locales para que valoren la vida silvestre y que se regularice tanto a nivel nacional, como internacional, que asigne recursos para el manejo de la naturaleza. Todo esto, en conjunto permitiría alcanzar acuerdos y acciones, que se manifiesten en compromisos y tareas concretas que favorezcan el control de la especie invasora.

9. BIBLIOGRAFÍA

1. **Álvarez, C.**, 2010. Influencia de la cobertura de bosque nativo en la generación de escorrentía en el sur de Chile: estudio comparativo de microcuencas. Tesis para optar al grado de magíster en ciencias de la ingeniería, mención recursos y medio ambiente hídrico memoria para optar al título de ingeniería civil. Universidad de Chile. 139p
2. **Anón**, 2005. Programa Mundial sobre Especies Invasoras Primera edición .Secretaría del GISP ISBN 1-919684-49-2 [en línea]. < <http://www.issg.org/pdf/publications/gisp/resources/samericainvaded-es.pdf> > [Consulta: 20-05-2018].
3. **Aramburú, R.M.; Canavelli, S.; Tito, G.**, 2013. Experiencia sobre una propuesta de Manejo Integrado del daño causado por la cotorra (*Myiopsitta monachus*) en Punta Indio, Buenos Aires. Comunicación presentada en el Workshop Neotropical psittacines as agricultural pests: building capacity to manage conflicts between people and parrots. 19th Regional Meeting, Society for the Conservation and Study of Caribbean Birds. Grenada, julio de 2013
4. **Arce, G. y Heusser, N.**, (5 de febrero del 2018). Cotorra argentina abrume a vecinos y autoridades. La Hora. Recuperado de <<http://www.lahora.cl/2018/02/cotorra-argentina-abrume-vecinos-autoridades/>>.
5. **Avery, M. L.; Tillman, E. A.; Keacher, K. L.; Arnett, J. E.; Lundy, K. J.**, 2012. Biology of Invasive Monk Parakeets in South Florida. The Wilson J. of Ornithology, 124 (3):581-588. DOI: <https://doi.org/10.1676/11-188.1>.
6. **Barbet-Massin, M.; Jiguet, F.; Albert, C. H.; Thuiller, W.** 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many?. Methods in Ecology and Evolution, 3: 327-338. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00172.x>.
7. **Becerra, J.; Romero, U.; Ramírez, A.; Becerra, J.** 2016. Revisión de las técnicas para el modelado de la distribución de las especies. Revista biológico agropecuaria de Tuxpan. 5. 1514-1525. [en línea]. < <https://www.researchgate.net/publication/314313646>> [Consulta: 10-04-2018].
8. **Bevilacqua, R.**, (1 de febrero del 2014). La problemática plaga de cotorras argentinas que invade el sector oriente de Santiago. La Tercera. Recuperado de <<http://www2.latercera.com/noticia/la-problematica-plaga-de-cotorras-argentinas-que-invade-el-sector-oriente-de-santiago/>>.
9. **Booy, O.; Mill, A.; Roy, H.; Hiley, A.; Moore, N.; Robertson, P.; Baker, S.; Brazier, M.; Bue, M.; Bullock, R.; Campbell, S.; Eyre, D.; Foster, J.; Hatton-Ellis, M.; Long, J.; Macadam, C.; Morrison-Bell, C.; Mumford, J.; Newman, J.; Parrott, D.; Payne, R.; Renals, T.; Rodgers, E.; Spencer, M.; Stebbing, P.; Sutton-Croft, M.**, 2017a. Risk management to prioritise the eradication of new and emerging invasive non-native species. Biol Invasions; 19 (8): 2401–2417. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1451-z>.
10. **Booy, O.; Cornwell, L.; Parrott, D.; Sutton-Croft, M., Williams, F.**, 2017b. Capítulo 15: Impact of Biological Invasions on Infrastructure. **IN**: M. Vilà y P. Hulme. (Ed.), Impact of Biological Invasions on Ecosystem Services. pp: 235-247. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-45121-3>.

11. **Borray-Escalante, N.; Mazzoni, D.; Ortega-Segalerva, A.; Arroyo, L.; Morera-Pujol, V.; González-Solís, J.; Senar, J.,** 2020. Diet assessments as a tool to control invasive species: comparison between Monk and Rose-ringed parakeets with stable isotopes, *Journal of Urban Ecology*, V 6, n 1(abril), pp: 1-8. DOI: <https://doi.org/10.1093/jue/juaa005>
12. **Breiman, L.,** 2001. Random forest. *Machine Learning*. Vol. 45, N° 1, pp. 5-32.
13. **Briceño, C.; Surot, D.; González-Acuña, D.; Martínez, F.; Fredes, F.,** 2017. Parasitic survey on introduced monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in Santiago, Chile. *Braz. J. Vet. Parasitol, Jaboticabal*, v. 26, n. 2 (apr.-june). pp: 129-135.
14. **Briceño, C.; Sandoval-Rodríguez, A.; Yévenes, K.; Larraechea, M.; Morgado, A.; Chappuzeau, C.; Muñoz, V.; Dufflocq, P.; Olivares, F.,** 2019. Interactions between Invasive Monk Parakeets (*Myiopsitta monachus*) and Other Bird Species during Nesting Seasons in Santiago, Chile. *Animals*, 9(11): 923. DOI: <https://doi.org/10.3390/ani9110923>
15. **Bucher, E. & Aramburú, R.,** 2014. Land-use changes and monk parakeet expansion in the Pampas grasslands of Argentina. *Journal of Biogeography*. DOI: 10.1111/jbi.12282.
16. **Burger, J. y Gochfeld, M.,** 2005. Nesting behavior and nest site selection in monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in the Pantanal of Brazil. *Acta Ethol* 8: 23–34.
17. **Burger, J. y Gochfeld, M.,** 2009. Exotic monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in New Jersey: nest site selection, rebuilding following removal, and their urban wildlife appeal. *Urban Ecosyst* 12: 185–196.
18. **CABI (Centre for Agricultural Bioscience International),** 2018. *Myiopsitta monachus* (monk parakeet). **IN:** Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. [en línea]. < <https://www.cabi.org/isc/datasheet/74616> > [Consulta: 10-04-2018].
19. **Capdevila-Argüelles, L.; Zilletti, B.; Suárez, V.,** 2013. Causas de la pérdida de biodiversidad: Especies Exóticas Invasoras. *Memorias R. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 2ª ép., 10. pp. 55-75.
20. **Codesido, M.; Zufiaurre, E.; Bilenca, D.,** 2015. Relationship between pest birds and landscape elements in the Pampas of central Argentina. *Emu- Austral Ornithology*. Vol. 115. Issue 1. pp: 80–84. Short Communication. DOI: <http://dx.doi.org/10.1071/MU13110>.
21. **Cozzani, V., Gubinelli, G., Antonioni, G., Spadoni, G., Zanelli, S.,** 2005. The assessment of risk caused by domino effect in quantitative area risk analysis. *Journal of Hazardous Materials A127* 14–30.
22. **Crowley, S.L., Hinchliffe, S. and McDonald, R.A.,** 2017, Invasive species management will benefit from social impact assessment. *J Appl Ecol*, 54: 351-357. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12817>.
23. **Davis, A.; Malas, N.; Minor, E.,** 2014. Substitutable habitats? The biophysical and anthropogenic drivers of an exotic bird's distribution. *Biol Invasions* 16:415–427.
24. **Di Febbraro, M. y Mori, E.** 2015. Potential distribution of alien parakeets in Tuscany (Central Italy): a bioclimatic model approach. *Ethology Ecology & Evolution*. Vol. 27, No. 2, pp: 116–128, DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/03949370.2014.895424>.

25. **Di Santo, M., Bologna, M., Battisti, C.,** 2017. Nest tree selection in a crowded introduced population of Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) in Rome (central Italy): evidence for selectivity, *Zoology and Ecology*, 27:3-4. DOI: 10.1080/21658005.2017.1366293.
26. **Domènech, J.; Carrillo, J.; Senar, J. C.,** 2003. Population size of the Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* in Catalonia. *Revista Catalana d'Ornitologia* 20:1-9.
27. **Economía y Negocio online.,** (24 de febrero del 2016). Le perturba la presencia de la cotorra argentina en Santiago. Línea directa comunidad. El mercurio. Recuperado de <<http://www.economiaynegocios.cl/noticias/noticias.asp?id=228861#>>.
28. **Elith, J.; Kearney, M. and Phillips, S.** 2010. The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology and Evolution*, 1: 330-342. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00036.x>
29. **Guisan, A., Edwards, T. C, Hastie, T. Jr.,** 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* 157: 89-100
30. **Guisan, A. y Thuiller, W.,** 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8: 993–1009.
31. **Guzmán, L.,** 2009. Selección del hábitat por cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Santiago de Chile. Memoria para optar al título profesional de Ingeniero en Recursos Naturales Renovables. Universidad de Chile. 27p.
32. **Guzmán-Castellanos, Ana Bricia, Morales-Bojórquez, Enrique, & Balart, Eduardo F.,** 2014. Estimación del crecimiento individual en elasmobranchios: la inferencia con modelos múltiples. *Hidrobiológica*, 24(2), 137-150. [en línea]. <http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972014000200006&lng=es&tlng=es>
33. **Hobson, E. A.; John, D. J.; Mcintosh, T. L.; Avery, M. L.; Wright, T. F.,** 2015. "The effect of social context and social scale on the perception of relationships in monk parakeets". *Current Zoology* 61 (1): 55–69. [en línea]. <http://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/1624>.
34. **Hoffmann, A.** 2010. El árbol urbano en Chile. Cuarta edición. Santiago. Chile. Ediciones Fundación Claudio Gay. 253p.
35. **Hurtado, C.** 2007. Uso de modelos de predicción como herramienta para estimar el área de distribución potencial de la especie Aniba perutilis Hemsley (comino crespo) en el departamento del Valle del Cauca. Tesis de pregrado para optar al título de Ecólogo. Fundación Universitaria de Popayán. Colombia. 72p
36. **Hulme, P.E.,** 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46: 10-18.
37. **INE (Instituto Nacional de Estadísticas, Chile),** 2017. Censo 2017 – Todos Contamos – Este Censo necesita todo tu apoyo para saber cuántos somos, cómo somos y cómo vivimos. [en línea]. <<http://www.censo2017.cl>> [Consulta: 21-03-2017].
38. **Iriarte, J.; Lobos, G.; Jaksic, F.,** 2005. Invasive vertebrate species in Chile and their control and monitoring by governmental agencies. *Revista Chilena de Historia Natural* 78: 143-154.

- 39. Ibla Reguerin Lopez, Jose Marcelo, L.,** 2012. Distribución potencial de especies de la familia araliaceae de la Región Madidi. Memoria para optar al título profesional de Ingeniero Agrónomo. Facultad de Agronomía. Universidad Mayor de San Andrés. La Paz, Bolivia. 131p.
- 40. IUCN (Invasive Species Specialist Group),** 2000. IUCN Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. [en línea]. < http://www.issg.org/pdf/guidelines_iucn.pdf > [Consulta: 20-08-2017].
- 41. Kumschick, S., Blackburn, T. y Richardson, D.,** 2016. Managing alien bird species: Time to move beyond “100 of the worst” lists? *Bird Conservation International*, 26(2), 154-163. DOI: 10.1017/S0959270915000167
- 42. Martínez, Diego & Albín, Julio & Cabaleiro, José & Pena, Tomas & Rivera, Francisco & Blanco, Vicente.,** 2009. El criterio de información de Akaike en la obtención de modelos estadísticos de Rendimiento. 439-444.
- 43. Mateo, R., Felicísimo, A. y Muñoz, J.,** 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista chilena de historia natural*, 84(2), 217-240. DOI: <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>.
- 44. Mainali, K.; Warren, D.; Dhileepan, K.; McConnachie, A.; Strathie, L.; Hassan, G.; Karki, D.; Shrestha, B.; Parmesan, C.,** 2015. Projecting future expansion of invasive species: comparing and improving methodologies for species distribution modeling. *Global Change Biology* Vol. 21, Issue: 12. pp: 4464–4480. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.13038>.
- 45. Meyerson, L.A. y Mooney, H.A.,** 2007. Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 199-208.
- 46. Ministerio del Medio Ambiente.** 2018. Biodiversidad de Chile. Patrimonio y Desafíos. Tercera Edición. Tomo II. 264 páginas. Santiago de Chile
- 47. Minor, E.S.; Appelt, C.W.; Grabiner, S.; Ward, L.; Moreno, A.; Pruett-Jones, S.,** 2012. Distribution of exotic monk parakeets across an urban landscape. *Urban Ecosyst.* Vol. 15 (Dec.). Issue: 4. 979p. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0249-0>. (tb para discusión).
- 48. Molina Arias, M.,** 2017. ¿Qué significa realmente el valor de p?. *Pediatría Atención Primaria*, 19(76), 377-381. [en línea]. <http://scielo.isciii.es/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1139-76322017000500014&lng=es&tlng=es>
- 49. Molina, B., Postigo, J.L., Muñoz, A.R., Del Moral, J.C. (Eds.),** 2016. La cotorra argentina en España. Población reproductora en 2015 y método de censo. SEO/BirdLife. Madrid. 96p DOI: <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.21194.57287>.
- 50. Moon, K.; Blackman, D. A.; Brewer, T. D.,** 2015. Understanding and integrating knowledge to improve invasive species management. *Biological Invasions*, Vol. 17 (Sept.), Issue: 9. pp: 2675–2689. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-015-0904-5>.
- 51. Municipalidad de La Reina,** 2017. Historia de la municipalidad. [en línea]. <<https://www.lareina.cl/index.php/municipalidad/historia> > [Consulta: 18-10-2017].

52. **Muñoz, A.R. y Real, R.**, 2006. Assessing the potential range expansion of the exotic monk parakeet in Spain. *Diversity and Distributions* 12: 656-665.
53. **Murgui, E. y Valentín, A.**, 2003. Relación entre las características del paisaje urbano y la comunidad de aves introducidas en la ciudad de Valencia (España) *Ardeola: International Journal of Ornithology*. Volumen 50(2), Diciembre. pp: 201-214.
54. **Newman, J. R., Newman, C. M.; Lindsay, J. R.; Merchant, B.; Avery, M. L.; Pruett-Jones, S.**, 2004. Monk Parakeets: An Expanding Problem on Power Lines and Other Electrical Utility Structures. Presented at the Environmental Concerns in Rights-of-Way Management 8th International Symposium; Saratoga Springs, NY; 12-16 September 2004.
55. **ONU, Medio Ambiente.**, 1992. Convenio sobre la diversidad Biológica. Naciones Unidas. [en línea]. <<https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>> [Consulta: 18-10-2017].
56. **Ostroumov, S.A.**, 2002. New Definitions of the Concepts and Terms Ecosystem and Biogeocenosis. *Doklady Biological Sciences*, Vol. 383, pp. 141–143.
57. **Pereira, F.; Boldt, J.** 2015. Modelo de selección de hábitats por la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en parques urbanos de Madrid. Trabajo final modelos lineales generales – UAM (Universidad Autónoma de Madrid) - Master en Ecología. 11p. DOI: 10.13140/RG.2.1.1665.0405.
58. **Pearson, R.**, 2010. Species' Distribution –modeling for conservation educators and practitioners. **IN:** Lessons in conservation. Issue n 3 (September). Network of Conservation Educators and Practitioners Center for Biodiversity and Conservation. American Museum of natural history. pp: 54-89.
59. **Phillips, S. J.; Anderson, R. P.; Schapire, R. E.**, 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modeling*, vol. 190, pp: 231-259. [Internet] MaxEnt software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1). [en línea]. <http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/>.
60. **Plischoff, P. y Fuentes-Castillo, T.**, 2011. Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de Geografía Norte Grande*, 48: 61-79
61. **PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo) Chile.**, 2012. Proyecto GEF/MMA/PNUD: Fortalecimiento de los Marcos Nacionales para la Gobernabilidad de las Especies Exóticas Invasoras: Proyecto Piloto en el Archipiélago de Juan Fernández. Septiembre. 147p.
62. **Postigo, J., Shwartz, A., Strubbe, D. and Muñoz, A.**, 2016, Unrelenting spread of the alien monk parakeet *Myiopsitta monachus* in Israel. Is it time to sound the alarm?. *Pest. Manag. Sci.*, 73: 349-353. DOI: <https://doi.org/10.1002/ps.4349>
63. **Postigo, J., Strubbe, D., Mori, E., Ancillotto, L., Carneiro, I., Latsoudis, P., Menchetti, M., Pârâu, L., Parrott, D., Reino, L., Weiserbs, A. y Senar, J.**, 2019, Mediterranean *versus* Atlantic monk parakeets *Myiopsitta monachus*: towards differentiated management at the European scale. *Pest. Manag. Sci.*, 75: 915-922. DOI: <https://doi.org/10.1002/ps.5320>

- 64. República de Chile.** Congreso Nacional. Proyecto de ley Boletín N° 9404-12, que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas y el Sistema Nacional de Áreas Protegidas
- 65. RStudio Team.,** 2015. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- 66. Rodríguez–Pastor, R.; Senar, J. C.; Ortega, A.; Faus, J.; Uribe, F.; Montalvo, T.,** 2012. Distribution patterns of invasive Monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in an urban habitat. Animal Biodiversity and Conservation. Vol: 35.1. pp: 107-117.
- 67. Romero, I.; Codesido, M.; Bilenca, D.,** 2015. Nest building by monk parakeets *Myiopsitta monachus* in urban parks in Buenos Aires, Argentina: are tree species used randomly? Ardeola: International Journal of Ornithology 62(2):323-333. DOI: <https://doi.org/10.13157/arla.62.2.2015.323>.
- 68. Salford Systems,** 2018. Random Forests® - Data mining and predictive analytics software. Salford-systems.com. [en línea]. <<https://www.salford-systems.com/products/randomforests>>.
- 69. SAG (Servicio Agrícola Ganadero).** 2014. Estudio revela que en Chile hay 128 especies exóticas invasoras que amenazan la biodiversidad del país. Sección noticias, publicado el 5 de junio. [en línea]. <<http://www.sag.cl/noticias/estudio-revela-que-en-chile-hay-128-especies-exoticas-invasoras-que-amenazan-la>> [Consulta: 20-08-2017].
- 70. Senar, J.C.; Domènech, J.; Arroyo, L.; Torre, I.; Gordo, O.,** 2016. An evaluation of monk parakeet damage to crops in the metropolitan area of Barcelona. Animal Biodiversity and Conservation 39.1. Brief Communication. pp: 141-145. DOI: <https://doi.org/10.32800/abc.2016.39.0141>.
- 71. Smith, P. y Romero, H.,** 2016. Factores explicativos de la distribución espacial de la temperatura del aire de verano en Santiago de Chile. *Revista de geografía Norte Grande*, (63), 45-62. DOI: <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022016000100004>
- 72. Sol D, Santos DM, Feria E, Clavell J.** 1997. Habitat selection by the Monk Parakeet during colonization of a new area in Spain. The Condor: Ornithological Applications, Volume 99, Issue 1 (Feb). pp 39–46, DOI: <https://doi.org/10.2307/1370222>.
- 73. Sol, D.; Bartomeus I.; Griffin A.S.,** 2012. The paradox of invasion in birds: competitive superiority or ecological opportunism? *Oecologia* 169:553–564.
- 74. Steven J. Phillips, Miroslav Dudík, Robert E. Schapire.** [Internet] Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1). [en línea]. <http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/> [Consulta: mayo, 2017].
- 75. Strubbe, D. y Matthysen, E.,** 2009. Establishment success of invasive ring-necked and Monk Parakeets in Europe. *Journal of Biogeography*. Vol. (Dec.) 36. Issue: 12. pp: 2264 - 2278. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02177.x>.
- 76. Surot, D.,** 2009. Pesquisa de fauna parasitaria de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Santiago. Memoria para optar al Título Profesional de Médico Veterinario Departamento de Medicina Preventiva. Facultad de Ciencias Veterinarias y Pecuarias. Universidad de Chile. 37p

- 77. Viana I.R.; Strubbe D.; Zocche J.J.,** 2016 Monk parakeet invasion success: a role for nest thermoregulation and bactericidal potential of plant nest material? *Biological Invasions*; 18 (5): 1305-1315. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-016-1068-7>.
- 78. Vilches, A.; Arcaria, N.; Darrigran, G.,** 2010. Introducción a las invasiones biológicas. *Boletín biológico*. N° 17 (año 4) – Julio a Septiembre. pp. 14-19. [en línea]. <<http://www.revistaboletinbiologica.com.ar/pdfs/biologica17completo.pdf>> [Consulta: 20-08-2017].
- 79. Tadich, T., Briceño, C.,** 2019. Percepciones de estudiantes de medicina veterinaria sobre especies invasoras y su manejo en Chile. **IN:** Claudia Cerda, Eduardo Silva-Rodríguez, Briceño Urzúa Briceño (Ed.), *Naturaleza en sociedad: una mirada a la dimensión humana de la conservación de la biodiversidad*. Santiago de Chile. Editorial Ocho Libros. 475p.
- 80. Tala, C.; Guzmán, P.; González, S.,** 2004 Cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) convidado de piedra en nuestras ciudades y un invasor potencial, aunque real, de sectores agrícolas. *Boletín Técnico Servicio Agrícola y Ganadero, División de Protección de los Recursos Naturales Renovables (DIPROREN)* (diciembre 2004 – febrero, 2005), 7p.
- 81. USGS (U.S. Geological Survey),** 2019. Imagen landsat 8 del 29 de octubre del 2016. <<https://www.usgs.gov>>.
- 82. Vaca, Raúl A. y Golicher, Duncan J.** (2016). Integración del balance hídrico en la modelación de la distribución de especies de árboles mexicanos. *Botanical Sciences*, 94(1), 25-42. DOI: <https://dx.doi.org/10.17129/botsci.241>
- 83. Zimmermann, N.; Edwards, T. Jr.; Graham, C.; Pearman, P.; Svenning, J-C.,** 2010. New trends in species distribution modelling. *Ecography* 33: 985-989.

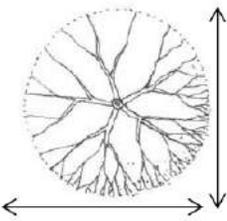
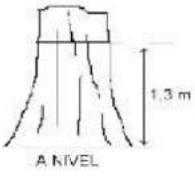
ANEXO A: Ficha elaborada para recoger los datos en terreno

GUÍA DE TOMA DE MUESTRA NIDOS DE COTORRA ARGENTINA

Materiales que transportar: Cinta métrica, Forcípula, Hipsómetro, Telemetro, GPS y Cámara fotográfica.	Medidas de seguridad: Carnet de Identificación del proyecto; Zapatos firmes, Casco y guantes.
--	---

Nombre observador:	Visita N°:	
Fecha:	Temperatura Ambiente:	
Lugar de muestreo (dirección)		
Comuna	Publico	Privado

CARACTERÍSTICAS DEL ÁRBOL

RECORDAR TOMAR FOTO DEL ÁRBOL Y HOJAS				
Especie del árbol:				
Coordenadas ubicación del árbol UTM:				Msnm:
Estado Sanitario:	Sano	Probl Menor	Probl Mayor	senescente
Manejos:	Poda		No poda	
Diámetro de copa (mts):		Diámetro a la altura del pecho (DAP) Cms (se mide con Forcípula o cintra métrica): Anotar característica como : 1 ó más fustas. Inclinado, con nudo		
				
Altura total del árbol (mts):				

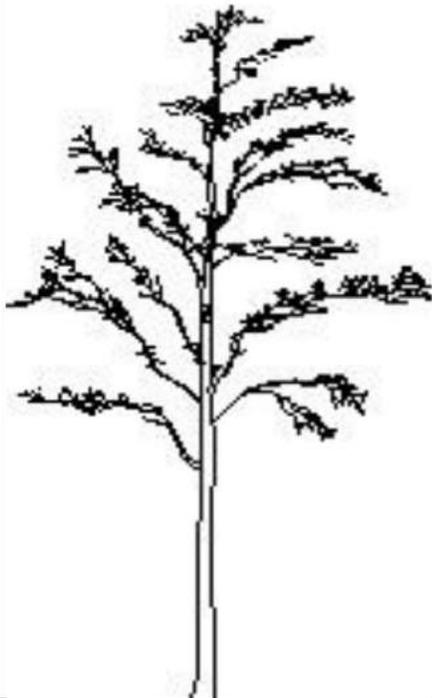
OBSERVACIONES:

Presencia de otras Aves	si	no
Cual:	(Recordar tomar fotografía)	
Interacciona:	Si	no
Tipo de interacción:		
Cuerpo de agua:	Si	No
Cual:		

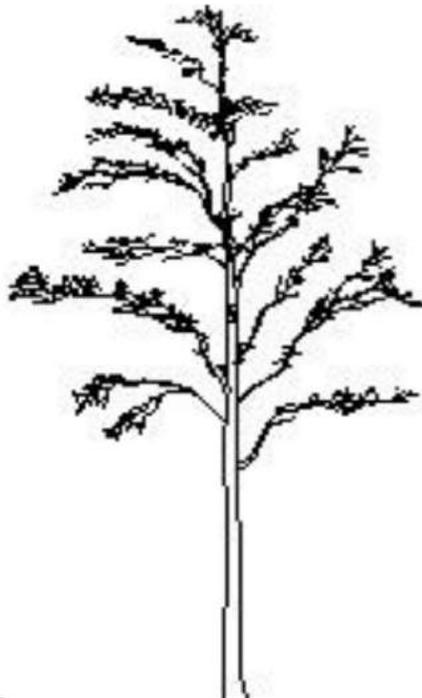
UBICACIÓN Y ALTURA DE NIDOS

Marcar en el árbol la posición del nido, al lado anotar: rama principal o secundaria, altura, número de cámaras, habitado o no.

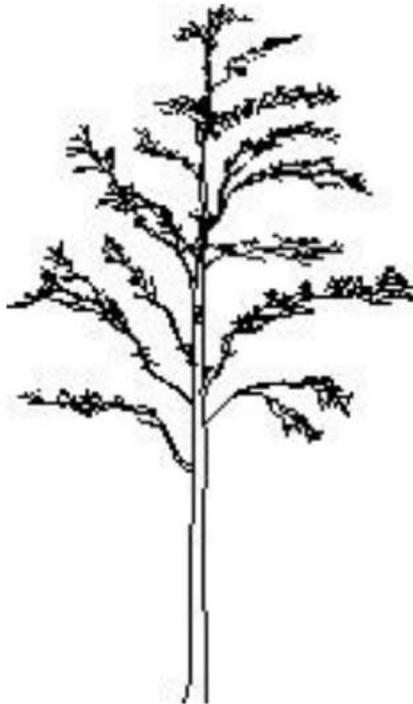
Vista Norte



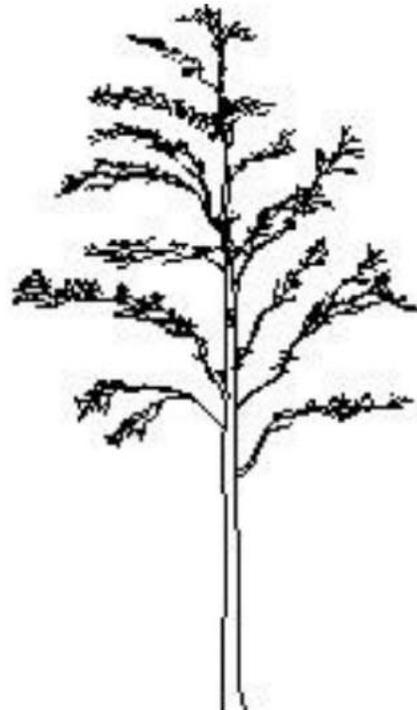
Vista Sur



Vista Este



Vista Oeste



ANEXO B: Tabla Excel con los datos de las variables a analizar

N	SEC	IDARB	XCOR	YCOR	MSNM	SP	EST_SAN	DAP	ALTURA	D_COPA	N_NIDOS	ARB_VEC	DIST_ARB	EDIF_VEC	DIST_EDIF	AGUA_VEC	DIST_AGUA	AV_VEC	DIST_AV	PERSONAS	HOMBRES	MUJERES	DE_0_A_5_A	DE_6_A_14	DE_15_A_64	DE_65_MAS	TOTAL_VIVI
1	PRI	AG01	357345	6298417	706	EUC_GLO	SANO	50	2500	900	5	2	1600	65	8200	17	16400	126	16600	650	334	316	99	150	396	5	178
2	PRI	AG02	357337	6298403	706	PIN	SANO	68	2800	1400	8	3	1100	65	9500	3007	16900	126	17200	650	334	316	99	150	396	5	178
3	PRI	AG03	357336	6298392	705	PIN	PRO_ME	49	2100	1700	8	2	1100	65	10200	17	17100	126	18100	650	334	316	99	150	396	5	178
4	PRI	AG04	357399	6298361	707	EUC_GLO	SANO	43	1800	800	5	5	800	65	9200	17	11200	126	24400	650	334	316	99	150	396	5	178
5	PRI	AG05	357407	6298360	708	EUC_GLO	SANO	20	1400	700	1	4	800	65	9100	17	10500	126	25000	650	334	316	99	150	396	5	178
6	PRI	AG06	357369	6298367	707	PIN	SANO	54	2400	800	3	4	3100	65	9700	17	14000	126	22000	650	334	316	99	150	396	5	178
7	PU	AH01	355661	6298048	641	ROB_PSEU	SANO	110	2000	1400	5	8	3400	159	26300	3862	2300	38	13400	130	54	76	4	10	86	30	45
8	PU	AH02	355626	6298047	643	ROB_PSEU	PRO_ME	36	1000	700	2	7	3400	159	28900	3862	5300	38	12800	130	54	76	4	10	86	30	45
10	PU	AH03	355795	6298083	652	ROB_PSEU	SANO	52	1700	1300	1	10	2500	159	21200	3860	3800	38	19100	130	54	76	4	10	86	30	45
9	PRI	AH04	355775	6298068	653	QUI_SA	SANO	100	1600	500	1	120	1400	159	22000	3857	5200	38	20000	130	54	76	4	10	86	30	45
11	PRI	CCC01	357052	6296723	675	EUC_GLO	PRO_ME	29	1800	700	1	13	5600	178	67200	886	4800	225	6600	89	39	50	9	22	58	0	25
12	PRI	CCC02	357029	6296647	683	EUC_GLO	PRO_ME	35	2200	800	1	14	1000	178	73000	886	11700	225	2400	89	39	50	9	22	58	0	25
13	PRI	CCC03	357035	6296669	667	EUC_GLO	PRO_ME	55	1900	1500	1	12	2300	178	71300	886	9500	225	1900	89	39	50	9	22	58	0	25
14	PRI	CCC04	357035	6296639	677	EUC_GLO	SANO	61	2300	1400	5	12	1000	178	72800	886	12400	225	3400	89	39	50	9	22	58	0	25
15	PRI	CCC05	357465	6297505	666	EUC_GLO	SANO	50	2400	1100	4	58	2100	174	46900	1245	14100	94	4500	89	39	50	9	22	58	0	25
16	PRI	CCC06	357020	6296631	659	EUC_GLO	SANO	38	2000	1000	3	14	1700	178	74600	886	13300	225	3700	89	39	50	9	22	58	0	25
17	PRI	CCC07	357027	6296611	662	EUC_GLO	SANO	25	900	500	1	18	400	178	75100	886	15300	225	5800	89	39	50	9	22	58	0	25
18	PRI	CCC08	357023	6296611	666	EUC_GLO	SANO	52	1800	1200	1	17	400	178	75400	886	15300	225	5700	89	39	50	9	22	58	0	25
19	PRI	CCC09	357021	6296591	689	EUC_GLO	SANO	54	2700	800	1	20	1400	178	76700	886	17300	225	7700	89	39	50	9	22	58	0	25
20	PRI	CCC10	357020	6296577	672	EUC_GLO	PRO_ME	68	2300	1029	1	19	1400	178	77600	886	18600	225	9000	89	39	50	9	22	58	0	25
21	PRI	CCC11	357013	6296549	670	EUC_GLO	PRO_ME	56	1800	1500	1	20	2900	178	79900	886	21500	225	11800	89	39	50	9	22	58	0	25
22	PRI	CCC12	356894	6296490	686	EUC_GLO	PRO_ME	40	2300	800	1	24	3400	178	93000	886	30400	165	18300	89	39	50	9	22	58	0	25
23	PRI	CCC13	356797	6296582	655	EUC_GLO	SANO	32	2300	700	1	25	8100	178	96300	886	29300	165	8900	89	39	50	9	22	58	0	25
24	PRI	CCC14	356877	6296520	674	EUC_GLO	PRO_ME	37	2800	800	1	26	1300	178	92600	886	28600	165	14900	89	39	50	9	22	58	0	25
25	PRI	CCC15	356863	6296536	669	EUC_GLO	SANO	27	2000	535	1	24	2100	178	92900	886	28000	165	13100	89	39	50	9	22	58	0	25
26	PRI	CCC16	356884	6296531	667	EUC_GLO	PRO_ME	33	1700	900	1	24	1300	178	91400	886	27300	165	14100	89	39	50	9	22	58	0	25
27	PRI	CCC17	356901	6296530	659	EUC_GLO	SANO	31	2300	600	1	26	1700	178	90100	886	26500	165	14900	89	39	50	9	22	58	0	25
28	PRI	CCC18	356926	6296564	662	EUC_GLO	SANO	28	1700	600	3	29	3500	178	86100	886	22400	217	11800	89	39	50	9	22	58	0	25
29	PRI	CCC19	356918	6296530	667	EUC_GLO	PRO_ME	51	2100	1000	2	27	1700	178	88700	886	25800	217	15200	89	39	50	9	22	58	0	25
30	PRI	CPQ01	355388	6298700	659	ARA_BR	SANO	50	2000	1000	3	31	1900	111	26000	3750	1100	52	24400	371	160	211	21	41	243	66	179
31	PRI	CPQ02	355399	6298716	656	ARA_BR	SANO	52	1600	1300	6	30	1900	111	24000	3750	2600	52	23700	371	160	211	21	41	243	66	179
32	PRI	CPQ03	355414	6298700	6556	ARA_BR	SANO	50	2000	1100	6	34	2000	111	24600	3750	2300	52	25900	371	160	211	21	41	243	66	179
33	PRI	CPQ04	355435	6298717	669	ARA_BR	SANO	72	2100	800	4	34	800	111	22100	3750	5000	52	25900	371	160	211	21	41	243	66	179
34	PRI	CPQ05	355428	6298714	669	ARA_BR	SANO	54	1800	700	5	33	800	111	22700	3750	4200	52	25600	371	160	211	21	41	243	66	179
35	PRI	CSV01	357108	6298941	724	ARA_BU	SANO	50	2300	800	3	36	2100	47	26200	3240	2600	172	18600	282	120	162	28	37	184	33	83
36	PRI	CSV02	357099	6298960	719	SEI	SANO	74	1600	1000	1	35	2100	47	24100	3240	4700	172	16500	282	120	162	28	37	184	33	83
37	PRI	CSV03	357008	6298978	709	ROB_PSEU	PRO_ME	78	1300	1000	2	38	0	47	21000	3242	1200	172	15200	282	120	162	28	37	184	33	83
38	PRI	CSV04	357008	6298978	709	ROB_PSEU	PRO_ME	78	1300	1000	1	37	0	47	21000	3242	1200	172	15200	282	120	162	28	37	184	33	83
39	PU	CSV05	356996	6298973	704	ROB_PSEU	SANO	96	1300	900	2	37	1300	47	21600	3242	2500	172	16100	282	120	162	28	37	184	33	83
40	PU	CSV06	356776	6299000	698	ROB_PSEU	SANO	46	1800	600	1	41	1100	47	30800	3263	2200	144	6900	184	91	93	6	25	117	36	58
41	PRI	CSV07	356765	6299003	696	CED_LIB	SANO	67	2900	1400	6	40	1100	47	31500	3263	3200	144	6100	184	91	93	6	25	117	36	58
42	PRI	CSV08	356694	6299014	687	ARA_BU	SANO	50	1500	800	1	43	0	47	36900	3274	6600	144	6600	184	91	93	6	25	117	36	58
43	PRI	CSV09	356694	6299014	687	ARA_BU	SANO	50	2200	800	1	42	0	47	36900	3274	6600	144	6600	184	91	93	6	25	117	36	58
44	PU	CSV10	356212	6299110	676	ROB_PSEU	SANO	74	1900	1000	1	45	10300	46	26200	799	300	170	30300	143	66	77	NA	NA	98	28	40
45	PU	CSV11	356111	6299128	673	ROB_PSEU	PRO_ME	81	1800	1500	2	44	10300	29	24300	407	3400	170	39900	143	66	77	NA	NA	98	28	40
46	PRI	DR01	355354	6296797	635	TRA_FOR	SANO	85	1500	200	1	61	4600	155	56700	1376	3500	34	33500	123	66	57	5	7	89	22	46
47	PRI	DR02	355344	6296990	638	TRA_FOR	SANO	85	2000	150	1	61	17200	156	48000	622	7500	32	17400	163	76	87	8	21	106	28	49
48	PRI	FV01	354601	6296693	621	ARA_BR	SANO	50	2000	800	8	50	15700	137	88400	1392	16800	28	34300	450	195	255	23	44	299	84	153
49	PRI	FV02	354755	6296662	622	TRA_FOR	SANO	70	1600	1000	1	48	15700	137	97400	4318	15000	28	24500	450	195	255	23	44	299	84	153
50	PU	G01	355771	6297995	643	ROB_PSEU	SANO	83	1500	1400	1	52	1500	159	14900	3876	2300	197	14500	131	66	65	5	11	80	35	44

N	SEC	IDARB	XCOR	YCOR	MSNM	SP	EST_SAN	DAP	ALTURA	D_COPA	N_NIDOS	ARB_VEC	DIST_ARB	EDIF_VEC	DIST_EDIF	AGUA_VEC	DIST_AGUA	AV_VEC	DIST_AV	PERSONAS	HOMBRES	MUJERES	DE_0_A_5	DE_6_A_14	DE_15_A_64	DE_65_MAS	TOTAL_VIVI	
50	PU	G01	355771	6297995	643	ROB_PSEU	SANO	83	1500	1400	1	52	1500	159	14900	3876	2300	197	14500	131	66	65	5	11	80	35	44	
51	PU	G02	355756	6297995	651	ROB_PSEU	SANO	53	1500	800	1	51	1500	159	15900	3876	1200	197	15600	131	66	65	5	11	80	35	44	
52	PU	G03	355604	6297962	642	ROB_PSEU	SANO	61	1400	1000	1	8	8800	159	26800	725	2300	38	21200	131	66	65	5	11	80	35	44	
53	PU	J201	354549	6297776	662	ROB_PSEU	SANO	61	1700	1000	1	53	23600	151	16500	1350	2500	37	10300	91	43	48	NA	NA	68	13	34	
54	PRI	La01	357874	6297471	624	EUC_GLO	SANO	17	2300	800	7	56	900	184	41300	1243	14700	83	4800	836	404	432	55	93	633	55	222	
55	PU	La02	357883	6297472	725	EUC_GLO	SANO	11	1800	1300	3	55	900	184	41400	1243	13800	83	4900	836	404	432	55	93	633	55	222	
56	PU	La03	357586	6297510	682	EUC_GLO	SANO	71	2200	900	4	15	12100	174	44200	1244	15500	91	1200	97	41	56	5	7	58	27	31	
57	PU	La04	357453	6297524	690	EUC_GLO	SANO	87	2300	200	1	15	2100	174	49000	1245	14200	94	3000	97	41	56	5	7	58	27	31	
58	PRI	La05	356186	6297683	634	ARA_BR	SANO	50	1300	800	4	128	42100	161	24800	1263	2400	237	10200	933	419	514	72	104	623	134	308	
59	PU	La06	355726	6297070	633	EUC_GLO	PRO_ME	64	2100	900	3	78	30700	155	11000	627	5600	41	7600	97	44	53	9	7	65	16	38	
60	PRI	MUR01	355392	6296824	636	EUC_GLO	PRO_ME	50	2300	800	3	46	4600	155	52100	1376	5400	34	29600	72	34	38	NA	NA	50	10	24	
61	PRI	QJ01	358636	6299564	793	ARA_BU	SANO	50	1500	800	1	117	64400	1	33900	205	3700	152	19100	549	258	291	40	80	374	55	173	
62	PU	OJ02	357954	6299157	743	ABE	SANO	58	2400	900	5	117	60100	199	25700	2579	2100	121	24300	420	184	236	44	69	278	29	117	
63	PRI	PAC01	355669	6299152	665	ARA_BR	SANO	58	2100	900	1	125	14500	41	2100	3562	3300	51	18300	1027	459	568	66	108	711	142	424	
64	PRI	PB01	355986	6298250	655	ABE	PRO_ME	49	2100	1400	3	124	21200	75	10200	3830	4400	53	7200	257	123	134	16	28	173	40	73	
65	PU	PBS01	354221	6297883	639	CED_LIB	SANO	57	2100	1800	5	114	48900	135	22600	3915	2000	156	30500	110	51	59	9	NA	76	NA	44	
66	PU	PG01	354192	6299039	639	ROB_PSEU	SANO	75	1900	1100	1	68	13800	113	21500	3672	7600	7	2500	667	303	364	39	77	443	108	221	
67	PU	PG02	354329	6299030	643	ROB_PSEU	SANO	78	2100	1600	2	69	3000	113	33300	3669	2200	7	12400	667	303	364	39	77	443	108	221	
68	PU	PG03	354359	6299029	636	ROB_PSEU	PRO_ME	32	1800	900	1	68	3000	107	35600	3670	1600	7	15400	667	303	364	39	77	443	108	221	
69	PU	PG04	354461	6299019	631	ROB_PSEU	SANO	56	1300	700	1	71	4000	107	42900	3658	2600	7	25600	541	255	286	35	69	351	86	189	
70	PU	PG05	354501	6299023	637	ROB_PSEU	PRO_ME	63	1700	900	2	72	4000	107	45700	3658	2000	9	27400	541	255	286	35	69	351	86	189	
71	PU	PG06	354541	6299021	643	ROB_PSEU	SANO	62	2000	1000	1	73	3000	107	48900	3646	1200	9	27300	541	255	286	35	69	351	86	189	
72	PRI	PG07	354571	6299026	640	CED_LIB	SANO	74	2900	1100	9	72	3000	107	51000	547	1400	9	28200	541	255	286	35	69	351	86	189	
73	PU	PG08	354773	6299000	638	ROB_PSEU	PRO_ME	42	1700	1000	1	73	20300	106	47700	3636	2000	47	33600	541	255	286	35	69	351	86	189	
74	PRI	PG09	355162	6299020	658	ARA_BR	SANO	61	1500	1300	3	76	27000	100	22900	467	900	52	15000	351	157	194	23	28	231	69	143	
75	PRI	PJG01	355214	6299285	613	ARA_BU	SANO	50	800	800	2	77	16700	106	4800	3606	4200	50	33600	78	32	46	5	7	47	19	25	
76	PRI	PJG02	355177	6299448	650	ARA_BR	SANO	50	1100	800	5	76	16700	81	10800	4286	2400	48	30900	104	49	55	9	12	63	20	31	
77	PU	PLT01	355752	6296764	636	EUC_GLO	SANO	19	2700	800	2	113	26400	155	34900	629	5800	200	15700	39	20	19	NA		6	27	NA	10
78	PU	POss01	356458	6298641	631	CED_LIB	SANO	58	2400	1500	9	81	2200	75	63000	3361	2800	179	15300	671	301	370	33	98	457	83	186	
79	PU	POss02	356453	6298616	680	CED_LIB	SANO	77	2200	1600	9	79	2500	75	60800	3361	1900	179	16900	671	301	370	33	98	457	83	186	
80	PU	POss03	356437	6298644	703	ROB_PSEU	SANO	83	1600	1000	2	79	2200	75	61800	3361	2100	179	17200	671	301	370	33	98	457	83	186	
81	PU	POss04	356618	6298633	682	ELE_ANG	SANO	111	2000	1500	7	87	4600	47	68500	871	1100	180	7400	442	202	240	36	45	298	63	125	
82	PU	POss05	356580	6298661	672	ROB_PSEU	SANO	82	1700	9500	1	82	4700	47	68600	3341	800	179	4900	442	202	240	36	45	298	63	125	
83	PU	POss06	356669	6298589	679	ALA_B	SANO	68	2200	300	3	85	6800	47	69400	3336	1400	180	12800	364	177	187	25	30	241	68	100	
84	PRI	POss07	356669	6298656	687	ALA_B	SANO	50	2000	300	2	86	300	47	63700	3334	1200	180	7100	442	202	240	36	45	298	63	125	
85	PRI	POss08	356668	6298659	688	ALA_B	SANO	46	2000	300	2	85	300	47	63500	3334	1400	180	6900	442	202	240	36	45	298	63	125	
86	PRI	POss09	356656	6298658	687	ROB_PSEU	SANO	92	1900	900	1	86	1300	47	64300	3334	1700	180	6100	442	202	240	36	45	298	63	125	
87	PU	PPH01	355898	6299724	635	EUC_GLO	SANO	68	2600	1100	1	93	1400	11	6500	1475	1600	2	17300	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	
88	PU	PPH02	355876	6299702	687	EUC_GLO	SANO	62	2000	700	1	90	700	12	7200	1476	900	2	20400	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	
89	PU	PPH04	355879	6299708	686	EUC_GLO	SANO	4	2000	500	1	89	700	11	7100	1475	1000	2	19800	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	
90	PU	PPH05	355905	6299709	697	EUC_GLO	SANO	49	2700	400	2	93	300	11	4900	1475	1600	2	18000	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	
91	PU	PPH06	356229	6299622	634	ALA_N	SANO	80	3200	2300	1	95	30400	5	10000	1598	800	2	31700	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	
92	PU	PPH07	355903	6299711	678	EUC_GLO	SANO	54	2900	500	2	91	300	11	5200	1475	1400	2	18000	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	
93	PU	PPH08	355922	6299720	694	EUC_GLO	SANO	56	2300	900	2	99	1100	11	4700	1475	3400	2	16100	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	
94	PU	PPH09	355942	6299725	738	EUC_GLO	SANO	73	2400	600	4	100	700	11	4700	2329	5400	2	14700	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	
95	PU	PPH10	355913	6299897	663	ROB_PSEU	SANO	71	2600	1700	1	103	2300	11	22100	2323	4900	2	10800	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	
96	PU	PPH11	355919	6299746	711	EUC_GLO	SANO	67	1800	800	4	100	2400	11	7200	1980	3100	2	14200	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	
97	PU	PPH12	355904	6299942	696	PIN	SANO	62	4200	1200	3	103	2300	11	26700	2323	9300	2	14000	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	
98	PU	PPH13	355912	6299716	689	EUC_GLO	SANO	7	2300	400	3	91	1000	11	4900	1475	2400	2	17000	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	
99	PU	PPH14	355938	6299731	682	EUC_GLO	SANO	74	3800	1400	4	95	700	11	5300	2329	4800	2	14400	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	
100	PU	PPH15	355881	6299922	669	PIN	PRO_ME	58	2900	1092	6	103	2400	11	25200	2323	7700	2	14800	19	10	9	NA	NA	14	NA	7	

N	SEC	IDARB	XCOR	YCOR	MSNM	SP	EST_SAN	DAP	ALTURA	D_COPA	N_NIDOS	ARB_VEC	DIST_ARB	EDIF_VEC	DIST_EDIF	AGUA_VEC	DIST_AGUA	AV_VEC	DIST_AV	PERSONAS	HOMBRES	MUJERES	DE_0_A_5_A	DE_6_A_14	DE_15_A_64	DE_65_MAS	TOTAL_VIVI
101	PU	PPH17	356538	6300071	721	EUC_GLO	SANO	80	1600	400	1	105	43200	2	53600	1	21900	1	4300	19	10	9	NA	NA	14	NA	7
102	PU	PPH18	355905	6299919	708	ROB_PSEU	SANO	36	2100	900	1	98	2300	11	24400	2323	7000	2	12500	19	10	9	NA	NA	14	NA	7
103	PU	PPH19	355898	6299778	671	PIN	SENES	11	2800	1900	5	97	3800	11	11000	1980	800	2	13700	19	10	9	NA	NA	14	NA	7
104	PU	PPH20	356107	6300040	677	EUC_GLO	SANO	55	2900	1100	5	106	1800	2	31700	3991	20200	2	20900	19	10	9	NA	NA	14	NA	7
105	PU	PPH21	356089	6300037	683	ARA_BR	PRO_MA	48	1400	800	2	107	700	2	31500	3991	18700	2	19900	19	10	9	NA	NA	14	NA	7
106	PU	PPH22	356082	6300036	673	ARA_BR	PRO_MA	33	1400	800	2	106	700	2	31500	3991	18100	2	19500	19	10	9	NA	NA	14	NA	7
107	PRI	SB01	355756	6298362	650	CED_LIB	SANO	67	2500	900	1	127	3200	75	34900	3797	2800	38	23400	257	123	134	16	28	173	40	73
108	PRI	SG01	355299	6298052	661	ARA_BR	SANO	50	1500	800	1	53	31700	150	26900	3827	1100	36	17400	99	46	53	NA	NA	72	21	33
109	PU	SG02	356470	6298182	653	ROB_PSEU	SANO	85	1800	1200	1	111	2900	75	42600	3451	3000	190	6400	373	174	199	18	43	259	53	116
110	PU	SG03	356442	6298188	668	ROB_PSEU	SANO	64	2000	1200	1	112	800	75	39800	3452	1900	190	8400	373	174	199	18	43	259	53	116
111	PU	SG04	356435	6298185	668	ROB_PSEU	SANO	78	1700	1100	2	111	800	75	39100	3452	1200	190	9100	373	174	199	18	43	259	53	116
112	PRI	Tob01	355787	6296503	611	SAL_BAB	SANO	91	3900	1900	1	78	26400	155	60200	632	23900	201	29200	241	128	113	4	27	170	40	70
113	PRI	Tob02	354672	6298071	643	SAL_BAB	SANO	106	2800	1900	1	115	4500	134	3400	3905	4500	189	23000	152	75	77	8	14	101	29	47
114	PRI	Tob03	354697	6298034	648	ROB_PSEU	SANO	121	2500	1000	2	116	4100	134	2100	3905	8100	189	24300	152	75	77	8	14	101	29	47
115	PRI	Tob04	354737	6298041	604	ROB_PSEU	SANO	49	1800	1000	1	115	4100	133	1700	582	10900	189	21700	93	44	49	5	9	51	28	28
116	PRI	VaP01	358021	6299754	740	PIN	SANO	49	1600	1400	5	63	60100	45	19100	152	3600	138	19500	420	184	236	44	69	278	29	117
117	PRI	VMC01	357127	6296306	632	ARO_AU	SANO	100	1400	600	1	21	26900	178	89600	882	43900	227	33500	51	24	27	11	9	31	0	12
118	PU	VP01	355809	6298077	652	ALA_B	SANO	77	2000	200	1	120	300	159	21100	3858	4100	197	19900	1285	602	683	83	158	859	185	401
119	PU	VP02	355808	6298081	654	ALA_B	SANO	68	2500	500	1	119	300	159	21400	3857	4000	197	20200	1285	602	683	83	158	859	185	401
120	PU	VP03	355804	6298113	643	ALA_B	SANO	56	2000	300	1	122	200	72	23600	3857	4400	38	19700	1285	602	683	83	158	859	185	401
121	PU	VP04	355804	6298114	656	ALA_B	SANO	37	2000	300	2	121	200	72	23600	3857	4500	38	19600	1285	602	683	83	158	859	185	401
122	PU	VP05	355792	6298149	654	ROB_PSEU	SANO	76	1500	1000	4	124	900	74	24700	3847	2800	38	17700	1285	602	683	83	158	859	185	401
123	PU	VP06	355801	6298146	633	ROB_PSEU	SANO	41	1400	1100	2	123	900	74	23800	3847	2300	38	18600	1285	602	683	83	158	859	185	401
124	PU	VP07	355810	6299185	670	ROB_PSEU	SANO	73	2100	1100	1	64	14500	35	2600	3557	3700	235	30700	1027	459	568	66	108	711	142	424
125	PU	VP09	355726	6298372	653	ROB_PSEU	SANO	74	2000	1300	1	108	3200	75	38000	3797	3600	38	22600	875	387	488	61	78	571	165	301
126	PU	VP10	355805	6297863	646	ROB_PSEU	SANO	78	1700	1200	3	51	13600	159	5200	3878	8000	197	6800	933	419	514	72	104	623	134	308

ANEXO C: Combinacion analizadas con el metodo de regresion simple

```

Call: REG_A
lm(formula = N_NIDOS ~ ., data = base[, -c(1:6, 13, 15, 17, 19,
  21:23, 25:26, 32:33)])

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-5.7524 -0.7917 -0.1063  0.8760  3.8945

Coefficients: (1 not defined because of singularities)
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  1.771e+00  2.021e+00  0.876  0.3837
SPALA_B      -3.894e+00  1.772e+00 -2.198  0.0311 *
SPARA_BR     -5.911e-01  1.544e+00 -0.383  0.7030
SPARO_AU     -2.746e+00  3.006e+00 -0.913  0.3640
SPCED_LIB    1.280e+00  1.700e+00  0.753  0.4541
SPELE_ANG    1.068e+00  2.489e+00  0.429  0.6691
SPEUC_GLO   -1.533e+00  1.583e+00 -0.969  0.3360
SPPIN        1.326e+00  1.735e+00  0.764  0.4472
SPQUI_SA     -3.995e+00  2.410e+00 -1.658  0.1017
SPROB_PSEU  -3.164e+00  1.563e+00 -2.025  0.0466 *
SPSAL_BAB   -4.470e+00  1.963e+00 -2.277  0.0257 *
SPSEI       -3.869e+00  2.305e+00 -1.678  0.0976 .
SPTRA_FOR   -3.923e+00  1.924e+00 -2.039  0.0451 *
EST_SANSANO  3.960e-01  5.063e-01  0.782  0.4367
DAP          1.536e-02  1.277e-02  1.203  0.2327
ALTURA      3.914e-04  5.924e-04  0.661  0.5109
D_COPA       -1.429e-05  2.154e-04 -0.066  0.9473
DIST_ARB     -2.004e-05  1.803e-05 -1.112  0.2700
DIST_EDIF    5.046e-06  1.119e-05  0.451  0.6535
DIST_AGUA   -4.329e-05  4.533e-05 -0.955  0.3428
DIST_AV      3.988e-05  2.943e-05  1.355  0.1796
PERSONAS    -5.484e-03  1.787e-02 -0.307  0.7598
DE_0_A_5_A   1.302e-02  3.059e-02  0.426  0.6717
DE_6_A_14_   -2.069e-03  2.565e-02 -0.081  0.9359
DE_15_A_64   1.530e-02  1.991e-02  0.768  0.4448
DE_65_MAS_   NA          NA          NA      NA
TOTAL_VIVI  -1.370e-02  1.196e-02 -1.145  0.2559
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 1.692 on 73 degrees of freedom
(27 observations deleted due to missingness)
Multiple R-squared:  0.5594,    Adjusted R-squared:  0.4086
F-statistic: 3.708 on 25 and 73 DF,  p-value: 6.692e-06

```

```

Call: REG_B
lm(formula = N_NIDOS ~ SP + EST_SAN + DAP + ALTURA + DIST_EDIF +
  DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI, data = base)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-5.3781 -0.8621 -0.0475  0.7902  4.4116

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  2.053e+00  1.892e+00  1.085  0.2805
SPALA_B      -3.215e+00  1.364e+00 -2.357  0.0204 *
SPALA_N      -3.643e+00  2.034e+00 -1.791  0.0763 .
SPARA_BR     -1.073e+00  1.256e+00 -0.854  0.3949
SPARO_AU     -3.598e+00  2.412e+00 -1.492  0.1389
SPCED_LIB    1.889e+00  1.371e+00  1.378  0.1713
SPELE_ANG    2.114e+00  2.113e+00  1.000  0.3195
SPEUC_GLO   -1.375e+00  1.202e+00 -1.144  0.2552
SPPIN        1.062e+00  1.379e+00  0.770  0.4432
SPPINO       2.440e+00  1.993e+00  1.224  0.2236
SPQUI_SA     -3.609e+00  2.054e+00 -1.757  0.0820 .
SPROB_PSEU  -2.912e+00  1.211e+00 -2.404  0.0180 *
SPSAL_BAB   -3.919e+00  1.730e+00 -2.265  0.0257 *
SPSEI       -3.357e+00  2.005e+00 -1.675  0.0971 .
SPTRA_FOR   -3.631e+00  1.608e+00 -2.258  0.0261 *
EST_SANPRO_ME 1.555e-01  1.385e+00  0.112  0.9108
EST_SANSANO  5.632e-01  1.325e+00  0.425  0.6717
EST_SANSENE 1.132e+00  2.306e+00  0.491  0.6245
DAP          1.252e-02  9.154e-03  1.368  0.1744
ALTURA      1.094e-04  3.631e-04  0.301  0.7638
DIST_EDIF    7.444e-07  8.469e-06  0.088  0.9301
DIST_AV      2.036e-05  2.055e-05  0.991  0.3242
DIST_AGUA   -4.929e-06  3.256e-05 -0.151  0.8800
TOTAL_VIVI   3.724e-03  1.673e-03  2.226  0.0282 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 1.598 on 102 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.5151,    Adjusted R-squared:  0.4058
F-statistic: 4.712 on 23 and 102 DF,  p-value: 2.319e-08

```

```

Call:REG_C
lm(formula = N_NIDOS ~ PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 +
  DE_65_MAS_, data = base)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-3.7289 -1.4760 -0.8421  0.8418  6.5169

Coefficients: (1 not defined because of singularities)
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  2.0465186  0.3404710   6.011 3.49e-08 ***
PERSONAS    -0.0155603  0.0134238  -1.159  0.249
DE_0_A_5_A  -0.0003746  0.0297402  -0.013  0.990
DE_6_A_14_   0.0392077  0.0223008   1.758  0.082 .
DE_15_A_64   0.0175570  0.0182306   0.963  0.338
DE_65_MAS_      NA         NA         NA     NA
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 2.122 on 94 degrees of freedom
(27 observations deleted due to missingness)
Multiple R-squared:  0.1074,    Adjusted R-squared:  0.06942
F-statistic: 2.828 on 4 and 94 DF,  p-value: 0.029

```

```

Call:REG_D
lm(formula = N_NIDOS ~ SP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA +
  TOTAL_VIVI, data = base)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-5.3626 -0.9624 -0.1447  0.7226  4.6061

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  2.785e+00  1.426e+00   1.953  0.0535 .
SPALA_B     -2.915e+00  1.327e+00  -2.196  0.0302 *
SPALA_N     -3.215e+00  2.006e+00  -1.603  0.1120
SPARA_BR    -7.834e-01  1.209e+00  -0.648  0.5185
SPARO_AU    -2.140e+00  2.238e+00  -0.956  0.3411
SPCED_LTB   2.277e+00  1.330e+00   1.713  0.0897 .
SPELE_ANG   3.116e+00  1.999e+00   1.559  0.1220
SPEUC_GLO  -1.259e+00  1.181e+00  -1.066  0.2890
SPPIN       1.201e+00  1.325e+00   0.907  0.3665
SPPINO      2.212e+00  1.969e+00   1.124  0.2637
SPQUI_SA    -2.645e+00  1.966e+00  -1.345  0.1814
SPROB_PSEU -2.471e+00  1.174e+00  -2.104  0.0377 *
SPSAL_BAB   -3.203e+00  1.672e+00  -1.916  0.0581 .
SPSEI       -2.744e+00  1.962e+00  -1.399  0.1648
SPTRA_FOR   -2.801e+00  1.516e+00  -1.847  0.0675 .
ALTURA     3.034e-04  3.436e-04   0.883  0.3792
DIST_EDIF   -1.186e-06  7.906e-06  -0.150  0.8811
DIST_AV     1.426e-05  2.001e-05   0.713  0.4775
DIST_AGUA  -1.111e-05  2.967e-05  -0.375  0.7088
TOTAL_VIVI  3.840e-03  1.602e-03   2.397  0.0183 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 1.591 on 106 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.5007,    Adjusted R-squared:  0.4112
F-statistic: 5.595 on 19 and 106 DF,  p-value: 2.656e-09

```

```

Call:REG_E
lm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS +
  DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_, data = base)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-3.3261 -1.3649 -0.5792  1.0001  6.7445

Coefficients: (1 not defined because of singularities)
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  7.375e-01  9.336e-01   0.790  0.4316
ALTURA      1.113e-03  4.592e-04   2.424  0.0173 *
DIST_AGUA    -7.070e-05  2.881e-05  -2.454  0.0160 *
TOTAL_VIVI   5.580e-03  1.036e-02   0.539  0.5915
PERSONAS    -2.793e-02  1.634e-02  -1.710  0.0907 .
DE_0_A_5_A   1.040e-02  2.897e-02   0.359  0.7204
DE_6_A_14_   4.792e-02  2.440e-02   1.964  0.0526 .
DE_15_A_64   2.959e-02  1.946e-02   1.521  0.1317
DE_65_MAS_      NA         NA         NA     NA
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 2.047 on 91 degrees of freedom
(27 observations deleted due to missingness)
Multiple R-squared:  0.1961,    Adjusted R-squared:  0.1342
F-statistic: 3.17 on 7 and 91 DF,  p-value: 0.004785

```

```

Call:REG_F
lm(formula = N_NIDOS ~ SP + DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV +
  DIST_AGUA + PERSONAS + TOTAL_VIVI, data = base)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-5.3765 -0.8009 -0.0961  0.7024  4.1309

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  1.389e+00  1.500e+00   0.926  0.3566
SPALA_B     -3.145e+00  1.303e+00  -2.414  0.0175 *
SPALA_N     -3.482e+00  1.971e+00  -1.767  0.0802 .
SPARA_BR    -1.074e-01  1.236e+00  -0.087  0.9310
SPARO_AU    -2.438e+00  2.270e+00  -1.074  0.2854
SPCED_LTB   2.066e+00  1.308e+00   1.580  0.1173
SPELE_ANG   2.265e+00  2.032e+00   1.115  0.2676
SPEUC_GLO  -9.041e-01  1.165e+00  -0.776  0.4396
SPPIN       1.186e+00  1.300e+00   0.912  0.3638
SPPINO      2.467e+00  1.931e+00   1.278  0.2042
SPQUI_SA    -2.891e+00  1.989e+00  -1.453  0.1491
SPROB_PSEU -2.408e+00  1.176e+00  -2.047  0.0432 *
SPSAL_BAB   -3.740e+00  1.669e+00  -2.241  0.0272 *
SPSEI       -2.846e+00  1.938e+00  -1.468  0.1450
SPTRA_FOR   -2.927e+00  1.529e+00  -1.914  0.0584 .
DAP         1.318e-02  8.615e-03   1.530  0.1291
ALTURA     3.876e-04  3.593e-04   1.079  0.2831
DIST_EDIF   8.442e-07  7.795e-06   0.108  0.9140
DIST_AV     2.492e-05  2.004e-05   1.244  0.2164
DIST_AGUA  -1.954e-05  2.930e-05  -0.667  0.5063
PERSONAS    5.870e-03  2.757e-03   2.129  0.0356 *
TOTAL_VIVI  -1.365e-02  8.407e-03  -1.624  0.1074
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 1.558 on 104 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.5303,    Adjusted R-squared:  0.4354
F-statistic: 5.591 on 21 and 104 DF,  p-value: 1.074e-09

```

```

Call: REG_G
lm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DE_65_MAS_ + DIST_EDIF, data = base)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-3.6953 -1.4106 -0.6968  0.7875  6.3753

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  6.293e-01  9.615e-01  0.655  0.51425
ALTURA      1.217e-03  4.498e-04  2.705  0.00804 **
DE_65_MAS_   1.033e-04  4.340e-03  0.024  0.98105
DIST_EDIF    -1.135e-05  8.092e-06  -1.402  0.16397
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 2.108 on 100 degrees of freedom
(22 observations deleted due to missingness)
Multiple R-squared:  0.07792, Adjusted R-squared:  0.05026
F-statistic: 2.817 on 3 and 100 DF, p-value: 0.04296

```

```

Call: REG_H
lm(formula = N_NIDOS ~ SP + ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI +
PERSONAS, data = base)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-5.2893 -0.8433 -0.1657  0.7580  4.5147

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  2.285e+00  1.400e+00  1.632  0.1056
SPALA_B      -3.079e+00  1.286e+00  -2.393  0.0184 *
SPALA_N      -2.883e+00  1.945e+00  -1.483  0.1411
SPARA_BR     -1.950e-02  1.239e+00  -0.016  0.9875
SPARO_AU     -1.176e+00  2.174e+00  -0.541  0.5897
SPCED_LIB    2.324e+00  1.279e+00  1.816  0.0721 .
SPELE_ANG    2.888e+00  1.917e+00  1.507  0.1349
SPEUC_GLO   -1.059e+00  1.166e+00  -0.908  0.3657
SPPIN        1.140e+00  1.295e+00  0.880  0.3806
SPPINO       2.413e+00  1.936e+00  1.246  0.2154
SPQUI_SA     -2.131e+00  1.942e+00  -1.097  0.2749
SPROB_PSEU  -2.147e+00  1.163e+00  -1.847  0.0676 .
SPSAL_BAB   -3.001e+00  1.628e+00  -1.844  0.0680 .
SPSEI        -2.491e+00  1.930e+00  -1.291  0.1996
SPTRA_FOR    -2.273e+00  1.460e+00  -1.556  0.1226
ALTURA      4.991e-04  3.498e-04  1.427  0.1566
DIST_AGUA    -2.127e-05  2.324e-05  -0.915  0.3622
TOTAL_VIVI   -1.124e-02  8.259e-03  -1.360  0.1765
PERSONAS     5.106e-03  2.715e-03  1.881  0.0627 .
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 1.562 on 107 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.5139, Adjusted R-squared:  0.4321
F-statistic: 6.285 on 18 and 107 DF, p-value: 3.083e-10

```

```

Call: REG_I
lm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS,
data = base)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-3.1939 -1.3059 -0.8593  0.8608  5.6024

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  3.860e-01  7.526e-01  0.513  0.60896
ALTURA      9.627e-04  3.276e-04  2.938  0.00395 **
DIST_AGUA    -1.871e-05  2.250e-05  -0.832  0.40728
TOTAL_VIVI   -9.252e-03  8.655e-03  -1.069  0.28722
PERSONAS     4.036e-03  2.798e-03  1.443  0.15170
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 2 on 121 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.09938, Adjusted R-squared:  0.0696
F-statistic: 3.338 on 4 and 121 DF, p-value: 0.01247

```

```

Call: REG_J
lm(formula = N_NIDOS ~ DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA +
TOTAL_VIVI, data = base)

Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-3.0305 -1.2887 -0.7550  0.8757  6.1205

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  5.128e-01  1.006e+00  0.510  0.61132
DAP          -5.559e-03  8.558e-03  -0.650  0.51720
ALTURA      9.840e-04  3.376e-04  2.915  0.00425 **
DIST_EDIF    -1.701e-06  8.674e-06  -0.196  0.84484
DIST_AV       1.331e-05  2.239e-05  0.594  0.55335
DIST_AGUA    -1.258e-05  2.814e-05  -0.447  0.65577
TOTAL_VIVI    2.862e-03  1.749e-03  1.637  0.10433
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 2.027 on 119 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.09018, Adjusted R-squared:  0.0443
F-statistic: 1.966 on 6 and 119 DF, p-value: 0.07589

```

ANEXO D: Combinacion analizadas con el Modelo Lineal Generalizado (GML)

```

Call: glm_A
glm(formula = N_NIDOS ~ ., data = base[, -(1:6, 13, 15, 17,
19, 21:23, 25:26, 32:33)])

Deviance Residuals:
  Min   1Q Median   3Q   Max
-5.6251 -0.7715 -0.1765  0.8267  2.9228
Coefficients: (1 not defined because of singularities)
      Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  1.276e+00  1.851e+00  0.690  0.4926
SPALA_B     -3.078e+00  1.632e+00 -1.885  0.0634 .
SPARA_BR    1.956e+00  1.553e+00  1.259  0.2119
SPARA_BU   -1.955e+00  1.453e+00 -1.345  0.1828
SPARO_AU   -1.902e+00  2.755e+00 -0.690  0.4921
SPCED_LIB  1.746e+00  1.558e+00  1.121  0.2661
SPELE_ANG  2.064e+00  2.288e+00  0.902  0.3702
SPEUC_GLO  -1.150e+00  1.449e+00 -0.793  0.4302
SPPIN      1.355e+00  1.585e+00  0.855  0.3955
SPQUI_SA   -3.059e+00  2.215e+00 -1.381  0.1715
SPROB_PSEU -2.213e+00  1.449e+00 -1.528  0.1310
SPSAL_BAB  -4.171e+00  1.796e+00 -2.322  0.0230 *
SPSEI     -3.054e+00  2.117e+00 -1.443  0.1535
SPTRA_FOR  -2.867e+00  1.778e+00 -1.613  0.1111
EST_SANSANO 3.035e-01  4.633e-01  0.655  0.5146
DAP        1.201e-02  1.170e-02  1.027  0.3080
ALTURA    6.219e-04  5.445e-04  1.142  0.2572
D_COPA     -3.142e-05  1.969e-04 -0.160  0.8737
DIST_ARB   -1.041e-05  1.666e-05 -0.625  0.5340
DIST_EDIF  -2.015e-08  1.030e-05 -0.002  0.9984
DIST_AGUA  -3.526e-05  4.151e-05 -0.850  0.3984
DIST_AV    2.897e-05  2.704e-05  1.071  0.2876
PERSONAS   4.422e-04  1.640e-02  0.027  0.9786
DE_0_A_5_A -2.390e-03  2.823e-02 -0.085  0.9327
DE_6_A_14_ 9.377e-03  2.362e-02  0.397  0.6926
DE_15_A_64 1.337e-02  1.820e-02  0.735  0.4649
DE_65_MAS_  NA      NA      NA      NA
TOTAL_VIVI -3.053e-02  1.174e-02 -2.600  0.0113 *
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1
(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 2.390537)
Null deviance: 474.32 on 98 degrees of freedom
Residual deviance: 172.12 on 72 degrees of freedom
(27 observations deleted due to missingness)
AIC: 391.7
Number of Fisher Scoring iterations: 2
Analysis of Deviance Table
Model: gaussian, link: identity
Response: N_NIDOS
Terms added sequentially (first to last)

      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev   F    Pr(>F)
NULL                98    474.32
SP      13  258.528    85    215.80 8.3190 6.192e-10 ***
EST_SAN  3   6.304    84    209.49 2.6371 0.10877
DAP     1   1.163    83    208.33 0.4864 0.48779
ALTURA  1   0.344    82    207.98 0.1438 0.70562
D_COPA  1   0.040    81    207.94 0.0166 0.89771
DIST_ARB  1   0.738    80    207.21 0.3089 0.58010
DIST_EDIF  1   1.140    79    206.07 0.4769 0.49206
DIST_AGUA  1   0.474    78    205.59 0.1984 0.65734
DIST_AV   1   1.159    77    204.43 0.4848 0.48848
PERSONAS  1   5.451    76    198.98 2.2803 0.13540
DE_0_A_5_A  1   1.324    75    197.66 0.5537 0.45923
DE_6_A_14_  1   1.542    74    196.12 0.6451 0.42453
DE_15_A_64  1   7.835    73    188.28 3.2774 0.07441 .
DE_65_MAS_  0   0.000    73    188.28
TOTAL_VIVI  1  16.163    72    172.12 6.7612 0.01130 *
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

Call: glm_B
glm(formula = N_NIDOS ~ SP + EST_SAN + DAP + ALTURA + DIST_EDIF +
DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI, data = base)

Deviance Residuals:
  Min   1Q Median   3Q   Max
-5.4146 -0.8189 -0.1000  0.8323  4.4751
Coefficients:
      Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  1.446e+00  1.856e+00  0.779  0.4378
SPALA_B     -2.974e+00  1.329e+00 -2.238  0.0274 *
SPALA_N    -3.532e+00  1.981e+00 -1.783  0.0775 .
SPARA_BR    -2.653e-01  1.257e+00 -0.211  0.8333
SPARA_BU   -2.429e+00  1.345e+00 -1.806  0.0739 .
SPARO_AU   -3.468e+00  2.342e+00 -1.481  0.1417
SPCED_LIB  2.047e+00  1.336e+00  1.532  0.1285
SPELE_ANG  2.299e+00  2.058e+00  1.117  0.2665
SPEUC_GLO  -1.437e+00  1.170e+00 -1.228  0.2221
SPPIN      1.303e+00  1.303e+00  0.999  0.3200
SPQUI_SA   -3.513e+00  1.999e+00 -1.757  0.0819 .
SPROB_PSEU -2.799e+00  1.179e+00 -2.375  0.0194 *
SPSAL_BAB  -3.787e+00  1.684e+00 -2.248  0.0267 *
SPSEI     -3.291e+00  1.951e+00 -1.687  0.0947 .
SPTRA_FOR  -3.435e+00  1.565e+00 -2.195  0.0304 *
EST_SANPRO_ME 1.103e+00  1.395e+00  0.791  0.4311
EST_SANSANO  1.445e+00  1.340e+00  1.079  0.2833
EST_SANSENE 1.638e+00  2.239e+00  0.732  0.4661
DAP        1.085e-02  8.934e-03  1.215  0.2272
ALTURA    1.099e-04  3.523e-04  0.312  0.7557
DIST_EDIF  -8.922e-07  8.273e-06 -0.108  0.9143
DIST_AV    1.298e-05  2.016e-05  0.644  0.5211
DIST_AGUA  -1.153e-06  3.166e-05 -0.036  0.9710
TOTAL_VIVI  2.817e-03  1.656e-03  1.701  0.0921 .
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 2.420681)

Null deviance: 537.30 on 125 degrees of freedom
Residual deviance: 246.91 on 102 degrees of freedom
AIC: 492.34
Number of Fisher Scoring iterations: 2
Analysis of Deviance Table
Model: gaussian, link: identity
Response: N_NIDOS
Terms added sequentially (first to last)

      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev   F    Pr(>F)
NULL                125    537.30
SP      14  266.203    111   271.10 7.8550 4.971e-11 ***
EST_SAN  3  11.701    108   259.40 1.6112 0.19140
DAP     1   3.005    107   256.39 1.2414 0.26783
ALTURA  1   0.151    106   256.24 0.0624 0.80328
DIST_EDIF  1   0.704    105   255.54 0.2907 0.59096
DIST_AV   1   1.453    104   254.09 0.6004 0.44021
DIST_AGUA  1   0.176    103   253.91 0.0726 0.78814
TOTAL_VIVI  1   7.000    102   246.91 2.8918 0.09208 .
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

Call: glm_C
glm(formula = N_NIDOS ~ PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ +
  DE_15_A_64 + DE_65_MAS_, data = base)

Deviance Residuals:
  Min    1Q  Median    3Q   Max
-3.7289 -1.4760 -0.8421  0.8418  6.5169

Coefficients: (1 not defined because of singularities)
      Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  2.0465186  0.3404710  6.011 3.49e-08 ***
PERSONAS    -0.0155603  0.0134238 -1.159  0.249
DE_0_A_5_A  -0.0003746  0.0297402 -0.013  0.990
DE_6_A_14_   0.0392077  0.0223008  1.758  0.082 .
DE_15_A_64   0.0175570  0.0182306  0.963  0.338
DE_65_MAS_   NA         NA         NA     NA
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 4.504025)

Null deviance: 474.32 on 98 degrees of freedom
Residual deviance: 423.38 on 94 degrees of freedom
(27 observations deleted due to missingness)
AIC: 436.81
Number of Fisher Scoring iterations: 2
Analysis of Deviance Table
Model: gaussian, link: identity
Response: N_NIDOS
Terms added sequentially (first to last)

      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev   F Pr(>F)
NULL                98    474.32
PERSONAS  1  13.8777    97    460.45 3.0812 0.08246 .
DE_0_A_5_A 1  21.3673    96    439.08 4.7440 0.03190 *
DE_6_A_14_ 1  11.5225    95    427.56 2.5583 0.11308
DE_15_A_64 1   4.1773    94    423.38 0.9275 0.33799
DE_65_MAS_ 0  0.0000    94    423.38
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

Call: glm_D
glm(formula = N_NIDOS ~ SP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA +
  TOTAL_VIVI, data = base)

Deviance Residuals:
  Min    1Q  Median    3Q   Max
-5.3709 -0.8872 -0.1846  0.7901  4.1770

Coefficients:
      Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  2.934e+00  1.394e+00  2.105  0.0377 *
SPALA_B     -2.817e+00  1.296e+00 -2.174  0.0319 *
SPALA_N     -3.182e+00  1.958e+00 -1.625  0.1070
SPARA_BR    -1.827e-01  1.207e+00 -0.151  0.8800
SPARA_BU    -2.148e+00  1.316e+00 -1.632  0.1056
SPARO_AU    -1.977e+00  2.185e+00 -0.905  0.3674
SPCED_LIB   2.315e+00  1.298e+00  1.783  0.0774 .
SPELE_ANG   3.084e+00  1.951e+00  1.580  0.1170
SPEUC_GLO  -1.278e+00  1.153e+00 -1.108  0.2702
SPPIN       1.371e+00  1.269e+00  1.081  0.2823
SPQUI_SA   -2.644e+00  1.919e+00 -1.378  0.1712
SPROB_PSEU -2.442e+00  1.147e+00 -2.130  0.0355 *
SPSAL_BAB  -3.136e+00  1.632e+00 -1.921  0.0574 .
SPSEI      -2.743e+00  1.915e+00 -1.432  0.1550
SPTRA_FOR  -2.740e+00  1.480e+00 -1.851  0.0670 .
ALTURA     3.026e-04  3.350e-04  0.903  0.3685
DIST_EDIF  -1.242e-06  7.704e-06 -0.161  0.8722
DIST_AV     8.863e-06  1.966e-05  0.451  0.6531
DIST_AGUA  -1.378e-05  2.891e-05 -0.477  0.6345
TOTAL_VIVI  3.296e-03  1.572e-03  2.097  0.0384 *
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 2.411812)

Null deviance: 537.30 on 125 degrees of freedom
Residual deviance: 255.65 on 106 degrees of freedom
AIC: 488.72
Number of Fisher Scoring iterations: 2
Analysis of Deviance Table
Model: gaussian, link: identity
Response: N_NIDOS
Terms added sequentially (first to last)

      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev   F Pr(>F)
NULL                125    537.30
SP      14  266.203    111    271.10 7.8839 3.334e-11 ***
ALTURA  1   1.773    110    269.33 0.7352 0.39314
DIST_EDIF 1   2.034    109    267.29 0.8432 0.36056
DIST_AV    1   0.857    108    266.43 0.3555 0.55227
DIST_AGUA  1   0.176    107    266.26 0.0728 0.78779
TOTAL_VIVI 1  10.607    106    255.65 4.3979 0.03836 *
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

Call: glm_E
glm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS +
  DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_, data = base)

Deviance Residuals:
  Min    1Q  Median    3Q   Max
-3.3261 -1.3649 -0.5792  1.0001  6.7445

Coefficients: (1 not defined because of singularities)
             Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 7.375e-01  9.336e-01  0.790  0.4316
ALTURA      1.113e-03  4.592e-04  2.424  0.0173 *
DIST_AGUA    -7.070e-05  2.881e-05 -2.454  0.0160 *
TOTAL_VIVI   5.580e-03  1.036e-02  0.539  0.5915
PERSONAS    -2.793e-02  1.634e-02 -1.710  0.0907 .
DE_0_A_5_A   1.040e-02  2.897e-02  0.359  0.7204
DE_6_A_14_   4.792e-02  2.440e-02  1.964  0.0526 .
DE_15_A_64   2.959e-02  1.946e-02  1.521  0.1317
DE_65_MAS_   NA         NA         NA     NA
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 4.190395)

Null deviance: 474.32 on 98 degrees of freedom
Residual deviance: 381.33 on 91 degrees of freedom
(27 observations deleted due to missingness)
AIC: 432.45
Number of Fisher Scoring iterations: 2
Analysis of Deviance Table
Model: gaussian, link: identity
Response: N_NIDOS
Terms added sequentially (first to last)

      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev    F Pr(>F)
NULL                98      474.32
ALTURA  1 25.5080   97  448.82 6.0872 0.01549 *
DIST_AGUA 1 12.9584   96  435.86 3.0924 0.08202 .
TOTAL_VIVI 1 3.9614   95  431.90 0.9453 0.33348
PERSONAS  1 8.9243   94  422.97 2.1297 0.14791
DE_0_A_5_A 1 22.2107   93  400.76 5.3004 0.02360 *
DE_6_A_14_ 1  9.7412   92  391.02 2.3246 0.13081
DE_15_A_64 1  9.6934   91  381.33 2.3132 0.13174
DE_65_MAS_0 0.0000   91  381.33
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

Call: glm_F
Call:
glm(formula = N_NIDOS ~ SP + DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV +
  DIST_AGUA + PERSONAS + TOTAL_VIVI, data = base)

Deviance Residuals:
  Min    1Q  Median    3Q   Max
-5.3966 -0.8122 -0.0813  0.7663  3.3230

Coefficients:
             Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 1.169e+00  1.431e+00  0.817  0.41557
SPALA_B     -3.057e+00  1.242e+00 -2.462  0.01545 *
SPALA_N     -3.433e+00  1.878e+00 -1.827  0.07049 .
SPARA_BR    1.135e+00  1.236e+00  0.918  0.36084
SPARA_BU    -1.688e+00  1.268e+00 -1.332  0.18592
SPARO_AU    -1.905e+00  2.169e+00 -0.878  0.38184
SPCED_LIB   2.116e+00  1.246e+00  1.698  0.09257 .
SPELE_ANG   2.237e+00  1.936e+00  1.156  0.25045
SPEUC_GLO   -7.950e-01  1.111e+00 -0.716  0.47581
SPPIN       1.364e+00  1.215e+00  1.123  0.26417
SPQUI_SA    -2.636e+00  1.897e+00 -1.390  0.16764
SPROB_PSEU  -2.178e+00  1.123e+00 -1.939  0.05517 .
SPSAL_BAB   -3.649e+00  1.591e+00 -2.294  0.02381 *
SPSEI       -2.703e+00  1.847e+00 -1.463  0.14648
SPTRA_FOR   -2.634e+00  1.460e+00 -1.804  0.07416 .
DAP         1.274e-02  8.208e-03  1.552  0.12380
ALTURA     4.962e-04  3.437e-04  1.444  0.15189
DIST_EDIF   1.113e-06  7.414e-06  0.150  0.88097
DIST_AV     2.091e-05  1.912e-05  1.093  0.27675
DIST_AGUA   -2.741e-05  2.795e-05 -0.980  0.32913
PERSONAS    8.800e-03  2.777e-03  3.169  0.00201 **
TOTAL_VIVI  -2.322e-02  8.535e-03 -2.721  0.00764 **
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 2.203364)

Null deviance: 537.30 on 125 degrees of freedom
Residual deviance: 229.15 on 104 degrees of freedom
AIC: 478.93
Number of Fisher Scoring iterations: 2
Analysis of Deviance Table
Model: gaussian, link: identity
Response: N_NIDOS
Terms added sequentially (first to last)

      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev    F Pr(>F)
NULL                125      537.30
SP      14 266.203   111  271.10 8.6297 4.2e-12 ***
DAP     1  4.949   110  266.15 2.2461 0.136984
ALTURA 1  0.640   109  265.51 0.2904 0.591143
DIST_EDIF 1 1.531   108  263.98 0.6949 0.406408
DIST_AV  1 1.268   107  262.71 0.5757 0.449721
DIST_AGUA 1 0.176   106  262.53 0.0798 0.778122
PERSONAS 1 17.074   105  245.46 7.7491 0.006385 **
TOTAL_VIVI 1 16.311   104  229.15 7.4027 0.007636 **
---
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

Call: glm_G
Call:
glm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DE_65_MAS_ + DIST_EDIF, data = base)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-3.6953 -1.4106 -0.6968  0.7875  6.3753

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 6.293e-01  9.615e-01  0.655 0.51425
ALTURA     1.217e-03  4.498e-04  2.705 0.00804 **
DE_65_MAS_  1.033e-04  4.340e-03  0.024 0.98105
DIST_EDIF   -1.135e-05  8.092e-06 -1.402 0.16397
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 4.444069)

Null deviance: 481.96 on 103 degrees of freedom
Residual deviance: 444.41 on 100 degrees of freedom
(22 observations deleted due to missingness)
AIC: 456.18
Number of Fisher Scoring iterations: 2
Analysis of Deviance Table
Model: gaussian, link: identity
Response: N_NIDOS
Terms added sequentially (first to last)

      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev    F Pr(>F)
NULL                103    481.96
ALTURA  1  27.947    102    454.01 6.2885 0.01376 *
DE_65_MAS_ 1  0.871    101    453.14 0.1960 0.65893
DIST_EDIF  1  8.737    100    444.41 1.9660 0.16397
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

Call: glm_H
Call:
glm(formula = N_NIDOS ~ SP + ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI +
PERSONAS, data = base)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-5.3290 -0.8196 -0.1239  0.8009  3.6827

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 1.979e+00  1.335e+00  1.482 0.14127
SPALA_B     -2.977e+00  1.224e+00 -2.432 0.01666 *
SPALA_N     -2.904e+00  1.850e+00 -1.569 0.11951
SPARA_BR    1.248e+00  1.236e+00  1.010 0.31492
SPARA_BU    -1.651e+00  1.269e+00 -1.301 0.19619
SPARO_AU    -7.458e-01  2.073e+00 -0.360 0.71966
SPCED_LIB   2.363e+00  1.218e+00  1.941 0.05488 .
SPELE_ANG   2.882e+00  1.824e+00  1.580 0.11696
SPEUC_GLO   -9.300e-01  1.110e+00 -0.838 0.40393
SPPIN       1.307e+00  1.210e+00  1.080 0.28249
SPQUI_SA    -1.907e+00  1.849e+00 -1.031 0.30472
SPROB_PSEU  -1.915e+00  1.108e+00 -1.727 0.08701 .
SPSAL_BAB   -2.971e+00  1.549e+00 -1.918 0.05776 .
SPSEI       -2.357e+00  1.837e+00 -1.283 0.20229
SPTRA_FOR   -2.011e+00  1.392e+00 -1.444 0.15153
ALTURA     6.067e-04  3.342e-04  1.815 0.07226 .
DIST_AGUA   -2.836e-05  2.220e-05 -1.278 0.20418
TOTAL_VIVI  -2.144e-02  8.431e-03 -2.543 0.01241 *
PERSONAS    8.227e-03  2.747e-03  2.995 0.00341 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 2.210231)

Null deviance: 537.30 on 125 degrees of freedom
Residual deviance: 236.49 on 107 degrees of freedom
AIC: 476.91
Number of Fisher Scoring iterations: 2
Analysis of Deviance Table
Model: gaussian, link: identity
Response: N_NIDOS
Terms added sequentially (first to last)

      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev    F Pr(>F)
NULL                125    537.30
SP      14 266.203    111    271.10 8.6029 3.496e-12 ***
ALTURA  1  1.773    110    269.33 0.8023 0.372431
DIST_AGUA 1  1.272    109    268.05 0.5756 0.449728
TOTAL_VIVI 1 11.732    108    256.32 5.3080 0.023160 *
PERSONAS  1 19.827    107    236.49 8.9706 0.003409 **
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

Call: glm_
Call:
glm(formula = N_NIDOS ~ ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS,
    data = base)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-3.1939 -1.3059 -0.8593  0.8608  5.6024

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  3.860e-01  7.526e-01  0.513  0.60896
ALTURA      9.627e-04  3.276e-04  2.938  0.00395 **
DIST_AGUA   -1.871e-05  2.250e-05 -0.832  0.40728
TOTAL_VIVI  -9.252e-03  8.655e-03 -1.069  0.28722
PERSONAS    4.036e-03  2.798e-03  1.443  0.15170
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 3.999227)

    Null deviance: 537.30 on 125 degrees of freedom
Residual deviance: 483.91 on 121 degrees of freedom
AIC: 539.12
Number of Fisher Scoring iterations: 2
Analysis of Deviance Table
Model: gaussian, link: identity
Response: N_NIDOS
Terms added sequentially (first to last)

      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev    F Pr(>F)
NULL                125    537.30
ALTURA  1  28.0822   124   509.22 7.0219 0.009128 **
DIST_AGUA 1  4.7698   123   504.45 1.1927 0.276957
TOTAL_VIVI 1 12.2197   122   492.23 3.0555 0.083000 .
PERSONAS  1  8.3234   121   483.91 2.0812 0.151702
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

```

Call: glm_J
Call:
glm(formula = N_NIDOS ~ DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV +
    DIST_AGUA + TOTAL_VIVI, data = base)

Deviance Residuals:
    Min       1Q   Median       3Q      Max
-3.0305 -1.2887 -0.7550  0.8757  6.1205

Coefficients:
            Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)  5.128e-01  1.006e+00  0.510  0.61132
DAP          -5.559e-03  8.558e-03 -0.650  0.51720
ALTURA      9.840e-04  3.376e-04  2.915  0.00425 **
DIST_EDIF   -1.701e-06  8.674e-06 -0.196  0.84484
DIST_AV     1.331e-05  2.239e-05  0.594  0.55335
DIST_AGUA   -1.258e-05  2.814e-05 -0.447  0.65577
TOTAL_VIVI  2.862e-03  1.749e-03  1.637  0.10433
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 4.10798)

    Null deviance: 537.30 on 125 degrees of freedom
Residual deviance: 488.85 on 119 degrees of freedom
AIC: 544.4
Number of Fisher Scoring iterations: 2
Analysis of Deviance Table
Model: gaussian, link: identity
Response: N_NIDOS
Terms added sequentially (first to last)

      Df Deviance Resid. Df Resid. Dev    F Pr(>F)
NULL                125    537.30
DAP      1  0.0602   124   537.24 0.0146 0.903872
ALTURA  1 28.4405   123   508.80 6.9232 0.009635 **
DIST_EDIF 1  4.4229   122   504.38 1.0767 0.301549
DIST_AV   1  2.2904   121   502.09 0.5576 0.456718
DIST_AGUA 1  2.2334   120   499.85 0.5437 0.462370
TOTAL_VIVI 1 11.0045   119   488.85 2.6788 0.104334
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

```

ANEXO E: Combinación analizadas con el el modelo aditivo generalizado (GAM)

A
 Family: gaussian
 Link function: identity

Formula:
 N_NIDOS ~ SP + EST_SAN + DAP + ALTURA + D_COPA + DIST_ARB + DIST_EDIF + DIST_AGUA + DIST_AV + PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_ + TOTAL_VIVI

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.276e+00	1.851e+00	0.690	0.4926
SPALA_B	-3.078e+00	1.632e+00	-1.885	0.0634 .
SPARA_BR	1.956e+00	1.553e+00	1.259	0.2119
SPARA_BU	-1.955e+00	1.453e+00	-1.345	0.1828
SPARO_AU	-1.902e+00	2.755e+00	-0.690	0.4921
SPCED_LIB	1.746e+00	1.558e+00	1.121	0.2661
SPELE_ANG	2.064e+00	2.288e+00	0.902	0.3702
SPEUC_GLO	-1.150e+00	1.449e+00	-0.793	0.4302
SPPIN	1.355e+00	1.585e+00	0.855	0.3955
SPQUI_SA	-3.059e+00	2.215e+00	-1.381	0.1715
SPROB_PSEU	-2.213e+00	1.449e+00	-1.528	0.1310
SPSAL_BAB	-4.171e+00	1.796e+00	-2.322	0.0230 *
SPSEI	-3.054e+00	2.117e+00	-1.443	0.1535
SPTRA_FOR	-2.867e+00	1.778e+00	-1.613	0.1111
EST_SANSANO	3.035e-01	4.633e-01	0.655	0.5146
DAP	1.201e-02	1.170e-02	1.027	0.3080
ALTURA	6.219e-04	5.445e-04	1.142	0.2572
D_COPA	-3.142e-05	1.969e-04	-0.160	0.8737
DIST_ARB	-1.041e-05	1.666e-05	-0.625	0.5340
DIST_EDIF	-2.015e-08	1.030e-05	-0.002	0.9984
DIST_AGUA	-3.526e-05	4.151e-05	-0.850	0.3984
DIST_AV	2.897e-05	2.704e-05	1.071	0.2876
PERSONAS	4.425e-03	6.163e-03	0.718	0.4750
DE_0_A_5_A	-6.373e-03	2.483e-02	-0.257	0.7982
DE_6_A_14_	5.394e-03	2.065e-02	0.261	0.7947
DE_15_A_64	9.388e-03	8.803e-03	1.066	0.2898
DE_65_MAS_	-3.983e-03	1.152e-02	-0.346	0.7305
TOTAL_VIVI	-3.053e-02	1.174e-02	-2.600	0.0113 *

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

Rank: 27/28
 R-sq.(adj) = 0.506 Deviance explained = 63.7%
 GCV = 3.287 Scale est. = 2.3905 n = 99

B
 Family: gaussian
 Link function: identity

Formula:
 N_NIDOS ~ SP + EST_SAN + DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.446e+00	1.856e+00	0.779	0.4378
SPALA_B	-2.974e+00	1.329e+00	-2.238	0.0274 *
SPALA_N	-3.532e+00	1.981e+00	-1.783	0.0775 .
SPARA_BR	-2.653e-01	1.257e+00	-0.211	0.8333
SPARA_BU	-2.429e+00	1.345e+00	-1.806	0.0739 .
SPARO_AU	-3.468e+00	2.342e+00	-1.481	0.1417
SPCED_LIB	2.047e+00	1.336e+00	1.532	0.1285
SPELE_ANG	2.299e+00	2.058e+00	1.117	0.2665
SPEUC_GLO	-1.437e+00	1.170e+00	-1.228	0.2221
SPPIN	1.303e+00	1.303e+00	0.999	0.3200
SPQUI_SA	-3.513e+00	1.999e+00	-1.757	0.0819 .
SPROB_PSEU	-2.799e+00	1.179e+00	-2.375	0.0194 *
SPSAL_BAB	-3.787e+00	1.684e+00	-2.248	0.0267 *
SPSEI	-3.291e+00	1.951e+00	-1.687	0.0947 .
SPTRA_FOR	-3.435e+00	1.565e+00	-2.195	0.0304 *
EST_SANPRO_ME	1.103e+00	1.395e+00	0.791	0.4311
EST_SANSANO	1.445e+00	1.340e+00	1.079	0.2833
EST_SANSENES	1.638e+00	2.239e+00	0.732	0.4661
DAP	1.085e-02	8.934e-03	1.215	0.2272
ALTURA	1.099e-04	3.523e-04	0.312	0.7557
DIST_EDIF	-8.922e-07	8.273e-06	-0.108	0.9143
DIST_AV	1.298e-05	2.016e-05	0.644	0.5211
DIST_AGUA	-1.153e-06	3.166e-05	-0.036	0.9710
TOTAL_VIVI	2.817e-03	1.656e-03	1.701	0.0921 .

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

R-sq.(adj) = 0.437 Deviance explained = 54%
 GCV = 2.9903 Scale est. = 2.4207 n = 126

c
 Family: gaussian
 Link function: identity

Formula:
 N_NIDOS ~ PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.046519	0.340471	6.011	3.49e-08 ***
PERSONAS	-0.001170	0.005396	-0.217	0.829
DE_0_A_5_A	-0.014765	0.027096	-0.545	0.587
DE_6_A_14_	0.024818	0.022869	1.085	0.281
DE_15_A_64	0.003167	0.010174	0.311	0.756
DE_65_MAS_	-0.014390	0.009170	-1.569	0.120

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

Rank: 5/6
 R-sq.(adj) = 0.0694 Deviance explained = 10.7%
 GCV = 4.7436 Scale est. = 4.504 n = 99

D
 Family: gaussian
 Link function: identity

Formula:
 N_NIDOS ~ SP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.934e+00	1.394e+00	2.105	0.0377 *
SPALA_B	-2.817e+00	1.296e+00	-2.174	0.0319 *
SPALA_N	-3.182e+00	1.958e+00	-1.625	0.1070
SPARA_BR	-1.827e-01	1.207e+00	-0.151	0.8800
SPARA_BU	-2.148e+00	1.316e+00	-1.632	0.1056
SPARO_AU	-1.977e+00	2.185e+00	-0.905	0.3674
SPCED_LIB	2.315e+00	1.298e+00	1.783	0.0774 .
SPELE_ANG	3.084e+00	1.951e+00	1.580	0.1170
SPEUC_GLO	-1.278e+00	1.153e+00	-1.108	0.2702
SPPIN	1.371e+00	1.269e+00	1.081	0.2823
SPQUI_SA	-2.644e+00	1.919e+00	-1.378	0.1712
SPTROB_PSEU	-2.442e+00	1.147e+00	-2.130	0.0355 *
SPSAL_BAB	-3.136e+00	1.632e+00	-1.921	0.0574 .
SPSEI	-2.743e+00	1.915e+00	-1.432	0.1550
SPTRA_FOR	-2.740e+00	1.480e+00	-1.851	0.0670 .
ALTURA	3.026e-04	3.350e-04	0.903	0.3685
DIST_EDIF	-1.242e-06	7.704e-06	-0.161	0.8722
DIST_AV	8.863e-06	1.966e-05	0.451	0.6531
DIST_AGUA	-1.378e-05	2.891e-05	-0.477	0.6345
TOTAL_VIVI	3.296e-03	1.572e-03	2.097	0.0384 *

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

R-sq.(adj) = 0.439 Deviance explained = 52.4%
 GCV = 2.8669 Scale est. = 2.4118 n = 126

E
 Family: gaussian
 Link function: identity

Formula:
 N_NIDOS ~ ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS + DE_0_A_5_A + DE_6_A_14_ + DE_15_A_64 + DE_65_MAS_

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	7.375e-01	9.336e-01	0.790	0.4316
ALTURA	1.113e-03	4.592e-04	2.424	0.0173 *
DIST_AGUA	-7.070e-05	2.881e-05	-2.454	0.0160 *
TOTAL_VIVI	5.580e-03	1.036e-02	0.539	0.5915
PERSONAS	-4.764e-03	6.613e-03	-0.721	0.4731
DE_0_A_5_A	-1.277e-02	2.695e-02	-0.474	0.6368
DE_6_A_14_	2.475e-02	2.287e-02	1.082	0.2821
DE_15_A_64	6.424e-03	1.011e-02	0.635	0.5268
DE_65_MAS_	-2.317e-02	1.068e-02	-2.169	0.0327 *

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

Rank: 8/9
 R-sq.(adj) = 0.134 Deviance explained = 19.6%
 GCV = 4.5588 Scale est. = 4.1904 n = 9

f
 Family: gaussian
 Link function: identity

Formula:
 N_NIDOS ~ SP + DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + PERSONAS + TOTAL_VIVI

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.169e+00	1.431e+00	0.817	0.41557
SPALA_B	-3.057e+00	1.242e+00	-2.462	0.01545 *
SPALA_N	-3.433e+00	1.878e+00	-1.827	0.07049 .
SPARA_BR	1.135e+00	1.236e+00	0.918	0.36084
SPARA_BU	-1.688e+00	1.268e+00	-1.332	0.18592
SPARO_AU	-1.905e+00	2.169e+00	-0.878	0.38184
SPCED_LIB	2.116e+00	1.246e+00	1.698	0.09257 .
SPELE_ANG	2.237e+00	1.936e+00	1.156	0.25045
SPEUC_GLO	-7.950e-01	1.111e+00	-0.716	0.47581
SPPIN	1.364e+00	1.215e+00	1.123	0.26417
SPQUI_SA	-2.636e+00	1.897e+00	-1.390	0.16764
SPTROB_PSEU	-2.178e+00	1.123e+00	-1.939	0.05517 .
SPSAL_BAB	-3.649e+00	1.591e+00	-2.294	0.02381 *
SPSEI	-2.703e+00	1.847e+00	-1.463	0.14648
SPTRA_FOR	-2.634e+00	1.460e+00	-1.804	0.07416 .
DAP	1.274e-02	8.208e-03	1.552	0.12380
ALTURA	4.962e-04	3.437e-04	1.444	0.15189
DIST_EDIF	1.113e-06	7.414e-06	0.150	0.88097
DIST_AV	2.091e-05	1.912e-05	1.093	0.27675
DIST_AGUA	-2.741e-05	2.795e-05	-0.980	0.32913
PERSONAS	8.800e-03	2.777e-03	3.169	0.00201 **
TOTAL_VIVI	-2.322e-02	8.535e-03	-2.721	0.00764 **

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

R-sq.(adj) = 0.487 Deviance explained = 57.4%
 GCV = 2.6695 Scale est. = 2.2034 n = 12

G
 Family: gaussian
 Link function: identity

Formula:
 N_NIDOS ~ ALTURA + DE_65_MAS_ + DIST_EDIF

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	6.293e-01	9.615e-01	0.655	0.51425
ALTURA	1.217e-03	4.498e-04	2.705	0.00804 **
DE_65_MAS_	1.033e-04	4.340e-03	0.024	0.98105
DIST_EDIF	-1.135e-05	8.092e-06	-1.402	0.16397

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

R-sq.(adj) = 0.0503 Deviance explained = 7.79%
 GCV = 4.6218 Scale est. = 4.4441 n = 104

H
 Family: gaussian
 Link function: identity

Formula:
 N_NIDOS ~ SP + ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.979e+00	1.335e+00	1.482	0.14127
SPALA_B	-2.977e+00	1.224e+00	-2.432	0.01666 *
SPALA_N	-2.904e+00	1.850e+00	-1.569	0.11951
SPARA_BR	1.248e+00	1.236e+00	1.010	0.31492
SPARA_BU	-1.651e+00	1.269e+00	-1.301	0.19619
SPARO_AU	-7.458e-01	2.073e+00	-0.360	0.71966
SPCED_LIB	2.363e+00	1.218e+00	1.941	0.05488 .
SPELE_ANG	2.882e+00	1.824e+00	1.580	0.11696
SPEUC_GLO	-9.300e-01	1.110e+00	-0.838	0.40393
SPPIN	1.307e+00	1.210e+00	1.080	0.28249
SPQUI_SA	-1.907e+00	1.849e+00	-1.031	0.30472
SPROB_PSEU	-1.915e+00	1.108e+00	-1.727	0.08701 .
SPSAL_BAB	-2.971e+00	1.549e+00	-1.918	0.05776 .
SPSEI	-2.357e+00	1.837e+00	-1.283	0.20229
SPTRA_FOR	-2.011e+00	1.392e+00	-1.444	0.15153
ALTURA	6.067e-04	3.342e-04	1.815	0.07226 .
DIST_AGUA	-2.836e-05	2.220e-05	-1.278	0.20418
TOTAL_VIVI	-2.144e-02	8.431e-03	-2.543	0.01241 *
PERSONAS	8.227e-03	2.747e-03	2.995	0.00341 **

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

R-sq.(adj) = 0.486 Deviance explained = 56%
 GCV = 2.6027 Scale est. = 2.2102 n = 126

I
 Family: gaussian
 Link function: identity

Formula:
 N_NIDOS ~ ALTURA + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI + PERSONAS

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	3.860e-01	7.526e-01	0.513	0.60896
ALTURA	9.627e-04	3.276e-04	2.938	0.00395 **
DIST_AGUA	-1.871e-05	2.250e-05	-0.832	0.40728
TOTAL_VIVI	-9.252e-03	8.655e-03	-1.069	0.28722
PERSONAS	4.036e-03	2.798e-03	1.443	0.15170

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

R-sq.(adj) = 0.0696 Deviance explained = 9.94%
 GCV = 4.1645 Scale est. = 3.9992 n = 126

J
 Family: gaussian
 Link function: identity

Formula:
 N_NIDOS ~ DAP + ALTURA + DIST_EDIF + DIST_AV + DIST_AGUA + TOTAL_VIVI

Parametric coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	5.128e-01	1.006e+00	0.510	0.61132
DAP	-5.559e-03	8.558e-03	-0.650	0.51720
ALTURA	9.840e-04	3.376e-04	2.915	0.00425 **
DIST_EDIF	-1.701e-06	8.674e-06	-0.196	0.84484
DIST_AV	1.331e-05	2.239e-05	0.594	0.55335
DIST_AGUA	-1.258e-05	2.814e-05	-0.447	0.65577
TOTAL_VIVI	2.862e-03	1.749e-03	1.637	0.10433

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

R-sq.(adj) = 0.0443 Deviance explained = 9.02%
 GCV = 4.3496 Scale est. = 4.108 n = 126