Universidad Rey Juan Carlos

GRADO EN BIOLOGÍA

Curso Académico 2024/2025

Trabajo Fin de Grado

ESPECIES INVASORAS EN ZOOLÓGICOS: LA INVASIÓN COMO FACTOR DE PRESIÓN EXTERNO.

Autor: Yaiza López Peña

Tutores: María Mercedes Uscola Fernández y María Herranz Matesanz

Especies invasoras en zoológicos: la invasión como factor de presión externo.

1. RESUMEN 3

2. INTRODUCCIÓN 4

3. MATERIALES Y MÉTODOS 7

3.1 Área de estudio 7

3.2 Mapas de distribución del Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (GBIF) 8

3.3 Conteo de presencia de invasoras en el parque 8

3.4 Índice de invasividad 9

4. RESULTADOS 11

4.1 Presencia de las especies invasoras de estudio en el parque 11

4.2 Índice de invasividad de las especies 12

4.3 Mapas de distribución GBIF de la Península Ibérica 16

5. DISCUSIÓN 18

5.1 Invasividad en Faunia 18

5.2 Valoración del índice generado 19

5.3 Estrategias de actuación en Faunia 20

5.4 Medidas propuestas para la prevención y gestión de estas especies 20

6. CONCLUSIONES 22

7. LÍNEAS DE FUTURO 22

8. AGRADECIMIENTOS 23

9. BIBLIOGRAFÍA 23

1. RESUMEN

Los zoológicos han pasado de ser simples lugares de entretenimiento a convertirse en importantes centros de conservación de la biodiversidad y educación ambiental. Sin embargo, las especies invasoras representan un problema significativo, ya que su introducción puede generar graves problemas económicos y sanitarios. Este trabajo analiza el riesgo de invasión por especies invasoras externas en zoológicos, usando el parque Faunia de Madrid como caso de estudio. Para ello se desarrolló un índice de riesgo de invasión adaptado a zoológicos y se comparó con datos de presencia en el área de estudio. Se seleccionaron tres especies de aves invasoras con un alto impacto en la Comunidad de Madrid: *Myiopsitta monachus* (cotorra argentina), *Psittacula krameri* (cotorra de Kramer) y *Alopochen aegyptiaca* (ganso del Nilo). La especie que obtuvo los resultados más altos en el índice fue la cotorra argentina cuya presencia era nula en el parque, al igual que la cotorra de Kramer. Estos resultados podrían deberse a la falta de presión en el área cercana al parque, lo que evitaría que ambas cotorras se vean forzadas a invadir Faunia y, por lo tanto, no sientan la necesidad de expandirse hacia nuevas zonas. La especie invasora con mayor abundancia en Faunia fue el ganso del Nilo. Esta especie pese a no tener el resultado de invasividad más alto estaba muy presente en el parque ocupando la mayoría de su territorio, principalmente la zona de "El Lago", siendo esta una gran masa de agua ideal para su estabilización. El ganso del Nilo genera problemas graves en Faunia debido al aumento exponencial de su población en el parque, a su carácter territorial y a los gastos asociados a su gestión, ya que los parques están obligados a la investigación y control de especies invasoras. Para la gestión de esta especie se proponen varios métodos entre ellos la esterilización de individuos, la retirada de huevos y nidos y el aumento de especies autóctonas competidoras como el ánsar común (*Anser anser*)

Palabras clave: *Alopochen aegyptiaca (ganso del Nilo)*; Índice de invasión; *Myiopsitta monachus (cotorra argentina)*; *Psittacula krameri (cotorra de Kramer)*

2. INTRODUCCIÓN

Los zoológicos fueron inicialmente concebidos como una forma de entretenimiento, destinados a aquellas personas interesadas en conocer especies exóticas, sin necesidad de desplazarse (Tribe & Booth, 2003). Sin embargo, en los últimos 20 años la situación ha cambiado (Tribe & Booth, 2003). Los parques zoológicos han dejado de ser centros en los que lo primordial era observar al animal, sin tener en cuenta su bienestar (Cuadrado, 2013). Actualmente los zoológicos pertenecientes a federaciones nacionales actúan como centros de conservación de la biodiversidad (Tribe & Booth, 2003). El bienestar de los animales que viven en cautiverio es una de las principales preocupaciones de estos centros (Browning & Veit, 2021), proporcionándoles dietas adecuadas y hábitats idóneos mediante enriquecimiento ambiental (Young, 1997). Además, son centros de educación ambiental para las personas que residen en zonas urbanas (Miller et al., 2004).

Las especies invasoras son aquellas que colonizan un hábitat en el que previamente no estaban presentes, establecen una población y tienen la capacidad de propagarse. Pueden llegar a ese hábitat de manera intencionada o no (Sodhi & Ehrlich, 2010). Además suelen causar daños económicos, ambientales o perjudicar la salud humana, animal o vegetal, siendo dichos perjuicios superiores a los beneficios que estas especies pueden aportar (Beck et al., 2008). La presencia de invasoras puede generar graves daños a la fauna local, como portadores de enfermedades (Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico, 2023). Afectan también de manera directa a las especies nativas compitiendo por los recursos, llegando a disminuir sus poblaciones e incluso extinguiéndolas (Sol, 2014). La gestión de sus impactos tiene un alto costo económico, llegando a generar unos costes mundiales estimados en 430.000 millones de dólares anuales (MITECO, 2023).

La normativa actual prohíbe la tenencia y mantenimiento en zoológicos de especies que estén catalogadas como invasoras según cada país, a menos que sirvan con fines educativos o de investigación (Reglamento (CE) nº 338/97). A su vez estos zoos también tienen como función realizar labores de conservación, actuando como biobancos de material genético, enfocados en los gametos y embriones, para posibles estrategias de gestión de poblaciones (Zahmel et al., 2019). Es por ello que la presencia de especies consideradas invasoras en los zoológicos está muy reducida, pese a seguir estando presentes (Perdices et al., 2021). Para minimizar los riesgos

de escape e invasión del entorno las especies invasoras presentes en los zoológicos deben estar esterilizadas, identificadas y marcadas (Real Decreto 630/2013).

Por otro lado, se ha comprobado que en zonas urbanas se favorece el establecimiento y la propagación de estas especies (Borden & Flory, 2021). La facilidad de obtención de alimento y la escasez de depredadores en las zonas urbanas, provoca que dichas superficies sean más propensas a ser invadidas (Burger & Gochfeld, 2009). En especial, los zoológicos con grandes espacios abiertos y gran disponibilidad y diversidad de alimentos pueden ser zonas con un alto atractivo para las especies invasoras del entorno, convirtiéndolos en focos calientes de entrada de invasoras. Curiosamente, los zoológicos son responsables del bienestar de todo animal presente en sus instalaciones a través de la Directiva 199/22/CE, esto incluye a las especies invasoras que, pese a no formar parte del zoológico, al entrar en sus instalaciones deben controlar su proliferación y garantizar su bienestar. Por otro lado, la entrada de especies invasoras también afecta de manera directa a las especies presentes en el parque, compitiendo por recursos, provocando riesgos sanitarios y generando una presión que disminuye el bienestar de aquellos animales que habitan el parque, afectando al cumplimiento del compromiso con la Directiva.

Los índices de invasividad son modelos cuantitativos usados como herramienta para la detección temprana de especies invasoras (Caley et al., 2006). Incluyen preguntas acerca de la biología de las especies, cuyo objetivo es clasificarlas en potenciales invasoras o no. La creación de estos índices nos proporciona una información útil para la prevención de invasiones y todas las consecuencias que estas acarrean (Morisette et al., 2020). Se ha demostrado que los métodos de prevención de especies invasoras son los más efectivos, y los que menor gasto económico conllevan (Lorenzo, 2014).

La capacidad de invasión depende principalmente de la alta tasa reproductiva, la alta adaptabilidad a cambios en el ambiente y la facilidad de dispersión, principalmente (Devin & Beisel, 2007). Estas características se cumplen para la mayoría de las aves que han sido investigadas llegando a conocer hasta 70% de su biología en todo el mundo (Xiao et al., 2017). La dispersión de las aves también ha sido muy estudiada, destacando su gran adaptabilidad a nuevos entornos (Farner et al., 2012) y su capacidad de vuelo que facilita su movilidad en cualquier entorno y amplia distancia de desplazamiento (Tobalske, 2007). Es por ello por lo que en el presente estudio se escogieron especies de aves invasoras. En concreto se analizaron

Myiopsitta monachus (cotorra argentina), *Alopochen aegyptiaca* (ganso del Nilo) y *Psittacula krameri* (cotorra de Kramer), que actualmente son las más problematicas en el territorio de la Comunidad de Madrid (Comunidad de Madrid, 2018).

Actualmente existen múltiples estudios acerca del peligro de los núcleos zoológicos con respecto a los ecosistemas colindantes (Cassey & Hogg, 2015). Sin embargo, hasta la fecha no se han documentado casos de evaluaciones de especies invasoras de una región, hacia el interior de parques zoológicos. Este estudio analiza el impacto de las especies invasoras sobre Faunia, un zoológico situado en el distrito de Vicálvaro, Madrid (España). Faunia alberga gran diversidad de especies que habitan distintos ecosistemas bien diferenciados, desde espacios cerrados a zonas al aire libre. Algunos de estos espacios se encuentran incluso en contacto directo con los visitantes del parque (Esteban-Sánchez et al., 2024). Faunia, como zoológico, tiene como principales objetivos la conservación de especies, participando en diversos programas europeos de conservación de especies en peligro y la educación ambiental, lo que incluye la concienciación sobre especies en peligro de extinción.

El objetivo de este trabajo es analizar el impacto de tres especies de aves invasoras en el zoológico de Faunia. Este objetivo general se aborda de forma secuencial en varios objetivos específicos:

1. Adaptar índices de invasividad creados para ambientes naturales a zoológicos.
2. Determinar el riesgo de invasión según el índice generado para cada una de las especies.
3. Comparar los índices con datos de presencia de las especies invasoras en Faunia.
4. Determinar las características que hacen que Faunia sea un lugar adecuado o inadecuado para albergar estas especies invasoras.
5. Establecer herramientas de gestión para minimizar el impacto/entrada de estas especies invasoras en el parque.

Este trabajo de fin de grado se relaciona con los objetivos 3 y 15 de desarrollo sostenible (ODS). El objetivo 3 acerca de la salud y bienestar, generando estrategias de prevención de especies invasoras y por consiguiente la prevención de las enfermedades que estas pueden llegar a transmitir. El objetivo 15 sobre vida de ecosistemas terrestres, evitando la degradación de los ecosistemas y la pérdida de biodiversidad del parque provocada por las especies invasoras.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en Faunia, situado en el distrito de Vicálvaro en la Comunidad de Madrid. Cuenta con 160.000 m^2 de extensión que engloba tanto las zonas abiertas al público como las áreas más externas de uso exclusivo para trabajadores. Dispone de 4 ecosistemas y 15 áreas temáticas adaptadas según las necesidades de cada especie, 10 de ellas son zonas exteriores (Figura 1). Se distinguen también 3 zonas a las que pueden acceder los visitantes y tener contacto directo con los animales. Actualmente el parque alberga alrededor de 1.200 animales de 170 especies distintas. La zona de interés de este estudio se centra en las áreas exteriores, destacando la zona de "El Lago" que consta de 3.586 m^2 de una lámina de agua donde habitan numerosas aves acuáticas. Otras zonas abiertas son "Lago Pelícanos", donde destacan las aves buceadoras, y el "Cañón de los Dinosaurios" por donde los visitantes pueden caminar libremente.

Faunia abre casi todos los días del año, aunque dependiendo de la época varía el horario de apertura al público. El aforo máximo del parque es de 14.000 personas y el flujo de visitantes es constante los días entre semana, entre 400 y 800 personas al día, alcanzando los picos máximos de actividad los fines de semana con un rango de 1.500 a 4.000 personas al día.

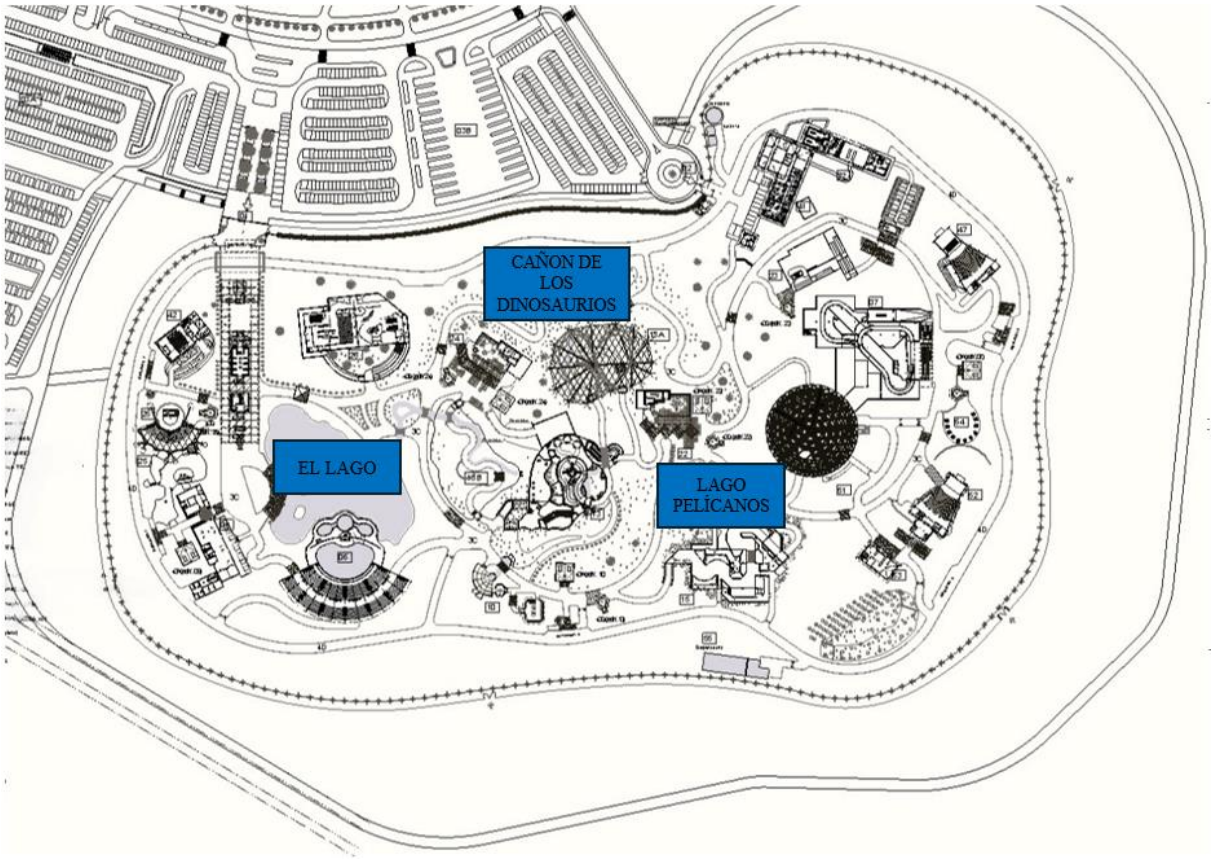

Figura 1. Mapa de Faunia, Parque biológico de Madrid. Los carteles en azul señalan las principales zonas de interés. Escala: 1:5000.

3.2 Mapas de distribución del Sistema Global de Información sobre Biodiversidad (GBIF)

Para ver el impacto de las especies de estudio, a escala 1:200.000 de la Península Ibérica se descargaron los datos de GBIF incluyendo el periodo comprendido entre los años 1655 y 2024, utilizando la información sobre diversidad biológica proporcionada por investigadores y ciudadanos. La presencia de estas especies se mide de manera visual y se representa en el mapa de menor a mayor en una escala del amarillo al rojo, respectivamente. Esta información sirve de referencia para determinar la magnitud de la presión desde el entorno hacia el interior del parque de cada una de las especies.

3.3 Conteo de presencia de invasoras en el parque

El 11 de Junio de 2024, se contabilizó de manera observacional los individuos de cada especie, en área del parque zoológico de Faunia. Se recorrió el parque incluyendo tanto las zonas de acceso al público como las restringidas. Cuando se detectaba una especie objeto del estudio se apuntaba la cantidad de individuos, si eran adultos o crías y la localización concreta.

Por otro lado, en esta visita se realizó una entrevista con el responsable adjunto del departamento de conservación de Faunia (Jesús David Tavira Guerrero), para completar la información sobre la presencia de estas especies, su gestión, la alimentación y todos los datos necesarios acerca del zoológico. Este conteo junto con la información recaudada por los trabajadores de Faunia tuvieron como objetivo cuantificar y/o caracterizar la presencia de las especies seleccionadas en Faunia y compararla con la invasividad teórica de estas.

3.4 Índice de invasividad

Para poder comparar el potencial de invasividad del ganso del Nilo, la cotorra argentina y la cotorra de Kramer en el parque Faunia, con respecto al riesgo ya existente de invasión en el entorno, se creó un índice de riesgo basado en diversos índices publicados (Morisette et al., 2020; Nienhuis & Haxton, s. f.; Vilizzi et al., 2021). Se revisaron los índices, y se creó un índice de síntesis incluyendo aquellas preguntas que han sido estudiadas por los expertos y únicamente precisaban de: una búsqueda bibliográfica, basada en artículos científicos y catálogos de especies invasoras, y que tuvieran relevancia en el contexto de un zoológico. También se adaptaron ciertas preguntas en base a la biología de las aves. Con el índice final generado se buscó obtener información sobre cuatro aspectos clave en la capacidad de invasión: (1) entrada, (2) supervivencia, (3) establecimiento y (4) expansión de las especies seleccionadas.

El índice creado consta de 13 apartados organizados en 5 bloques en función de las fases de cada invasión (Tabla 1). Estas fases están clasificadas por orden cronológico de sucesos que se tiene que dar para que una especie invada un territorio. Dentro de cada bloque hay preguntas que se responden con valores del 0 al 4 (siendo el 0 el valor más bajo, con un riesgo menor de invasividad y el 4 el valor más alto). La suma de los valores obtenidos de cada especie y se dividen entre el número de preguntas que se han respondido. Finalmente se suman todos los bloques, obteniendo así los resultados de riesgo de invasión, cuanto mayor sea el número mayor riesgo de invasión para la especie concreta.

Las especies invasoras que se analizaron fueron: *Myiopsitta monachus* (cotorra argentina), *Alopochen aegyptiaca* (ganso del Nilo) y *Psittacula krameri* (cotorra de Kramer).

Tabla 1. *Índice de invasividad de aves*

PROCESO	INDICADOR	VALOR
Llegada (“PROPAGULS PRESSURE”)	1. ¿Existen nuevas vías de entrada?	0. totalmente prohibida la comercialización y tenencia 4. venta al público, mascota habitual, o comercio frecuente, uso industrial (granjas)
	2. ¿Riesgo de liberación?	0. muy controlado, fácil recuperación 4. liberación habitual, alto riesgo de escape
Supervivencia (características de la especie)	3. Movilidad	0. especie no migrante con baja capacidad de vuelo o pequeña distancia de campeo 4. especie migrante en origen, con amplia zona de campeo, hábitos poco territoriales, baja filopatria
	4. Problemas sanitarios	0. especie muy sensible a múltiples enfermedades en el área invadida y con similitud filogenética a especies nativas que la hagan vulnerable a enfermedades endémicas 4. especie con baja tasa de enfermedad, distante filogenéticamente con las especies nativas
	5. Hábito alimenticio	0. especialista con recursos alimentarios limitados en el área de origen 4. generalista altamente adaptable y con amplia disponibilidad de recursos en la zona invadida
Supervivencia (características del hábitat)	6. Similitud clima de origen vs clima de zona invadida	0. numerosos factores de estrés (frio, calor, sequia, etc) 4. igual clima
	7. Predadores - competidores	0. especie con múltiples predadores y competidores en la zona invadida 4. especie sin competidores ni predadores en la zona invadida
Establecimiento	8. Afinidad antrópica	0. especie que huye de entornos antropizados, hábitat natural bien conservado, sin estrés acústico o lumínico 4. indiferente al ambiente, adaptada a ambientes antropizados y degradados
	9. Disponibilidad de entornos adecuados	0. requisitos de hábitat muy concretos (zonas acuáticas de grandes dimensiones o bosques muy cerrados) o nidificación específicos (arboles grandes con oquedades, especies concretas etc..) 4. indiferente
Expansión	10. Temporalidad	0. presente solo en parte del año de reducida duración fuera del periodo reproductivo 4. presencia constante todo el año, reproducción en la zona
	11. Abundancia	0. censos con baja abundancia y reducido número de municipios del entorno con presencia detectada 4. censos con elevada abundancia en la totalidad de municipios de la comunidad de Madrid
	12. Reproducción	0. baja reproducción, reducido número de ciclos de reproducción y bajo número de descendientes viables y baja demanda de cuidados parentales 1. alta reproducción, incubaciones cortas, alto número de descendientes viables, varias reproducciones al año no limitadas estacionalmente, baja demanda de cuidados parentales
	13. Programas de control	0. campañas de erradicación y control frecuentes y abundantes en el entorno 4. ningún sistema de control

4. RESULTADOS

4.1 Presencia de las especies invasoras de estudio en el parque

En las visitas realizadas, el ganso del Nilo se detectó en gran parte del parque (Figura 2), destacando la zona de "El Lago" y sus alrededores, donde habitan numerosas especies como flamencos, cisnes y ánades reales, entre otros. El número total de individuos contabilizados fue de 62 adultos y 9 crías.

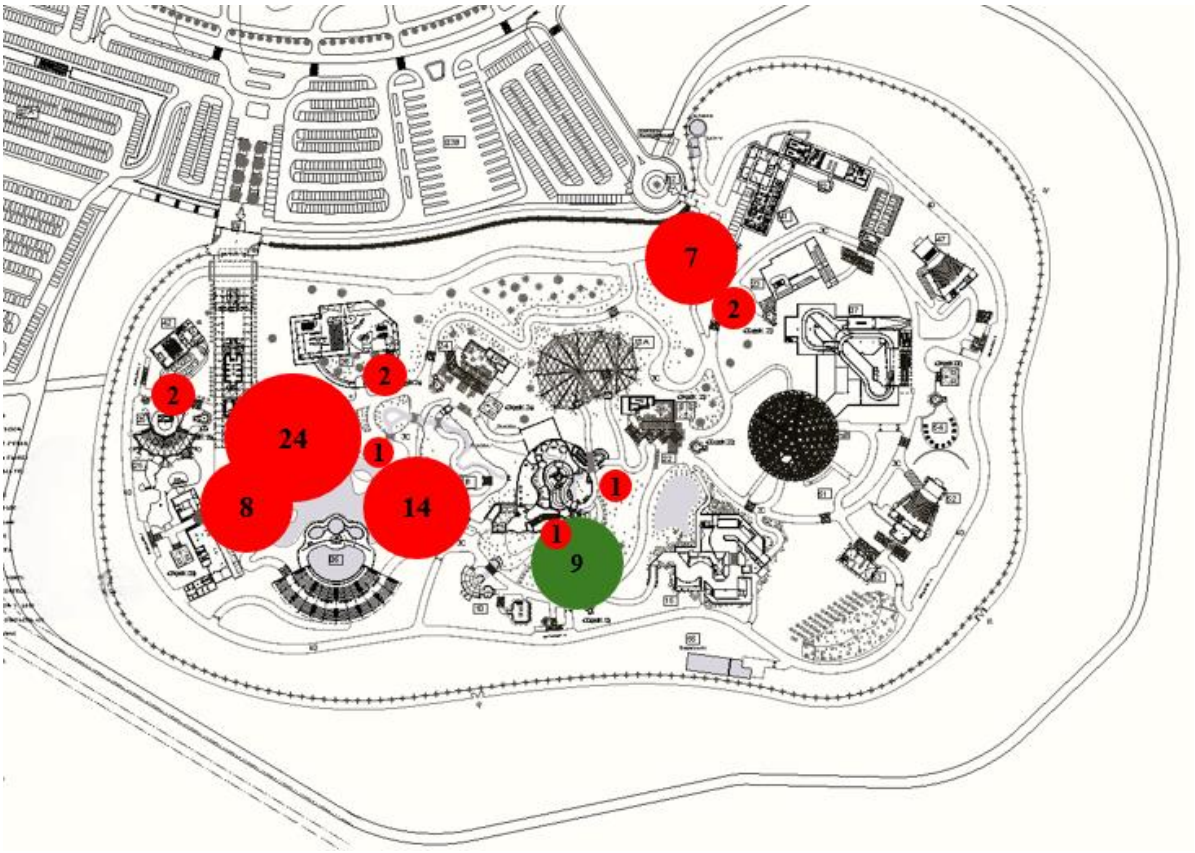

Figura 2. Presencia de ganso del Nilo en Faunia. Los números insertados en los círculos rojos representan el número de individuos adultos identificados y los que figuran en círculos verdes el número de crías. El tamaño del círculo hace alusión a la magnitud de dicha presencia.

No se observó ninguna cotorra de Kramer ni cotorra argentina en el parque, tampoco sobrevolándolo, ni se detectó ningún nido. El responsable adjunto del departamento de conservación de Faunia, asegura presencias puntuales de cotorra argentina, detectadas por su sonido característico, durante cierto periodo del día, pero ningún trabajador ha detectado una estancia prolongada, ni nidificaciones de dicha especie.

4.2 Índice de invasividad de las especies

Tabla 2. *Índice de invasividad completado con información bibliográfica*

PROCESO	INDICADOR	GANSO DEL NILO	COTORRA ARGENTINA	COTORRA DE KRAMER
Llegada ("PROPAGULS PRESSURE")	1. ¿Existen nuevas vías de entrada?	0	0	0
	2. ¿Riesgo de liberación?	4	4	4
Supervivencia (características de la especie)	3. Movilidad	3	2	2
	4. Problemas sanitarios	1	3	2
	5. Hábito alimenticio	4	4	4
Supervivencia (características del hábitat)	6. Similitud clima de origen vs clima de zona invadida	2	4	4
	7. Predadores - competidores	2	3	1
Establecimiento	8. Afinidad antrópica	4	4	4
	9. Disponibilidad de entornos adecuados	2	3	3
Expansión	10. Temporalidad	4	4	4
	11. Abundancia	4	4	3
	12. Reproducción	4	3	2
	13. Programas de control	4	0	0
	TOTAL	**13,67**	**14,75**	**12,92**

Llegada ("*propaguls pressure"*)

Los resultados obtenidos nos muestran que las vías de entrada de todas las especies estudiadas son nulas y está prohibida su comercialización y tenencia (*Ley 42/2007*). Por ello se les asignó un valor 0.

En cuanto al riesgo de liberación, aunque la comercialización de estas especies está prohibida, continúan ocurriendo liberaciones, tanto de manera intencionada como accidental, de ejemplares que ya se encontraban en cautiverio antes de la implementación de la normativa (*Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras - Aves*, s. f.). El valor asignado para todas ellas es de 4.

Supervivencia (características de la especie)

Las tres especies son sedentarias, por lo que su movilidad no es muy alta («Guía de aves», s. f.). Aunque en el caso del ganso del Nilo hay un estudio donde se encontraron algunos ejemplares ya anillados en Wiesbaden, Alemania, a más de 100 kilómetros de distancia del punto de anidamiento (Weirich, 2021), por lo que se le asignó un valor ligeramente más alto a esta especie (3), frente al valor de ambas cotorras (2).

En cuanto a los problemas sanitarios las especies difieren unas de otras. El valor bajo en los gansos del Nilo (1) se debe a que están ligeramente emparentados filogenéticamente con los ánades reales, por lo que pueden contraer las mismas enfermedades, pero tienen una tasa más baja de infecciones que las aves autóctonas (Fischer et al., 2023). En el caso de las cotorras argentinas, la ocupación a largo plazo de los nidos puede suponer un aumento en la carga de parásitos (Dawson Pell et al., 2021). El número de parásitos aumenta con el aumento de la densidad de población. El éxito de la invasión de éstas puede verse favorecido por la baja riqueza de especies de artrópodos con los que están infestados, frente a especies nativas como las palomas (Mori et al., 2019). Por ello el valor asignado a la cotorra argentina (3) es mayor que los gansos del Nilo al no estar emparentados filogenéticamente con ninguna especie autóctona. En valor dado a las cotorras de Kramer (2) se basa en que mientras estas suelen alimentarse en los árboles, las cotorras argentinas lo hacen en el suelo interactuando con las palomas asilvestradas y compartiendo con ellas patógenos (López et al., 2023).

La alimentación es muy similar y accesible para todas las especies, por ello se les asignó el máximo valor, 4 (*Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras - Aves*, s. f.).

Supervivencia (características del hábitat)

Para averiguar si las especies invasoras son capaces de sobrevivir fuera de su área de distribución natural, es importante tener en cuenta las características de su hábitat autóctono. Basándonos en que el clima de Madrid es mediterráneo continental y comparándolo con los de las especies invasora se asignaron distintos valores. El ganso del Nilo habita la zona afrotropical, por lo que las temperaturas más bajas pueden generarle problemas, por ello el valor asignado en el índice es 2. Sin embargo, la cotorra argentina habita en climas subtropicales y se extiende desde Uruguay, Paraguay, sur de Brasil hasta la Patagonia argentina, mientras que la cotorra de Kramer habita un clima desértico (norte de África) y monzónico, es decir, cálido y húmedo. En ambos casos los climas se asemejan más al clima de Madrid y, por tanto, el valor otorgado a ambas cotorras es 4 (*Catálogo Español De Especies Exóticas Invasoras - Aves,* n.d.)

En cuanto a los competidores y depredadores los gansos del Nilo son muy agresivos en época de anidación, incluso con sus congéneres (Woog & Hohmann, 2021). Un estudio realizado en la península del Cabo en Sudáfrica, demuestra que llegan a usurpar nidos de azor blanquinegro (*Accipiter melanoleucus*), provocando que estos críen menos pollos (Curtis et al., 2007). Por otro lado el ánsar común (*Anser anser*) podría actuar como competidor del ganso de Nilo, siendo agresivo en 2/3 de los encuentros interespecíficos (Woog & Hohmann, 2021). Sus principales depredadores, zorros, leones o cocodrilos, son escasos o incluso ausentes en Europa occidental (Lensink, 1999). El valor que se le atribuyó (2) se asignó pese a no actuar como depredador como tal, al ser tan territorial perjudica a ciertas especies nativas, pero a su vez no tiene la puntuación más alta ya que también hay ciertas especies que compiten por el mismo hábitat.

Los depredadores de las cotorras argentinas, los cuales son en su mayor parte aves rapaces como el halcón peregrino (*Falco peregrinus*), poseen poblaciones más pequeñas en las zonas urbanas. Las cotorras argentinas usan estrategias antidepredadoras como anidar en las zonas altas de los árboles o la formación de bandadas (Burger & Gochfeld, 2009), por lo que se le asigna un valor de 3. En el caso de las cotorras de Kramer se ha demostrado que sus nidos son depredados por ardillas grises (*Sciurus carolinensis*) (Butler et al., 2013), por lo que el valor otorgado es menor que el de las otras dos especies (1).

Establecimiento

Las tres especies viven en ambientes muy antropizados, en el caso del ganso del Nilo incluso cría en lagos de parques y jardines (Alonso et al., 2022). Por parte de ambas cotorras el éxito de establecimiento se relaciona directamente con la presencia humana (Strubbe & Matthysen, 2009), por consiguiente el valor establecido es el máximo para las tres especies, 4.

Sin embargo, para que cada una de estas especies pueda establecerse, se requieren ciertos hábitats. De las especies incluidas en el estudio, el ganso del Nilo es la especie que precisa de entornos más específicos, ya que prefiere cuerpos de agua artificiales y se establecen según la seguridad que sientan frente a los depredadores (Mackay et al., 2014). En el caso de las otras dos especies, en la mayoría de los estudios no se detecta un patrón específico de preferencia de nidificación, pudiendo ser desde gran variedad de especies arbóreas caducifolias (Briceño et al., 2019) hasta especies más específicas como palmeras (*Phoenix sp.*) (Rodríguez-Pastor et al., 2012). Aunque se detecta priorización hacia zonas donde no se produzcan heladas (Strubbe & Matthysen, 2009) y zonas donde viven personas mayores de 65 años, ya que son las que les suministran el alimento (Rodríguez-Pastor et al., 2012). La cotorra de Kramer tiene preferencias por parques urbanos y jardines privados, debido a la variedad de plantas exóticas y ornamentales, utilizadas como alimento (Clergeau & Vergnes, 2011). Se encontró una alta proporción de anidaciones en *Fraxinus sp.* y *Quercus sp.*(Butler et al., 2013).Puesto que las exigencias del ganso del Nilo son mayores se le asignó un valor menor (2) que al de ambas cotorras (3).

Expansión

Las tres especies se encuentran en el mismo área geográfica durante todo el año, tanto durante el período de reproducción como en el de invernada («Guía de aves», s. f.), por lo que el establecimiento en la zona se hace más notorio y se les asignó máximo valor, 4.

La reproducción es idónea para todas estas especies invasoras. A rasgos generales el tiempo de incubación es corto en todas las especies, y las puestas son numerosas. El ganso del Nilo tiene un gran éxito reproductor en zonas recién colonizadas (Gyimesi & Lensink, 2012). De las tres especies la de mayor puesta es el ganso del Nilo, entre 5 y 12 huevos, depositados con intervalos de 24h entre uno y otro (Fattah et al., 2021), por lo que el valor asignado es el más alto, 4. En el caso de la cotorra argentina la hembra incuba los huevos y los miembros de la

colonia ayudan a criar a las crías (Briceño et al., 2022). Pueden poner de 4 a 12 huevos por nidada, siendo 6 huevos por nidada el tamaño promedio (Yoder et al., 2007). La temporada de cría es de agosto a diciembre en Chile, lo equivalente a la época de primavera en España (Briceño et al., 2019), el valor asignado en el índice es menor al del ganso del Nilo (3) ya que el promedio de huevos es ligeramente más bajo. La de menor puesta es la cotorra de Kramer, de entre 1 a 7 huevos, teniendo una incubación llevada a cabo por la hembra, que se prolonga durante 28–30 días (Fattah et al., 2021). Mientras, el macho se encarga del aporte de alimento, aunque más adelante los dos miembros de la pareja se dedicarán a esta tarea. Las crías abandonan el nido con 2 meses («Cotorra de Kramer», s. f.). Además tienen un bajo rendimiento reproductivo a bajas densidades (Butler et al., 2013), por lo que el valor asignado es el menor de entre las tres especies, 2.

Actualmente no se sigue ningún plan de actuación frente al ganso del Nilo en Madrid, teniendo de este modo una puntuación de 4, que nos indica un mayor riesgo invasivo. Los programas de control llevados a cabo para la cotorra argentina y la de Kramer son los mismos en la Comunidad de Madrid, mediante la esterilización de los huevos, reducción de la población actual y apeo de nidos (PLIEGO DE PRESCRIPCIONES 300/2020/00726), por lo se les atribuyó la puntuación más baja, 0.

4.3 Mapas de distribución GBIF de la Península Ibérica

La presencia de las tres especies según los mapas de distribución GBIF es muy alta en la Comunidad de Madrid. En el caso del ganso del Nilo los puntos rojos que indican la mayor presencia tienen una distribución amplia y disgregada, estando más extendido en la zona centro y suroeste de la Península Ibérica (Figura 3), lo cual tiene sentido si la invasión proviene desde África. En el caso de la cotorra argentina destacan su presencia en la zona central de la Península Ibérica (Figura 4). La presencia de cotorra de Kramer aparece principalmente en zonas costeras y zonas urbanas de interior (Figura 5).

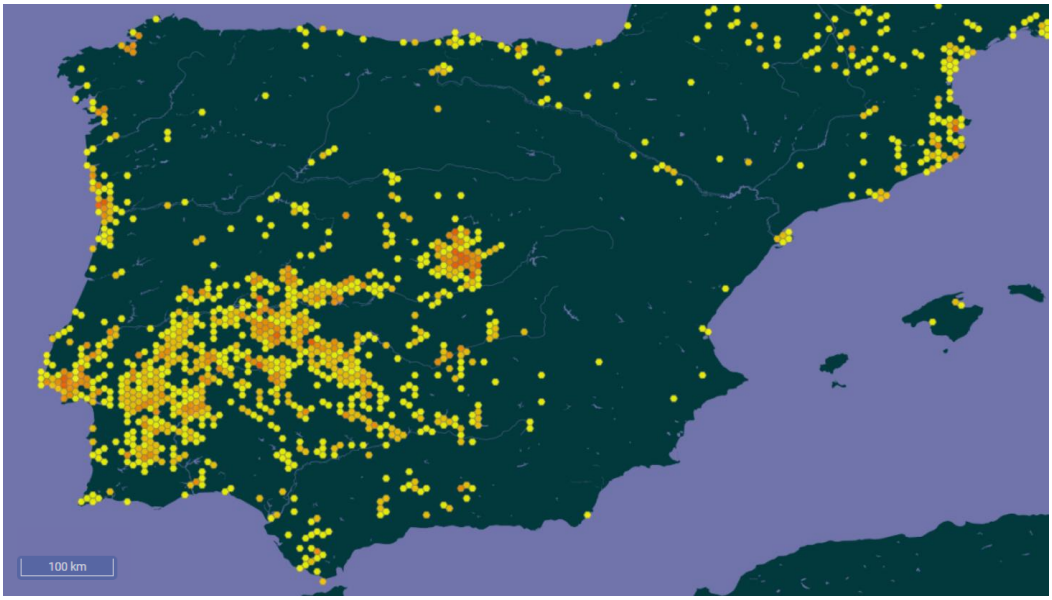

Figura 3. Presencia de ganso del Nilo en España. En una escala del amarillo al rojo representando de menor a mayor presencia. Realizado en GBIF. (1655-2024)

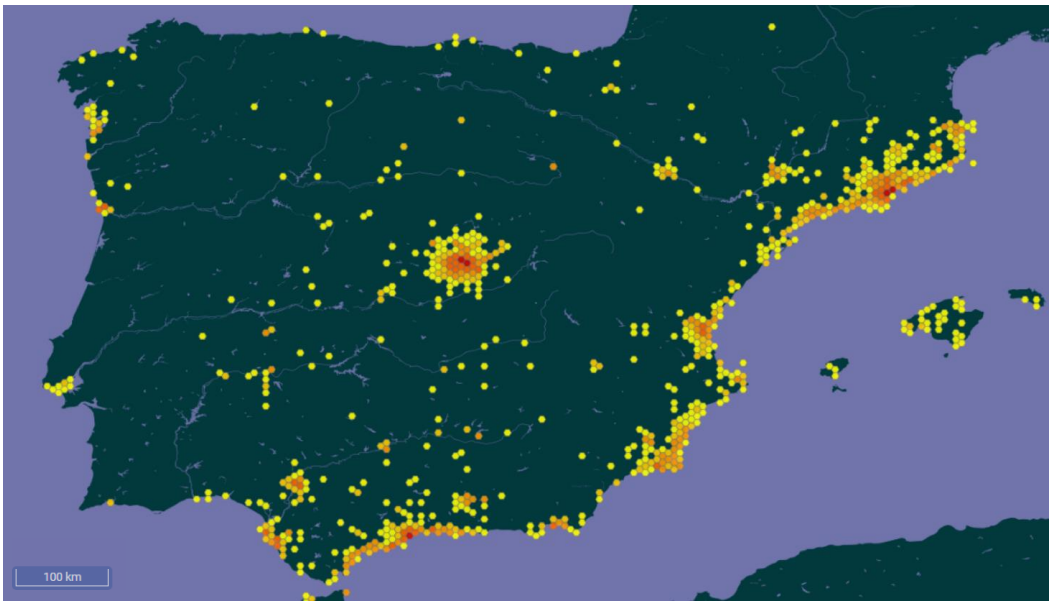

Figura 4. Presencia de cotorra argentina en España. En una escala del amarillo al rojo representando de menor a mayor presencia. Realizado en GBIF. (1800-2024)

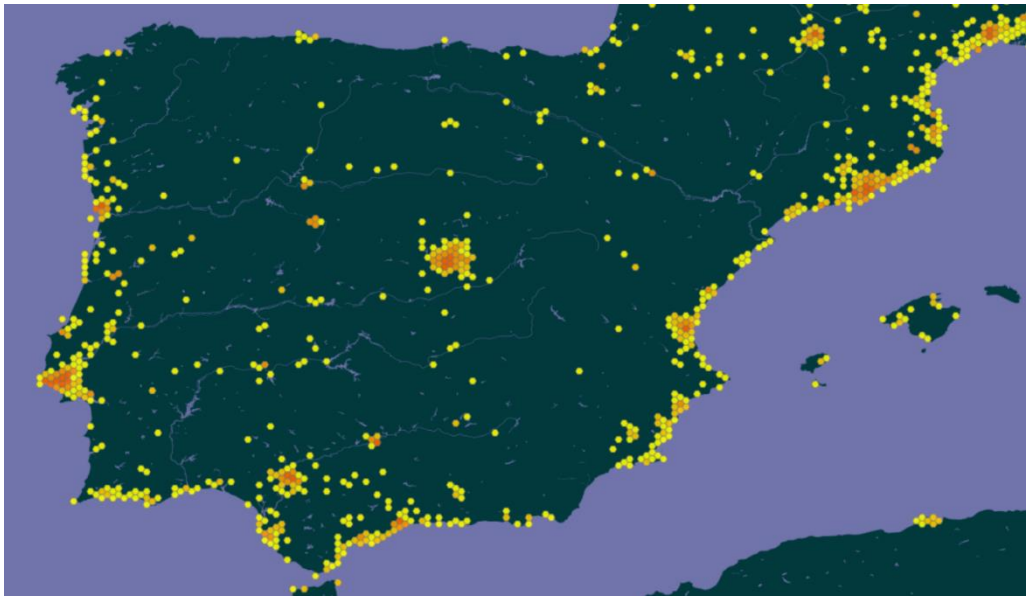

Figura 5. Presencia de cotorra de Kramer en España. En una escala del amarillo al rojo representando de menor a mayor presencia. Realizado en GBIF. (1879-2024)

5. DISCUSIÓN

5.1 Invasividad en Faunia

Tras comparar el índice de invasividad de cada especie estudiada con la presencia real en Faunia, se ha podido comprobar que los datos observados no se corresponden con los resultados obtenidos con el índice.

El ganso de Nilo pese a haber obtenido valores intermedios en el índice, tiene una presencia en el parque muy numerosa. Este resultado se corresponde con su presencia en el entorno puesto que, en el Lago de Valdebernardo, que se encuentra en los alrededores de Faunia, hay presencia de dicha especie.

Las posibles causas por las que se ha podido dar la disparidad entre el valor del índice y el valor real de la presencia es que, al ser una especie más específica en la selección de hábitat, el ganso del Nilo ha podido encontrar en Faunia un hábitat idóneo para su establecimiento, gracias a estas masas de agua como la de “El Lago” (Mackay et al., 2014). Dejando en segundo plano otras características como la gran densidad de público o las especies presentes en el parque, las cuales no influyen en la presencia y establecimiento del ganso del Nilo en Faunia.

La cotorra argentina debería estar muy extendida en Faunia según el índice. Sin embargo, no hay ni un solo individuo que habite el parque. No solo no se corresponde con la teoría, sino que, la cotorra argentina aparece en el entorno del parque de manera muy prominente, por lo que entendemos que el parque posee ciertas características que hacen que no sea una zona de interés para esta especie. Como causa probable de esto se cree que al tener colonias en las áreas circundantes a Faunia, las cuales son lo suficientemente grandes o estables, es posible que no haya una presión suficiente para que estas busquen expandirse hacia el parque. Sin embargo, si las poblaciones del entorno siguen aumentando pueden empezar a expandirse, puesto que la presencia puntal detectada puede ser una señal de alarma. A su vez también es posible que la presencia de depredadores de la cotorra argentina, como el halcón de Harris (*Parabuteo unicinctus*) u otras especies presentes en el parque como por ejemplo los flamencos del Caribe (*Phoenicopterus ruber*) o emús (Dromaius novaehollandiae) que por su tamaño puedan ser vistos como una amenaza, generando incomodidad y haciendo que no habiten este terreno (Burger & Gochfeld, 2009).

La cotorra de Kramer tiene el valor más bajo de invasividad, aunque suficientemente elevado para poder estar presente en el parque. Sin embargo, se ha demostrado que no hay individuos y que por lo tanto tampoco se corresponde con la teoría. Las posibles causas de este suceso coinciden con las de la cotorra argentina. El último censo realizado en 2021 muestra un total de 57 cotorras de Kramer en el distrito donde se encuentra Faunia (Ayuntamiento de Madrid, 2021), por lo que hay cierta presencia a los alrededores del parque, pero no muy elevada.

5.2 Valoración del índice generado

A pesar de que algunos resultados no han coincidido con los obtenidos en el índice se ha demostrado que, en general, los índices son una buena estrategia de prevención, ya que nos ayudan a hacernos una idea de cómo actuar frente a invasiones o como gestionar las ya presentes. Por otro lado, nos ayudan a conocer y evaluar de manera objetiva las estrategias de cada especie. No todos los resultados obtenidos en la teoría tienen que corresponderse con la realidad, hay ciertos factores que pueden afectar, como la falta de información sobre la biología de ciertas especies o los valores de ciertas variables como la abundancia, las tasas de supervivencia y el rendimiento reproductivo ,que pueden diferir en el área nativa y en la invadida (Colautti et al., 2014). Además, el índice no incluye preguntas sobre la zona invadida que demuestran ser clave.

5.3 Estrategias de actuación en Faunia

Actualmente, las medidas que toma el parque para acabar con las especies invasoras externas y los problemas que estas acarrean, son mínimos. Esto es debido a que existe poco apoyo institucional, las medidas de control y erradicación no han frenado el incremento en el entorno y es el propio parque el que tiene que hacerse cargo de costes y gestiones dentro de estos espacios, incrementando su carga laboral. Además no existen subvenciones para la gestión en espacios como zoológicos considerados zonas privadas (comentario personal Jesús David Tavira Guerrero). Además, cabe recalcar que, aunque se siguiesen medidas exhaustivas eliminando el ganso del Nilo de dentro del parque, no serían prósperas puesto que, en el lago de Valdebernardo, hay ejemplares de esta especie las cuales podrían reintroducirse en Faunia y volver a establecerse. Aun así, la eliminación de dichos ejemplares entraría en conflicto con el espíritu de conservación de los zoos. Este estudio pretende dar a conocer la situación de los parques con respecto a las especies invasoras, para que se tomen medidas preventivas para las especies que todavía no han invadido (como la cotorra argentina y de Kramer) y medidas de gestión para especies como el ganso del Nilo las cuales pueden provocar daños dentro de Faunia. Entre estos daños cabe destacar la eutrofización de las aguas, debido a un aporte de fósforo a través de deposiciones fecales, que provoca impactos negativos en la biodiversidad y el hábitat (Rehfisch et al., 2010). Otro problema importante es la agresividad hacia otras especies en época de cría (Woog & Hohmann, 2021).

En la actualidad los trabajadores de Faunia solo gestionan la invasión del ganso del Nilo de manera casual. Cuando se encuentran con algún nido con huevos, los retiran. Puesto que la mayoría de los individuos de gansos del Nilo se localizan en “El Lago”, han modificado los comederos de esta zona haciéndolos más estrechos y alargados para que accedan especies concretas del parque, como los flamencos.

5.4 Medidas propuestas para la prevención y gestión de estas especies

Algunas de las posibles acciones a realizar para minimizar la invasión de ganso del Nilo podrían ser:

1. Erradicación de todos los individuos, pese a no alinearse con la filosofía del parque.
2. Integrar esta especie como una más en el parque, generando estudios con el ganso del Nilo para justificar su inclusión frente a las leyes actuales (Reglamento (CE) nº 338/97). Siempre y cuando se esterilice a todos los individuos.

3. Retirar nidos y huevos de manera constante bajo un plan de gestión. Destacando su eficacia al disminuir las enfermedades, puesto que los nidos son posibles portadores de parásitos, como en el caso de la cotorra argentina (Dawson Pell et al., 2021) y ayudando a limitar su expansión. Por otro lado, requiere un esfuerzo constante debido a sus altas tasas de reproducción (Gyimesi & Lensink, 2012).
4. Esterilizar a todos los individuos presentes y marcarlos mediante anillamiento. Cabe destacar que sabiendo que son aves violentas en época de cría (Woog & Hohmann, 2021), es probable que su esterilización evite estos enfrentamientos. Además, es éticamente menos controvertido, puesto que pueden seguir viviendo en ese entorno con el beneficio de frenar el crecimiento descontrolado. Aunque es el método que requiere más ayudas económicas, debido a la captura y posterior procedimiento quirúrgico.
5. Fomentar la presencia de predadores o competidores, como por ejemplo el ánsar común (*Anser anser*), ya presente en el parque y especie no invasora, para favorecer la competencia de hábitat con el ganso del Nilo. Siempre y cuando previamente se haya estudiado el posible impacto que supone el aumento de esta especie en relación con las especies propias del parque.

Por otro lado, alguna de las medidas preventivas para evitar que las especies invasoras que están ausentes en Faunia (cotorra argentina y cotorra de Kramer) invadan el parque podrían ser:

1. Monitoreo continuo de los ecosistemas del parque para establecer sistemas de alerta temprana ante la invasión.
2. Establecer un plan de gestión en caso de que se dé la introducción.
3. Instalación de redes en los ecosistemas abiertos, al igual que en otras zonas del parque como el “Bosque africano”, que evita la fuga de especies, pero en este caso se utilizaría para evitar la entrada de las especies invasoras. La instalación de estas se limitaría a las áreas de mayor riesgo, debido a su alto coste y a la imposibilidad de ubicarlas en zonas de grandes dimensiones.
4. Retirar frecuentemente restos de comida de los visitantes, ya que la facilidad de encontrar alimento es un factor importante para la invasión de espacios.
5. Educar a los visitantes sobre el impacto que genera la alimentación de las especies invasoras y de la liberación de estas.

6. CONCLUSIONES

Las especies invasoras ejercen una presión considerable en los zoológicos, compitiendo por recursos con las especies presentes en el parque, generando problemas sanitarios y alterando el equilibrio de los ecosistemas. El ganso del Nilo fue la especie invasora más presente en Faunia, con un comportamiento territorial y una rápida expansión, favorecido por la falta de depredadores, la facilidad para conseguir alimento y el hábitat idóneo para su estabilización. Sin embargo, la cotorra argentina y cotorra de Kramer, a pesar de su alto potencial invasivo, no se encontraron en el parque, posiblemente debido a la falta de interés por invadir zonas donde hay presencia de depredadores y por su asentamiento en áreas circundantes a Faunia. Para gestionar la invasión del ganso del Nilo, se proponen estrategias como la esterilización y retirada de nidos, junto con la introducción de especies competidoras como el ánsar común. Este estudio también resalta la importancia de la prevención como una medida más eficiente y económica que la gestión de invasiones ya establecidas.

7. LÍNEAS DE FUTURO

Como medida complementaria se podría ampliar el estudio para analizar más detalladamente la presencia y comportamiento de estas especies dentro del parque, y se llevaría a cabo una investigación exhaustiva de por qué no hay cotorras argentinas en el parque para, en medida de lo posible, poder trasladarlo a otras zonas disminuyendo así su presencia. Además, se podrían estudiar otros zoológicos para comprobar si éste es un caso puntual o se da en otros parques.

Asimismo, se podría desarrollar o mejorar el índice generado mediante la inclusión de más variables ambientales y de comportamiento, para poder hacer conjeturas más precisas sobre qué especies pueden convertirse en invasoras o incluso modelos matemáticos con simulaciones que prevean invasiones en función de factores ecológicos y antrópicos.

Otro proyecto se podría basar en analizar como el cambio climático puede afectar también a las invasiones dentro de los zoológicos.

Otra propuesta constaría en investigar si el aumento de individuos de ánsar común (*Anser anser*) genera conflictos únicamente con los gansos del Nilo o también con otras especies presentes en Faunia.

Estas acciones contribuyen al desarrollo de milenio de la Unión Europea, cumpliendo objetivos como el número 7: Garantizar la sostenibilidad del medio ambiente con la investigación de estas

especies en distintos entornos y expandiendo los conocimientos adquiridos para la prevención de los problemas que estas acarrean.

8. AGRADECIMIENTOS

Mi más sincero agradecimiento va dirigido a todas aquellas personas que, de una manera u otra, han hecho posible la realización de este trabajo de fin de grado. En primer lugar, me gustaría dar las gracias a María Mercedes Uscola Fernández y María Herranz Matesanz por su paciencia, su entrega y sus consejos durante todo este proceso. Al mismo tiempo, deseo expresar mi agradecimiento al personal de Faunia, principalmente a Jesús David Tavira Guerrero por su cooperación y disposición para proporcionar información relevante y significativa, que ha sido fundamental para la realización de este trabajo. También me gustaría extender mi agradecimiento a mis familiares y amigos, mi principal apoyo, por haberme animado en los momentos difíciles y celebrar los logros conmigo.

9. BIBLIOGRAFÍA

Alonso, H., Arnal Núñez, A., Albuquerque[3], J., & Geraldes, P. (2022). *The breeding population of the Egyptian Goose Alopochen aegyptiaca in the city of Lisbon*. *30*.

Ayuntamiento de Madrid. (2021, 7 de Mayo). Madrid inicia su plan integral para el control y reducción de la cotorra argentina y de Kramer [Comunicado de prensa]. https://www.madrid.es/portales/munimadrid/es/Inicio/Actualidad/Noticias/Madrid-inicia-su-plan-integral-para-el-control-y-reduccion-de-la-cotorra-argentina-y-de-Kramer/?vgnextfmt=default&vgnextoid=6374fb452a549710VgnVCM1000001d4a900aRCRD&vgnextchannel=a12149fa40ec9410VgnVCM100000171f5a0aRCRD

Beck, K. G., Zimmerman, K., Schardt, J. D., Stone, J., Lukens, R. R., Reichard, S., Randall, J., Cangelosi, A. A., Cooper, D., & Thompson, J. P. (2008). Invasive Species Defined in a Policy Context: Recommendations from the Federal Invasive Species Advisory Committee. *Invasive Plant Science and Management*, *1*(4), 414-421. https://doi.org/10.1614/IPSM-08-089.1

Borden, J. B., & Flory, S. L. (2021). Urban evolution of invasive species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *19*(3), 184-191. https://doi.org/10.1002/fee.2295

Briceño, C., Larraechea, M., & Alvarado, S. (2022). Monk Parakeet's (Myiopsitta monachus) Ecological Parameters after Five Decades of Invasion in Santiago Metropolis, Chile. *Birds*, *3*, 341-358. https://doi.org/10.3390/birds3040023

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), Article 11. https://doi.org/10.3390/ani9110923

Browning, H., & Veit, W. (2021). Freedom and Animal Welfare. *Animals*, *11*(4), Article 4. https://doi.org/10.3390/ani11041148

Burger, J., & Gochfeld, M. (2009). Exotic monk parakeets (Myiopsitta monachus) in New Jersey: Nest site selection, rebuilding following removal, and their urban wildlife appeal. *Urban Ecosystems*, *12*(2), 185-196. https://doi.org/10.1007/s11252-009-0094-y

Butler, C. J., Cresswell, W., Gosler, A., & Perrins, C. (2013). The breeding biology of Rose-ringed Parakeets Psittacula krameri in England during a period of rapid population expansion. *Bird Study*, *60*(4), 527-532. https://doi.org/10.1080/00063657.2013.836154

Caley, P., Lonsdale, W. M., & Pheloung, P. C. (2006). Quantifying Uncertainty in Predictions of Invasiveness. *Biological Invasions*, *8*(2), 277-286. https://doi.org/10.1007/s10530-004-6703-z

Cassey, P., & Hogg, C. J. (2015). Escaping captivity: The biological invasion risk from vertebrate species in zoos. *Biological Conservation*, *181*, 18-26. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.023

Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras—Aves. (s. f.). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Recuperado 27 de junio de 2024, de https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-exoticas-invasoras/ce_eei_aves.html

Clergeau, P., & Vergnes, A. (2011). Bird feeders may sustain feral Rose-ringed parakeets Psittacula krameri in temperate Europe. *Wildlife Biology*, *17*(3), 248-252. https://doi.org/10.2981/09-092

Colautti, R., Colautti, R., Parker, J. D., Cadotte, M. W., Pyšek, P., Brown, C. S., Sax, D., & Richardson, D. (2014). Quantifying the invasiveness of species. *NeoBiota*, *21*, 7-27. https://doi.org/10.3897/neobiota.21.5310

Comunidad de Madrid. (2018). *Diagnóstico ambiental 2018: Comunidad de Madrid*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Secretaría General Técnica, Área de Información Ambiental y Coordinación de Contenidos Web

Constitución española. Directiva (CE) 1999/22, de 29 de marzo de 1999, relativa al mantenimiento de animales salvajes en parques zoológicos. Comunidades Europeas, 9 de abril de 1999, pp. 24-26.

Cotorra de Kramer. (s. f.). *SEO/BirdLife*. Recuperado 16 de mayo de 2024, de https://seo.org/ave/cotorra-de-kramer/

Cuadrado, M. (2013). Proyectos de conservación en el ZooBotánico de Jerez. *Spanish Journal of Rural Develpment*, *IV (Special)*, 19-24. https://doi.org/10.5261/2013.ESP1.05

Curtis, O. E., Hockey, P. a. R., & Koeslag, A. (2007). Competition with Egyptian Geese Alopochen aegyptiaca overrides environmental factors in determining productivity of Black Sparrowhawks Accipiter melanoleucus. *Ibis*, *149*(3), 502-508. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00675.x

Dawson Pell, F. S. E., Senar, J. C., Franks, D. W., & Hatchwell, B. J. (2021). Fine-scale genetic structure reflects limited and coordinated dispersal in the colonial monk parakeet, Myiopsitta monachus. *Molecular Ecology*, *30*(6), 1531-1544. https://doi.org/10.1111/mec.15818

Devin, S., & Beisel, J.-N. (2007). Biological and ecological characteristics of invasive species: A gammarid study. *Biological Invasions*, *9*(1), 13-24. https://doi.org/10.1007/s10530-006-9001-0

Especies exóticas. (2024, May 17). Comunidad De Madrid. https://www.comunidad.madrid/servicios/urbanismo-medio-ambiente/especies-exoticas

Esteban-Sánchez, L., García-Rodríguez, J. J., García-García, J., Martínez-Nevado, E., de la Riva-Fraga, M. A., & Ponce-Gordo, F. (2024). Wild Animals in Captivity: An Analysis of Parasite Biodiversity and Transmission among Animals at Two Zoological Institutions with Different Typologies. *Animals*, *14*(5), Article 5. https://doi.org/10.3390/ani14050813

Farner, D. S., King, J. R., & Parkes, K. C. (2012). *Avian Biology*. Academic Press.

Fattah, A. F. A., Abd Elhameed, N. E., Roushdy, E. M., El Kholy, M. S., & Alagawany, M. (2021). Reproductive traits, behavioral and hormonal changes during breeding season in Egyptian Geese under natural photoperiod. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, *32*(3), 539-547. https://doi.org/10.1007/s12210-021-00999-x

Fischer, E. F., Recht, S., Vélez, J., Rogge, L., Taubert, A., & Hermosilla, C. R. (2023). Occurrence of Gastrointestinal Parasites in Synanthropic Neozoan Egyptian Geese (Alopochen aegyptiaca, Linnaeus 1766) in Germany. *Diversity*, *15*(3), Article 3. https://doi.org/10.3390/d15030388

Guía de aves. (s. f.). *SEO/BirdLife*. Recuperado 16 de mayo de 2024, de https://seo.org/guia-de-aves/

Gyimesi, A., & Lensink, R. (2012). Egyptian Goose Alopochen aegyptiaca: An introduced species spreading in and from the Netherlands. *Wildfowl*, *62*(62), Article 62.

Lensink, R. (1999). Aspects of the biology of Egyptian Goose Alopochen aegyptiacus colonizing The Netherlands. *Bird Study*, *46*(2), 195-204. https://doi.org/10.1080/00063659909461131

Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. 14 de diciembre de 2012. BOE. 299

López, J., Mogedas, M., Ballesteros, C., Martín-Maldonado, B., Sacristán, I., García, R., Ortiz, J. C., & Esperón, F. (2023). Infectious agents present in monk parakeet (Myiopsitta monachus) and rose-ringed parakeet (Psittacula krameri) invasive species in the parks of Madrid and Seville, Spain. *Frontiers in Veterinary Science*, *10*, 1162402. https://doi.org/10.3389/fvets.2023.1162402

Lorenzo, I. (2014). *La importancia de la prevención, la formación y la divulgación en la gestión de EEI.*

Lovette, I. J., & Fitzpatrick, J. W. (2016). *Handbook of Bird Biology*. John Wiley & Sons.

Mackay, B., Little, R. M., Amar, A., & Hockey, P. A. R. (2014). Incorporating environmental considerations in managing Egyptian geese on golf courses in South Africa. *The Journal of Wildlife Management*, *78*(4), 671-678. https://doi.org/10.1002/jwmg.711

Miller, B., Conway, W., Reading, R. P., Wemmer, C., Wildt, D., Kleiman, D., Monfort, S., Rabinowitz, A., Armstrong, B., & Hutchins, M. (2004). Evaluating the Conservation Mission of Zoos, Aquariums, Botanical Gardens, and Natural History Museums. *Conservation Biology*, *18*(1), 86-93.

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2023, 08, 09). *Las especies exóticas invasoras generan ya un gasto global de 423.000 millones de dólares* [Comunicado de prensa]. https://www.miteco.gob.es/es/prensa/ultimas-noticias/2023/09/las-especies-exoticas-invasoras-generan-ya-un-gasto-global-de-42.html

Mori, E., Sala, J. P., Fattorini, N., Menchetti, M., Montalvo, T., & Senar, J. C. (2019). Ectoparasite sharing among native and invasive birds in a metropolitan area. *Parasitology Research*, *118*(2), 399-409. https://doi.org/10.1007/s00436-018-6174-2

Morisette, J. T., Reaser, J. K., Cook, G. L., Irvine, K. M., & Roy, H. E. (2020). Right place. Right time. Right tool: Guidance for using target analysis to increase the likelihood of invasive species detection. *Biological Invasions*, *22*(1), 67-74. https://doi.org/10.1007/s10530-019-02145-z

Nienhuis, S., & Haxton, T. (s. f.). *A Bayesian risk assessment tool to quantify the probability of aquatic invasions in Ontario*.

Perdices, A., Martínez Olmedo, B., Machordom, A., Lambistos, I., Anastácio, P., Banha, F., Barca, S., Casals, F., Cobo, F., Guillén, A., López Cañizares, C., Miranda, R., Morcillo, F., Olivo del Amor, R., Oscoz, J., Pico, A., Ribeiro, F., Sánchez-González, J. R., Santos, M., … Oliva-Paterna, F. J. (2021). *Código de conducta. Zoológicos, acuarios y especies exóticas invasoras en la Península Ibérica*. LIFE INVASAQUA. https://dspace.uevora.pt/rdpc/handle/10174/34408

Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. Boletín Oficial del Estado, 185, de 3 de agosto de 2013. https://www.boe.es/eli/es/rd/2013/08/02/630.

Reglamento (CE) 338/97 del Consejo, de 9 de diciembre de 1996, relativo a la protección de especies de la fauna y flora silvestres mediante el control de su comercio. Diario Oficial de la Unión Europea, L61, de 3 de marzo de 1997. DOUE-L-1997-80321.

REHFISCH, M. M., ALLAN, J. R., & AUSTIN, G. E. (2010). *Alopochen aegyptiacus*. https://www.researchgate.net/profile/Balazs-Farkas/post/What-are-the-known-effects-of-Egyptian-Goose-on-native-bird-populations-in-the-UK-Europe/attachment/59d635fcc49f478072ea3aaa/AS%3A273669744463891%401442259360322/download/Rehfisch_et_al_2010.pdf

Rodríguez-Pastor, R., Senar, J. C., Ortega-Segalerva, A., Faus, J., Uribe, F., & Tomas, M. (2012). Distribution patterns of invasive Monk parakeets (Myiopsitta monachus) in an urban habitat. *Animal Biodiversity and Conservation*, *35*, 107-117. https://doi.org/10.32800/abc.2012.35.0107

Sodhi, N. S., & Ehrlich, P. R. (2010). *Conservation Biology for All*. OUP Oxford.

Sol, D. (2014). Claves del éxito de las especies invasoras. *Ambienta: La revista del Ministerio de Medio Ambiente*, *109*, 4-13.

Strubbe, D., & Matthysen, E. (2009). Establishment success of invasive ring-necked and monk parakeets in Europe. *Journal of Biogeography*, *36*(12), 2264-2278. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02177.x

Tobalske, B. W. (2007). Biomechanics of bird flight. *Journal of Experimental Biology*, *210*(18), 3135-3146. https://doi.org/10.1242/jeb.000273

Tribe, A., & Booth, R. (2003). Assessing the Role of Zoos in Wildlife Conservation. *Human Dimensions of Wildlife*, *8*(1), 65-74. https://doi.org/10.1080/10871200390180163

Vilizzi, L., Copp, G. H., Hill, J. E., Adamovich, B., Aislabie, L., Akin, D., Al-Faisal, A. J., Almeida, D., Azmai, M. N. A., Bakiu, R., Bellati, A., Bernier, R., Bies, J. M., Bilge, G., Branco, P., Bui, T. D., Canning-Clode, J., Cardoso Ramos, H. A., Castellanos-Galindo, G. A., … Clarke, S. (2021). A global-scale screening of non-native aquatic organisms to identify potentially invasive species under current and future climate conditions. *Science of The Total Environment*, *788*, 147868. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147868

Weirich, O. (2021). *Phänologie, Reproduktion, Verhalten und Flächennutzung der Nilgans Alopochen aegyptiaca in städtischen Parkanlagen in Wiesbaden und Vorschläge zum Management*.

Woog, F., & Hohmann, R. (2021). Hohmann, Rieke; Woog, Friederike 2021: How aggressive are Egyptian Geese Alopochen aegyptiaca? Interactions with Greylag Geese Anser anser and other birds in an urban environment. *Wildfowl*, *72*, 234-243.

Xiao, H., Hu, Y., Lang, Z., Fang, B., Guo, W., Zhang, Q., Pan, X., & Lu, X. (2017). How much do we know about the breeding biology of bird species in the world? *Journal of Avian Biology*, *48*(4), 513-518. https://doi.org/10.1111/jav.00934

Yoder, C. A., Avery, M. L., Keacher, K. L., & Tillman, E. A. (2007). Use of DiazaCon™ as a reproductive inhibitor for monk parakeets (Myiopsitta monachus). *Wildlife Research*, *34*(1), 8-13. https://doi.org/10.1071/WR06069

Young, R. J. (1997). The importance of food presentation for animal welfare and conservation. *Proceedings of the Nutrition Society*, *56*(3), 1095-1104. https://doi.org/10.1079/PNS19970113

Zahmel, J., Fernandez-Gonzalez, L., Jewgenow, K., & Müller, K. (2019). Felid-gamete-rescue within EAZA - efforts and results in biobanking felid oocytes and sperm. *Journal of Zoo and Aquarium Research*, *7*(1), Article 1. https://doi.org/10.19227/jzar.v7i1.369